



UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE COLOMBIA

Estimación de la exactitud temática y su impacto en la estimación de la incertidumbre de flujos de gases de efecto invernadero debidos a la deforestación.

Jhonatan Andrés Arias Zapata

Universidad Nacional de Colombia

Facultad de Ingeniería

Bogotá D.C, Colombia

2020

II

Estimación de la exactitud temática y su impacto en la estimación de la incertidumbre de flujos de gases de efecto invernadero debidos a la deforestación.

Estimación de la exactitud temática y su impacto en la estimación de la incertidumbre de flujos de gases de efecto invernadero debidos a la deforestación.

Jhonatan Andrés Arias Zapata

Tesis o trabajo de investigación presentada(o) como requisito parcial para
optar al título de:

Magister en Ingeniería Ambiental

Director:

Biólogo Gustavo Adolfo Galindo García

Codirector (a):

Ph.D. Rodrigo Jiménez Pizarro

Línea de Investigación:

Calidad del aire y emisiones de gases efecto invernadero (GEI)

Grupo de Investigación:

Grupo de Investigación de Calidad del Aire

Universidad Nacional de Colombia

Facultad de Ingeniería, Departamento de Ingeniería Química y Ambienta

Bogotá D.C., Colombia

2020

A Clara Inés y Ana Milena que son ellas los pilares fundamentales para cumplir mis sueños.

Agradecimientos

A Gustavo Galindo García, Coordinador del Grupo de Procesamiento digital de imágenes del Sistema de Monitoreo de Bosques y Carbono (SMByC) del IDEAM. Gustavo ha sido un gran ejemplo de disciplina, perseverancia y rigor; el trabajo que su grupo realiza y sus consejos fueron muy valiosos, se constituyeron en un catalizador para cumplir mis objetivos de esta investigación. Muchas gracias por su disposición a enseñar y por motivarme para mejorar cada día, a nivel académico, laboral y sobre todo como persona.

A Rodrigo Jiménez Pizarro, Ph.D. Profesor Asociado del Departamento de Ingeniería Química y Ambiental de la Universidad Nacional de Colombia. Quedan cortas las palabras para agradecer la confianza que ha puesto en mí en más de diez años, desde que inicié el pregrado supo identificar mis fortalezas para ayudarme a crecer como profesional.

Al Grupo del Sistema de monitoreo de bosques y carbono del IDEAM, en especial a Edersson Cabrera que creyó en mí, su apoyo ha sido clave para culminar el proyecto de la mejor manera. A Lina Katherine Vergara, con sus enseñanzas, colaboraciones y apoyo, fue la persona que me enseñó las herramientas y conocimiento básicos en sensores remotos y exactitud temática que me facilitaron a sobreponerme a los obstáculos y cumplir las metas propuestas en la investigación.

A Juan David Turriago, de la Subdirección de estudios ambientales del IDEAM y Edilneyi Zúñiga, del grupo de causas y agentes de la deforestación, por apoyarme en el aprendizaje de temáticas específicas para consolidar el panorama actual de la estimación de las emisiones e Incertidumbre asociada a la deforestación.

A Jeimmy, Mónica, Diego, y Sahra, mis compañeros del IDEAM y de la maestría que fueron soportes permanentes a lo largo de este propósito, por su amistad y disposición para ayudarme ante cualquier inconveniente.

Al proyecto Forest 2020 Econométrica y la Subdirección de Ecosistemas del IDEAM por su apoyo financiero, que me dio la oportunidad de realizar este proyecto de investigación, reflejada en esta tesis y en dos futuros artículos científicos con la recopilación de los resultados.

A mi familia, en especial, a mi madre Clara Inés, a mi hermana Alexandra, que siempre me ayudaron con su aliento, comprensión y fe; siempre recordaré que son lo que más quiero. A la familia Piedra Moreno, que me ha acogido como parte de ella y me ha apoyado, espero saber compensar lo que han hecho por mí.

A Ana Milena Piedra, por ser mi compañera en las batallas, que me anima y me ayuda a levantarme en los momentos más difíciles, y también por ser la colega que me motiva a resolver mis problemas de la forma más práctica y rigurosa posible.

Resumen

La deforestación, en Colombia, ha aumentado a un ritmo alarmante en los últimos años. Se estima que, en el 2014, el 17% de las emisiones de CO₂ estuvieron asociadas a este fenómeno. Para calcular la deforestación como sus emisiones, se utilizan sensores remotos que, a pesar de los avances, no están libres de error y son fuente de incertidumbre. Esta investigación evalúa el error temático asociado al cambio del uso del suelo en el parque Sierra de la Macarena para el año 2016, y pretende estimar el impacto en la cuantificación de las emisiones de gases efecto invernadero (GEI). Con este objetivo se utilizan múltiples esquemas de muestreo y tamaños de muestra para evaluar la exactitud temática, las emisiones y la incertidumbre asociada. Los resultados arrojan un coeficiente de variación (CV) de 6.7% para el muestreo estratificado y, para el postestratificado aleatorio simple, un CV de 7.7 %, con un valor cercano al del área deforestada. Asimismo, se obtuvo una exactitud general con valores superiores al 93%, frente a una exactitud del usuario del 77% y, del 70%, para el productor. También se encontró que las áreas deforestadas cambian a pastizales y arbustales con un 55 y 39%, y sus emisiones son de 2023 Gg CO_{2 eq} y 1445 Gg CO_{2 eq}, respectivamente. Por último, el mejor método para determinar la incertidumbre fue la propagación del error con un valor de ±8.72%, en comparación con el método de Montecarlo que obtuvo un ±23.1%. Estos resultados podrían ser determinantes para mejorar la calidad de los productos del SMByC del IDEAM, así como el desarrollo de nuevos parámetros de cálculo de las emisiones de GEI.

Palabras clave: Incertidumbre, Factor de emisión, Datos de actividad, Inventario de gases de efecto invernadero (INGEI), exactitud temática, estimador estadístico, buenas prácticas IPCC.

Abstract

Deforestation in Colombia has increased at an alarming rate in recent years. It is estimated that, in 2014, 17% of CO₂ emissions were associated with this phenomenon. To calculate deforestation and its emissions, remote sensors are used which, despite progress, are not free from error and are a source of uncertainty. This research evaluates the thematic error associated with land use change in the Sierra de la Macarena park for 2016, and aims to estimate the impact on the quantification of greenhouse gas (GHG) emissions. To this end, multiple sampling schemes and sample sizes are used to assess thematic accuracy, emissions and associated uncertainty. The results yield a coefficient of variation (CV) of 6.7% for stratified sampling and, for simple random post-stratified sampling, a CV of 7.7%, with a value close to that of the deforested area. Overall accuracy was also obtained with values above 93%, compared with user accuracy of 77% and, for the producer, 70%. It was also found that deforested areas change to grassland and shrubs with 55 and 39%, and their emissions are 2023 Gg CO₂ eq and 1445 Gg CO₂ eq, respectively. Finally, the best method to determine the uncertainty was the propagation of the error with a value of $\pm 8.72\%$, compared to the Monte Carlo method which obtained $\pm 23.1\%$. These results could be decisive for improving the quality of IDEAM's SMByC products, as well as the development of new parameters for calculating GHG emissions.

Keywords: Thematic accuracy, Uncertainty, Emission factor, Activity data, Greenhouse gas inventory, statistical estimator, IPCC good practices.

Contenido

| | |
|---|-------------|
| Resumen | III |
| Abstract..... | V |
| Contenido | VII |
| Lista de figuras | IX |
| Lista de tablas | XI |
| Lista de Símbolos y abreviaturas | XIII |
| Introducción | 1 |
| 1. Estado de la ciencia..... | 6 |
| 1.1 Deforestación y monitoreo de la deforestación..... | 6 |
| 1.1.1 Estado actual de la deforestación en Colombia | 7 |
| 1.1.2 Compromisos Internacionales..... | 8 |
| 1.1.3 Resultados de la deforestación en Colombia | 10 |
| 1.2 SMyC | 14 |
| 1.2.1 Resultados de la exactitud temática..... | 18 |
| 1.3 Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero (INGEI) | 19 |
| 1.3.1 Generalidades para el INGEI en Colombia | 19 |
| 1.3.2 INGEI módulo AFOLU..... | 22 |
| 1.4 Emisiones asociadas a GEI módulo AFOLU Deforestación | 23 |
| 1.4.1 Datos de actividad | 24 |
| 1.5 Evaluación de exactitud temática | 25 |
| 1.5.1 Revisión histórica sobre la evaluación de exactitud en los sensores remotos | 26 |
| 1.5.2 Inferencia estadística..... | 28 |
| 1.5.3 Componentes básicos de la evaluación de exactitud..... | 29 |
| 1.6 Cálculo de emisiones GEI..... | 55 |
| 1.6.1 Reservorios de carbono | 56 |
| 1.6.2 Ecuaciones de conversión de tierras forestales a otras categorías..... | 57 |
| 1.7 Estimación de la Incertidumbre..... | 62 |
| 1.7.1 Fuentes de Incertidumbre | 62 |
| 1.7.2 Métodos de estimación | 63 |
| 1.7.3 Propagación fuerte de la incertidumbre | 64 |
| 1.7.4 Montecarlo | 66 |
| 2. Metodología..... | 71 |

| | | |
|-----------|---|------------|
| 2.1 | Área de estudio | 71 |
| 2.1.1 | Selección de región de estudio | 71 |
| 2.1.2 | Región elegida..... | 74 |
| 2.2 | Evaluación de exactitud temática en el mapa de detección de cambios bosque/no bosque en región de estudio | 75 |
| 2.2.1 | Diseño de muestreo | 77 |
| 2.2.2 | Diseño de respuesta..... | 79 |
| 2.2.3 | Análisis espacial evaluación de la exactitud temática | 84 |
| 2.3 | Estimación del cambio de la cobertura del suelo en la región de estudio | 85 |
| 2.3.1 | Diseño de muestreo | 87 |
| 2.3.2 | Diseño de respuesta..... | 88 |
| 2.4 | Estimación de las emisiones GEI debidas al cambio de la cobertura del suelo. | 89 |
| 2.5 | Incertidumbre de la estimación de emisiones | 91 |
| 3. | Resultados y discusión. | 93 |
| 3.1 | Datos de actividad- evaluación de la exactitud temática. | 93 |
| 3.1.1 | Evaluación de exactitud temática en la región de estudio | 93 |
| 3.1.2 | Análisis espacial evaluación de la exactitud temática | 119 |
| 3.1.3 | Evaluación de los cambios de cobertura por la deforestación | 121 |
| 3.2 | Cuantificación de emisiones GEI por la deforestación..... | 125 |
| 3.2.1 | Cálculo de emisiones de GEI..... | 125 |
| 3.2.2 | Flujos de GEI..... | 126 |
| 3.3 | Estimación de la incertidumbre..... | 128 |
| 3.3.1 | Incertidumbre por propagación del error..... | 128 |
| 3.3.2 | Incertidumbre por simulación de Montecarlo | 132 |
| 4. | Conclusiones y recomendaciones | 139 |
| 4.1 | Conclusiones..... | 139 |
| 4.2 | Recomendaciones | 142 |
| 5. | Anexos | 144 |
| 5.1 | Anexo 1: Definiciones clave..... | 144 |
| 5.2 | Anexo 2: Parque Natural Nacional Sierra de la Macarena | 148 |
| 5.2.1 | Marco Normativo y dimensión Política..... | 148 |
| 5.2.2 | Dimensión político-administrativa | 148 |
| 5.2.3 | Dimensión socio ambiental: | 149 |
| 5.2.4 | Importancia del área escogida | 150 |
| 5.2.5 | Deforestación en el área de estudio | 152 |
| 5.3 | Anexo 3: Recopilación de los resultados de evaluación temática. | 153 |
| 5.4 | Anexo 4: Complemento de los resultados de emisiones | 154 |
| 5.5 | Anexo 5: Datos complementarios estimación de la incertidumbre por propagación de error..... | 155 |
| 5.6 | Anexo 6: Datos complementarios estimación de la incertidumbre por Montecarlo | |
| | 156 | |
| | Bibliografía | 157 |

Lista de figuras

| | Pág. |
|---|-------------|
| Figura 1-1: Muestra de la deforestación en la región Amazónica colombiana | 8 |
| Figura 1-2: Deforestación a nivel nacional 2015-2018 | 12 |
| Figura 1-3: Deforestación a nivel regional 2015-2018 | 12 |
| Figura 1-4: Deforestación a nivel departamental 2015-2018, en los de mayor afectación. | 13 |
| Figura 1-5: Porcentaje nacional de deforestación 2015-2017, en los municipios más críticos. | 13 |
| Figura 1-6: Deforestación en parques Nacionales Naturales 2015-2018, en las áreas protegidas más críticas..... | 14 |
| Figura 1-7: Diagrama de flujo del procesamiento de imágenes satelitales SMBByC | 17 |
| Figura 1-8: Mapa de densidad de los errores de omisión y comisión en el cambio en la superficie de bosque periodo 2015-2017..... | 19 |
| Figura 1-9: Descripción general del sector AFOLU. | 20 |
| Figura 1-10: Emisiones del sector AFOLU para el año 2014. | 23 |
| Figura 1-11: Matriz de error en términos del resultado de muestreo | 44 |
| Figura 1-12: Matriz de error en términos de proporción del área. | 45 |
| Figura 1-13: Porcentaje de reserva de carbono en los bosques, 2020..... | 56 |
| Figura 1-14: Ejemplos de funciones de probabilidad..... | 67 |
| Figura 1-15: Delimitación del método Montecarlo..... | 67 |
| Figura 1-16: Enfoque de Montecarlo para calcular la incertidumbre | 68 |
| Figura 1-17: Ajuste de un valor extremo en una distribución | 69 |
| Figura 2-1: Parámetros para la selección de la región de estudio | 71 |
| Figura 2-2: Lista de Municipios con alta área de deforestación | 73 |
| Figura 2-3: Región de estudio; a) Límites del PNN Sierra de la Macarena y en línea punteada el búfer de la zona de influencia, b) la ubicación espacial del parque en Colombia | 75 |
| Figura 2-4: Diagrama de flujo en la etapa del diseño de muestreo. | 77 |
| Figura 2-5: Diagrama de flujo en la etapa del diseño de respuesta. | 79 |
| Figura 2-6: Ejemplo del diseño de respuesta de un punto de deforestación. | 84 |
| Figura 2-7: Consolidado de las diferentes etapas de muestreo. | 87 |
| Figura 2-8: Diagrama de flujo estimación de emisiones GEI..... | 91 |
| Figura 2-9: Diagrama de flujo de incertidumbre en la estimación de las emisiones. | 92 |
| Figura 3-1: Imagen de los puntos de muestreo para el esquema sistemático alineado.. | 94 |
| Figura 3-2: Imagen de los puntos de muestreo para el esquema aleatorio simple | 95 |

| | |
|--|-----|
| Figura 3-3 Imagen de los puntos de muestreo para el esquema de dos etapas. | 95 |
| Figura 3-4: Intervalos de confianza de la exactitud del productor clase deforestación. | 100 |
| Figura 3-5: Intervalos de confianza proporción del área bosque estable variando esquemas de muestreo. | 104 |
| Figura 3-6: Intervalos de confianza proporción del área no bosque estable variando esquemas de muestreo.. | 105 |
| Figura 3-7: Intervalos de confianza proporción de área deforestación variando esquemas de muestreo. | 106 |
| Figura 3-8: Dispersión de área ajustada DEF vs % Error DEF | 106 |
| Figura 3-9: Gráfica de Coeficiente de variación en la clase de deforestación. | 108 |
| Figura 3-10: Eficiencia relativa por esquemas de muestreo..... | 108 |
| Figura 3-11: Intervalos de confianza en función del error esperado del bosque estable. | 115 |
| Figura 3-12: Intervalos de confianza en función del error esperado para la clase de deforestación..... | 116 |
| Figura 3-13: Área ajustada según el error estándar del ejercicio de remuestreo. | 117 |
| Figura 3-14: Intervalos de confianza del área ajustada de deforestación en función de los ejercicios de remuestreo..... | 117 |
| Figura 3-15: Coeficiente de variación de la clase de deforestación en función del error esperado. | 118 |
| Figura 3-16: Gráfica del ancho del intervalo de la deforestación en función del error esperado. | 119 |
| Figura 3-17: Mapa de calor de errores de comisión | 120 |
| Figura 3-18: Mapa de calor errores de omisión | 120 |
| Figura 3-19: Imagen de los puntos de muestreo de atribución del cambio..... | 121 |
| Figura 3-20: Tipificación del uso del suelo 2016-2019 | 124 |
| Figura 3-21: Coeficientes de variación del área de cambio 2016-2019. | 124 |
| Figura 3-22: Resultado de las emisiones GEI debido a la deforestación en la región de estudio..... | 125 |
| Figura 3-23: Análisis de flujos de GEI en 2016-2019 región de estudio. | 127 |
| Figura 3-24: Resultados paso a paso método de Montecarlo para el esquema de muestreo estratificado año 2016. | 134 |
| Figura 3-25: Comparativo de emisiones totales de los dos métodos de incertidumbre para el muestreo estratificado y postestratificado sistemático. | 137 |
| Figura 3-26: Intervalos de confianza por esquemas de muestreo a partir de la propagación de error y Montecarlo. | 138 |
| Figura 5-1: Mapa político Parque Sierra de la Macarena | 149 |
| Figura 5-2: Cultivos Ilícitos en parques Naturales | 150 |
| Figura 5-3: Imágenes de paisaje y biodiversidad del Parque Sierra de la Macarena.... | 151 |
| Figura 5-4: Deforestación en el PNN Sierra de la Macarena 2015-2019..... | 152 |

Lista de tablas

| | Pág. |
|--|------|
| Tabla 1-1: Resultados del monitoreo de deforestación nacional entre 2016-2019 | 10 |
| Tabla 1-2: Fuentes de información para INGEI módulo AFOLU deforestación..... | 22 |
| Tabla 1-3: Evolución del estudio de la exactitud temática | 27 |
| Tabla 1-4: Criterios de elección del diseño de muestreo. | 30 |
| Tabla 1-5: Resumen de las características de los diferentes esquemas de muestreo | 34 |
| Tabla 1-6: Clases de asignaciones del tamaño de muestras | 39 |
| Tabla 1-7: Resumen de las características claves del diseño de respuesta | 40 |
| Tabla 1-8: Resumen de estimadores de la proporción del área | 51 |
| Tabla 1-9: Procedimiento de cálculo de estimadores de área por conglomerados..... | 52 |
| Tabla 1-10: Tipos de reservorios de Carbono en el bosque | 56 |
| Tabla 1-11: Resumen de métodos de estimación de la incertidumbre | 63 |
| Tabla 1-12: Coeficiente de ponderación de incertidumbres para estimar emisiones GEI | 65 |
| Tabla 1-13: Resumen distribución de probabilidad en el método de Montecarlo. | 69 |
| Tabla 2-1: Resumen de los ejercicios planteados en la investigación..... | 76 |
| Tabla 2-2: Características y restricciones de las diferentes etapas del diseño de muestreo | 78 |
| Tabla 2-3: Resumen de las especificaciones del protocolo de respuesta | 82 |
| Tabla 2-4: Consolidado de las diferentes etapas del diseño de muestreo | 87 |
| Tabla 2-5: Datos de actividad tierras forestales a otras categorías de tierras..... | 89 |
| Tabla 2-6: Lista de parámetros constantes en las emisiones para la estimación de la biomasa. | 90 |
| Tabla 3-1: Datos del mapa de cambio bosque/no bosque de la región de estudio..... | 93 |
| Tabla 3-2: Matriz de error y exactitudes esquemas de muestreo aleatorio simple y estratificado. | 97 |
| Tabla 3-3: Matriz de error y exactitudes esquemas de muestreo sistemático alineado y no alineado. | 98 |
| Tabla 3-4: Matriz de error de proporciones estimadores de área muestreo postestratificado aleatorio simple y estratificado. | 101 |
| Tabla 3-5: Matriz de error de proporciones estimadores de área muestreo Postestratificado sistemático alineado y no alineado. | 101 |

| | |
|--|-----|
| Tabla 3-6: Matriz de error de proporciones estimadores de área de otros muestreos..... | |
| | |
| | 102 |
| Tabla 3-7: Resultado del área ajustada en el bosque estable y sus límites de confianza por esquemas de muestreo | 102 |
| Tabla 3-8: Resultado del área ajustada en la deforestación y sus límites de confianza por esquemas de muestreo | 102 |
| Tabla 3-9: Resultado del área ajustada en el no bosque estable y sus límites de confianza por esquemas de muestreo | 103 |
| Tabla 3-10: Ejercicios realizados con la variación del tamaño de muestra con el error esperado. | 109 |
| Tabla 3-11: Resultado del área ajustada bosque estable y sus límites de confianza por error esperado. | 109 |
| Tabla 3-12: Resultado del área ajustada deforestación y sus límites de confianza por error esperado. | 110 |
| Tabla 3-13: Resultado del área ajustada de no bosque estable y sus límites de confianza por error esperado. | 110 |
| Tabla 3-14: Matriz de error de proporciones y estimadores de área por diferentes tamaños de muestra primera parte. | 110 |
| Tabla 3-15: Matriz de error de proporciones y estimadores de área por diferentes tamaños de muestra segunda parte..... | 111 |
| Tabla 3-16: Matriz de error y valores de exactitudes variando el error esperado..... | 112 |
| Tabla 3-17: Matriz de error y valores de exactitudes variando el error esperado..... | 113 |
| Tabla 3-18: Resultado de la atribución del cambio de uso del suelo después de la deforestación en la región de estudio entre 2016-2019 | 122 |
| Tabla 3-19: Resultado de la tipificación del cambio de uso del suelo 2016 al 2019 y su error estándar de muestreo en la región de estudio | 122 |
| Tabla 3-20: Resumen de las emisiones de CO ₂ con la variación de diferentes muestreos | 126 |
| Tabla 3-21: Resumen de flujos de emisiones GEI periodo 2016-2019 región de estudio. | 126 |
| Tabla 3-22: Resumen final del método de propagación de error para el muestreo estratificado año 2016. | 130 |
| Tabla 3-23: Emisiones totales y su incertidumbre con propagación de error para 2016 | 132 |
| Tabla 3-24: Resumen datos de entrada método de Montecarlo esquema estratificado año 2016. | 133 |
| Tabla 3-25: Comparativo de emisiones totales del método de Montecarlo variando esquema de muestreo. | 136 |
| Tabla 5-1: Resumen de datos de biomasa aérea | 155 |

Lista de Símbolos y abreviaturas

Símbolos con letras latinas

| Símbolo | Término | Unidad SI | Definición |
|-----------|----------------------------------|----------------------|-----------------------|
| <i>ha</i> | Hectárea | 10000 m ² | <i>Unidad de área</i> |
| <i>n</i> | Tamaño de muestra | 1 | Ecuación 1-2 |
| <i>N</i> | Total de población | píxels | |
| O | Exactitud general | 1 | Ecuación 1-6 |
| U | Exactitud del usuario | 1 | Ecuación 1-11 |
| P | Exactitud del Productor | 1 | Ecuación 1-14 |
| \hat{p} | Estimado de proporción | ha | Ecuación 0-1 |
| V | Varianza | ha ² | |
| MSE | Error cuadrado medio | 1 | Ecuación 1-27 |
| CV | Coefficiente de variación | 1 | Ecuación 1-28 |
| EF | Eficiencia relativa del muestreo | 1 | Ecuación 1-29 |

Símbolos con letras griegas

| Símbolo | Término | Unidad SI | Definición |
|------------|-------------------------------------|-----------|--------------|
| κ | Coefficiente Kappa | 1 | Ecuación 1-9 |
| θ_1 | Grado de formación del componente i | 1 | |

Subíndices

| Subíndice | Término |
|-----------|-------------------------------|
| eq | Equivalente |
| h | Estrato del tamaño de muestra |
| i | Fila |
| j | Columna |
| K | |
| Tot | Total |

Superíndices

| Superíndice | Término |
|-------------|---------------------|
| n | Exponente, potencia |

Abreviaturas

| Abreviatura | Término |
|--------------------|----------------|
|--------------------|----------------|

| | |
|---------------|---|
| SMBYC | Sistema de Monitoreo de Bosques y Carbono |
| INF | Inventarios Forestales |
| <i>INGEI</i> | Inventario de Gases de Efecto Invernadero |
| <i>GEI</i> | Gases de Efecto Invernadero |
| <i>AFOLU</i> | Sector agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra |
| <i>IPCC</i> | Panel Intergubernamental de Cambio Climático |
| <i>CMNUCC</i> | Conferencia de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático |
| REDD | Programa para reducir las emisiones derivadas de la deforestación y la degradación de los bosques |
| NREF | Nivel de referencia de las emisiones forestales por deforestación |
| ST | Estratificado |
| SRS | Aleatorio simple |
| SYA | Sistemático alineado |
| SYNA | Sistemático no alineado |
| SRSX2 | Muestreo de dos etapas |
| BE | Bosque estable |
| NBE | No bosque estable |
| DEF | Deforestación |
| SI | Sin Información |

Introducción

Los bosques desempeñan una tarea de gran importancia en la regulación del clima global, debido a que su capacidad para almacenar carbono es mayor que la de cualquier otro bioma terrestre. En su interior se acumulan aproximadamente 650 billones de toneladas se estima que solo las áreas de bosques húmedos tropicales en Colombia retienen entre 200 y 350 Ton C/ha (Anaya, Chuvieco, & Palacios-Orueta, 2009) y (Phillips, Duque, Scott, Wayson, & Galindo, 2016).

La deforestación, por tanto, implica la liberación de fuentes importantes de carbono y provoca erosión del suelo, cambio en el albedo y la temperatura. También reduce la extensión del hábitat y, la disminución de las especies. Se estima que, para el año 2018, la pérdida mundial de bosques tropicales constituyó entre un 7 y un 14% de las emisiones humanas anuales de dióxido de carbono (Arévalo, Olofsson, & Woodcock, 2019).

Colombia es uno de los países con mayor biodiversidad, sin embargo, en los últimos años el país se ha enfrentado a cambios importantes en el uso de la tierra, cuyas implicaciones se han visto reflejadas en la deforestación y degradación de los bosques. De hecho, se calcula que en las últimas tres décadas (1990-2017), el país perdió más de 6.7 millones de ha de bosque natural. Dichos cálculos se llevan a cabo a través del análisis de mapas temáticos de cambio de cobertura de la tierra que provienen, principalmente, de sensores remotos. Sin embargo, estos mismos insumos son vitales porque representan de la manera más cercana la realidad y sirven para la estimación de los datos de actividad en la cuantificación de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI). Las emisiones y remociones de carbono se estiman como el producto de la tasa de cambio en el área de uso de la tierra, y se denominan “datos de actividad”. Por otra parte, las reservas de carbono para cambios particulares en el uso de la tierra se reconocen como “factores de emisión” (McRoberts, Næsset, Sannier, Stehman, & Tomppo, 2020) (Olofsson P. , Foody, Stehman, & Woodcock, 2013) (McRoberts & Walters, 2012).

Para realizar estos cálculos, resultan imprescindibles los mapas temáticos y las dimensiones que evalúan la calidad de sus productos como la exactitud de posición, la exactitud temática, consistencia lógica y temporal. No obstante, se reconoce que todos los mapas contienen algún tipo de error que se propaga a las estimaciones derivadas de su análisis. La utilidad de los mapas para una inferencia científica varía en función de variables, como el sesgo y la exactitud. A nivel científico se suelen utilizar las evaluaciones de exactitud temáticas solamente de forma informativa, de manera que si sus valores son pobres o débiles, puede ser solo un dato suelto que impida la comprensión y la aplicación exitosa. Así pues, si el sesgo y la exactitud no han sido evaluados y reportados, entonces los mapas pueden tener poca o ninguna utilidad para la inferencia científica (Stehman & Foody, 2019) (Card, 1982) (Global Forest Observations Initiative GFOI, 2018).

En este orden de ideas, se recomienda que los mapas de cambio de cobertura de tierras forestales vayan acompañados de una evaluación de la exactitud que incluya una descripción del diseño de muestreo, una matriz de error, el área o la proporción del área de cada categoría según el mapa y medidas descriptivas de exactitud que incluyan la exactitud del usuario, el productor y la exactitud general. Además, las zonas mapeadas deberían ajustarse para eliminar el sesgo atribuible a la clasificación errónea del mapa y estas estimaciones ajustadas de las zonas deberían ir acompañadas de intervalos de confianza para cuantificar la variabilidad del muestreo (McRoberts & Walters, 2012).

En esta investigación se enfocará en el componente de exactitud temática, descrito como el grado de coincidencia entre el mapa producido y el mapa de referencia. La precisión del mapa de referencia se utiliza para clasificar el mapa evaluado con unas muestras seleccionadas. Sin embargo, la comparación suele presentar una matriz de error o confusión (IDEAM, 2019) (Galindo, Espejo, Rubiano, Vergara, & Cabrera, 2014). Así pues, si se quiere reducir los errores estándar de las estimaciones de área basadas en los datos de muestra de referencia, resulta necesario detenerse a evaluar la exactitud temática (Global Forest Observations Initiative GFOI, 2018).

Por otra parte, es esencial comprender y calcular los errores en el monitoreo de la deforestación, ya que existe un vacío en los datos forestales. Dicho vacío se debe a que los mapas de cambio de cobertura del suelo no tienen un método generalizado en la

evaluación de la exactitud y a que los errores asociados al cambio de uso del suelo son complejos y no lineales. A esto último, se suma el hecho de que pocas investigaciones han tratado estos cambios empleando conceptos de calidad temática. Sin embargo, tanto los cambios como las desviaciones impactan directamente en la contabilización de GEI, especialmente en el sector agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra (AFOLU). Es a la luz de todas las anteriores evidencias, que este estudio pretende identificar y tratar las fuentes de error con el objetivo de disminuir las incertidumbres en las estimaciones de GEI en este sector. Para ello, resulta fundamental comprender las incertidumbres en la medida en que nos proporciona un conocimiento de las emisiones y pueden ser insumo para optimizar las metodologías de estimación y mejorar los resultados finales. Por último, vale la pena destacar que la reducción de la incertidumbre puede impactar positivamente en los proyectos nacionales como REDD+ (reducción de las emisiones de la deforestación y la degradación forestal) o para que los pagos por resultados sean más precisos. (Programa ONU REDD, 2004) (Jiménez P, 2017). (Olofsson P. , y otros, 2014).

Con el fin de comprender el panorama global sobre el monitoreo y resultado de la deforestación y las emisiones en Colombia, la presente investigación inicia con un estado de la ciencia. Se realiza, a continuación, un detallado resumen teórico sobre la exactitud temática, los factores de emisión y la incertidumbre (capítulo uno). Los aspectos metodológicos de cada una de las fases de la investigación se abordarán en el capítulo segundo, para luego continuar con la presentación y análisis de los resultados obtenidos en la investigación y sus particularidades. Finalmente, se presentan las conclusiones, recomendaciones y perspectivas de esta investigación (capítulo cuatro).

Para esta investigación se dispusieron los siguientes objetivos principal y secundarios respectivamente:

- Conceptualizar y estimar el error temático asociado al monitoreo del cambio del uso del suelo y la deforestación en una zona seleccionada de Colombia (Estudio de Caso) y evaluar su impacto en la cuantificación de las emisiones y absorciones de GEI asociados al sector AFOLU (deforestación).
- Estructurar y sintetizar la información disponible y estado de la ciencia referente al error temático.

- Proponer metodologías que mejoren la estimación del error temático aplicable al contexto colombiano.
- Identificar, analizar y evaluar las distintas fuentes de información de percepción remota a partir de las cuales se podría evaluar el cambio del uso del suelo, la deforestación y el error temático en una zona seleccionada de Colombia (Estudio de Caso).
- Estimar y analizar rigurosamente el error temático a partir del análisis de sensores remotos de alta y media resolución disponibles para una zona seleccionada de Colombia (Estudio de Caso).
- Evaluar el impacto del error temático en la estimación de las Emisión/captura de GEI asociados al sector AFOLU (deforestación) en una zona seleccionada de Colombia (Estudio de Caso).

Esta investigación se desarrolló en un periodo de 18 meses y estuvo fomentada e impulsada por el proyecto Forest 2020 de Patrimonio natural, el SMByC que hace parte de Subdirección de Ecosistemas e Información Ambiental del IDEAM y el departamento de Ingeniería Química y ambiental de la Universidad Nacional de Colombia sede Bogotá.

1. Estado de la ciencia.

1.1 Deforestación y monitoreo de la deforestación.

Según Global Forest Watch, desde 2002 hasta 2019, se produjo una pérdida de 386 Mha de cubierta forestal a nivel mundial que equivale a una reducción del 9.7% de la cubierta arbórea respecto al año 2000, y a 105 GTon de emisiones de CO₂. Adicionalmente, se registró un total de 60.5 Mha de pérdida de bosque primario húmedo en ese mismo periodo, lo que representaba el 16% del total (GFW, 2020)^[Obj.].

Para llevar a cabo el monitoreo de la deforestación, a nivel mundial se han utilizado los datos de imágenes satelitales. El trabajo más destacado en la componente es del grupo de investigación del departamento de las ciencias geográficas de la Universidad de Maryland. En el 2013 estos investigadores cuantificaron la pérdida y la ganancia forestal bruta, así como la información sobre la pérdida anual y las tendencias de las pérdidas forestales (Hansen, y otros, 2013). Los avances a nivel mundial se han venido congregando en la iniciativa Global Forest Watch, cuya plataforma presenta los resultados de la deforestación y otras aplicaciones, como alertas de deforestación o incendios forestales.

En la siguiente sección se desarrolla un resumen del estado de la deforestación en Colombia, se explicará el contexto de los compromisos multilaterales, así como los últimos resultados del monitoreo de la deforestación y sus causas. Por último, se desarrollarán los resultados de las emisiones causadas por la deforestación.

1.1.1 Estado actual de la deforestación en Colombia

Colombia cuenta con más de 60 millones de hectáreas de cubierta forestal equivalentes al 10% del total mundial. Es considerado como un país predominantemente boscoso, dado que, la superficie de bosque natural cubre 59'312.369 ha, lo que representa el 51.9% de su territorio.

En el lustro que va del 2013 al 2017, la pérdida de bosque estimada fue de 783.899 ha y se localizó en la Amazonía, territorio que acumuló el 46% de la deforestación total. Para el año 2017 el área deforestada del país fue de 219.973 ha, 23% superior a la 2016 estimada en 178.597 ha, que a su vez fue 44% superior respecto a la cifra reportada para 2015 (MinAmbiente, IDEAM, 2018) (Cabrera, Galindo, & Gonzáles, 2019).

En términos generales, se ha estimado que la liberación de CO₂ a la atmósfera, impulsada por el cambio de la cubierta terrestre tropical, es de $2.0 \pm 1.1 \times 10^{12}$ g/año y para el caso colombiano, se estima que el 17% de las 25.242 Gg de CO₂ en 2014 han sido causadas por la deforestación (IDEAM, PNUD, MADS, DNP, & CANCELILLERÍA, 2016) (IDEAM; PNUD; MADS; DNP; CANCELILLERÍA, 2018)^[99]. De manera que es posible afirmar que la deforestación y la degradación de los bosques han contribuido de manera significativa al aumento de las emisiones de CO₂, tanto dentro como fuera del país.

El incremento del área deforestada en el país tiene múltiples causas: el acaparamiento de tierras, la expansión de la frontera agropecuaria, la minería ilegal, el aumento de los cultivos ilícitos, el mercado ilegal de madera, la infraestructura vial en zonas protegidas y problemas de degradación de la tierra (González, y otros, 2018). Sin embargo, los datos recientes muestran que ha estado relacionada con los efectos del posconflicto. En efecto, tras el acuerdo de paz con las FARC, se ha encontrado un crecimiento significativo en la tasa de deforestación en las áreas protegidas y en las zonas circundantes, en especial en los parques naturales que se hallan en la región amazónica colombiana. En otras palabras, se observa una disminución en las áreas protegidas y una mayor vulnerabilidad de la biodiversidad (Clerici, y otros, 2020) (Negret, y otros, 2020).

En este contexto, la vigilancia de los cambios en los bosques se convierte en un factor de importancia crítica. Sin dejar de lado, el hecho de que el Estado colombiano ha adquirido

compromisos internacionales para proteger los bosques y reducir las emisiones de los GEI. (Milodowsk, Mitchard, & Williams, 2017).

1.1.2 Compromisos Internacionales

Teniendo en cuenta el rol estratégico de Colombia en la preservación de los bosques y en la reducción de las emisiones, el país ha adquirido recientemente una serie de compromisos internacionales que incluyen una reducción del 30% en las emisiones GEI para el año 2030 y una tasa cero de deforestación neta en el bioma amazónico, establecido en el marco de la Convención Marco de Naciones Unidas sobre Cambio Climático (CMNUCC) (MADS; IDEAM, 2016) (Min Ambiente; IDEAM, 2018).

Figura 1-1: Muestra de la deforestación en la región Amazónica colombiana



Fuente: (Embajada de Noruega, 2019).

Por otra parte, en el desarrollo de Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático del 2019 realizada en Madrid (Conferencia de las partes COP 25), Colombia se comprometió con nuevos objetivos nacionales: primero reducir la deforestación en 155.000 hectáreas para 2022 y a 100.000 para 2025 (Embajada de Noruega, 2019).

Desde el 2007, como resultado de la conferencia 13 de CMNUCC, se aprobó el "Plan de Acción de Bali". En este se hace referencia al papel de los bosques en el régimen climático. La decisión alienta a iniciar actividades para reducir las emisiones derivadas de la deforestación y la degradación de los bosques (REDD) en los países en desarrollo. El programa REDD también estableció una línea de base que permite la demostración de las reducciones de las emisiones derivadas de la deforestación. Los sistemas nacionales de vigilancia de REDD+ deben proporcionar estimaciones que sean "transparentes, coherentes y, en la medida de lo posible, precisas, y que reduzcan las incertidumbres, teniendo en cuenta las capacidades y los medios nacionales" (Pelletier, R, Kirby b, & Potvin, 2012).

Asimismo, se enumeran una serie de requisitos y obligaciones que Colombia debe cumplir en lo que corresponde a las emisiones de GEI:

- a) Los países deben elaborar, actualizar periódicamente, publicar y facilitar inventarios nacionales de las emisiones antropogénicas por las fuentes y de la absorción por los sumideros de todos los GEI, utilizando metodologías comparables (MINAMBIENTE, 2018).
- b) CMNUCC y el Protocolo de Kioto solicita a los países que reporten su inventario nacional de gases efecto invernadero (INGEI) aplicando las guías y directrices del IPCC. Esto último con el fin de generar reportes que sean coherentes, integrales, precisos, transparentes y comparables (MINAMBIENTE, 2018).
- c) Los países deben implementar buenas prácticas en los sectores del cambio del uso de la tierra y la silvicultura desarrolladas por las Guías de buenas prácticas 2000, 2003, 2006. Así como en (IPCC, 2006)^[OBJ].
- d) La conferencia de las Partes de Cancún en 2010 (COP16) estableció que los países deben entregar Informes Bienales de Actualización (IBA) con información reciente sobre los INGEI. Las actualizaciones deben mejorar en la exhaustividad y las metodologías empleadas para el cálculo de emisiones; y en la evaluación de la incertidumbre.

1.1.3 Resultados de la deforestación en Colombia

Para conocer la problemática de la deforestación en Colombia, es necesario dar una mirada a los resultados a nivel macro en el cambio del uso de la tierra y sus implicaciones a nivel de los ecosistemas del país. A continuación, en la Tabla 1-1 se presenta una recapitulación de los resultados del monitoreo de la deforestación desde el año 2016 al 2019, basados en los datos generados por el SMyC del IDEAM.

Tabla 1-1: Resultados del monitoreo de deforestación nacional entre 2016-2019

| Año | Resultados Generales | Alertas tempranas de deforestación | Causas y agentes de la deforestación |
|------|---|---|--|
| 2016 | <ul style="list-style-type: none"> La región Amazónica concentra el 39% del total nacional de los bosques, seguido por la región Andina con un 26%. En áreas del sistema de parques representó el 6% del total nacional de la deforestación. Los polígonos de deforestaciones mayores de 10 hectáreas representan un 10% del total, estos se concentran en la región Amazónica. | <p>Se concentró en 7 núcleos:</p> <ul style="list-style-type: none"> El arco de deforestación en el noroccidente de la Amazonia El nororiente de Antioquia Norte Santander El pacífico sur (Nariño) El pacífico norte (Choco, Antioquia y Córdoba) | <ul style="list-style-type: none"> La praderización como forma de tenencia de la tierra o especular con su valorización. La expansión de la frontera agrícola está vinculada a la siembra de cultivos de uso ilícito. La extracción ilícita de minerales y el aprovechamiento de madera. |
| 2017 | <ul style="list-style-type: none"> El área deforestada fue de 219.973 ha, 23% superior a la 2016 y el 65,5% ocurrió en la región amazónica. En 25 municipios se concentra el 74% de la deforestación, siendo San Vicente del Caguán, Cartagena del Chaira, San José del Guaviare y La Macarena los de mayor porcentaje. En 7 municipios amazónicos se concentra casi la mitad de la pérdida de bosque (49,1 %). En áreas del Sistema de Parques representó el 5% del total nacional. Siendo la Sierra de la Macarena y Tinigua los mayores. | <ul style="list-style-type: none"> El 70% de la deforestación se concentró en 8 núcleos principales y el 18% de los polígonos deforestados corresponde a polígonos mayores a 10 ha. | <ul style="list-style-type: none"> Usurpación de baldíos. Implementación de los acuerdos de paz. Cambio en las reglas locales de uso del suelo (presencia/ausencia actores armados). Talas y quemas, incluso en Parques Nacionales Naturales. Conectividad entre centros poblados históricamente aislados. Intereses especulativos sobre la tierra y programas como la sustitución de cultivos ilícitos. |

| Año | Resultados Generales | Alertas tempranas de deforestación | Causas y agentes de la deforestación |
|-------------|---|--|--|
| 2018 | <ul style="list-style-type: none"> • Para el año 2018 disminuyó un 10% (-22.814 ha) con respecto a 2017, el 62% de la deforestación ocurrió en la región de la Amazonia • En la jurisdicción de 25 municipios se concentra el 58% de la deforestación. • La deforestación en los municipios de San Vicente del Caguán, Cartagena del Chairá y San José del Guaviare disminuyó en 15.915 ha respecto a 2017. | <ul style="list-style-type: none"> • El principal núcleo de deforestación el sur del Meta. • El 72% de la deforestación se concentró en 9 núcleos principales. | <ul style="list-style-type: none"> • Praderización • Cultivos de uso ilícito • Infraestructura no planificada • Extracción ilícita de minerales • Malas prácticas de ganadería extensiva • Tala ilegal y ampliación de la frontera agrícola en áreas no permitidas |
| 2019 | <ul style="list-style-type: none"> • Para el año 2019 disminuyó un 19% (-38.265 ha) con respecto a 2018. Sin embargo, el 70,1% de la deforestación ocurrió en la región de la Amazonia • En la jurisdicción de seis departamentos se concentra el 81% de la deforestación. • La deforestación en los municipios de San Vicente del Caguán, Cartagena del Chairá y otros fueron los de mayor reducción con 16 mil ha. | <ul style="list-style-type: none"> • El principal núcleo de deforestación es Mapiripán-Meta y San José del Guaviare • El 67% de la deforestación se concentró en 12 núcleos principales. | <ul style="list-style-type: none"> • Praderización • Cultivos de uso ilícito • Extracción ilícita de minerales • Malas prácticas de ganadería extensiva • Tala ilegal |

Fuente: (Min Ambiente; IDEAM, 2018), SMBYC, IDEAM

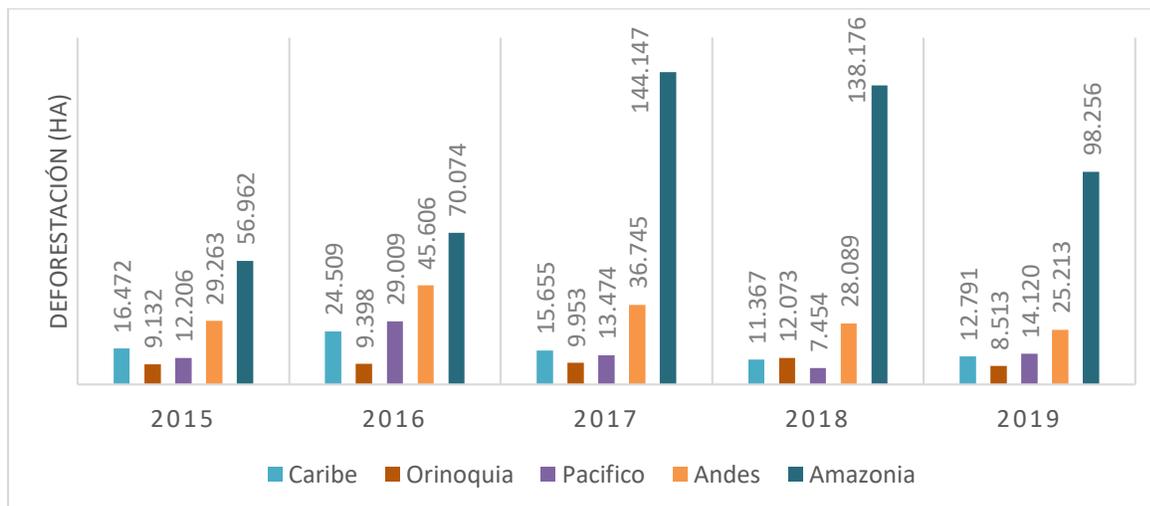
A continuación, se presentan una serie de figuras de resultados anuales de la deforestación en Colombia para el periodo 2015-2019, detallados a nivel nacional, regional, departamental y municipal. Para este periodo, es posible evidenciar que la región de la Amazonia es la región principal afectada por este fenómeno. seguida, aunque en menor medida, por el Pacífico y la región Andina

Figura 1-2: Deforestación a nivel nacional 2015-2018



Fuente: Elaboración propia con datos del SMyC, IDEAM

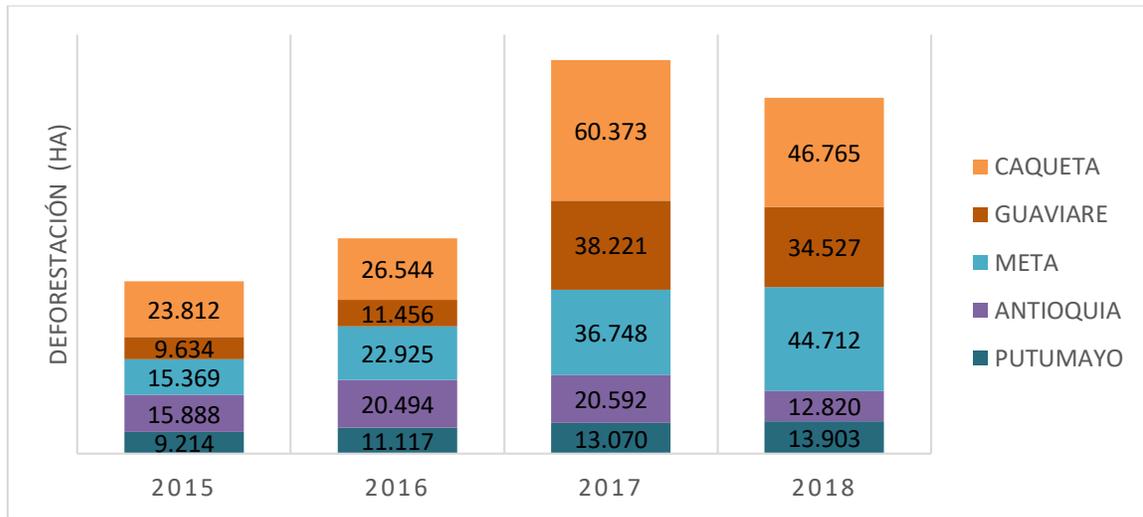
Figura 1-3: Deforestación a nivel regional 2015-2018



Fuente: Elaboración propia con datos del SMyC, IDEAM

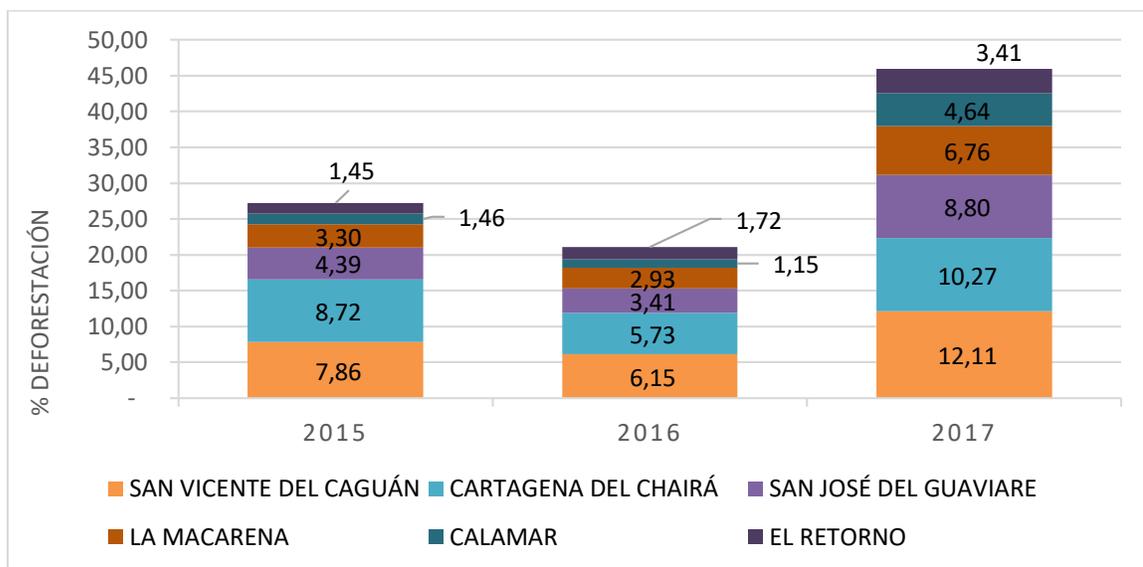
A nivel departamental, se encuentra que los mayores impactos de la deforestación se dan en Caquetá, Meta, Guaviare y Putumayo, siendo los tres primeros el arco de deforestación de la Amazonia. Se evidencia que estos tres departamentos presentan incrementos anuales significativos de áreas deforestadas. Por otra parte, otros departamentos que también están siendo afectados, pero en menor dimensión, son Antioquia, Choco y Nariño.

Figura 1-4: Deforestación a nivel departamental 2015-2018, en los de mayor afectación.



Fuente: Elaboración propia con datos del SMByC, IDEAM

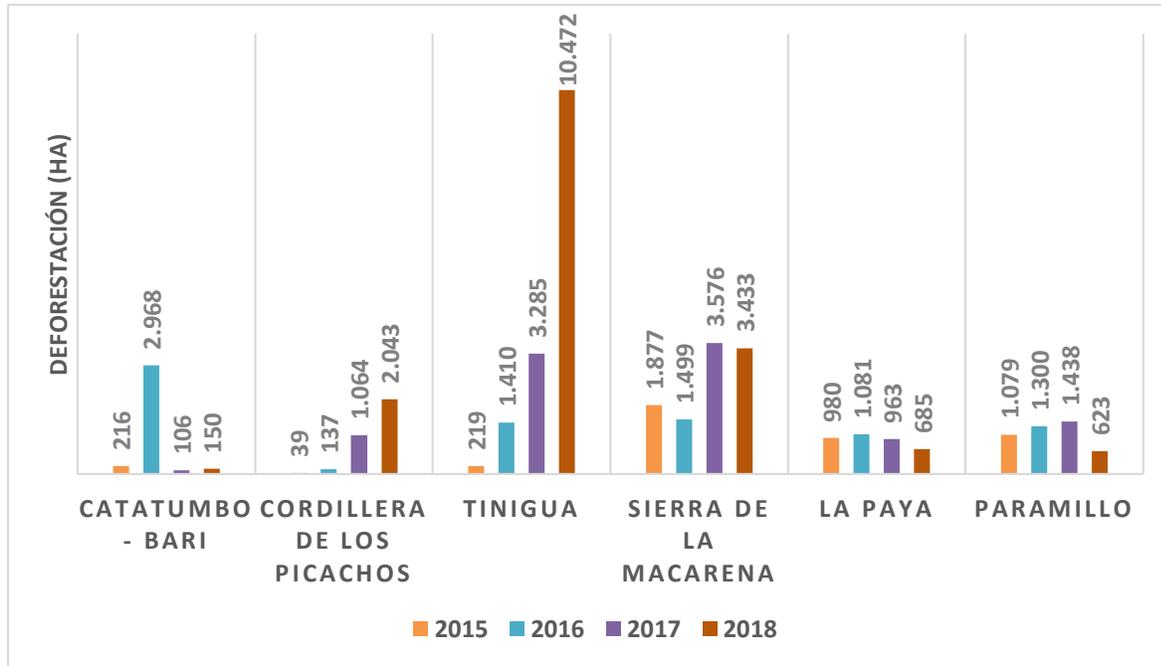
Figura 1-5: Porcentaje nacional de deforestación 2015-2017, en los municipios más críticos.



Fuente: Elaboración propia con datos del SMByC, IDEAM

En la región Amazónica se registra una problemática en la jurisdicción de los Parques Nacionales Naturales (PNN): Tinigua, Sierra de la Macarena y Cordillera de los Picachos que son los de mayor afectación.

Figura 1-6: Deforestación en parques Nacionales Naturales 2015-2018, en las áreas protegidas más críticas



Fuente: Elaboración propia con datos del SMByC, IDEAM

1.2 SMByC

La Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC) señala que para realizar la medición y reporte del carbono forestal es primordial contar con datos confiables de la superficie (datos de actividad) y el cambio en la superficie forestal (factores de emisión) (IDEAM, 2019). Colombia, para el cumplimiento de sus objetivos, ha buscado perfeccionar los métodos, y a partir del año 2012 el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible en coordinación con el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM), desarrolló el Sistema de Monitoreo de Bosques y de Carbono (SMByC).

El SMByC es una herramienta funcional para generar información oficial sobre el monitoreo de la cobertura forestal y sus cambios, pero también sobre las alertas tempranas de deforestación, las reservas de carbono y las emisiones de GEI, relacionadas con los bosques naturales y el reporte de las incertidumbres asociadas a cada una de ellas. De

esta manera, el SMByC opera bajo las disposiciones de la CMNUCC y de las directrices de buenas prácticas del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC), funcionando con los principios de transparencia, exhaustividad, comparabilidad, coherencia y precisión (Cabrera, Galindo, & Gonzáles, 2019), (MADS; IDEAM, 2016).

Para el monitoreo de las áreas de bosque y la deforestación es fundamental el uso de imágenes de satélite. A través de estas, se obtiene información de la superficie terrestre con un amplio cubrimiento espacial y temporal. Los satélites capturan información de la cantidad de energía en diferentes longitudes de onda (bandas espectrales) y esta información es almacenada por separado en un archivo en el que se representa la superficie terrestre mediante una rejilla de celdas o píxeles con coordenadas geográficas. El conjunto de estos archivos es lo que se conoce como imagen de satélite. En las imágenes cada píxel almacena el valor de reflectancia registrada en la zona correspondiente de la superficie terrestre (IDEAM, 2019).

El proceso que realiza el SMByC para cuantificar el área deforestada a nivel nacional se pueden resumir en los siguientes pasos (Galindo, Espejo, Rubiano, Vergara, & Cabrera, 2014) (IDEAM, 2019):

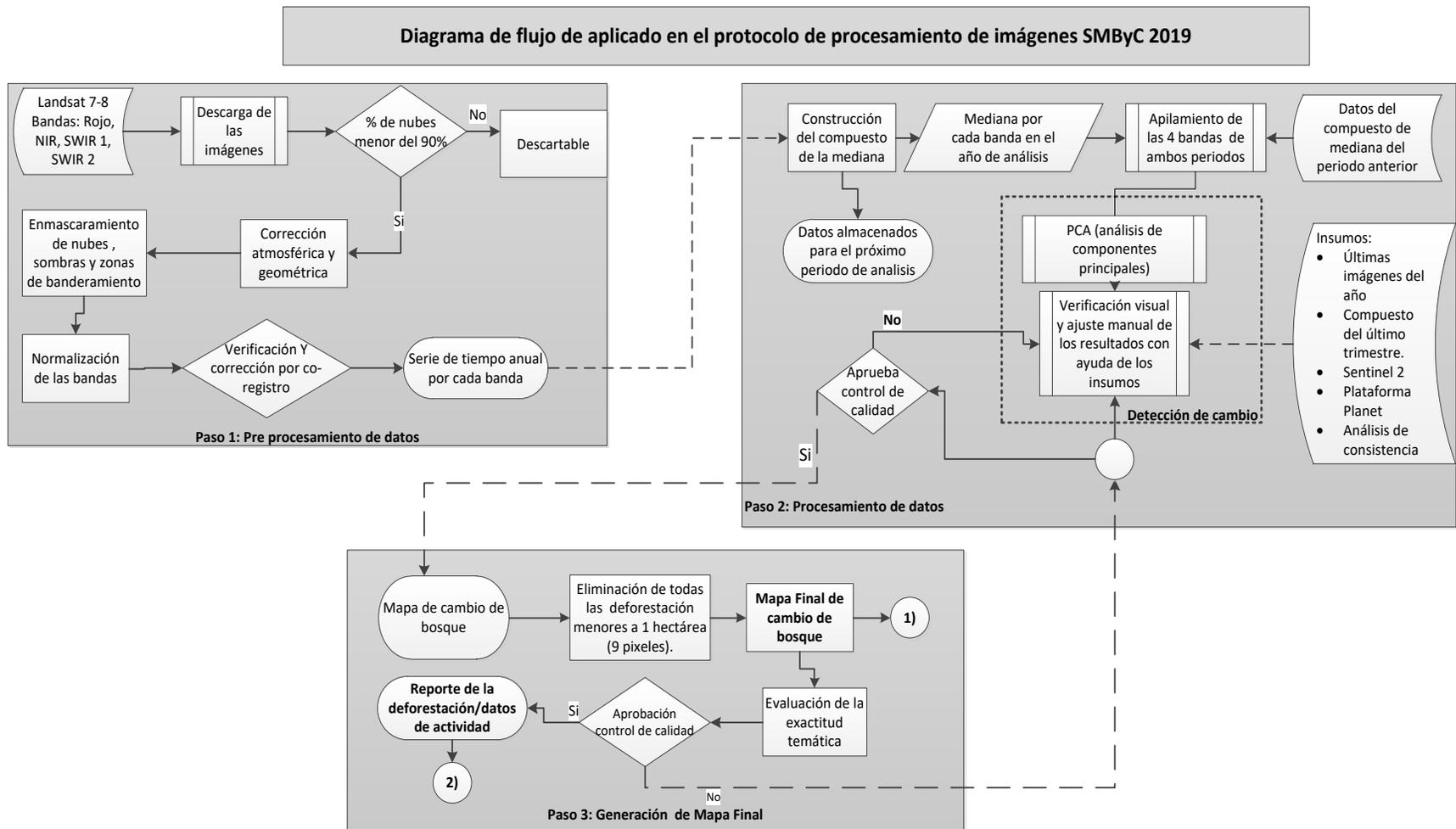
- a) **Descarga de la información:** El primer paso es la descarga de las imágenes *Landsat*, se seleccionan todas aquellas con nubosidad menor al 90%, y con fecha de toma entre el 1 de enero y 31 de diciembre del año en el que se identifica el cambio de la cobertura de bosque.
- b) **Pre-procesamiento:** Se eliminan las áreas de nubes y se optimiza la calidad radiométrica para facilitar la caracterización de los cambios de bosque. En este punto, los componentes primordiales son apilamiento de las bandas, corrección geométrica, y el enmascaramiento, normalización y construcción del compuesto de la mediana.
- c) **Procesamiento:** Posteriormente se identifican los cambios del bosque a partir de los valores de superficie de reflectancia empleando un proceso semiautomatizado. Se divide en la detección directa de cambios y la verificación de los cambios detectados.

d) Construcción de los mapas finales: Una vez termina el proceso de verificación y clasificación del mapa de detección de cambios de bosque/no bosque, la parte es sometida a otro proceso de crítica y verificación por parte de diferentes intérpretes hasta obtener una versión final satisfactoria, de acuerdo con el control de calidad.

e) Evaluación del error temático

En el siguiente diagrama de flujo se muestra el paso a paso de la generación del mapa de detección de cambios de bosque/no bosque. Como se puede observar, se registran dos productos después del proceso, el primero es el mapa como tal, y el segundo son los datos de actividad con sus respectivos intervalos de confianza, generados después de la evaluación de la exactitud temática.

Figura 1-7: Diagrama de flujo del procesamiento de imágenes satelitales SMByC



Fuente: Elaboración propia a partir (Galindo, Espejo, Rubiano, Vergara, & Cabrera, 2014)

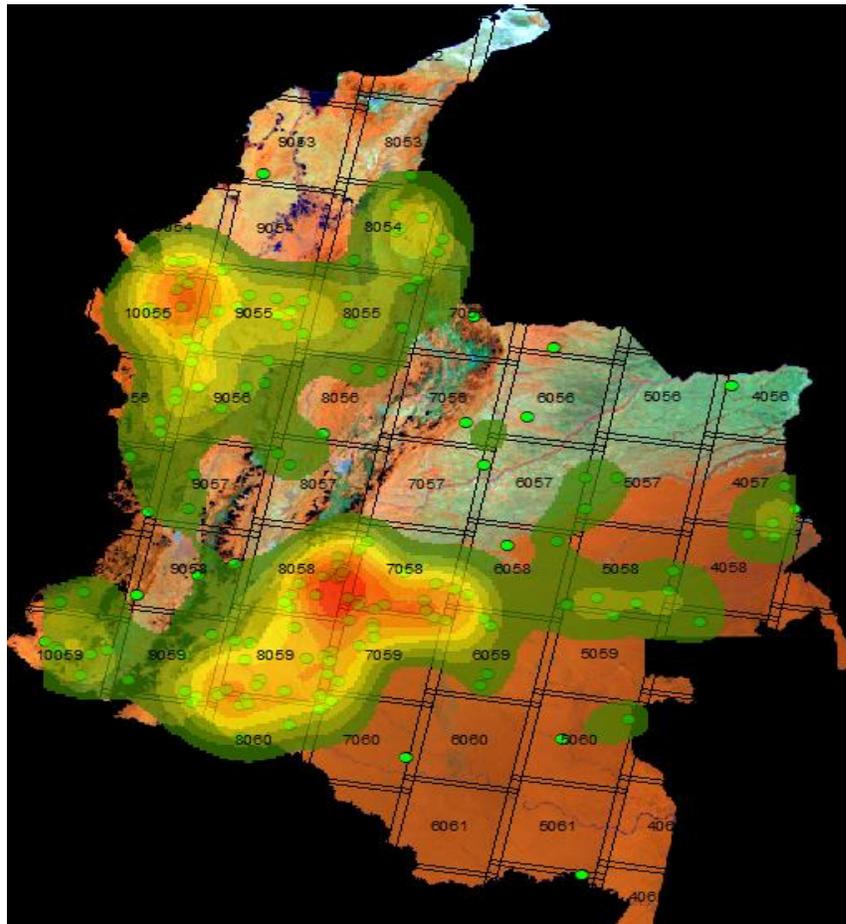
1.2.1 Resultados de la exactitud temática en Colombia

Para tener un panorama más completo respecto al estado actual de la detección de cambios de bosque/no bosque y de la evaluación de exactitud temática es necesario recopilar los ejercicios efectuados por el SMByC y con estos resultados extraer una información valiosa de qué tipos de errores se han encontrado y en qué zona del país se ubican. Los errores de evaluación temática que se recolectan a nivel nacional son de omisión y comisión. El primero de estos errores, es decir, el de omisión se da cuando un punto que debería pertenecer a una determinada categoría no es clasificado y se considera “falso negativo”. En cambio, el error de comisión ocurre cuando un punto resulta clasificado en una categoría y en realidad pertenece a otra “falso positivo” (Mas, Reyes Dia-Diaz-Gallegos, & Perez Vega, 2003)^[66].

En el marco de esta investigación, se analizaron geoestadísticamente los resultados obtenidos por el SMByC en 2015, 2016 y 2017 respecto a la evaluación de la exactitud temática del cambio en la superficie de bosque a nivel nacional y para el bioma amazónico. Se aplicó un filtro en función de los errores de clase de deforestación en cada una de los insumos, y posteriormente se identificaron las zonas de mayor concentración de errores de clasificación. En efecto, este análisis se ejecutó elaborando un mapa de calor con el software ArcGis Map y la herramienta Kernel Density.

La corresponde al mapa de Colombia y se añade la grilla de *Landsat* y el mapa de calor. En colores rojos se muestran las zonas más densas de los errores de omisión y comisión. Con respecto a lo encontrado se puede interpretar que son dos las zonas de mayor incidencia del error temático, la primera zona es la de alta deforestación en el piedemonte amazónico, constituido por los departamentos del Meta, Caquetá y Putumayo. La segunda corresponde al Urabá en los departamentos de Antioquia y Chocó. Vale la pena señalar que de los errores de omisión que se encontraron en la región de la Amazonia, tres se sitúan en el arco de deforestación y otro en el norte de Vaupés.

Figura 1-8: Mapa de densidad de los errores de omisión y comisión en el cambio en la superficie de bosque periodo 2015-2017.



Fuente: Elaboración propia con datos del SMyC, IDEAM

1.3 Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero (INGEI)

1.3.1 Generalidades para el INGEI en Colombia

Existen dos enfoques principales para la contabilidad de emisiones, las diferencias de existencias y el enfoque de ganancia-pérdida. Con el enfoque de diferencia de existencias, las emisiones anuales se estiman a partir de la diferencia media anual de las reservas de carbono de dos periodos de tiempo. Para los países con inventarios forestales nacionales (INF) establecidos, el primer enfoque es fácil de implementar. Sin embargo, en los países

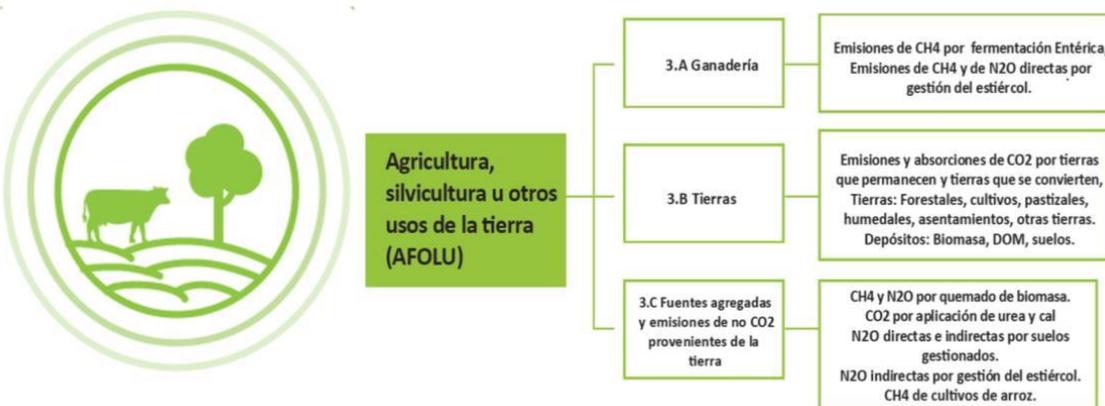
tropicales en desarrollo y con bosques inaccesibles, el enfoque del inventario puede ser difícil de implementar; incluso si Colombia está implementando el primer ciclo de INF. Para estos contextos, el enfoque de ganancia-pérdida es la mejor alternativa vigente y, por tanto, el enfoque más utilizado para estimar las emisiones de GEI, como se detalla en el siguiente apartado (McRoberts & Walters, 2012). El balance neto de ganancias y pérdidas de una reserva de carbono se estiman como el producto de datos de actividad (áreas de emisión y remoción causadas por el hombre) y los factores de emisión (respuestas por unidad de área de las reservas de carbono para estas actividades). En su forma más usual y simple, las emisiones se calculan mediante la siguiente ecuación:

$$\text{Emisión de GEI} = \text{Dato de actividad} \times \text{Factor de emisión}$$

Ecuación 1-1

Esta investigación se centra solamente en el módulo 3 AFOLU compuesto por tres grandes categorías: 3.A. Ganado, 3.B. Tierras y 3.C. Fuentes agregadas. (Ver la Figura 1-9), bajo las directrices propuestas por el Panel Intergubernamental del Cambio Climático (IPCC) 2006. Teniendo en cuenta que las emisiones por deforestación de bosque natural se incluyen específicamente en la categoría 3B Tierras.

Figura 1-9: Descripción general del sector AFOLU.



Fuente: (IDEAM; PNUD; MADS; DNP; CANCELLERÍA, 2018)

En la categoría 3B – Tierras se estiman las emisiones y absorciones derivadas de los cambios en las existencias de carbono contenido en tres depósitos principales: la biomasa, dividida en biomasa aérea y subterránea; la materia orgánica muerta; y el carbono orgánico de suelos orgánicos y minerales, en tierras permanentes y cambios en el uso de la tierra. De este tercer depósito se derivan seis subcategorías de uso que se presentan a continuación:

- **Categoría 3B1-Tierra forestal:** Toda la tierra con vegetación boscosa coherente con los umbrales utilizados para definir las tierras forestales.
- **Categoría 3B2-Tierra de cultivo:** Tierra cultivada, incluidos los arrozales y los sistemas de agrosilvicultura donde la estructura de la vegetación se encuentra por debajo de los umbrales utilizados para la categoría de tierras forestales.
- **Categoría 3B3-Pastizales:** Tierras de pastoreo y pastizales que no se consideran tierras de cultivo. Los sistemas con vegetación boscosa y otra vegetación no herbácea, como las hierbas y la maleza que están por debajo de los valores umbrales utilizados en la categoría de tierras forestales.
- **Categoría 3B4-Humedales:** Tierra que está cubierta o saturada de agua durante todo el año o durante parte de éste y que no está dentro de las categorías de tierras forestales, tierras de cultivo, pastizal o asentamientos.
- **Categoría 3B5-Asentamientos:** Toda la tierra desarrollada, incluidas las infraestructuras de transporte y los asentamientos humanos de cualquier tamaño, a menos que ya estén incluidos en otras categorías.
- **Categoría 3B6-Otras tierras:** Suelo desnudo, roca, hielo y todas aquellas zonas que no estén incluidas en ninguna de las otras cinco categorías.

En la siguiente descripción se indica cómo se obtienen los factores de emisión y datos de actividad en el INGEI, para el módulo de este estudio:

Tabla 1-2: Fuentes de información para INGEI módulo AFOLU deforestación

| Ítem | Metodología IPCC | Fuente de la información |
|---------------------------|--|---|
| Factor de emisión | Nivel 2 Para las emisiones y absorciones por deforestación de bosque natural | Del INF se estimaron los contenidos de biomasa aérea y subterránea, y carbono en el suelo para bosques naturales de cinco regiones naturales de Colombia (Amazonas, Andes, Caribe, Orinoquía y Pacífico). Utilizan contenidos propios de carbono de la biomasa aérea para tres categorías de uso de la tierra (cultivos, pastizales y arbustales), desarrollados por el SMByC y el Ministerio de ambiente. |
| Datos de actividad | | El IDEAM y el SMByC genera la información sobre monitoreo de bosques y carbono, así como otras coberturas. |

Fuente: (IDEAM; PNUD; MADS; DNP; CANCELLERÍA, 2018)

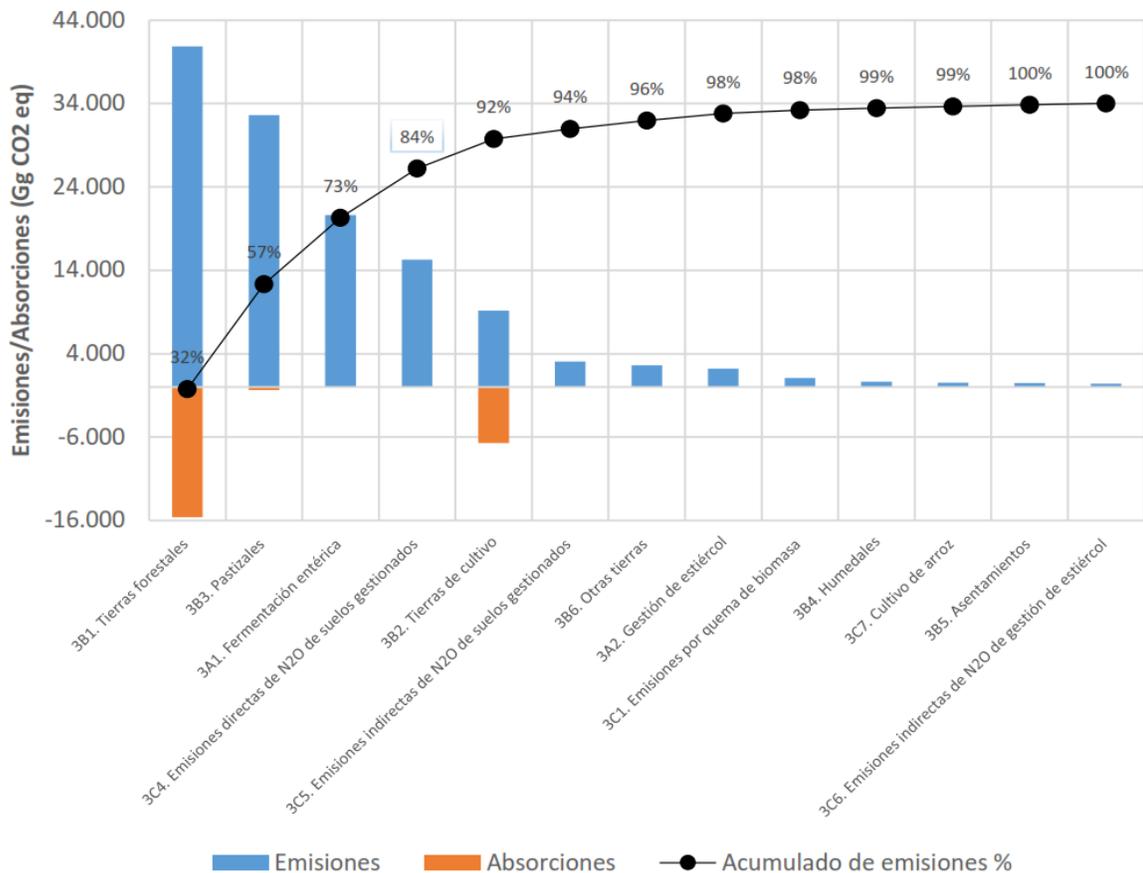
1.3.2 INGEI módulo AFOLU

En la siguiente sección se resumen algunos resultados para el sector AFOLU en el INGEI en el año 2012 (IDEAM, PNUD, MADS, DNP, & CANCELLERÍA, 2016) (IDEAM; PNUD; MADS; DNP; CANCELLERÍA, 2018):

- Aproximadamente el 55% del total emisiones GEI corresponden a la categoría AFOLU.
- Para el 2014 las emisiones totales estimadas en el módulo AFOLU fueron de 129,512 Gg de CO₂ eq, de los cuales: el 66.7% corresponde a CO₂, el 17.8% a CH₄, y el 15.5% a N₂O.
- Por su parte, las absorciones de CO₂ estimadas fueron de 22,659 Gg de CO₂ eq. En consecuencia, las emisiones netas para el 2014 fueron de 106,853 Gg de CO₂ eq.
- Para las emisiones del módulo AFOLU, se observa que las categorías en orden de magnitud 3B1, 3B3, 3A1, 3C5 y 3B2 representan cerca del 95 % de las emisiones de AFOLU (Figura 1-10). Las dos primeras agrupan el 57% de las emisiones y son generadas por fuentes asociadas a deforestación del bosque natural al igual que la categoría 3B2.

- Se destacan con un 14% las emisiones del grupo 3B3-Pastizales, correspondientes a 2.206 Gg de emisiones de CO₂ en pastizales que permanecen como tales y 30.406 Gg de CO₂ por bosques naturales que se convirtieron en pastizales.

Figura 1-10: Emisiones del sector AFOLU para el año 2014.



Fuente: (IDEAM; PNUD; MADS; DNP; CANCELLERÍA, 2018)

1.4 Emisiones asociadas a GEI módulo AFOLU Deforestación

Para realizar los cálculos de emisiones GEI es necesario conocer detalladamente los componentes de los datos de actividad y los factores de emisión. En esta sección se explicará cada uno de estos componentes y la manera en que se lleva a cabo el cálculo de las emisiones.

1.4.1 Datos de actividad

Los sensores remotos y los mapas de cambio de uso de la tierra han sido unas fuentes de información crucial. Sin embargo, para facilitar la estimación estadísticamente rigurosa de los datos de actividad, dichas fuentes de información deben cumplir con las directrices sobre buenas prácticas del IPCC 2006 y sus dos criterios fundamentales:

- a) No se deben hacer estimaciones ni excesivas ni insuficientes
- b) Se deben disminuir las incertidumbres tanto como sea viable

En términos estadísticos, el primer criterio está estrechamente relacionado con el sesgo y los intervalos de confianza, mientras que el segundo criterio está relacionado con la exactitud, es decir, con el ancho de un intervalo de confianza. Por lo tanto, se busca que los estimados cumplan ambos criterios.

Los datos de actividad se generan mediante el procesamiento digital de imágenes satelitales, y a nivel nacional el IDEAM es el responsable de realizarlo; y para ello se creó el SMByC (IDEAM, PNUD, MADS, DNP, & CANCELLERÍA, 2016).

Una de las fuentes de información de los datos de actividad son los mapas de cambio de bosque-no bosque del SMByC. Los datos actividad presentan dos tipos de incertidumbre: una relativamente simple que está relacionada a la incertidumbre del área estimada, y una más compleja, el error temático, que se identifica como la probabilidad de que los productos satelitales interpreten una cobertura como otra y que haya errores en los mapas (Jiménez P, 2017).

Como se verá en el siguiente apartado, existe la posibilidad de calcular la incertidumbre de los datos de actividad a través de la evaluación de la exactitud temática que, además, permite obtener estimadores estadísticamente no sesgados y los intervalos de confianza de los datos de superficie (GFOI, 2016). Así mismo, esta evaluación busca que los

intervalos tengan un 95% de confianza (GFOI, 2016) (Global Forest Observations Initiative GFOI, 2018). El propósito de las buenas prácticas es identificar los sesgos e intentar corregirlos en la medida de lo posible para que el análisis de incertidumbre se centre en la cuantificación de los errores aleatorios (Global Forest Observations Initiative GFOI, 2018).

1.5 Evaluación de exactitud temática

La evaluación de la exactitud se fundamenta en la comparación de la etiqueta de clase de mapa con la etiqueta real observada sobre el terreno, para una muestra de sitios seleccionados en el área mapeada. Asimismo, dicha evaluación hace más que simplemente describir la calidad de un mapa en la medida en que proporciona un medio para mejorar su utilidad. De manera que, aunque la comunidad de expertos en el uso de los sensores remotos ha reconocido desde hace mucho tiempo la necesidad de evaluar la exactitud, muchos mapas de la cobertura terrestre producidos no han sido sometidos a esta y, por ende, su valor científico y práctico se ha visto limitado. Un mapa inexacto que se acompaña de una evaluación rigurosa de la exactitud puede, por ejemplo, proporcionar información muy apreciable (Stehman & Foody, 2019).

Con base en lo anterior, es posible afirmar que una clasificación de un producto de sensores remotos no está completa hasta que se ha evaluado su exactitud. Entonces, y solo entonces, las decisiones tomadas en base a esa información tienen validez (Congalton R. G., 1991). Una evaluación rigurosa de la exactitud permite al productor del mapa identificar errores sistemáticos en el esquema de clasificación y refinar las definiciones de clase. Este proceso, además, puede servir como una herramienta de aprendizaje importante para identificar las fuentes de error en la cadena de procesamiento de imágenes (Powell, et al., 2004).

En síntesis, la evaluación de la exactitud de los mapas de la cubierta terrestre se hace mediante la comparación de los mapas producidos con una base de datos de referencia que se supone representativa de la "verdadera" cubierta terrestre. Esta comparación se lleva a cabo para un conjunto de unidades de muestreo y se representa en una matriz de confusión (Sarmiento, 2015).

En Colombia, la creación de un Protocolo de procesamiento digital de imágenes (Galindo, Espejo, Rubiano, Vergara, & Cabrera, 2014) ha significado un avance en la estimación de la exactitud temática. (Galindo, Espejo, Rubiano, Vergara, & Cabrera, 2014)^[10] En este se describe la evaluación de la exactitud temática del mapa de cambio de la superficie de bosque en Colombia con base en los datos recogidos por el IDEAM.

Este protocolo realiza estimaciones de exactitud global, exactitud del usuario (y la exactitud del productor), e incluye el cálculo de la incertidumbre e intervalos de confianza de los estimadores del área (MADS; IDEAM, 2016). Partiendo de esta base, la presente investigación tiene por objeto la comprensión en el avance de la deforestación prestando especial atención a la certeza del valor obtenido y su incidencia en la estimación de flujos de GEI. Se espera, además, que pueda aportar información relevante para el mejoramiento de los resultados del SMByC.

1.5.1 Revisión histórica sobre la evaluación de exactitud en los sensores remotos

En 1975 se comienza a evaluar de los mapas obtenidos por sensores remotos. Se trata, por lo demás, de un avance importante si se tiene en cuenta que antes de esta fecha, dichos mapas rara vez se sometían a ningún tipo de evaluación (Stehman & Foody, 2019). Sin embargo, y como consecuencia de una creciente examinación de los datos, se han encontrado una serie de deficiencias en la evaluación de la exactitud temática a lo largo del tiempo. Entre estos se encuentra los siguientes puntos:

- a) Ausencia de intervalos de confianza que cuantifiquen la incertidumbre de la exactitud y las estimaciones de área obtenidas;
- b) Falta de claridad en la descripción del diseño del muestreo y su consecuente imposibilidad para reproducir el protocolo de selección de la muestra;
- c) Ausencia de un diseño de muestreo probabilístico;
- d) Equivocación con las fórmulas de estimación del diseño de muestreo seleccionado.

En la siguiente tabla se muestra algunos hitos y avances cronológicos desde el final de la década de 1970 hasta el presente. De esta manera es posible observar la importancia y el crecimiento en el estudio de la exactitud temática en el campo de la ciencia.

Tabla 1-3: Evolución del estudio de la exactitud temática

| Año | Autor | Avance Metodológico |
|---------------|--|---|
| 1976-1982 | (Hord & Brooner, 1976), (Van Genderen, 1977), (Ginevan, 1979) y (HAY, 1979). | <ul style="list-style-type: none"> ~ Definición del error de clasificación. ~ Introduce el concepto de procedimiento de muestreo y el tamaño de la muestra. ~ Primeras aplicaciones de una matriz de error. ~ El uso del muestreo estratificado y uso de un tamaño mínimo de muestra de 50 por clase. |
| 1980-1982 | (Aronoff, 1982) (Rosenfield, Fitzpatrick-Lins, & Ling, 1982) y (Rosenfield & Melley, 1980) | <ul style="list-style-type: none"> ~ Pruebas de hipótesis estadísticas. ~ Definiciones de la exactitud del usuario y del productor, así como la exactitud general del mapa. ~ Precisión del 85% como punto de referencia |
| 1982 | (Card, 1982) | <ul style="list-style-type: none"> ~ Es el primer autor en estimar la proporción de área basándose en la clasificación de referencia. ~ Propone la aplicación de estimadores de área para el diseño estratificado. |
| 1983-1978 | (Congalton, Oderwald, & Mead, 1983) (Chrisman, 1987) | <ul style="list-style-type: none"> ~ Análisis de datos categóricos y su uso en la evaluación de la exactitud. ~ Primera aplicación coeficiente Kappa. |
| 1986-2009 | (Rosenfield & Fitzpatrick-Lins, 1986) (Congalton, 1988) (Congalton R. G., 1991) y (Congalton & Green, 2019) | <ul style="list-style-type: none"> ~ Variaciones del coeficiente Kappa y uso de la matriz normalizada. ~ Un reconocimiento para Congalton por poner la evaluación de la exactitud en el mapa de la comunidad de sensores remotos. |
| 1997-presente | Stephen Stehman V y Giles Foody | <ul style="list-style-type: none"> ~ Creación de una escuela en el estudio de la exactitud temática. ~ Aplicaciones iniciales de las inferencias basadas en el diseño y en modelos. ~ Formaliza tres componentes básicos en la evaluación de la exactitud: el diseño de muestreo, el diseño de respuesta, y la estimación y el análisis. ~ Aplicaciones de estimadores de área y varianza para diferentes esquemas de muestreo, crítica del coeficiente Kappa y error en los datos de referencia. |
| 1998-presente | (Banko, 1998); (Foody, 2002) | <ul style="list-style-type: none"> ~ Artículos de resumen de la evaluación de la exactitud. |
| 2006-Presente | (Global Observation of Forest and Land Cover Dynamics, 2006), (Olofsson P., y otros, 2014) y (Stehman & Foody, 2019) | <ul style="list-style-type: none"> ~ Recomendaciones de buenas prácticas. ~ Aplicación de estimadores de proporción del área. |

Fuente: Elaboración propia

1.5.2 Inferencia estadística

La inferencia estadística es el proceso de generalizar a partir de los datos de la muestra con el fin de producir estimaciones de los parámetros de la población. Los conceptos clave de la inferencia son la variabilidad y el sesgo de los estimadores. En el caso de este trabajo, la inferencia suele aplicarse al momento de evaluar la exactitud de las emisiones derivadas de la deforestación. El problema que se deriva de esta aplicación puede tratarse con un enfoque basado en el diseño, asistido por un modelo o bayesiano, que permita establecer intervalos de confianza en los estimadores (Stehman & Foody, 2019) (McRoberts & Walters, 2012).

1.5.2.1 Inferencia basada en el diseño

La inferencia basada en el diseño ha sido tradicionalmente el marco de referencia utilizado en la evaluación de la exactitud. En esta inferencia, la incertidumbre se atribuye a la aleatorización presente en la selección de la muestra. En cambio, las observaciones obtenidas en cada unidad de muestra se consideran constantes. Debido a que en el muestreo probabilístico se utiliza la inferencia basada en el diseño, esta última representa un elemento clave que contribuye al rigor estadístico de la evaluación de la exactitud.

Una suposición de la inferencia basada en el diseño es que el error de medición es insignificante, lo cual conlleva a que los datos de referencia se tomen como correctos en el ajuste de evaluación de la exactitud (Stehman S. V., 2000). Por otra parte, las principales implicaciones prácticas que surgen al adoptar un enfoque de la inferencia basado en el diseño son: (1) la importancia de satisfacer el criterio de muestreo probabilístico, (2) el criterio de consistencia como base de la estimación, (3) la ausencia de supuestos de distribución estadística (excepto para la construcción del intervalo de confianza), y (4) la interpretación de los parámetros de exactitud como propiedades colectivas de la población.

1.5.2.2 Inferencia basada en modelos

Esta inferencia requiere plantear un modelo que trate la observación registrada para una unidad de muestreo como una variable aleatoria. Uno de los desafíos de la aplicación de la inferencia basada en modelos para la evaluación de la exactitud es que resulta necesario especificar un modelo para cada estimación de exactitud producida. Sin embargo, una ventaja es que no requiere un diseño de muestreo probabilístico. Además, la inferencia basada en modelos ofrece una opción viable para utilizar datos de referencia que no se obtuvieron mediante un diseño de muestreo probabilístico.

1.5.2.3 Inferencia Bayesiana

La inferencia bayesiana se basa en una distribución de probabilidad, cuyo parámetro está condicionado a los datos de la muestra observada. Este enfoque permite incorporar conocimientos previos a la evaluación que podrían mejorar la precisión de las estimaciones de exactitud. La suposición primaria de la inferencia basada en el diseño es que los datos de referencia son correctos, pero la inferencia bayesiana, así como aquella basada en el modelo, integran ciertas adaptaciones para tener en cuenta el error y la variabilidad en las etiquetas de las clases de referencia.

Estas tres opciones de inferencia ofrecen una base estadísticamente rigurosa. Aquella basada en el diseño requiere el menor número de supuestos, pero depende del muestreo probabilístico. En cambio, la basada en modelos puede aplicarse cuando no se ha implementado una muestra probabilística o cuando el tamaño de la muestra es tan pequeño que la inferencia basada en el diseño carece de la exactitud adecuada. Por último, la inferencia bayesiana ofrece una perspectiva alternativa y la ventaja potencial de utilizar información previa para mejorar la exactitud, sin embargo, su aplicación está en etapa inicial. Teniendo en cuenta toda la información anterior, este trabajo se restringe al uso de la inferencia basada en diseño.

1.5.3 Componentes básicos de la evaluación de exactitud.

Los tres componentes básicos de la evaluación de exactitud son el diseño de muestreo que se utiliza para seleccionar la muestra de referencia; el diseño de respuesta, que permite obtener la clasificación de referencia para cada unidad de muestreo y, por último,

los procedimientos de estimación y análisis. A continuación, se explicará cada uno de los componentes.

1.5.3.1 *Diseño de muestreo:*

El diseño del muestreo es el protocolo para seleccionar el subconjunto de unidades de evaluación para las que se obtiene la clasificación de referencia. La elección de un diseño de muestreo también requiere la definición de un marco y una unidad de muestreo que sirvan de base para la evaluación de la exactitud.

Stehman (1999) propuso siete criterios principales como orientación para elegir un diseño de muestreo para la evaluación de la exactitud:

Tabla 1-4: Criterios de elección del diseño de muestreo.

-
- | | |
|----|---|
| a) | El muestreo debe ser probabilístico. |
| b) | El muestreo debe ser práctico, fácil de implementar. |
| c) | El muestreo debe ser eficaz en función de los costos. |
| d) | La muestra debe estar bien distribuida espacialmente. |
| e) | La variabilidad del muestreo o de los estimadores de la exactitud debe ser pequeña. |
| f) | La variabilidad del muestreo o de los estimadores de la exactitud deben ser insesgados; |
| g) | El tamaño de la muestra debe ser flexible. |
-

Fuente: (Stehman S. V., 2000)

Para comprobar que el diseño muestral cumpla las condiciones probabilísticas, debe cumplir dos condiciones: que la probabilidad de inclusión (π_u) sea conocida para todas las unidades seleccionadas en la muestra y que $\pi_u > 0$ para todas las unidades de la población. Los diseños de muestreo tales como aleatorio simple, estratificado, sistemático o conglomerados cumplen estas condiciones y, por tanto, implican una evaluación estadísticamente rigurosa. Otra característica importante es que los errores estándar sean pequeños, esto se infiere en intervalos de confianza estrechos, lo que refleja una mayor fiabilidad en el resultado final.

Otra cualidad importante en el diseño de muestreo es que cumpla con el criterio de reproducibilidad. Para ello, las características claves que deben ser documentadas son las siguientes:

- a) Describir la aleatorización implementada en la selección de la muestra;
- b) Especificar las probabilidades de inclusión o la información para estimarla;
- c) Describir cómo se construyeron los estratos, la proporción de área en cada estrato, especificar el diseño de muestreo implementado dentro de cada estrato, e indicar el tamaño de la muestra asignada a cada estrato;
- d) Definir la unidad primaria de muestreo (UPM) y la unidad secundaria de muestreo (USM), indicar si se implementó el muestreo de una etapa o de dos etapas y especificar el diseño de muestreo implementado en cada etapa.

Por último, se tiene que abordar el criterio de transparencia; cualquier problema relacionado con los datos faltantes debe documentarse y cuantificarse. Si se trasladan o reemplazan las unidades de muestreo, estas modificaciones de la selección de la muestra original deben declararse como parte de una descripción honesta y transparente de la implementación real del diseño.

- ***Correlación espacial en el diseño del muestreo.***

Debido a la resolución del sensor, la variabilidad del paisaje y otros factores, los datos obtenidos por sensores remotos suelen estar autocorrelacionados espacialmente. En los datos Raster, la autocorrelación espacial implica una dependencia entre píxeles vecinos. de manera que una cierta calidad o característica en una ubicación tiene un efecto sobre esa misma calidad o característica en las ubicaciones vecinas. La autocorrelación espacial puede afectar el resultado de una evaluación de exactitud si se encuentra un error en una ubicación determinada que influya positiva o negativamente en los errores en las ubicaciones circundantes. Así pues, la mejor manera de minimizar la autocorrelación espacial es imponer una distancia mínima entre las unidades de muestreo.

En teoría, la correlación espacial no tiene impacto en la inferencia basada en el diseño. Es decir, los estimadores de exactitud y de varianza asociados permanecen imparciales independientemente de la magnitud de la correlación espacial. Sin embargo, la correlación espacial puede afectar la exactitud de las estimaciones. Por ejemplo, la correlación espacial positiva aumentará los errores estándar para el muestreo de conglomerados porque los píxeles dentro de cada conglomerado serán más similares entre sí. Para el

muestreo sistemático, la autocorrelación espacial positiva conduce a errores estándar más pequeños en relación con el muestreo aleatorio simple. Esta última es una de las razones principales para tener una muestra espacialmente bien distribuida.

▪ ***Marco de muestreo.***

Es el material o dispositivo de origen del que se extrae una muestra (Särndal & Swensson, 1992). Hay dos tipos de marcos de muestreo: uno el de lista; y otro el de área.

- Un marco de lista consiste en una lista de todas las unidades de muestreo, por ejemplo, píxeles o polígonos mapeados, en la región objetivo y la muestra se selecciona directamente de esta lista de unidades de muestreo.
- Un marco de área se basa en seleccionar primero una muestra de ubicaciones espaciales y luego asociar una unidad de muestreo a cada ubicación. Los conjuntos de elementos dibujados con la ayuda de un marco de área se suelen denominar conglomerados y en un paso secundario de selección, los conglomerados seleccionados pueden ser objeto de submuestreo (Särndal & Swensson, 1992).

▪ ***Unidad de muestreo.***

Puede definirse como la unidad de comparación entre los datos de referencia y los datos del mapa. También se describe como la unidad fundamental en la que se basa la evaluación de la exactitud, es decir, es el vínculo entre la ubicación espacial en el mapa y la ubicación correspondiente en el terreno (Stehman & Czaplewski, 1998).

Se registran dos tipos de unidades de muestreo: en forma de puntos y en forma de áreas. Las unidades de puntos no tienen dimensiones de área, en cambio las de área tienen límites bidimensionales (Stehman & Czaplewski, 1998). Las unidades de muestreo en forma de áreas podrían tener, por ejemplo, la misma dimensión de un píxel de la imagen, o definirse como polígonos que contienen varios píxeles (por ejemplo, un bloque de píxeles, o polígonos). Estadísticamente, la principal distinción entre las unidades de

muestreo como puntos y áreas es que la primera se considera una población continua y la segunda una población discreta (Stehman & Wickham, 2011)

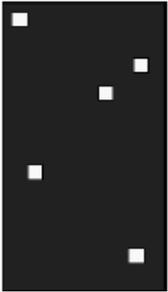
Desde la perspectiva de una evaluación de la exactitud, el problema no está relacionado con la forma en que la unidad de muestreo representa el paisaje, sino con el hecho de que se preserven las zonas de acuerdo y desacuerdo entre los datos del mapa y los datos de referencia (Stehman & Wickham, 2011).

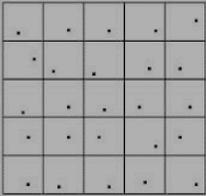
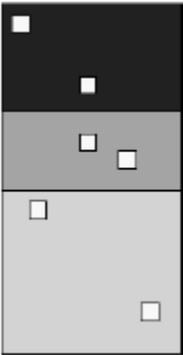
- ***Protocolo de muestreo.***

Es uno de los pasos más complejos e importantes en la evaluación de la exactitud de los mapas. El protocolo de muestreo se encarga de seleccionar las unidades de muestreo y, en conjunto con el análisis de sus componentes, se obtiene la inferencia estadística. De allí que todos estos elementos sean tenidos en cuenta al momento de buscar el rigor estadístico.

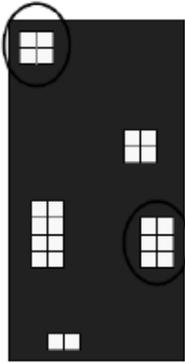
Hay cinco diseños de muestreo ampliamente utilizados que podrían aplicarse en los datos de referencia: muestreo aleatorio simple, muestreo aleatorio estratificado, muestreo por conglomerados, muestreo sistemático alineado y no alineado. En la siguiente tabla se muestra un resumen de cada uno de estos esquemas, enumerando la definición, bosquejo de la distribución, las características principales, así como las ventajas y desventajas

Tabla 1-5: Resumen de las características de los diferentes esquemas de muestreo

| Esquema de muestreo | Distribución Unidades | Características principales | | Ventajas | Desventajas |
|--|--|--|---|--|--|
| Muestreo aleatorio simple (SRS) |  | Es apropiado si el tamaño del muestreo es lo suficientemente alto como para garantizar que todas las clases estén adecuadamente representadas. | Podría ser útil para responder a las necesidades de un amplio grupo de usuarios. | <ul style="list-style-type: none"> • Es muy fácil de aplicar. • Gran flexibilidad, adaptándose a la necesidad de aumentar o disminuir las unidades de muestreo. | <ul style="list-style-type: none"> • Subestima las clases menos representativas. |
| Muestreo sistemático alineado (SYA) |  | Distribuye las unidades de muestreo equitativamente para toda la zona de estudio. Mientras la primera unidad de muestreo se seleccione al azar, podemos decir que el muestreo sistemático es aleatorio. | La simplicidad es sumamente atractiva para los usuarios finales. La varianza depende de cómo se distribuya espacialmente el error. | <ul style="list-style-type: none"> • Facilidad en la aplicación. • Registra un análisis más simple de los datos. • La postestratificación podría combinarse con el muestreo sistemático para obtener un plan de muestreo más eficiente. | <ul style="list-style-type: none"> • La inexistencia de un estimador imparcial para el cálculo de la varianza. • Este aspecto conduce a una sobreestimación de la varianza. • En presencia de errores distribuidos uniformemente, la aplicación no es deseable. |

| | | | | | |
|---|---|--|--|---|--|
| <p>Muestreo sistemático no alineado (SYNA)</p> |  | <p>El área se divide en regiones más pequeñas y regularmente espaciadas, siendo una unidad de muestra elegida al azar dentro de cada una de estas regiones.</p> | <p>Las unidades de muestra se dispersan uniformemente pero no están posicionadas. Con el propósito de reducir al mínimo los efectos de la periodicidad de los errores.</p> | <ul style="list-style-type: none"> • Si la linealidad del error está presente, es menos susceptible al error. • El cálculo de la varianza es aceptable y sesgada. | <ul style="list-style-type: none"> • Disminuye la ventaja de la distribución espacial del error y favorece el muestreo sistemático frente al muestreo aleatorio simple. • La inexistencia de un estimador no sesgado. |
| <p>Muestreo aleatorio estratificado (ST)</p> |  | <p>Es útil cuando los estratos son de interés para la notificación de los resultados y se necesita mejorar la precisión de la exactitud y las estimaciones de área.</p> <p>Por lo anterior, es uno de los más utilizados."</p> | <p>Se utiliza con un conocimiento previo para dividir la zona de estudio en estratos. Olofsson, y otros, 2014 recomiendan este diseño como una buena opción de práctica para asegurar que las clases raras estén bien representadas (Olofsson, y otros, 2014).</p> | <ul style="list-style-type: none"> • Permite aumentar el tamaño de la muestra de las clases menos comunes. • Disminuye los errores estándar de las estimaciones de exactitud de las clases raras o si las proporciones son muy diferentes entre los estratos. • La estratificación geográfica podría utilizarse para asegurar una buena distribución espacial de la muestra. • Permite la opción de utilizar diferentes diseños de muestreo en diferentes estratos. | <ul style="list-style-type: none"> • La estratificación por regiones geográficas no da como resultado una ganancia de precisión. • Sólo se permite la evaluación de la exactitud del mapa que da origen a los estratos. • Un muestreo con una asignación óptima conduce a diferentes probabilidades de inclusión, esto dificulta el cálculo de los estimadores. |

Muestreo por conglomerados



La población se agrupa en subpoblaciones, designados por conglomerados

Se emplean dos unidades de muestreo:
1) UPM.
2) USM, que es la unidad dentro de la UPM.

Hay dos posibilidades para el muestreo:

Seleccionar un grupo al azar y se inspeccionan todos las UPM (muestreo en una etapa). Otra posibilidad es que el USM también se seleccione al azar (muestreo en dos etapas).

- Permite una rápida recopilación de datos de referencia.
- Reduce el costo de adquisición de los datos de referencia, el tiempo de desplazamiento en los casos de visitas sobre el terreno y reduce el tiempo de procesamiento de imágenes utilizadas.
- También es adecuado para una evaluación con múltiples objetivos.
- El tamaño de la agrupación y el número de conglomerados se ven afectados por el costo.
- Disminución de la consistencia estadística, debido a la correlación espacial entre USM causa un aumento en la varianza.
- Aumento de la complejidad de la fórmula para calcular la desviación estándar.

▪ **Tamaño de muestra.**

Para una evaluación estadísticamente correcta de la exactitud es necesario reunir un número adecuado de unidades de muestreo para cada clase. De hecho, el tamaño de la muestra influirá en la precisión con que se estima la exactitud. Congalton & Green (2009) señalan que, como mínimo, se deben recoger 50 unidades de muestreo para cada clase de cubierta terrestre. Según Stehman (2001), una muestra con 100 unidades de muestreo por clase asegura que la exactitud pueda ser estimada con una desviación estándar no superior a 0,05. A pesar de este aspecto, el valor mínimo de las unidades de muestreo por clase de cubierta terrestre podría variar dependiendo de la importancia (Congalton & Green, 2019) (Stehman & Foody, 2019) [66].

Para obtener una estimación del tamaño de muestra necesario se puede utilizar la teoría básica de muestreo. Se calcula mediante la siguiente ecuación en la que p es la exactitud global esperada en el caso del muestreo aleatorio simple, o bien, la exactitud anticipada del usuario en el caso del muestreo estratificado. Para el segundo caso, se determina el tamaño de la muestra n_h en función del estrato, z es el valor crítico para el nivel de significación de dos colas α y h es la mitad del ancho del intervalo de confianza deseado.

$$n = \frac{z_{\alpha}^2 p * (1 - p)}{h^2}$$

Ecuación 1-2

Si no se conoce el valor de p , se podría utilizar una estimación conservadora donde $p = 0,5$, y maximizar el término $p(1-p)$. El valor crítico z puede tomar el valor de $z = 1,645$ para un intervalo de confianza del 90%, o $z = 1,96$ para un intervalo de confianza del 95%. La elección de h puede variar dependiendo de la importancia de una clase, por ejemplo, una de alta prioridad podría tener $h = 0,02$, mientras que una clase considerada menos importante para los objetivos podría tener $h = 0,05$.

Tortora (1978) presenta una fórmula de tamaño de muestra con distribución multinomial (Tortora, 1978):

$$n = B \prod_i (1 - \Pi) / b_i^2$$

Ecuación 1-3

En ella, n es el tamaño de la muestra, B es la parte superior (α/k) del percentil 100 de la distribución chi-cuadrado, b_i la precisión de cada celda y Π_i es la proporción de la clase en el mapa.

Para el muestreo estratificado, Cochran (1977) proporciona la siguiente fórmula de tamaño de muestra (Cochran, 1977) (Olofsson, y otros, 2014):

$$n = \frac{(\sum w_i S_i)^2}{[S(\hat{\theta})]^2 + (1/N) \sum W_i S_i^2} \approx \left(\frac{\sum w_i S_i}{[S(\hat{\theta})]} \right)^2$$

Ecuación 1-4

Donde N = número de unidades de la región de estudio, $S(\hat{\theta})$ es el error estándar de la exactitud global esperada, W_i es la proporción mapeada del área de la clase i , y S_i es la desviación estándar del estrato 'i' $S_i = \sqrt{U_i * (1 - U_i)}$ y U_i es la exactitud esperada por la clase i . Debido a que N suele ser muy grande, el segundo término del denominador de la anterior ecuación puede ser descartado.

Según Olofsson et al. (2014) los errores de comisión son relativamente comunes para las clases de cambio. Sin embargo, las clases estables son más precisas. Habitualmente, se especifican valores de un error estándar esperado para una exactitud global de 0.01. Las exactitudes del usuario de las clases de cambio serán con un valor cercano a 0,70, como la deforestación, y las exactitudes del usuario de las clases estables serán de 0,90 (Olofsson, y otros, 2014).

Foody (2009) afirmó que es preferible diseñar la muestra en torno a los factores que influyen en la comparación de las proporciones y que son acordes con los objetivos del proyecto. Cuanto mayor sea el tamaño de la muestra, mayor será la confianza en la estimación de la exactitud. Sin embargo, es necesario encontrar un compromiso entre el número necesario de unidades de muestreo y el costo de obtener datos de referencia para esas unidades. Cochran (1977) señala que un tamaño de muestra muy alto implica un desperdicio de recursos y un tamaño de muestra muy reducido, disminuye la utilidad de los resultados. En este sentido es necesario encontrar una relación costo-beneficio que permita determinar el tamaño de muestra ideal.

En la práctica, responder a la incógnita sobre el tamaño de la muestra implica la observación de los errores estándar y el ancho de los intervalos de confianza obtenidos para las estimaciones de exactitud y de área. Por consiguiente, la planificación del tamaño de la muestra no es tan importante como la magnitud de los errores estándar o los intervalos de confianza asociados con las estimaciones. Si los errores estándar son inaceptablemente grandes, existe la opción de aumentar el tamaño de la muestra y así reducir el intervalo de confianza asociado.

- **Asignación del tamaño de muestra.**

En un caso especial para un muestreo estratificado la asignación del tamaño de la muestra a los estratos es una característica crítica. Existen tres opciones de asignación: iguales, óptimas y proporcionales que se explican en la siguiente tabla

Tabla 1-6: Clases de asignaciones del tamaño de muestras

| Tipo de asignación | Características |
|---------------------|--|
| Equitativa | Se justifica si todas las clases se consideran igualmente importantes y tienen la misma exactitud de usuario. Es valiosa cuando se quiere optimizar la exactitud del usuario. |
| Optima | Se justifica si el objetivo principal es minimizar el error estándar de una sola estimación, como la exactitud global o el área de una clase, pero es difícil de aplicar cuando los objetivos de estimación son múltiples. |
| Proporcional | Tiene el beneficio de la simplicidad del análisis porque es un diseño de muestreo con igual probabilidad. Sin embargo, la utilidad es limitada porque se puede lograr casi la misma precisión de las estimaciones a través de una estimación postestratificada aplicada a una muestra aleatoria simple o sistemática. Dará lugar a pequeños tamaños de muestra en las clases raras y generará unas estimaciones imprecisas de la exactitud del usuario para estas clases raras. |

Fuente: (Olofsson P. , Foody, Stehman, & Woodcock, 2013)

El efecto de la elección de la asignación de la muestra se observará en los errores estándar de las estimaciones, sin embargo, una asignación deficiente del tamaño de la muestra a los estratos dará lugar a estimadores sesgados.

Un concepto final con respecto al tamaño de la muestra es que es el tamaño absoluto de la muestra y no el porcentaje de la población muestreada lo que determina la precisión de las estimaciones. Es decir, los errores estándar para los estimadores de exactitud y de

área se determinan por el tamaño de n y n_h . Incluso si n y n_h son un porcentaje muy pequeño de los píxeles presentes en la región del estudio, los errores estándar de los estimadores pueden ser aceptablemente pequeños.

1.5.3.2 *Diseño de respuesta:*

El diseño de respuesta se define como el protocolo para determinar la clasificación de referencia en los sitios de muestra seleccionados (Olofsson, y otros, 2014). Conceptualmente es útil separar el diseño de la respuesta en dos componentes:

- a) El protocolo de evaluación con los procedimientos utilizados para reunir información que contribuya a la determinación de la clasificación de referencia.
- b) El protocolo de etiquetado que implica la clasificación de la unidad de muestreo sobre la base de la información obtenida del protocolo de evaluación (Stehman & Czaplewski, 1998).

Es fundamental que se proporcione una descripción detallada del diseño de la respuesta para satisfacer los criterios de reproducibilidad y transparencia. En la siguiente tabla se resumen las características claves del diseño de respuesta:

Tabla 1-7: Resumen de las características claves del diseño de respuesta

| Reproducibilidad | Transparencia |
|--|---|
| a) Definición de la unidad de evaluación espacial. | a) Describir las características de los intérpretes y del tipo de capacitación. |
| b) Definición de las clases. | b) Indicar si los intérpretes desconocían las clases que se están clasificando. |
| c) Fuentes de datos de referencia. | c) Indicar si los intérpretes son ajenos a la asignación de la muestra. |
| d) Reglas para asignar etiquetas de clase de referencia. | d) Proporcionar información sobre la fecha de las imágenes o los datos de referencia. |
| e) Especificación de cómo se define el acuerdo entre el mapa y las clasificaciones de referencia. | |

Fuente: (Stehman & Foody, 2019)

El reconocimiento de las posibles limitaciones de la evaluación proporciona a los usuarios de los mapas una comprensión más informada de los resultados de la exactitud. Esto

último es importante si se quiere proporcionar informes más transparentes y evitar aquellos que, aunque aparentemente más sólidos, son menos claros (Stehman & Foody, 2019).

- ***Protocolo de evaluación.***

Las fuentes de datos de referencia consideradas populares incluyen datos adquiridos directamente en el campo e imágenes con una resolución espacial mejor que la utilizada para producir las que se están evaluando. Se recomienda, en primer lugar, utilizar los datos de campo y estudios rigurosos como inventarios forestales. No obstante, otras posibles fuentes de datos pueden ser fotografías aéreas, vídeo aerotransportado o datos finos de sensores satelitales de alta resolución. En algunas aplicaciones, la misma fuente de imágenes utilizada para determinar la clasificación de referencia también puede haberse utilizado para producir la clasificación del mapa. Esto suele ocurrir cuando no es posible obtener mejores imágenes para la evaluación de la exactitud. En tales circunstancias, es necesario obtener la clasificación de referencia con una mejor calidad que aquella del clasificador utilizado para producir el mapa.

Aunque rara vez es factible obtener datos de referencia con estándar de oro, sigue siendo esencial que el conjunto de datos de referencia sea más preciso que el mapa que se va a evaluar. La selección de la fuente de datos de referencia, que variará en función de la disponibilidad de los datos y de las limitaciones de costos, puede tener importantes repercusiones en la calidad de los mismos. Asimismo, la experiencia del personal involucrado para la interpretación de imágenes o el trabajo de campo puede tener una incidencia en la calidad de los datos. Todas estas variantes deben ser tenidas en cuenta ya que pueden ser una importante fuente de errores en la estimación de la exactitud y el cambio de la cobertura terrestre (Sarmiento, 2015).

Otro aspecto necesario para el diseño de la respuesta es la región de apoyo espacial. Esta es un área que se utiliza como contexto para determinar la clasificación de referencia de la unidad de muestreo. La especificación del área y la forma de la región de apoyo depende del tipo de cubierta terrestre. Una elección inteligente de la región de apoyo puede disminuir algunas de las dificultades para reunir los datos de referencia como el error de registro espacial entre los datos del mapa y la unidad de muestreo, y la heterogeneidad

espacial de la cubierta terrestre, utilizando por ejemplo un bloque de 3x3 píxeles como región de apoyo. En este sentido, la selección de la región de apoyo espacial apropiada para una evaluación de la exactitud es sumamente importante ya que tiene repercusiones en el diseño del muestreo.

- ***Protocolo de etiquetado.***

El protocolo de etiquetado aborda la conversión de los datos de referencia en una etiqueta de clase para su comparación con el producto a evaluar. La unidad mínima es una variable fundamental que debe seleccionarse con cuidado. Si la unidad es demasiado grande, puede que no represente la cobertura terrestre altamente fragmentada. Asimismo, las reglas para etiquetar requieren una selección cuidadosa. El criterio para la definición de las clases utilizadas para los datos de referencia debe ser el mismo que el del mapa que se pretende evaluar.

Por lo general, los análisis empleados en una evaluación de exactitud convencional se construyen con base en la suposición de que la unidad espacial representa la cobertura homogénea de una sola clase. Desafortunadamente, a menudo se producen píxeles y objetos mezclados que son fuente de ambigüedad y posibles errores en la evaluación de la exactitud que, por lo mismo, deben ser tenidos en cuenta.

Si cada clasificación proporciona una sola etiqueta para una unidad de evaluación y las dos etiquetas concuerdan podrá considerarse correcta. Por el contrario, si las etiquetas no están de acuerdo, se considera que la etiqueta del mapa es incorrecta. Esta afirmación se funda en la suposición de que los datos de referencia son perfectos, incluso a pesar de que algunos errores pueden presentarse debido a cuestiones como el error de georreferencia o en la etiqueta de referencia. A veces, la evaluación es más difícil. Por ejemplo, si una unidad espacial es difícil de catalogar y puede pertenecer a más de una clase, es necesario evaluar la clase dominante tanto en el mapa como en el conjunto de datos de referencia.

▪ ***Incertidumbre de los datos de referencia.***

Uno de los errores frecuentes relacionados con la incertidumbre es la suposición de que la clasificación de referencia no contiene errores. En reconocimiento de esta situación, expertos han solicitado que el conjunto de datos de referencia sea de mayor calidad que el mapa que se está utilizando para evaluar. Según Olofsson et al. (2014) hay dos fuentes de incertidumbre en las bases de datos de referencia:

- 1) Incertidumbre asociada a la ubicación de referencia, catalogada como “error de geolocalización”.
- 2) Incertidumbre asociada a la interpretación de los datos de referencia. Esta última se basa en dos aspectos: el sesgo del intérprete y la variabilidad del intérprete. El primero (sesgo del intérprete) corresponde al error en la asignación en la clase de referencia en una unidad espacial. Mientras que la variabilidad del intérprete es la diferencia entre la clase de referencia asignada a la misma unidad espacial por diferentes intérpretes:

Cuando las imperfecciones se encuentran en los datos de referencia, se plantean distintos escenarios que influyen en la incertidumbre:

- a) Sesgos sustanciales en la exactitud y en los estimadores de área. La magnitud del sesgo varía con las precisiones de los conjuntos de datos y la abundancia de las clases.
- b) Ambigüedad en la clase de referencia en la que una sola etiqueta de clase no caracteriza adecuadamente la condición de referencia del píxel.
- c) Etiquetas de clase de referencia inconsistentes dadas por el sesgo del intérprete. Se ha demostrado que los errores estándar de las estimaciones de área aumentan por la variabilidad del intérprete, y puede ser necesario incorporar esta incertidumbre adicional en las estimaciones de error estándar para una evaluación válida de la fiabilidad (McRoberts, y otros, 2018).

1.5.3.3 Protocolo de análisis y estimación:

El objetivo principal de la evaluación de la exactitud es la estimación del área. Con ella se busca que cada clase de cubierta terrestre esté correctamente clasificada, así como los intervalos de confianza de las medidas de exactitud para dichas clases de cubierta. Para esto, el componente de análisis debe centrarse en organizar y resumir la información para cuantificar la exactitud. Y posteriormente, estimar la exactitud y el área, a partir de los datos de la muestra.

El método más utilizado para realizar una evaluación de la exactitud es la matriz de confusión. Debido a su facilidad de interpretación y su valiosa información descriptiva, la matriz debe seguir siendo una piedra angular del protocolo de análisis. En la matriz, por lo general, se comparan los datos del mapa dispuestos en las filas y los datos de referencia, organizados en columnas. De tal manera que los valores dispuestos en la diagonal de la matriz de confusión indican el acuerdo entre los dos conjuntos de datos, como se observa en la siguiente figura:

Figura 1-11: Matriz de error en términos del resultado de muestreo

| | | j=columnas (Datos de clasificación de referencia) | | | |
|--|--|--|----------|----------|-------------------------------------|
| | | 1 | 2 | k | Total de fila n_{i+} |
| i=filas (Datos de la clasificación) | 1 | n_{11} | n_{12} | n_{1k} | n_{1+} |
| | 2 | n_{21} | n_{22} | n_{2k} | n_{2+} |
| | k | n_{k1} | n_{k2} | n_{kk} | n_{k+} |
| | Total de columna n_{+i} | n_{+1} | n_{+2} | n_{+k} | n |

Fuente: (Stehman & Foody, 2019)

De acuerdo con la figura anterior, las muestras se distribuyen en celdas, siendo n_{ij} el número de muestras clasificadas en la categoría 'i' ($i = 1, 2, \dots, k$) en el mapa y la categoría j ($j = 1, 2, \dots, k$) en el conjunto de datos de referencia.

La matriz de error también puede presentarse en términos de proporción del área. En este caso, esta se definiría como $p_{ij} = W_i * n_{ij}/n_i$, donde p_{ij} es la proporción de población de la

clase, 'i' del mapa y la clase de referencia j, W_i es la proporción de área mapeada como clase 'i' y, finalmente, n_{i+} es el tamaño de la muestra del estrato i.

Figura 1-12: Matriz de error en términos de proporción del área.

| | | Datos de clasificación de referencia | | | | Total |
|---------------------------|-------|--------------------------------------|----------|-----|----------|----------|
| | | 1 | 2 | ... | k | |
| Datos de la clasificación | 1 | p_{11} | p_{12} | ... | p_{1k} | p_{1+} |
| | 2 | p_{21} | p_{22} | ... | p_{2k} | p_{2+} |
| | ... | ... | | ... | | |
| | k | p_{k1} | p_{k2} | ... | p_{kk} | p_{k+} |
| | Total | p_{+1} | p_{+2} | ... | p_{+k} | 1 |

Fuente: (Stehman & Foody, 2019)

Esta matriz es fundamental para el análisis de los estimadores de área y varianza. Los totales de filas y columnas de la matriz de errores de población son importantes porque cuantifican la distribución, por área, de las distintas clases de cubierta terrestre. Los totales de las filas representan la proporción de área de cada clase, de acuerdo con la clasificación del mapa. Por su parte, los totales de las columnas representan la proporción de área, de acuerdo con la clasificación de referencia.

La evaluación de la exactitud se centra en tres tipos de análisis y parámetros. El primero a nivel global, definido como exactitud general o coeficiente Kappa. El segundo que se enfoca en la exactitud específica de la clase y se clasifica como la exactitud del usuario o el productor. Y, el tercero, que corresponde a la estimación de la proporción de área por una clase. En la práctica, el análisis debe centrarse en medidas de exactitud fácilmente interpretables y, por ende, la matriz de errores debe reflejar la representación proporcional de área de la región de estudio. Los requisitos principales para que el análisis satisfaga el criterio de rigor estadístico implica emplear estimadores coherentes y cuantificar la variabilidad de las estimaciones de exactitud y de área, mediante el errores estándar o intervalos de confianza.

Por último, es importante señalar que la matriz de error no puede proporcionar información sobre la distribución espacial de los errores de clasificación. En consecuencia, una visualización espacial del error de clasificación y/o de la incertidumbre puede ser

beneficiosa (Stehman & Foody, 2019). En la siguiente sección se presentarán algunas medidas de exactitud que podrían derivarse de una matriz de confusión.

▪ **Medidas de exactitud a nivel global poblacional.**

• **Exactitud general.**

Esta es la medida más común y refleja la proporción de área que está clasificada correctamente. En ella, 'i' representa las filas de la matriz, ii unidades de muestreo que están clasificadas correctamente para cada clase de cubierta terrestre k, y n el tamaño de la muestra. La ecuación corresponde a la siguiente:

$$Exactitud\ General = \sum_{i=1}^k \frac{n_{ii}}{n}$$

Ecuación 1-5

También se puede estimar la exactitud general (O) para el muestreo aleatorio estratificado:

$$O = \sum_{i=1}^c p_{ii} = \sum_{i=1}^k W_i \frac{n_{ii}}{n_{i+}}$$

Ecuación 1-6

La exactitud global tiene una interpretación directa en términos de área, ya que representa la proporción de área correctamente clasificada. La exactitud general oculta información importante específica de cada clase. La limitación de la exactitud general no es la forma en que pondera o representa la información específica de la clase, sino que no proporciona información específica de la clase. Por consiguiente, se recomienda proporcionar estimaciones de las exactitudes del usuario y del productor.

La sobrevaloración de la exactitud general tiene efectos engañosos en la fiabilidad de la investigación. Esta, por sí sola, no puede explicar la solidez de un modelo de clasificación o en la calidad de los resultados de la clasificación. Toda investigación que implique técnicas de clasificación o un producto cartográfico que se evalúe sólo con una exactitud global, puede ser poco fiable (Shao, Tang, & Liao, 2019). La varianza está dada según las

siguientes ecuaciones. La primera se aplica para el muestreo aleatorio simple y sistemático y la segunda aplica para el estratificado.

$$\hat{V}(\hat{\theta}) = \hat{\theta}(1 - \hat{\theta})/(n - 1)$$

Ecuación 1-7

$$\hat{V}(\hat{\theta}) = \sum_{i=1}^k W_i^2 * \hat{U}_i(1 - \hat{U}_i) / (n_{i+} - 1)$$

Ecuación 1-8

- **Coeficiente Kappa.**

Kappa es una buena ilustración del principio de primacía en el que una idea o método introducido en las primeras etapas de un campo en desarrollo persistirá a pesar de la evidencia que contraindique su uso. A continuación, el coeficiente de kappa expresado como parámetro:

$$\kappa = \frac{O - \sum_{i=1}^c p_{i+} p_{+i}}{1 - \sum_{i=1}^c p_{i+} p_{+i}}$$

Ecuación 1-9

Aunque la posibilidad de corregir el acuerdo de azar tiene cierto atractivo intuitivo, el criterio de relevancia para el mapa plantea cómo se relaciona el acuerdo de azar con la realidad. La varianza del coeficiente Kappa esta dictada por la siguiente ecuación (Congalton & Green, 2019):

$$\hat{V}(\hat{K}) = \frac{1}{n} \left\{ \frac{\theta_1(1 - \theta_1)}{(1 - \theta_2)^2} + \frac{2(1 - \theta_1)(2\theta_1\theta_2 - \theta_3)}{(1 - \theta_2)^3} + \frac{(1 - \theta_1)^2(\theta_3 - 4\theta_2^2)}{(1 - \theta_2)^4} \right\}$$

$$\theta_1 = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^k n_{ii} \quad \theta_2 = \frac{1}{n^2} \sum_{i=1}^k n_{i+} n_{+i}$$

$$\theta_3 = \frac{1}{n^2} \sum_{i=1}^k n_{ii} (n_{i+} + n_{+i}) \quad \theta_4 = \frac{1}{n^3} \sum_{i=1}^k \sum_{j=1}^k n_{ij} (n_{j+} + n_{+i})^2$$

Ecuación 1-10

El coeficiente kappa está altamente correlacionado con la exactitud general, por lo que informar sobre ambas medidas es *redundante*. En la mayoría de los casos, el acuerdo de azar se aplica de forma incoherente dado que el Kappa se comunica normalmente como un valor global pero el acuerdo corregido por azar rara vez se comunica a nivel de clase individual a través de kappa condicional. El uso de Kappa nunca o casi nunca ha cambiado la interpretación o conclusión de una evaluación de exactitud. De modo que, en la práctica, el Kappa parece ser reportado más por un sentido de obligación que para proporcionar información relevante sobre la exactitud del mapa.

- **Medidas de exactitud del usuario.**

La exactitud del usuario, para una clase de cubierta terrestre i , se indica como la probabilidad de que un área clasificada como 'i' en el mapa producido sea clasificada como 'i' en los datos de referencia. A esta corresponde la siguiente ecuación:

$$\text{Exactitud Usuario} = \frac{n_{ii}}{n_{i+}}$$

Ecuación 1-11

También se puede estimar la exactitud del usuario (U) para el caso del muestreo aleatorio estratificado:

$$U_i = \frac{p_{ii}}{p_{i+}}$$

Ecuación 1-12

En ella, el número de unidades de muestreo correctamente clasificadas (n_{ii}) en una clase se divide por el total de unidades de muestreo de esa misma clase en el mapa (n_{k+}). En este caso, esta exactitud se asocia a la medición de los errores de comisión, que se definen como la inclusión de una zona del mapa en una clase de cubierta terrestre en la que esa zona no debería incluirse. La varianza está dada por la siguiente ecuación y se aplica para todos los esquemas de muestreo:

$$\hat{v}(\hat{U}_i) = \frac{\hat{U}_i(1 - \hat{U}_i)}{(n_{i+} - 1)}$$

Ecuación 1-13

• **Exactitud del productor.**

La exactitud del productor se especifica cuando la probabilidad de que una cubierta terrestre de clase j en los datos de referencia, se clasifique como j en el mapa producido.

La ecuación sería la siguiente:

$$Exactitud\ Productor = \frac{n_{jj}}{n_{+j}}$$

Ecuación 1-14

También se puede estimar la exactitud del productor (P) para el caso del muestreo aleatorio estratificado:

$$P_j = \frac{p_{jj}}{p_{+j}}$$

Ecuación 1-15

Donde el número de unidades de muestreo correctamente clasificadas (n_{jj}) en una clase, se divide por el número total de unidades de muestreo en los datos de referencia n_{+j} , para esa clase. Los errores de omisión se producen cuando una zona se excluye en el mapa de la clase de cubierta terrestre a la que debería pertenecer. La varianza de la exactitud del productor para un muestreo aleatorio simple o sistemático y para un muestreo estratificado se puede calcular con las respectivas ecuaciones:

$$\hat{V}(\hat{P}_j) = \hat{P}_j(1 - \hat{P}_j) / (n_{+j} - 1)$$

Ecuación 1-16

$$\hat{V}(\hat{P}_j) = \frac{1}{\hat{N}_{+j}^2} \left[\frac{N_{j+}^2 (1 - \hat{P}_j)^2 \hat{U}_j (1 - \hat{U}_j)}{n_{j+} - 1} + \hat{P}_j^2 \sum_{i \neq j}^c N_{+i}^2 \frac{n_{ij}}{n_{i+}} \left(1 - \frac{n_{ij}}{n_{i+}} \right) / (n_{i+} - 1) \right]$$

Ecuación 1-17

Donde $\hat{N}_{+j} = \sum_{i=j}^c \frac{N_{i+}}{n_{i+}} n_{ij}$ es el número total estimado de píxeles de la clase de referencia j, N_{j+} es el número total de píxeles de la clase de mapa j en todo el mapa, y n_{j+} es el tamaño de la muestra del estrato j.

Los errores de omisión y de comisión pueden ser problemáticos en diferente medida según los objetivos de una aplicación dada del mapa. Por ello, es recomendable contar con estimaciones separadas de las exactitudes del usuario y del productor. Si se informan medidas generales, deben ir acompañadas de medidas específicas de cada clase. En todo caso, las fórmulas presentadas se pueden aplicar solamente si evalúan las mismas clases del mapa en los datos de referencia. Por el contrario, si se clasifican otras clases, es recomendable utilizar las fórmulas planteadas por Stehman S. V. (2014). (Stehman S. V., 2014)

En el caso del muestreo aleatorio simple y sistemático, se trata de estimadores de varianza postestratificados que, de acuerdo con la recomendación de Särndal & Swensson (1992) (Särndal & Swensson, 1992)^[68] se deben "condicionar" a los tamaños reales de la muestra de los n_{i+} para cada estrato. Además, para el muestreo sistemático, los estimadores de varianza son aproximaciones que generalmente resultan en una sobreestimación de la varianza. Para este caso de estudio, se descartan las fórmulas de estimación del muestreo por conglomerados puesto que, para ese esquema de muestreo, solamente se evaluarán los estimadores de área.

▪ ***Medidas para la estimación del área.***

La evaluación de la exactitud y la estimación de la superficie se han vinculado estrechamente, al menos desde 1982 con los aportes de (Card, 1982), ya que la estimación de la superficie es un objetivo de los estudios sobre la cobertura terrestre. Aunque el área de cada clase puede calcularse fácilmente a partir del enfoque "recuento de píxeles" que estima el número de píxeles asignados a una clase en el mapa y lo multiplica por la extensión del área, los errores de clasificación probablemente resulten en un sesgo obtenido a partir de este enfoque. La estimación del área debe basarse en la clasificación de referencia disponible para los píxeles de la muestra; de manera que indispensable estimar el área de la muestra (Stehman & Foody, 2019).

De la matriz de confusión podrían derivarse varios enfoques de estimación de áreas, bajo el muestreo aleatorio simple o estratificado, como lo indica Stehman S. V. (2013): (Stehman S. V., 2013):

- a) Cálculo del área a partir del mapa (recuento de píxeles).
- b) Estimación directa del área a partir de la clasificación de referencia.
- c) Estimación del área ajustando el error de clasificación del mapa.
- d) Estimación del área con ayuda de un modelo.

El primer enfoque no depende de la muestra de evaluación de la exactitud y simplemente utiliza p_{k+} , la proporción de área mapeada como clase k (**Figura 1-11**). Para los otros tres enfoques, la muestra de evaluación de la exactitud proporciona los datos de referencia que sirven de base para los estimadores de área de p_{+k} . Para los diseños de muestreo comúnmente utilizados de aleatorio simple, sistemático o estratificado, un estimador insesgado de la proporción del área de la clase k (p_{+k}), se puede identificar como la suma de las entradas de celdas de la matriz de error estimadas para la columna k,

$$\hat{p}_{+k} = \sum_{i=1}^c \hat{p}_{ik}$$

Ecuación 1-18

p_{+k} de cada clase basada en la clasificación de referencia puede estimarse directamente a partir de la matriz de error si, para el caso del muestreo estratificado, las celdas se reportan en términos de proporción de área. Una característica importante del protocolo de estimación del área y las varianzas es que dependen del diseño de muestreo implementado y, en este sentido, (Stehman S. V., 2013)^[OBJ]:

Tabla 1-8: Resumen de estimadores de la proporción del área

| Esquemas de muestreo | Estimador de la proporción del área \hat{p}_{+k} | Estimador de varianza del área $\hat{V}(\hat{p}_{+k})$ |
|-------------------------|---|--|
| Aleatorio simple | $\hat{p}_{+k} = \frac{n_{+k}}{n}$ Ecuación 1-19 | $\hat{V}(\hat{p}_{+k}) = \frac{p_{+k}(1 - p_{+k})}{n} \frac{(N - n)}{(N - 1)}$ Ecuación 1-20 |
| Sistemático | | $\hat{V}(\hat{p}_{+k}) = \frac{p_{+k}(1 - p_{+k})}{N} \frac{(N - n)}{(n - 1)}$ Ecuación 1-21 |

Estratificado

$$p_{ij} = W_i * (n_{ij}/n_i)$$

Ecuación 1-22

$$\hat{V}(\hat{p}_{+k}) = \sum_{i=1}^c W_i^2 \hat{p}_i (1 - \hat{p}_i) / n_{i+}$$

$$\hat{V}(\hat{p}_{+k}) = \sum_{i=1}^c \frac{W_i^2 \hat{p}_{ik} - p_{ik}^2}{n_i - 1}$$

Ecuación 1-23

Donde $\hat{p}_i = \hat{p}_{ik}/p_{i+}$ es la proporción estimada del área de la clase k en el estrato i.

Fuente: (Stehman S. V., 2013), (Olofsson, et al., 2014)

Para el cálculo de la proporción del área y la varianza del muestreo por conglomerados de dos etapas, primero se considera definir los siguientes parámetros, como se representa en la siguiente tabla:

Tabla 1-9: Procedimiento de cálculo de estimadores de área por conglomerados

| Paso del proceso | Variable o parámetros | Ecuación |
|--|--|---|
| 1) Definir los parámetros de la primera poblacionales. | N = número total de UPM en la población. M _i =número de total píxeles en cada USM. M total de USM en la población. t _i total de UPM. y _{ij} es la cantidad de elementos en UPM. | $M = \sum_{i=1}^N M_i$ $t_i = \sum_{j=1}^{M_i} y_{ij}$ |
| 2) Definir los parámetros de la primera población. | n es el total UPM de la muestra. m _i es el total USM de la muestra. \bar{y}_i es la media USM. | $\bar{y}_i = \sum \frac{y_{ij}}{m_i}$ |
| 3) Definir las probabilidades de inclusión. | w _i es el recíproco de la probabilidad de inclusión. | $w_i = \frac{NM_i}{n m_i}$ |
| 4) Estimadores de proporción de área y varianza. | \hat{t}_{unb} estimador del área. V(\hat{t}_{unb}) varianza. | $\hat{t}_{unb} = \sum_{i \in S} \sum_{j \in S_i} w_{ij} y_{ij}$ Ecuación 1-24 $s_t^2 = \frac{1}{1-n} \sum_{i \in S} \left(\hat{t}_i - \frac{\hat{t}_{unb}}{N} \right)^2$ $s_i^2 = \frac{1}{1-m_i} \sum_{j \in S_i} (y_{ij} - \bar{y}_i)^2$ |

$$V(\hat{t}_{unb}) = N^2 \left(1 - \frac{n}{N}\right) \frac{s_t^2}{n} + \frac{N}{n} \sum_{j \in S_i} \left(1 - \frac{m_i}{M_i}\right) M_i^2 \frac{s_i^2}{m_i}$$

Ecuación 1-25

Fuente: (Lohr, 2019).

Los anteriores estimadores podrían aplicarse para medir las áreas de cambio en la cobertura. De ser así, es posible ajustar el área original del mapa con el estimador y, con la varianza, se puede hallar un intervalo de confianza para el área de cambio de cobertura que permita identificar la incertidumbre (Olofsson P. , Foody, Stehman, & Woodcock, 2013)^[OBJ]

- **Sesgo**

Se define como la diferencia entre las proporciones de las filas y columnas de cada clase:

$$p_{k+} - p_{+k}$$

Ecuación 1-26

La exactitud no específica del sitio tiene una conexión directa con el objetivo de la estimación del área. Para la estimación del área, el parámetro objetivo es p_{+k} porque la clasificación de referencia se considera la mejor evaluación de la cobertura del suelo. Por consiguiente, la exactitud no específica puede considerarse como "sesgo del mapa" en el sentido de que la diferencia $p_{k+} - p_{+k}$ representa el grado en que la proporción de área cartografiada, como clase k , difiere de la proporción de área de clase k basada en la clasificación de referencia.

La recomendación de buenas prácticas al momento de estimar el área utilizando la clasificación de referencia tiene como base dos premisas de que esta última se obtiene con un error insignificante y variable. La primera puede introducir sesgos en el estimador de área y la segunda aumentará la varianza del estimador de área. El error cuadrado medio (MSE) se puede utilizar para decidir qué método de estimación de área, basado en muestras o recuento de píxeles, es mejor; siguiendo la ecuación:

$$MSE = Varianza + sesgo^2$$

Ecuación 1-27

Un MSE más pequeño es preferible porque representa una incertidumbre menor. En términos de la contribución de la varianza al MSE, el estimador basado en la muestra incluiría contribuciones de la variabilidad del muestreo, cuantificada por el error estándar, y la variabilidad resultante de la clasificación de referencia (la variabilidad del intérprete) (Stehman & Foody, 2019).

- ***Coefficiente de variación.***

Esta medida de dispersión estadística que suministra la desviación estándar como una proporción de la media, toma valores entre 0 a 1. Si el coeficiente es próximo al 0, significa que existe poca variabilidad en los datos y es una muestra precisa. En cambio, si tiende a 1 es una muestra muy dispersa.

$$CV = \frac{S}{\bar{y}}$$

Ecuación 1-28

- ***Eficiencia relativa de muestreo (RE).***

Se utiliza para cuantificar la eficiencia de los diferentes diseños en combinación. Para calcular esta relación, primero es necesario calcular la varianza estimada de la media de la población de cada conjunto de datos siendo n constante. Para el cálculo se compara la varianza del esquema de muestreo del punto de referencia Benchmark en el numerador, con la varianza estimada diseño óptimo en el denominador. RE se define a partir de la siguiente ecuación (Wallner, Elatawneh, Schneider, & Kindu, 2018)

$$RE = \frac{S_{SRS}^2}{S_{St}^2}$$

Ecuación 1-29

Cuando $RE > 1.0$, indica una ganancia de precisión.

- ***Estimador postestratificado***

La estimación postestratificada es una opción viable para mejorar la exactitud del cambio estimado. Cuando el muestreo es aleatorio simple o sistemático, se pueden aplicar

fórmulas de estimación estratificadas, siguiendo el protocolo llamado postestratificación. En este, el sufijo "post" indica que la información de los estratos se emplea después de que la muestra ha sido obtenida, pero los estratos no se utilizan en el diseño del muestreo. La misma información requerida para implementar un diseño de muestreo estratificado es necesaria para implementar dicha estimación.

Los estimadores de proporción de área son los mismos que en el muestreo estratificado, pero si existe un cambio en el estimador de la varianza, se indica de la siguiente manera (Stehman S. V., 2013):

$$\hat{V}(\hat{p}_{+k, str}) = \frac{(1 - n/N)}{n} \sum_{i=1}^r w_i S_{yi}^2 + \frac{1}{n^2} \sum_{i=1}^r (1 - w_i) S_{yi}^2$$

Ecuación 1-30

Donde S_{yi}^2 es la varianza de la población muestreada para N_i elemento del estrato 'i' $W_i = N_i / N$, y n es el total del tamaño de la muestra sobre todos los estratos.

- **Remuestreo o bootstrapping**

El *bootstrap* es un procedimiento estadístico que sirve para aproximar la distribución en el muestreo. Para ello, se procede mediante remuestreo, es decir, obteniendo muestras a partir de un procedimiento aleatorio con base en la muestra original. Su ventaja principal es que no requiere hipótesis sobre de los datos. Por otra parte, su implementación suele ser sencilla, en comparación con otros métodos. Sin embargo, requiere de cierta cantidad de repeticiones para obtener buenos resultados; por eso necesita la simulación de Montecarlo para obtener los datos poblacionales (Abad & Casal, 2020).

1.6 Cálculo de emisiones GEI

En esta sección se enumeran las definiciones de los componentes de los reservorios de carbono, así como algunas definiciones claves de los factores de emisión. Posteriormente se presentan las ecuaciones para la estimación de las emisiones de GEI asociadas a la deforestación.

1.6.1 Reservorios de carbono

En la siguiente tabla se resumen los reservorios de carbono en el bosque.

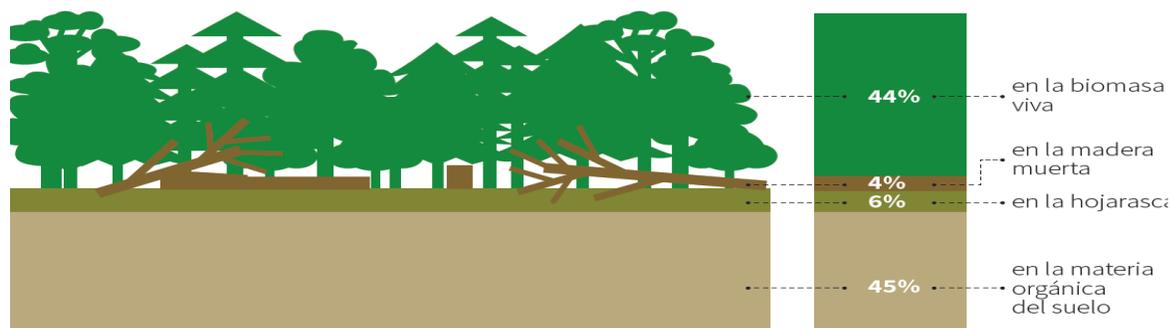
Tabla 1-10: Tipos de reservorios de Carbono en el bosque

| Reservorio | Definición |
|---|---|
| Biomasa por encima del suelo (aérea) | Biomasa viva (expresadas en toneladas de peso en seco) por encima del suelo, incluye troncos, tocones, ramas, cortezas, semillas y follaje. |
| Biomasa por debajo del suelo (subterránea) | Biomasa de raíces vivas. Las raíces pequeñas de menos de 2mm. de diámetro. |
| Madera muerta | Incluye toda la biomasa leñosa muerta que no forma parte de la hojarasca, ya sea en pie, sobre el suelo o dentro del suelo. La madera muerta incluye madera que yace en la superficie, las raíces muertas de un tamaño igual o mayor a 10 cm de diámetro. |
| Hojarasca | Incluye toda la biomasa muerta con un diámetro inferior al diámetro mínimo, que yace muerta, en diversas etapas de descomposición sobre el mineral o el suelo orgánico. |
| Materia orgánica del suelo | Incluye carbono orgánico de suelos minerales y orgánicos (incluyendo turba) a una profundidad específica. |

Fuente: (GFOI, 2016)

También se puede conocer cómo se distribuye el carbono forestal de la biomasa (44%) y la materia orgánica del suelo (45%), y el resto en la madera muerta y en la hojarasca (FAO, 2020) en la siguiente figura:

Figura 1-13: Porcentaje de reserva de carbono en los bosques, 2020.



Fuente: (FAO, 2020)

Para la estimación del carbono contenido en la biomasa, el método más aceptado actualmente es el de modelos alométricos puesto que permiten calcular la biomasa aérea

de los árboles individuales registrados en las parcelas de un inventario forestal. Para realizarlo, se parte del diámetro del tronco (DAP en cm) y la densidad de la madera (Dmg.cm^{-3}). A cada parcela se suma la biomasa de los individuos y se lleva a unidades de una hectárea. Posteriormente, la biomasa es convertida en unidades de carbono, con un factor de proporción de biomasa seca (Paky, Moreno, & Álvarez-Dávila, 2017). Definida la biomasa aérea se puede calcular la biomasa subterránea con dos diferentes métodos, uno que utiliza la relación de raíces o follaje, otra con ecuaciones alométricas que involucran la biomasa aérea (Yepes, Navarrete, Duque, & Phillips, 2011)

Los detritos o material muerto de los árboles se dividen en tres: árboles muertos en pie (AMP), detritos finos de madera (DFM) y detritos gruesos de madera (DGM). La evaluación de estos elementos se realiza con métodos de muestreo de campo (Yepes, Navarrete, Duque, & Phillips, 2011).

1.6.2 Ecuaciones de conversión de tierras forestales a otras categorías.

La deforestación, en términos concretos, consiste en la conversión de áreas de tierras forestales en otras categorías como, en el contexto del IPCC, tierras agrícolas, pastizales, humedales, asentamientos, entre otros. El total de emisiones por deforestación dependerá de la cantidad de carbono que había en el bosque, cómo fue despejado el mismo y el posterior uso de la tierra. En el IPCC se recomienda considerar las cinco posibles conversiones de bosque y utilizar datos históricos para estimar las emisiones derivadas de la deforestación y tener en cuenta el eventual uso de la tierra tras la deforestación.

En ese sentido, lo razonable sería basar las emisiones derivadas de la deforestación en datos de conversión que abarquen los últimos veinte años. Además, las absorciones también se pueden estimar en función del crecimiento de la biomasa (por ejemplo, tierras agrícolas, pastizales) posterior a la deforestación.

Para Colombia, el reservorio más significativo es la biomasa aérea y, por tanto, se espera que utilicen datos nacionales (Nivel 2). Los otros reservorios examinados con esta hipótesis de menor confiabilidad se les recomienda el Nivel 1 del IPCC. En el siguiente

resumen se enumeran las ecuaciones para el cálculo de las emisiones por subcategoría para el contexto colombiano (IDEAM; PNUD; MADS; DNP; CANCELLEERÍA, 2018):

En el siguiente

- **Transiciones entre bosque natural y otras tierras forestales (de bosque a Arbustales) (Subcategoría 3B1aii)**

En esta subcategoría se reportan los cambios entre la cobertura del bosque natural y otras coberturas clasificadas como tierras forestales. En esta categoría, la ecuación para el cálculo de emisiones dadas por la deforestación, es la siguiente:

$$\Delta C_{conversion} = \sum \left((B_{despues} - B_{antes}) * \Delta A_{otras} \right) * CF$$

Ecuación 1-31

Donde $B_{despues}$ es la existencia de biomasa en tipo tierra 'i' después de la conversión ($ton \cdot dm \cdot ha^{-1}$)

B_{antes} es la existencia de biomasa en tipo tierra 'i' antes de la conversión ($ton \cdot dm \cdot ha^{-1}$)

ΔA_{otras} es la superficie de uso de la tierra 'i' convertida a otra categoría de uso. ($ha \cdot y^{-1}$)

CF es la fracción de carbono de la materia seca. ($Ton C \cdot (Ton dm)^{-1}$)

Se debe aclarar que las pérdidas y ganancias asociadas a los depósitos de materia orgánica muerta y suelos pertenecientes a esta subcategoría no fueron cuantificadas por no corresponder a cambios entre tierras forestales.

- **-Tierras convertidas a tierras de cultivos. (Subcategoría 3B2b)**

En esta subcategoría se reportan los cambios en los contenidos de carbono de los depósitos de biomasa, la materia orgánica muerta (MOM) y los suelos minerales, siendo la conversión de bosque natural a tierra de cultivos. En este tipo de emisiones también se utiliza la **Ecuación 1-31** y las siguientes dos ecuaciones

Cambio anual de las existencias de carbono orgánico en suelos minerales

$$\Delta C_{\text{minerales}} = \sum \left((SOC_0 - SOC_{(0-T)}) \right) / D$$

Ecuación 1-32

En ella, SOC_0 corresponde a la existencia de carbono orgánico en suelos, almacenado durante el último año (ton C).

$SOC_{(0-T)}$ corresponde a la existencia de carbono orgánico en suelos, al comienzo de un periodo en el inventario (ton C).

D= Cantidad de tiempo de un periodo dado.

Siendo

$$SOC = \sum (SOC_{ref} * F_{LU} * F_{mg} * F_i * A)$$

Ecuación 1-33

Donde:

F_{LU} = Factor de cambio de existencias para sistemas de uso de la tierra.

F_{MG} = Factor de cambio de existencias para regímenes de gestión.

F_i = Factor de cambio de existencias para el aporte de materia orgánica.

A = superficie de tierra del estrato que se estima, en ha.

- **Tierras convertidas en pastizales (Categoría 3B3b-).**

Se calcularon las emisiones derivadas de los cambios de la cobertura de bosque natural que pasó a ser pastizal. En esta subcategoría se reportan los cambios en los contenidos de carbono de los depósitos de biomasa, la materia orgánica muerta (MOM) y los suelos minerales. Para todas las subcategorías asociadas a la pérdida del bosque natural, los depósitos MOM y suelos son calculados mediante factores por defecto del I (IPCC, 2006)

A continuación, otra ecuación clave para el cambio anual en las existencias de carbono en la biomasa de tierras convertidas a otra categoría de uso de la tierra (Nivel 2).

$$\Delta C_B = \Delta C_G + \Delta C_{\text{conversion}} - \Delta C_L$$

Ecuación 1-34

Donde:

ΔC_B =Variación anual de las reservas de carbono de la biomasa (*Ton C yr⁻¹*)

ΔC_G =Aumento anual de las reservas de carbono de la biomasa. (*Ton C yr⁻¹*)

ΔC_L = Disminución anual de las reservas de carbono de la biomasa(*Ton C yr⁻¹*)

▪ **Tierras convertidas a humedales (subcategoría 3B4b-).**

Se calcularon las emisiones derivadas de los cambios de la cobertura de bosque natural que pasó a ser vegetación acuática o, en términos generales, un cuerpo de agua. En esta subcategoría se reportan los cambios en los contenidos de carbono de los depósitos de biomasa, la materia orgánica muerta (MOM) y los suelos minerales.

▪ **Tierras forestales convertidas en otras tierras (subcategoría 3B6bi-)**

Se han estimado las emisiones para la subcategoría 3B6bi-Tierras forestales convertidas en otras tierras y en particular, de aquellas derivadas de los cambios de la cobertura de bosque natural que pasó a ser un área en suelo desnudo. Se han reportado los cambios en los contenidos de carbono de los depósitos de biomasa, la materia orgánica muerta (MOM) y los suelos minerales. En lo que corresponde a las absorciones, se van a cuantificar las siguientes ecuaciones (IDEAM; PNUD; MADS; DNP; CANCELLERÍA, 2018)

▪ **Tierras forestales que permanecen (Categoría 3B1ai).**

Se emplea la siguiente expresión:

$$\Delta C_{i,j,k} = A_{i,j,k} \cdot Gw_i \cdot (1 + R_{i,k}) \cdot CF$$

Ecuación 1-35

Donde:

- $\Delta C_{i,j,k}$ Balance de carbono para el crecimiento de bosque 'i' en el departamento 'j' y la región 'k' (ton_C/año).
- $A_{i,j,k}$ Área ocupada por el tipo de bosque 'i' en el departamento 'j' y la región 'k' (ha).
- GW_i Tasa de crecimiento de biomasa aérea seca del tipo de bosque 'i' (ton_{mas}/ha-año).
- $R_{i,k}$ Relación entre biomasa aérea y subterránea del tipo de bosque 'i' en la región 'k' (ton_{mbs}/ton_{mas}).
- CF Fracción de carbono de la materia seca para bosques naturales, (ton_C/año).

Adicionalmente, se considera como degeneración de bosque cuando este cambia a otro tipo de vegetación que se considere forestal, como arbustales, vegetación secundaria y plantaciones forestales. En esos casos, su balance de carbono se determina como:):

$$\Delta C_{j,k,m,n} = \Delta A_{j,k,m,n} \cdot [BA_n \cdot (1 + R_n) \cdot CF_n - BA_{k,m} \cdot (1 + R_{k,m}) \cdot CF_m]$$

Ecuación 1-36

Donde:

- $\Delta C_{i,j,k,m,n}$ Balance de carbono por cambio de bosque estable 'm' a tipo de vegetación 'n', en el departamento 'j' y la región 'k' (ton_C/año).
- $A_{j,k,m,n}$ Área de bosque estable 'm' convertida en vegetación 'n' en el departamento 'j' y la región 'k' (ha/año).
- $BA_{k,m}$ Existencia de biomasa en el tipo bosque menor de 20 años 'm' para la región 'k', (ton_{mas}/ha).
- $R_{k,m}$ Relación entre biomasa aérea y subterránea del tipo de bosque menor de 20 años 'm' en la región 'k' (ton_{mbs}/ton_{mas}).
- CF_m Fracción de carbono de la materia seca para bosques naturales de tipo 'm', (ton_C/año).
- BA_n Existencia de biomasa en el tipo de vegetación 'n' (ton_{mas}/ha).
- R_n Relación entre biomasa aérea y subterránea del tipo de vegetación 'n', en (ton_{mbs}/ton_{mas}).
- CF_n Fracción de carbono de la materia seca para el tipo de vegetación 'n' (ton_C/ton_{mas})

1.7 Estimación de la Incertidumbre

1.7.1 Fuentes de Incertidumbre

1.7.1.1 *Datos de actividad*

En las directrices del IPCC (2006) se subraya repetidamente la necesidad de estimar y notificar las incertidumbres asociadas a las estimaciones. En ellas se distinguen las incertidumbres susceptibles de cuantificación y otras no cuantificables. Se tiene certeza que las fuentes de incertidumbre que pueden afectar a los datos de actividad vienen dadas por tres factores. El primero está relacionado con los errores aleatorios dados por el muestreo, específicamente al diseño de muestreo. El segundo factor aparece vinculado a los errores sistemáticos como el de clasificación o sesgo del intérprete, los errores de los datos de referencia y los del mapa original como el del clasificador utilizado. Por último, también se registran errores de localización, de consistencia o de temporalidad de los datos.

Por ejemplo, la interpretación de los datos de referencia, incluso por intérpretes bien capacitados, podría estar sujeta a un desacuerdo y error sustancial. El sesgo del estimador resultante del error del intérprete es mayor para menores exactitudes de los mapas, y cuando la cantidad de intérpretes es pequeña. Por ello, en investigaciones pasadas, el hecho de no incorporar los efectos del error del intérprete en los estimadores de la varianza llevó a subestimar los errores estándar casi por duplicado (McRoberts, Næsset, Sannier, Stehman, & Tomppo, 2020).

1.7.1.2 *Inventario Nacional Forestal-Biomasa*

Dos fuentes principales de incertidumbre son el error imputable al protocolo de inventario y la falta de representatividad o el error sistemático. El primero incluye, el error de muestreo aleatorio, es decir, el tamaño de la parcela y el número de puntos de datos. Mientras que el segundo implica, por ejemplo, posibles sesgos en la selección de bosques. Este último aspecto suele ser más difícil de cuantificar.

Por otra parte, las incertidumbres también pueden derivarse de los métodos de estimación de biomasa, ya sea que se basen en ecuaciones alométricas o en factores de expansión de la biomasa. Los resultados de la bibliografía muestran que la elección de ecuaciones alométricas puede explicar un error superior al 20% de las estimaciones de biomasa de árboles sobre el suelo.

En ambos componentes de la incertidumbre, los errores de muestreo y medición pueden cuantificarse mediante un intervalo de confianza. No es el mismo caso para los ítems que pueden incluir sesgos o cualquier tipo de imperfecciones conceptuales. Como se indica en las directrices del IPCC, el análisis de la incertidumbre cuantitativa se realiza estimando el intervalo de confianza del 95 por ciento de la emisión y la absorción. Por el contrario, los errores no cuantificables, si no pueden evitarse, deben ser identificados, documentados y, dentro de lo posible, corregidos por los compiladores.

1.7.2 Métodos de estimación

Según buenas prácticas del IPCC (2006), se puede cuantificar la incertidumbre. La propagación de error (método 1) y el método de Montecarlo (método 2) son los más utilizados para la estimación de la incertidumbre de emisiones. El INGEI en Colombia utiliza ambos métodos, aunque cada uno de ellos tiene ventajas y desventajas a tener en cuenta:

Tabla 1-11: Resumen de métodos de estimación de la incertidumbre

| Método | Descripción | Ventajas | Desventajas |
|-----------------------------|---|--|--|
| Propagación de error | Se supone que los errores son pequeños y simétricos. Requiere de la determinación de expresiones matemáticas de la varianza de una estimación. | Simplicidad de cálculo que suele consistir en la introducción de valores en una hoja de cálculo. | Las expresiones matemáticas a veces resultan ser extensas y complejas. Son propensas a errores humanos de cálculo. |
| Montecarlo | Requiere de funciones de densidad de probabilidad (FDPs), a partir de las cuales se generan aleatoriamente un gran número de estimaciones de emisión estadísticamente posibles. | No requiere del desarrollo de expresiones matemáticas de propagación de error. | Necesita desarrollar y ejecutar códigos computacionales para el cálculo y buena potencia en el computador. |

Fuente: (IPCC, 2006)

1.7.3 Propagación fuerte de la incertidumbre

En este método considerado de enfoque nivel 1 según IPCC, la determinación de la incertidumbre se realiza con base en desarrollos matemáticos fundamentados en la expansión de Taylor que combinan las incertidumbres cuadráticamente. La incertidumbre en este método se determina a partir de la siguiente ecuación:

$$U_f^2 = \sum_{i=1}^n (c_i \cdot U_i)^2 + \sum_{i=1}^n \sum_{j(j \neq i)}^n (c_i \cdot c_j \cdot \rho_{ij} \cdot U_i \cdot U_j)$$

Ecuación 1-37

En ella, c_i representa el coeficiente de ponderación de incertidumbre de la variable 'i', ρ_{ij} es el coeficiente de correlación de Pearson entre las variables 'i' y j. Si las variables no están correlacionadas entre sí, se reduce a:

$$U_f^2 = \sum_{i=1}^n (c_i \cdot U_i)^2$$

Ecuación 1-38

Los coeficientes de ponderación c_i , son determinados a partir de la siguiente expresión, en la que x_i representa la magnitud de la variable 'i', 'F' es el resultado de la función a la que se le determinará la incertidumbre, y $\delta F / \delta x_i$ es la evaluación de la derivada parcial de la función 'F' con respecto a la variable 'i' (IDEAM-PNUD, 2017).

$$c_i = \frac{x_i}{F} \cdot \frac{\partial F}{\partial x_i}$$

Ecuación 1-39

Con base en las ecuaciones anteriores, se establecieron fórmulas matemáticas para determinar los coeficientes de ponderación en las funciones genéricas más empleadas en el cálculo de inventarios de emisión. Para el caso de las subcategorías del INGEI, se describen las siguientes:

Tabla 1-12: Coeficiente de ponderación de incertidumbres para estimar emisiones GEI

| ID Función | Función | Coeficientes de ponderación para la variable 'i' c _i |
|---------------|--|--|
| 1 | Sumatoria de Variables $f(x_1, \dots, x_n) = \sum_{i=1}^n k_i \cdot x_i^{a_i}$; $k_i, a_i = \text{constantes}$ | $\frac{k_i \cdot a_i \cdot x_i^{a_i}}{f(x_1, \dots, x_n)} \forall i$ |
| 2 | Productoria de Variables $f(x_1, \dots, x_n) = \prod_{i=1}^n (A_i x_i^{a_i} + B_i)$ $a_i, A_i, B_i = \text{constantes}$ | $\frac{a_i \cdot A_i \cdot x_i^{a_i}}{B_i + A_i \cdot x_i^{a_i}} \forall i$ |
| 3 | Productoria de variables con adición de un término $f(x_1, \dots, x_n) = k \cdot \prod_{i=1}^{n-1} x_i^{a_i} + k_n \cdot x_n^{a_n}$ $k_i, k_n, a_i, a_n = \text{constantes}$ | $\left(1 - \frac{k_n \cdot a_n \cdot x_n^{a_n}}{f(x_1, \dots, x_n)}\right) \cdot a_i \forall i \neq n$ $\frac{k_n \cdot a_n \cdot x_n^{a_n}}{f(x_1, \dots, x_n)} \forall i = n$ |
| 4 | Polinomio de una variable $f(x) = \sum_{i=1}^n k_i \cdot x^{a_i}$ $k_i, a_i = \text{constantes}$ | Coeficiente de ponderación de la incertidumbre de la variable en el polinomio: $c_x = \sum_{i=1}^n \frac{k_i \cdot a_i \cdot x^{a_i}}{f(x)}$ |
| 5 | Ponderación. $f(x) = \frac{(\sum_{i=1}^n Q_i \cdot x_i)}{\sum_{i=1}^n Q_i}$ donde Q_i y x_i son variables | $c_{Q_i} = Q_i \cdot \sqrt{\left(\frac{x_i}{(\sum_{i=1}^n Q_i \cdot x_i)}\right)^2 + \left(\frac{1}{\sum_{i=1}^n Q_i}\right)^2}$ $c_{x_i} = \frac{Q_i \cdot x_i}{\sum_{i=1}^n Q_i}$ |

Fuente: (IDEAM-PNUD, 2017)

Aplicando en las subcategorías de interés se encontró que las ecuaciones de propagación de error son las siguientes:

1.7.3.1 Incertidumbre en el balance de carbono en cambios de tierra

$$U_{\Delta C_{j,k,m,n}}^2 = U_{\Delta A_{j,k,m,n}}^2 + \left(\frac{BA_n \cdot CF_n}{BA_n \cdot CF_n - BA_m \cdot CF_m}\right)^2 \cdot (U_{BA_n}^2 + U_{CF_n}^2) + \left(\frac{BA_m \cdot CF_m}{BA_n \cdot CF_n - BA_m \cdot CF_m}\right)^2 \cdot (U_{BA_m}^2 + U_{CF_m}^2)$$

Ecuación 1-40

1.7.3.2 Incertidumbre en las emisiones por suelos minerales

$$U_{\Delta C_{i,j,k}}^2 = U_{SOC_{REF_i}}^2 + U_{A_{i,j,k}}^2 + \left(1 + \frac{A_{i,j,k} \cdot SOC_{REF_i}}{20 \cdot \Delta C_{i,j,k}}\right)^2 \cdot (U_{FLU_i}^2 + U_{FMG_i}^2 + U_{FI_i}^2)$$

Ecuación 1-41

Un enfoque de propagación de errores no es apropiado en las siguientes circunstancias, tal como se señala en el IPCC, por los siguientes motivos (IDEAM-PNUD, 2017):

- Las incertidumbres son grandes;
- Las distribuciones no son normales;
- Las ecuaciones son complejas;
- Los datos están correlacionados.

Por lo tanto, es importante ser consciente de que en la mayoría de los contextos de contabilidad forestal y de GEI habrá una gran incertidumbre en los datos de entrada. Adicional a esto, muchas veces las distribuciones no serán normales, las ecuaciones pueden ser complejas y, existen muchas correlaciones de conjuntos de datos. En ese contexto y teniendo en cuenta todo lo anterior, es posible afirmar que Montecarlo es el enfoque correcto.

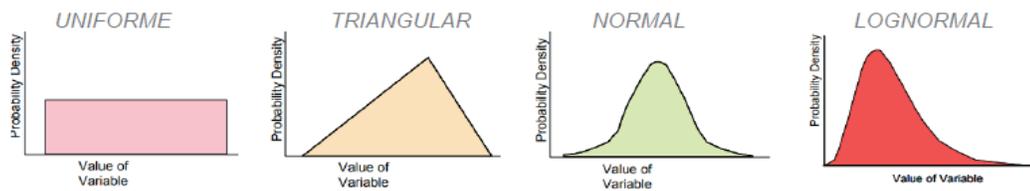
1.7.4 Montecarlo

El enfoque de simulación de Montecarlo implica la generación repetida de valores aleatorios basados en las distribuciones de los datos de entrada. La aplicación de este método parte de la descripción, mediante modelos probabilísticos relativamente simples, del comportamiento estadístico de los valores de actividad, los factores de emisión y otros factores necesarios para realizar el cálculo de emisiones de GEI, en cada una de las subcategorías.

El primer paso en este modelamiento es determinar si la distribución es simétrica y, de ser así, se asume que la distribución es normal. De lo contrario, en caso de que la distribución sea asimétrica se asimilan la FDP triangulares con moda en el valor reportado y límites de distribución en los valores reportados como incertidumbre. Tal como lo recomienda el IPCC, en los casos en que los datos de actividad para el inventario no tengan la información necesaria para aproximar su comportamiento estadístico, se recurre a dictámenes de expertos para definir su incertidumbre.

Las funciones de densidad de probabilidad (FDP) explican el rango de valores potenciales de una variable dada y la probabilidad de que valores diferentes representen el valor verdadero. Las FDP se representan gráficamente como distribuciones. Los ejemplos comunes incluyen distribuciones normales (Gaussianas), lognormales, triangulares y uniformes.

Figura 1-14: Ejemplos de funciones de probabilidad

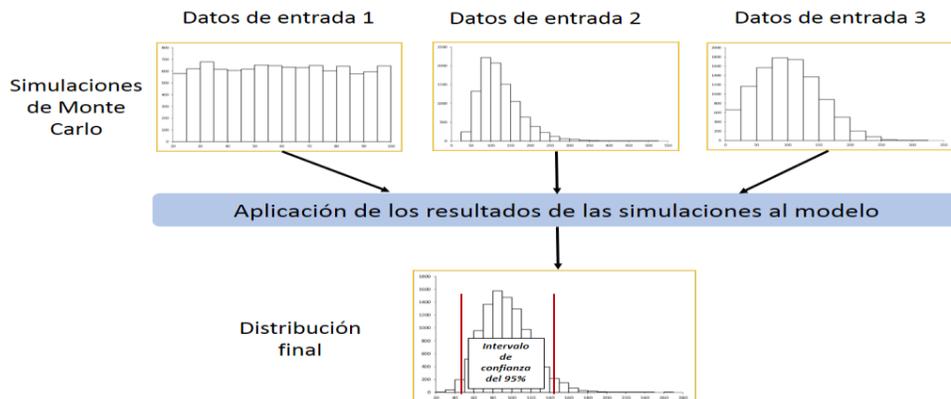


Fuente: (IDEAM-PNUD, 2017).

1.7.4.1 Delimitación del método de Montecarlo

Las simulaciones de Montecarlo se ejecutan utilizando algoritmos que generan valores estocásticos (es decir, aleatorios) basados en la FDP de los datos. El objetivo de estas simulaciones repetidas es producir distribuciones que representen la probabilidad de diferentes estimaciones. Una vez que se han ejecutado las simulaciones, se aplican al modelo, que podría ser complejo o ser una ecuación simple, desarrollada para calcular la estimación final. Para calcular la incertidumbre, el intervalo de confianza se puede identificar para las distribuciones finales, tal como se muestra en la siguiente figura

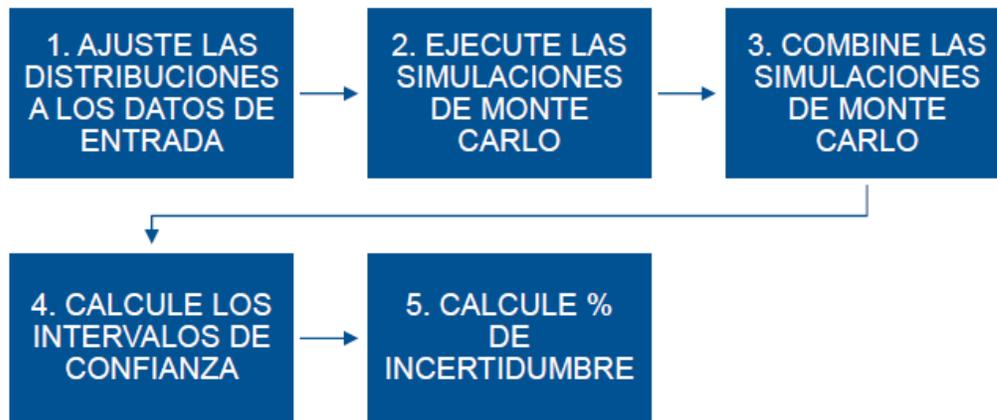
Figura 1-15: Delimitación del método Montecarlo



Fuente: (IDEAM-PNUD, 2017).

Una vez que se han identificado y se han cuantificado las diferentes fuentes de incertidumbre cuando sea posible, el enfoque de Montecarlo se puede implementar a través de 5 pasos principales, tal como se muestra en la siguiente figura.

Figura 1-16: Enfoque de Montecarlo para calcular la incertidumbre



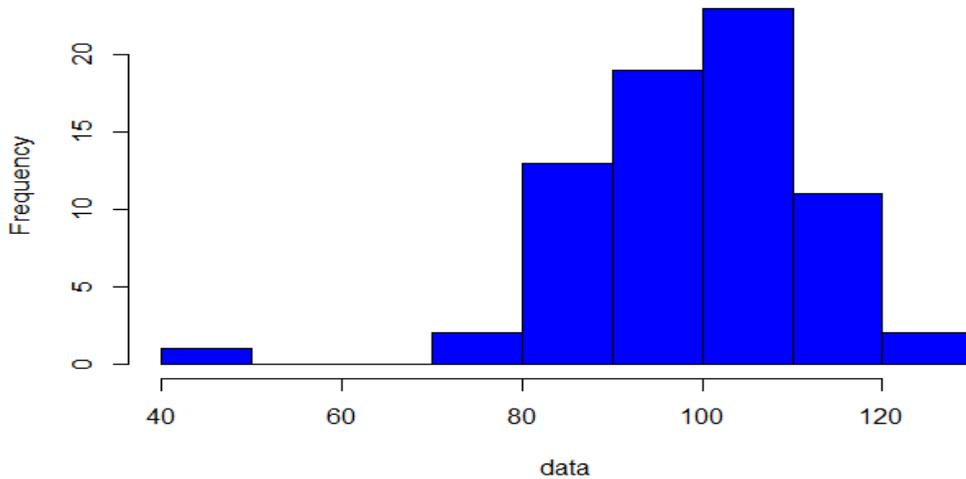
Fuente: (McMurray, Pearson, & Casarim, 2017)

1.7.4.2 Ajuste de las distribuciones de probabilidad.

Antes de ejecutar las simulaciones de Montecarlo, es necesario identificar las funciones de densidad de probabilidad (FDPs) que se ajustan a cada una de las fuentes de datos con fuentes de incertidumbre clave identificadas. Idealmente, cuando todo el conjunto de datos está disponible, los analistas deben ajustar los datos para corregir cualquier sesgo conocido en los datos o valores atípicos.

Los valores atípicos pueden tener un impacto sustancial en la forma total de la distribución de datos y, por lo tanto, la distribución de probabilidad resultante. La decisión del analista de eliminar o no los datos atípicos depende de su conocimiento de los datos subyacentes. Los valores atípicos pueden ser componentes importantes del conjunto de datos y, por lo tanto, no se deben eliminar. No obstante, pueden representar asimismo errores de medición o de registro, en cuyo caso, se deben eliminar (McMurray, Pearson, & Casarim, 2017). En la siguiente tabla se resumen las principales características y aplicaciones de las distribuciones de probabilidad más utilizadas.

Figura 1-17: Ajuste de un valor extremo en una distribución



Fuente: (McMurray, Pearson, & Casarim, 2017).

Tabla 1-13: Resumen distribución de probabilidad en el método de Montecarlo.

| Distribución | Características | Aplicación |
|---|---|---|
| <ul style="list-style-type: none"> Normal | <ul style="list-style-type: none"> Es apropiada cuando el rango de incertidumbre es pequeño y simétrico con relación a la media. Se registra cuando muchos aportes individuales contribuyen a una incertidumbre global y en ninguna de las incertidumbres individuales domina la incertidumbre total. | <ul style="list-style-type: none"> Es en apropiada para muchas categorías para las cuales el rango relativo de incertidumbre es pequeño como los datos de actividad. |
| <ul style="list-style-type: none"> Lognormal | <ul style="list-style-type: none"> Apropiada cuando las incertidumbres son grandes para una variable no negativa y se sabe que están sesgadas. Si se multiplican muchas variables inciertas, el producto se aproxima asintóticamente a la lognormalidad | <ul style="list-style-type: none"> Las distribuciones Weibull y Gamma tienen propiedades similares a las lognormales, por lo tanto, a veces se ajustan mejor. |
| <ul style="list-style-type: none"> Uniforme | <ul style="list-style-type: none"> Describe una probabilidad igual de obtener cualquier valor dentro de un rango. | <ul style="list-style-type: none"> Es útil para representar cantidades limitadas físicamente (una fracción que varía entre 0 y 1). Cuando un experto puede especificar un límite superior e inferior. |
| <ul style="list-style-type: none"> Triangular | <ul style="list-style-type: none"> Es apropiada cuando los expertos proporcionan los límites superior e inferior y un valor preferido, pero no hay otra información sobre la FDP. | <ul style="list-style-type: none"> puede ser asimétrica. |

Fuente: (McMurray, Pearson, & Casarim, 2017).

2. Metodología

2.1 Área de estudio

2.1.1 Selección de región de estudio

Para seleccionar la región de estudio se determinó una serie de etapas y criterios, con el fin de definir el área con las mejores características y la menor incidencia de factores externos en la evaluación de la exactitud temática. En la primera etapa se plantea una serie de parámetros que permitieron delimitar las posibles zonas de estudio. Estos parámetros se especifican en la siguiente tabla donde se describe su importancia y su nivel de jerarquía en la evaluación:

Figura 2-1: Parámetros para la selección de la región de estudio

| Parámetros | Criterio | Importancia | Nivel de jerarquía |
|---|--|--|--------------------|
| 1 Deforestación. | El área debe ubicarse donde se registren algunos núcleos de alta deforestación. | Este factor tiene un gran impacto en la evaluación de la exactitud temática. | <u>Muy alto</u> |
| 2 Errores de omisión y comisión. | El área de estudio debe contener alta probabilidad de aparición de errores de omisión o comisión. | Esto parámetro es de gran importancia debido que es fundamental para evaluar el impacto de estos errores en la deforestación. | <u>Alto</u> |
| 3 Calidad de los sensores remotos. | Se pretende una zona con alta calidad en los compuestos Landsat como mediana. Esto implica poca influencia de externalidades como nubes, sombras, brumas, banderamiento y pocos datos sin información. | Este parámetro es significativo debido a que una evaluación de la exactitud temática no debería tener incidencia de otros factores externos. | <u>Medio</u> |
| 4 Disponibilidad de datos de referencia | Se espera que la zona de estudio tenga disponibilidad de buena calidad de datos | Es de gran valor cumplir este parámetro, debido a que la evaluación temática, debe contener datos de | <u>Alto</u> |

| Parámetros | Criterio | Importancia | Nivel de jerarquía |
|--------------------------------|---|---|--------------------|
| | de referencia de alta resolución. | referencia de mejor resolución de los originales del mapa base. | |
| 5 Zonas de alta biodiversidad. | Se pretende que la zona elegida sea un área protegida como los parques naturales, con alta biodiversidad. También se busca un ecosistema natural que tengan un nivel de riesgo asociado a la deforestación. | Este factor es de gran importancia nacional, a nivel ambiental y en las emisiones de GEI. | <u>Alto</u> |

Fuente: Elaboración propia

Posteriormente en la segunda etapa se responde a los parámetros enunciados anteriormente, para así enfocarse en pocas regiones de estudio probables. En las siguientes secciones se muestra la evaluación de cada ítem, se resumen las áreas ponderadas con mejor y peor desempeño en cada parámetro calificación.

2.1.1.1 Núcleos de alta deforestación y errores de omisión y comisión en la evaluación temática

Como se observó en el numeral 1.1.3, la región de mayor ponderación en el parámetro de deforestación es la región amazónica. Es, también, una zona con alta probabilidad de aparición de errores de omisión o comisión.,

2.1.1.2 Calidad de los sensores remotos y disponibilidad de datos de referencia

Estos parámetros se califican a partir de los productos de sensores remotos como los mosaicos anuales, y aquellos producidos por el grupo de procesamiento digital de imágenes del SMyC. En ellos se indica que las zonas de alta deforestación, las calidades de las imágenes satelitales ópticas se deterioran por la alta nubosidad en la zona pacífica y, por efecto del relieve, en la zona andina. Esto implica que el área que tiene la menor incidencia en la calidad de la imagen es la zona amazónica donde durante una parte del año hay baja persistencia de nubes y tiene menor influencia de la cordillera oriental. La zona del pacífico se descarta por el efecto de las externalidades, aunque la deforestación se cuantifica con los datos disponibles. De hecho, en esta zona se tienen menos del 50%

de las imágenes con información viable de los mosaicos y resulta poco viable para lo que esta investigación se propone.

En lo que corresponde a los datos de referencia, se tiene disponibilidad para utilizar los datos de *Planet* y, más puntualmente, del programa *PlanetScope*, obtenidos con la ayuda del SMyC. Estos últimos ofrecen un monitoreo mundial activo, con actualización diaria y resolución de 3.7 metros. En lo que corresponde a calidad, se presenta similares problemas como la nubosidad o el relieve. Con base a lo mencionado, la región delimitada que cumple los parámetros de calidad es la región amazónica, más exactamente el arco amazónico de la deforestación.

2.1.1.3 Zonas de alta deforestación

Con ayuda de las alertas tempranas de deforestación se puede realizar el último filtro para escoger la región de estudio. En ese sentido, resulta indispensable que esta zona cumpla dos condiciones: que tenga un alto avance de la deforestación y que esté cerca de áreas protegidas. En la siguiente tabla se resume una lista de áreas priorizadas en la región amazónica que incluye en el arco de la deforestación en la Amazonía. En esta tabla se indica el municipio, área protegida amenazada y la región a que pertenece:

Figura 2-2: Lista de Municipios con alta área de deforestación

| Región | Municipios | Sistema y área protegida amenazada | Pertenece a la región |
|--------|--|---|---|
| 1 | Cartagena del Chairá | Serranía de Chiribiteque | Río Caguán, Buenavista, Remolino del Caguán, Billar y el Venado. |
| 2 | San Vicente del Zaguán | Serranía de Chiribiteque | Región de sabanas del Río Yari, Candilejas, el Camuya, Ciudad Yari. |
| 3 | La Macarena | Parque natural Tinigua | El billar, Río Guayabero, la Cristalina, Brisas del Losada, Caño cristales. |
| 4 | San Vicente del Zaguán, La Macarena | Cordillera los Picachos | Región del Río Pato |
| 5 | La Uribe | Cordillera los Picachos, Sierra de la Macarena y Parque natural Tinigua | Región del Río Duda y el Danubio. |
| 6 | La Macarena, San José del Guaviare, Vistahermosa | Sierra de la Macarena | Región Río Guayabero, Yarumales |

| | | | |
|---|--|---|------------------|
| 7 | San José del Guaviare, Calamar, El Retorno | Sierra de la Macarena y Serranía de Chiribiteque, | Región Palestina |
|---|--|---|------------------|

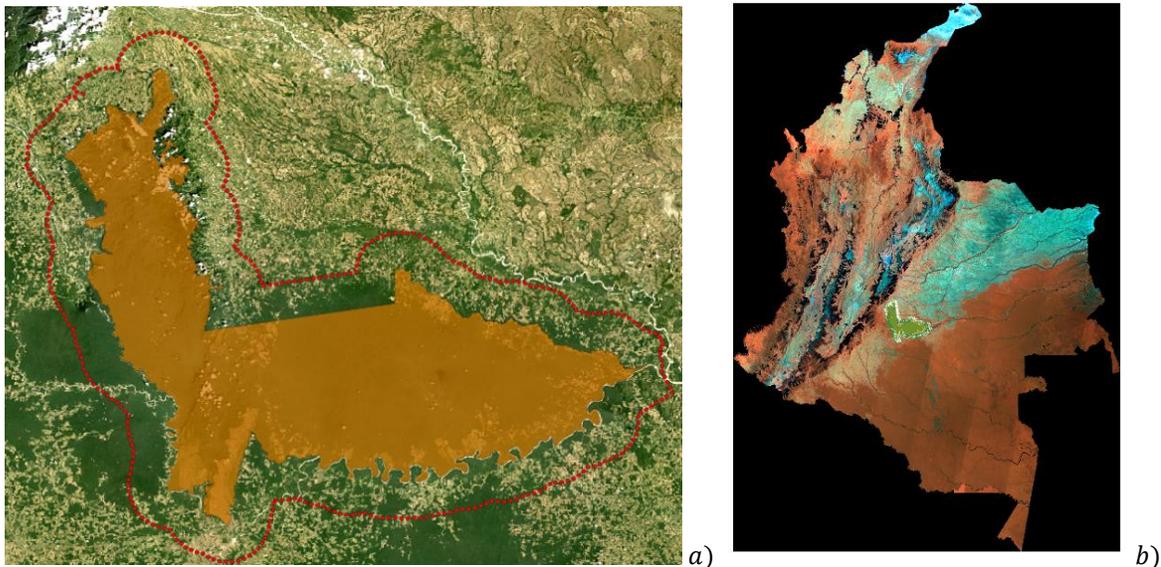
Fuente: SMBYC informes de alertas de deforestación.

2.1.2 Región elegida

Conforme a lo expuesto en la sección anterior, las áreas que cumplen los requisitos propuestos en esta investigación son los Parques naturales Sierra de la Macarena, Tinigua o Cordillera los Picachos. Esta delimitación se realizó por su importancia a nivel ambiental y por una oportunidad de la investigación de los impactos de la deforestación en una zona de alta biodiversidad del país. Se trata, en efecto, de un punto estratégico a nivel macro de la biodiversidad nacional, ya que ahí confluyen tres biomas de los más importantes el andino, el amazónico y la Orinoquía, además ahí nacen una gran parte del sistema hídrico colombiano.

Adicional al Parque Sierra de la Macarena, se seleccionó un área de 10 kilómetros de buffer circundantes como área de estudio. Esta zona buffer nos brinda un panorama de las áreas circundantes del parque están en alto riesgo y pueden ser vulnerables para la zona protegida del parque. La Sierra de la Macarena muestra alarmantes cifras de pérdida de bosques. De 36.000 hectáreas deforestadas en el 2002 se pasa a 44.599 hectáreas en el 2012, y a 56.121 hectáreas a 2014. Para el año 2017 en el PNN Sierra de la Macarena se deforestaron 3576 ha, un equivalente al 29% del SINAP (Sistema nacional de áreas protegidas) (Zarate, Ruiz, & Rodriguez, 2018). Este parque, aprueba los criterios de selección, puesto que es una zona de alta deforestación, tiene una buena calidad del mosaico, hay disponibilidad de una buena fuente de datos de referencia y es una región de alta importancia ambiental. En la siguiente figura se ilustra la zona de estudio y su ubicación en el país.

Figura 2-3: Región de estudio; a) Límites del PNN Sierra de la Macarena y en línea punteada el búfer de la zona de influencia, b) la ubicación espacial del parque en Colombia



Fuente: Elaboración propia, con datos del SMByC.

En el anexo 2 se expone las generalidades del Parque Natural Nacional Sierra de la Macarena, en donde se resume su marco normativo, división política, conflictos ambientales, contexto geológico y turístico, así como el avance de la deforestación.

2.2 Evaluación de exactitud temática en el mapa de detección de cambios bosque/no bosque en región de estudio

Dado que el propósito principal de la presente investigación es reducir la incertidumbre en los datos de actividad de la deforestación, se escogió aplicar la inferencia estadística basada en el diseño. Asimismo, se han planteado diferentes experimentos para evaluar el impacto del error temático y sus repercusiones sobre los estimadores de proporción del área, varianza y las diferentes exactitudes evaluadas como se describe en la siguiente tabla:

Tabla 2-1: Resumen de los ejercicios planteados en la investigación

| Característica del ejercicio | Tipo de variación | Parámetros evaluados |
|---|---|--|
| i. Diferentes estrategias de muestreo. | <ul style="list-style-type: none"> • Estratificado. • Aleatorio simple. • Sistemático alineado. • Sistemático no alineado. • Muestreo de dos etapas (aleatorio simple en cada una). • Remuestreo. | <ul style="list-style-type: none"> • Proporción del área. • Varianza del área. • Exactitud general, usuario y productor. • Kappa. • Sesgo y error cuadrático medio. |
| ii. Variación de estimadores. | <ul style="list-style-type: none"> • Postestratificados. | <ul style="list-style-type: none"> • Coeficiente de variación. |
| iii. Variación del tamaño de la muestra. | Seis ejercicios variando el error esperado $S(O)$: 0.03, 0.02, 0.0145, 0.0075, 0.0045, 0.0035; en todos se realiza el muestreo estratificado | <ul style="list-style-type: none"> • Eficiencia relativa del muestreo. |

Fuente: Elaboración propia

Se plantearon estos tres tipos de ejercicios para evaluar distintos escenarios de la evaluación temática y cómo repercuten en los intervalos de confianza y la exactitud, según cada caso:

- Para los ejercicios de distintas estrategias de muestreo se busca principalmente identificar las variaciones de los errores de omisión y comisión, así como la manera en que estos afectan a la exactitud de una clase con una representación pequeña respecto al área total. También se pretende determinar en qué circunstancia se puede aplicar cada uno de los esquemas, y las ventajas y desventajas que se encontraron.
- En cuanto a la variación de los estimadores, se realiza un ejercicio postestratificado que consiste en que aplicar un estimador a partir de los resultados de los muestreos aleatorio simple y sistemático. De esta manera se puede evaluar la eficacia del estimado de área y su error asociado, y si existe alguna mejora en los resultados de los intervalos de confianza o el coeficiente de variación.
- También se plantea el remuestreo o *bootstrapping* que se implementa con ayuda de todo conjunto de puntos de muestreo ya clasificados en cada uno de los esquemas. Este proceso se realiza uniendo todos estos puntos como en una bolsa, para posteriormente muestrear una fracción más pequeña seleccionada aleatoriamente

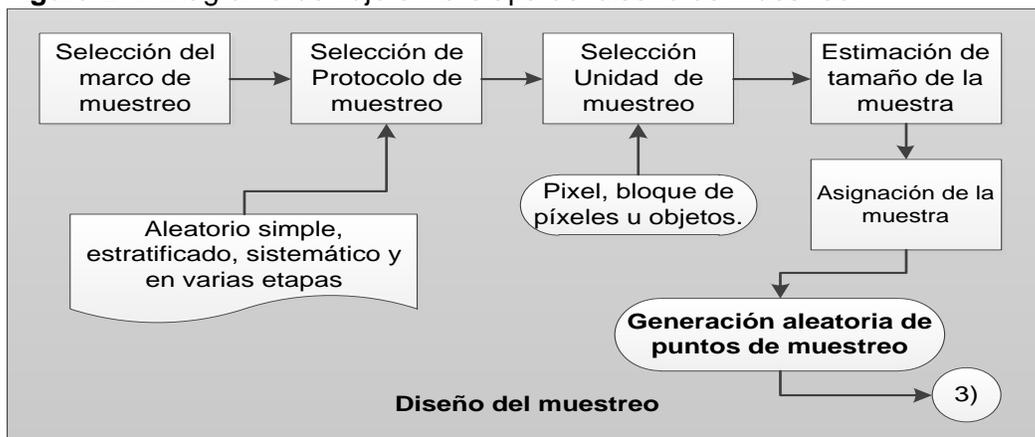
con reemplazo y, por último, el proceso se repite un determinado número de veces. Con este método se intenta observar los cambios dados por la aleatoriedad del muestreo, el efecto de la variabilidad de las clases y la incidencia de los tipos de errores en los intervalos de confianza y la varianza.

- Por último, se realiza un ejercicio variando el tamaño de la muestra y partiendo del muestreo estratificado. En cada ejercicio se realiza la variación del error esperado y, por consiguiente, cambia el tamaño del muestreo. En este sentido se puede realizar un análisis de sensibilidad e identificar cuál es el mejor tamaño y qué ventajas o desventajas se encuentran con el aumento o disminución de las cantidades de la muestra.

2.2.1 Diseño de muestreo

A nivel metodológico se planteó un procedimiento teniendo en cuenta el siguiente diagrama de flujo. Se seleccionó el marco y la estrategia de muestreo, luego el tipo de unidad de muestreo (primaria o secundaria, según el caso) y, posteriormente se realizó la asignación y tamaño de muestra. Por último, dependiendo de cada esquema de muestreo, se generaron puntos aleatorios como punto de partida para evaluar la exactitud temática. Cabe anotar que cada ejercicio planteado cumple con los criterios críticos de la inferencia basada en el diseño. Así, debido a que cada muestreo es probabilístico, incorpora una aleatorización y la probabilidad de inclusión de cada unidad del marco de muestreo es mayor a cero (Olofsson P. , y otros, 2014)^[60].

Figura 2-4: Diagrama de flujo en la etapa del diseño de muestreo.



Fuente: Elaboración propia

Como se resumen en la siguiente tabla, para realizar el diseño de muestreo se definieron algunas condiciones, características, limitaciones y restricciones para cada uno de los ejercicios planteados.

Tabla 2-2: Características y restricciones de las diferentes etapas del diseño de muestreo

| Etapas del diseño del muestreo | Característica seleccionada | Limitaciones y restricciones tomadas |
|---------------------------------------|---|---|
| Marco de muestreo | Área. | Para los muestreos aleatorio simple, estratificado y sistemático, se divide la población en píxeles. En cambio, en el muestreo por varias etapas se debe hacer una corrección del área, y la población se divide en los conglomerados. |
| Protocolo de muestreo | Estratificado (ST) Aleatorio simple (SRS) Sistemático alineado (SYA) Sistemático no alineado (SYNA) Muestreo de dos etapas. (SRSX2) | Para generar los puntos aleatorios de los diferentes esquemas se escogió el software QGIS y un Plugin desarrollado por SMBYC llamado AcATaMa ¹ . |
| Unidad de muestreo | Para los protocolos ST, SRS, SYA y SYNA se escogió como unidad el píxel del mapa con valores 30*30 metros. Para el caso SRSX2 se escogió el pixel como USM y, como UPM, una grilla de cuadrados de 5 km X 5 km. | El pixel se tomó como unidad debido a su versatilidad y capacidad para identificar zonas pequeñas de deforestación. |
| Tamaño de muestra | En el muestreo estratificado se aplicó el tamaño de muestra con un error esperado global $S(O)$ de 0.0045 y exactitud del usuario esperada U_i para Bosque y No Bosque estable = 0.9 y para la deforestación 0.8. En el caso de los muestreos SRS, SYA y SYNA, se escogió el mismo tamaño que el estratificado. Para el muestreo de varias etapas se dividió el área de estudio en un total de 415 unidad primaria de muestreo UPM total y se escogió un 10%. De las seleccionadas UPM se escogió 100 unidades de muestreo USM, dando un total de 4100. | En el caso de ST se aumenta la cantidad de muestras de deforestación con un total de 559 puntos para mejorar su representatividad. En el caso del muestreo SRSX2, la cantidad de UPM y USM se tomaron en base a ejemplos bibliográficos (Stehman & Wickham, 2011). |

¹ Sitio web herramienta AcATaMa del SMBYC <https://github.com/SMBYC/AcATaMa>

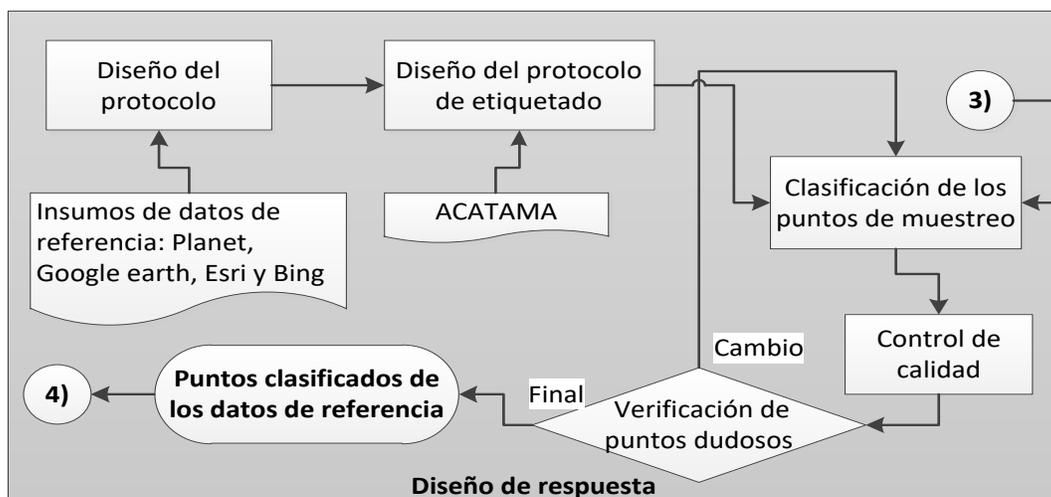
| Etapas del diseño del muestreo | Característica seleccionada | Limitaciones y restricciones tomadas |
|--------------------------------------|--|---|
| Otros parámetros considerados | Para comprobar que el muestreo es probabilístico, se incluyó un parámetro de semilla con posibilidad de replicarse (función disponible en AcATaMa). En el caso de encontrar algunos datos con información viable para evaluar, se descarta el punto y se vuelve a muestrear aleatoriamente. | Para evitar la autocorrelación espacial en la evaluación, se asume una distancia mínima de 1000 m entre dos puntos. |

Fuente: Elaboración propia

2.2.2 Diseño de respuesta

Para definir el periodo de evaluación, se tuvo en cuenta el hecho de que la deforestación ha incrementado los últimos años y el año 2016 marcó el punto de inflexión. Sin embargo, más allá del cambio de la cobertura forestal en el parque Sierra la Macarena, este año también nos permite conseguir las imágenes satelitales del mapa base y datos de referencia con una calidad superior a la que se dispone en los años más recientes, esto se debe a que las imágenes Landsat han sido verificadas y con un control de calidad óptima. Así mismo, los datos del año 2016 del SMCByC han sido validados y verificados por diferentes análisis, como el nivel de referencia del bioma amazónico o la evaluación de exactitud a nivel nacional, estos insumos sirven como comparativos para la investigación.

Figura 2-5: Diagrama de flujo en la etapa del diseño de respuesta.



Fuente: Elaboración propia

2.2.2.1 Datos de referencia

El insumo principal para evaluar la exactitud temática son las imágenes satelitales del programa Landsat². Asimismo, se necesitan tanto las imágenes originales del año 2016 para verificar que no se haya omitido alguna área deforestada, como las últimas imágenes del año 2015 para verificar cualquier posible comisión y se haya registrado la deforestación en dicho año. Dicho programa satelital tiene varias ventajas para el monitoreo de la cobertura forestal. Además de tener un buen registro de las imágenes a través del tiempo, cuenta con alta resolución temporal y espacial, fácil acceso a los datos y posibilidades de permanencia del programa (Cabrera, Galindo, & Gonzáles, 2019).

Los datos utilizados como referencia son principalmente insumos satelitales de la plataforma *PlanetScope*³. La constelación completa de aproximadamente 120 satélites puede tomar imágenes de toda la Tierra todos los días y tiene un tamaño del píxel de 3.7 m. Además, se complementan con la consulta de datos de imágenes satelitales de la plataforma Sentinel⁴ y *Google*⁵. Aunque ningún conjunto de datos de referencia puede ser completamente exacto, es importante que los datos de referencia tengan alta precisión. Cabe anotar que la plataforma Sentinel 2 solo se utilizó como dato auxiliar para evaluar algunos puntos críticos de cambios de coberturas o de ambigüedad en la deforestación.

Disponer de datos de referencia de calidad es un desafío considerable para el análisis de la detección remota. Como se indicó antes, los datos de referencia se tomaron de la Plataforma *Planet* por los siguientes motivos: (Planet, 2018)

- Es la plataforma de uso privado que el SMyC tiene disponible, ya que el IDEAM tiene un contrato para el acceso y el uso de esta información. No se evaluaron otras fuentes debido a que, desafortunadamente, están por fuera del presupuesto.

² Fuente: <https://espa.cr.usgs.gov/>

³ Fuente: <https://www.planet.com/products/>

⁴ Fuente: <https://scihub.copernicus.eu>.

⁵ Fuente: <https://www.google.com/intl/es/earth/>

- Para finales del año se pretende mejorar la exactitud y, sobre todo, incrementar la calidad de los datos de deforestación.
- Se espera que estos mosaicos no estén desplazados y, si fuera el caso, se debe tener en cuenta en la clasificación de los datos del muestreo para determinar, con puntos de control en las imágenes Landsat, si afecta la interpretación de la clase evaluada. En caso de observar un desplazamiento que impida la clasificación, se descartará el uso de Planet para proceder a la búsqueda de otro insumo.
- Para sitios pequeños y en regiones de paisajes heterogéneo estos insumos son una herramienta.

2.2.2.2 Protocolo de clasificación de la deforestación

Los datos de referencia utilizados son de la plataforma *PlanetScope* y abarcan el período 2016 y 2017, teniendo la precaución de la posible existencia de un grado de desplazamiento con respecto a los píxeles evaluados en Landsat. Como complemento, se pueden consultar los datos de las imágenes de la plataforma de Sentinel 2 y *Google Earth*. Al momento de usar esta última plataforma, vale la pena señalar que los datos almacenados tienen cierto grado de desplazamiento, aunque algunas fuentes almacenas por esta plataforma son las imágenes Landsat, Copernicus, CNES/ Airbus, Maxar Technologies, U. S Geological Survey. Estos datos de referencia cumplen con que deben ser más precisos que el proceso de creación del mapa y tienen una representación temporal suficiente en la que se puede evaluar el cambio.

Se manejó la herramienta AcATaMa⁶ para evaluar el cambio de cobertura forestal en los datos de referencia. Este plugin de Qgis fue diseñado por el SMByC y está en la disponibilidad, además, fue elaborado para la evaluación de la precisión de los mapas temáticos, y tiene funciones como evaluar la exactitud de los mapas temáticos, estimar áreas de las clases de mapas, diseño de muestreo estratificado y aleatorio simple, así como clasificación de los puntos. De igual manera, vale la pena destacar que aplica las metodologías planteadas por Olofsson et al. (2013 y 2014) (Olofsson P. , Foody, Stehman,

⁶ Código fuente <https://github.com/SMByC/AcATaMa>, este Plugin fue creado por el SMByC.

& Woodcock, 2013) y (Olofsson P. , y otros, 2014). En AcATaMa se define la unidad de evaluación, el protocolo de etiquetado y la evaluación de cada punto de muestreo.

El objetivo principal del protocolo es definir el acuerdo entre el mapa de detección de cambios bosque/no bosque y la clasificación manual a través de una interpretación visual de los datos de referencia que, a su vez, conducirá a una matriz de error expresada en términos de la relación de superficie. Para todos los ejercicios planteados, se resumen las especificaciones del protocolo de respuesta en la siguiente tabla:

Tabla 2-3: Resumen de las especificaciones del protocolo de respuesta

| Característica de protocolo | Descripción |
|--------------------------------|---|
| Datos de referencia | <ul style="list-style-type: none"> • Imágenes Landsat 2015, 2016 y 2017. • Imágenes <i>Planet</i> 2015, 2016-2017, <i>Google Earth</i> y Sentinel 2. |
| Protocolo de evaluación | <ul style="list-style-type: none"> • Se designa como región de apoyo una hectárea, es decir 3x3 píxeles de 30m. Para mejorar la identificación de la clase, se debe tener presente en los datos <i>Planet</i>. |
| Protocolo de etiquetado | <ul style="list-style-type: none"> • Unidad mínima de asignación y espacial es el píxel 30X30m • Se clasifican en cuatro clases: • Bosque estable (BE) • No bosque estable (NBE) • Deforestación (DEF) • Sin información (SI) • Como regla de etiquetado: si existe duda de la clasificación del píxel se debe elegir la clase dominante en los 9 píxeles vecinos. |

Fuente: Elaboración propia

Como información adicional a la anterior, es importante señalar que los píxeles deforestados se confirman con las últimas imágenes del 2015 y con los datos de referencia que indique que el píxel se trata de un bosque. También se evalúan las imágenes según la definición aceptada de bosque cuyo estándar mínimo de área corresponde a una hectárea (IDEAM, 2019). Por otra parte, la máscara bosque no-bosque también se ha verificado, aunque no como un resultado de esta investigación. El SMyC ha realizado valoraciones de calidad temática de dicha capa y ha encontrado exactitudes de productor y de usuario superiores al 95%, aunque siempre da la posibilidad de mejora y de perfeccionamiento de esta capa base.

Es importante añadir que, a nivel nacional, la evaluación de la exactitud de mapa de cambio bosque/no bosque es llevada a cabo por el SMByC y la realiza un equipo de tres intérpretes cuyo resultado es evaluado por dos expertos. Del mismo modo, resulta necesario subrayar que la evaluación temática de esta investigación es independiente de los datos o evaluaciones realizados con anterioridad por parte del SMByC. Este proyecto cumple el papel de evaluar un producto y sus resultados con el fin de mejorar la calidad y rigurosidad de los nuevos datos generados por el IDEAM y por el SMByC.

Como último análisis en el diseño de respuesta se identifican de las posibles fuentes de incertidumbres en esta etapa y se enumeran en la siguiente sección:

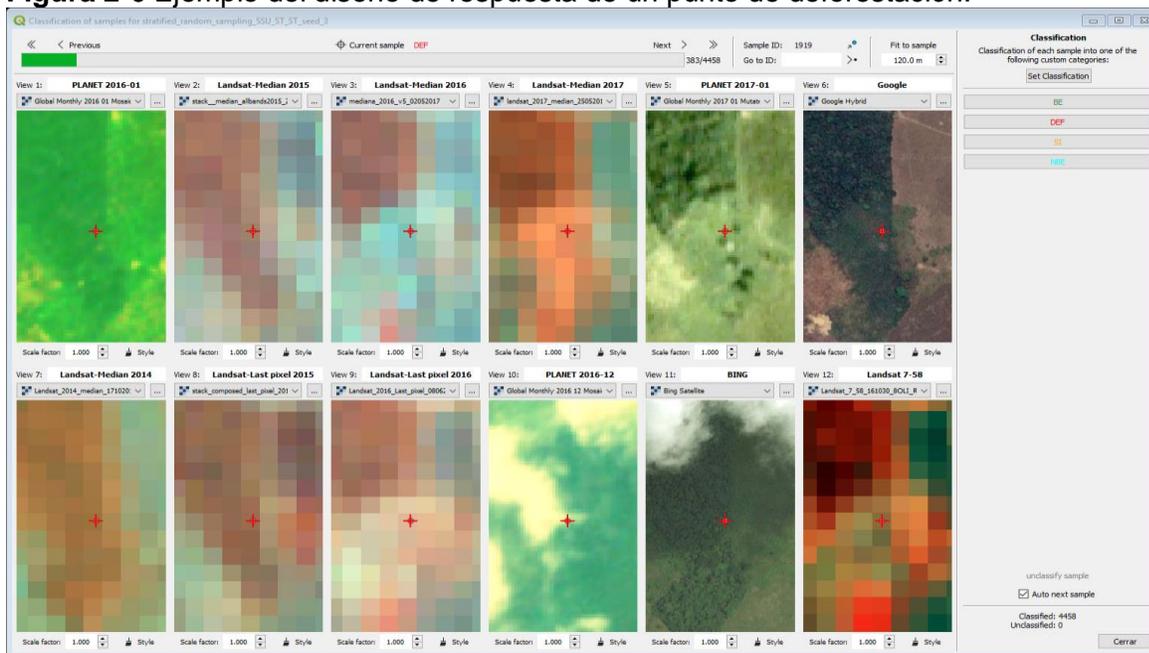
- a) Se debe tener precaución en el desplazamiento y error de localización de las imágenes *Planet*. En algunas se encuentra con un traslado con respecto a las imágenes Landsat ya verificadas y georreferenciadas por el equipo del SMByC. Para mejorar este inconveniente, se realizó un análisis del paisaje adyacente del punto evaluado utilizando una región de apoyo, e imágenes Landsat con el fin de determinar la etiqueta final. Otro aspecto importante es que el IDEAM utiliza una mayor cantidad de insumos para evaluar la clasificación de los puntos de la evaluación temática y, con ayuda de infraestructura Google Engine, la herramienta AcATaMa y fuentes adicionales como Mapas de Bing⁷ y ESRI ArcGIS, pueden llegar a un dictamen final de la etiqueta.
- b) Otro problema de la investigación es que solamente se tiene en cuenta el análisis de un intérprete. Ello implica un grado de sesgo en la clasificación y una visión subjetiva de la realidad. Esto se analizó en el momento del planteamiento de los ejercicios y se desarrollaron dos pautas para disminuir el sesgo del intérprete:
 - Se realizó un entrenamiento exhaustivo en la interpretación y clasificación de la deforestación, por ejemplo, se ejecutaron varios pilotos teórico-prácticos donde se evaluó los conceptos aprendidos sobre sensores remotos y los posibles errores que surgen.

⁷ Fuente: <https://www.bing.com/maps>

- En la ejecución, los puntos de duda o de ambigüedad especialmente en la clase de deforestación se volvieron a revisar con la ayuda de un experto experimentado, se confrontó el resultado inicial y se buscó un consenso. Así se dio una clasificación final con un menor sesgo (McRoberts, y otros, 2018).

Con lo anterior, se logró disminuir notablemente los errores de clasificación y ambigüedades. El diseño de respuesta se puede ejemplificar en la siguiente figura que muestra el área de etiquetado en la parte superior derecha y en cada recuadro se indica la evaluación de los datos de referencia, con la unidad de muestreo específica. Para el caso evaluado, se trata de un punto de deforestación que puede identificarse en el tercer recuadro de izquierda a derecha.

Figura 2-6 Ejemplo del diseño de respuesta de un punto de deforestación.



Fuente: AcATaMa.

2.2.3 Análisis espacial evaluación de la exactitud temática

Se plantea un ejercicio de análisis espacial de los resultados de los muestreos ya expuestos en las secciones anteriores, para identificar las zonas de mayor

distribución y frecuencia de los errores de omisión y comisión de todos los muestreos. Este análisis se elabora utilizando un tipo de mapa espacial, conocido como mapa de calor, que está integrado en el software ArcGis Map, más puntualmente, en la herramienta Kernel Density. En dicho mapa se mostrarán las zonas más densas de los errores de omisión y comisión.

2.3 Estimación del cambio de la cobertura del suelo en la región de estudio

Para evaluar los datos de actividad posteriores a la deforestación, resulta necesario detenerse a calcular la estimación. Para ellos se utiliza el enfoque que basado en el muestreo que cuantifica dos tipos de incertidumbre: la del error de muestreo y la del error de medición. El primero está relacionado con el diseño del muestreo, y el segundo se refiere a las diferencias observadas con los datos en terreno. Se encontró que un muestreo aleatorio simple es un buen ajuste para hallar las proporciones de área de los cambios de coberturas forestal. Según el IPCC, el error de muestreo en la proporción de una determinada clase 'i' de cubierta terrestre se calcula a partir de la proporción de muestreos evaluados que caen en la cubierta terrestre 'i', ponderada por el número total de parcelas evaluadas.

Con los puntos definidos del muestreo aleatorio, las proporciones estimadas se pueden convertir en estimaciones de la superficie de cada clase de cubierta terrestre, y se calcula el error estándar de cada clase (Molinario, Hansen, Potapov, Tyukavina, & Stehman, 2020). A continuación, se presentan las fórmulas:

La proporción estimada de superficie de la clase de cubierta terrestre evaluada 'i' es

$$p_i = \frac{n_i}{n}$$

Ecuación 2-1

n_i es el número de muestras identificadas como la clase 'i', y 'n' es el tamaño de la muestra.

El área estimada clase 'i' es dada por:

$$A_i = A_{\text{tot}} \times p_i$$

Ecuación 2-2

Donde el A_{tot} es el área total, A_i es el área de la clase 'i' ponderada por la proporción evaluada. Tanto el estimador de las proporciones, como el del área, son insesgados. La fórmula de la varianza es la siguiente:

$$SE(p_i) = \sqrt{V(p_i)}$$

Ecuación 2-3

$$SE(A_i) = A_{tot} \times \sqrt{V(p_i)}$$

Ecuación 2-4

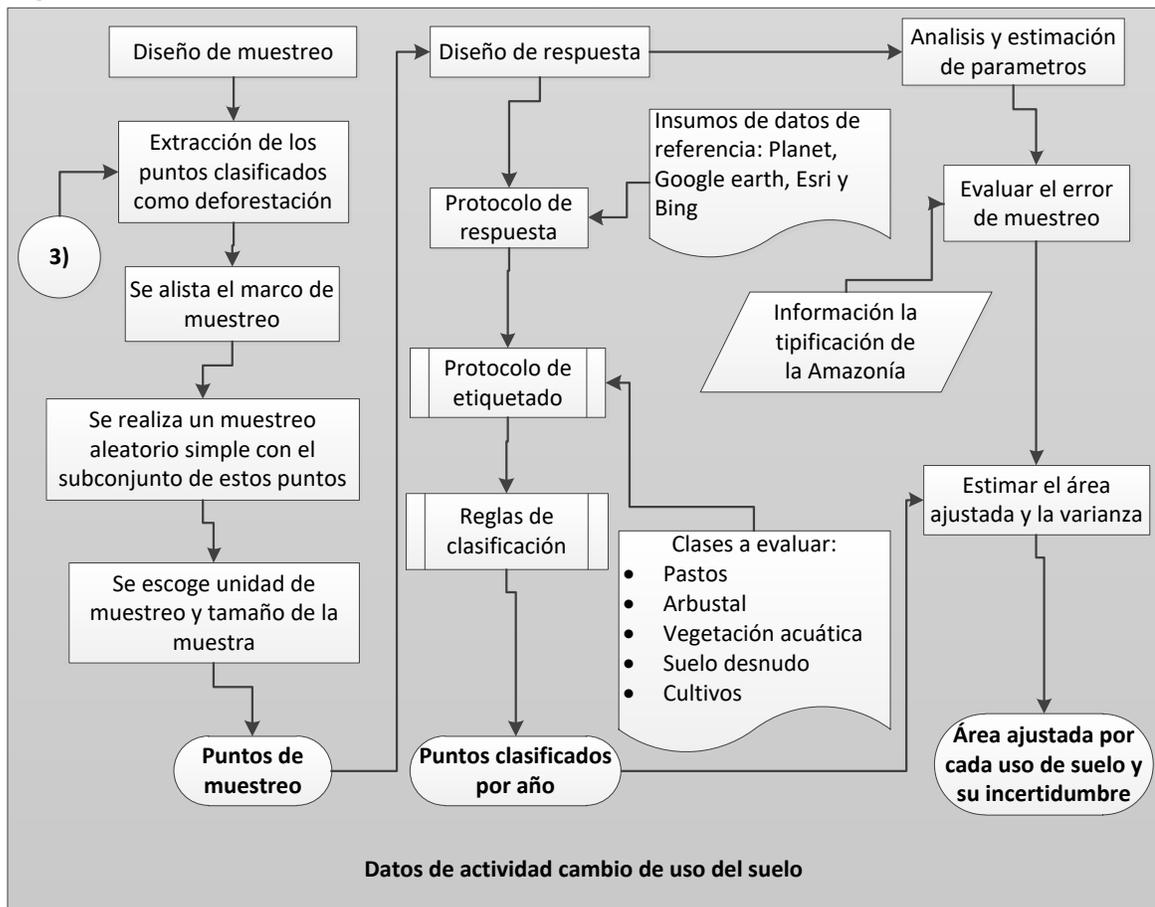
Los errores estándar cuantifican la incertidumbre de las estimaciones basadas en una muestra. Es evidente que el error disminuye en del tamaño de la muestra 'n' y el error típico también depende de p_i . Para hallar la incertidumbre o el intervalo de confianza relacionada con la superficie de la clase 'i' se calcula de la siguiente manera:

$$CI = \frac{A_{tot} \times \sqrt{\frac{p_i(1-p_i)}{n-1}} \times 1.96}{A_i}$$

Ecuación 2-5

Como se ha desarrollado, el proceso tipificación del cambio del uso del suelo posterior a la deforestación, tiene los mismos tres componentes de la exactitud temática: el diseño de muestreo, el diseño de respuesta y la cuantificación de los estimadores del área y varianza. En esta investigación es esencial identificar el área de los cambios de usos del suelo, posterior al evento de la deforestación. En la siguiente figura se resumen el proceso de estimación de los datos de actividad ya enunciados.

Figura 2-7: Consolidado de las diferentes etapas de muestreo.



Fuente: Elaboración propia

2.3.1 Diseño de muestreo

El diseño de muestreo define sus características en la siguiente tabla:

Tabla 2-4: Consolidado de las diferentes etapas del diseño de muestreo

| Etapas del diseño del muestreo | Característica seleccionada | Limitaciones y restricciones tomadas |
|--------------------------------|--|--|
| Marco de muestreo | Para este ejercicio de muestreo el marco es de área. | El total de la población es limitada a los puntos de muestreo, clasificados como deforestación y que estuvieron correctos. |
| Protocolo de muestreo | Aleatorio simple (SRS). | Para generar los puntos de muestreo de los diferentes esquemas, se escogió el software QGIS. |

| Etapas del diseño del muestreo | Característica seleccionada | Limitaciones y restricciones tomadas |
|---------------------------------------|--|--|
| Unidad de muestreo | Se escogió la unidad un bloque de píxeles de 3X3. | El bloque de píxel se tomó como unidad debido a que puede representar mejor una cobertura del suelo. |
| Tamaño de muestra | En este caso se selecciona el 60% del total de los puntos. | No se puede aumentar hasta un valor muy alto de los puntos de muestreo, ya que crece el costo del tiempo de clasificación. |
| Otros parámetros considerados | En algunos sitios era inevitable la auto correlación espacial. | Es probable que en algún grado se registre el fenómeno de auto correlación espacial |

Fuente: Elaboración propia

2.3.2 Diseño de respuesta

2.3.2.1 Datos de referencia

Los datos de referencia que se utilizan son de la plataforma PlanetScope que abarcan el período 2016, 2017, 2018, 2019 y 2020, como complemento, se pueden consultar los datos de las imágenes de la plataforma de la ESA Sentinel 2⁸ y de Google Earth TM⁹. Estos datos de referencia tienen una representación temporal suficiente en la que se puede evaluar el cambio. El punto clave de evaluación de la tipificación del cambio del uso del suelo es la interpretación de la región adyacente al punto evaluado y dependiendo que predomina se realiza su clasificación. Lo anterior se puede cumplir es una ventaja de la plataforma PlanetScope debido a su alta resolución.

2.3.2.2 Protocolo de clasificación

Se utilizó la herramienta AcATaMa¹⁰ para evaluar el cambio del uso del suelo en cada año con respecto a los datos de referencia. En este ejercicio es fundamental tener un mayor número de ventanas abiertas de los productos de sensores remotos, para así mejorar la

⁸ Fuente: <https://scihub.copernicus.eu>.

⁹ Fuente: <https://www.google.com/intl/es/earth/>

¹⁰ Código fuente <https://github.com/SMBYC/AcATaMa>, este Plugin fue creado por el SMBYC.

capacidad de interpretación en el periodo de análisis. Como último análisis en el diseño de respuesta se identifican posibles fuentes de incertidumbres, enumeradas en la siguiente sección:

- I. En la tipificación del cambio del uso del suelo se presenta un sesgo en la clasificación y una visión subjetiva de la realidad. Así, se desarrollaron tres pautas para disminuir el sesgo del interprete:
 - a. Se realizó un entrenamiento en la interpretación de las clases de cobertura y clasificación de la deforestación.
 - b. Los puntos de mayor duda o de ambigüedad se discutieron y con la ayuda de un experto se realizaron recomendaciones de interpretación.
 - c. Algunos puntos de las clases de uso del suelo menos representativas se volvieron a verificar con ayuda de un experto.

2.4 Estimación de las emisiones GEI debidas al cambio de la cobertura del suelo.

En este trabajo se va a realizar la cuantificación de emisiones en un nivel 2 para la biomasa aérea y subterránea. Para la materia orgánica del suelo se manejará el nivel 1, tomando como base los datos del IPCC (2006). Los otros dos reservorios, hojarasca y materia muerta, no se contabilizarán debido a que no existe una certeza en los valores nacionales. Todos los datos de actividad que se utilizan en el cálculo de emisiones son dados por los ejercicios de evaluación temática y de la tipificación del cambio del uso del suelo. En la siguiente tabla se sintetiza los insumos donde se recolectaron todas las variables de estimación de emisiones:

Tabla 2-5: Datos de actividad tierras forestales a otras categorías de tierras

| Categorías | | Fuente |
|----------------------------|------------------------------|---|
| Biomasa aérea | Tierras Forestales | Inventario Nacional Forestal (Yepes, y otros, 2011) |
| | Pastos, cultivos, arbustales | |
| Biomasa subterránea | Tierras forestales | Inventario Nacional Forestal IPCC (2006); Vol 4, Cap 2. |
| | Pastos y cultivos | |
| Suelos | Todas las coberturas | IPCC (2006); Vol 4, Cap 2. |
| Área de actividad | Tierras forestales | Ejercicio de evaluación temática |
| | Otras coberturas | Ejercicio de atribución del cambio |

Fuente: Elaboración propia

Otra información pertinente, descrita en la metodología, hace referencia a las constantes o parámetros fijados para todos los análisis. En la siguiente tabla se resumen dichos valores y para las categorías de vegetación acuática y suelo desnudo se asume que todo el carbono es removido:

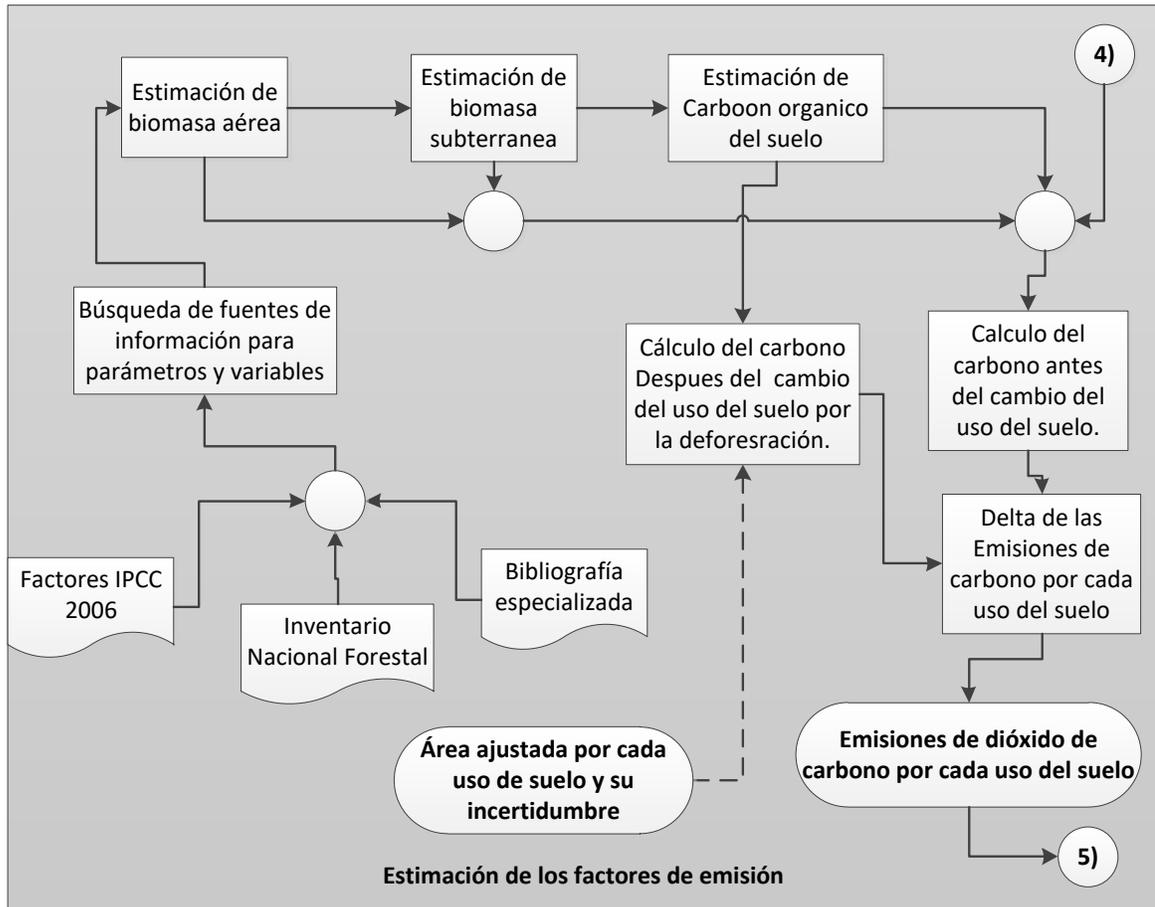
Tabla 2-6: Lista de parámetros constantes en las emisiones para la estimación de la biomasa.

| Parámetro | Forestal | Pasto | Arbustales | Cultivos |
|--|----------|-------|------------|----------|
| Biomasa aérea (ton materia seca* ha⁻¹) | 257.86 | 12.7 | 47.5 | 8.4 |
| Biomasa subterránea (ton materia seca* ha⁻¹) | 57.34 | 0 | NA | 0 |
| Relación entre biomasa aérea y subterránea (ton materia seca* ha⁻¹) | 0.22 | 1.6 | 0.4 | 0 |
| CF Fracción de carbono de la materia seca | | | 0.47 | |
| Relación entre carbono y CO₂ | | | 3.67 | |
| SOC_{ref} Existencia de carbono en suelos minerales de referencia (Ton/ha). | | | 73.76 | |
| D Dependencia temporal de los factores de cambio de existencias (años) | | | 5 | |
| FMG factor de gestión de suelos (adimensional) | NA | 0.97 | NA | 1.22 |
| FLU factor del uso de la tierra (adimensional) | NA | 1 | NA | 0.82 |
| FI factor para el aporte de la materia orgánica (adimensional) | NA | 1.11 | NA | 0.92 |

Fuente: INF, IPCC 2006, (Yepes, y otros, 2011) (Phillips, Duque, Scott, Wayson , & Galindo, 2016).

En la siguiente figura se resumen el paso a paso de las estimaciones de emisiones.

Figura 2-8: Diagrama de flujo estimación de emisiones GEI.



Fuente: Elaboración propia

2.5 Incertidumbre de la estimación de emisiones

El punto crítico de esta sección es determinar las funciones de probabilidad en el método de Montecarlo con el software MATLAB R2019a. Para ello se tomó una serie de decisiones técnicas para definir estas variables:

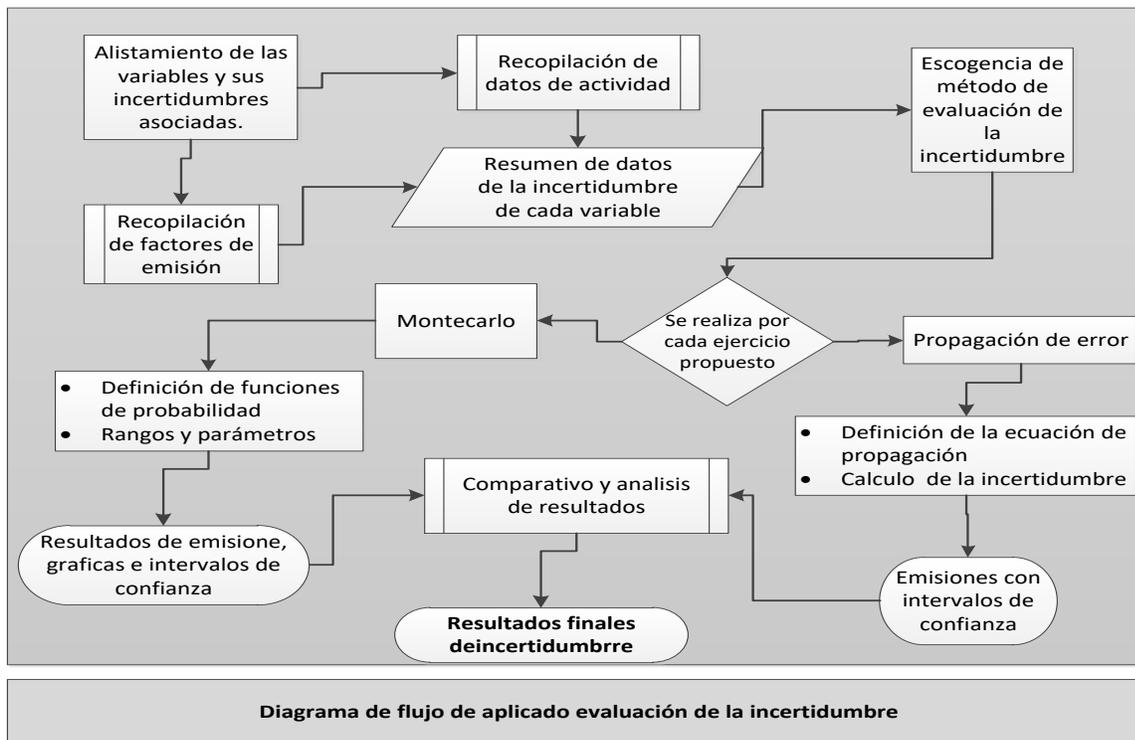
- Para los datos con mayor incertidumbre como los de IPCC se decidió una distribución uniforme.
- Se tuvo precaución con los intervalos que registraban datos irreales o imposibles físicamente. En esos casos se truncó un límite de algunas variables, por ejemplo, cuando las sumas de las fracciones del área son mayores a 1, o la relación entre

biomasa aérea y subterránea es menor a 0, es ahí donde se debe truncar las funciones de probabilidad.

- Para la mayoría de los datos, las FDP desconocidas, se decidió una distribución triangular.

En la siguiente figura se detalla los métodos de estimación de la incertidumbre en las emisiones.

Figura 2-9: Diagrama de flujo de incertidumbre en la estimación de las emisiones.



Fuente: Elaboración propia

3. Resultados y discusión.

3.1 Datos de actividad- evaluación de la exactitud temática.

En esta sección se muestra con detalle los resultados de los datos de actividad de emisiones GEI y estimación de la incertidumbre.

3.1.1 Evaluación de exactitud temática en la región de estudio

Antes de comenzar a describir los resultados es necesario hacer énfasis en los datos iniciales del mapa de cambio de bosque/no bosque para la región de estudio. Los datos estratificados de la siguiente tabla fueron extraídos de la información pública del mapa de cambio de Colombia para el año 2016 del IDEAM¹¹. Además, esta información se contrasta en la evaluación de la exactitud temática con los datos de referencia y se ajustan los estimadores de área y varianza, con su respectivo intervalo de confianza.

Tabla 3-1: Datos del mapa de cambio bosque/no bosque de la región de estudio

| | Área (ha) | Porcentaje del área por clase (%Wi) | Total de píxeles por clase (N _i) |
|--------------------------------|-----------|-------------------------------------|--|
| Bosque estable (BE) | 852335 | 71.07 | 9470394 |
| Deforestación (DEF) | 8865 | 0.74 | 98496 |
| No Bosque estable (NBE) | 338024 | 28.19 | 3755825 |
| Total | 1199224 | 100 | 13324715 |

Fuente: SMByC e IDEAM

En los siguientes numerales se detallan los resultados de los ejercicios planteados para evaluar la exactitud temática en esta investigación (**Tabla 2-1**).

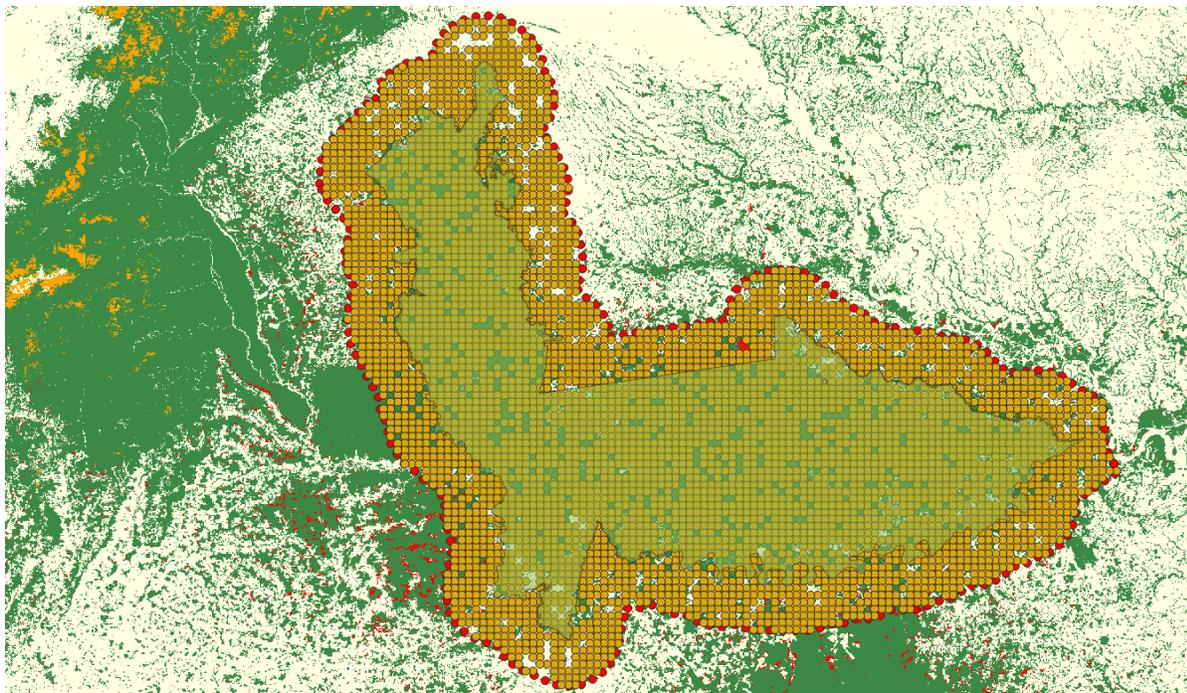
¹¹ Fuente: <http://www.siac.gov.co/catalogo-de-mapas>

3.1.1.1 Variación del esquema de muestreo

Inicialmente se presentan los resultados de los puntos aleatorios de muestreo realizados en la zona de estudio. En estas figuras se puede apreciar una distribución espacial de los esquemas de muestreo en toda la región de estudio. A continuación, se muestran tres figuras de los esquemas de muestreo sistemático, aleatorio simple y aleatorio por dos etapas.

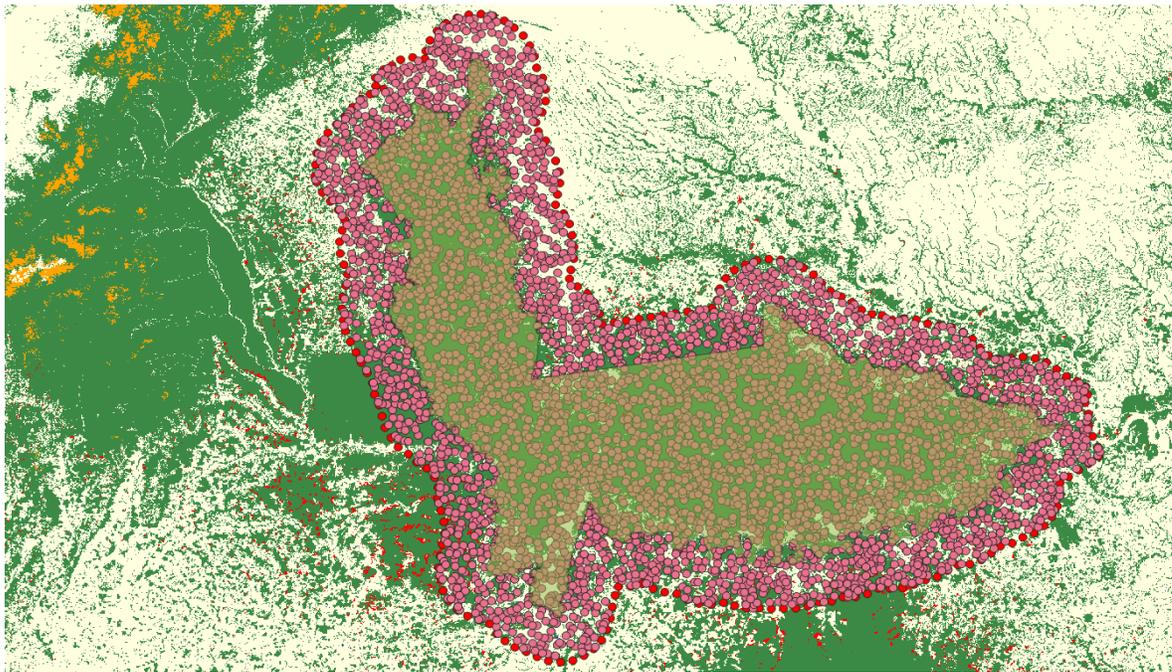
Resulta importante aclarar que el ejercicio propuesto para la evaluación de la exactitud temática, y los diferentes esquemas de muestreo, pretende tres propósitos: Primero, validar cuál de estos tipos de muestreo se ajusta más y tiene menor incertidumbre frente al mapa de cambio de bosque/no bosque de la zona de estudio, como se resume en la tabla anterior (**Tabla 3-1**). Se busca, en segundo lugar, determinar el impacto de los errores de omisión y comisión en los estimadores de cada esquema de muestreo y, por último, observar el impacto del uso de estimadores postestratificados.

Figura 3-1: Imagen de los puntos de muestreo para el esquema sistemático alineado



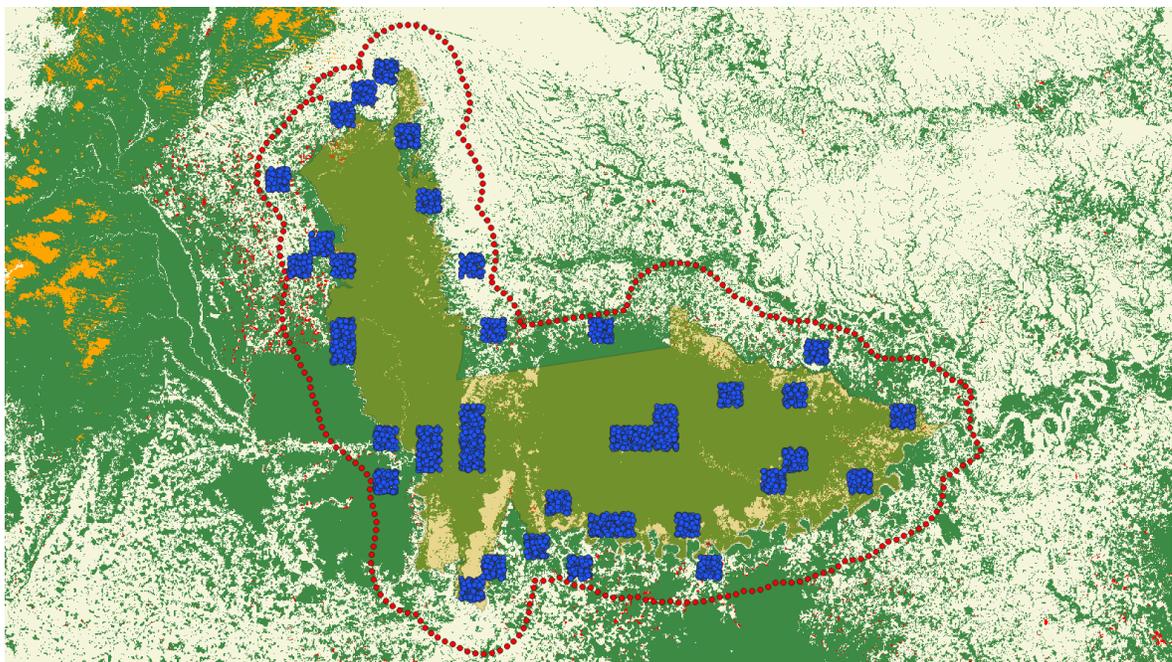
Fuente: Elaboración propia

Figura 3-2 Imagen de los puntos de muestreo para el esquema aleatorio simple



Fuente: Elaboración propia

Figura 3-3 Imagen de los puntos de muestreo para el esquema de dos etapas.



Fuente: Elaboración propia

El primer resultado que se presenta corresponde al ejercicio de exactitud temática con variación de esquema de muestreo. En las siguientes tablas se muestran las matrices de error por cada tipo de esquema y por cada clase del mapa evaluado. Asimismo, se exponen los resultados de las exactitudes del productor, usuario y general con su respectivo error estándar (SE). Se aclara, sin embargo, que la información de referencia se obtuvo con una clasificación de los puntos de muestreo elaborados en el diseño y acompañados de su respectivo protocolo de muestreo, como se detalló en la sección 2.2.2.2.

Cabe acotar que el muestreo aleatorio simple en dos etapas solo se evalúa en referencia a las proporciones de área. Para mayor transparencia y trazabilidad se añade el archivo final de la herramienta AcATaMa, así como los resultados de clasificación de los puntos de muestreo, en formato shape (.shp) (anexo 5.3). En este anexo, además, se recopila toda información para consulta de las evaluaciones temáticas y sus respectivos metadatos.

Tabla 3-2: Matriz de error y exactitudes esquemas de muestreo aleatorio simple y estratificado.

| Datos de referencia | | | | | | | | |
|---------------------|------------------------------|---------------|---------------|---------------|-------|----------------------------|------------------------|---------------|
| | Aleatorio simple (SRS) | BE | DEF | NBE | Total | Exactitud del usuario (SE) | Exactitud General (SE) | Kappa (SE) |
| Datos del mapa | BE | 3118 | 7 | 161 | 3286 | 94.9% ± 0.38% | 95.2% ± 2.62% | 88.6% ± 0.75% |
| | DEF | 1 | 22 | 2 | 25 | 88.0% ± 6.63% | | |
| | NBE | 46 | 1 | 1207 | 1254 | 96.3% ± 0.54% | | |
| | Total | 3165 | 30 | 1370 | 4565 | | | |
| | Exactitud del productor (SE) | 98.5% ± 0.22% | 73.3% ± 8.21% | 88.1% ± 0.88% | | | | |

| Datos de referencia | | | | | | | | |
|---------------------|------------------------------|---------------|---------------|---------------|-------|----------------------------|------------------------|---------------|
| | Estratificado (ST) | BE | DEF | NBE | Total | Exactitud del usuario (SE) | Exactitud General (SE) | Kappa (SE) |
| Datos del mapa | BE | 2778 | 2 | 89 | 2869 | 96.8% ± 0.33% | 95.4% ± 0.32% | 89.8% ± 0.63% |
| | DEF | 26 | 496 | 37 | 559 | 88.7% ± 1.34% | | |
| | NBE | 88 | 2 | 1047 | 1137 | 92.1% ± 0.80% | | |
| | Total | 2892 | 500 | 1173 | 4565 | | | |
| | Exactitud del productor (SE) | 96.9% ± 0.31% | 86.9% ± 5.53% | 92.0% ± 0.75% | | | | |

Tabla 3-3: Matriz de error y exactitudes esquemas de muestreo sistemático alineado y no alineado.

| | | Datos de referencia | | | | | | |
|----------------|--------------------------------|---------------------|---------------|---------------|-------|----------------------------|------------------------|---------------|
| Datos del mapa | Sistemático alineado (SYA) | BE | DEF | NBE | Total | Exactitud del usuario (SE) | Exactitud General (SE) | Kappa (SE) |
| | | BE | 3009 | 12 | 224 | 3245 | 92.7% ± 0.46% | 93.6% ± 0.36% |
| | DEF | 2 | 34 | 5 | 41 | 82.9% ± 5.95% | | |
| | NBE | 49 | 2 | 1227 | 1278 | 96.0% ± 0.55% | | |
| | Total | 3060 | 48 | 1456 | 4564 | | | |
| | Exactitud del productor (SE) | 98.3% ± 0.23% | 70.8% ± 6.63% | 84.3% ± 0.95% | | | | |
| | | Datos de referencia | | | | | | |
| Datos del mapa | Sistemático alineado no (SYNA) | BE | DEF | NBE | Total | Exactitud del usuario (SE) | Exactitud General (SE) | Kappa (SE) |
| | | BE | 3049 | 7 | 192 | 3248 | 93.9% ± 0.42% | 94.0% ± 0.35% |
| | DEF | 0 | 27 | 7 | 34 | 79.4% ± 7.04% | | |
| | NBE | 63 | 4 | 1213 | 1280 | 94.8% ± 0.62% | | |
| | Total | 3112 | 38 | 1412 | 4562 | | | |
| | Exactitud del productor (SE) | 98.0% ± 0.25% | 71.1% ± 7.46% | 85.9% ± 0.93% | | | | |

Como partida inicial en el ejercicio de variación de esquema de muestreo, se puede observar cómo se obtuvieron valores relativamente altos y muy similares en las exactitudes globales. Se observa que la exactitud general no disminuyó del 93% y el Kappa no fue inferior del 86%, comportamiento que se mantiene en todos los esquemas. En evaluaciones de datos Landsat es común encontrar datos de exactitud general superiores al 88% y Kappa superior al 80%, esto representa un fuerte acuerdo entre los datos (Congalton & Green, 2019), aunque estos parámetros no son mejores para evaluar las clases individualmente.

En cambio, la exactitud del productor tuvo una oscilación mayor entre el 70% para el muestreo sistemático alineado y 87% para el muestreo estratificado en la clase de deforestación. También se observa que, en caso de las áreas de no bosque estable, la exactitud fue superior al 84% y una diferencia entre esquemas del 8%, en comparación con la clase de bosque estable que registró un valor superior al de 97%. Esto indica que un grado de error en la categoría de no bosque estable en el mapa de cambio. Con base en lo anterior, y con los resultados de la exactitud del productor, se puede confirmar que la incidencia de la elección del esquema de muestreo no es trivial y que una medida global de exactitud no significa que se estén obteniendo todos los objetivos del mapa temático.

La variación de la exactitud del usuario se dio entre 79% para el esquema sistemático no alineado y 89% para el estratificado en la clase de deforestación. En las clases de bosque estable y no bosque estable se encontraron valores superiores al 92% en todos los muestreos. Si bien no existe una variación muy grande, el bosque estable obtuvo siempre mejor exactitud. En términos generales, es posible afirmar que se obtuvo buenos resultados en las exactitudes del productor y del usuario respecto a las clases de bosque estable y no bosque estable. Se puede destacar que, acorde a lo planteado por Hansen et al. (2013), son muy buenos valores para un monitoreo de bosque.

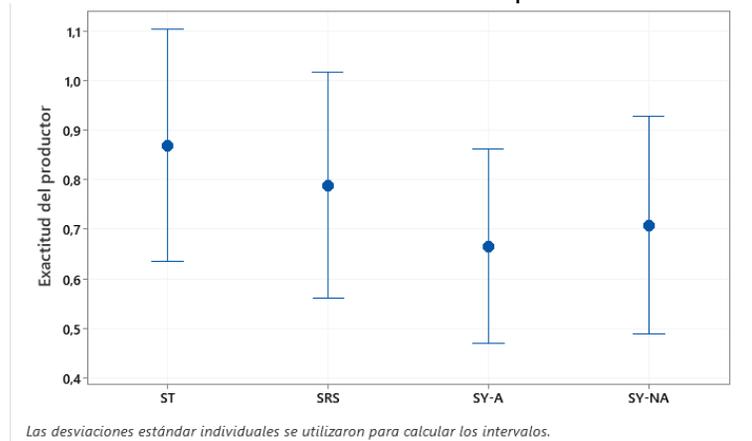
Complementado esta noción, también podemos indicar el alto grado de incertidumbre en la exactitud del productor y del usuario en la deforestación. Por ejemplo, en el muestreo aleatorio simple se alcanza un error estándar del 8% que puede implicar un límite de confianza inferior hasta en un 57%. Este comportamiento se registra en todos los esquemas y se relaciona con errores de omisión y comisión encontrados aleatoriamente.

Con relación a los dos muestreos sistemáticos, se registró un mayor grado de omisiones frente a los otros muestreos y una disminución de la exactitud del productor. El error puede deberse a la espacialización de los puntos y su incidencia en el aumento de la probabilidad de encontrar un error de omisión en la clase de deforestación. Situación que no ocurre en el muestreo estratificado, incluso a pesar de estar bien distribuido en la región de estudio.

Este fenómeno de las omisiones lo estudia Olofsson et al. (2020) (Olofsson, Arévalo, Espejo, Green, & Lindquist, 2020) y plantea cambiar los estratos y hacerlos más pequeños, con el objetivo de evitar una diferencia tan amplia en las clases raras o muy pequeñas en comparación con las otras. Una posible forma de controlar el impacto de los errores de omisión es realizar una sub-estratificación utilizando la densidad de errores o las zonas de alta deforestación y, de esta manera, dividir el área del bosque estable. También se indica que este es un problema grave en los países que realizan pagos por resultados

Para terminar este primer enfoque del análisis se presenta una figura con los intervalos de confianza de la exactitud de la deforestación cuya amplitud es muy similar. En cambio, difieren en el valor central, por lo que es posible concluir que la deforestación tiene alta variabilidad.

Figura 3-4: Intervalos de confianza de la exactitud del productor clase deforestación.



Otro resultado importante de este primer ejercicio es el de los estimadores de área $p_{(+k)}$ de cada clase y su varianza, como se muestra en la siguiente tabla por cada esquema de muestreo, incluyendo los muestreos postestratificados.

Tabla 3-4: Matriz de error de proporciones estimadores de área muestreo postestratificado aleatorio simple y estratificado.

| | | Datos de referencia | | | |
|----------------|---------------|--|---------------|---------------|---------------|
| | | Postestratificado Aleatorio simple (PSTSRs) | BE | DEF | NBE |
| Datos del mapa | BE | | 0.674 | 0.002 | 0.035 |
| | DEF | | 0.000 | 0.007 | 0.001 |
| | NBE | | 0.010 | 0.000 | 0.271 |
| | p_{+k} (SE) | | 0.685 ± 0.31% | 0.008 ± 0.06% | 0.307 ± 0.29% |

| | | Datos de referencia | | | |
|----------------|---------------|---------------------------|---------------|---------------|---------------|
| | | Estratificado (ST) | BE | DEF | NBE |
| Datos del mapa | BE | | 0.688 | 0.000 | 0.022 |
| | DEF | | 0.000 | 0.007 | 0.000 |
| | NBE | | 0.022 | 0.000 | 0.260 |
| | p_{+k} (SE) | | 0.710 ± 0.32% | 0.008 ± 0.05% | 0.282 ± 0.32% |

Tabla 3-5: Matriz de error de proporciones estimadores de área muestreo Postestratificado sistemático alineado y no alineado.

| | | Datos de referencia | | | |
|----------------|---------------|--|---------------|---------------|---------------|
| | | Postestratificado Sistemático alineado (PSTSYA) | BE | DEF | NBE |
| Datos del mapa | BE | | 0.659 | 0.003 | 0.049 |
| | DEF | | 0.000 | 0.006 | 0.001 |
| | NBE | | 0.011 | 0.000 | 0.271 |
| | p_{+k} (SE) | | 0.670 ± 0.37% | 0.009 ± 0.08% | 0.321 ± 0.33% |

| | | Datos de referencia | | | |
|----------------|---------------|--|---------------|---------------|---------------|
| | | Postestratificado Sistemático no alineado (PSTSYNA) | BE | DEF | NBE |
| Datos del mapa | BE | | 0.667 | 0.002 | 0.042 |
| | DEF | | 0.000 | 0.006 | 0.002 |
| | NBE | | 0.014 | 0.001 | 0.267 |
| | p_{+k} (SE) | | 0.681 ± 0.34% | 0.008 ± 0.08% | 0.311 ± 0.32% |

Tabla 3-6: Matriz de error de proporciones estimadores de área de otros muestreos

| | BE | DEF | NBE |
|--|--------------|---------------|---------------|
| Aleatorio simple (SRS) p+k (SE) | 0.693 ± 0.8% | 0.007 ± 0.12% | 0.300 ± 0.68% |
| Sistemático alineado (SYA) p+k (SE) | 0.670 ± 0.7% | 0.011 ± 0.15% | 0.319 ± 0.69% |
| Sistemático no alineado (SYNA) p+k (SE) | 0.682 ± 0.7% | 0.008 ± 0.13% | 0.310 ± 0.68% |
| Dos etapas (SRSX2) | 0.673 ± 3.8% | 0.010 ± 0.11% | 0.316 ± 2.19% |

También es valioso destacar el ajuste del área de estudio y sus límites de confianza. En la siguiente tabla se resumen todos los esquemas de muestreo ordenado por Bosque estable (BE), Deforestación (DEF) y No bosque estable (NBE).

Tabla 3-7: Resultado del área ajustada en el bosque estable y sus límites de confianza por esquemas de muestreo

| BE | Área Ajustada (ha) | Error (ha) | Lim inf (ha) | Lim sup (ha) |
|-----------------------|--------------------|------------|--------------|--------------|
| SRS | 831,445 | 9,647 | 812,537 | 850,353 |
| SYA | 804,037 | 8,343 | 787,686 | 820,389 |
| SYNA | 818,059 | 8,266 | 801,857 | 834,261 |
| ST | 851,875 | 3,869 | 844,137 | 859,613 |
| PST-SRS | 821,513 | 3,746 | 814,021 | 829,005 |
| PST-SYA | 803,740 | 4,480 | 794,780 | 812,700 |
| PST-SYNA | 816,751 | 4,128 | 808,496 | 825,007 |
| SRSX2 | 807,575 | 46,096 | 717,227 | 897,922 |
| Valor original | 852335 | | | |

Tabla 3-8: Resultado del área ajustada en la deforestación y sus límites de confianza por esquemas de muestreo

| DEF | Área Ajustada (ha) | Error (ha) | Lim inf (ha) | Lim sup (ha) |
|-----------------------|--------------------|------------|--------------|--------------|
| SRS | 7,881 | 1,434 | 5,070 | 10,692 |
| SYA | 12,612 | 1,769 | 9,146 | 16,079 |
| SYNA) | 9,989 | 1,576 | 6,900 | 13,078 |
| ST | 9,054 | 606 | 7,842 | 10,266 |
| PST-SRS | 9,886 | 759 | 8,368 | 11,404 |
| PST-SYA | 1,032 | 941 | 9,151 | 12,914 |
| PST-SYNA | 9,933 | 960 | 8,013 | 11,853 |
| SRSX2 | 2,285 | 1,346 | 9,647 | 14,922 |
| Valor original | 8864 | | | |

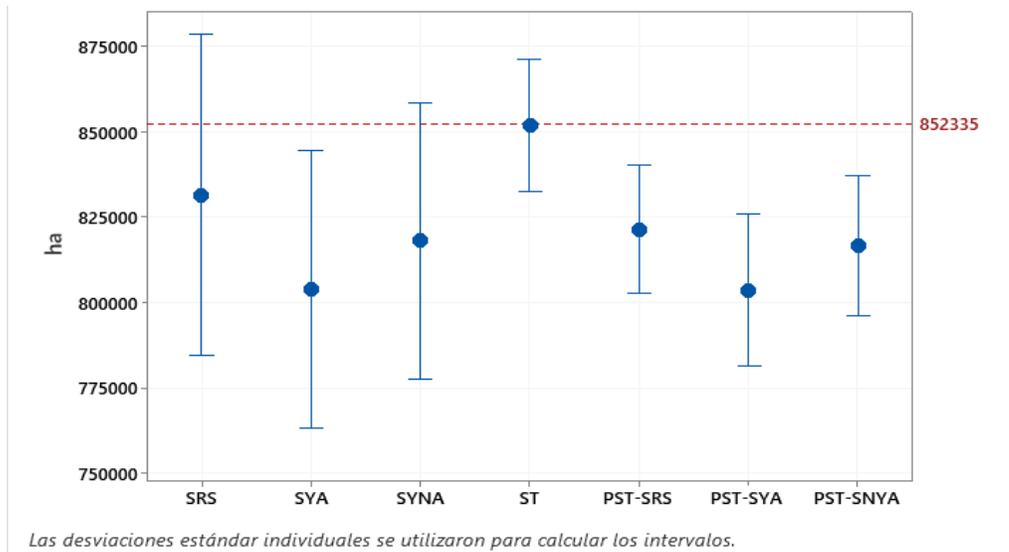
Tabla 3-9: Resultado del área ajustada en el no bosque estable y sus límites de confianza por esquemas de muestreo

| NBE | Área Ajustada (ha) | Error (ha) | Lim inf (ha) | Lim sup (ha) |
|-----------------------|---------------------------|-------------------|---------------------|---------------------|
| SRS | 359,899 | 8,131 | 343,963 | 375,834 |
| SYA | 382,575 | 8,270 | 366,366 | 398,783 |
| SYNA) | 371,176 | 8,204 | 355,096 | 387,256 |
| ST | 338,295 | 3,867 | 330,561 | 346,029 |
| PST-SRS | 367,825 | 3,426 | 360,972 | 374,678 |
| PST-SYA | 384,452 | 3,955 | 376,543 | 392,362 |
| PST-SYNA | 372,540 | 3,799 | 364,942 | 380,139 |
| SRSX2 | 379,364 | 26,224 | 327,965 | 430,764 |
| Valor original | 338024 | | | |

La proporción del área o estimador insesgado p_{k+} es fundamental en la comparación con el valor original calculado por el conteo de píxeles del mapa. Se encontró que, en los diferentes muestreos, el valor final de dicho parámetro varía en diferentes proporciones con respecto a las clases valoradas. Para corroborar lo anterior, se grafican las siguientes figuras, en las cuales se señalan los intervalos de confianza, así como el valor medio del estimador p_{k+} .

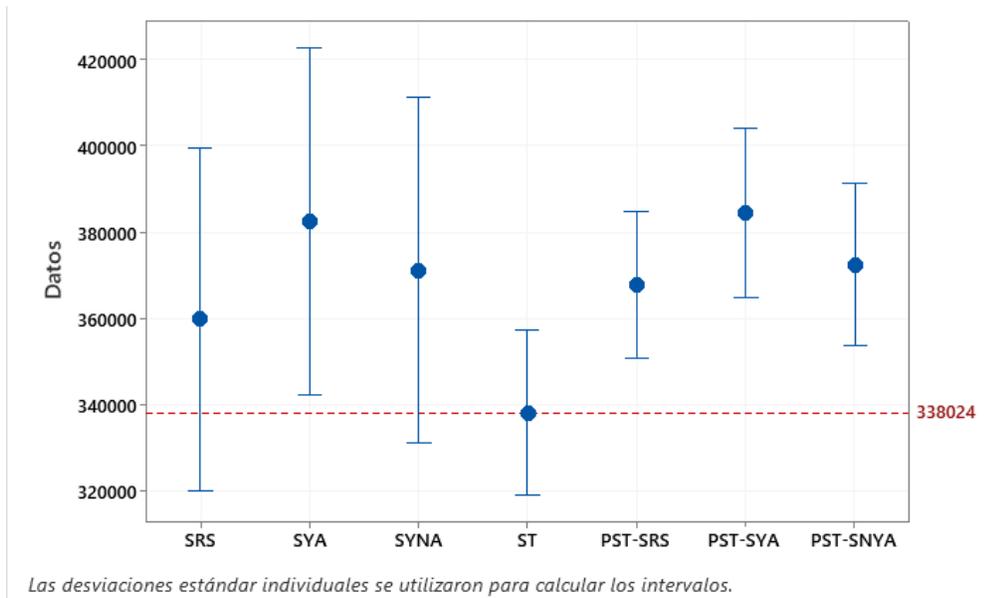
La primera figura visualiza la clase bosque estable y de esta se pueden inferir tres apreciaciones. En primer lugar, que el muestreo estratificado es el que mejor que se ajusta a la clase de bosque con el mapa original. Este resultado es el esperado y cumple con lo expuesto por Olofsson et al. (2014), aunque no invalida el uso de los otros esquemas. De hecho, el muestreo aleatorio simple y sistemático puede ser utilizado cuando los objetivos son clases estables y se puede mejorar la calidad y evaluar los errores de esa capa. En segundo lugar, es posible afirmar que para casi todos los enfoques se encuentra sobreestimando el bosque estable, esto indica que la capa puede contener errores y se debe mejorar la máscara. Y, tercero, que los estimadores postestratificados logran reducir el ancho de los intervalos de confianza disminuyendo la incertidumbre en el área

Figura 3-5: Intervalos de confianza proporción del área bosque estable variando esquemas de muestreo.



En efecto, también se presenta una disminución de la incertidumbre con la postestratificación. debido a que este método evalúa la varianza con dos factores, uno el del muestreo y otro el de la estratificación, pero el estimador del área no alcanza a mejorar su exactitud frente al valor original del mapa, debido a que los errores de omisión y comisión permanecen cuando se postestratifica. En cuanto a la clase no bosque estable, se constató una subestimación que confirma que el muestreo estratificado es el de mejor resultado. Es lógico que, los muestreos aleatorios simple y sistemático, los valores originales del mapa se alejen, debido a que estos esquemas muestrean todas las clases aleatoriamente, y provocan la aparición de errores en las clases dominantes, sin embargo, estos tipos de esquemas se obtienen una muestra mejor distribuida espacialmente.

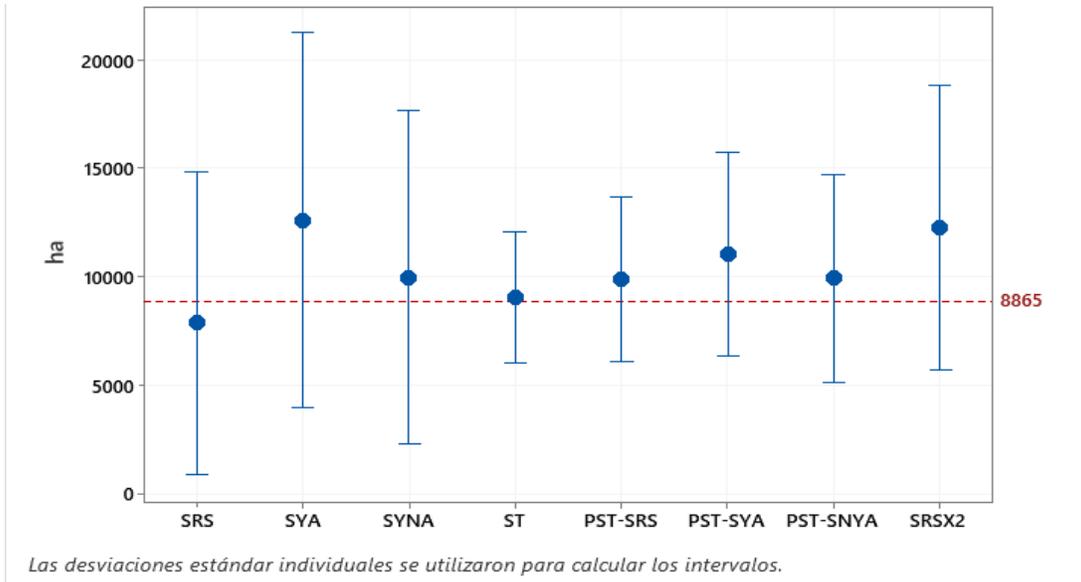
Figura 3-6: Intervalos de confianza proporción del área no bosque estable variando esquemas de muestreo..



Por otra parte, un caso especial se presenta en la clase deforestación con un comportamiento alejado a lo encontrado en las clases estables (**Figura 3-7** Es posible identificar que, aunque el muestreo estratificado es el más cercano al valor original y tiene los intervalos más pequeños, el proceso de postestratificación también cumple con un intervalo corto y no está tan alejado del valor original. Por ejemplo, en el muestreo sistemático alineado, el valor de proporción de área fue de 12612 ha, pero con el proceso postestratificado se logra una reducción correspondiente al valor de 11032 ha, y el ancho del intervalo paso de 6933 ha a 3688 ha.

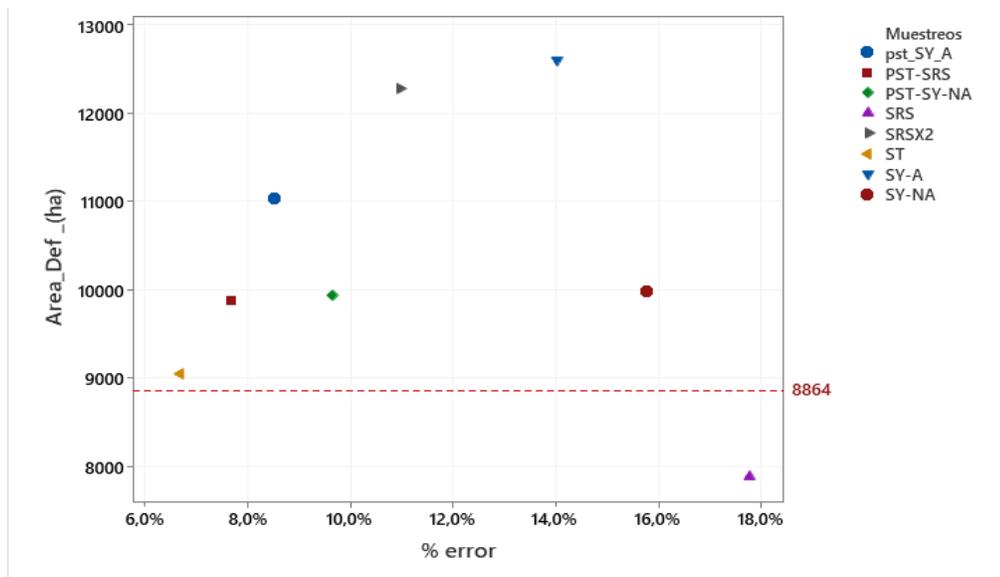
De esta manera resulta evidente la importancia de contemplar enfoques y combinarlos con la estratificación para conseguir la distribución espacial en toda la zona de estudio. El mejor esquema que cumple estas características es el muestreo aleatorio simple, cuya amplitud del intervalo de confianza es de 2976 ha similar a la del estratificado (2375 ha) y el valor del área ajustada es cercano al original.

Figura 3-7: Intervalos de confianza proporción de área deforestación variando esquemas de muestreo.



Otra manera de observar este resultado es la dispersión de los datos en función de otra variable, como se observa en la figura:

Figura 3-8: Dispersión de área ajustada DEF vs % Error DEF



En la anterior figura, se identifica que la región con menor porcentaje de error y más cercana al valor original corresponde a los muestreos postestratificado y estratificado.

Además, se evidencia que el tipo de muestreo con mayor diferencia es el sistemático alineado, alcanzando el 36% de la sobreestimación del área. También se logró evidenciar una subestimación en el área de deforestación, en un 11% del aleatorio simple, debido a la baja cantidad de puntos muestreados de deforestación en este esquema. Así mismo, se observa que el tamaño del intervalo de confianza aumenta en el muestreo sistemático alineado y aleatorio simple con un valor de 6700 y 5500 ha, respectivamente. En conclusión, los muestreos han mejorado considerablemente en la estimación del área cuando se han utilizado estimadores postestratificados. Esto último implica que es una opción de muestreo válida y con una incertidumbre relativamente pequeña.

Posteriormente, se plantean dos factores adicionales de cálculo de los ítems de coeficiente de variación y la eficiencia relativa. Estos se muestran en las siguientes figuras, donde es posible evidenciar que, para la primera, hay una mejora notable en la incertidumbre con los estimadores postestratificados. En cambio, en la segunda se puede considerar que ningún muestreo alcanza a competir con el estratificado en cuanto a deforestación. El caso sería diferente si se quisiera mejorar la estimación en otras clases, por ejemplo, en aplicaciones agricultura o alguna otra cobertura sin clases raras.

Se encontró que, en las clases de mayor superficie, es decir, bosque estable y no estable, hay un tipo de compensación en las áreas ajustadas. Por el contrario, la deforestación al ser una clase rara con un porcentaje muy bajo de área dentro del mapa tiende a un aumento de los errores. De hecho, en esta clase sólo hay una variación significativa en el valor ajustado del área y en el límite superior del intervalo de confianza, este comportamiento se registra especialmente cuando hay uno o más errores de omisión y, por tanto, no hay un cambio significativo en el límite inferior.

Figura 3-9: Gráfica de Coeficiente de variación en la clase de deforestación.

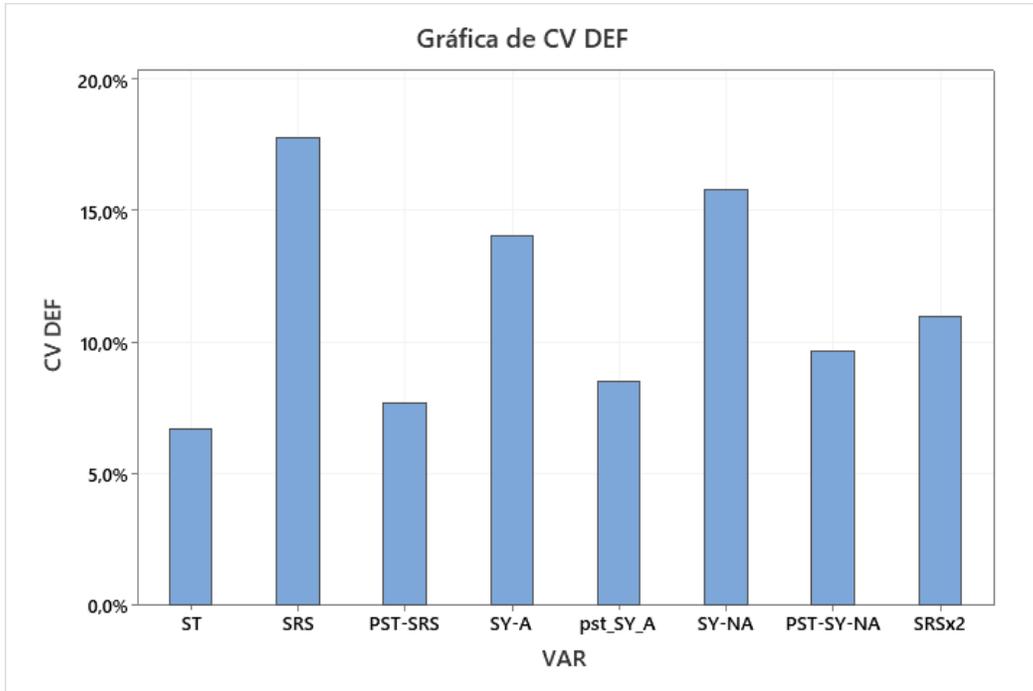
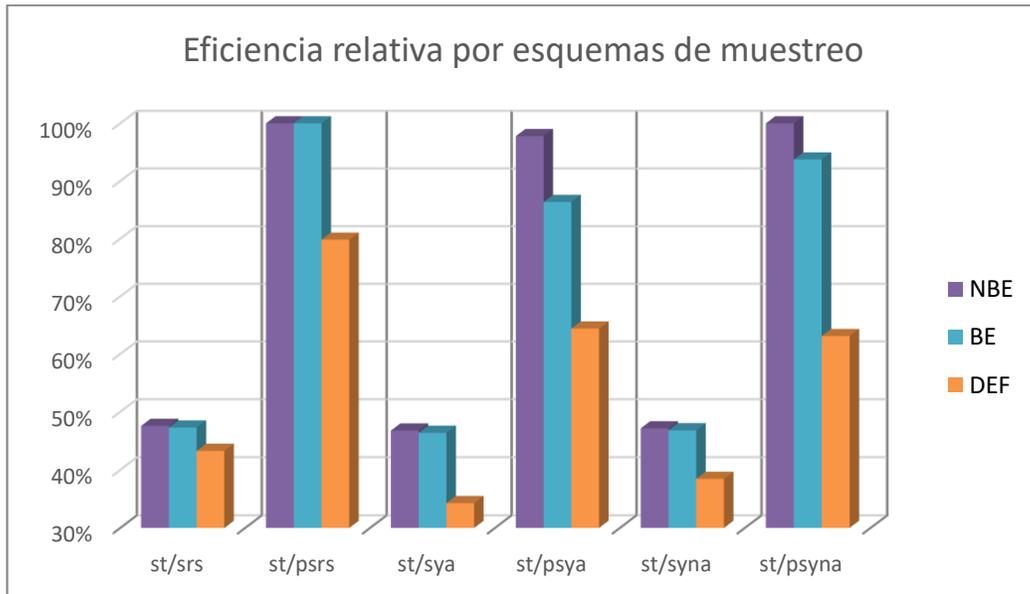


Figura 3-10: Eficiencia relativa por esquemas de muestreo



3.1.1.2 Variación del tamaño de muestra

En lo que corresponde al ejercicio de la evaluación temática en función de la variación de tamaño de la muestra, se toma las mismas características del diseño para el esquema estratificado. Se cambia, únicamente, el error esperado $S(O)$ y el tamaño de la clase de deforestación, como se resume en la siguiente la tabla:

Tabla 3-10: Ejercicios realizados con la variación del tamaño de muestra con el error esperado.

| Número de muestras (n) | Número de muestras de la clase deforestación | Error estándar esperado de la exactitud general $S(O)$ |
|------------------------|--|--|
| 100 | 20 | 0.0300 |
| 227 | 30 | 0.0200 |
| 430 | 50 | 0.0145 |
| 1846 | 250 | 0.0070 |
| 4565 | 500 | 0.0045 |
| 7383 | 1000 | 0.0035 |

Fuente: Elaboración propia

Los resultados encontrados se sintetizan en las matrices de error por cada variante del error esperado $S(O)$ y por cada clase del mapa evaluado. También se exponen los resultados de las exactitudes del productor, usuario y, de manera general, con su respectivo error estándar (SE) (**Tabla 3 16** y **Tabla 3 17**). Además, se presenta el ajuste del área de estudio y sus límites de confianza, (**Tabla 3 11** a la **Tabla 3 14**) resumiendo todas las variaciones del tamaño de muestra en función de la clase de mapa.

Tabla 3-11: Resultado del área ajustada bosque estable y sus límites de confianza por error esperado.

| BE | Área Ajustada (ha) | Error (ha) | Lim inf (ha) | Lim sup (ha) |
|----------------|--------------------|------------|--------------|--------------|
| $S(O)= 0.03$ | 837312 | 32548 | 772216 | 902409 |
| $S(O)= 0.02$ | 811177 | 21156 | 768865 | 853488 |
| $S(O)= 0.0145$ | 859530 | 15381 | 828769 | 890292 |
| $S(O)= 0.0075$ | 845211 | 5840 | 833531 | 856891 |
| $S(O)= 0.0045$ | 851875 | 3869 | 844137 | 859613 |
| $S(O)= 0.0035$ | 833030 | 2885 | 827259 | 838800 |

Tabla 3-12: Resultado del área ajustada deforestación y sus límites de confianza por error esperado.

| DEF | Área Ajustada (ha) | Error (ha) | Lim inf (ha) | Lim sup (ha) |
|--------------|--------------------|------------|--------------|--------------|
| S(O)= 0.03 | 5762 | 970 | 3822 | 7702 |
| S(O)= 0.02 | 12841 | 6085 | 671 | 25011 |
| S(O)= 0.0145 | 14282 | 4474 | 5335 | 23230 |
| S(O)= 0.0075 | 8405 | 770 | 6864 | 9945 |
| S(O)= 0.0045 | 9054 | 606 | 7842 | 10266 |
| S(O)= 0.0035 | 9133 | 536 | 8061 | 10205 |

Tabla 3-13: Resultado del área ajustada de no bosque estable y sus límites de confianza por error esperado.

| NBE | Área Ajustada (ha) | Error (ha) | Lim inf (ha) | Lim sup (ha) |
|--------------|--------------------|------------|--------------|--------------|
| S(O)= 0.03 | 356150 | 32559 | 291033 | 421267 |
| S(O)= 0.02 | 375207 | 20388 | 334432 | 415982 |
| S(O)= 0.0145 | 325412 | 15321 | 294769 | 356054 |
| S(O)= 0.0075 | 345609 | 5797 | 334015 | 357202 |
| S(O)= 0.0045 | 338295 | 3867 | 330561 | 346029 |
| S(O)= 0.0035 | 357061 | 2841 | 351379 | 362744 |

Otro resultado interesante corresponde a los estimadores de área $p_{(+k)}$ por cada clase k. Se muestra la matriz de proporciones de área y se enumeran los diferentes tamaños de muestra.

Tabla 3-14: Matriz de error de proporciones y estimadores de área por diferentes tamaños de muestra primera parte.

| S(O)= 0.03 n=100 | | BE | | DEF | | NBE | |
|---------------------------|--|-----------|-------|------------|-------|------------|-------|
| BE | | 0.673 | | 0.000 | | 0.037 | |
| DEF | | 0.000 | | 0.005 | | 0.002 | |
| NBE | | 0.025 | | 0.000 | | 0.257 | |
| p_{+k} (SE) | | 0.698 ± | 2.71% | 0.005 ± | 0.08% | 0.297 ± | 2.71% |
| S(O)= 0.02 n=227 | | BE | | DEF | | NBE | |
| BE | | 0.660 | | 0.005 | | 0.045 | |
| DEF | | 0.001 | | 0.006 | | 0.001 | |
| NBE | | 0.015 | | 0.000 | | 0.267 | |
| p_{+k} (SE) | | 0.676 ± | 1.76% | 0.011 ± | 0.51% | 0.313 ± | 1.70% |
| S(O)= 0.0145 n=430 | | BE | | DEF | | NBE | |
| BE | | 0.679 | | 0.003 | | 0.029 | |
| DEF | | 0.001 | | 0.007 | | 0.000 | |
| NBE | | 0.037 | | 0.003 | | 0.242 | |
| p_{+k} (SE) | | 0.717 ± | 1.28% | 0.012 ± | 0.37% | 0.271 ± | 1.28% |

Tabla 3-15: Matriz de error de proporciones y estimadores de área por diferentes tamaños de muestra segunda parte.

| S(O)= 0.0075 n=1846 | BE | | DEF | | NBE | |
|----------------------------|---------|-------|---------|-------|---------|-------|
| BE | 0.688 | | 0.001 | | 0.022 | |
| DEF | 0.000 | | 0.006 | | 0.001 | |
| NBE | 0.017 | | 0.000 | | 0.265 | |
| p+k (SE) | 0.705 ± | 0.49% | 0.007 ± | 0.06% | 0.288 ± | 0.48% |
| S(O)= 0.0045 n=4565 | BE | | DEF | | NBE | |
| BE | 0.688 | | 0.000 | | 0.022 | |
| DEF | 0.000 | | 0.007 | | 0.000 | |
| NBE | 0.022 | | 0.000 | | 0.260 | |
| p+k (SE) | 0.710 ± | 0.32% | 0.008 ± | 0.05% | 0.282 ± | 0.32% |
| S(O)= 0.0035 n=7384 | BE | | DEF | | NBE | |
| BE | 0.683 | | 0.001 | | 0.026 | |
| DEF | 0.000 | | 0.006 | | 0.001 | |
| NBE | 0.011 | | 0.000 | | 0.271 | |
| p+k (SE) | 0.695 ± | 0.24% | 0.008 ± | 0.04% | 0.298 ± | 0.24% |

Para complementar los ejercicios de variación del plan de muestreo, también se realizó un análisis de diferentes tamaños de muestra, dejando el diseño de muestreo estratificado como parámetro fijo, y variando el error esperado, así como, el tamaño de la muestra en la clase de deforestación (**Tabla 3-10**). Estos ejercicios tienen por objeto evaluar la exactitud temática en dos aspectos: demostrar que el aumento de la muestra mejora el resultado de la exactitud y reduce la incertidumbre temática, y en segundo lugar, evaluar que el aumento del nivel de muestreo en clases pequeñas o raras también mejora la exactitud.

Tabla 3-16: Matriz de error y valores de exactitudes variando el error esperado.

| Datos de referencia | | | | | | | | | |
|------------------------------|---------------------|----------------|---------------|---------------|--------------|-----------------------------------|-------------------------------|-------------------|--|
| | S(O)= 0.03 | BE | DEF | NBE | Total | Exactitud del usuario (SE) | Exactitud General (SE) | Kappa (SE) | |
| Datos del mapa | BE | 54 | 0 | 3 | 57 | 94.7% ± 2.98% | 94.0% ± 2.70% | 79.3% ± 5.39% | |
| | DEF | 1 | 13 | 6 | 20 | 65.0% ± 10.94% | | | |
| | NBE | 2 | 0 | 21 | 23 | 91.3% ± 6.01% | | | |
| | Total | 57 | 13 | 30 | 100 | | | | |
| Exactitud del productor (SE) | | | | | | | | | |
| | 96.0% ± 2.43% | 1.0% ± 0.00% | 87.0% ± 6.93% | | | | | | |
| Datos de referencia | | | | | | | | | |
| | S(O)= 0.02 | BE | DEF | NBE | Total | Exactitud del usuario (SE) | Exactitud General (SE) | Kappa (SE) | |
| Datos del mapa | BE | 131 | 1 | 9 | 141 | 92.9% ± 2.17% | 93.5% ± 1.76% | 83.6% ± 3.48% | |
| | DEF | 4 | 23 | 3 | 30 | 76.7% ± 7.85% | | | |
| | NBE | 3 | 0 | 53 | 56 | 94.6% ± 3.04% | | | |
| | Total | 138 | 24 | 65 | 227 | | | | |
| Exactitud del productor (SE) | | | | | | | | | |
| | 98.0% ± 1.27% | 53.0% ± 46.03% | 85.0% ± 4.60% | | | | | | |
| Datos de referencia | | | | | | | | | |
| | S(O)= 0.0145 | BE | DEF | NBE | Total | Exactitud del usuario (SE) | Exactitud General (SE) | Kappa (SE) | |
| Datos del mapa | BE | 259 | 1 | 11 | 271 | 95.6% ± 1.25% | 92.8% ± 1.30% | 85.5% ± 2.47% | |
| | DEF | 4 | 45 | 1 | 50 | 90.0% ± 4.29% | | | |
| | NBE | 14 | 1 | 92 | 107 | 86.0% ± 3.37% | | | |
| | Total | 277 | 47 | 104 | 428 | | | | |
| Exactitud del productor (SE) | | | | | | | | | |
| | 94.8% ± 1.22% | 55.9% | 16.57% | 89.3% ± 2.83% | | | | | |

Tabla 3-17: Matriz de error y valores de exactitudes variando el error esperado.

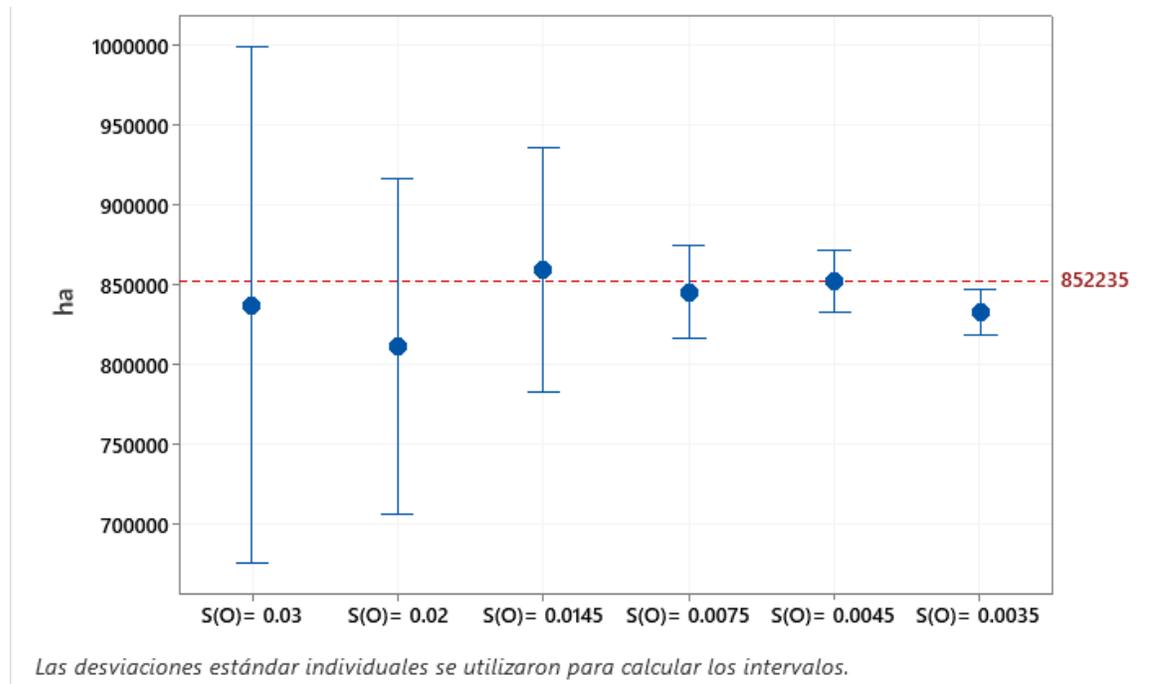
| Datos de referencia | | | | | | | | | | | | |
|------------------------------|-------|---------------------|-----------|------------|------------|--------------|-----------------------------------|---------|-------------------------------|---------|-------------------|---------|
| | | S(O)= 0.0075 | BE | DEF | NBE | Total | Exactitud del usuario (SE) | | Exactitud General (SE) | | Kappa (SE) | |
| Datos del mapa | BE | | 1106 | 1 | 36 | 1143 | 96.8% | ± 0.52% | 95.9% | ± 0.49% | 90.1% | ± 0.97% |
| | DEF | | 9 | 216 | 25 | 250 | 86.4% | ± 2.17% | | | | |
| | NBE | | 27 | 0 | 426 | 453 | 94.0% | ± 1.11% | | | | |
| | Total | | 1142 | 217 | 487 | 1846 | | | | | | |
| Exactitud del productor (SE) | | | 97.6% | ± 0.43% | 91.1% | 7.89% | 92.0% | ± 1.18% | | | | |

| Datos de referencia | | | | | | | | | | | | |
|------------------------------|-------|---------------------|-----------|------------|------------|--------------|-----------------------------------|---------|-------------------------------|---------|-------------------|---------|
| | | S(O)= 0.0045 | BE | DEF | NBE | Total | Exactitud del usuario (SE) | | Exactitud General (SE) | | Kappa (SE) | |
| Datos del mapa | BE | | 2778 | 2 | 89 | 2869 | 96.8% | ± 0.33% | 95.4% | ± 0.32% | 89.8% | ± 0.63% |
| | DEF | | 26 | 496 | 37 | 559 | 88.7% | ± 1.34% | | | | |
| | NBE | | 88 | 2 | 1047 | 1137 | 92.1% | ± 0.80% | | | | |
| | Total | | 2892 | 500 | 1173 | 4565 | | | | | | |
| Exactitud del productor (SE) | | | 96.9% | ± 0.31% | 86.9% | 5.53% | 92.0% | ± 0.75% | | | | |

| Datos de referencia | | | | | | | | | | | | |
|------------------------------|-------|---------------------|-----------|------------|------------|--------------|-----------------------------------|---------|-------------------------------|---------|-------------------|---------|
| | | S(O)= 0.0035 | BE | DEF | NBE | Total | Exactitud del usuario (SE) | | Exactitud General (SE) | | Kappa (SE) | |
| Datos del mapa | BE | | 4394 | 8 | 169 | 4571 | 96.1% | ± 0.29% | 96.0% | ± 0.24% | 90.3% | ± 0.48% |
| | DEF | | 31 | 862 | 107 | 1000 | 86.2% | ± 1.09% | | | | |
| | NBE | | 72 | 0 | 1741 | 1813 | 96.0% | ± 0.46% | | | | |
| | Total | | 4497 | 870 | 2017 | 7384 | | | | | | |
| Exactitud del productor (SE) | | | 98.4% | ± 0.18% | 83.7% | 4.75% | 90.9% | ± 0.61% | | | | |

Adicionalmente, se busca optimizar la cantidad de muestra dentro de las posibilidades o, en el caso contrario, encontrar que se requieren más muestras. Como se explicó en la metodología, se busca una curva de valores variando el error general esperado. Los resultados se pueden plasmar en los estimadores de área y, como se detalla en la siguiente figura, cada ejercicio de cambio del tamaño de muestra incide en el intervalo de confianza.

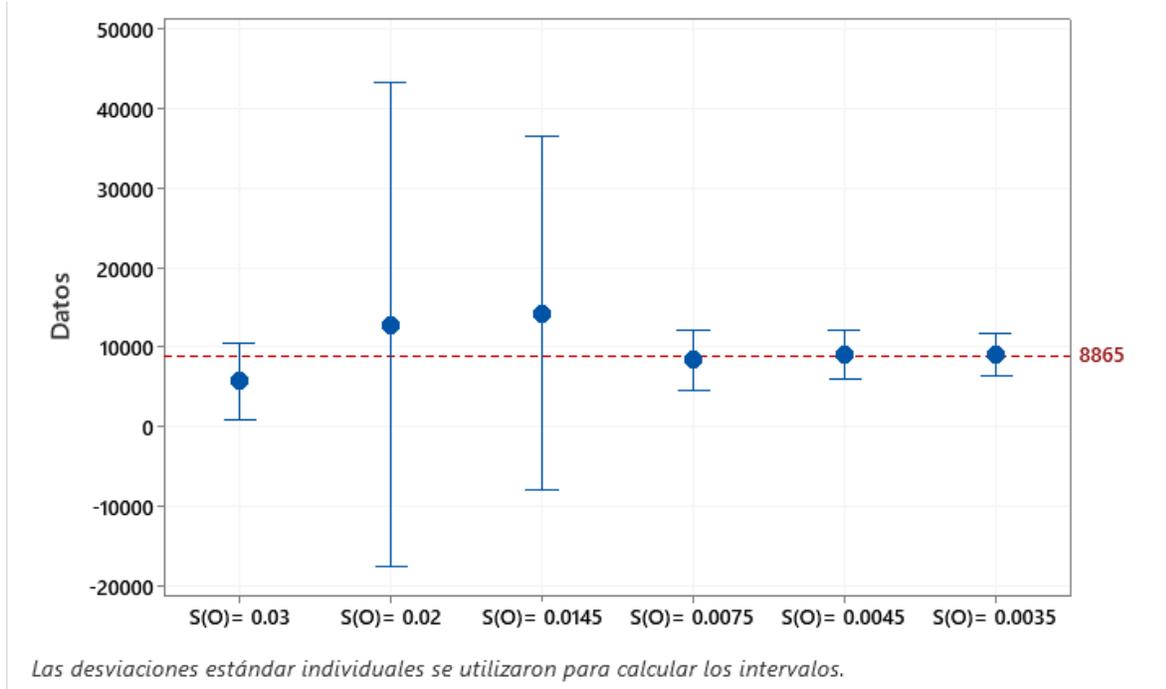
Figura 3-11: Intervalos de confianza en función del error esperado del bosque estable.



En la figura anterior se puede ver bien cómo al aumentar del tamaño de la muestra crece la exactitud de los estimadores. Aunque cabe indicar que al aumentar a un S(O) de 0.0035, es decir, a más de siete mil muestras, no logra mejorar la exactitud. Es probable que sea un punto en el que ya no se logra ganar en optimización. Este comportamiento también sucede con la clase de no bosque estable.

Caso diferente se muestra en la siguiente figura, en la que se puede apreciar cómo la precisión en los intervalos de deforestación no se rige de manera directa con el aumento del tamaño de muestra, sino que dependen de aleatoriedad de los puntos de muestreo. Si se registran omisiones, sube la incertidumbre dramáticamente, pero esto ocurre cuando no se evalúan muchos puntos de las clases estables.

Figura 3-12: Intervalos de confianza en función del error esperado para la clase de deforestación.



Para complementar el análisis del punto anterior, se realizó un ejercicio de remuestreo en el que se tomó todo el conjunto de datos de los esquemas de muestreo, es decir, unos 12.000 puntos (745 puntos de deforestación). De este conjunto total se realizaron 50 ejercicios de remuestreo aleatorio, eligiendo el 5% de los puntos de cada clase que, para este ejercicio, corresponde a 560 puntos en total y 38 para deforestación. La siguiente figura muestran el área ajustada de cada remuestreo en función del error estándar encontrado. Los resultados se agrupan en un aproximado de 8000 (ha) y, mientras que en los sub-muestreos no se registran ninguna omisión, cuando pasaba a 10000 (ha), se registraba una o dos omisiones. Así pues, cuando se presentaban tres omisiones, el resultado de área era cercano a 12000 ha.

Figura 3-13: Área ajustada según el error estándar del ejercicio de remuestreo.

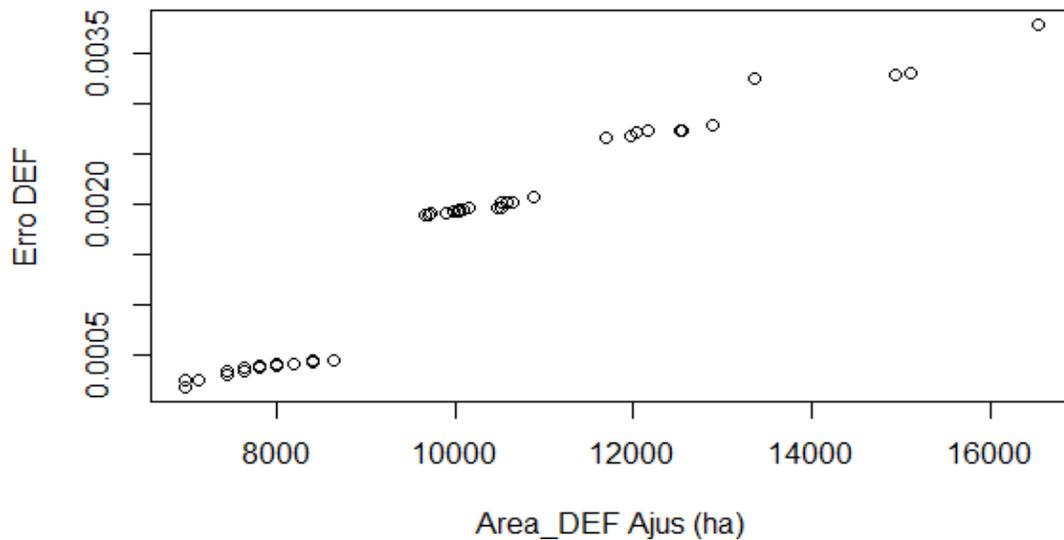
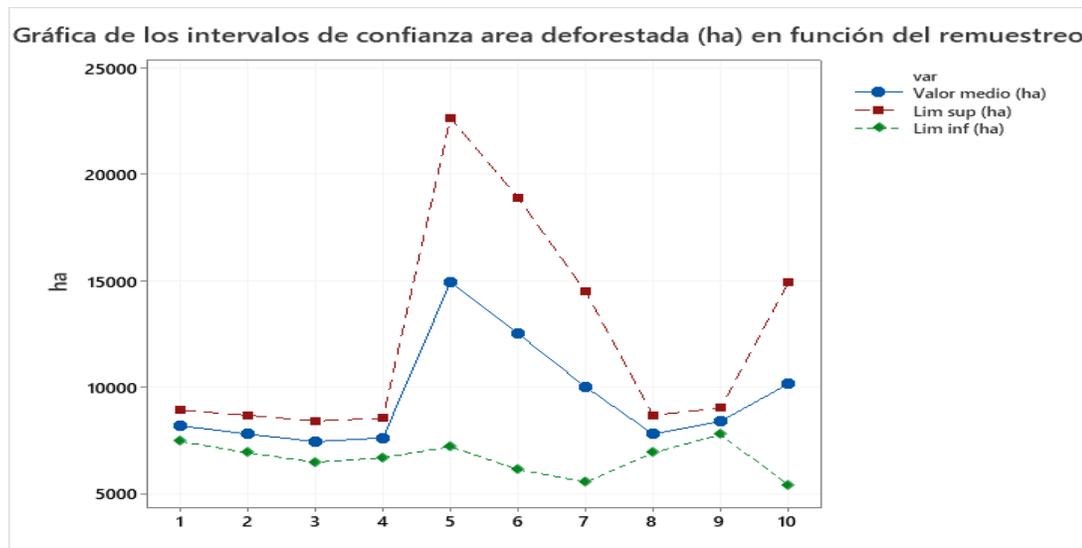


Figura 3-14: Intervalos de confianza del área ajustada de deforestación en función de los ejercicios de remuestreo.

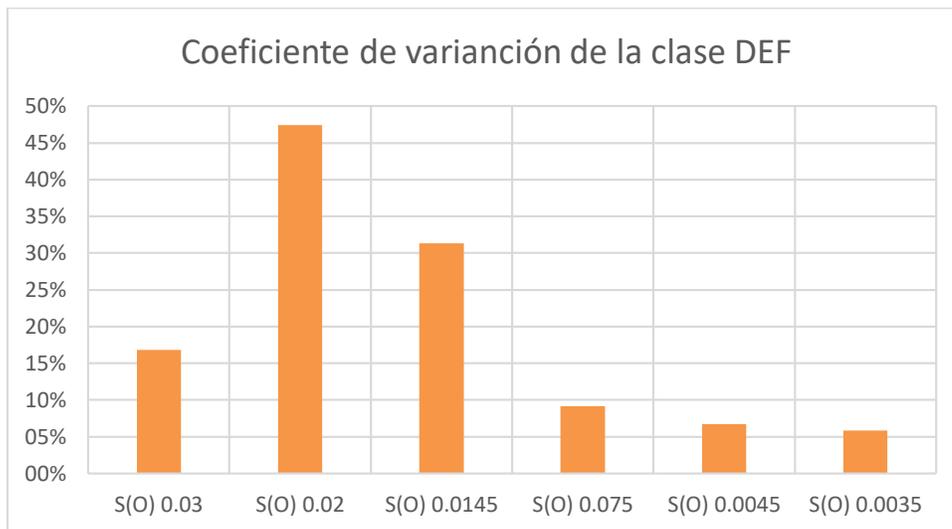


Conforme a la anterior figura, se observa otro impacto en los errores de omisión, específicamente en los intervalos de confianza de los ejercicios de remuestreo. El análisis de la corrida siete que tiene la incidencia de una omisión que registra dos consecuencias: la primera es el aumento del valor de área ajustada de deforestación en 10164 ha. La segunda, aún más crítica en los intervalos de confianza, es el crecimiento notorio de la

incertidumbre alcanzando un ancho de 9500 ha. Lo fundamental a tener en cuenta es que este resultado, con solo una omisión, implica un salto en la incertidumbre en alrededor de 600% y, por tanto, demuestra que las omisiones son un punto de inflexión para obtener buenos resultados en la exactitud de la deforestación. Lo expuesto confirma cómo la aleatoriedad del error de omisión en el muestreo incide directamente en el estimadores de área y su varianza. Mientras que, en el caso contrario, los errores de comisión no tienen un alto componente de dependencia.

Posteriormente, se presenta una figura con el coeficiente de variación en función del error esperado indicando qué tan cercanos e imprecisos son los resultados encontrados en el rango de $S(O)$ (0.02 a 0.0145). Esto se puede interpretar en que no se recomienda tener un tamaño de muestreo inferior a 1000 puntos para evaluar la exactitud temática de la deforestación, ya que incide notablemente con la aparición de errores de omisión que logran distorsionar la incertidumbre y la varianza de área ajustada de deforestación.

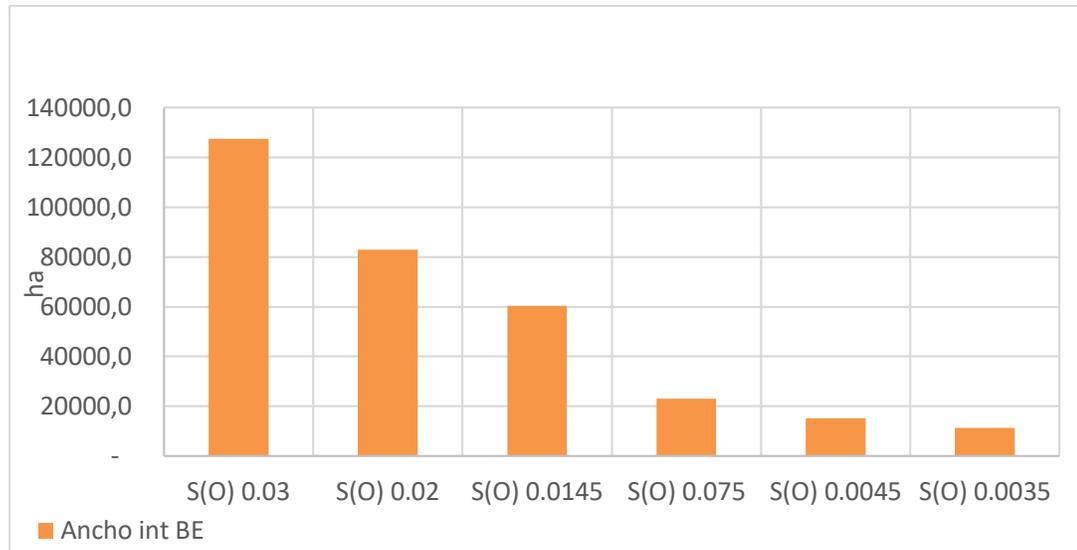
Figura 3-15: Coeficiente de variación de la clase de deforestación en función del error esperado.



Por último, en las clases estables se observa una reducción directa en la incertidumbre conforme se va reduciendo el error esperado o aumentando el tamaño de la muestra. Cabe señalar, sin embargo, que existe un cambio en el comportamiento del ancho del intervalo de confianza cuando se supera el error esperado de 0.0145- Esto último puede inferir en

que, para estas clases, también es recomendable realizar un muestreo con 1000 puntos. Como se expone en la figura siguiente, se puede inferir que aumentar el tamaño de muestra a 7000 puntos no reduce el ancho de los intervalos de confianza e implicaría gastos de recursos.

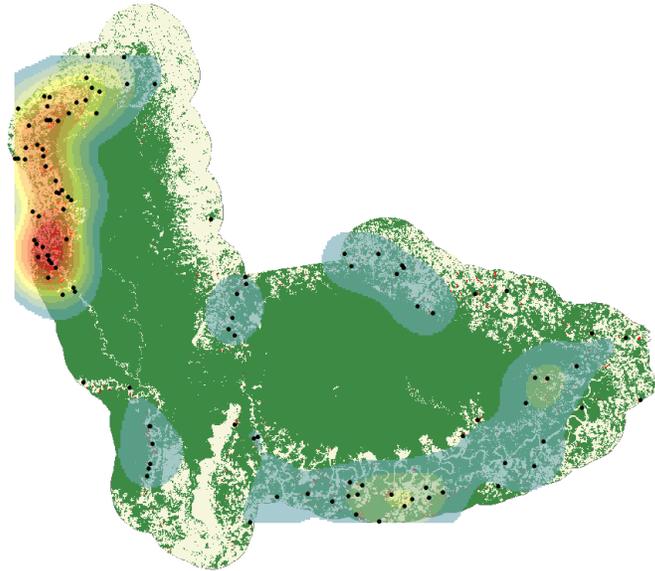
Figura 3-16: Gráfica del ancho del intervalo de la deforestación en función del error esperado.



3.1.2 Análisis espacial evaluación de la exactitud temática

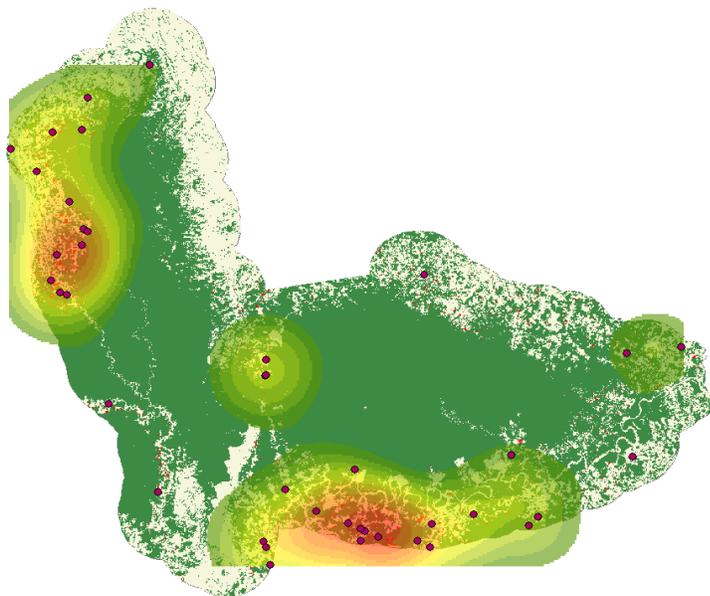
Como análisis del resultado de los mapas de calor se deducen dos apreciaciones. Primero, que los puntos de errores de comisión se observa una zona de alta concentración en la parte noroccidental del PNN Sierra la Macarena. Así mismo, se registran dos regiones de alta probabilidad de errores de omisión en la zona de estudio, una en la parte noroccidental y otra en la parte sur. Conforme a lo anterior se puede inferir, que los errores no son completamente aleatorios, sino que, por el contrario, tienen una correlación con las zonas de mayor intervención antropogénica. Esto, por su parte, podría ser un buen insumo para verificar el mapa original e identificar fuentes de errores en la clasificación. En las siguientes figuras se muestran la zona de estudio y los mapas de calor para los errores de comisión y omisión. La información expuesta se añadirá al contenido del anexo 3 con el fin de aportar transparencia en la disponibilidad de los datos brutos.

Figura 3-17: Mapa de calor de errores de comisión



Fuente: elaboración propia, datos SMBYC, ejecutado en ArcGIS MAP

Figura 3-18: Mapa de calor errores de omisión



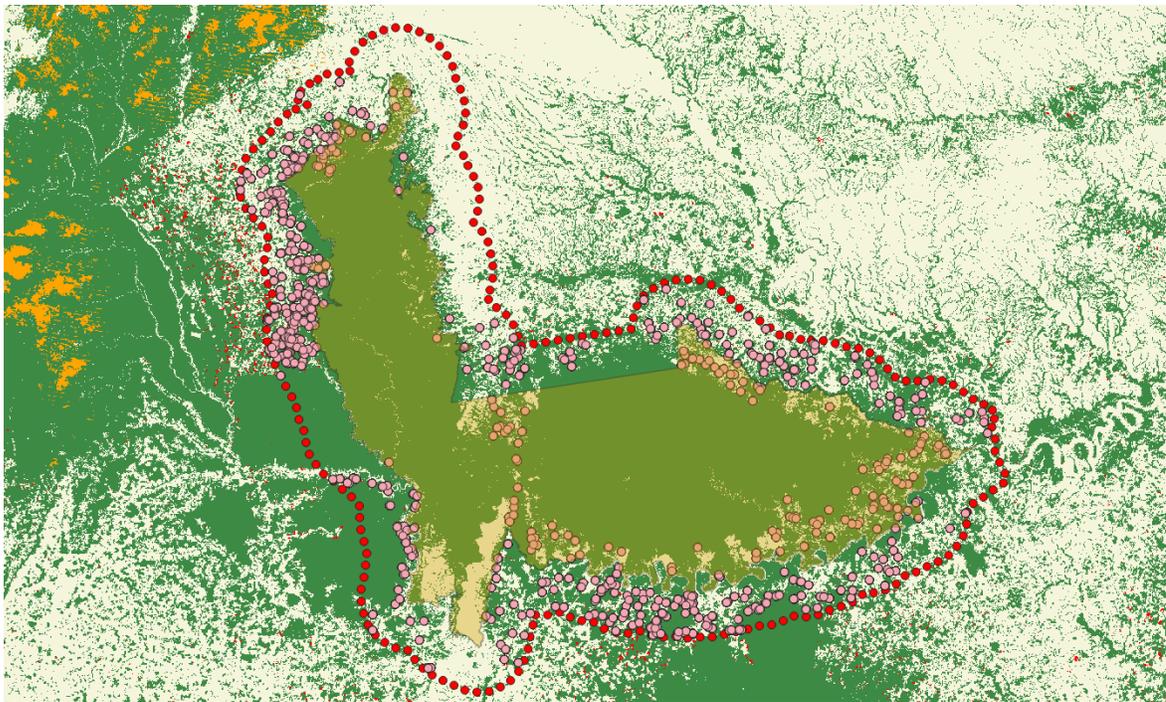
Fuente: Elaboración propia, datos SMBYC, ejecutado en ArcGIS MAP

Otra forma en la que se pueden ilustrar los errores en un mapa de calor es enmascarándolo con un mapa del riesgo o probabilidad de la deforestación. Según este resultado, se puede ayudar para intensificar el monitoreo en dichas zonas de alta densidad y, de esta manera, mejorar la identificación de todos los cambios de la cobertura forestal.

3.1.3 Evaluación de los cambios de cobertura por la deforestación

Para comenzar es importante señalar que la población total de puntos de muestreo por deforestación y que están correctamente clasificados en los diferentes ejercicios corresponde al total de 855. De estos, se realizó el ejercicio de atribución de los cambios al 60%, es decir, un total de 529 puntos evaluados con el fin de mejorar la representatividad de todas las clases clasificadas. En la siguiente figura se observa un mapa con los puntos de muestreo.

Figura 3-19: Imagen de los puntos de muestreo de atribución del cambio



Fuente: Elaboración propia

Para este ejercicio se presenta el resultado de la interpretación de la atribución del uso del suelo, con el porcentaje de la cobertura del uso del suelo después de la deforestación para el periodo 2016 a 2019. En la siguiente tabla se resumen la clasificación de la cobertura en cada año:

Tabla 3-18: Resultado de la atribución del cambio de uso del suelo después de la deforestación en la región de estudio entre 2016-2019

| Usos del suelo | 2016 | 2017 | 2018 | 2019 |
|----------------------------|-------|-------|-------|-------|
| Arbustales | 37.2% | 38.6% | 39.7% | 38.8% |
| Cultivos | 0.9% | 3.6% | 2.5% | 1.9% |
| Pastos | 44.0% | 52.4% | 54.1% | 55.4% |
| Suelos | 17.2% | 4.5% | 2.8% | 2.8% |
| Vegetación Acuática | 0.6% | 0.9% | 0.9% | 1.1% |

Fuente: Elaboración propia

Otro resultado valioso de este ejercicio de tipificación del cambio es el área de la cobertura anual y cómo se comporta el error de muestreo. Para tal fin se presenta cada área de cobertura con el error estándar y sus límites de confianza con un nivel de significancia del 95 %. En la siguiente tabla se tabula el área de cambio partiendo del área total, y ajustada según los datos de deforestación del muestreo estratificado, con un valor de 9054 ha. Si se escoge otro tipo de muestreo cambiaría los datos finales.

Tabla 3-19: Resultado de la tipificación del cambio de uso del suelo 2016 al 2019 y su error estándar de muestreo en la región de estudio

| 2016 | Área (ha) | Error (ha) | Lim inf (ha) | Lim sup (ha) | CV Área |
|----------------|-----------|------------|--------------|--------------|---------|
| Pastos | 3988.0 | 195.6 | 3604.6 | 4371.4 | 4.9% |
| Arbustal | 3371.8 | 190.5 | 2998.5 | 3745.2 | 5.6% |
| Suelos | 1557.6 | 148.7 | 1266.1 | 1849.0 | 9.5% |
| cultivos | 85.6 | 38.1 | 10.9 | 160.3 | 44.6% |
| Veget.Acuática | 51.3 | 29.6 | 0.0 | 109.3 | 57.6% |
| 2017 | Área (ha) | Error (ha) | Lim inf (ha) | Lim sup (ha) | CV Área |
| Pastos | 4741.1 | 196.8 | 4355.4 | 5126.8 | 4.2% |
| Arbustal | 3491.7 | 191.8 | 3115.7 | 3867.6 | 5.5% |
| Suelos | 410.8 | 82.0 | 250.1 | 571.5 | 20.0% |

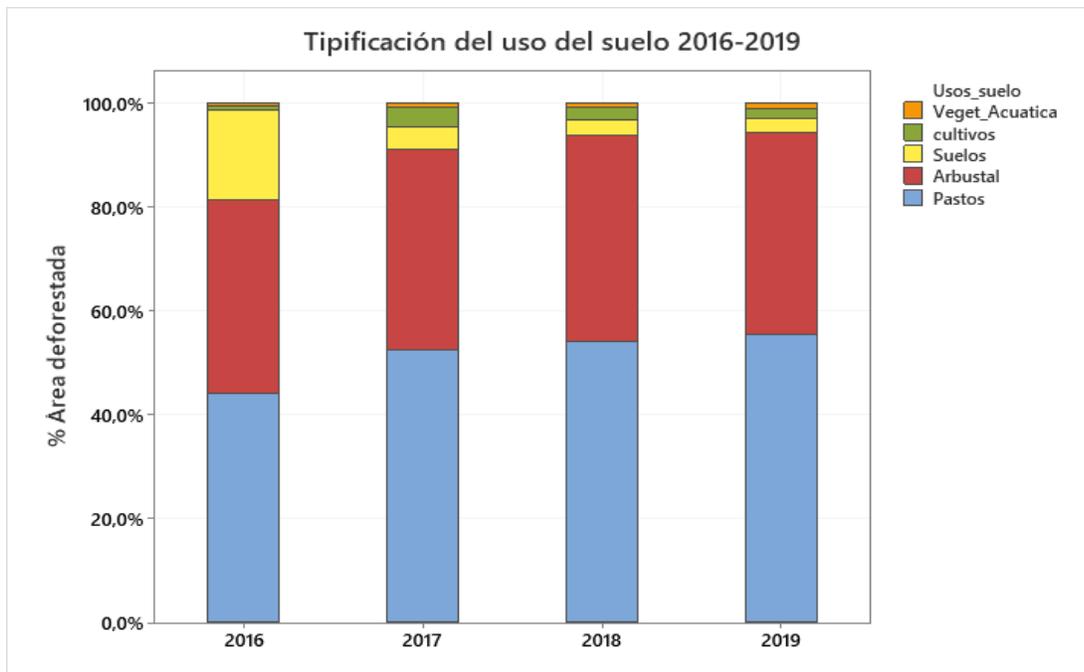
| | | | | | |
|-----------------|------------------|-------------------|---------------------|---------------------|----------------|
| Cultivos | 325.2 | 73.3 | 181.5 | 468.9 | 22.5% |
| Veget. Acuática | 85.6 | 38.1 | 10.9 | 160.3 | 44.6% |
| 2018 | Área (ha) | Error (ha) | Lim inf (ha) | Lim sup (ha) | CV Área |
| Pastos | 4895.2 | 196.4 | 4510.3 | 5280.0 | 4.0% |
| Arbustal | 3594.4 | 192.8 | 3216.5 | 3972.2 | 5.4% |
| Suelos | 256.7 | 65.4 | 128.5 | 384.9 | 25.5% |
| Cultivos | 222.5 | 61.0 | 102.9 | 342.1 | 27.4% |
| Veget. Acuática | 85.6 | 38.1 | 10.9 | 160.3 | 44.6% |
| 2019 | Área (ha) | Error (ha) | Lim inf (ha) | Lim sup (ha) | CV Área |
| Pastos | 5015.0 | 195.9 | 4631.1 | 5398.9 | 3.9% |
| Arbustal | 3508.8 | 192.0 | 3132.5 | 3885.0 | 5.5% |
| Suelos | 256.7 | 65.4 | 128.5 | 384.9 | 25.5% |
| cultivos | 171.2 | 53.7 | 66.0 | 276.3 | 31.4% |
| Veget_Acuática | 102.7 | 41.7 | 20.9 | 184.5 | 40.6% |

Fuente: Elaboración propia

Se realizó el ejercicio de tipificación del cambio de coberturas después de la deforestación comprendida entre los años 2016-2019 y se clasificaron entre las siguientes subcategorías: pastizales, arbustales, vegetación acuática, suelo desnudo y cultivos. Como se puede observar en la **Figura 3-20** se estimó que uso del suelo de mayor frecuencia corresponde a pastizales, con un porcentaje alrededor de 55% en el año 2019, seguido del uso por arbustales, con un porcentaje de uso del suelo cerca del 35%. Inicialmente, el suelo desnudo tendría cierta relevancia, pero, al pasar los años, esta cobertura se convierte en pastizal. El restante en menor proporción es de vías o suelo desnudo y, por último, zonas de vegetación acuática, consecuencia de las inundaciones de los cauces de los ríos, cultivos de palma y otro tipo de plantación que podría ser ilícito, si se tiene en cuenta la ubicación en el interior del parque.

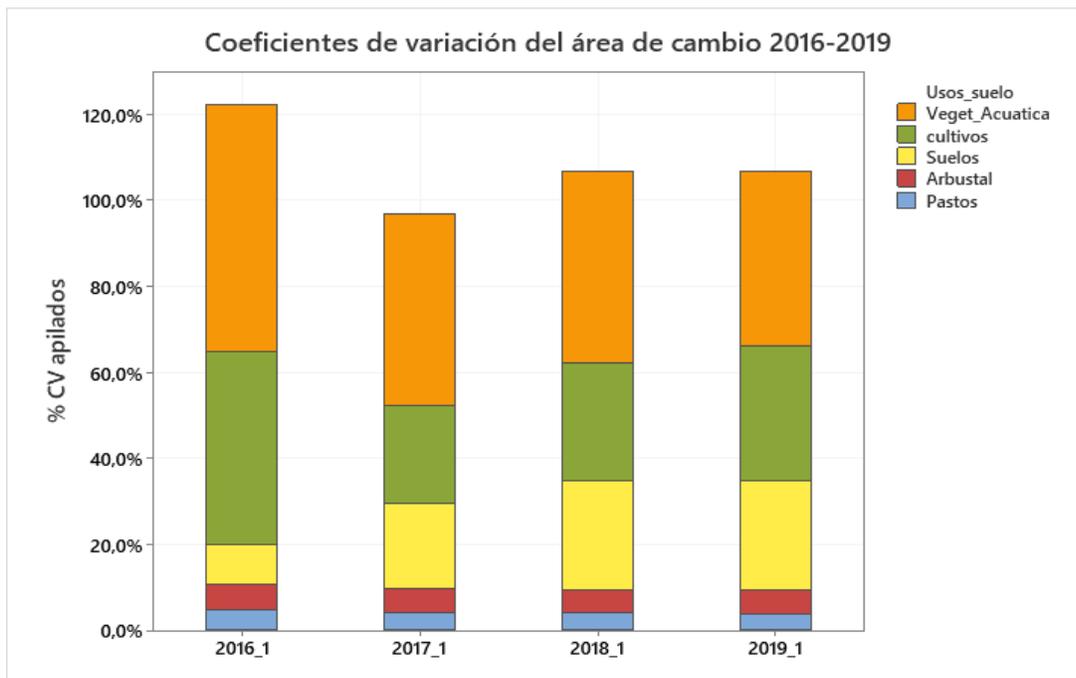
Además, se efectuó una estimación del error muestral del resultado anterior, como se indicó en la metodología. Con este, se obtuvo que, con mayor cantidad de porcentaje del uso del suelo, menor es el error. El problema surge con los usos con menor porcentaje donde llegan a existir errores de 44 % para cultivos y 57% para vegetación acuática. Se trata de valores altos que, sin embargo, son consistentes, ya que pocas muestras caen en esas clases raras, aumentando la incertidumbre de la estimación. Ver la **Figura 3-21**.

Figura 3-20: Tipificación del uso del suelo 2016-2019



Fuente: Elaboración propia software Minitab®

Figura 3-21: Coeficientes de variación del área de cambio 2016-2019.



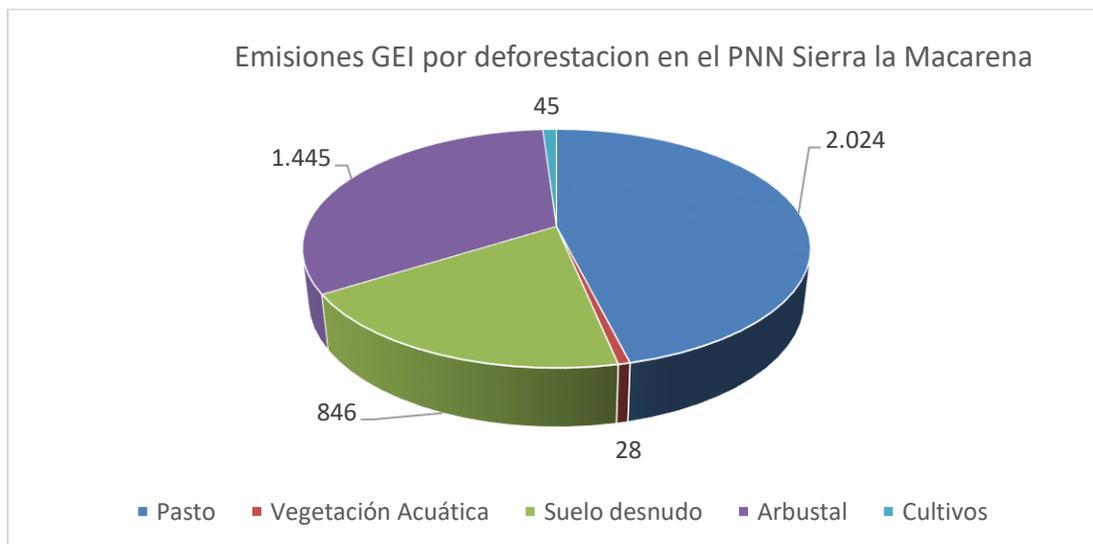
Fuente: Elaboración propia software Minitab®

3.2 Cuantificación de emisiones GEI por la deforestación

3.2.1 Cálculo de emisiones de GEI

En el contexto del inventario GEI por deforestación es importante definir las emisiones precisas por el cambio de uso del suelo en tierras forestales. Todas estas emisiones se calcularon con lo expuesto en el numeral 1.6.2 **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**, de esta manera se encontró que la mayor fuente de emisión está sujeta a la conversión de tierras forestales en pastizales, cuyo valor es de 2024 Gg CO₂eq. Asimismo, el cambio de bosque forestal a otro tipo de vegetación como arbustales, implica un valor de 1145 Gg CO₂. Por último, para el 2016 el cambio de tierras forestales a otros usos como el suelo desnudo representa un valor de 846 Gg CO₂.

Figura 3-22: Resultado de las emisiones GEI debido a la deforestación en la región de estudio.



Fuente: elaboración propia, unidades en Gg CO₂eq

En la siguiente tabla se muestra la variación de las emisiones que están dadas en Gg CO₂ eq variando los diferentes esquemas de muestreo en el año 2016. Cabe anotar que las variables en cada cálculo de emisiones están dadas por los datos de actividad. Así pues, se encontró que el muestreo sistemático alineado es el esquema arroja el resultado con mayor índice de emisiones, en el que se observa un total de 6112 Gg CO₂eq. En cambio, el esquema de muestreo aleatorio simple corresponde al de menor valor, con 3819 Gg CO₂eq.

También se puede identificar el efecto de los estimadores postestratificados en la medida en que disminuye el valor para el muestreo sistemático y, de manera opuesta, no ocurre en el muestreo aleatorio simple. Esto último se debe al efecto de la estratificación de los puntos que aumenta el valor del dato de actividad. En el anexo 4 se encontrará una copia del complemento de los resultados de emisiones.

Tabla 3-20: Resumen de las emisiones de CO₂ con la variación de diferentes muestreos

| Año 2016 | Pasto | Vegetación Acuática | Suelo desnudo | Arbustales | Cultivos | Total de emisiones |
|-------------|--------|---------------------|---------------|------------|----------|--------------------|
| GEI_ST | 2023.6 | 27.9 | 846.1 | 1445.1 | 45.2 | 4387.9 |
| GEI_SRS | 1761.4 | 24.3 | 736.4 | 1257.9 | 39.4 | 3819.3 |
| GEI_SYA | 2818.8 | 38.9 | 1178.5 | 2013.0 | 63.0 | 6112.2 |
| GEI_PST_SRS | 2209.5 | 30.5 | 923.8 | 1577.9 | 49.4 | 4791.0 |
| GEI_PST_SYA | 2465.6 | 34.0 | 1030.9 | 1760.8 | 55.1 | 5346.4 |

Fuente: Elaboración propia, unidades en Gg CO₂eq

3.2.2 Flujos de GEI

En esta parte se expondrán los resultados en flujos GEI contabilizando las emisiones y absorciones de los cambios de cobertura de tierras forestales a las diferentes subcategorías. Como elemento fundamental para este análisis se debe dar el resultado de emisiones en forma de flujo de caja con un punto de partida que es el bosque natural antes de la deforestación año 2015. El periodo de análisis de flujo de emisiones corresponde a los años que van del 2015 al 2019. Para cada año se indica las emisiones, las absorciones y el neto final del periodo de análisis. Otro punto para tener en cuenta es que la deforestación ocurre en el 2016 y es, por tanto, el año en el que se registran las emisiones. Según lo anterior se presenta la siguiente tabla que resume todos los flujos a tener en cuenta:

Tabla 3-21: Resumen de flujos de emisiones GEI periodo 2016-2019 región de estudio.

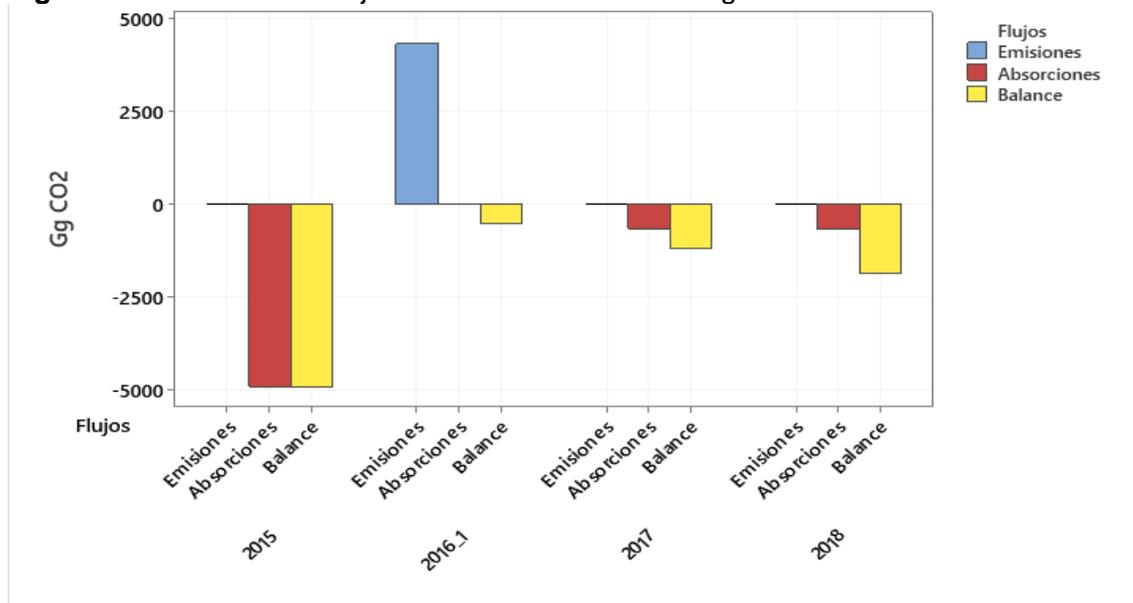
| Flujos de GEI | | 2015 | 2016 | 2017 | 2018 | 2019 |
|---------------|-------------|------|--------|--------|--------|--------|
| Pastos | Emisiones | | 2023.6 | | | |
| | Absorciones | | | -244.7 | -252.7 | -258.9 |
| Arbustal | Emisiones | | 1445.1 | | | |

| Flujos de GEI | | 2015 | 2016 | 2017 | 2018 | 2019 |
|-----------------------|--------------------|---------|--------|---------|---------|---------|
| Suelos | Absorciones | | | -400.1 | -411.9 | -402.1 |
| | Emisiones | | 846.1 | | | |
| Cultivos | Absorciones | | | | | |
| | Emisiones | | 45.2 | | | |
| Veget_Acuática | Absorciones | | | -4.7 | -3.2 | -2.5 |
| | Emisiones | | 27.9 | | | |
| Forestal | Absorciones | -4918.3 | | | | |
| | Emisiones | 0.0 | 4342.7 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| Total | Absorciones | -4918.3 | 0.0 | -649.6 | -667.8 | -663.5 |
| | Emisiones | | | | | |
| | Balance | -4918.3 | -530.3 | -1179.9 | -1847.8 | -2511.2 |

Fuente: Elaboración propia, unidades en Gg CO₂eq

El anterior análisis de flujo de emisiones se puede visualizar como se muestra en la siguiente figura, en la que se identifican las emisiones con color azul, las absorciones con color rojo y el balance neto de los flujos de GEI en amarillo. Para el caso de esta investigación se encontró que, al inicio existía un sumidero de bosque natural de -4918.3 Gg CO₂, y, después de ocurrir la deforestación, el neto fue de -530 Gg CO₂. Contabilizando los flujos de cada año, el resultado neto es de -2511.2 Gg CO₂, para el 2019, y se debe, principalmente a que la categoría de arbustales es un sumidero con un valor de 400 Gg CO₂. Con base en lo anterior es posible concluir que deben pasar al menos otros cinco años para recuperar lo perdido por la deforestación.

Figura 3-23: Análisis de flujos de GEI en 2016-2019 región de estudio.



Fuente: Elaboración propia software Minitab®

3.3 Estimación de la incertidumbre

3.3.1 Incertidumbre por propagación del error

El primer resultado que se expone en esta sección es la ecuación de propagación de error que se obtuvo, aplicando las reglas expuestas en el numeral 1.7.3. Dicha ecuación se explica en los siguientes pasos.

Primero se define los subíndices Ps: pasto, Vg: vegetación acuática, S: suelo, Ab: Arbustal y Cv: cultivo. ΔC_i es el cambio de carbono en la cobertura 'i', ΔA_i es el cambio de los datos de actividad en la cobertura 'i'. A continuación, se describe la ecuación general de propagación de error para el total de emisiones y el símbolo 't' es total

$$U_{\text{total}}^2 = \frac{\left((U_{\Delta C_{Ps\ t}}^2 * \Delta C_{Ps\ t})^2 + (U_{\Delta C_{Vg}}^2 * \Delta C_{Vg})^2 + (U_{\Delta C_S}^2 * \Delta C_{Suelo})^2 + (U_{\Delta C_{Ab}}^2 * \Delta C_{Ab})^2 + (U_{\Delta C_{Cv}}^2 * \Delta C_{Cv})^2 \right)}{\sum \Delta C_i}$$

Ecuación 3-1

Para tener el cambio total por coberturas se debe sumar la incertidumbre por el carbono en el suelo como se constata en la siguiente ecuación:

$$U_{\Delta C_{Ps\ t}}^2 = \left(\frac{\sqrt{(U_{\Delta C_{Ps}}^2 \Delta C_{Ps})^2 + (U_{\Delta C_{\text{carbono suelo}}}^2 \Delta C_{\text{carbono suelo}})^2}}{|\Delta C_{Ps} + \Delta C_{\text{carbono suelo}}|} \right)^2$$

Ecuación 3-2

Se explica cada componente de la anterior ecuación comenzando por la incertidumbre de cambio de carbono en la cobertura de pastizales. Las demás coberturas se rigen con la misma ecuación, involucrando la biomasa total que integra la cobertura aérea y la subterránea:

$$U_{\Delta C_{Ps}}^2 = \left(\frac{\sqrt{(U_{B_{t_{antes}}}^2 B_{t_{antes}})^2 + (U_{B_{t_{Ps}}}^2 B_{t_{Ps}})^2}}{|B_{t_{antes}} + B_{t_{Ps}}|} \right)^2 + U_{\Delta A_{Ps}}^2$$

Ecuación 3-3

$$U_{B_{t_{antes}}}^2 = \sqrt{U_{B_{A_{antes}}}^2 + U_{1+R_{antes}}^2}$$

Ecuación 3-4

Entonces, $U_{B_{A_{antes}}}^2$ es la incertidumbre de biomasa aérea antes de la deforestación. y $U_{1+R_{antes}}^2$ es la incertidumbre la relación (R) de biomasa aérea y subterránea. Estas ecuaciones pueden aplicar a otras coberturas.

$$U_{1+R_{antes}}^2 = \frac{\sqrt{(U_{B_{A_{antes}}}^2 B_{A_{antes}})^2 + (U_{B_{S_{antes}}}^2 B_{S_{antes}})^2}}{|B_{A_{antes}} + B_{S_{antes}}|}$$

Ecuación 3-5

Donde $U_{B_{S_{antes}}}^2$ es la incertidumbre de la biomasa subterránea y $U_{\Delta A_{Ps}}^2$ es la incertidumbre de dato de actividad para pastos.

$$U_{\Delta A_{Ps}}^2 = \sqrt{U_{\Delta A_{DEF}}^2 + U_{\Delta A_{Fraccion Ps}}^2}$$

Ecuación 3-6

$U_{\Delta A_{DEF}}^2$ es la incertidumbre del área total deforestada y $U_{\Delta A_{Fraccion Ps}}^2$ es la incertidumbre de la fracción de deforestación que se convierte en pastos. Por último, se presenta la incertidumbre asociada al carbono en el suelo $U_{\Delta C_{carbono suelo}}^2$

$$U_{\Delta C_{carbono suelo}}^2 = \frac{\sqrt{(U_{SOC_0}^2 SOC_0)^2 + (U_{SOC_{0-T}}^2 SOC_{0-T})^2}}{|SOC_0 + BS_{aSOC_{0-T}}|}$$

Ecuación 3-7

$U_{SOC_0}^2$ es la incertidumbre de las existencias de carbono orgánico en el suelo en el último año de un período de evaluación, y $U_{SOC_{0-T}}^2$ existencias de carbono orgánico en el suelo al comienzo de un período de evaluación.

$$U_{SOC0}^2 = \sqrt{U_{SOC0_{ref}}^2 + U_{FMG}^2 + U_{FLU}^2 + U_{FI}^2}$$

Ecuación 3-8

Los resultados fueron estimados con base en las anteriores ecuaciones. Todas las incertidumbres recolectadas se encuentran en fuentes de referencia, en los cálculos de la evaluación temática o en la tipificación del cambio del uso del suelo. En las siguientes tablas se muestran los resultados desgregados de la gran mayoría de las variables y se presentan los datos finales de incertidumbre total.

Cabe aclarar que el ejemplo que se presenta corresponde a los datos de actividad del muestro estratificado del año 2016 y los demás resultados se reseñan en el anexo 5. Todas las incertidumbres presentadas a continuación hacen referencia a valor de la incertidumbre de cada variable U_i .

Tabla 3-22: Resumen final del método de propagación de error para el muestreo estratificado año 2016.

| Parámetro | Vegetación | | | | | |
|--|--------------|--------|----------|--------|----------|----------|
| | Forestal/DEF | Pasto | Acuática | Suelos | Arbustal | Cultivos |
| Datos de actividad (ha) | 9054.3 | 3988.0 | 51.3 | 1557.6 | 3371.8 | 85.6 |
| U datos de actividad (ha) | 6.7% | 8.3% | 58.0% | 11.7% | 8.8% | 45.1% |
| Biomasa aérea (Ton *ha-1) | 257.9 | 12.7 | 0.0 | 0.0 | 47.5 | 8.4 |
| U Biomasa aérea (Ton *ha-1) | 9.5% | 61% | 0.0 | 0.0 | 52% | 26% |
| Biomasa subterránea (Ton *ha-1) | 57.3 | 20.3 | 0.0 | 0.0 | 19.0 | 0.0 |
| U Biomasa subterránea (Ton *ha-1) | 10.0% | 81% | 0.0 | 0.0 | 15% | 0.0 |
| Biomasa total (Ton *ha-1) | 315.2 | 33.0 | 0.0 | 0.0 | 66.5 | 8.4 |
| U Biomasa total (Ton *ha-1) | 12.4% | 27.2% | 0.0 | 0.0 | 37.5% | 8.4 |
| Valor de FMG | 0.0 | 0.97 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.22 |
| U (FMG) | 0.0 | 11.0% | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 7.0% |
| Valor de FLU | 0.0 | 1 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.82 |
| U (FLU) | 0.0 | 40.0% | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 17.0% |

| Parámetro | Forestal/DEF | Pasto | Vegetación Acuática | Suelos | Arbustal | Cultivos |
|---|--------------|--------|------------------------|---------------|----------|----------|
| Valor de FI | 0.0 | 1.1 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.9 |
| U (FI) | 0.0 | 40.0% | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 14.0% |
| Valor SOC (0-T)_{ref} (Ton C/ha-1) | 73.76 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| U(SOC(0-T)_{Ref}) | 5.8% | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| Valor de SOC (0-T) (Ton C/año-1) | 0.0 | 316718 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 5810 |
| U (SOC (0)_{Ref}) | 0.0 | 58.5% | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 51.0% |
| Valor del SOC (0)_{Ref} (Ton C/ha-1) | 47 | 0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0 |
| U (SOC (0)_{Ref}) | 90% | 0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0 |
| Valor de SOC (0) (Ton C/año-1) | 0.0 | 201813 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 3702 |
| U(SOC (0)) | 0.0 | 107% | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 103% |
| Valor carbón orgánico del suelo (Ton C) | 0.0 | -22981 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | -422 |
| U (Total de carbón orgánico del suelo) | 0.0 | 55% | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 51% |
| Valor de ΔC Cambio en el contenido de carbono (Ton C) | -574871 | -7607 | -230742 | -394131 | -12340 | -12762 |
| U(ΔC Cambio en el contenido de carbono) | 0.0 | 13.8% | 59.3% | 17.0% | 15.0% | 46.6% |
| Valor de ΔC Cambio en el contenido de CO₂ (Gg CO₂) | 0.0 | 2023.6 | 27.9 | 846.1 | 1445.1 | 45.2 |
| Valor del total de emisiones (Gg CO₂) | | | | 4387.9 | | |
| U (Total de emisiones) | | | | 8.72% | | |

En la anterior tabla se puede observar cada una de las incertidumbres en las variables de las estimaciones de las emisiones de GEI, de las cuales vale la pena señalar:

- I. La incertidumbre de la biomasa se ajustó con referencia a los valores encontrados en los datos bibliográficos, debido a que los datos del inventario forestal nacional solamente reportan el error de muestreo y se estaría subestimando el valor de la incertidumbre.
- II. Se encontraron valores relativamente altos de incertidumbre en las coberturas de vegetación acuática y cultivos, puesto que las áreas de estas coberturas son muy pequeñas y su error de muestreo de tipificación es alto.

- III. El resultado final de las emisiones es de 8.72% de incertidumbre, un valor relativamente bajo. Los datos de actividad son el principal factor de expansión de la incertidumbre. En contraste, los factores de emisión no cambian considerablemente el valor de la incertidumbre total.

Otro resultado en la propagación de error es la variación de la incertidumbre final por el cambio de los datos de actividad, es decir, con diferentes esquemas de muestreo. Se compara el aleatorio simple (SRS), el sistemático alineado (SYA), el estratificado (ST) y los muestreos postestratificados de los dos primeros. De ellos se obtiene que al cambiar el dato de actividad también hay un cambio en la incertidumbre total de emisiones y, como se señala, los muestreos estratificados y postestratificados, son los de mejor resultado. Se identifica, además, que el muestreo postestratificados disminuye entre 3.7 y 2.4 % la incertidumbre de las emisiones.

Tabla 3-23: Emisiones totales y su incertidumbre con propagación de error para 2016

| Esquemas de muestreo | SRS_p | SYA_p | ST_p | PST-SRS_p | PST-SYA_p |
|--|--------------|--------------|-------------|------------------|------------------|
| Emisiones (Gg CO₂) | 3819.3 | 6112.2 | 4387.9 | 4791.0 | 5346.4 |
| Límite inferior (Gg CO₂) | 2849.5 | 4748.1 | 4005.4 | 4360.2 | 4851.8 |
| Límite superior (Gg CO₂) | 4789.1 | 7476.4 | 4770.5 | 5221.9 | 5841.0 |
| Incertidumbre | 12.96% | 11.39% | 8.72% | 9.25% | 8.99% |

Fuente: Elaboración propia.

3.3.2 Incertidumbre por simulación de Montecarlo

Para explicar los resultados de este método, se resume en la siguiente tabla los datos de entrada de Montecarlo. En ella se enumeran las variables aleatorias y sus respectivas funciones de probabilidad (FDP) elegidas para cada variable y, por último, se registran los parámetros que definen las FDP. Como ejemplo, se muestra en los parámetros de entrada los datos de escenario del muestreo estratificado del año 2016, los demás códigos de Matlab y sus respectivos parámetros se recopilan en el anexo 6.

Tabla 3-24: Resumen datos de entrada método de Montecarlo esquema estratificado año 2016.

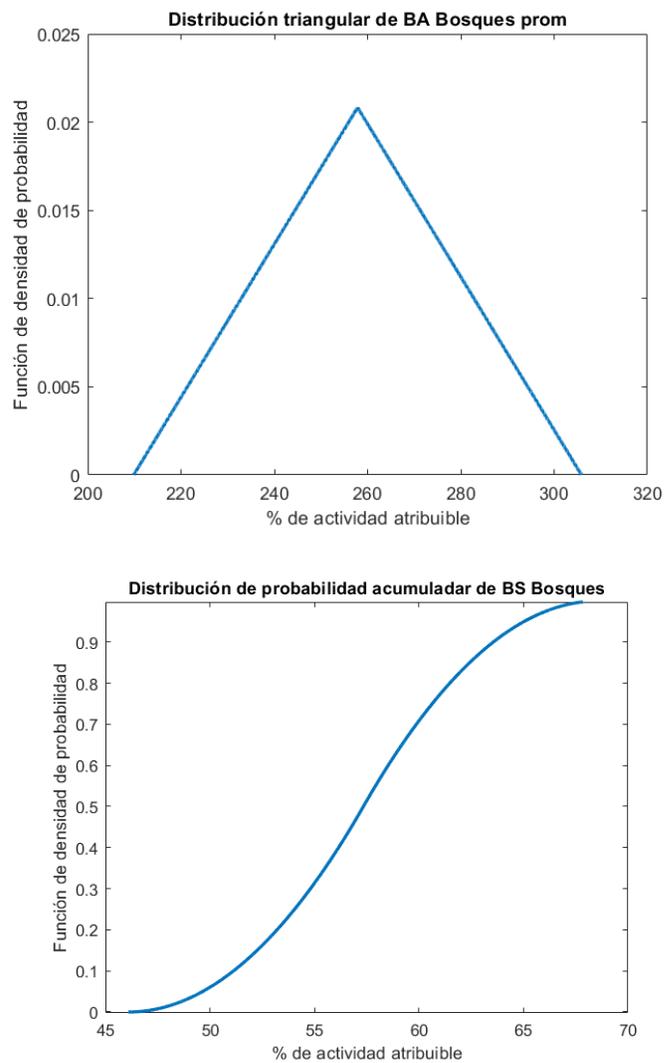
| Variable | Distribución de probabilidad | Parámetros |
|---|------------------------------|--|
| Área de deforestación (ha) | Normal | <ul style="list-style-type: none"> • Media=9054.3 ha Desviación estándar = 606.93 ha |
| Áreas de tipificación (ha) | Triangular | <ul style="list-style-type: none"> • Pasto: media=3983 Máx=4367 Min=3600 • Veg_Acuática: media=54.32 Max=112.34 ha Min=0. • Suelos: media=1557 Máx=1848 Min=1266 • Arbustales: media=3368 Máx=3742 Min=2995 • Cultivos: media=81.49 Max=156.16 Min=6.81 |
| Biomasa aérea (Ton MS *ha-1) | Triangular | <ul style="list-style-type: none"> • Bosque: media=257.86 Máx=305.87 Min=209.84 • Pasto: media=12.57 Máx=42.13ha Min=0. • Arbustales: media=47.5 Máx=95.91 Min=0 • Cultivos: media=8.4 Max=12.71 Min=4.09 |
| Biomasa subterránea (Ton MS *ha-1) | Triangular | <ul style="list-style-type: none"> • Bosque: media=57.34 Máx=68.58 Min=46.10 |
| Relación entre la biomasa | Triangular | <ul style="list-style-type: none"> • Arbustales: media=0.4 Máx=0.63 Min=0.16 • Pastos: media=1.6 Máx=0 Min=3.8 |

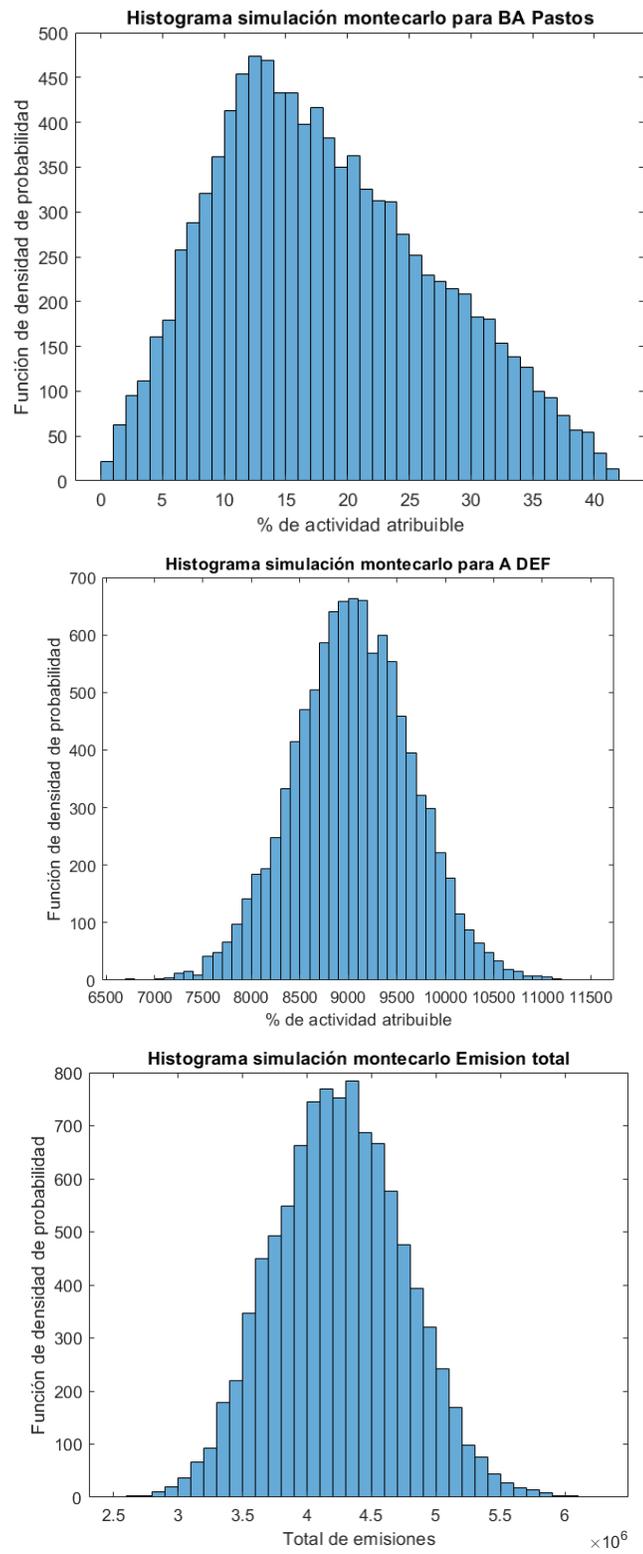
Fuente: Elaboración propia.

Cabe anotar que no se eligieron a las variables del carbono en el suelo como parámetros aleatorios, debido a que no influyen en el resultado final y ocasionan ruido en el método de Montecarlo. Otro dato importante que se debe dar a conocer es que se efectuó un ajuste conocido como normalización de los datos aleatorios de las áreas de tipificación, ya que la suma de estos valores debe dar el total deforestado en hectáreas.

También se puede presentar el resumen de los resultados del proceso paso a paso del método de Montecarlo en forma gráfica. Desde el resultado de la FDP, la distribución de probabilidad y los histogramas de las variables aleatorias, así como el resultado final de las emisiones. En la siguiente figura podemos ver un ejemplo, el código de Matlab con los demás gráficos se encuentra adjunto en el anexo 6.

Figura 3-24: Resultados paso a paso método de Montecarlo para el esquema de muestreo estratificado año 2016.





Fuente: Elaboración propia. Software Matlab 2019R.

En la anterior figura se ejemplifica, primero, la función de distribución triangular de la biomasa aérea. Segundo, se muestra la distribución acumulada de la biomasa subterránea y, tercero, se observa dos graficas del histograma de las variables aleatorias de la biomasa aérea del pasto y del área total de la deforestación. Por último, se ilustra el histograma del resultado final de emisiones totales en Ton CO₂eq.

Otro resultado importante que se evalúa es el comportamiento del método de Montecarlo con el cambio de los datos de entrada, según el esquema de muestreo En la siguiente tabla se resume las emisiones totales, sus límites de confianza y la incertidumbre.

Tabla 3-25: Comparativo de emisiones totales del método de Montecarlo variando esquema de muestreo.

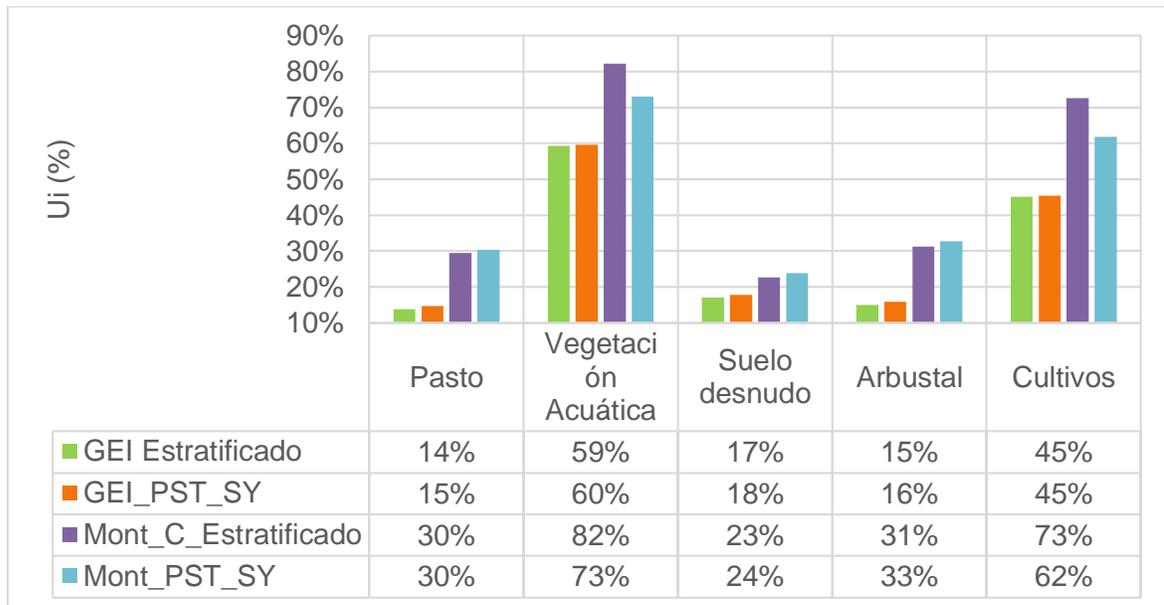
| Montecarlo | SRS | SYA | ST | PST-SRS | PST-SYA |
|--|------------|------------|-----------|----------------|----------------|
| Emisiones (Gg CO₂) | 3711 | 5928 | 4254 | 4650 | 5200 |
| Límite inferior (Gg CO₂) | 2273 | 3971 | 3271 | 3528 | 3895 |
| Límite superior (Gg CO₂) | 5149 | 7885 | 5236 | 5772 | 6505 |
| Incertidumbre | 39% | 33% | 23% | 24% | 25% |

Fuente: Elaboración propia.

En esta tabla se puede identificar que, según el método de Montecarlo, el esquema de muestreo con menor incertidumbre es el estratificado, seguido por los muestreos postestratificados.

Otro análisis que se debe destacar es el comparativo de la propagación del error y Montecarlo. En la siguiente figura se ejemplifica los muestreos estratificados y postestratificado sistemático. En esta se identifica como en todas las coberturas se incrementa la incertidumbre con Montecarlo. Mientras tanto, la propagación de error no varía según la variación del esquema de muestreo y, por tanto, implica poca variabilidad en este último método mencionado. El caso contrario, es decir, el de Montecarlo muestra una inestabilidad incluso entre diferentes esquemas de muestreo.

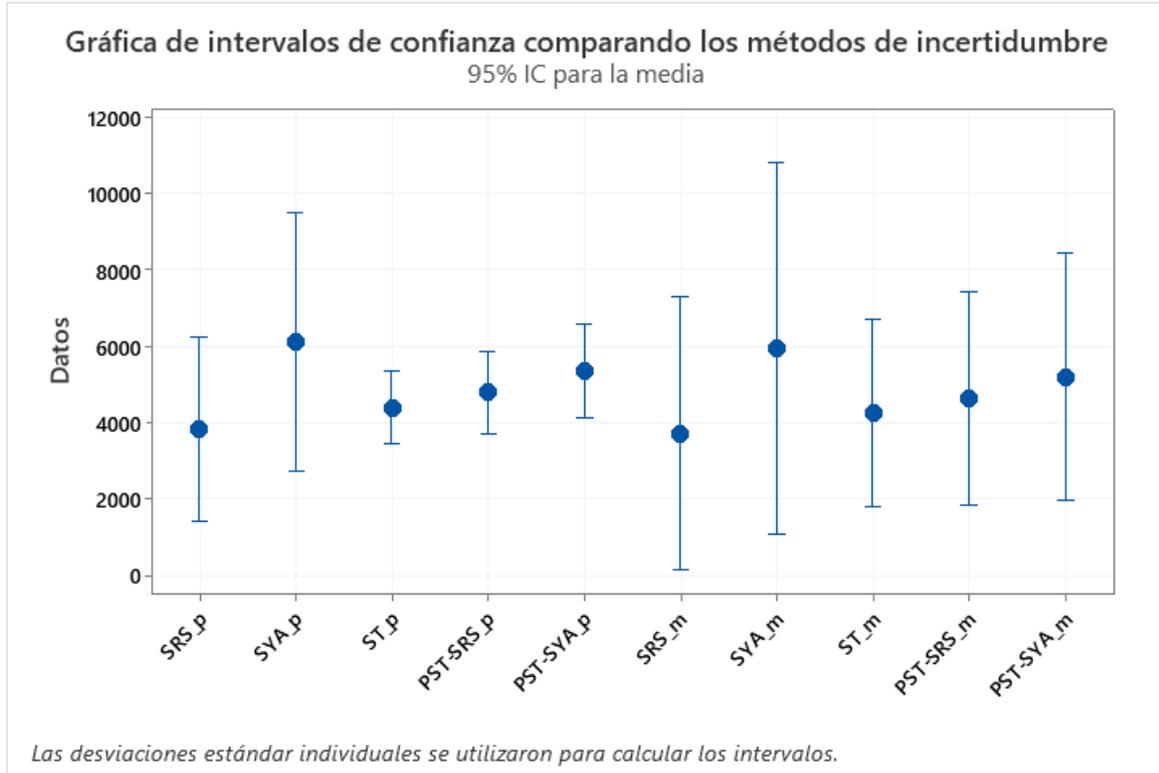
Figura 3-25: Comparativo de emisiones totales de los dos métodos de incertidumbre para el muestreo estratificado y postestratificado sistemático.



Adicionalmente, se realiza un análisis de otro comparativo de los diferentes esquemas de muestreo con respecto al intervalo de confianza de la incertidumbre por propagación y por Montecarlo. En este se encontró que los mejores ajustes, igual que en la evaluación de exactitud temática, son el muestreo estratificado y los esquemas postestratificados

Como punto final se identifica que Montecarlo tiene los intervalos de confianza más grandes. Para poder resolver esto se debería mejorar las distribuciones de probabilidad que se atribuyen a las variables aleatorias y se debe tener precaución en la elección de las incertidumbres y evitar utilizar datos nivel 1 del IPCC, ya que estos presentan unos intervalos muy amplios con estas sugerencias se espera que Montecarlo se comporte con una tendencia de más convergente.

Figura 3-26: intervalos de confianza por esquemas de muestreo a partir de la propagación de error y Montecarlo.



4. Conclusiones y recomendaciones

4.1 Conclusiones

A nivel conceptual se explicó cómo la evaluación de la exactitud temática es fundamental para cualquier proceso de mejoramiento de la calidad en los productos cartográficos. A partir de los resultados es posible afirmar que este tipo de metodologías son primordiales para cuantificar el grado de fiabilidad y certeza de los datos que, posteriormente, serán analizados y aplicados. En el resultado de la calidad temática no solamente se deben presentar las exactitudes como un requisito o un ítem ilustrativo, sino también se debe incluir como un criterio para la validez o el rechazo de los productos evaluados.

En el caso de estudio de esta investigación se observa que la evaluación temática del mapa de cambio bosque/no bosque indica una exactitud general con valores alrededor del 93%. El coeficiente Kappa, por su parte, muestra valores en promedio del 86%. ambos parámetros mencionados registran una sensibilidad menor para la discriminación entre esquemas de muestreo. En comparación, la exactitud del usuario revela valores que oscilan entre 89% y 77% y, del productor, entre 70% y el 86% para la deforestación. Con estos datos se demuestra que la exactitud general y el Kappa no representan necesariamente todos los objetivos del mapa.

Así mismo, la evaluación temática evidencia que los esquemas de mejor desempeño fueron el muestreo estratificado con un coeficiente de variación (CV) del 6.7%, seguido por el postestratificado aleatorio simple con un CV del 7.7 % del área deforestada. En contraste, el muestreo aleatorio simple o el sistemático alineado arrojan un CV de 14% y 18%, respectivamente. Con base en lo anterior, se concluye que el muestreo estratificado y las modificaciones postestratificadas son más adecuadas para describir los valores de clasificación del mapa original. La postestratificación es una herramienta clave para aumentar la exactitud, sin embargo, los muestreos aleatorio simple y sistemático implican

el aumento de las omisiones en la clase de deforestación, produciendo un incremento en la incertidumbre.

Con respecto a la variación del tamaño de la muestra, se encontró que la estimación más cercana al área deforestada se localiza en el valor de 4565 puntos, cuyo CV es de 6.7%. Vale la pena señalar, sin embargo, que con un tamaño de muestra mayor a 4500, la incertidumbre en las clases de área más predominantes, como bosque estable y bosque no estable, se reducen; incluso si para la deforestación se observa la afectación en la incertidumbre por el efecto de las omisiones. Finalmente, se determinó que los tamaños de muestra menores a 1000 puntos, tiende a ser más sensibles a los errores de omisión, provocando el aumento de los intervalos de confianza en el área ajustada de todas las clases, con CV mayores al 15% para la clase de deforestación.

Con respecto a los resultados de la exactitud temática se consideran tres implicaciones principales sobre la metodología del SMC del IDEAM. Primero, el esquema de muestreo estratificado es el más idóneo para evaluar el cambio de bosque/no bosque a nivel nacional, aunque se debe evaluar otro tipo de estratificación, por ejemplo, aquella de bosque en riesgo, con probabilidad de deforestación, o las zonas con mayor densidad de errores de omisión/comisión. Segundo, los muestreos aleatorio simple y sistemático son esquemas que no se pueden descartar y, para determinadas aplicaciones con clases o estratos del mapa no tan pequeños como la deforestación, se puede lograr un mejor resultado que el muestreo estratificado. Y, tercero, la postestratificación es una herramienta muy útil para evaluar la exactitud temática en áreas pequeñas de deforestación, como los parques naturales o a nivel departamental.

La introducción de la tipificación de cambio de la cobertura posterior a la deforestación generó estimaciones más robustas de GEI a las consideradas en la actualidad, debido a que se tuvo en cuenta las fuentes de incertidumbre adicionales al área total de la deforestación. De hecho, se encontró que un mayor conocimiento de estos parámetros puede dar lugar a intervalos de confianza más amplios, a pesar de que también pueda dar la idea errónea de una disminución de la calidad de las estimaciones.

Así pues, se encontró que las superficies deforestadas cambian, según la tipificación, en primer lugar, pastizales (55%), seguido de arbustales (39%) y, en menor proporción, a suelo desnudo, vegetación acuática y cultivos, luego de cuatro años de clasificación del cambio del uso del suelo. Este resultado se ajusta a las principales causas de la deforestación en la región de estudio que están asociadas a la ganadería y al acaparamiento de tierras. Las emisiones más significativas para el año en que ocurrió la deforestación 2016, se obtuvieron con el cambio de las tierras forestales a pastizales, con un valor de 2023 Gg CO₂ eq, seguido por arbustales, con un valor de 1445 Gg CO₂ eq. Es de fundamental importancia señalar que esta metodología puede ser aplicable a otras coberturas o subcategorías del INGEI y, a través de las mismas, mejorar la evaluación de la incertidumbre de los GEI.

El método con mejor resultado para determinar la incertidumbre de las emisiones totales fue la propagación del error con un valor de $\pm 8.72\%$, en comparación con el método de Montecarlo que obtuvo un $\pm 23.1\%$. En lo que corresponde a las clases de cambio de cobertura, la incertidumbre con el menor valor se registró en los pastizales ($\pm 14\%$), en cambio, para Montecarlo fue de $\pm 30\%$. Por otra parte, la cobertura con mayor nivel de incertidumbre fue la vegetación acuática, con un valor de $\pm 60\%$ con propagación de error, y $\pm 82\%$ con el método de Montecarlo. Con los resultados anteriores se puede indicar que existe un amplio campo de investigación cuyo objetivo es reducir o mejorar las estimaciones de la incertidumbre de las emisiones de GEI.

En síntesis, el método de propagación de error es el más práctico y menos susceptible a valores altos de incertidumbre que modifiquen los resultados agregados. Caso contrario ocurre con Montecarlo, ya que las funciones de probabilidad (FDP) son sensibles a un error estándar alto en las variables aleatorias. Para mejorar los resultados de Montecarlo es necesario optimizar los insumos de entrada y, si es posible, conocer su FDP.

En resumen, esta investigación logró identificar diferentes estrategias que pueden evaluar la calidad los productos de coberturas del uso del suelo. Este trabajo, por tanto, intenta dar una mirada amplia a la incertidumbre y sus posibilidades para reducirse partiendo de la identificación de diferentes fuentes de errores en el todo proceso de estimación de emisiones.

4.2 Recomendaciones

Con respecto al mapa de cambio de bosque/no bosque, se encontraron diferentes aspectos a corregir. De manera general, se observa una sobreestimación de la clase de bosque estable que debe ser actualizada en la información del mapa en Colombia. La corrección de este error implicaría una disminución en el sesgo de la clasificación.

Además, se identificaron tres posibles fuentes de sesgo en la evaluación de la exactitud temática. Primero, la elección de un píxel como unidad de muestreo puede llevar a un aumento de los errores en la clase forestal y no forestal. Esto se debe a que la gran mayoría de los errores surgen en los bordes y extremos de los polígonos del cambio de cobertura. Segundo también se encontraron errores de desplazamiento en algunos datos de referencia, por tanto, se recomienda especificar los impactos del error y la variabilidad de los datos de referencia, y considerarlos en la estimación de la incertidumbre y en las fuentes de error. Por último, se comprobó que en algunas zonas se puede presentar autocorrelación espacial del error. Para subsanar esto, se invita a una representación o modelado espacial del error y de la incertidumbre a nivel espacial, en próximos estudios.

Otro punto a tener en cuenta para futuros escenarios de investigación es la incidencia de errores de omisión en el resultado de la evaluación de exactitud. Para corregir esto es fundamental buscar herramientas de mitigación de las fuentes de error, como enfatiza Olofsson & Arévalo (2020,) y se aconseja observar todo el proceso globalmente, desde el procesamiento de imágenes hasta el mapa producido, ajustando los posibles sesgos y errores que se pueden ocasionar.

Otro factor a evaluar en estudios posteriores es el efecto de los errores de interpretación, por ejemplo, el proceso de clasificación de puntos ambiguos y sin concordancia entre intérpretes. La identificación de estos factores y los niveles en que afectan el sesgo del intérprete podría ser útil para la planificación y la posibilidad de mitigar los efectos del sesgo (McRoberts, y otros, 2018). En último lugar, se impulsa a evaluar el error posicional y su efecto en estimación el área deforestada.

5. Anexos

5.1 Anexo 1: Definiciones claves

En el desarrollo de esta sección se definen conceptos básicos que permiten entender con mayor facilidad la investigación:

- **Ciencia de la Teledetección:** Es una ciencia de la cual las características, variables u objetos de interés pueden ser clasificados, medidos o analizados sin contacto directo. Igualmente, la teledetección proviene de una medición de la energía que es procedente la superficie terrestre. Si el origen de la energía es el Sol, entonces es conocida como teledetección pasiva, un ejemplo es una imagen digital. Si la energía es emitida desde un sensor en una plataforma se llama teledetección activa,. (Richards & Jia, 2006).
- **Espectro electromagnético:** Organización en función del incremento de la longitud de onda o de la disminución de la frecuencia de la radiación electromagnética. Los sensores pasivos miden la energía en la región óptica, que incluye el visible, infrarrojo cercano (IR), infrarrojo medio (SWIR), y el infrarrojo térmico (Congedo , 2016)
- **Sensores remotos:** Son los dispositivos de detección que pueden estar a bordo de aeroplanos o de satélites, midiendo la radiación electromagnética. Como resultado, las mediciones son cuantificadas y convertidas en una imagen digital, donde cada elemento de la imagen (píxel) tiene un valor discreto de número digital (DN).
- **Radiancia:** Corresponde a la energía enviada en una dirección dada hacia el sensor y por tanto es la fracción de energía medida por los sensores. La reflectancia equivale a la relación entre la energía reflejada contra la potencia total de energía. En ese sentido cada material tiene una huella única que se conoce como firma espectral que se

determina en función de la reflectancia a determinada la longitud de onda; cada material tiene una huella única y puede ser usada en la clasificación de los materiales (Congedo , 2016) (IDEAM, 2019).

- **Satélites multiespectrales:** Son diversos satélites que adquieren imágenes multiespectrales de la superficie de la tierra cada uno con distintas características. Los datos provenientes de los satélites se están utilizando en el monitoreo de cobertura terrestre y en ciertos casos su adquisición es gratuita (Congedo , 2016).
- **Landsat:** es un conjunto de satélites desarrollados por la NASA (*National Aeronautics and Space Administration*), desde comienzos de los 1970's. Las imágenes *Landsat* son muy utilizadas para la investigación ambiental.
- **Resolución Espacial:** Es la capacidad de un instrumento para la discriminación de dos entidades con posiciones reales diferentes, normalmente medida en tamaño de píxel, y está basada en el tamaño del detector, longitud focal, y la altitud del sensor; la resolución espacial es también denominada resolución geométrica.
- **Resolución Radiométrica:** Es el rango de valores de brillo aprovechables, los cuales en la imagen pertenecen al máximo rango de DN; por ejemplo, una imagen con 8 bit de resolución tiene 256 niveles de brillo (Richards & Jia, 2006).
- **Resolución temporal:** Es el periodo mínimo que emplea el sensor para visitar a la misma superficie de la Tierra.
- **Bosque:** Tierra ocupada primordialmente por árboles que puede ser arbustos, palmas, guaduas, hierbas y lianas, en la que prevalece la cobertura arbórea con una densidad mínima del dosel de 30%, una altura mínima del dosel de 5 metros, y un área mínima de 1,0 hectáreas. Se exceptúan las coberturas arbóreas de plantaciones forestales comerciales, cultivos de palma, y árboles sembrados para la producción agropecuaria.
- **Deforestación:** Conversión directa y/o inducida de la cobertura de Bosque a otro tipo de cobertura de la tierra en un periodo determinado.

-
- **Bosque Estable:** Área que permanece cubierta por bosque natural tanto al comienzo como al final del periodo de análisis.
 - **No Bosque Estable:** Área que permanece con una cobertura distinta a la de bosque natural, tanto al comienzo como al final del periodo de análisis.
 - **Cartografía temática:** Conjunto de actividades cartográficas tendentes a mostrar las características estructurales de una determinada distribución geográfica que pueden ser cuantitativas o cualitativas. La función de la cartografía temática en los sensores remotos es la clasificación de los píxeles, polígonos o regiones de una escena dentro de unas clases temáticas que son significativas (Shao & Tang, 2016).
 - **Mapa temático:** Es el primer producto de la cartografía temática, se define como clasificaciones de áreas y características en un escenario en particular. Constituye una muestra de características atribuibles a un tema específico, donde la información está distribuida sobre la superficie de la tierra, por ejemplo, los mapas del uso del suelo o a mapa de la zonificación ambiental. (Ministerio del Ambiente, 2014).
 - **La exactitud temática:** El grado de fidelidad de los valores establecidos a los elementos o categorías en las bases de datos cartográficas con respecto a su verdadera característica representadas en el campo real o la clasificación correcta de los objetos (Ministerio del Ambiente, 2014).

El principal objetivo de la evaluación de la exactitud es obtener una descripción cuantitativa de la exactitud de un mapa de la cubierta del suelo, no existe un método universal de evaluación de la exactitud, sino más bien un conjunto de métodos de aplicabilidad variables para un mapa y un propósito determinados (Global Observation of Forest and Land Cover Dynamics, 2006)

- **Dato de actividad:** Es el dato de la dimensión de la actividad causante de la emisión. Estos datos provienen de información propia de cada país recopilada a partir de diversas y múltiples estadísticas oficiales de los diferentes sectores económicos.

- **Factor de emisión:** Es un valor representativo o información de las emisiones asociadas a los procesos de dicha actividad, también se define como las emisiones o absorciones de GEI por unidad de datos de actividades.
- **Monitoreo Forestal:** Funciones de un sistema nacional de monitoreo forestal que ayuda a un país a cumplir con los requisitos de medición, notificación y verificación, u otros objetivos. (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, 2016).
- **Inventario de Gases de Efecto Invernadero:** Son las estimaciones de gases de efecto invernadero de origen antropogénico que abarque el territorio nacional mediante el uso de métodos del IPCC de acuerdo con las decisiones adoptadas en la Conferencia de las Partes (COP) de la CMNUCC.
- **Inventario Forestal Nacional (IFN):** Sistema basado en muestras actualizadas periódicamente, con el fin de proporcionar información sobre el estado de los recursos forestales de un país.
- **AFOLU (Agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra):** es un módulo del INGEI que se compone de tres grandes categorías: 3.A. Ganado, 3.B. Tierras y 3.C. Fuentes agregadas (IPCC, 2006)
- **Datos de Referencia:** La mejor evaluación disponible sobre las condiciones sobre el terreno para un determinado lugar o unidad especial. Las observaciones de referencia pueden ser utilizadas, por ejemplo, para estimar áreas y densidades de carbono y errores estándar relacionados, basados en el muestreo. Los datos de referencia también se utilizan para evaluar la exactitud de los mapas para corregir sesgos en la estimación.

5.2 Anexo 2: Parque Natural Nacional Sierra de la Macarena

5.2.1 Marco Normativo y dimensión Política

La Región de La Macarena desde la Ley 52 del 24 de diciembre de 1948 declara la Reserva Nacional Sierra de La Macarena y finalmente el Ministerio de Agricultura mediante el Decreto 1989 de 1989 declara Área de Manejo Especial La Macarena (AME Macarena).

El PNN Sierra de La Macarena está inmerso en la región noroccidental del bioma amazónico y haciendo parte de la conectividad con biomas andinos y orinocenses. La región se caracteriza por fuertes procesos de colonización, una alta conflictividad por uso y ocupación desordenada del territorio, informalidad de la tenencia de la tierra, agudización del conflicto armado, permanencia de cultivos de uso ilícito, incoherencia entre instrumentos de planificación y, políticas contradictorias en materia ambiental y social por parte de los entes territoriales locales, regionales y nacionales.

5.2.2 Dimensión político-administrativa

El PNN Sierra de La Macarena se ubica en el departamento del Meta en jurisdicción de los municipios de La Macarena, Mesetas, Puerto Concordia, Puerto Rico, San Juan de Arama y Vistahermosa y se extiende en total sobre 620.583,47hectáreas. El 52% del territorio comprendido por el municipio de Vistahermosa, hace parte del área protegida, siendo ésta la mayor proporción que se registra en los municipios con jurisdicción en ella. A continuación, se muestra un mapa político del Parque:

Figura 5-1: Mapa político Parque Sierra de la Macarena

Fuente: (Zarate, Ruiz, & Rodriguez, 2018)

5.2.3 Dimensión socio ambiental:

○ **La Expansión de la Frontera Agrícola**

Se define como el límite del suelo rural que separa las áreas donde las actividades agropecuarias están permitidas de las áreas protegidas, de las de especial importancia ecológica y de las demás áreas en las que las actividades agropecuarias están excluidas por mandato de la ley o el reglamento. La ganadería ha venido en aumento las cabezas de ganado, sobre todo en los municipios de la Macarena y San José del Guaviare, también se ha identificado un aumento en los cultivos de palma en las zonas cercanas al parque (Botero-García, López, Ospino, Ponce, & Riveros, 2019).

○ **Praderización y acaparamiento de tierras**

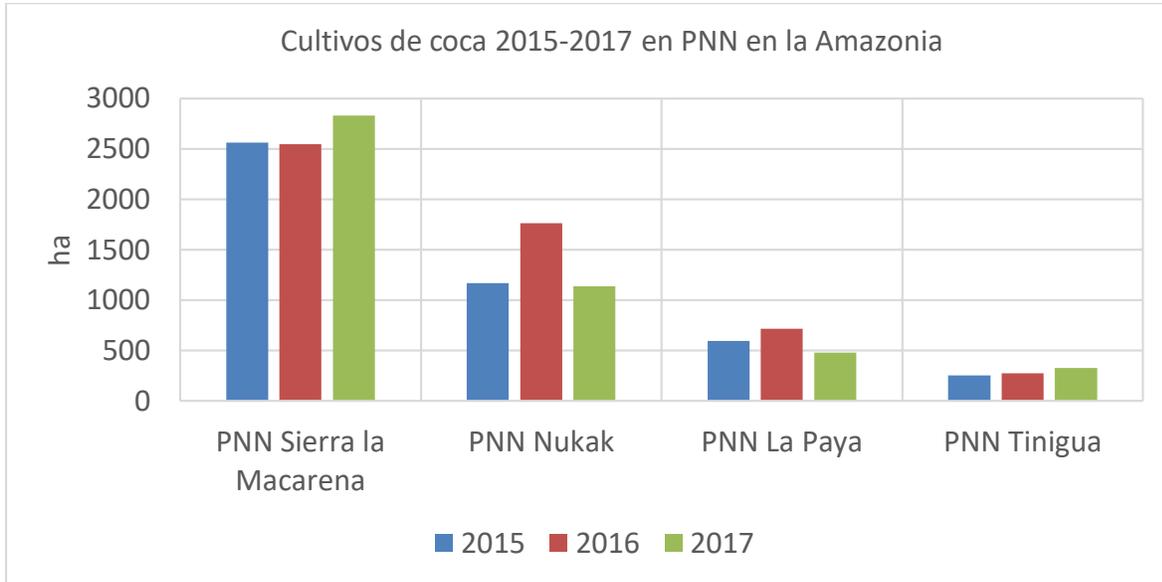
En regiones de alta deforestación el aumento de la cobertura de pastos suele estar asociado con densidades de ganado vacuno muy bajas en sistemas no eficientes y generalmente motivado por intereses diferentes a la producción de leche o carne de res, como por ejemplo el acaparamiento de tierras o el lavado de activos ilegales.

○ **Cultivos ilícitos**

El área de los cultivos de uso ilícito ha aumentado significativamente en el área de influencia (buffer 10 Km) de las áreas protegidas entre los años 2012 a 2016, siendo los PNN Sierra de la Macarena. Al interior de las áreas protegidas también se evidencia un leve incremento de los cultivos de uso ilícito en los PNN Sierra de la Macarena según el

informe SIMCI 2017, hay señales evidentes de que en el 2018 se inició un proceso de resiembra promovido principalmente por grupos disidentes de las FARC, en la siguiente figura se representa los resultados en los PNN.

Figura 5-2: Cultivos ilícitos en parques Naturales



Fuente: (Botero-García, López, Ospino, Ponce, & Riveros, 2019)

5.2.4 Importancia del área escogida

El Parque Nacional Natural Sierra de la Macarena ocupa un espacio biogeográfico ubicado en las cuencas hidrográficas de los ríos Guayabero y Ariari, su biodiversidad y turismo es una de las características más destacables del parque Sierra de la Macarena: Entre los sitios de mayor importancia en el Parque son Caño cristales y el Raudal Angosturas I, dichos lugares son de gran valor y en la siguiente sección se muestre algunas de sus características.

Caño Cristales: La microcuenca tiene sus nacimientos dentro del PNN Sierra de La Macarena (62% aprox.).

Su alto valor paisajístico siendo el principal destino turístico del departamento del Meta, convirtiéndolo en un lugar que cada día es más visitado tanto por turistas nacionales e

internacionales. Caño Cristales, llamado por numerosos viajeros como el río más bello del mundo; es un río cuya estructura ramificante semeja a una de las Vellorias con forma de candelabro. Su belleza única dada la gama de colores que ofrecen las plantas acuáticas y su lecho rocoso, ha permitido destacarse a nivel mundial como lugar icónico. (Parques nacionales; Corpomacarena, 2019)

Figura 5-3: Imágenes de paisaje y biodiversidad del Parque Sierra de la Macarena



Fuente: (Zarate, Ruiz, & Rodriguez, 2018)

Raudal Angosturas I: Ubicada sobre la cuenca hidrográfica del río Guayabero, en los límites del Parque Nacional Natural Tinigua, el Parque Nacional Natural Sierra de La Macarena; El Raudal de Angosturas I cuenta con una afluencia hídrica muy importante para la región y para el municipio de La Macarena, siendo el río Guayabero, la principal ruta de desplazamiento para la población y la fuente de alimento más importante por la provisión de recursos hidro-biológicos.

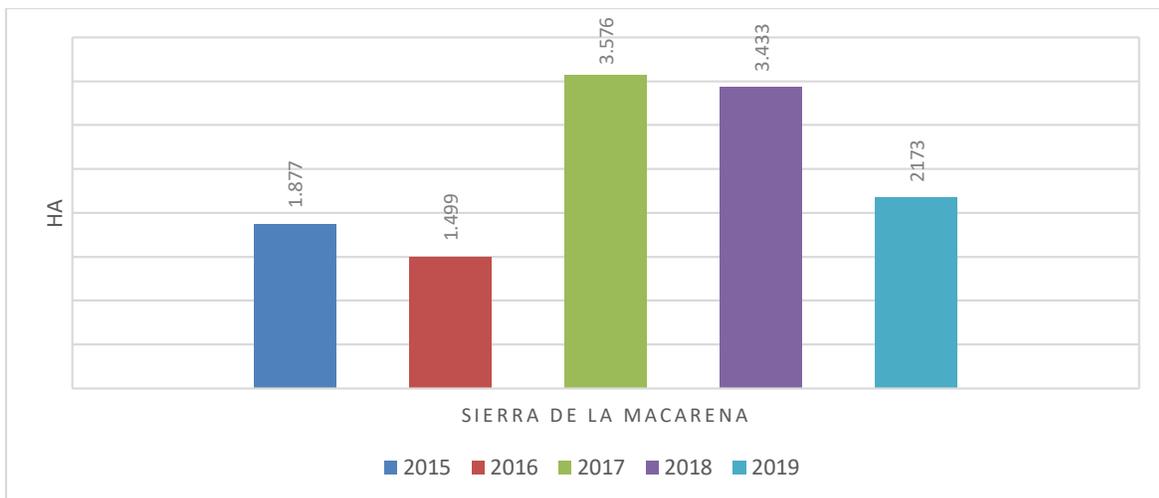
El río Guayabero tiene un ancho promedio de 200 metros en su recorrido, sin embargo, en el Raudal de Angosturas I, se forma un “Cajón” de piedra de aproximadamente 2,7 km de longitud que reduce el cauce del mismo entre 30 y 40 m de ancho, lo cual aumenta su velocidad y sirve como refugio para especies de peces que vienen en época de reproducción. La importancia del Raudal Angosturas I radica en el potencial histórico – cultural, el valor paisajístico asociado a la existencia de afloramientos rocosos, la importancia ambiental por la oferta de servicios ecosistémicos.

5.2.5 Deforestación en el área de estudio

La deforestación está ligada al avance de los frentes de colonización, y a los continuos procesos de ocupación antrópica con diferentes sistemas de producción en áreas cuya aptitud difiere de su vocación. Predominan sistemas de producción ganaderos que ocupan grandes extensiones de terreno en potreros degradados; en tanto que en las zonas más alejadas y de difícil acceso el impacto sobre los bosques aún no es tan severo, presentándose allí sistemas dedicados a la producción de coca en pequeñas áreas (1,5 a 3 hectáreas) (1,5 a 3 hectáreas) (Universidad Nacional de Colombia, 2020).

Las zonas más transformadas (deforestadas) son las planas, mientras las de relieve irregular conservan los bosques. En el casco urbano del municipio de La Macarena confluyen dos frentes de deforestación: desde el Caguán por tierra y desde San José del Guaviare por el río Guayabero. La deforestación son los principales responsables de la colmatación de cauces por fenómenos de lixiviación y exposición de suelos a las corrientes de los drenajes. Esto es apreciable en la época seca en los ríos Guayabero y Ariari (Zarate, Ruiz, & Rodriguez, 2018).

Figura 5-4: Deforestación en el PNN Sierra de la Macarena 2015-2019.



Fuente: Elaboración propia, datos del SMByC del IDEAM.

El parque se ha visto amenazado y presionado por los accesos viales terrestres, al interior del área protegida se viales terrestres.

5.3 Anexo 3: Recopilación de los resultados de evaluación temática.

5.4 Anexo 4: Complemento de los resultados de emisiones

5.5 Anexo 5: Datos complementarios estimación de la incertidumbre por propagación de error.

En este anexo se resumen una búsqueda bibliográfica de información secundaria sobre la biomasa aérea para la cobertura forestal

- **Biomasa**

En la siguiente tabla se resume información sobre valores de biomasa aérea la región Amazonas Colombiana, se organizan los datos con respecto a la similitud del bioma y a las características de medición priorizando datos de campo:

Tabla 5-1: Resumen de datos de biomasa aérea

| Fuente | Valor (t.ha-1) | Localización | Característica |
|---|----------------|---|--|
| INF 2020 | 257.86 | Amazonía Colombiana | Parcelas |
| (Phillips, Duque, Scott, Wayson , & Galindo, 2016). | 288.4 ± 12.6 | Amazonia Colombian | Usando diferentes modelos alométricos. |
| (Alvarez-Davila, Cayuela, Gonzalez-Caro, & Aldana, 2017) | 259.7± 51.8 | Amazonia Colombian | Ecuaciones alométricas |
| (Mitchard & Feldpausch, 2014) | 244.3 | Amazonas occidental | Sensores remotos |
| (Anaya, Chuvieco, & Palacios-Orueta, 2009). | 264 | Amazonia Colombian | Enfoque basado en sensores remotos. |
| (Paky, Moreno, & Álvarez-Dávila, 2017). | 297.6±18.8 | Resguardo Villazul-Nonuya, Puerto Santander, Amazonas | 88.5% corresponde a árboles con DAP ≥ 10 cm. |
| (Quiñones Fernández, 2002). | 297 | Guaviare Araracuara | RADAR SAR |
| (Galindo, y otros, 2011) | 266 ±40 | Departamento del Caquetá | Sensores remotos |
| (Galindo, y otros, 2011) | 305.9 ±56 | Departamento del Amazonas | Sensores remotos |

Fuente: Elaboración propia.

5.6 Anexo 6: Datos complementarios estimación de la incertidumbre por Montecarlo

Bibliografía

- Abad, R. C., & Casal, R. F. (2020). *Técnicas de Remuestreo*. Madrid: https://rubenfcasal.github.io/book_remuestreo/.
- Alvarez-Davila, E., Cayuela, L., Gonzalez-Caro, S., & Aldana, A. M. (2017). Forest biomass density across large climate gradients in northern South America is related to water availability but not with temperature. *PLoS One*, e0171072.
- Anaya, J. A., Chuvieco, E., & Palacios-Orueta, A. (2009). Aboveground biomass assessment in Colombia: A remote sensing approach. *Forest Ecology and Management*, 1237–1246. doi:10.1016/j.foreco.2008.11.016
- Arévalo, P., Olofsson, P., & Woodcock, C. E. (2019). Continuous monitoring of land change activities and post-disturbance dynamics from Landsat time series: A test methodology for REDD+ reporting. *Remote Sensing of Environment*(111051).
- Aronoff, S. (1982). The Map Accuracy Report: A User's View. *PHOTOGRAMMETRIC ENGINEERING AND REMOTE SENSING*, 1309-1312.
- Banko, G. (1998). A Review of Assessing The Accuracy of Classifications of Remotely Sensed Data and of Methods Including Remote Sensing Data in Forest Inventory. *International Institute for Applied Systems Analysis*, 1-42.
- Birigazzia, L., Gregoire, T. G., Finegolda, Y., & Rocío D. Córdor Goleca. (2019). Review Data quality reporting: Good practice for transparent estimates from forest and land cover surveys. *Environmental Science and Policy*, 85-94. doi:10.1016/j.envsci.2019.02.009
- Botero-García, R., López, F., Ospino, H., P. d.-C., & Riveros, C. (2019). *Áreas protegidas amazónicas y sus servidores como víctimas del conflicto armado*. Bogotá, Colombia. : Fundación para la Conservación y el Desarrollo Sostenible.
- Cabrera, E., Galindo, G., & Gonzáles, J. (2019). Colombian Forest Monitoring System: Assessing Deforestation in an Environmental Complex. En M. N. Suratman, & Z. A. Latif, *Deforestation around the World*. Bogota. doi:http://dx.doi.org/10.5772/intechopen.8614

-
- Card, D. H. (1982). Using Known Map Category Marginal Frequencies to Improve Estimates of Thematic Map Accuracy. *photogrammetric engineering and remote sensing*, 431-439.
- Chrisman, N. R. (1987). The accuracy of map overlays: a reassessment. *Landscape and C'urban Planning*,(14), 427-439.
- Clerici, N., Armenteras, D., Kareiva, P., Botero, R., Ramírez-Delgado, J. P., & Forero-Medin, G. (2020). Deforestation in Colombian protected areas increased during post-conflict periods. *Sci Rep 10*,. doi:<https://doi.org/10.1038/s41598-020-61861-y>
- Cochran, W. G. (1977). *Sampling techniques* . New York: John Wiley & Sons.
- Congaltol, R. G. (1988). A Comparison of Sampling Schemes Used in Generating Error Matrices for Assessing the Accuracy of Maps Generated from Remotely Sensed Data. *PHOTOGRAMMETRIC ENGINEERING AND REMOTE SENSING*, 593-600.
- Congalton, R. G. (1991). A Review of Assessing the Accuracy of Classifications of Remotely Sensed Data. *REMOTE SENSING ENVIRONMENTAL*, 37-45.
- Congalton, R. G., & Green, K. (2019). *Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data Principles and Practices*. Boca Raton, FL: Taylor & Francis Group.
- Congalton, R. G., Oderwald, R. G., & Mead, R. A. (1983). Assessing Landsat Classification Accuracy Using Discrete Multivariate Analysis Statistical Techniques. *PHOTOGRAMMETRIC ENGINEERING AND REMOTE SENSING*, 1671-1678.
- Congedo , L. (2016). *Semi-Automatic Classification Plugin Documentation*. Roma.
- Embajada de Noruega. (Diciembre de 2019). *Embajada de Noruega*. Obtenido de <https://www.norway.no/es/colombia/noruega-colombia/noticias-eventos/noticias/colombia-alemania-noruega-y-reino-unido--unidos-para-reducir-la-deforestacion-en-colombia/>
- FAO. (2020). *Evaluación de los recursos forestales mundiales 2020 – Principales resultados* . Roma: FAO.
- Foody, G. M. (2002). Status of land cover classification accuracy assessment. *Remote Sensing of Environment*, 185-201.
- Galindo, G., Cabrera, E., Vargas, D., Pabón, H., Yepes, A., & Phillips, J. F. (2011). *Estimación de la biomasa aérea usando datos de campo e información de sensores remotos*. Bogota: IDEAM.

- Galindo, G., Espejo, O., R. J., Vergara, L. K., & Cabrera, E. (2014). *Protocolo de procesamiento digital de imágenes para la cuantificación de la deforestación en Colombia. V 2.0*. Bogotá D.C., Colombia: IDEAM.
- GFOI . (2018). *Summary of Country experiences and critical issues related to estimation of activity data*. GFOI Global Forest Observations Initiative.
- GFOI. (2016). *Métodos y Orientación de la Iniciativa Mundial de Observación de los Bosques*. Roma: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura.
- GFW. (1 de 10 de 2020). *Global Forest Watch*. Obtenido de <https://www.globalforestwatch.org/about/>
- Ginevan, M. (1979). Testing Land-Use Map Accuracy: Another Look. *Photogrammetric Engineering and remote sensing*, 1371-1377.
- Global Forest Observations Initiative GFOI. (2018). *Summary of Country experiences and critical issues related to estimation of activity data*. GFOI Global Forest Observations Initiative.
- Global Observation of Forest and Land Cover Dynamics. (2006). *Global Land Cover Validation: Recommendations for Evaluation and Accuracy Assessment of Global Land Cover Maps*. Luxemburg: Office for Official Publications of the European Communities.
- González, J., Cubillos, A., Chadid, M., Cubillos, Arias, M., Zúñiga, E., & Joubert. (2018). *Caracterización de las principales causas y agentes de la deforestación a nivel nacional período 2005-2015*. Bogota: IDEAM, MADS, Programa ONU-REDD Colombia.
- Hansen, M., Potapov, P., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S., Tyukavina, A., . . . Loveland, T. (2013). High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science* , 850-853.
- HAY, A. M. (1979). Sampling Designs to Test Land-Use Map Accuracy. *PHOTOGRAMMEENTGRIINC EERAINND GRE MOTES ENSING*, 529-533.
- Hord, M., & Bronner, W. (1976). Land-Use Map Accuracy Criteria. *Photogrammetric Engineering and remote sensing*, 671-677.
- IDEAM. (2019). *Operación estadística Monitoreo de la superficie de bosque natural en Colombia*. Bogota: IDEAM.

- IDEAM, PNUD, MADS, DNP, & CANCELLERÍA. (2016). *Inventario nacional y departamental de Gases Efecto Invernadero. Tercera Comunicación Nacional de Cambio Climático*. Bogotá: IDEAM, PNUD, MADS, DNP, CANCELLERÍA, FMAM.
- IDEAM; PNUD; MADS; DNP; CANCELLERÍA. (2018). *Segundo Informe Bienal de Actualización (BUR) Inventarrio Nacional de GEI de Colombia*. Bogotá: IDEAM; PNUD; MADS; DNP; CANCELLERIA.
- IDEAM-PNUD. (2017). *Protocolo de cálculo e incertidumbre de emisiones y absorciones en el sistema nacional de inventarios de emisiones de Gases Efecto Invernadero para Colombia* RO PARA COLOMBIA. Bogotá: IDEAM.
- IPCC. (1 de 07 de 2006). *Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero Volumen 4*. Obtenido de Task Force on National Greenhouse Gas Inventories: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/spanish/vol4.html>
- IPCC. (2006). *Orientación del IPCC sobre las buenas prácticas para UTCUTS*. Obtenido de IPCC: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gpplulucf/gpplulucf/spanish/full.pdf>
- Jiménez P, R. (2017). *Consultoría para asesorar científica y técnicamente el proceso de elaboración del Inventario de emisiones GEI* . Bogotá: Universidad Nacional de Colombia.
- Lohr, S. L. (2019). *Sampling Design and Analysis Second Edition*. Boca Raton: Taylor & Francis Group.
- MADS; IDEAM. (2016). *Resultados alcanzados por Colombia en la Reducción de Emisiones por Deforestación en el bioma amazónico para los años 2013 y 2014*. BOGOTA: MADS-IDEAM.
- Mas, J. F., Reyes Dia-Diaz-Gallegos, J., & Perez Vega, A. (7 de mayo de 2003). Evaluación de la confiabilidad temática de mapas o de imágenes clasificadas: una revisión. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM*, 53-72.
- McMurray, A., Pearson, T., & Casarim, F. (2017). *GUÍA PARA APLICAR EL ENFOQUE MONTE CARLO AL ANÁLISIS DE INCERTIDUMBRE EN LA CONTABILIDAD FORESTAL Y DE GASES DE EFECTO INVERNADERO* . Berlin: Winrock Org.
- McRoberts, R. E., & Walters, B. F. (2012). Statistical inference for remote sensing-based estimates of net deforestation. *Remote Sensing of Environment*, 394–401.

- McRoberts, R. E., Næsset, E., Sannier, C., Stehman, S. V., & Tomppo, E. O. (2020). Remote Sensing Support for the Gain-Loss Approach for Greenhouse Gas Inventories. *Remote sensing*, 1-18. doi:10.3390/rs12111891
- McRoberts, R. E., Stehman, S. V., Liknes, G. C., Næsset, E., Sannier, C., & Walters, B. F. (2018). The effects of imperfect reference data on remote sensing-assisted estimators of land cover class proportions. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 292-300.
- Milodowsk, D., Mitchard, E., & Williams, M. (2017). Forest loss maps from regional satellite monitoring systematically underestimate deforestation in two rapidly changing parts of the Amazon. *Environ. Res. Lett.* doi:10.1088/1748-9326/aa7e1e
- Min Ambiente; IDEAM. (2018). *Resultados de monitoreo de la deforestación 2016, 2017 y 2018*. Bogota: IDEAM.
- Min Ambiente; IDEAM. (2018). *Estrategia Integral de control a la Deforestacion y Gestion de los Bosques*. Bogota: Ministerio de Ambiente/IDEAM.
- MINAMBIENTE – IDEAM. (2019). *Propuesta de nivel de referencia de las emisiones forestales por deforestación en Colombia para pago por resultados de REDD+ bajo la CMNUCC*. Bogota: IDEAM.
- MINAMBIENTE. (2018). *Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible 2018*. Obtenido de Por qué Colombia debe generar Inventarios Nacionales de GEI: <http://www.minambiente.gov.co/index.php/component/content/article/464-plantilla-cambio-climatico-20>
- MINAMBIENTE. (2018). Por la cual se reglamenta el sistema de monitoreo, reporte y verificación de las acciones de mitigación a nivel nacional. *Resolución 1447 de 2018*, 34.
- Ministerio del Ambiente. (2014). *Protocolo: Evaluación de la Exactitud Temática del Mapa de Deforestación*. Lima, Peru: Dirección General de Ordenamiento Territorial.
- Mitchard, E. T., & Feldpausch, T. R. (2014). Markedly divergent estimates of Amazon forest carbon density from ground plots and satellites. *Global Ecology and Biogeography*, 935–946.
- Molinario, G., Hansen, M., Potapov, P., Tyukavina, A., & Stehman, S. (2020). Contextualizing Landscape-Scale Forest Cover Loss in the Democratic Republic of Congo (DRC) between 2000 and 2015. *Land*, 9-23.
- Negret, P., Di-Marco, M., S., L.J., R., J., P., & Maron, M. (2020). Effects of spatial autocorrelation and sampling design on estimates of protected area effectiveness. *Conservation Biology*. doi:10.1111/cobi.13522

-
- Olofsson, P., Foody, G. M., Herold, M., Stehman, S. V., Woodcock, C. E., & Wulder, M. A. (25 de May de 2014). Good practices for estimating area and assessing accuracy of land change. (Elsevier, Ed.) *Remote Sensing of Environment*, 148, 42-57.
- Olofsson, P., Arévalo, P., Espejo, A. B., Green, C., & Lindquist, E. (2020). Mitigating the effects of omission errors on area and area change estimates. *Remote Sensing of Environment*. Obtenido de <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111492>
- Olofsson, P., Foody, G. M., Stehman, S. V., & Woodcock, C. E. (2013). Making better use of accuracy data in land change studies: Estimating accuracy and area and quantifying uncertainty using stratified estimation. *Remote Sensing of Environment*, 122–131.
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. (2016). *GFOI 2016, Integración de las observaciones por teledetección y terrestres para estimar las emisiones y absorciones de gases de efecto invernadero en los bosques: Métodos y Orientación de la Iniciativa Mundial de Observación de los Bosques* . Roma: FAO.
- Paky, E., Moreno, F., & Álvarez-Dávila, E. (2017). Contenido de carbono en un bosque de tierra firme del resguardo Nonuya-Villaluz, Amazonia colombiana. *Colombia Forestal*, 144-157.
- Parques nacionales; Corpomacarena. (2019). *A, B, C para visitar Caño Cristales, El Raudal Angosturas I y otros atractivos ecoturísticos del AMEM Parques nacionales y Corpomacarena Entidades y Comunidad del Turismo de la Macarena (Meta), 2019*. Meta: Parques nacionales y Corpomacarena y Entidades y Comunidad del Turismo de la Macarena.
- Pedroni, L., Espejo, A., & Villegas, J. F. (2015). *Nivel de referencia de emisiones y absorciones forestales de Costa Rica ante el Fondo de Carbono de FCPF*. San Jose: Fondo Cooperativo para el Carbono de los Bosques (FCPF).
- Pelletier, J., R, K., Kirby b, & Potvin, C. (2012). Significance of carbon stock uncertainties on emission reductions from deforestation and forest degradation in developing countries. *Forest Policy and Economics*, 3-11. doi:10.1016/j.forpol.2010.05.005
- Phillips, J., Duque, Á., Scott, C., Wayson , C., & Galindo, G. (2016). Live aboveground carbon stocks in natural forests of Colombia. *Forest Ecology and Management*, 119-128.
- Phillips, J., Duque, Á., Scott, C., Wayson, C., & Galindo, G. (2016). Live aboveground carbon stocks in natural forests of Colombia. *Forest Ecology and Management*, 119-128.

- Planet. (2018). *Planet Imagery Product Specifications*. PLANET.COM.
- Powell, R., Matzke, N., Jr, C. d., Clark, M., Numata, I., Hess, L., & Roberts, D. (2004). Sources of error in accuracy assessment of thematic land-cover maps in the Brazilian Amazon. *Remote Sensing of Environment*, 221-234.
- Programa ONU REDD. (2004). *FAO*. Obtenido de Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura: http://www.fao.org/fileadmin/templates/ess/documents/meetings_and_workshops/costarica2014/2.Santos-Parra_UNREDD.pdf
- Quiñones Fernández, M. (2002). *Polarimetric Data for Tropical Forest Monitoring: Studies at the Colombian Amazon*. Wageningen University.
- Richards, J. A., & Jia, . X. (2006). *An Introduction Remote Sensing Digital Image Analysis*. Berlin: Springer-Verlag Berlin Heidelberg .
- Rosenfield , G. H., Fitzpatrick-Lins , K., & Ling , H. S. (1982). Sampling for Thematic Map Accuracy Testing. *Photogrammetric engineering and remote sensing*, 137-137.
- Rosenfield , G. H., & Melley, M. L. (1980). Applications of Statistics to Thematic Mapping. *PHOTOGRAMMETRIC ENGINEERING AND REMOTE SENSING*, 1287-1294.
- Rosenfield, G. h., & Fitzpatrick-Lins, K. (1986). A Coefficient of Agreement as a Measure of Thematic Classification Accuracy. *PHOTOGRAMMETRIC ENGINEERING AND REMOTE SENSING*, 223-227.
- Sarmiento, P. A. (2015). *Error and uncertainty in the accuracy of land cover maps*. NOVA Information Management School.
- Särndal, C.-E., & Swensson, B. (1992). *Model Assisted Survey Sampling*. New York : Springer.
- Shao, G., & Tang, L. (2016). Remote Sensing. *Wiley StatsRef: Statistics Reference Online*.
- Shao, G., Tang, L., & Liao, J. (2019). Overselling overall map accuracy misinforms about research reliability. *Landscape Ecol*, 2487–2492. doi:10.1007/s10980-019-00916-6
- Stehman, S. V. (2000). Practical Implications of Design-Based Sampling Inference for Thematic Map Accuracy Assessment. *Remote Sensing Environment*, 35-45.
- Stehman, S. V. (2013). Estimating area from an accuracy assessment error matrix. *Remote Sensing of Environment*, 202-211. doi:10.1016/j.rse.2013.01.016
- Stehman, S. V. (2014). Estimating area and map accuracy for stratified random sampling when the strata are different from the map classes. *International Journal of Remote Sensing*, 4923-4939.

-
- Stehman, S. V., & Czaplewski, R. L. (1998). Design and Analysis for Thematic Map Accuracy Assessment: Fundamental Principles. *Remote Sensing Environment*, 331-344.
- Stehman, S. V., & Foody, G. M. (2019). Key issues in rigorous accuracy assessment of land cover products. *Remote Sensing of Environment*, 231, 1-23.
- Stehman, S. V., & Wickham, J. D. (2011). Pixels, blocks of pixels, and polygons: Choosing a spatial unit for thematic accuracy assessment. *Remote Sensing of Environment*, 3044–3055. doi:10.1016/j.rse.2011.06.007
- Tortora, R. D. (1978). A Note on Sample Size Estimation for Multinomial Populations. *The American Statistician*, 100-102.
- Universidad Nacional de Colombia. (1 de Julio de 2020). *LA MACARENA EL PULSO POR LA TIERRA*. Obtenido de UN Periodico: <http://unperiodico.unal.edu.co/especialmacarena/#content>
- Van Genderen , J. L. (1977). Testing Land-Use Map Accuracy. *PHOTOGRAMMETRIC ENGINEERING AND REMOTE SENSING*, 1135-1137.
- Wallner, A., Elatawneh, A., Schneider, T., & Kindu, M. (2018). Remotely sensed data controlled forest inventory concept. *European Journal of Remote Sensing*, 75-87. doi:10.1080/22797254.2017.1403295
- Yepes, A. P., Navarrete, D. A., Duque, A. J., & Phillips, J. F. (2011). *Protocolo para la estimación nacional y subnacional de biomasa - carbono en Colombia*. Bogota: IDEAM Instituto de Hidrología, Meteorología, y Estudios Ambientales.
- Yepes, A., D.A, N., J.F, P., Duque, A., Cabrera, E., Galindo, G., & Vargas, D. (2011). *Estimación de las emisiones de dióxido de carbono generadas por deforestación durante el periodo 2005-2010*. Bogota: IDEAM-PNUD.
- Zarate, C., Ruiz, O., & Rodriguez, L. (2018). *Plan de Manejo del Parque Nacional Natural Sierra de la Macarena*. . Bogota: Parques Nacionales Naturales de Colombia.