



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS DE LA SOSTENIBILIDAD
CIUDAD DE MÉXICO

CONCEPTUALIZACIÓN Y MÉTODOS PARA EL ESTUDIO DE LA
DEFORESTACIÓN
EL CASO DE LA REGIÓN DE LA SELVA LACANDONA

TESIS
QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE
DOCTORA EN CIENCIAS DE LA SOSTENIBILIDAD

PRESENTA:
ANA ISABEL FERNÁNDEZ MONTES DE OCA

TUTOR PRINCIPAL
DR. VÍCTOR MANUEL GUILLERMO SÁNCHEZ CORDERO DÁVILA
INSTITUTO DE BIOLOGÍA – UNAM

COMITÉ TUTORAL
DR. ADRIÁN GUILARDI
CENTRO DE INVESTIGACIONES EN GEOGRAFÍA AMBIENTAL - UNAM
DRA. EDITH FRANÇOISE KAUFFER MICHEL
CENTRO DE INVESTIGACIONES Y ESTUDIOS SUPERIORES EN ANTROPOLOGÍA SOCIAL -
SURESTE

COMITÉ DE EXAMEN DOCTORAL
DRA. JULIETA ALEJANDRA ROSELL GARCÍA
INSTITUTO DE ECOLOGÍA - UNAM
DR. JUAN MANUEL TORRES ROJO
CENTRO DE INVESTIGACIÓN Y DOCENCIA ECONÓMICAS
DR. JUAN MANUEL NÚÑEZ HERNÁNDEZ
CENTRO TRANSDISCIPLINAR UNIVERSITARIO PARA LA SUSTENTABILIDAD -
UNIVERSIDAD IBEROAMERICANA

2021

CIUDAD UNIVERSITARIA, CIUDAD DE MÉXICO, MAYO



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

Coordinación de Estudios de Posgrado
Ciencias de la Sostenibilidad
Oficio: CEP/PCS/062/21
Asunto: Asignación de Jurado

M. en C. Ivonne Ramírez Wence
Directora General de Administración Escolar
Universidad Nacional Autónoma de México
Presente

Me permito informar a usted, que el Comité Académico del Programa de Posgrado en Ciencias de la Sostenibilidad, en su sesión 65 del 9 de febrero del presente año, aprobó el jurado para la presentación del examen para obtener el grado de **DOCTORA EN CIENCIAS DE LA SOSTENIBILIDAD**, de la alumna **Fernández Montes De Oca Ana Isabel** con número de cuenta **98001080** con la tesis titulada “Conceptualización y métodos para el estudio de la deforestación. El caso de la región de la selva lacandona”, bajo la dirección del Dr. Víctor Manuel Guillermo Sánchez Cordero Dávila.

PRESIDENTA: DRA. JULIETA ALEJANDRA ROSELL GARCÍA
VOCAL: DR. JUAN MANUEL TORRES ROJO
SECRETARIO: DR. JUAN MANUEL NÚÑEZ HERNÁNDEZ
VOCAL: DRA. EDITH FRANCOISE KAUFFER MICHEL
VOCAL: DR. ADRIÁN GHILARDI

Sin más por el momento me permito enviarle un cordial saludo.

ATENTAMENTE,

“POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU”

Cd. Universitaria, Cd. Mx., 25 de mayo de 2021.



Dr. Alonso Aguilar Ibarra
Coordinador
Posgrado en Ciencias de la Sostenibilidad, UNAM

Agradecimientos

Agradezco la beca de posgrado recibida por parte del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología. También, agradezco el apoyo económico provisto por el proyecto FORDECyT 273646 “Cambio global y sustentabilidad en la cuenca del río Usumacinta y zona marina de influencia. Bases para la adaptación al cambio climático desde la ciencia y la gestión del territorio”. Además, doy gracias al Posgrado en Ciencias de la Sostenibilidad y al Instituto de Biología de la Universidad Nacional Autónoma de México por su apoyo logístico.

En particular quiero mencionar a mi director de tesis, el Dr. Víctor Manuel Guillermo Sánchez Cordero Dávila y a los miembros de mi comité tutorial, la Dra. Edith Françoise Kauffer Michel y al Dr. Adrián Ghilardi, quienes creyeron en mi.

Un especial agradecimiento a los revisores de mi tesis, la Dra. Julieta Alejandra Rosell García, el Dr. Juan Manuel Torres Rojo y el Dr. Juan Manuel Núñez Hernández por su esfuerzo e interés.

Les agradezco a ustedes que siempre han estado conmigo. Los nuevos y los viejos.

En especial a ustedes dos, que hicieron de esta aventura, magia 🌲 🐕

Índice

Capítulo 1	10
Introducción	10
Antecedentes	11
Objetivos	13
Estructura de la tesis.....	13
Referencias	14
Capítulo 2	20
Marco teórico	20
Incertidumbre	20
Incertidumbre conceptual o vaguedad conceptual.....	20
Incertidumbre técnica	22
Cuantificación de la deforestación bajo incertidumbre.....	24
Aspectos metodológicos	25
Revisión de literatura (Capítulo 3).....	25
Revisión sistemática (Capítulo 4)	26
Análisis de palabras (Capítulo 3 y 4)	26
Percepción remota y análisis espacial (Capítulo 4 y 6).....	26
Sitio de estudio “la región de la selva Lacandona”	28
Referencias	32
Capítulo 3	36
An integrated framework for harmonizing definitions of deforestation	36
Abstract	36
Keywords	36
Introduction	36
Methods.....	37
Results	38
Word-content analysis for the definition of forest.....	39
Word-content analysis for the definition of deforestation.....	40
A conceptual reference framework for defining deforestation.....	43
Testing the conceptual reference framework for defining deforestation.....	44
Discussion	48
Conclusions	50
References	51
Appendices	57
Capítulo 4	58
Building a methodological reference framework for quantifying tropical deforestation	58
Abstract	58
Keywords	58
Introduction	58
Methods.....	60
Systematic review	60
MRFForD	61
Case study.....	61
Results	62
Systematic review	62
MRFForD	66
Case study.....	67
Discussion	70

Systematic review.....	70
MRFforD	72
Case study.....	73
Conclusions.....	74
References.....	75
Appendices.....	80
Capítulo 5.....	81
Una propuesta de armonización de definiciones y métodos para medir la deforestación....	81
Resumen.....	81
Abstract	81
Palabras clave.....	82
Introducción	82
Metodología	83
Resultados	84
Discusión.....	86
Las definiciones	87
Los métodos.....	87
La relación entre definiciones y métodos	88
Conclusiones	89
Referencias.....	90
Anexos.....	96
Capítulo 6.....	97
Estimaciones de la deforestación de la región de la selva Lacandona a partir de una propuesta de armonización de definiciones y métodos	97
Resumen.....	97
Abstract	97
Palabras clave.....	98
Introducción	98
Metodología	99
Marcos de referencia.....	99
Procesamiento de imágenes y trabajo de campo	101
Clasificación de imágenes y mapa de cambios.....	101
Caso de estudio “la región de la selva Lacandona”	102
Resultados	103
Conceptual reference framework for defining deforestation y su vinculación con el methodological reference framework for quantify deforestation.....	103
Clasificación de imágenes con likelihood y SAM.....	105
Mapas de deforestación con métodos de cuantificación armonizados a sus definiciones.....	109
Discusión.....	111
Particularidades de las definiciones.....	111
Particularidades de los clasificadores	112
Los objetivos y la armonización de las definiciones y métodos.....	113
La evaluación de la precisión de los mapas	115
Conclusiones	116
Referencias.....	116
Anexos.....	121
Capítulo 7	122
Discusión general y conclusiones.....	122
Las variaciones en las estimaciones de la deforestación.....	122
La incertidumbre generada por las definiciones	122
La incertidumbre generada por los métodos	123

Una propuesta de armonización de definiciones y métodos	124
Las estimaciones armonizadas y el caso de la región de la selva Lacandona	125
La deforestación bajo incertidumbre	126
Retos de investigación	127
La evaluación de la precisión de los mapas	127
Intervalos de confianza	128
Unidad mínima cartografiable	129
Referencias	129
Anexos	133

Resumen

La deforestación de los bosques tropicales es un problema grave que no ha sido controlado. De acuerdo con la FAO, tan solo en Suramérica entre 2010 y 2020 se perdieron 7.8 millones de hectáreas de bosques por año; lo que representó para el mismo periodo el 21 % de las pérdidas anuales a nivel mundial (37 millones de hectáreas por año). De esa pérdida, la mayoría fue vegetación tropical.

Parte del problema de la falta de control de esta deforestación se debe al uso de información incierta para la toma de decisión. Existe una amplia variedad de estimaciones sobre la deforestación para un mismo lugar y tiempo determinado, a menudo con discrepancias importantes entre ellas. El presente estudio planteó como pregunta central *¿cuál es el impacto que tienen las definiciones y los métodos para medir la deforestación sobre las estimaciones de la misma en bosques tropicales?* Se construyeron cuatro preguntas particulares: *¿qué se ha entendido por deforestación?, ¿cómo se ha medido la deforestación?, ¿cuál es la relación entre las definiciones de deforestación y los métodos para medirla? y ¿cuál es el impacto que tiene utilizar un modelo armonizado de definiciones y métodos para medir la deforestación sobre las estimaciones de la misma en la región de la selva Lacandona?* Se eligió a la selva Lacandona como caso de estudio porque es uno de los últimos macizos conservados de bosques tropicales en Norteamérica. En esta región, tan solo entre el año 2000 y 2018 se perdieron 44,800 ha de bosque, lo que representó casi el 10 % de su superficie total.

Para responder a la primera pregunta se realizó una revisión de literatura de documentos sobre gestión ambiental a nivel nacional e internacional. De ellos, se extrajeron las definiciones de deforestación y bosque y, a su vez, esas definiciones fueron analizadas a partir de un análisis de palabras. Con el análisis resultante se construyó un *marco conceptual de referencia* que ayuda a sintetizar y analizar las definiciones de deforestación en un marco común.

La segunda pregunta se abordó a partir de una revisión sistemática de artículos sobre metodologías para medir la deforestación entre 2007 y 2018. Cada artículo resultante fue analizado y con los resultados se construyó un *marco metodológico de referencia* que ayuda a seleccionar métodos para medir la deforestación a partir del uso de cuatro reglas de

decisión. Además de lo anterior, el marco fue puesto a prueba para evaluar su funcionalidad en una región con bosques tropicales en México.

Para abordar la tercera pregunta se seleccionaron definiciones de deforestación a nivel nacional e internacional y se analizaron bajo el *marco conceptual de referencia*. Además, con el *marco metodológico de referencia* se seleccionaron algunos métodos de medición de la deforestación. Cada definición y método para medir la deforestación fueron comparados entre sí y se evaluó la aptitud de cada método con respecto a cada definición.

Para contestar a la cuarta pregunta se hizo uso de los dos marcos de referencia (conceptual y metodológico) y se evaluó el impacto de utilizar diferentes definiciones y métodos sobre las estimaciones de la deforestación en la región de la selva Lacandona.

Durante la investigación se observó que hay cuatro parámetros que se utilizan constantemente para definir a la deforestación: 1) son sistemas naturales o con plantaciones, 2) son sistemas primarios o con vegetación secundaria, 3) son sistemas arbóreos o con sistemas no arbóreos y 4) la historia del bosque. Además, se vio que existen definiciones que son más útiles para medir la deforestación y comparar sus estimaciones resultantes. Para ello, entre más parámetros describa la definición, más operacional será (ej. cobertura del dosel, altura de los árboles, superficie).

También se observó que entre las metodologías para medir la deforestación hay diferencias sustanciales que impactan en las estimaciones. Lo anterior depende de la zona de estudio, el tipo de sensor remoto elegido, la escala, el tipo de clasificador, el diseño del muestro de datos en campo, el programa para procesar la información, el dinero con el que se cuente, las habilidades del usuario, entre otras.

Para disminuir la incertidumbre de las estimaciones de la deforestación asociada con definiciones y métodos, es necesario seleccionar definiciones adecuadas a los sitios de estudio y métodos adecuados a cada definición. Además, será importante reportar en todo momento el error asociado al método para medir la deforestación y describir a profundidad la metodología y la definición usada dentro de un marco común. Al utilizar marcos comunes, los resultados podrían ser comparables y se obtendría información valiosa para elegir ciertas estimaciones de la deforestación sobre otras.

Capítulo 1

Introducción

La deforestación forma parte de los procesos que más impactan sobre el funcionamiento de los ecosistemas en la Tierra y es un factor importante del cambio global (Rockström et al. 2009). Dicho proceso frena la producción primaria del sistema e interactúa con otros factores de cambio, lo cual incrementa el deterioro ambiental (Foley et al. 2005). Algunos de los efectos más importantes de la deforestación son: la pérdida de la biodiversidad, la fragmentación del hábitat, la modificación del ciclo del agua, la alteración de las propiedades del suelo, el incremento de la inseguridad alimentaria y la alteración de los servicios ecosistémicos (Brooks et al. 2002; Chazdon 2008; D'Almeida et al. 2006; Fa et al. 2003; Foley et al. 2005; Zheng 2006,). Aunado a esto, la deforestación de los bosques libera una gran cantidad de CO₂ a la atmósfera lo que contribuye al cambio climático (Malhi 2005).

La deforestación es un problema dinámico y heterogéneo con fuertes aristas sociales, económicas e institucionales (Lambin et al. 2001), por ello es reconocida como un problema complejo (Dennis et al. 2011). La deforestación ha sido estudiada desde hace varias décadas con la finalidad de frenar su avance; no obstante, su tendencia no ha disminuido de forma importante (Boucher et al. 2011; Hansen 2013; Vieilledent 2018). A nivel mundial entre 2010 y 2015 se perdieron 12 millones de hectáreas de bosques por año; mientras que entre 2015 y 2020 se perdieron 10 millones (FAO 2020).

Parte del problema de la falta de control de la deforestación se debe al uso de información incierta para la toma de decisión. Es decir, el combate contra la deforestación está basado en datos de cuantificación de la deforestación provenientes de diversos métodos. Cada uno de ellos se fundamenta, en el mejor de los casos, en definiciones que son propuestas específicamente para cada caso de estudio (Helms 2003; Romijn et al. 2013). Por lo tanto, para un mismo lugar y tiempo existen diversas estimaciones de la deforestación. Por ejemplo, la deforestación total reportada por la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) y por el Global Forest Watch (GFW) para México en el periodo 2005 - 2010 difiere en más de 90,000 hectáreas (155,000 ha y 247,400 ha, respectivamente; GFW 2019; CONAFOR 2014). En Turquía se hizo un estudio en el cual se comparaban las definiciones de los bosques a partir

de dos fuentes, una nacional y otra internacional (Food and Agriculture Organization of the United Nations - FAO). El resultado fue una diferencia de alrededor de 10,000,000 hectáreas de bosque entre una definición y otra (Lund 2014b). Por su parte, un estudio realizado en un departamento de Brasil señala que al utilizar la definición de bosque de la FAO y el United Nations Environment Programme (UNEP) la diferencia es del 30 % de cobertura arbórea entre definiciones (Colson et al. 2009). En Kenya un estudio demostró que la variación entre estimaciones de bosque existente puede llegar a estar entre el 70 - 90 % de acuerdo a cada definición (Verchot et al. 2007). Esta variedad en las estimaciones genera poca certidumbre sobre la extensión de los bosques deforestados y, por lo tanto, no aporta información certera para tomar decisiones sobre el manejo de la deforestación (Velázquez et al. 2011).

Como se ha visto aquí, existen algunas investigaciones sobre la importancia de definir bien la deforestación y muchas más sobre los diferentes métodos para medirla. Pero existe una literatura escasa con respecto a la relación entre las definiciones y los métodos (ej. FAO 2002a; Ståhl et al. 2012). Aún cuando, para aumentar la certidumbre de las estimaciones de la deforestación es necesario comprender una amplia diversidad de factores (Lu, Weng 2007). En esta investigación se considera que, si se generaran estimaciones que consideren una definición apropiada al sitio de estudio y el uso de un método de cuantificación adecuado a esa definición se podría disminuir la incertidumbre en las estimaciones y tener un mayor conocimiento sobre el fenómeno de la deforestación.

Antecedentes

En la construcción de políticas públicas asociadas al medio ambiente es importante trabajar en el reforzamiento de los fundamentos conceptuales que las sustentan (Ståhl et al. 2012; van Noordwijk et al. 2009). En el modelo secuencial de análisis de políticas públicas se hace hincapié en que las acciones de la sociedad son interpretadas en formas diferentes de acuerdo a cada persona y por diversas instituciones en distintos contextos (deLeon 1997; Estevez 2004). Por lo tanto, una parte importante de la falta de eficacia de las políticas públicas se debe a la poca claridad conceptual del fenómeno que se quiere impactar (van Noordwijk et al. 2009).

La falta de claridad conceptual y sus implicaciones han sido estudiadas desde hace años (filosofía del lenguaje Norton 2005). Más recientemente, la emergencia ambiental ha

generado que se tome mayor importancia en lo que se dice y se entiende. Por ejemplo, se considera que para alcanzar el desarrollo sustentable es necesario definir con claridad qué significa este término y determinar sus diferencias con respecto a sustentabilidad o desarrollo sostenible (Hopwood et al. 2005).

Aunque se reconoce que para evaluar el bosque se necesita una definición clara, existe una amplia variedad de estudios que señalan la gran diversidad de definiciones de bosque (Grainger 1993; Helms 2002; Köhl et al. 2000; Magdon et al 2013; van Noordwijk et al. 2009; Vidal et al. 2008). De la misma forma que se reconoce esta variedad de definiciones, se ha evidenciado que esta diversidad conceptual genera estimaciones poco precisas sobre los atributos y procesos de los bosques (Grainger 1993; Helms 2002; Köhl et al. 2000; Magdon et al 2013; Romijn et al. 2013; van Noordwijk et al. 2009; Vidal et al. 2008). Por lo tanto, ya que el bosque es definido de diferentes formas, su evaluación también es diferente y esto implica una gestión particular (Chazdon et al. 2016).

En cuanto a la deforestación se reconocen cientos de definiciones que imposibilitan la comunicación entre actores responsables de su gestión (Allen et al. 1985; Helms 2003; Lund 2002, 2014). En la misma forma que para el concepto de bosque, se acepta que la variedad de definiciones de deforestación genera estimaciones poco precisas (Angelsen 1998; Colson et al. 2009; Putz 2009). Lo anterior significa que existe un claro vacío entre los marcos conceptuales y los operacionales que son usados para evaluar la deforestación (Morales-Borquero et al. 2014). Como ejemplo, el Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) señala que las estimaciones de la deforestación en países tropicales tienen una incertidumbre de hasta el 50 % (IPCC en Colson et al. 2009).

Dado el escenario anterior, es necesario reconocer que la incertidumbre en las estimaciones de los bosques y la deforestación dificultan su evaluación actual y futura y, con ello, la sustentabilidad de los sistemas (Schmink 1994; Olander et al. 2012). Para subsanar este problema, diversos estudios señalan que es necesario armonizar las definiciones con los métodos, considerando las escalas de los sistemas evaluados y la forma en la cual estos métodos se vuelven operativos (FAO 2002a, 2002b, 2005; Cienciala et al. 2008; Colson et al. 2009; Herold, Johns 2007; Magdon y Klein 2013; McRoberts et al. 2009; Morales-Borquero 2014; Olander et al. 2012; Ståhl et al. 2012; Schoene et al. 2007; van Noordwijk y Mingang 2009; Verchot et al. 2007).

Objetivos

Esta investigación busca conocer *¿cuál es el impacto que tienen las definiciones y los métodos para medir la deforestación sobre las estimaciones de la misma en bosques tropicales?* Para ello se establece como objetivo general: ***analizar el impacto que tienen las definiciones y los métodos de medición de la deforestación sobre las estimaciones de la misma en bosques tropicales.***

Para responder a esto se proponen cuatro preguntas y cuatro objetivos particulares, donde el último es un caso de estudio en el cual se integran las preguntas y objetivos previos.

Pregunta 1 *¿Qué se ha entendido por deforestación?*

Objetivo 1. Analizar los marcos conceptuales sobre el término de deforestación.

Pregunta 2 *¿Cómo se ha medido la deforestación?*

Objetivo 2. Analizar los métodos existentes para medir la deforestación en sistemas tropicales.

Pregunta 3 *¿Cuál es la relación entre las definiciones de deforestación y los métodos para medirla?*

Objetivo 3. Establecer la relación entre la diversidad de definiciones de deforestación y los métodos para medirla.

Pregunta 4 *¿Cuál es el impacto que tiene armonizar las definiciones y métodos para medir la deforestación sobre las estimaciones de la misma en la región de la selva Lacandona?*

Objetivo 4. Determinar el impacto que tiene armonizar las definiciones y métodos para medir la deforestación sobre las estimaciones de la misma en la región de la selva Lacandona.

Estructura de la tesis

La tesis está formada por siete capítulos. Los Capítulos I (Introducción), II (Marco teórico y metodología) y VII (Discusión y conclusiones) constituyen el marco conceptual del trabajo, la metodología y el alcance de la investigación. El resto de los Capítulos abordan las preguntas y los objetivos planteados arriba. Su contenido es el siguiente:

Capítulo 3 – An integrated framework for harmonizing definitions of deforestation. Analiza definiciones internacionales y nacionales con la finalidad de encontrar similitudes y diferencias entre ellas. A partir de esa información construye un *marco conceptual de referencia (conceptual reference framework for defining deforestation (CRFforD))*. Este marco tiene el potencial de establecer un lenguaje en común entre definiciones y crea la posibilidad de realizar comparaciones entre estimaciones de la deforestación.

Capítulo 4 – Building a methodological reference framework for quantifying tropical deforestation. A partir de una revisión sistemática, este capítulo analiza artículos desde 2007 y hasta 2018 que estudian las estimaciones de la deforestación. La información resultante de esos artículos se sintetizó y con ella se construyó un *marco metodológico de referencia (methodological reference framework for quantify deforestation (MRFforD))*. Dicho marco tiene la capacidad de facilitar la elección de métodos de medición de la deforestación con base en las características biológicas del sitio de estudio, habilidades técnicas del usuario e insumos. Además, se vincula directamente con el *marco conceptual de referencia*.

Capítulo 5 – Un modelo armonizado de definiciones y métodos para medir la deforestación. Establece la relación entre las definiciones de la deforestación y sus métodos de medición. Para ello hace uso del *marco conceptual de referencia* y del *marco metodológico de referencia*. Con ambos marcos selecciona definiciones y métodos ajustados a ellas y evalúa las ventajas y desventajas de su uso.

Capítulo 6 – Estimaciones de la deforestación de la región de la selva Lacandona a partir de un modelo armonizado de definiciones y métodos. Cuantifica la deforestación a partir de la armonización de definiciones y métodos. Estas definiciones y métodos fueron elegidos a partir del *marco conceptual de referencia* y del *marco metodológico de referencia*. Los resultados del uso de ambos marcos se compararon y se analizaron las implicaciones que tienen sobre la región de estudio.

Referencias

- Allen J. C., Barnes D. F. 1985. The Causes of Deforestation in Developing Countries. *Annals of the Association of American Geographers*. 75 (2): 163-184.
- Angelsen D. 1999. Rethinking the causes of deforestation: lessons from economic models. En Bank TW (ed). *The World Bank Research Observer*.

- Boucher D., Elias P., Lininger K., May-Tobin C., Roquemore S., Saxon E. 2011. The Root of the Problem. What 's Driving Tropical Deforestation Today?: Union of Concerned Scientist Publications.
- Brooks T., Mittermeier R., Mittermeier C., Fonseca G., Rylands A., Konstant W., Flick P., Pilgrim J., Oldfield S., Magin G., Hilton-Taylor C. 2002. Habitat Loss and Extinction in the Hotspots of Biodiversity. *Conservation Biology*. 16.
- Chazdon R., Brancalion P. H. S., Laestadius L., Bennet-Curry A., Buckingham K., Kumar C., Moll-Rocek J., Guimaraes Vieira I. C., Wilson S. J. 2016. When is a forest a forest? Forest concepts and definitions in the era of forest and landscape restoration. *Ambio*. 45: 538–550.
- Chazdon R. 2008. Beyond Deforestation: Restoring Forests and Ecosystem Services on Degraded Lands. *Science*. 320.
- Cienciala E., Tomppo E., Snorrason A., Broadmeadow M., Colin A., Dunger K., Exnerova Z., Lasserre B., Petersson H., Priwitzer T., Sanchez Peña G., Ståhl G. 2008. Preparing emissions reporting from forest. Use of National Forest Inventories in European Countries. *Silva Fennica*. 42(1): 73-88-
- Colson F., Bogaert J., Carneiro A., Nelson B., Rangel E., Ceulemans R. 2009. The influence of forest definition on landscape fragmentation assessment in Rôndônia, Brazil. *Ecological Indicators*. 9: 1163-1168.
- CONAFOR. 2014. Diagnóstico del Programa Presupuestario U036 PRONAFOR-Desarrollo Forestal 2014. México D.F. Comisión Nacional Forestal
- D'Almeida C., Vorösmarty C., Hurtt G., Marengo J., Dingmanb S., Keime B. 2007. The effects of deforestation on the hydrological cycle in Amazonia: a review on scale and resolution. *International Journal of Climatology* 27.
- deLeon P. 1997. Una revision del proceso de las políticas: de Lasswell a Sabatier. *Gestión y políticas públicas*.1(1). Primer semestre.
- Dennis K., van Riper C. J., Wood M. A. 2011. Payments for ecosystem services as a potential conservation tool to mitigate deforestation in the Brazilian Amazon. *Applied Biodiversity Perspective Series*. 1(2): 1-15.
- Estevez A. M. 2004. El modelo secuencial de políticas públicas treinta años más tarde. Disponible en www.polipub.org.

- Fa J., Currie D., Meeuwin J. 2003. Bushmeat and food security in the Congo Basin: linkages between wildlife and people's future. *Environmental Conservation*. 30.
- FAO. 2002a. Expert Meeting on Harmonizing forest-related definitions for use by various stakeholders. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- FAO. 2002b. Second Expert Meeting on Harmonizing forest-related definitions for use by various stakeholders. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- FAO. 2005. The Third Expert Meeting on Harmonizing Forest-related Definitions for Use by various Stakeholders.
- FAO. 2020. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2020. Principales resultados. Food and Agriculture Organization of the United Nations. <https://doi.org/10.4060/ca8753es>
- Foley F., DeFries R., Asner G., Barford C., Bonan G., Carpenter S., Stuart-Chapin F., Coe M., Daily G., Gibbs H., Helkowski J., Holloway T., Howard E., Kucharik C., Monfreda C., Patz J., Prentice I., Ramankutty N., Snyder P. 2005. Global Consequences of Land Use. *Science*. 309.
- GFW. 2019. Analysis of tree cover loss. <https://www.globalforestwatch.org/map/>. Accessed 20 february 2020
- Grainger A. 1993. Rates of deforestation in the humid tropical: estimates and measurements. *The geographical journal*. 159 (1): 33-44.
- Hansen M., Potapov P., Moore R., Hancher M., Turubanova S., Tyukavina A., Thau D., Stehman S., Goetz S., Loveland T., Kommareddy A., Egorov A., Chini L., Justice C., Townshend J. 2013. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science*. 342.
- Helms J. A. 2002. What does these terms mean? Forest, forestry, forester. *Journal of Forestry*.
- Helms J. A., Prüller R , Haddon B. D., Lund H. G. 2003. The Need to Say What You Mean and Mean What You Say. Paper presented at the IUFRO Conference on Information Interoperability and Organization for National and Global Forest Information Services. A Satellite Event of the XII World Forestry Congress, Quebec City, Quebec, Canada.

- Herold M., Johns T. 2007. Linking requirements with capabilities for deforestation monitoring in the context of the UNFCCC – REDD process. *Environmental Research Letters*. 2.
- Hopwood B., Mellor M., O'Brien G. 2005. Sustainable development: mapping different approaches. *Sustainable Development*. 13: 38-52.
- Köhl M., Traub B., Päivinen R. 2002. Harmonisation and standardisation in multi-national environmental statistics-mission impossible? *Environmental Monitoring and Assessment*. 63: 361-380.
- Lambin E., Turner B., Geist J., Agbola S., Angelsen A., Bruce J., Coomes O., Dirzo R., Fischer G., Folke C., George P., Homewood K., Imbernon J., Leemans R., Li X., Moran E., Mortimore M., Ramakrishnan P., Richards J., Skanes H., Steffen W., Stone G., Svedin U., Veldkamp T., Vogel C., Xu J. 2001. The causes of land-use and land-cover change: Moving beyond the myths. *Global Environmental Change*. 11.
- Lu, D., Weng, Q. 2007. A survey of image classification methods and techniques for improving classification performance. *International Journal of Remote Sensing*, 28(5): 823-870. Doi: 10.1080/01431160600746456
- Lund H. G. 2002. When is a forest not a forest? *Journal of Forestry*. 100: 21–27.
- Lund H. G. 2014a. Definition of forest, deforestation, afforestation and reforestation. Gainesville, VA: Forest information services.
- Lund H. G. 2014b. What is a forest? Definitions de make a difference an example from Turkey. *Aurasya Terim Dergisi*. 2 (1): 1-8.
- Magdon P., Klein C. 2013. Uncertainties of forest area estimates caused by the minimum crown cover criterion. A scale issue relevant to forest cover monitoring. *Environmental Monitoring and Assessment*. 185: 5345-5360.
- Malhi O. 2005. *Tropical forest and global atmospheric change*: Oxford.
- McRoberts R., Tomppo E., Schadauer K., Vidal C., Ståhl G., Chirici G., Lanz A., Cienciala E., Winter S., Smith W. B. 2009. Harmonizing national forest inventories. *Journal of Forestry*.
- Morales-Borquero L., Skutsch M., Jardel-Peláez E. J., Ghilardi A., Kleinn C., Healy J. R. 2014. Operationalizing the definition of Forest Degradation for REDD+, with application to Mexico. *Forest*. 5: 1635-1681.

- Norton B. G. 2005. Sustainability: a philosophy of adaptive ecosystem management. University of Chicago Press.
- Olander L. P, Gaik C. S., Kissinger G. A. 2012. Operationalizing REDD+: scope of reduce emissions from deforestation and forest degradation. *Current opinion in Environmental Sustainability*. 4: 661-669.
- Putz F. E. 2009. The Importance of Defining 'Forest': Tropical Forest Degradation, Deforestation, Long-Term Phase Shifts, and Further Transitions. *Biotropica*, 42(1):10-20. Doi: 10.1111/j.1744-7429.2009.00567.x
- Rockström J., Steffen W., Noone K., Persson A., Chapin F., Lambin E., Lenton T., Scheffer M., Folke C., Schellnhuber H., Nykvist B., De Wit A., Hughes T., van der Leeuw S., Rodhe H., Sörlin S., Snyder P., Costanza R., Svedin U., Falkenmark M., Karlberg L., Corell R., Fabry V., Hansen J., Walker B., Liverman D., Richardson K., Crutzen P., Foley J. 2009. Planetary boundaries: exploring the safe operating space for humanity. *Ecology and Society*. 14.
- Romijn E., Ainembabazi J. H., Wijaya A., Herold M., Angelsen A., Verchot L., Murdiyarso D. 2013. Exploring different forest definitions and their impact on developing REDD+ reference emission levels: A case study for Indonesia. *Environmental Science and Policy*. 33. 246–259.
- Schmink M. 1994. The socioeconomic matrix of deforestation. En *Population and environment: rethinking the debate*. En Arizpe L, Stone P y Major DC. (eds). Westview Press.
- Schoene D., Killmann W., von Lupke W., LoycheWilkie M. 2007. Definitional issues related to reducing emissions from deforestation in developing countries. *Forests and Climate Change Working Paper 5*. Rome, Italy: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Ståhl G., Cienciala E., Chirici G., Lanz A., Vidal C., Winter S., McRoberts E. R., Rondeux J., Schadauer K., Tomppo E. 2012. Bridging national and reference definitions for harmonizing forest statistics. *Forest science*. 58 (3).
- Van Noordwijk M., Minang P. A. 2009. If we cannot define it, we cannot save it: Forest definitions and REDD. ASB Policy Brief. No 15. ASB Partnership for the tropical forest margins. Nairobi, Kenya.

- Velázquez A., Núñez J. M., Couturier S., Bocco G. 2011. Propuesta metodológica para normar la evaluación de la tasa de deforestación y degradación forestal en México. WWF, CCMSS, TNC, CentroGeo y CIGA UNAM.
- Verchot L. V., Zaner R., van Straiten O., Muys B. 2007. Implications of country-level decisions on the specification of crown cover in the definition of forest for land area eligible for afforestation and reforestation activities in the CDM. *Climate change*. 81: 415-430.
- Vidal C., Lanz A., Tomppo E., Schadauer K., Gschwantner T., di Cosmo L., Robert N. 2008. Establishing forest inventory reference definition for forest and growing stock: a study towards common reporting. *Silva Fennica*. 42 (2).
- Vieilledent G., Grinand C., Rakotomalalac F. A., Ranaivosoad R., Rakotoarijaonad J., Allnutte T. F., Acharda F. 2018. Combining global tree cover loss data with historical national forest cover T maps to look at six decades of deforestation and forest fragmentation in Madagascar. *Biological Conservation*. 222: 189-197.
- Zheng F. 2006. Effect of Vegetation Changes on Soil Erosion on the Loess Plateau. *Pedosphere*. 16.

Capítulo 2

Marco teórico

La deforestación vista desde la perspectiva de los problemas complejos* no tiene una única solución, sino que se posee información que aportará a su entendimiento (Frame, Brown 2008). Por ello, es necesario lidiar con la incertidumbre, asegurando la mejor calidad de la información, aceptando otros marcos y construyendo un lenguaje común (Chapin III et al. 2009; Dewulf et al. 2005; Funtowickz, Ravetz 1993; Walker et al. 2003).

Incertidumbre

La incertidumbre es la falta de conocimiento o la inadecuada información sobre un fenómeno, está en el límite entre lo que se conoce y lo que aún no se conoce, pero dentro de un mismo marco. La incertidumbre prevalece, aunque haya mucha información y, en algunos casos, el exceso de información puede aumentar la incertidumbre sobre el conocimiento de un fenómeno (Dewulf et al. 2005; Walker et al. 2003). Existen varias clasificaciones que explican los tipos de incertidumbre (ej. Bennett 2001; Funtowickz, Ravetz 1993; Walker et al. 2003; Strunz 2012) pero para este trabajo se abordará solo la incertidumbre derivada de confusiones conceptuales y por imprecisión técnica. Debido a que la incertidumbre necesariamente está interactuando con los problemas complejos, esta no es vista como una adversidad sino como parte de la construcción del conocimiento para afrontar estos problemas (Frame, Brown 2008).

Incertidumbre conceptual o vaguedad conceptual

La discusión acerca de la vaguedad de un concepto no es solo filosófica, esta tiene importancia científica e incidencia en el territorio (Hopwood et al. 2005; Strunz 2012). La vaguedad conceptual o incertidumbre conceptual es cuando una definición no es clara o es confusa (Bennett 2001). Es un problema en el lenguaje y algunos conceptos son construidos

* Algunos autores conocen a este tipo de problemas complejos como *perversos (wicked problem)* (Rittel, Webber 1973).

intencionalmente vagos para entenderlos en un lenguaje común. No obstante, se vuelven problemáticos al implementarlos en medios científicos (Helms 2002).

- **Filosofía del lenguaje**

El lenguaje es la manera mental en la cual los seres humanos construimos el conocimiento y, después, es el medio por el cual lo transmitimos. Los objetos del mundo se conceptualizan a través de la observación y la abstracción y son llamados conceptos, luego estos se materializan en diferentes formas del lenguaje (Wittgenstein en Tamayo 2011). Los conceptos son representaciones mentales en un campo especializado, son unidades del conocimiento. En el lenguaje natural los conceptos toman formas de términos o definiciones mientras que, en el lenguaje artificial, se vuelven códigos, fórmulas, mapas, gráficos, entre otros (Helms 2003). El lenguaje es el instrumento de trabajo común a todos los especialistas. Por lo cual las diferentes formas del lenguaje sirven para entender, explicar y crear una visión específica del mundo (Puentes-Álvarez 2002). En este sentido, se considera que gran parte de los problemas filosóficos se deben solamente a la falta de claridad de los significados (Wittgenstein en Tamayo 2011) y es que el lenguaje no es estático, cambia en el tiempo, en el espacio y en función de las culturas (Helms 2002).

Desde el inicio de la filosofía el lenguaje ha sido analizado y dos de sus posturas analíticas han sido la *teoría figurativa del lenguaje* (1921) y el *juego de lenguaje* (1953) (Moreno 2010; Tamayo 2011). En la *teoría figurativa del lenguaje* se asume que solo aquello que es claramente definido es real, por lo cual, para hacer ciencia se necesita la precisión conceptual, un “lenguaje científico”. En esta teoría el lenguaje tiene una única función y consiste en afirmar o negar los hechos (Wittgenstein en Moreno 2010). Por su parte en el *juego del lenguaje* se considera que no hay definiciones únicas sino “familias de significados” que deben comprenderse en su propio contexto. Es decir, porque hay muchos contextos, se aprende diferente y hay muchas definiciones. Por lo cual para resolver un problema no es necesario tener una única definición sino comprender de qué contexto provienen (Wittgenstein en Tamayo 2011).

Para esta investigación se considera que, aunque existen conceptos que pueden tener un único significado, la mayoría tienen una “familia de significados”, sobre todo cuando se trabaja con problemas complejos como la deforestación (Strunz 2012). Por lo cual se asume que diferentes formulaciones lingüísticas producen diferentes problemas y diferentes soluciones. Para lidiar con ello es necesario una mutua aceptación de los marcos existentes que produzcan un vocabulario en común, que conlleva a su vez, la armonización de los significados y los métodos, más no la estandarización de los mismos* (Dewulf et al. 2005; FAO 2009; Lemarque et al. 2011; Simula 2009; Williams 2008). En ese sentido, la falta de un vocabulario común es el mayor obstáculo para afrontar los problemas complejos y de sustentabilidad (Fox et al. 2006; Norton 2005).

Dado el escenario anterior se considera que para definir algo es necesario contemplar el contexto de quien lo define, y así construir definiciones con objetivos y propósitos propios (Lemarque et al. 2001; Simula 2009). Es decir, en los problemas complejos no es necesario asegurar cuál es la mejor definición sino entender qué implicaciones tiene cada definición (O'Brien et al. 2011). Por lo anterior, los problemas complejos pueden ser beneficiados por la incertidumbre conceptual (Strunz 2012). Por ejemplo, qué implicaciones genera tener diferentes estimaciones de la deforestación por el hecho de definirla de diferente forma para un mismo lugar.

Incertidumbre técnica

La incertidumbre técnica o incertidumbre estadística se refiere a errores en el muestreo, la imprecisión (con relación al promedio) o la inexactitud (con relación al valor real) estadística de la información (Walker 2003). Este tipo de incertidumbre es un tema cada vez más importante cuando se quieren abordar problemas complejos y se buscan políticas públicas que apoyen a su resolución. Ya que las soluciones a este tipo de problemas no son únicas, los modelos matemáticos son inestables. Por lo cual los científicos, constantemente, están

* *Armonización*: relaciona elementos de diferentes definiciones y, a partir de ellos, busca un acuerdo en común para que los datos que se obtienen de cada definición sean comparables, aunque provengan de diferentes definiciones. *Estandarización*: introduce una nueva definición común, en ella se eliminan las inconsistencias dadas por la variedad de definiciones y se deja de lado las particularidades de los sistemas (Köhl et al. 1999).

lidiando con la mejora de la calidad de los datos y en particular mejorando los modelos para que sean más precisos (Funtowickz, Ravetz 1993).

Como parte de la incertidumbre técnica que envuelve a la medición de un problema complejo, el uso de diferentes conceptos sobre un fenómeno, resulta en evaluaciones y cuantificaciones distintas, lo que tiene implicaciones en la precisión de la información, en las formas y modalidades de diseño de una política pública y su impacto en el territorio (Chazdon et al. 2016; Lemarque et al. 2001). Esta relación entre la definición, la medición y la representación de la deforestación en el territorio radica en el paso entre el concepto intangible y el objeto tangible. Es decir, cada objeto que se desea medir es conceptualizado de forma intangible pero medido a partir de indicadores tangibles (Williams 2008). Dichos indicadores, de acuerdo al concepto usado, serán más o menos diferentes entre sí, por lo cual, las estimaciones derivadas de ellos serán diferentes y muchas veces no comparables (Kleinn 2001). Sumado a ello, ya que los conceptos más amplios no tienen la misma interpretación a escala local, al elegir un método de medición para un objeto se debe considerar la escala en la cual se encuentra este (Sasaki et al. 2009). Así, para conocer el significado de algo se debe considerar su relación con la precisión del objeto que se desea observar (FAO 2009; Helms 2002).

- **Métodos**

Para la cuantificación de la deforestación existen primordialmente tres métodos; los *métodos de medición en campo* (ej. Barni et al. 2016), las *evaluaciones basadas en percepción remota* (ej. Hansen et al. 2013) y los *métodos mixtos* (ej. Castillo-Santiago et al. 2013; Monjardin et al. 2016; Saatchi et al. 1997). Los *métodos de medición en campo* brindan gran detalle ya que esta información es tomada directamente en el lugar donde sucede el cambio, no obstante, el área que suelen cubrir es pequeña y si se desea cubrir más suele ser costoso. Las *evaluaciones basadas en percepción remota* se realizan con base en imágenes de satélite y otros medios remotos como radar o lidar. Estas evaluaciones brindan gran cantidad de información para áreas extensas, pero se pierde información que solo en campo se observa. Por su parte, los *métodos mixtos* realizan una mezcla

de los dos métodos anteriores, donde se utilizan datos de campo como insumo principal para el análisis de imágenes de satélite.

Actualmente se reconoce que los métodos mixtos son los más idóneos para evaluar la deforestación, entre otros procesos del bosque; por lo cual, esta investigación hará uso de ellos (Mas et al 2004).

Cuantificación de la deforestación bajo incertidumbre

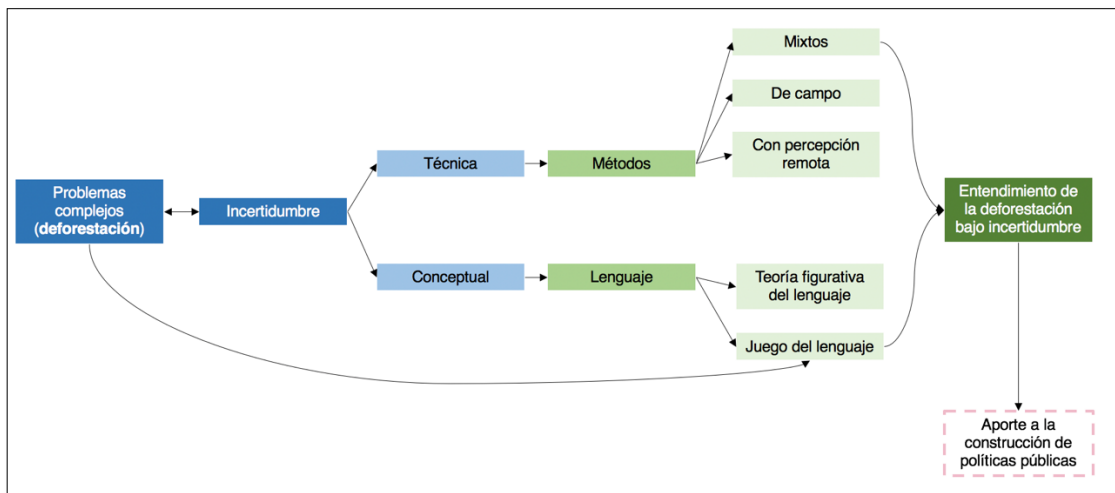
Para enfrentar los problemas complejos como la deforestación, es necesario considerar que la toma de decisión en la política pública no funciona igual que la toma de decisión individual. En múltiples ocasiones en la política pública, las soluciones no se ordenan de acuerdo con su impacto sobre el fenómeno que se desea corregir. Por el contrario, ese orden se determina por las preferencias de los actores, las relaciones entre ellos, las presiones que se ejercen sobre la decisión, el tiempo y siempre depende de la información con la que se cuenta. Por lo cual hay una racionalidad limitada en la toma de decisión (Estevez 2004). Lo anterior significa que es necesario asumir la incertidumbre del fenómeno evaluado y de sus mecanismos. Si esto no es tomado en cuenta muy posiblemente toda la información que se construya alrededor del fenómeno de estudio sumará mayor incertidumbre y la política pública construida a partir de ello no será efectiva (Strunz 2012).

Debido a que la realidad no es absoluta, por el contrario, constantemente se construye y reconstruye, la información debe ser generada de manera constante (Helms 2003; Strunz 2012). Por ello, la vaguedad conceptual en la deforestación puede ayudar a mitigarla, si se equilibra con la precisión de la información técnica. Por lo cual, para lidiar con la incertidumbre e interpretar de mejor manera la información es necesario transparentar los mecanismos de análisis de los fenómenos bajo estudio (Strunz 2012).

Esta investigación aborda a la deforestación como un problema complejo que convive con la incertidumbre para su manejo. Para analizarla, se escogieron dos líneas teóricas, la incertidumbre técnica y la conceptual. Para atender la incertidumbre conceptual se toma el marco teórico del juego del lenguaje, que asume que no hay significados únicos, sino contextos de donde nacen dichos significados. Es decir, no hay una definición de la deforestación sino una serie de interpretaciones de ella que deben ser entendidas para su

gestión. Para atender la incertidumbre técnica se escoge el marco analítico de los métodos mixtos que mejoran el nivel de precisión de los mapas al usar datos de campo y percepción remota. Se esperaría que al unir ambos marcos teóricos se aporte a la construcción de políticas públicas y con ello al control de la deforestación (Figura 1).

Figura 1. Elementos conceptuales del conocimiento de la deforestación visto desde la perspectiva de los problemas complejos bajo incertidumbre. Fuente: elaboración propia.



Aspectos metodológicos

En esta tesis se aplicaron cuatro metodologías principales y a continuación se describen sus características generales (para más detalles de la aplicación de cada metodología revisar los capítulos correspondientes).

Revisión de literatura (Capítulo 3)

La revisión de literatura es una metodología que se enfoca en seleccionar bibliografía, gris o blanca, que pueda ser útil para responder a una pregunta de investigación. En esta investigación se realizó una revisión de literatura relacionada con la gestión ambiental a nivel nacional e internacional. Para seleccionar el tiempo de la revisión se determinaron los eventos más importantes en política ambiental. Con base en ello, se buscaron los documentos en términos ambientales que desde 1945 (creación de la FAO) tuvieran información sobre la

deforestación. De cada uno de ellos se extrajeron las definiciones de bosque y de deforestación.

Revisión sistemática (Capítulo 4)

Esta metodología se usa cuando se desea revisar una amplia gama de documentos y para elegir entre ellos, se utilizan reglas de selección. Para ello se deben establecer parámetros de búsqueda como la base de datos en donde se hará la revisión, el periodo de análisis, el tipo de documentos, el idioma de los documentos y el objetivo de la búsqueda.

Para esta investigación se usaron sólo artículos indizados en inglés, del periodo 2007 (creación del programa *Reducing emissions from deforestation and forest degradation - REDD*) al 2018, que detectaran el término de deforestación y estuvieran almacenados en la base de datos de Scopus.

Análisis de palabras (Capítulo 3 y 4)

El análisis de palabras es una metodología que detecta la presencia de ciertas palabras o conceptos y con ello evalúa su frecuencia, relaciones y significados. A partir de esto se logran hacer análisis cualitativos y cuantitativos de la información que se revisa. Para esta tesis, se implementaron dos análisis de palabras, uno sobre cada una de las definiciones detectadas en la revisión de literatura y el otro sobre cada una de las metodologías seleccionadas en la revisión sistemática. A partir de estos análisis de palabras se construyeron marcos de referencia que sintetizaron la información de la literatura de las definiciones y la de las metodologías para medir la deforestación.

Percepción remota y análisis espacial (Capítulo 4 y 6)

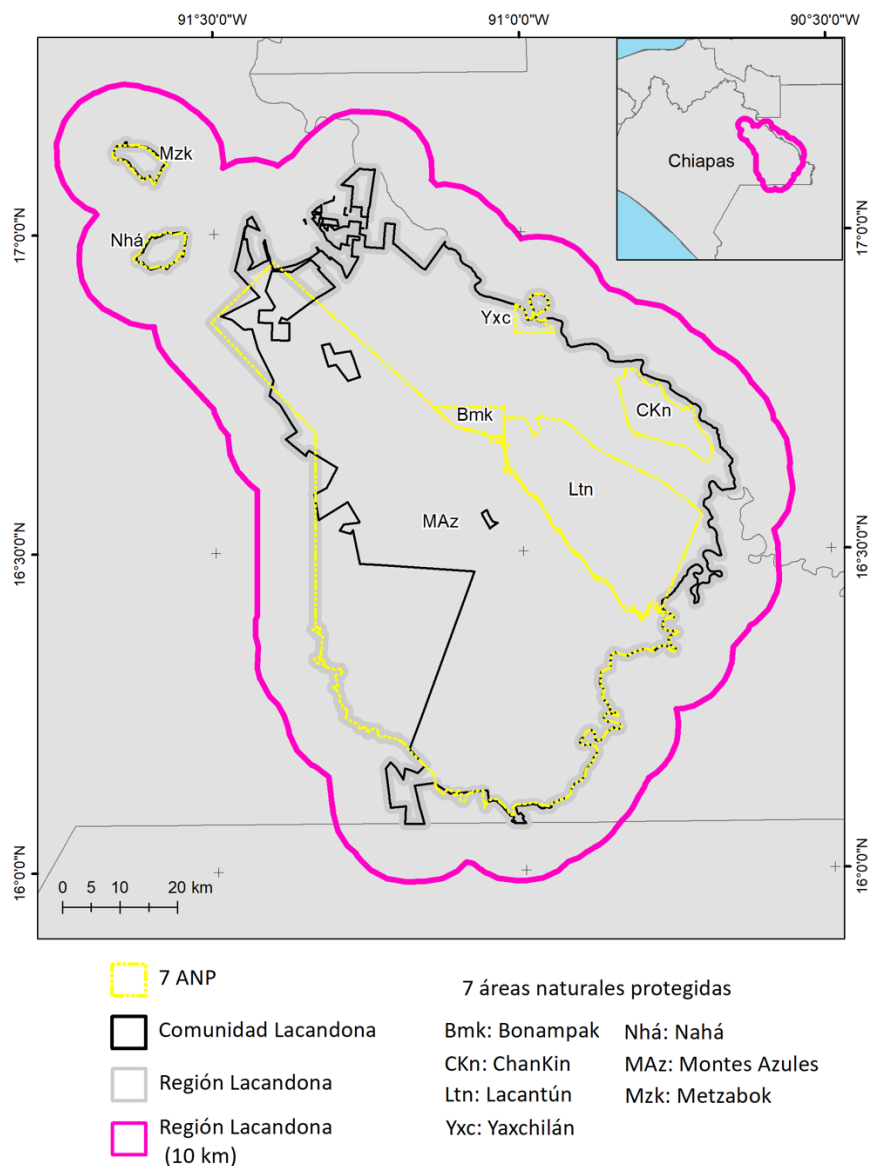
La percepción remota es una disciplina que estudia la relación de los valores del espectro electromagnético de los objetos en la realidad con los valores de reflectancia percibidos con algún sensor remoto. Estos sensores pueden estar colocados en la tierra o en el espacio (ej. satélites). A partir de esta disciplina se pueden analizar imágenes de satélite para detectar cambios en la cobertura terrestre. Por su parte el análisis espacial es una técnica que analiza imágenes o vectores a partir de su topología, geometría y ubicación. Con ambos, la percepción remota y el análisis espacial, se analizaron imágenes de satélite de mediana

resolución para replicar algunas metodologías resultantes de la revisión sistemática. Con los resultados obtenidos, se detectó la deforestación de una región con bosques tropicales y se analizaron los impactos del uso de una definición y método sobre otros.

Sitio de estudio “la región de la selva Lacandona”

Para llevar a cabo esta investigación se tomó como sitio de estudio a una región con selvas tropicales ya que esta vegetación es la que tiene mayor productividad y diversidad biológica del planeta y es el sistema que mayor presión de cambio de uso de suelo tiene (Körner 2005). El sitio de estudio es la región de la selva Lacandona en México que incluye a la superficie actual de la Comunidad Lacandona decretada en 1972 y la superficie de las áreas protegidas de esa región (Figura 1).

Figura 1. Localización de la region de la selva Lacandona y su área de influencia.



Esta región se encuentra dentro de la cuenca del río Usumacinta y por sus variaciones altitudinales presenta vegetación que va desde los bosques templados hasta las selvas tropicales. Además, posee una amplia biodiversidad; cuenta con 3,400 especies de plantas vasculares y tiene representación del 24 % de la mastofauna mundial, 44 % de las aves, 10 % de la herpetofauna y 13 % de peces. Sumado a ello, posee especies únicas (ej. *Morphnus guianensis* y la *Lacandonia schismatica*) y otras que están bajo protección especial por su importancia biológica (ej. *Panthera onca* y *Tapirus bairdii*) (Carabias, de la Maza, Cadena 2015). Dada estas condiciones, la región de la selva Lacandona posee en su interior siete áreas naturales protegidas federales declaradas entre 1978 y 1998 (Montes Azules-1978, Chan-Kin-1992, Lacantún-1992, Bonampak-1992, Yaxchilán-1992, Metzabok-1998, Nahá-1998) (SIMEC 2019). La región de la selva Lacandona tiene una extensión de 550,138 ha y hasta el año 2010 tenía una población de 29,345 personas distribuidas en 93 localidades (INEGI 2011). Con base en los datos del Global Forest Watch (2020), tan solo entre el año 2000 - 2018 en esta región se perdieron aproximadamente 44,800 ha de cobertura arbórea, lo que representó casi el 10 % de su superficie total.

Antes de la conquista de los españoles, la región de la selva Lacandona estaba habitada por pequeños grupos indígenas de alcaláes, pochutlas, topiltepeques y lacandones. Cuando los españoles comenzaron su colonización en el territorio de Chiapas se interesaron en conquistar a estos grupos y los últimos en resistirse fueron los lacandones (1525 - 1695) (De Vos 1993). En uno de los intentos de conquista, los españoles encontraron a los lacandones cerca de una formación rocosa o *Lacam - Tun*. Los españoles, creyendo que el nombre del poblado era *Lacam - Tun*, decidieron llamar a esa gente “lacandones”. Después de 1695, los españoles lograron conquistar, imponer la religión católica y movilizar a los lacandones hacia nuevos poblados. Esta situación culminó con la desaparición de esta etnia alrededor del año de 1769 (De Vos 1993). Los lacandones que lograron sobrevivir a la colonización huyeron a las partes más cerradas de la región de la selva Lacandona y se unieron a otras etnias rebeldes, como minorías, perdiendo así su cultura. Este proceso sucedió con muchos otros grupos indígenas que huyendo de la conquista se refugiaron en la selva (ej. pobladores de Yucatán, Tabasco, Guatemala). Es a los descendientes de estos nuevos grupos a los que actualmente conocemos como lacandones (De Vos 1993).

Después de la Independencia de México y la anexión de Chiapas a este país (1824), se determinó que todas las tierras que no fueran propiedad privada, es decir estuvieran “ociosas”, podrían ser colonizadas. Para ello se conformarían ejidos, pero ya que los indígenas no tenían forma de comprobar la posesión, las tierras que les pertenecían fueron enajenadas por caciques y todas las restantes que no estaban habitadas fueron puestas a subasta pública (De Vos 2002). Desde 1859 y hasta 1915 empresas madereras europeas se adueñaron y explotaron, con grandes ganancias, la caoba y el cedro de la selva utilizando a los indígenas de la región como mano de obra barata. Después de la Revolución y con la Reforma agraria puesta en marcha (1910), cientos de indígenas y mestizos comenzaron a abandonar las fincas de los Altos de Chiapas y huyeron hacia la región de la selva Lacandona, a los mismos terrenos de las madereras europeas (De Vos 2010). Desde 1915, el gobierno mexicano comenzó la nacionalización de las tierras que pertenecían a extranjeros y las incautó. Colocó a su vez a esas tierras como aptas para la colonización, permitiendo a indígenas y mestizos de la región y fuera de ella, crear nuevos ejidos. Este proceso fue largo y al inicio no había población que quisiera irse a ella (1949 - 1954). En cambio, madereras estadounidenses y canadienses, vieron esta oportunidad para hacerse de estas tierras a través de prestanombres mexicanos (1945 - 1972). A diferencia de la explotación forestal realizada antes por las empresas europeas (baja tecnología), las empresas estadounidenses y canadienses introdujeron maquinaria que deforestó de forma importante sus zonas de trabajo (Fuentes, Soto 1992). Esta situación no duró mucho ya que iniciaron una serie de invasiones por parte de indígenas y mestizos. Nuevamente, el gobierno mexicano comenzó a expropiar los terrenos madereros y los colocó en situación de colonización (desde 1957), hecho que provocó una nueva ola de poblados en la selva (Fuentes, Soto 1992). Con el fin de controlar la expansión poblacional en la región y mantener protegidos los bosques, el gobierno declara en 1972 a esta región como la Comunidad Lacandona con 614,321 ha, entregándosela a 66 jefes de familia de la etnia lacandona (De Vos 2002; Tejeda-Cruz 2009). La justificación de esto fue que los lacandones eran los dueños originarios de la región y por lo tanto tenían derecho sobre esas tierras. Esto dejó desprotegidos a los otros poblados que habitaban desde centenas de años atrás en la misma región (choles y tzeltales). Para subsanar este problema, en 1979 el gobierno mexicano decide otorgarles a estas decenas de poblados derecho a ser comuneros en la Comunidad Lacandona siempre y cuando se trasladaran a dos centros de

población nuevos Frontera Echeverría (Frontera Corozal actualmente - choles) y Doctor Velasco Suárez (Nueva Palestina actualmente - tzeltales). La población que no aceptó se quedó en la región de las Cañadas, al noroeste - oeste de la Comunidad Lacandona ya sea porque algunas de estas comunidades ya estaban avanzadas con la conformación de sus ejidos o porque estaban iniciando el proceso (Fuentes, Soto 1992; De Vos 2002).

Desde que se decretó la Comunidad Lacandona se han implementado una serie de políticas y programas ambientales en la región. En muchos casos, estas políticas se han contrapuesto con las asociadas con el desarrollo rural y económico de la región (1994 - Programa de apoyos directos al campo y el Fondo nacional de apoyo para las empresas en Solidaridad, 2004 - Programa de fomento ganadero, 2005 - estímulo a la palma de aceite, todos estos, sin ser su objetivo, promovieron la deforestación de la selva) (Castro et al. 2015). Entre 1970 y 1980 se crearon fideicomisos, comisiones y coordinaciones para proteger la biodiversidad de la selva Lacandona y en 1992 el gobierno mexicano desarrolló un plan de corredor biológico que abarcaba 188,250 ha que cubrían poblados ya existentes. Paralelamente crearon nuevas áreas naturales protegidas en terrenos agrícolas y ganaderos de la comunidad de Frontera Corozal en medio de una gran desinformación sobre lo que involucraba la creación de las mismas. Esto decantó en la creación de siete áreas naturales protegidas, la principal, la Reserva de la Biosfera Montes Azules se sobrepuso en más del 50 % sobre la superficie de la Comunidad Lacandona (331,200 ha) (1978 - 1998) (Tejeda-Cruz 2009). Para 1992, la Comunidad Lacandona tenía fuera de las áreas protegidas 81,035 ha (De Vos 2010).

Desde 1992 y a la fecha se han invertido diversos fondos nacionales e internacionales para la protección de los recursos de las áreas naturales protegidas y de los recursos naturales que aún existen fuera de ellas. Se han creado programas especiales, construido estaciones biológicas, desarrollado proyectos sustentables y fomentado la investigación científica (Carabias, de la Maza, Cadena 2015). Sin embargo, todo esto ha sido en un marco de desconfianza por parte de la mayoría de las comunidades de la región de la selva Lacandona. Lo anterior ha generado un ambiente de conflicto entre los dueños de las tierras, legales e ilegales, y las instituciones encargadas de la protección ambiental, dejando en medio de la disputa a la biodiversidad que sigue existiendo en esta región (Tejeda-Cruz 2009; Calleros-Rodríguez, Guevara-Romero 2016).

Debido a las características biológicas y social descritas es que se escogió como caso de estudio a la región de la selva Lacandona. Se considera que detectar las causas de las variaciones en las estimaciones de la deforestación en esta región, aportaría al mejor manejo de la deforestación.

Referencias

- Barni P., Manzi A., Condé T., Barnosa R., Fearnside P.. 2016. Spatial distribution of forest biomass in Brazil's state of Roraima, northern Amazonia. *Forest Ecology and Management*. 377.
- Bennett B. 2001. What is forest? On the vagueness of certain geographic concepts. *Topoi*. 20: 189-201.
- Calleros-Rodríguez H., Guevara-Romero M.L. 2016. La Comunidad zona Lacandona y las áreas naturales protegidas en su territorio. *Desarrollo e medio ambiente*. 38
- Carabias J., de la Maza J., Cadena R. (eds.) 2015. Conservación y desarrollo sustentable en la selva Lacandona: 25 años de experiencias. *Natura y ecosistemas mexicanos*
- Castillo-Santiago M. C., Ghilardi A., Oyama K., Hernández-Stefanoni J. L., Torres I., Flamenco-Sandoval A., Fernández A., Mas J. 2013. Estimating the spatial distribution of woody biomass suitable for charcoal making from remote sensing and geostatistics in central Mexico. *Energy for Sustainable Development*.
- Castro E., de la Maza J., Meli P., Carabias J. 2015. Colonización e instituciones gubernamentales en el municipio Marqués de Comillas. En Carabias J., de la Maza J., Cadena R. (eds.) en *Conservación y desarrollo sustentable en la selva Lacandona: 25 años de experiencias. Natura y ecosistemas mexicanos*
- Chapin III F., Stuart K., Gary P., Folke C. (eds). 2009. Principles of ecosystem stewardship. Resilience based natural resources management in changing world. Springer.
- Chazdon R., Brancalion P. H.S., Laestadius L., Bennet-Curry A., Buckingham K., Kumar C., Moll-Rocek J., Guimaraes Vieira I. C., Wilson S. J. 2016. When is a forest a forest? Forest concepts and definitions in the era of forest and landscape restoration. *Ambio*. 45: 538–550.

- Dewulf A., Craps M., Bouwen R., Tailliev T., Pahl-Wostl C. 2005. Integrated management of natural resources: dealing with ambiguous issues, multiple actors and diverging frames. *Water science and technology*. 52z(6): 115-124.
- De Vos J. 1993. La paz de Dios y del Rey: la conquista de la selva Lacandona (1525-1821). FEC y SECC
- De Vos J. 2002. Una tierra para sembrar sueños. Historia reciente de la selva Lacandona (1950-2000). FCE y CIESAS
- De Vos J. 2010. Vienen de lejos los torrentes: una historia de Chiapas. Consejo estatal para la cultura y las artes de Chiapas
- Estevez A. M. 2004. El modelo secuencial de políticas públicas treinta años más tarde. Disponible en www.polipub.org.
- FAO. 2009. Hacia una definición de degradación de los bosques: análisis comparativo de las definiciones existentes. Roma. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación.
- Fox H. E., Christian C., Nordby J., Cully P., Oliver R. W., Peterson G. D., Pyke C. R. 2006. Perceive barriers to integrating social science and conservation. *Conservation Biology*. 20 (6): 1817-1820.
- Frame B., Brown J. 2008. Developing post-normal technologies for sustainability. *Ecological Economics*. 65: 225-241.
- Fuentes A.L., Soto M.C. 1992. Colonización y deterioro de la selva Lacandona. *Revista geográfica*. 116: 67-84
- Funtowicz S. O., Ravetz J. R. 1993. Science for the post-normal age. *Futures*. 739-775.
- GFW. 2020. Analysis of tree cover loss. <https://www.globalforestwatch.org/map/>. Revisado en febrero 2020
- Hansen M., Potapov P., Moore R., Hancher M., Turubanova S., Tyukavina A., Thau D., Stehman S., Goetz S., Loveland T., Kommareddy A., Egorov A., Chini L., Justice C., Townshend J. 2013. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science*. 342.
- Helms J. A. 2002. What does these terms mean? Forest, forestry, forester. *Journal of Forestry*.
- Helms J. A., Prüller R., Haddon B. D., Lund H. G. 2003. The Need to Say What You Mean and Mean What You Say. Paper presented at the IUFRO Conference on Information

- Interoperability and Organization for National and Global Forest Information Services. A Satellite Event of the XII World Forestry Congress, Quebec City, Quebec, Canada.
- Hopwood B., Mellor M., O'Brien G. 2005. Sustainable development: mapping different approaches. *Sustainable Development*. 13: 38-52.
- INEGI. 2011. Censo de población y Vivienda 2010. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática
- Klein C. 2001. A cautionary note on the minimum crown cover criterion in forest definition. *Canadian Journal of Forest Research*. 31.
- Köhl M., Traub B., Päivinen R. 2002. Harmonisation and standardisation in multi-national environmental statistics-mission impossible? *Environmental Monitoring and Assessment*. 63: 361-380.
- Körner C. 2005. Tropical forests dynamics in response to a CO₂-rich atmosphere. En *Tropical forest and global atmospheric change*. En Malhi Y. (ed.). Oxford University press
- Lemarque P., Quétier F., Lavorel S. 2011. The diversity of ecosystems services concept and its implications for their assessment and management. *Comptes Rendus Biologies*. 334: 441-449.
- Mas J., Puig H., Palacio J., Sosa-López A. 2004. Modelling deforestation using GIS and artificial neural networks. *Environmental Modelling and Software*. 19.
- Monjardin S., Pacheco C., Plata W., Corrales G., Romero R., Beltran J. 2016. Determination and Analysis of Hot Spot Areas of Deforestation Using Remote Sensing and Geographic Information System Techniques. Case Study: State Sinaloa, México. *Open Journal of Forestry*. 6.
- Moreno G. 2010. La teoría figurativa del lenguaje de L. Wittgenstein. *Revista De-encuentros*.
- Norton B. G. 2005. Sustainability: a philosophy of adaptive ecosystem management. University of Chicago Press.
- O'Brien K., Erickson S., Nygaard P., Schjolden A. 2011. Why different interpretations of vulnerability matter in climate change discourses. *Climate Policy*. 7 (1): 73-88.
- Puentes-Álvarez N. 2002. Terminology as a way to communicate values sustainable forest development: vision of the world in the 21st century. En IUFRO occasional paper. No

14. Forest terminology: living expert knowledge. En Kaennel, Michel y Prüller, Renate (eds).
- Rittel W. J, Webber M. M. 1973. Dilemmas in a General theory of planning. *Policy Science*. 4: 155-169.
- Saatchi S., Soares J., Salas D. 1997. Mapping deforestation and land use in Amazon rainforest by using SI-C imagery. *Remote Sensing of Environment*. 59.
- Sasaki N., Putz F. E. 2009. Critical need for new definitions of “forest” and “forest degradation” in global climate change agreements. *Conservation Letters*. 2: 226–232.
- Simula M. 2009. Towards defining forest degradation: comparative analysis of existing definitions. Discussion paper – FAO.
- SIMEC. 2019. Consulta de fichas ANP. <https://simec.conanp.gob.mx/ficha.php?anp=172®=11>. Revisado febrero 2020
- Strunz S. 2012. Is conceptual vagueness an asset? Arguments from philosophy of science applied to the concept of resilience. *Ecological Economics*. 76: 112-118.
- Tamayo A. 2011. Enfoques en la filosofía del lenguaje en Ludwig Wittgenstein. *Cuestiones de filosofía*.
- Tejeda-Cruz C. 2009. Conservación de la biodiversidad y comunidades locales: conflictos en áreas naturales protegidas de la selva Lacandona. *Canadian journal of Latin American and Caribbean studies*. 34 (68): 57-88
- Walker W. E., Harremoës P., Rotmans J., van der Sluijs J. P., van Asselt M. B. A., Janssen P., van Krauss M. P. 2003. Defining uncertainty: a conceptual basis for uncertainty management in Model-based decision support. *Integrated Assessment*. 4 (1): 5-17.
- Williams D. R. 2008. Chapter 2. Pluralities of place: a user’s guide of place concept, theories and philosophies in natural resources management. En *Understanding concepts of place in Recreation Research and management*. General technical report PNW-GTR-744. En Kruger LE., Hall TE y Stiefel MC. (eds). United State Department of Agriculture and U.S: Forest Service

Capítulo 3

An integrated framework for harmonizing definitions of deforestation

Fernández-Montes de Oca A. I., Gallardo-Cruz J. A., Ghilardi A., Kauffer K., Solórzano J. V., Sánchez-Cordero V.

Environmental science and policy (2020) 3(8): 21-25

Abstract

There is currently no consensual definition of deforestation. Given its importance in several research topics ranging from biodiversity to climate change, conservation, restoration, and emerging diseases as well as in comparative studies, it is necessary to provide an integrated framework towards a harmonized definition of deforestation. Here, we analyze and compare international and national reports on deforestation management (e.g., FAO, UNFCCC) and find important differences, including contrasting definitions of deforestation and conceptual ambiguities. We also present a straightforward, harmonized definition of deforestation that is linked to a specific methodology for decision-making studies. This proposal can contribute to informed decision-making on studies related to deforestation.

Keywords

Forest loss; land cover change; land management; land use change; conceptual framework

Introduction

Deforestation is an important factor that strongly affects local, regional, and global processes involving soil degradation, biodiversity loss, and climate change (Giam 2017). For decades, a wide range of policy initiatives to prevent or decrease deforestation have been promoted. Despite these efforts, rampant deforestation still poses a threat worldwide (Hansen 2013; Vieilledent 2018). Studies based on different definitions of deforestation include estimates with significant differences or even contradictory results for the same area (e.g., Verchot et al. 2007; Colson et al. 2009; Lund 2014b). This bias limits the development of comparative studies on deforestation as well as direct communication, management, and the

administration of participants (Allen et al. 1985; Helms et al. 2003; Lund 2002, 2014). Several studies emphasize the need to link deforestation definitions with sound methodological approaches, such as the scale of the evaluated ecosystem and the operability of the definitions when implemented (Cienciala et al. 2008; Couturier et al. 2012; FAO 2002, 2002b, 2005; Herold, Johns 2007; Magdon et al. 2014; McRoberts et al. 2009; Morales-Borquero et al. 2014; Olander et al. 2012; Ståhl et al. 2012; van Noordwijk, Mingang 2009). To achieve this, it is necessary to understand the process of deforestation and its object of study, the forest (Lund 2002).

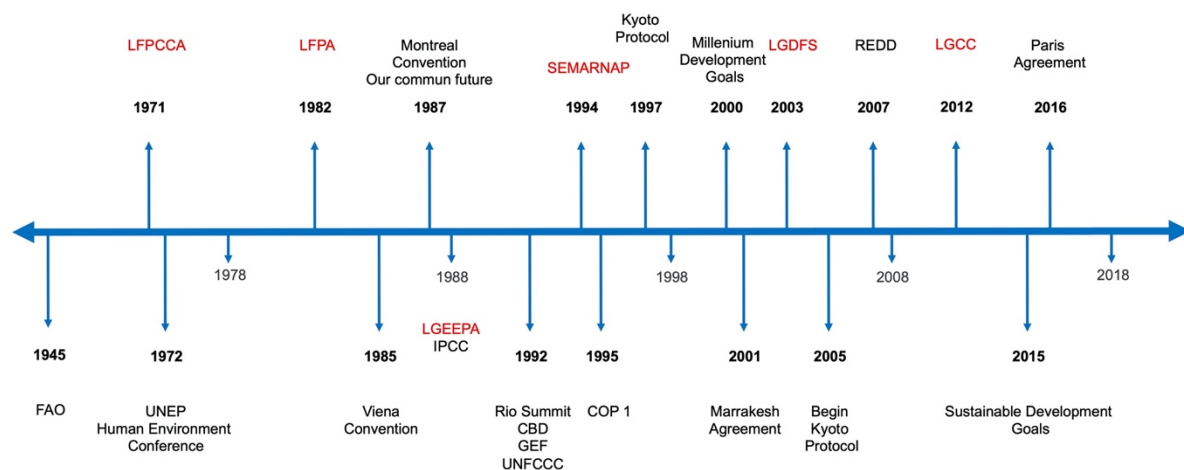
Here, we propose a reference framework to harmonize definitions of deforestation and the estimates derived from its use. This framework contemplates a wide variety of existing definitions, such as those used for carbon accounting, forest cover measurement, ecosystem connectivity and diversity, ecosystem services evaluation, and the implementation of economic incentive programs to reduce deforestation or the legal delimitation of the forest. Specifically, we (1) have analyzed and compared international and national reports on deforestation management (e.g., FAO, UNFCCC), focusing on their definitions and potential ambiguities of concepts, and (2) have proposed a conceptual reference framework for defining deforestation (CRFforD) that is directly associated with a spatial scale methodology. The use of this framework will facilitate the adoption of a holistic, objective, harmonized, and interoperable definition to help improve deforestation management.

Methods

We searched and reviewed international and national reports on deforestation and related land management issues. We chose Mexico, as it has pioneered the creation and negotiations of regional and international environmental policies (Carabias et al. 2008). Both international and Mexican laws containing definitions of deforestation were included, particularly those related with economic incentives (e.g., PES and REDD; all definitions for the acronyms used in this study are presented in Appendix C). The search period was from 1945 to 2017, starting in 1945 because this is when the FAO, the first international institution on environmental topics, was created (Figure 1). We reviewed 65 reports produced by international institutions and organizations, such as the UN, UNFCCC, CBD, IPBES, IPCC, and GEF. We included reports from Mexican government institutions such as SEMARNAT, CONANP,

CONAFOR, and CONABIO as well as Mexican laws, such as LFPCCA, LEPA, LGEEPA, and LGDSF. We extracted the definitions of deforestation and forest from each report, searched for concepts related to deforestation (e.g., forest degradation, devegetation, land use change, and land cover change), and applied a word-content analysis. We listed the definitions of deforestation to visualize their context and proposed a conceptual reference framework, including all the elements considered necessary for linking a deforestation definition, according to specific uses and contexts. Finally, we tested the resulting conceptual reference framework by analyzing the definitions of deforestation from the top ten countries with the highest deforestation rates included in the Forest Carbon Partnership Facility. These definitions were mostly extracted from each country's forest laws.

Figure 1. Timeline of Mexican (red) and international (black) events related to deforestation management. (See review acronyms in Appendix C).



Results

We reviewed a total of 65 reports and found nine definitions of forest and fifteen definitions of deforestation. With the information of each definition, we made a summary table associating each term of deforestation with one of forest and described each definition based on the parameters that they shared with each other (Table 1).

Word-content analysis for the definition of forest

We found seven main parameters included in the definitions of forest:

Vegetation forms considered to be forest specifically referred to the presence or absence of vegetation in a certain area, and it was usually related to the existence of trees. This parameter had implications in what was possible to measure (e.g., biodiversity or carbon storage).

Basis for forest definition was a proxy for land use or land cover. A forest defined from a land-use approach may or may not contain trees, depending on the time period (e.g., a certain type of forest management such as a forest plantation). Conversely, a forest defined from a land-cover approach exists naturally in a certain area (e.g., without trees, there is no forest).

Vegetation origin considered to be forest defined the genesis of the forest (natural, human-derived, or a mix of both) and depended on the level of human intervention. For example, a mature forest and a forest plantation could both be tree-dominated communities. However, one was human-derived and the other was naturally derived.

Vegetation attributes described how a plant community was defined in terms of its age (old or young), canopy characteristics (closed or open), or humid conditions (dry or moist). These attributes were important because they were frequently constituents of policies in their criteria of the eligibility of forests for specific programs or regulations. For example, the PES program in the Lacandon rainforest in southern Mexico was exclusively allocated to rainforest plots with a minimum area of 20 ha and tree cover > 70% (DOF 2017). According to the IPCC, this tree cover corresponded to closed forests (tree cover > 40 %) (IPCC 2003).

Forest trajectory was defined by the set of changes and processes that shaped the current status of a forest (e.g., reforestation, afforestation, natural expansion). This feature completely differentiated a reforested forest from a natural forest.

Threshold of forest were artificial limits that determined what was a forest and what was not, including the minimum canopy coverage (cover %), the minimum surface (ha), the minimum height of trees (m), and the time of forest permanence (T).

Purpose referred to the reasons of the creation of the definition and, if the purpose was modified, the definition changed accordingly. For example, a legal definition can be totally different from a technical definition (Table 1).

Word-content analysis for the definition of deforestation

We found five main parameters included in definitions of deforestation:

Term used to describe deforestation was the word used by each definition to describe the deforestation process.

Basis for forest definition defined what was considered as deforestation from an administrative or ecological perspective. A change in use indicated that the categorization of an administratively defined forest changed. For example, a forested area could be depleted from trees and not be considered as a deforested area if its administrative category remained as forest (e.g., forest plantation). On the other hand, a change in cover meant that the ecological integrity (i.e., the forest) was lost. Under this criterion, any change in a forest (including management) was defined as deforestation.

Vegetation forms considered to be forest described whether the definition of deforestation applied to changes in tree or non-tree dominated plant communities (e.g., if clearing a natural grassland was considered as deforestation or not).

Deforestation causes described whether the deforestation process derived from human activity or a natural phenomenon (e.g., natural fire).

Threshold of deforestation were artificial limits that determined what was deforestation and what was not. Under the international context, the transformed area must have at least 0.5 ha and must have lost at least 10% of crown cover to be considered as deforestation (FAO 2015).

IPCC, 2006	Y	U	Human	Conversion	--	--	-	--	Not only natural	Open, closed and young forest	R, A, I, NR, NE	> 10 - 30	> 0.5 - 1	> 2 - 5	Temporally	Operational
UNFCCC, 2001. Annex I	Y	U	Human	Conversion	--	--	-	--	Not only natural	Open, closed and young forest	R, A, I, NR, NE	> 10 - 30	> 0.5 - 1	> 2 - 5	Temporally	Operational
UNFCCC, 2008	Y	U	-	Conversion	--	--	-	--	--	--	--	--	--	--	--	Operational

Vegetation forms considered to be forest: Y = considered only arboreal systems; N = considered arboreal and non-arboreal systems.

Basis for forest definition: C = kind of change in land cover; U = kind of change in land use.

Forest trajectory: R = Reforestation; A = Afforestation; I = Improvement; NR = Natural Regeneration; NE = Natural expansion.

Threshold of forest or deforestation: % cover = Minimum canopy cover; ha = Minimum surface; m = Minimum height of trees; T = Forest or deforested permanence time.

Loss is being used as a translation from Spanish for the original term "pérdida".

Forest use change is being used as a translation from Spanish for the original term "cambio de uso de suelo forestal".

Transformation is being used as a translation from Spanish for the original term "transformación".

Table 1. Summary of definitions of forest and deforestation extracted from international and Mexican reports on environmental related policies (Appendix A).

A conceptual reference framework for defining deforestation

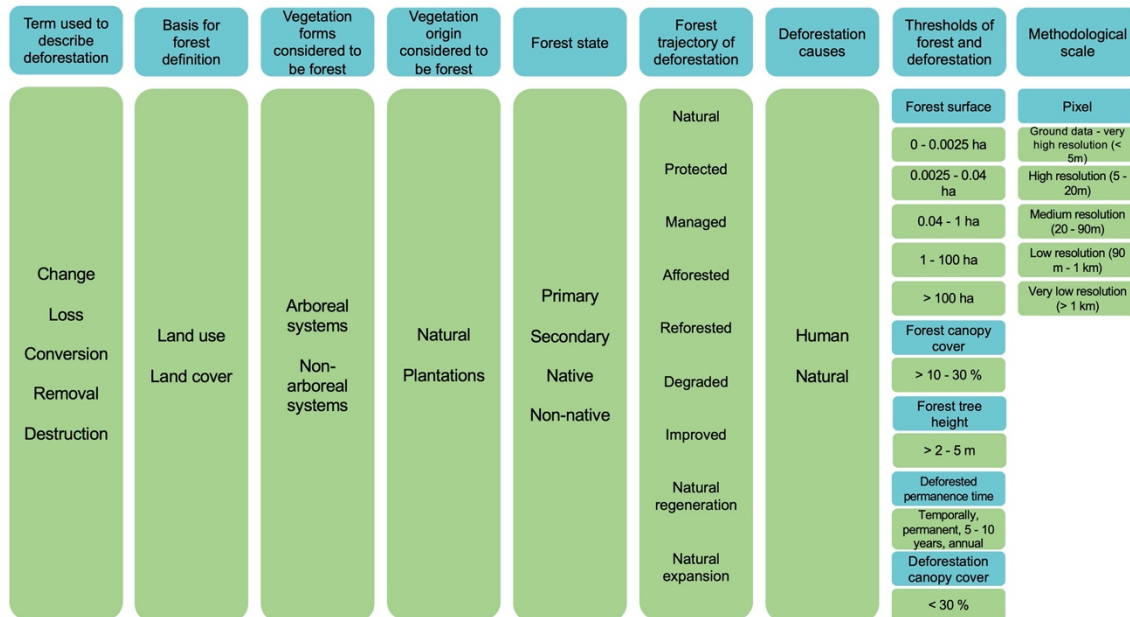
We built a conceptual reference framework for defining deforestation (CRFforD) for decision-makers based on analyses of forest and deforestation definitions (Figure 2). Decision-makers should contemplate the objective and the purpose underpinning the definition to be used. In agreement with the objective and the purpose of a decision-maker, each definition of deforestation will include the strict number of parameters needed for the CRFforD. The parameters of CRFforD are *terms used to describe deforestation, basis for forest definition, vegetation forms considered to be forest, vegetation origin considered to be forest, forest state, forest trajectory of deforestation, deforestation causes, threshold of forest and deforestation, and methodological scale*. Only the *forest state, forest trajectory of deforestation, and methodological scale* parameters are new. The remaining parameters can be reviewed above (See *Word-content for forest and deforestation sections, respectively*). *Forest state* and *forest trajectory of deforestation* are parameters that are mentioned in some of the revised definitions (e.g., IPCC 2000, 2001, 2003; FAO 2015). These parameters are important for following the history of the forest and for properly understanding and measuring its deforestation. *Methodological scale* facilitates the selection or creation of deforestation definitions linked to a potential method of measuring it. This parameter is not essential for the analysis of deforestation definitions. However, linking definitions with measurement methods is essential to prevent deforestation. The new parameters of CRFforD are:

Forest state refers to a type of forest. For instance, if it is primary or secondary forest, holding native or non-native species.

Forest trajectory of deforestation refers to the history of the forest and indicates its changes. For example, if the forest was first afforested and then reforested, it is important to track the dates when these processes occurred.

Methodological scale refers to the boundaries of the area linked with a spatial scale and a specific remote sensor. This parameter is particularly related to *forest state, forest trajectory of deforestation* and *threshold of forest and deforestation* parameters. The *methodological scale* facilitates the selection of inputs to measure deforestation.

Figure 2. Diagram showing the parameters (blue squares top), and their elements (green squares) of the proposed conceptual reference framework for defining deforestation CRFforD (See Methods for details).



Testing the conceptual reference framework for defining deforestation

To test the applicability of CRFforD, we analyzed forest and deforestation definitions for the top ten countries with the highest deforestation rates worldwide that were included in the Forest Carbon Partnership Facility (Table 2, Appendix D). The selected definitions were highly heterogeneous. However, after using the CRFforD, we found the following patterns (Table 2):

There were general and specific definitions: all countries described the parameters of *basis for forest definition*, *vegetation forms considered to be forest*, and *vegetation origin considered to be forest*, but few definitions considered the *forest state*, *forest trajectory of deforestation*, *deforestation causes*, or *threshold of forest and deforestation*.

They had different *purposes*: although most of the revised definitions came from the forest laws of each country, some (Paraguay, Bolivia, Colombia, and Mozambique) were more operational than others. This is because they described their thresholds more clearly;

They differed in the plant community: almost all countries (seven) focused on tree-dominated systems, leaving aside the loss of non-tree cover.

They differed in *vegetation origin considered to be forest*: more than half of the countries (six) considered forests to be of natural genesis. However, the remaining countries also considered forest plantations as part of the forests.

Neither the state nor the history of the plant community was described: only four countries integrated *forest state* and its *forest trajectory of deforestation* into their definitions. Describing these two parameters clearly allows the definitions to be less ambiguous and more operational.

Each definition used different thresholds: although six countries described the thresholds of their forests and deforestation, these parameters did not coincide among them, neither in values nor in type. For example, Paraguay used diameter at breast height (DBH) and tree density per hectare as part of its thresholds (Appendix D).

Id	Countries	Term used to describe deforestation	Basis for forest definition	Vegetation forms considered to be forest	Vegetation origin considered to be forest	Forest state	Forest trajectory of deforestation	Deforestation causes	Forest canopy cover (%)	Surface (ha)	Height of trees (m)	Deforested permanence time	Deforestation canopy cover (%)	Methodological scale
1	Indonesia	Others (alteration)	Land cover	Arboreal system	Natural			Human				Permanent		All sensors according to the analyzed forest
2	Democratic Republic of the Congo	Removal, others (cutting, clearing)	Land use	Arboreal system	Natural and plantations	Primary, secondary	Afforested, natural regeneration							All sensors according to the analyzed forest
3	Paraguay	Change	Land cover	Arboreal system and non-arboreal system	Natural	Primary, secondary	Afforested, reforested, improved, natural regeneration, natural expansion		> 50	> 2				From ground data to low resolution sensors
4	Argentina	Loss, conversion	Land use	Arboreal system	Natural and plantations	Primary, secondary	Afforested, reforested, improved, natural regeneration, natural expansion	Human						All sensors according to the analyzed forest
5	Bolivia	Destruction	Land cover	Arboreal system	Natural			Human		> 0.5				From ground data to medium resolution sensors
6	Colombia	Conversion	Land use	Arboreal system	Natural				> 30	> 1	> 5		< 30	From ground data to medium resolution sensors
7	Mexico	Loss	Land cover	Arboreal system and non-arboreal system	Natural			Human and natural						All sensors according to the analyzed forest

8	Madagascar	Destruction	Land use	Arboreal system	Natural	Primary, secondary, native, non-native	Afforested		> 5 years		All sensors according to the analyzed forest	
9	Lao People's Democratic Republic	Change	Land cover	Arboreal system	Natural and plantations			Human			All sensors according to the analyzed forest	
10	Mozambique	Conversion	Land use	Arboreal system and non-arboreal system	Natural and plantations				> 30	Long term	< 30	All sensors according to the analyzed forest

Table 2. Implementation of the CRFforD parameters (columns) on definitions of forest and deforestation for the top ten countries with highest deforestation worldwide, and members of the Forest Carbon Partnership Facility (Appendix D).

Discussion

Our study showed strong implications of using ambiguous and contradicting definitions of forest and deforestation with important impacts on public policies and on the territory. Most definitions did not include the *vegetation origin considered to be forest*; rather, natural vegetation and forest plantations were both considered as forests. For example, the REDD financing can apply in both forest plantations and primary forests (Nelson et al. 2000; Schoene et al. 2007; Romijn et al. 2013; Arunarwati-Margono et al. 2014). Under these circumstances, it may seem that an area covered with primary forest has the same financial value as a forest plantation, although they have very different ecological values. Some countries that allow reforestation with non-native plantations showed significant changes in their tree cover landscapes. Although the change of vegetation is usually from natural vegetation to forest plantations, this is not considered deforestation (Fitzherbert et al. 2008; Gaveau et al. 2016).

Some definitions of forest did not consider the *forest state* and did not distinguish between primary or secondary forest, although there are considerable differences between them. For example, given that a high proportion of the forests worldwide hold secondary vegetation (e.g., 26% of tropical forests are secondary; Chazdon 2014), many of the conservation instruments must manage both primary and secondary forests but should also consider their ecological and biological differences. From a carbon sequestration rate perspective, young tree plantations could be considered more valuable, as they generate higher annual rates of carbon sequestration than a mature forest (Harmon 1990). However, in terms of carbon quantities already sequestered, most old-growth forests become more important (Hardiman 2013; Chazdon 2014). Since this depends on the forest that is analyzed (e.g. Chazdon 2014), it is essential to know its status and history.

Most definitions of forest and deforestation did not consider the *forest trajectory of deforestation*. For example, in the REDD program, forests that are eligible for financial support must have been reforested before January 1, 1990 or afforested before January 1, 1940 (Putz 2009). This requires that any plot registered in this program must make its age explicit along with the process that led to it (e.g., secondary/primary forest, reforested/afforested forest; Nelson et al. 2000; Chokkalingam, de Jong 2001; FAO 2002, 2005; Schoene et al. 2007). Further, given that undisturbed forests are few, one must consider

their state for conservation purposes. A proposal made by the ITTO indicated that forests are considered by their status as protected, managed, degraded, or planted (ITTO 2002).

The *purpose* of the definitions of deforestation was not explicit in any of the reports, although every definition had an implicit purpose. For example, there are definitions for conceptual, ecological, legal, and methodological perspectives of deforestation, which have different implications (e.g., Lanly 2003; Sasaki, Putz 2009; Hansen 2013; Díaz 2015). From a methodological perspective, some authors identify deforestation using only the radiation reflected by a plant community and sensed by a satellite (e.g., Hansen et al. 2013). The absence or presence of vegetation is inferred by the surface reflectance values, not by the presence or absence of trees (e.g., Asner et al. 2009). This interpretation should be used with caution when applying definitions of deforestation that consider this process as only occurring in tree-dominated vegetation (e.g., FAO 2012).

Further, the confusion associated with the definition of deforestation derives from the indiscriminate use of a variety of concepts (Appendix B). For example, (1) Deforestation has been defined as “a cover or land use change associated with a certain period of permanence.” In contrast, *forest degradation* is recognized as “changes within the forests that negatively affect the structure or function of the stand and site, and thereby lower the capacity to supply products and/or services” (FAO 2002). This means that forest degradation may or may not lead to deforestation (Angelsen 2008). As noted by the FAO (2000), there are two processes of forest change that are mutually exclusive in both their structure and cartographic representation; those occurring inside (forest degradation) and outside (deforestation) the forest; (2) The definition of *devegetation* differentiating between tree vegetation and non-tree vegetation loss (IPCC 2003) allows for analyzing and measuring the loss of non-tree wetland, bushes, savannas, and others. Its misuse has generated confusion because it assumes that non-tree-dominated communities can be deforested. For instance, when it is necessary to reforest a devegetated area, it is usually reforested with trees and not with the original cover (Veldman et al. 2017); (3) *Land use* and *forest land* are used to indicate forest units that have been administratively defined (Chazdon 2016; IPCC 2003; Lund 2002; Watson et al. 2000); (4) *Land cover* and *forested land* describe the presence of an ecological unit (Chazdon 2016; Watson et al. 2000); (5) The change of *land use* may or may not result in a change in the *land cover* (Lund 2002). Thus, *land use* and *land cover* changes are not

synonymous with deforestation, although they are associated with changes in the land; (6) *Land use* and *land cover* can be applied to forest ecosystems and non-forest ecosystems, and (7) *Forest land change* and *forested land change* can only be used in a forest context, although they are not synonyms of deforestation. It depends on the definition of forest and deforestation that is used in each context.

Lastly, we observed important differences between international and national definitions, which result in impacts on deforestation measurements worldwide. Thus, it is urgent to find options for harmonizing the definitions. We proposed the CRFforD as an approach to analyze, interpret, and compare definitions, and thereby increase certainty about how much is deforested. In order to contribute to decreasing deforestation from the perspective of the definitions, our study proposed a clear description of each of the CRFforD parameters. The availability of information on the forest could improve the deforestation policy instruments. Moreover, with the implementation of CRFforD, it is possible to link a definition of deforestation with a methodological scale, which, in turn, is associated with a method for quantifying deforestation. The simplicity of how the CRFforD was built allows for adaptation, depending on how much the definitions change and the framework is used, respectively.

Conclusions

The CRFforD is a reference framework to approach the conceptual vagueness of the definition of deforestation. It is a proposal for a common language that facilitates the comparison of different evaluations of deforestation and communicates them, seeking to improve the management of deforestation. This conceptual reference framework is a simple and useful tool that decision-makers can use to address the process of deforestation linked to the most adequate measuring method. The CRFforD allows the stakeholders to build simple deforestation definition metadata and compare their quantitative results with different methodologies in a consensual framework. An important component of our framework is to link the definition of deforestation with a spatial methodology and reduce the uncertainty of using an inadequate scale of analysis. Future studies should also address more adequate conceptual definitions of forest and deforestation to propose robust estimations regarding habitat loss in other ecosystems worldwide (e.g., deforestation in natural grasslands).

References

- Allen J.C., Barnes D.F. 1985. The Causes of Deforestation in Developing Countries. *Annals of the Association of American Geographers* 75(2): 163-184.
- Angelsen, A. 2008. *Moving ahead with REDD. Issues, options and implications CIFOR*. Bogor Barat, Indonesia: Center for International Forestry Research.
- Arunarwati-Margono, B., Potapov, P.V. Turubanova, S., Stolle, F., Hansen, M.C. 2014. Primary forest cover loss in Indonesia over 2000–2012. *Nature Climate Change* 4: 730-735.
- Asner, G.P., Knapp, D.E., Balaji, A., Páez-Acosta, G. 2009. Automated mapping of tropical deforestation and forest degradation: claslite. *Journal of Applied Remote Sensing* 3: 033543.
- Carabias, J., de la Maza, J., Provencio, E. 2008. Evolución de enfoques y tendencias en torno a la conservación y el uso de la biodiversidad. In *Capital natural de México, vol. III: Políticas públicas y perspectivas de sustentabilidad*, comp. Carabias, J., Mohar, A., Anta S., de la Maza, J. 29-42. México: Conabio. (In spanish).
- Chazdon, R.L. 2014. *Second growth. The promise of tropical forest regeneration in an age of deforestation*. United States of America: The University of Chicago Press.
- Chazdon, R.L., P.H.S. Brancalion, L. Laestadius, A. Bennet-Curry, K. Buckingham, C. Kumar, J. Moll-Rocek, I.C. Guimaraes and Wilson S.J. 2016. When is a forest a forest? Forest concepts and definitions in the era of forest and landscape restoration. *Ambio* 45: 538-550.
- Chokkalingam, U., de Jong, W. 2001. Secondary forest: a working definition and typology. *The International Forestry Review* 3: 19-26.
- Cienciala, E., Tomppo, E., Snorrason, A., Broadmeadow, M., Colin, A., Dunger, K., Exnerova, Z., Lasserre, B., Petersson, H., Priwitzer, T., Sanchez Peña, G., Ståhl, G. 2008. Preparing emissions reporting from forest. Use of National Forest Inventories in European Countries. *Silva Fennica* 42(1): 73-88.
- Colson, F., Bogaert, J., Carneiro, A., Nelson, B., Rangel, E., Ceulemans, R. 2009. The influence of forest definition on landscape fragmentation assessment in Rôndônia, Brazil. *Ecological Indicators* 9: 1163-1168.

- CONABIO. 2016. *Estrategia Nacional sobre Biodiversidad de México y plan de acción 2016 - 2030*. México: Gobierno de la República. (In spanish).
- CONAFOR. 2013. *PRONAFOR 2014-2018, Programa Nacional Forestal 2014-2018*. México: Comisión Nacional Forestal. (In spanish).
- CONAFOR. 2017. Reglas de Operación del Programa Apoyos para el Desarrollo Forestal Sustentable 2018. México. (In spanish).
- Couturier, S., Núñez, J.M., Kolb, M. 2012. Chapter 4. Measuring Tropical Deforestation with Error Margins: A Method for REDD Monitoring in South-Eastern Mexico. In *Tropical forest*. En Surarshana P (ed). IntechOpen.
- Díaz, S., S. Demissew, J. Carabias, C. Joly, M. Lonsdale, N. Ash, A. Larigauderie, J.R. Adhikari, et al. 2015. The IPBES Conceptual Framework - connecting nature and people. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 14: 1-16.
- DOF. 2018. Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable. México. (In spanish).
- DOF. 2017. Reglas de Operación del Programa Apoyos para el Desarrollo Forestal Sustentable 2018. Decima Sección. México. (In spanish).
- FAO. 1995. Forest Resources Assessment 1990, Global Synthesis. FAO Forestry Paper. Rome, Italy.
- FAO. 2000. FRA 2000: On definitions of forest and forest change. Resources Assessment Working Paper 33. Rome, Italy.
- FAO. 2002. *Expert Meeting on Harmonizing forest-related definitions for use by various stakeholders*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- FAO. 2002b. Second Expert Meeting on Harmonizing forest-related definitions for use by various stakeholders. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- FAO. 2005. The Third Expert Meeting on Harmonizing Forest-related Definitions for Use by Various Stakeholders.
- FAO. 2012. *FRA 2015, Terms and Definitions. Forest Resources Assessment, Working Paper 180*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- FAO. 2015. *FRA 2015 Términos y Definiciones. Documento de Trabajo de la evaluación de los recursos Forestales No. 180*. Roma: Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. (In spanish).

- Fitzherbert, E.B., Struebig, M.J., Morel, A., Danielsen, F., Brühl, C.A., Donald, P.F., Phalan, B. 2008. How will oil palm expansion affect biodiversity? *Trends in Ecology & Evolution* 23: 538-545.
- Gaveau, D.L.A., Sheil, D., Husnayaen, Salim, M.A., Arjasakusuma, S., Ancrenaz, M., Pacheco, P., Meijaard, E. 2016. Rapid conversions and avoided deforestation: examining four decades of industrial plantation expansion in Borneo. *Scientific Report* 6, 32017.
- Giam, X. 2017. Global biodiversity loss from tropical deforestation. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114(23): 5775–5777.
- Hansen, M.C., Potapov, P.V. Moore, R. Hancher, M. Turubanova, S.A. Tyukavina, A. Thau, D, Stehman, S.V., Goetz, S.J., Loveland, T.R., Kommareddy, A., Egorov, A., Chini, L. Justice, C.O., Townshend, J.R.G. 2013. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science* 342: 850-853.
- Hardiman, B.S., Gough, C.M., Halperin, A., Hofmeister, K.L., Nave, L.E., Bohrer, G., Curtis, P.S. 2013. Maintaining high rates of carbon storage in old forests: A mechanism linking canopy structure to forest function. *Forest Ecology and Management* 298: 111-119.
- Harmon, M.E., Ferrell W.K., Franklin, J.F. 1990. Effects on Carbon Storage of Conversion of Old-Growth Forests to Young Forests. *Science* 247: 699–702.
- Helms, J.A., Prüller, R. Haddon B.D., Lund, H.G. 2003. *The Need to Say What You Mean and Mean What You Say*. Paper presented at the IUFRO Conference on Information Interoperability and Organization for National and Global Forest Information Services. A Satellite Event of the XII World Forestry Congress, Quebec City, Quebec, Canada.
- Herold, M., Johns, T. 2007. Linking requirements with capabilities for deforestation monitoring in the context of the UNFCCC – REDD process. *Environmental Research Letters*. 2.
- IPCC. 2000. IPCC special report land use, land use change, and forestry FAO. 2000. Definition of forest and forest change. Forest resource assessment.
- IPCC. 2003. Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry.

- IPCC. 2006. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Agriculture, forestry and other land use.
- ITTO. 2002. *ITTO guidelines for the restoration, management and rehabilitation of degraded and secondary tropical forests*. Japan: International Tropical Timber Organization.
- Lanly, J.P. 2003. Deforestation and forest degradation factors. *Congress Proceedings B, XII World Forestry Congress* 75-83.
- Lund, HG. 2002. When is a forest not a forest? *Journal of Forestry* 100: 21-27.
- Lund, HG. 2014. Definition of forest, deforestation, afforestation and reforestation. Gainesville, VA: Forest information services.
- Lund, HG. 2014b. What is a forest? Definitions de make a difference an example from Turkey. *Aurasya Terim Dergisi*. 2(1): 1-8.
- Magdon P, Fischer C, Fuchs H., Klein C. 2014. Translating criteria of international forest definitions into remote sensing image analysis. *Remote sensing of environment* 149: 252-262.
- McRoberts, R., Tomppo, E., Schadauer, K., Vidal, C., Ståhl, G., Chirici, G., Lanz, A., Cienciala, E., Winter, S., Smith, W.B. 2009. Harmonizing national forest inventories. *Journal of Forestry*.
- Ministerio de ambiente y desarrollo sustentable. 2017. Plan de acción nacional de bosques y cambio climático versión 1-2017. Argentina
- Ministério da Terra, Ambiente e Desenvolvimento Rural. 2016. Estratégia Nacional para a Redução de Emissões de Desmatamento e Degradação Florestal, Conservação de Florestas e Aumento de Reservas de Carbono Através de Florestas (REDD+) 2016-2030. Mozambique.
- Ministerio de justicia y derechos humanos, Presidencia de la nación. 1948. Defensa, mejoramiento y ampliacion de bosques. Ley Nº 13.273. Argentina
- Ministerio de justicia y derechos humanos, Presidencia de la nación. 1995. Forestación. Decreto 710/95. Argentina.
- Ministerio de justicia y derechos humanos, Presidencia de la nación. 2007. Ley 26.331. Establécense los presupuestos mínimos de protección ambiental para el

- enriquecimiento, la restauración, conservación, aprovechamiento y manejo sostenible de los bosques nativos. Argentina
- Morales-Borquero, L., Skutsch, M., Jardel-Peláez, E.J., Ghilardi, A., Kleinn, C., Healy, J.R. 2014. Operationalizing the definition of Forest Degradation for REDD+, with application to Mexico. *Forest* 5: 1635-1681.
- Nelson, R.F., Kimes, D.S., Salas W.A., Routhier, M. 2000. Secondary forest age and tropic forest biomass estimation using thematic mapper imagery. *Bioscience* 5: 419-431.
- Olander, L.P., Gaik, C.S., Kissinger, G.A. 2012. Operationalizing REDD+: scope of reduce emissions from deforestation and forest degradation. Current opinion in *Environmental Sustainability*. 4: 661-669.
- Putz, F.E. 2009. The Importance of Defining 'Forest': Tropical Forest Degradation, Deforestation, Long-Term Phase Shifts, and Further Transitions. *Biotropica* 42: 10-20.
- Romijn, E., Ainembabazi, J.H. Wijaya, A. Herold, M. Angelsen, A. Verchot L., Murdiyarso. D. 2013. Exploring different forest definitions and their impact on developing REDD+ reference emission levels: A case study for Indonesia. *Environmental Science and Policy* 33: 246-259.
- Sasaki, N., Putz, F.E. 2009. Critical need for new definitions of “forest” and “forest degradation” in global climate change agreements. *Conservation Letters* 2: 226-232.
- Schoene, D., Killmann, W., von Lupke, H., LoycheWilkie, M. 2007. *Definitional issues related to reducing emissions from deforestation in developing countries. Forests and Climate Change Working Paper 5*. Rome, Italy: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- SEMARNAT. 2013. Estrategia Nacional de Cambio Climático Visión 10-20-40. México: SEMARNAT. (In spanish).
- Ståhl, G., Cienciala, E., Chirici, G., Lanz, A., Vidal, C., Winter, S., McRoberts, E.R., Rondeux, J., Schadauer, K., Tomppo, E. 2012. Bridging national and reference definitions for harmonizing forest statistics. *Forest science* 58(3).
- UNFCCC. 2001. COP 7 UNFCCC Marrakech. Anexo I. Informe de la Conferencia de las Partes sobre su Séptimo Período de Sesiones, celebrado en Marrakech del 29 de

- octubre al 10 de noviembre de 2001. Segunda parte. Medidas adoptadas por la conferencia de las partes. (In spanish).
- UNFCCC. 2008. COP 13. Report of the Conference of the Parties on its thirteenth session, held in Bali from 3 to 15 December 2007 Part Two: Action taken by the Conference of the Parties at its thirteenth session Decisions adopted by the Conference of the Parties.
- UNFCCC. 2020. For afforestation and reforestation project activities thresholds. Designated National Authorities platform. <https://cdm.unfccc.int/DNA/index.html> (accesses 30 June 2020).
- van Noordwijk, M., Minang, P.A. 2009. If we cannot define it, we cannot save it: Forest definitions and REDD. ASB Policy Brief. No 15. ASB Partnership for the tropical forest margins. Nairobi, Kenya.
- Veldman, J. W., Silveira, F.A.O. Fleischman, F.D. Ascarrunz, N.L., Durigan, G. 2017. Grassy biomes: An inconvenient reality for large-scale forest restoration? A comment on the essay by Chazdon and Laestadius. *American Journal of Botany* 103: 1869–1871.
- Verchot, L.V., Zaner, R., van Straiten, O., Muys, B. 2007. Implications of country-level decisions on the specification of crown cover in the definition of forest for land area eligible for afforestation and reforestation activities in the CDM. *Climate change* 81: 415-430.
- Vieilledent, G., C. Grinand, F.A. Rakotomalalac, R. Ranaivosoad, J. Rakotoarijaonad, Allnutte, T.F., Acharda, F. 2018. Combining global tree cover loss data with historical national forest cover T maps to look at six decades of deforestation and forest fragmentation in Madagascar. *Biological Conservation* 222: 189-197.
- Watson, R. T., Noble, I.R., Bolin, B., Ravindranath, N.H., Verardo, D.J., Dokken, D.J. 2000. Land use, land-use change and forestry. A special report of the IPCC. Montreal, Canada.

Appendices

Appendix A. List of definitions of forest and deforestation

Appendix B. List of concepts related to deforestation

Appendix C. Acronyms

Appendix D. Forest and deforestation definitions for the top ten countries with the highest deforestation rates within the Forest Carbon Partnership Facility

Capítulo 4

Building a methodological reference framework for quantifying tropical deforestation

Fernández-Montes de Oca A. I., Ghilardi A., Kauffer K., Gallardo-Cruz J. A., Solórzano V. J., Sánchez-Cordero V.

Scientific Reports (enviado)

Abstract

There is controversy on estimating deforestation as different estimates often produce contrasting or even conflicting results. It is known that variation in estimates depends on a wide diversity of variables that modify the methods for measuring deforestation, as scale, types and complexity of vegetation, definition used, and available inputs of information. This study developed a methodological tool to select the most suitable method to measure deforestation in tropical forests. We conducted a systematic review of peer-reviewed publications quantifying deforestation. The information was analyzed and synthesized to build a methodological framework of reference. We tested its functionality by quantifying deforestation of tropical rainforests in southern Mexico. This framework facilitates the selection of methods for measuring deforestation by considering the characteristics of each study area and the available inputs. The use of this framework could reduce the uncertainty in the estimates of deforestation by controlling a greater number of variables.

Keywords

Land use land cover change; tree cover loss; decision support tool; estimates; uncertainty

Introduction

Deforestation is a main factor decreasing biodiversity and degrading ecosystem productivity worldwide (Foley et al. 2005). Rampant deforestation of tropical rainforests is particularly severe as these ecosystems hold a high productivity and biodiversity (Körner 2005). For

example, the tropical forests loss significantly reduced the regulation of carbon stocks, and increase the emission of CO₂ into the atmosphere (Foley et al. 2007)

Governmental agencies, academia and NGOs organizations have been interested in monitoring and establishing general policies to prevent deforestation in tropical forest. For example, in the 1990s, close to 50 articles were annually published about monitoring of deforestation in tropical forest (Rudel et al. 2000). Nonetheless, high rates of deforestation on these forests still persist, and policies have had scarcely successful regarding implementation (Boucher et al. 2011; Hansen 2013). A major challenge to monitor deforestation is the uncertainty of the information reported on the amount of the deforested area (Fernández-Montes de Oca, Gallardo-Cruz, Martínez 2015; Solórzano 2018). For example, the use of different estimates of deforestation for a particular area often produce contrasting or even contradictory results (Fernández-Montes de Oca et al., 2020). These discrepancies could be considered as a consequence of the misuse of a wide diversity of variables in the methods for measuring deforestation (Lund 2014; Simula 2009; Verchot et al. 2007). Some of these variables include the scale of analysis, the biological system being studied, the definition of deforestation used, the available supplies, and the users' technical skills, among others (Chazdon et al. 2016; Couturier et al. 2012; Magdon et al. 2013). In addition, quantifying deforestation in some ecosystems, like tropical forests, can be challenging because they are located in geographic areas that rarely have high-quality satellite images covering the area of interest, and thus, usually require a more complex imagery analysis (Solórzano, Gallardo-Cruz, Peralta-Carreta 2020; Chazdon 2014).

The wide diversity of variables affecting deforestation estimates requires reliable measurements and, thus, selecting robust methods is crucial. To achieve this goal, we developed a methodological tool to select the most suitable method for measuring deforestation in tropical rainforests based on different characteristics. Specifically, we conducted a systematic examination of peer-reviewed publications on the quantification of deforestation between 2007 and 2018, and organized this information into a database. We developed a methodological reference framework for quantifying deforestation (MRFforD), and tested its functionality in tropical rainforests in southern Mexico, as a case study. The MRFforD is a tool to make a decision to select the method for measuring deforestation, and considers the characteristics of each study area, the available supplies, and each user's

technical skills. The expectation of this case study was to indicate which method could provide the most reliable deforestation estimates.

Methods

We developed three methodological sections, as follows: (1) a systematic review of scientific literature, (2) the development of a methodological reference framework for quantify deforestation (MRFforD) to select methods of measuring deforestation, and (3) a case study showing the use of MRFforD in tropical rainforest in southern Mexico.

Systematic review

We conducted a systematic review of peer-reviewed publications using selection rules and a list of keywords for the article search (Tranfield, Denyer, Smart 2003). These rules considered the selection of the database (Scopus), the search period (2007–2018), and the type, language, and subject of the articles (scientific, in English, and those that developed or applied deforestation methodologies). The year 2007 was selected as initial year of the search period because of the creation of the Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation (REDD) program, which is one of the first international initiatives promoting the study of deforestation (Romijn et al. 2013; UNFCCC 2008). Two types of keywords were included on the search list: those related to the concept of deforestation, and those associated with the methods of measurement. A search statement based on the selection rules and keywords that was applied to the Scopus database was formed. It was only applied to the keyword sections and title of each article (Appendix 1).

The publications that resulted from the Scopus search were resubmitted for selection. For this purpose, the methods section of each publication ensured that (1) the methodology was clear, as the proposal seeks to replicate methods; (2) it was unprecedented, in order to avoid repetition; (3) it used mixed methods (are those methods that use field data for training or/and evaluation), as the bibliography showed that they tend to have cost-effective advantages (Mas et al. 2004); (4) it used sensors with medium spatial resolution (20 – 90 m); (5) it only quantified deforestation and not another processes (e.g., forest degradation), and (6) it focused on tropical systems. The review of the methods section was done by two persons to reduce bias produced during the review. One person did a complete review of the articles,

and the other one realized a complete review with special emphasis on searching for the false negatives marked by the first person.

MRFforD

The publications that resulted from the systematic review were analyzed and summarized to develop MRFforD. This analysis was organized into a database, and then each variable was aggregated into one of four decision rules (*excluding factors, classifier options, elements for choosing a classification, and additional information*). Two components of the MRFforD were produced 1) the visual aid “visually” synthesized the four decision rules; 2) the user interface, which contains the complete database and describe the characteristics of the final publications that were included in the framework.

Case study

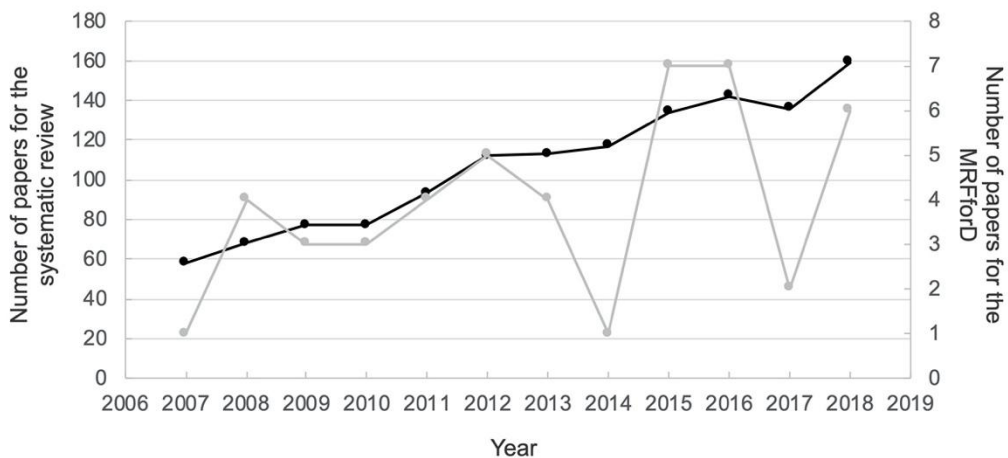
We tested the functionality of the MRFforD by quantifying deforestation in a tropical rainforest, as a case study. Three different Landsat 8 scenes, path/rows 20/49, 21/48, and 21/49, from 2015 and 2018 were utilized. Only images with a cloud cover under 20 % from the Landsat 8 surface reflectance collection were used. For each image, areas covered by clouds, shadows and water identified by the pixel_qa band were masked and its NDVI value was calculated. Afterwards, pixels were filtered based on its histogram, leaving only those within a range between 16 to 84 % of the annual distribution of data. This last approach was aimed at reducing the information derived from remaining unmasked cloud or shadow values. Finally, the annual mean value for the red and NIR bands, as well as the NDVI was calculated for the complete study area. The cloud cover and reflectance percentile values were selected empirically according to the quality of the resulting annual mosaic. These procedures were performed in Google Earth Engine (Gorelick et al. 2017). In addition, we gathered data in the field and with higher-resolution. In addition, we gathered data in the field and with higher-resolution images (320 classification and 45 validation for 2015, and 446 classification and 44 validation for 2018). For the 2015 scenes, higher-resolution images were sampled (SPOT, Sentinel-2 and Google Earth; 365 points), and for the 2018 scene, field data were obtained (447 points), and for difficult-access areas, Google Earth was used (43 points).

Results

Systematic review

We identified 1,286 publications in the 2007–2018 period, and disregarded 35 that could not be located, leaving 1,251. Overall, an increasing annual trend was observed, in which 2018 showed the highest number of publications with 159 (Figure 1, Appendix 2). We further refined the initial list of publications to a small fraction of 47 (3.6% of total), after removing the publications that did not meet all the established criteria (i.e., unprecedented methodologies, clear and mixed, use of medium resolution spatial sensor conducted in tropical systems, and with the topic of deforestation; Appendix 3). In the final list of 47 publications, it was possible to observe that there was not a clear tendency in their annual publication rate; the two years with higher numbers of publication were 2015 and 2016 (Figure 1).

Figure 1. Number of publications obtained from the systematic review and the methodological reference framework for quantifying deforestation (MRFforD) in tropical ecosystems

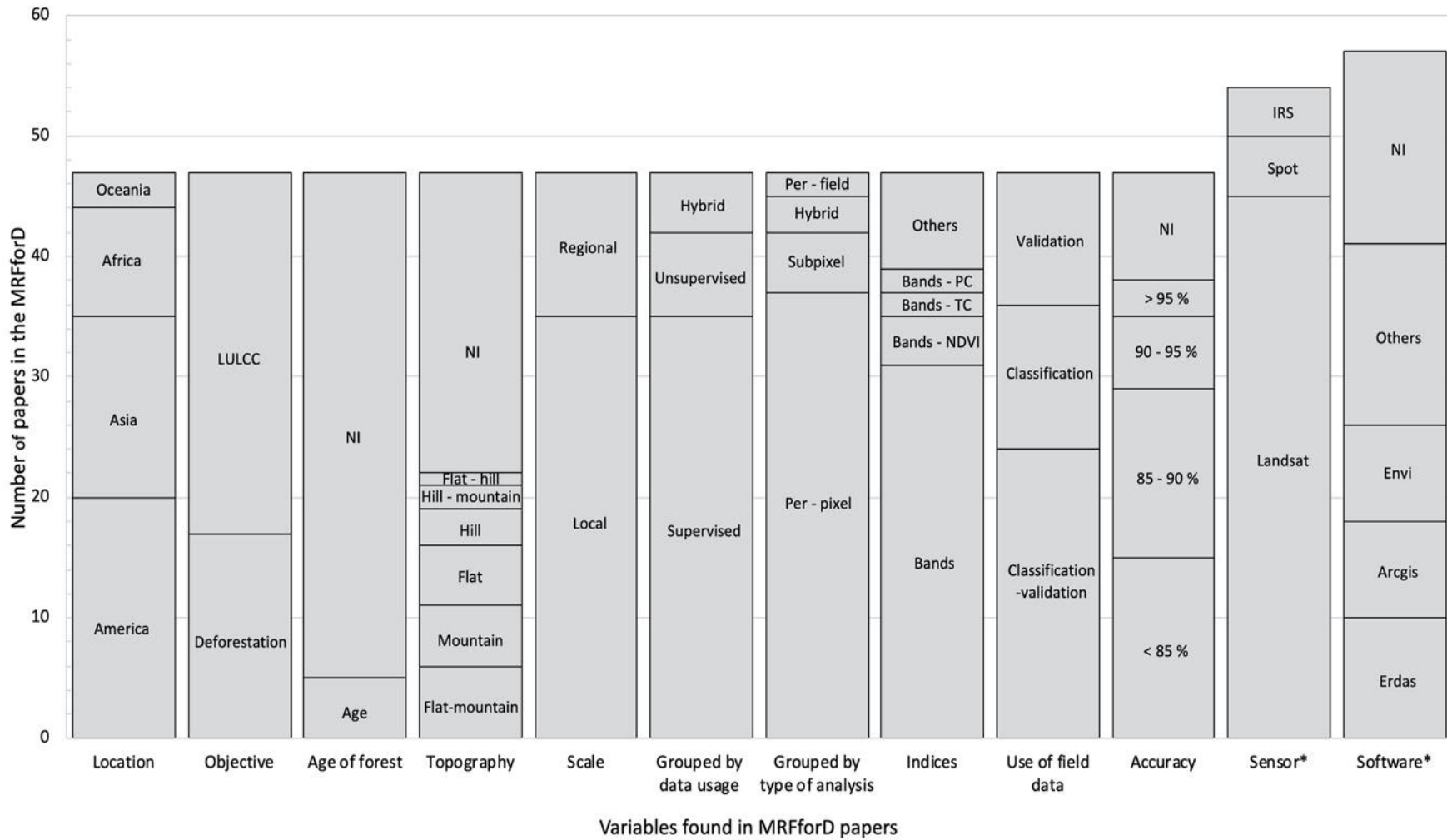


Black lines denote the number of publications from the systematic review; grey lines denote the number of publications for the methodological reference framework for quantifying deforestation (MRFforD)

Further, the description of the variables found in the 47 publications along with their distribution included: *location, objective, forest age, topography, scale, types of classifications (grouped by data usage and grouped by type of analysis), information extracted, use of field data, accuracy, sensor and software*. Some particularities of these

variables were that 17 publications aimed at detecting deforestation, 11 involved first detecting land use land cover change (LULCC), and then these classes were aggregated into a binary class (forest - non-forest); one publication first detected binary classes and then translated them into LULCC classes, and five publications directly generated a binary class (forest - non-forest). In nearly all publications (45), Landsat images with different spatial resolutions were used according to the satellite and period of interest (Landsat MSS - 60 m, TM - 30 m, ETM - 30 m, OLI - 30 m). The publications that used other images (SPOT and IRS) did combine them, in turn, with Landsat. Finally, although 38 publications used error matrices, and 24 publications reported the kappa index, both indicators were used in more than one case (Figure 2; See Appendix 3 for details).

Figure 2. Distribution of the variables found in the final list of 47 publications of the methodological reference framework for quantifying deforestation. See methods for details



* There are more than 47 articles because more than one image or software was used in the same article

NI: no information

LULCC: land use and land cover change

Local scale: municipalities or regions, cities and protected natural areas

Regional scale: states or departments and regions between countries

Others indices: band-principal component (PC)-Tasseled Cap (TC), bands-normalized difference vegetation index (NDVI)-brightness index, bands-NDVI-normalized difference water index, bands-NDVI-PC, bands-NDVI-short-wave infrared, bands-visible and near-infrared-short-wave infrared, NDVI-enhanced vegetation index-photosynthetic vegetation, normalized burn ratio

Others software: Compumine Rule Discovery System, eCognition, Idris, Claslite, R, Cartalinx, Ilwis, Matlab, Spring

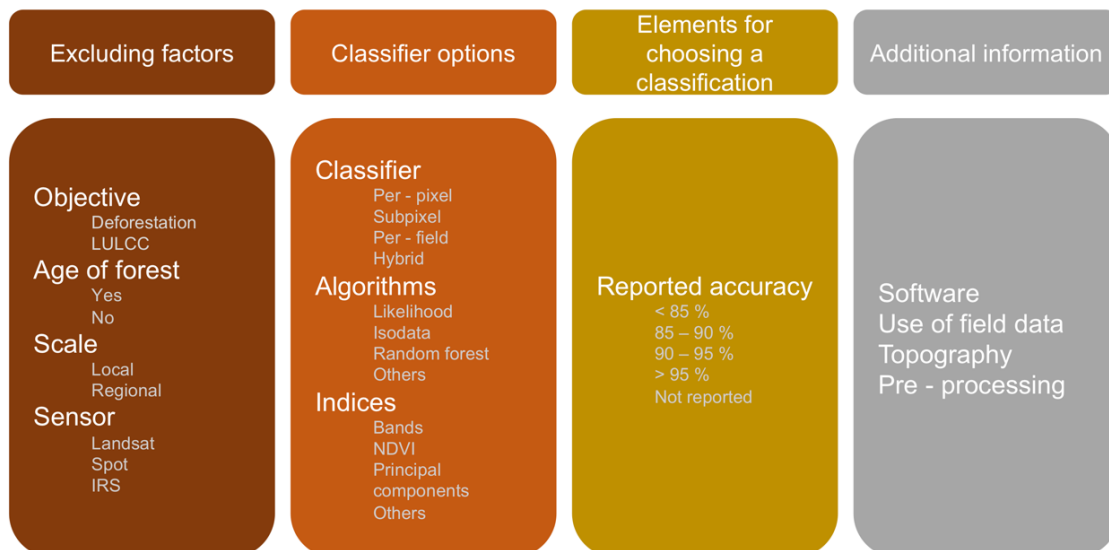
Accuracy: it was reported through two indicators, error matrices and kappa index. In Figure 3 only the information of the error matrices is represented

MRFforD: methodological reference framework for quantify deforestation

MRFforD

A database was created based on the systematic review that compiled the previously analyzed variables into four decision rules. We developed the MRFforD to facilitate the selection of the method for measuring deforestation, and accordingly increase the certainty of its estimates. The MRFforD included two components. First, the *visual aid* visually synthesized the information from the user interface based on the four decision rules (*excluding factors*, *classifier options*, *elements for choosing classifiers*, and *additional information*) (Figure 3). The *excluding factors* included variables that determined which publications could be useful for certain sites of interest, as the scale of the site (local or regional), the sensor used (Landsat, SPOT, or IRS), whether or not the age of the forest was of interest, and whether a methodology had the objective of analyzing deforestation or the LULCC were included in these factors. The *classifier options* showed different classifiers, algorithms, and variables used to determine the deforestation after having applied the excluding factors. For the visual aid, although there are two types of classifiers, only the typology of those related to the type of analysis were used (per - pixel, subpixel, per - field, or hybrid). Regarding the algorithms and indices, they varied within a wide range, and each one will be more or less suitable for certain scales, forest structures, and water content of the site of interest, among others.

Figure 3. Visual aid of the methodological reference framework for quantify deforestation



LULCC: land use and land cover change
 NDVI: Normalized Difference Vegetation Index

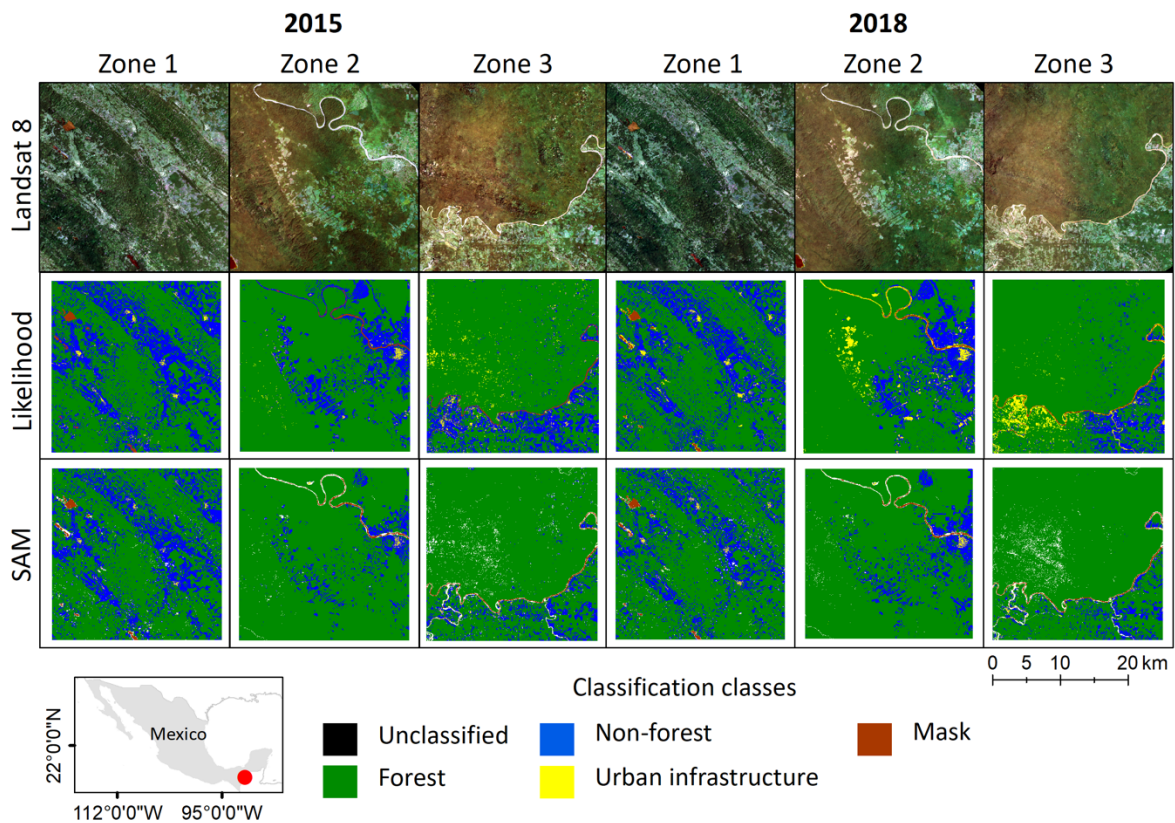
Additionally, the *elements for choosing a classification* assisted in selecting the best reported classification. In this section, the reported accuracy of the classification was used as an element to make a decision. To this effect, the error matrices or the kappa index can be used. In this decision rule, the reported accuracies were classified into four categories to be able to discern between one method and another (< 85 %, 85 - 90 %, 90 - 95 % y > 95 %). It is important to mention that although seven publications did not report error matrices overall accuracy or the kappa index, they were included in the MRFforD. It was considered that retaining these publications increased the heterogeneity of the potential methods to be used, and did not reduce the quality of our MRFforD since these publications were peer-reviewed. The *additional information* section was not essential to make a decision, but it was useful to conduct the classification. This information helped decide what software to use, how to use field data (during the classification or validation), in what topography certain methodologies have been applied or what type of pre-processing could be applied to the satellite images. Likewise, the *user interface* is a database, which is linked to the visual aid, that compiled the final list of 47 publications. This allowed the user to interact with the decision rules of the visual aid, and find the method that best suits the requirements (Appendix 3). To report the methodologies of the 47 publications, the user interface organizes this information into the same classes as the visual aid.

Case study

The case study was located in southern Mexico (-91.748, 17.229 and -90.562, 15.980), and holds an extensive area of tropical rainforest (Fernández-Montes de Oca, Gallardo-Cruz, Martínez 2015). We applied the MRFforD to quantify deforestation in this region, and three of four decision rules were used (excluding factors, classifier options, and elements for choosing classifiers). In the first rule, analyzing deforestation at a local scale was chosen as an objective; in the second rule, only per - pixel classifications were selected, and in the third rule, only publications that reported accuracies above 85 % were selected (Appendix 3). Based on these rules, four publications were obtained from 2012 (Broadbent et al.), 2013 (Diniz et al.), 2017 (Rahman et al.), and 2018 (Gómez-Díaz et al.). The four resulting classifications were supervised, three with a Maximum *likelihood* algorithm, and one with

the *Spectral angle mapper (SAM)* algorithm. Three classifications showed accuracy levels between 85 and 90 %, and only one above 95 %; the latter was a Maximum Maximum *likelihood* classification. Of the four methodologies, three used land use classes for later detecting the forest, and one used a binary class (forest - non-forest). (Appendix 3). The two algorithms were tested (Maximum *likelihood* and SAM), and the Landsat 8 images bands, except for the red, infrared, and NDVI were used. Furthermore, to conduct the classifications, three classes were used (*forest, non-forest*, which included agriculture, livestock, and bare land, and *urban infrastructure*). The deforestation values were obtained from the differences between classifications of 2015 and 2018. To analyze the two classifications in detail, three areas with high deforestation in the study region were selected (see Figure 4).

Figure 4. Distribution of land cover for three zones of interest (Zones 1, 2, and 3) in 2015 and 2018, for the Maximum *likelihood* and *spectral angle mapper* classifications, respectively

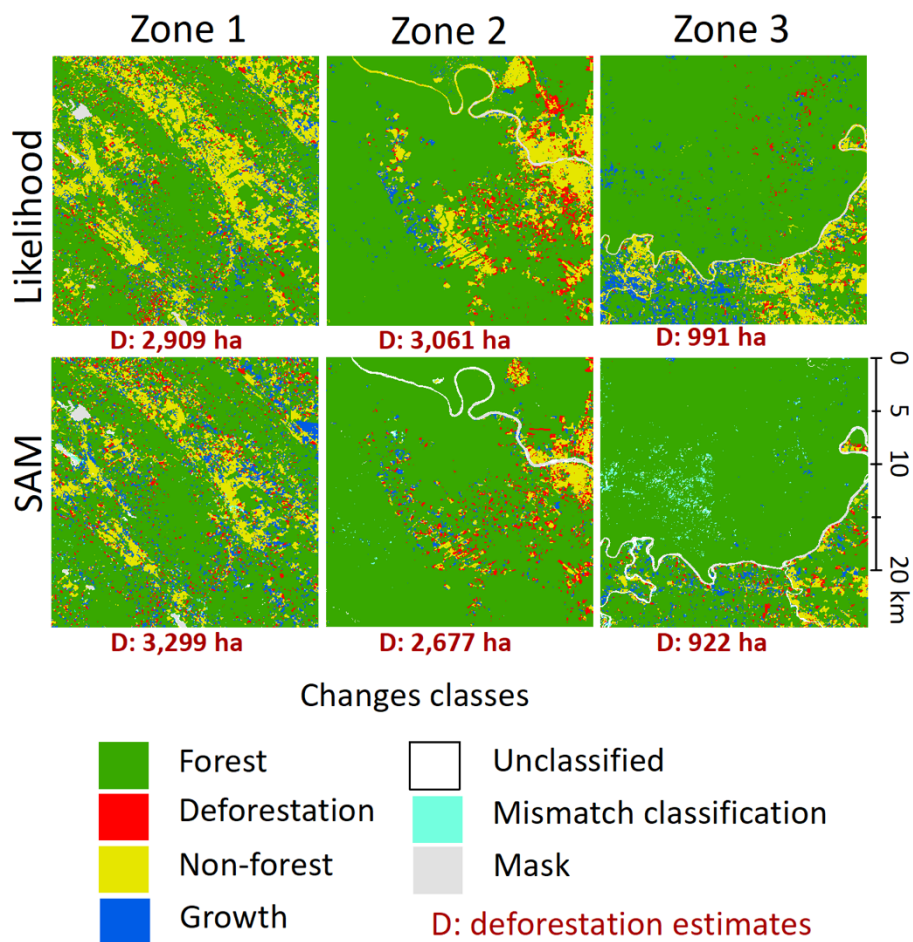


The red dot represents the location of the case study

First, it was observed that the two classifications of 2015 showed higher values of overall classification accuracy (OCA) than those for 2018 (91.84 % for *likelihood*, and 87.76 % for SAM) for the study area. In the evaluation between classifiers, it was possible to observe that the OCA values were higher for classifications that used the Maximum *likelihood* algorithm than for SAM (2015 - 91.84 % Maximum *likelihood* compared to 87.76 % SAM, and 2018 - 80.44 % Maximum *likelihood* compared to 78.26 % SAM). However, both classifiers had an OCA above 78 %, which means that the two models showed substantial agreement (see Jensen 2007) (Appendix 4).

We observed that the classifications from 2015, both for Maximum *likelihood* and SAM, showed more difficulties differentiating between the classes of urban infrastructure and non-forest in the total study area, and in each zone. On the other hand, in 2018, there appeared to be less difficulties differentiating between forest and non-forest, between non-forest and forest plus urban infrastructure, and between urban infrastructure and non-forest (Figure 3; Appendix 4). In addition, it was possible to detect that some of the errors generated during the Maximum *likelihood* classification corresponded to pixels belonging to forest but were classified as urban infrastructure; in the SAM classification, these same pixels were referred to as unclassified. Furthermore, the Maximum *likelihood* classification allowed a better way to differentiate some roads compared to the SAM classification (Figure 4). Finally, the deforestation detected for the study area with the SAM classification showed 10,902 ha more than the Maximum *likelihood* classification (49,529 ha and 38,628 ha, respectively). The Maximum *likelihood* classification for zones 2 and 3 showed higher estimates per area than the SAM classification (384 and 69 ha more, respectively). For zone 1, the variation between the estimates was 390 ha, with the highest values of the SAM classification (Figure 5, Appendix 5).

Figure 5. Distribution of land cover change for the study area (Zones 1, 2, and 3) in 2015 and 2018, for the Maximum *likelihood* and *spectral angle mapper* classifications, respectively



Mismatch classification grouped those pixels that, in one year were masked or unclassified, and in the other year were classified in a different class. For this map, the non-forest class includes both, the non-forest and urban infrastructure cover of Figure 4

Discussion

Systematic review

We were able to include only a small fraction of the total publications obtained during the systematic review. A major reason was that most of the publications did not completely meet our criteria. Nonetheless, the main reason for not including the remaining publications in the final selection was due to the fact that a large number of articles were not fully or partially replicable. Additionally, few publications mentioned the software used, which hinders the possibility of replicating them. Also, a high number of publications did not use field data to

conduct the classifications or to validate the results. This shortcoming led users of not having an independent comparative approach, and a distrust of the accuracy of these methods. In sum, a user who is interested in analyzing deforestation in tropical rainforests with medium resolution sensors, mixed methods, and replicable methodologies will likely find a few useful studies for their implementation. Thus, the development of a tool facilitating the selection of reliable methods for detecting deforestation opens the possibility of finding an adequate method for each region of interest.

Our systematic review showed an increase in the number of publications after 2007, doubling this number by 2018. It is quite possible that this increase was related to the fact that before 2000, there was little temporal and spatial variation in the satellite images, which were less useful for research. This was particularly the case in tropical areas, where there were fewer images with a low number of clouds (Solórzano, Gallardo-Cruz, Peralta-Carreta 2020). The computer and remote sensors developments also allowed new approaches and methods for quantifying deforestation (Solórzano, Gallardo-Cruz, Peralta-Carreta 2020). International environmental policies related to carbon dioxide emissions as the Kyoto Protocol, have greatly encouraged and supported studies on quantifying deforestation (Rosenqvist et al. 2003). Further, almost all publications focused on measuring LULCC rather than deforestation, perhaps to the possibility to derive estimates regarding deforestation, as LULCC is closely related to deforestation, especially with the change of forest to agricultural and livestock activities (Geist, Lambin 2002). It is also common to classify the images by joining land-use classes and vegetation coverage to avoid confusion during the classification. There is a limited understanding of the distinctions between LULCC and deforestation, since the variations in the estimates of deforestation do not only depend on the methods used but also on the definition of deforestation employed (Lund 2014).

Another characteristic observed was that most of the publications did not consider the age of the forests under study in their methodology. This is relevant because many of the economic subsidies granted for controlling deforestation are related to the age of the forests and the period in which the change occurred (e.g., REDD) (Putz 2009). Therefore, if the objective of the selected method is to detect areas that are eligible for receiving conservation subsidies, it will be necessary to select methods that include the age of the forests. We also observed little variation in the use of the type of classifiers and their associated algorithms.

For the most part, they were supervised classifications than used Maximum *likelihood* or ISODATA algorithms. Few publications used more novel classifiers like the Artificial Bees Colony (ABC) (See Appendix 3, for details). This may be related to the Maximum *likelihood* algorithm being more integrated into specialized or common use software, which is why there are more classification reports that use Maximum *likelihood* algorithms. Another characteristic that showed little variability was the set of image variables that were used to determine deforestation. In this case, most publications used image bands and NDVI (Appendix 3).

MRFforD

It is important to establish a transparent mechanisms that contribute to the understanding and possible management of environmental problems (Holling 2001; Walker et al. 2003). In order to make the deforestation analysis mechanism transparent, and thus reduce the uncertainty of its estimates, different studies indicate that it is necessary to harmonize their concepts and methods (FAO 2002a, 2002b, 2005; Herold, Johns 2007; Magdon et al. 2013; McRoberts et al. 2009; Morales-Barquero 2014; Olander et al. 2012). In this study, harmonization is understood as a mechanism for building a common language among elements of different origins (e.g., methods), thus, making the elements are comparable to each other (Köhl et al. 2002). To harmonize the methods, MRFforD was developed, which was a useful tool for identifying the interactions and causes of the phenomenon of interest. These methods provide a common language and allow their users to identify areas of intervention (Ostrom 2011; Potschin-Young et al. 2018). Today, there are reference frameworks that associate environmental problems with the territory and include deforestation as part of their variables. Some examples include the Millennium Ecosystem Assessment, (MEA 2005), Ecosystem Services and Poverty Alleviation (Fisher et al. 2014; Geist, Lambin 2002), Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (Díaz et al. 2015). Nevertheless, none analyze the challenges associated with measuring deforestation. There are studies focused on analyzing the different methods for quantifying deforestation, but they do not propose their harmonization (e.g., Rosenqvist et al. 2003; Atmadja, Verchot 2012; Olander et al. 2008). The methodological reference

framework for quantifying deforestation analyzes the deforestation methods and, with this, proposes a reference framework that simplifies their understanding.

The MRFforD is a simple decision support tool that analyzes and synthesizes a large quantity of information, which comes from the selection of a method for measuring deforestation. This framework allows selecting the most suitable method for the requirements of each user among a wide diversity of variables, like the type of images, their spatial, temporal, and spectral resolution, the variables that will be used to generate estimates (e.g., bands, indexes), the design of the sampling of verification data, the classes in which the image will be classified or the type of classifier or algorithm to be implemented. Moreover, MRFforD considers the level of user skill to be yet another decision factor (Appendix 3). That is, simpler or more complex methods can be conducted according to each users' experience level. Additionally, the MRFforD helps select an adequate method for quantifying deforestation by using the accuracy reported in each publication as a decision rule. This ensures that the selected methodology has already been used and has obtained robust results. In addition, this framework allows selecting methods by comparing their advantages and disadvantages into perspective, resulting in an increase in the certainty of the deforestation estimates. The MRFforD also allows creating in-depth transparency on analyzing the quantification of deforestation. The expectation is that the wide use of this framework will help consider the different estimates of deforestation in a common framework.

Case study

The implementation of the MRFforD evidenced that the estimates of deforestation varied among the Maximum *likelihood* and *SAM* classifications, and that both produced an OCA above 80%, indicating a substantial agreement (Jensen 2007). Moreover, some of the variables from the methodologies affecting the measurement of deforestation were made evident, including the design of the field data sampling, which creates variations in the values of deforestation. This observation was based on the fact that OCA of the classification that included field data (2018) was lower than the one that did not (2015). It suggests that the distribution of field data was not adequate since the study area is difficult to access. As part of the variation in deforestation estimates, it is necessary to assume the risk of a deficient sampling in areas with difficult access and explore other techniques (e.g., the use of spatial

images with higher resolution). The MRFForD also detected differences between the Maximum *likelihood* and the *SAM* classifications between the type of classification and the natural surroundings. For example, the Maximum *likelihood* classification identified water pixels as urban infrastructure, while the *SAM* classification was much more cautious and referred to these same pixels as unclassified. Similarly, during the Maximum *likelihood* classification, there were pixels in zone 3 that were classified as urban infrastructure, although they were not. In zone 3, entries were complicated, and the probability of having produced deforestation is very low. In turn, it is known that natural non-woodland vegetation exists in this region.

There is a large number of factors that influence the variations of deforestation estimates (e.g., scale, number of classes for classification, type of sampling, sensors, among others). Nevertheless, to increase their certainty, it is necessary to understand each stage of the methodology that is used (Lu, Weng 2007). For this purpose, the MRFForD was developed as a tool that facilitates the evaluation of the advantages and disadvantages of the methods reducing the uncertainty in the deforestation estimates of an area of interest.

Conclusions

In sum, a main result of this study was the development of a simple tool that facilitates the selection of methods for quantifying deforestation in tropical rainforests based on scientific information and a common framework. This selection is based on how suitable a method is in relation to a large number of variables (e.g., study area, sensor type, scale, user skills, and sampling design, among others). Therefore, this tool selects the most suitable methods, and not solely those that report the highest accuracy, due to the fact that accuracy values can show discrepancies between study sites. For comparison, the *reported accuracy* is indeed considered an element for choosing a classification. Specifically, MRFForD showed three main advantages: (1) It is a tool to ease the selection of a method to measure deforestation. MRFForD allows observing a wide range of methods, analyzing their weaknesses and strengths, and simultaneously comparing each of them to the skills of each user; (2) it works as a platform for comparing different deforestation estimates for a same area, and understanding the reason for these differences and use better the available information. Consequently, when management programs are established, the methods used for estimating

deforestation are critically evaluated considering their risk appropriately, and (3) MRFforD simplifies a large quantity of scientific information for any user who is required to measure deforestation without the need of in-depth technical knowledge. Thus, this framework brings scientific information close to stakeholders interested in dealing with deforestation. Moreover, since the framework is based on scientific information, it will be continuously updated. We expect that the MRFforD will have important applications for future studies on deforestation in tropical forests. In the future, we would expect the two current components of this framework, the visual aid and the user interface, to be integrated into an automated digital platform. This would facilitate its use and the constant updating of new methods.

References

- Atmadja S, Verchot L (2012) A review of the state of research, policies and strategies in addressing leakage from reducing emissions from deforestation and forest degradation (REDD+). *Mitig Adapt Strateg Glob Change*, 17:31-336. DOI 10.1007/s11027-011-9328-4
- Boucher D, Elias P, Lininger K, May-Tobin C, Roquemore S, Saxon E (2011) *The Root of the Problem. What's Driving Tropical Deforestation Today?* Union of Concerned Scientist Publications. Cambridge
- Broadbent E.N., Almeyda Zambrano A.M., Dirzo R., Durham W.H., Driscoll L., Gallagher P., Salters R., Schultz J., Colmenares A., Randolph S.G. 2012. The effect of land use change and ecotourism on biodiversity: a case study of Manuel Antonio, Costa Rica, from 1985 to 2008. *Landsc Ecol*, 27: 731-744. Doi: 10.1007/s10980-012-9722-7
- Couturier S, Núñez JM, Kolb M (2012) Chapter 4. Measuring Tropical Deforestation with Error Margins: A Method for REDD Monitoring in South-Eastern Mexico. In Surarshana P (ed) *Tropical forest*. IntechOpen
- Chazdon R (2014) *Second growth: the promise of tropical forest regeneration in an age of deforestation*. The University of Chicago press. ISBN:13: 978-0-226-11810-9
- Chazdon R, Brancalion PHS, Laestadius L, Bennet-Curry A, Buckingham K, Kumar C, Moll-Rocek J, Guimaraes Vieira IC, Wilson SJ (2016) When is a forest a forest? Forest concepts and definitions in the era of forest and landscape restoration. *Ambio*. 45: 538–550

- Díaz S, Demissew S, Carabias J, Joly C, Lonsdale M, Ash N, Larigauderie A, Adhikari JR, et al. (2015) The IPBES Conceptual Framework - connecting nature and people. *Curr Opin Environ Sustain*, 14:1-16. Doi:10.1016/j.cosust.2014.11.002
- Diniz F.H., Kok K., Hott M.C., Hoogstra-Klein M.A., Arts B. 2013. From space and from the ground: determining forest dynamics in settlement projects in the Brazilian Amazon. *Int Forest Rev*, 15(4): 442-455. Doi:10.1505/146554813809025658
- FAO (2002a) Expert Meeting on Harmonizing forest-related definitions for use by various stakeholders. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations
- FAO (2002b) Second Expert Meeting on Harmonizing forest-related definitions for use by various stakeholders. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations
- FAO (2005) The Third Expert Meeting on Harmonizing Forest-related Definitions for Use by various Stakeholders. Food and Agriculture Organization of the United Nations
- Fernández-Montes de Oca AI, Gallardo-Cruz JA, Martínez M (2015) Deforestación en la región selva lacandona. In: Carabias J, de la Maza J, Cadena R (eds) *Conservación y desarrollo sustentable en la selva lacandona. 25 años de actividades y experiencias*. Natura y ecosistemas mexicanos AC, México, pp 61-68
- Fisher JA, Patenaude G, Giri K, Lewis K, Meir P, Pinho P, Rounsevell MDA, Williams, M. (2014) Understanding the relationships between ecosystem services and poverty alleviation: A conceptual framework. *Ecosyst Serv*, 7:34-45. <http://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.08.002>
- Foley F, DeFries R, Asner G, Barford C, Bonan G, Carpenter S, Stuart-Chapin F, Coe M, Daily G, Gibbs H, Helkowski J, Holloway T, Howard E, Kucharik C, Monfreda C, Patz J, Prentice I, Ramankutty N, Snyder P (2005) Global Consequences of Land Use. *Science*, 309(5734):570-574. Doi: 10.1126/science.1111772
- Foley F, Asner G, Heil M, Coe M, DeFries R, Gibbs H, Howard E, Olson S, Patz J, Ramankutty N, Snyder P (2007) Amazonia revealed: forest degradation and loss of ecosystem goods and services in the Amazon basin. *Front Ecol Environ*, 5(1): 25-32. Doi: 10.1890/1540-9295(2007)5[25:ARFDAL]2.0.CO;2

- Geist HJ, Lambin EF (2002) Proximate Causes and Underlying Driving Forces of Tropical Deforestation. *BioScience*, 52(2):143-150. [http://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0143:PCAUDF\]2.0.CO;2](http://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0143:PCAUDF]2.0.CO;2)
- Gómez-Díaz JA, Brast K, Degener J, Krömer T, Ellis E, Heitkamp F, Gerold G (2018) Long-Term Changes in Forest Cover in Central Veracruz, Mexico (1993–2014). *Trop Conserv Sci*, 11: 1-12. Doi: 10.1177/1940082918771089
- Gorelick N, Hancher M, Dixon M, Ilyushchenko S, Thau D, Moore R (2017) Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sens Environ*, 202: 18-27. Doi: 10.1016/j.rse.2017.06.031
- Hansen M, Potapov P, Moore R, Hancher M, Turubanova S, Tyukavina A, Thau D, Stehman S, Goetz S, Loveland T, Kommareddy A, Egorov A, Chini L, Justice C, Townshend J (2013) High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science*, 342(6160): 850–853. doi:10.1126/science.1244693
- Herold M, Johns T (2007) Linking requirements with capabilities for deforestation monitoring in the context of the UNFCCC – REDD process. *Environ Res Lett*, 2. <http://iopscience.iop.org/1748-9326/2/4/045025>
- Holling CS (2001) Understanding the complexity of economic, ecological and social systems. *Ecosystems* 4(5):390-405. Doi: 10.1007/s10021-001-0101-5
- Jensen JR (2007) *Remote sensing of the environment: An Earth Resource Perspective*, 2nd edn. Pearson Prentice Hall, New Jersey.
- Köhl M, Traub B, Päivinen R (2002) Harmonisation and standardisation in multi-national environmental statistics-mission impossible? *Environ Monit Assess*, 63(2):361-380. Doi: 10.1023/A:1006257630216
- Körner C (2005) Tropical forests dynamics in response to a CO₂-rich atmosphere. In: Malhi Y, Phillips OL (eds) *Tropical forest and global atmospheric change*: Oxford University press. DOI:10.1093/acprof:oso/9780198567066.001.0001
- Lu D, Weng Q (2007). A survey of image classification methods and techniques for improving classification performance. *Int J Remote Sens*, 28(5): 823-870. Doi: 10.1080/01431160600746456
- Lund HG (2014) What is a forest? Definitions de make a difference an example from Turkey. *Avrasya Terim Dergisi*, 2(1): 1-8.

- Magdon P, Fischer C, Fuchs H, Klein C (2014) Translating criteria of international forest definitions into remote sensing image analysis. *Remote Sens Environ.* 149: 252-262
- Mas J, Puig H, Palacio J, Sosa-López A (2004) Modelling deforestation using GIS and artificial neural networks. *Environ Model Softw*, 19(5): 461–471. Doi:10.1016/s1364-8152(03)00161-0
- McRoberts R, Tomppo E, Schadauer K, Vidal C, Ståhl G, Chirici G, Lanz A, Cienciala E, Winter S, Smith WB (2009) Harmonizing national forest inventories. *J For*, 107(4):179:187. <https://doi.org/10.1093/jof/107.4.179>
- MEA (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. Millennium Ecosystem Assessment. World Resources Institute. Washington
- Morales-Barquero L, Skutsch M, Jardel-Peláez EJ, Ghilardi A, Kleinn C, Healy JR (2014) Operationalizing the definition of Forest Degradation for REDD+, with application to Mexico. *Forests*, 5(7):1635-1681. <https://doi.org/10.3390/f5071653>
- Olander LP, Gibbs HK, Steininger M, Swenson JJ, Murray BC (2008) Reference scenarios for deforestation and forest degradation in support of REDD: a review of data and methods. *Environ Res Lett*, 3(2). doi:10.1088/1748-9326/3/2/025011
- Olander LP, Gaik CS, Kissinger GA (2012) Operationalizing REDD+: scope of reduce emissions from deforestation and forest degradation. *Curr Opin Environ Sustain*, 4(6):661-669. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2012.07.003>
- Ostrom E (2011) Background on the Institutional Analysis and Development Framework. *Policy Stud J*, 39(1):7–27. <http://doi.org/10.1111/j.1541-0072.2010.00394.x>
- Potschin-Young M, Haines-Young R, Görg C, Heink U, Jax K, Schleyer C (2018) Understanding the role of conceptual frameworks: Reading the ecosystem service cascade. *Ecosyst Serv*, 29(C):428-440. <http://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.05.015>
- Putz FE (2009) The Importance of Defining 'Forest': Tropical Forest Degradation, Deforestation, Long-Term Phase Shifts, and Further Transitions. *Biotropica*, 42(1):10-20. Doi: 10.1111/j.1744-7429.2009.00567.x
- Rahman M.K., Schmidlin T.W., Munro-Stasiuk M.J., Curtis A. 2017. Geospatial analysis of land loss, land cover change, and land use patterns of Kutubdia Island, Bangladesh. *International Journal of Applied Geospatial Research*, 8(2). Doi: 10.4018/IJAGR.2017040104

- Romijn E, Ainembabazi JH, Wijaya A, Herold M, Angelsen A, Verchot L, Murdiyarso D (2013) Exploring different forest definitions and their impact on developing REDD+ reference emission levels: A case study for Indonesia. *Environ Sci Policy*, 33: 246–259. doi:10.1016/j.envsci.2013.06.002
- Rosenqvist Å, Milne A, Lucas R, Imhoff M, Dobson C (2003) A review of remote sensing technology in support of the Kyoto Protocol. *Environ Sci Policy*, 6:441–455. Doi:10.1016/S1462-9011(03)00070-4
- Simula M (2009) Towards defining forest degradation: comparative analysis of existing definitions. Forest Resources Assessment Working Paper 154, Food and Agriculture Organization of the United Nations. <http://www.fao.org/tempref/docrep/fao/012/k6217e/k6217e00.pdf>
- Rudel TK, Fleisher K, Bates D, Baptista S, Holmgren P (2000) Tropical deforestation literature: geographical and historical patterns. *Unasylva*, 203(51): 11-18
- Solórzano JV (2018) Informe final. Identificación y cuantificación del cambio de uso de suelo en las áreas naturales protegidas de la Selva Lacandona y en el municipio de Marqués de Comillas. *Natura y ecosistemas mexicanos AC, México*
- Solórzano JV, Gallardo-Cruz JA, Peralta-Carreta C (2020) Potencial del acervo de imágenes Landsat disponible en Google Earth Engine para el estudio del territorio mexicano. *Investigaciones geográficas*, 101. Doi: [dx.doi.org/10.14350/rig.59821](https://doi.org/10.14350/rig.59821)
- Tranfield D, Denyer D, Smart P (2003) Towards a Methodology for Developing Evidence-Informed Management Knowledge by Means of Systematic Review. *British Journal of Management*, 14: 207-222
- UNFCCC (2008) COP 13. Report of the Conference of the Parties on its thirteenth session, held in Bali from 3 to 15 December 2007. Part Two: Action taken by the Conference of the Parties at its thirteenth session. Decisions adopted by the Conference of the Parties.
- Verchot LV, Zaner R, van Straiten O, Muys B (2007) Implications of country-level decisions on the specification of crown cover in the definition of forest for land area eligible for afforestation and reforestation activities in the CDM. *Clim Change*. 81: 415-430. <https://doi.org/10.1007/s10584-006-9111-9>

Walker WE, Harremoës P, Rotmans J, van der Sluijs JP, van Asselt MBA, Janssen P, van Krauss MP (2003) Defining uncertainty: a conceptual basis for uncertainty management in Model-based decision support. *Integrated Assessment*, 4(1), 5–17. doi:10.1076/iaij.4.1.5.16466

Appendices

Appendix 1. List of keywords and search statement to Scopus

Appendix 2. Summary of the 1,286 publications reported in the systematic review

Appendix 3. List of the 47 publications and their characteristics selected for the MRFforD

Appendix 4. Summary of the error matrices and the kappa index in 2015 and 2018, for the Maximum *likelihood* and *spectral angle mapper* classifications included in the case study.

Appendix 5. Summary of land cover change in 2015 and 2018 for the Maximum *likelihood* and *SAM* classifications, for three zones of interest.

Capítulo 5

Una propuesta de armonización de definiciones y métodos para medir la deforestación

Fernández-Montes de Oca A. I., Kauffer E., Ghilardi A., Sánchez-Cordero V.

Resumen

La deforestación ha sido ampliamente estudiada desde varias décadas y ha generado una gran cantidad de información sobre este proceso. No obstante, para un mismo sitio y tiempo determinado, las estimaciones de la deforestación suelen diferir y muchas veces contradecirse. Esta variación en las estimaciones genera poca certidumbre sobre la extensión del espacio deforestado y, por lo tanto, aporta información poco certera para controlar la deforestación. Existen esencialmente dos condiciones que propiciarían estimaciones más confiables: la elección de una definición apropiada al sitio de estudio y el uso de un método de cuantificación adecuado a esa definición. Esta investigación busca establecer la relación entre las definiciones y los métodos para medir la deforestación. Para lograrlo se compararon definiciones nacionales e internacionales con métodos de medición para regiones con selvas tropicales. Para seleccionar y evaluar las definiciones y métodos se hizo uso de dos marcos de referencia, uno conceptual y otro metodológico. Se observó que existen métodos más adecuados a ciertas definiciones. También se evidenció que implementar métodos de medición para definiciones operativas (con umbrales claros establecidos) requiere mayor conocimiento técnico y habilidades. Sin embargo, superar este problema permite hacer comparaciones entre estimaciones. En todos los casos, el método mejor evaluado fue el *object-oriented classification*.

Abstract

Deforestation has been extensively studied for several decades. This has generated a lot of information about this process. However, for the same site and time, the deforestation estimates tend to differ and often contradict each other. This variation in estimates generates uncertainty about how much is deforested and, therefore, provides uncertain information to

control deforestation. This variation in the estimates provokes uncertainty about how much is deforested and, therefore, provides unreliable information to control deforestation. Two conditions that would lead to more reliable estimates would be: choosing a definition appropriate to the study site and using a quantification method appropriate to that definition. This research seeks to establish the relationship between definitions and methods to measure deforestation. To achieve this, national and international definitions were compared with measurement methods for regions with tropical forests. To select and evaluate the definitions and methods, two reference frameworks were used, one conceptual and the other methodological. It was observed that there are methods more appropriate to some definitions. It was also evidenced that implementing quantification methods for operational definitions (clear thresholds) requires greater technical knowledge and skills. However, overcoming this problem allows comparisons between estimates. In all cases, the best evaluated method was the object-oriented classification.

Palabras clave

Estimaciones de la deforestación; incertidumbre; LULCC; marcos de referencia

Introducción

La deforestación ha sido estudiada desde hace varias décadas con la finalidad de frenar su avance. No obstante, no se conoce con certeza si esta se ha controlado, como lo señala la FAO (FAO, UNEP 2020), o sigue en crecimiento como algunos autores señalan (Boucher et al. 2011; Hansen 2013; Vieilledent 2018). Parte del problema se debe al uso de información incierta para entender el problema (Helms 2003). Es decir, el combate contra la deforestación está basado en datos de cuantificación de la deforestación provenientes de diversos métodos. Cada uno de estos se fundamenta, en el mejor de los casos, en definiciones que son propuestas específicamente para cada caso de estudio (Helms 2003; Romijn et al. 2013). Por lo tanto, para un mismo lugar y tiempo existen diversas estimaciones de deforestación. Por ejemplo, la deforestación total reportada por la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) y por el Global Forest Watch (GFW) para México en el periodo 2005 – 2010 difiere en más de 90,000 hectáreas (155,000 ha y 247,400 ha, respectivamente; CONAFOR 2014; GFW 2019). Esta variedad en las estimaciones genera poca certidumbre sobre cuánto está deforestado y, por

lo tanto, aporta información poco certera para conocer la amplitud de la problemática y mitigarla (Velázquez et al. 2011).

Existen esencialmente dos condiciones que propician una cuantificación de la deforestación más confiable: la elección de una definición apropiada al sitio de estudio y el uso de un método de cuantificación adecuado a esa definición. Esta investigación busca establecer la relación entre las definiciones de deforestación y sus métodos para medirla. Para ello se compararon diversas definiciones nacionales e internacionales con los métodos reportados más adecuados para las regiones con selvas tropicales. Para seleccionar y evaluar las definiciones y métodos se hizo uso de dos marcos de referencia, uno conceptual y otro metodológico (*Conceptual reference framework for defining deforestation (CRFforD)*) y el *Methodological reference framework for quantify deforestation (MRFforD)* (Fernández-Montes de Oca et al. 2021 y Fernández-Montes de Oca et al. enviado). El resultado final de esta investigación tiene el potencial de aumentar la certidumbre de las estimaciones de la deforestación y con ello mejorar su gestión.

Metodología

Para establecer la relación entre definiciones y métodos de la deforestación se compararon diversas definiciones con distintos métodos para medirla. Para seleccionar y vincular lo anterior se utilizaron dos marcos de referencias, el marco conceptual de referencia (*Conceptual reference framework for defining deforestation (CRFforD)*) y el marco metodológico de referencia (*Methodological reference framework for quantify deforestation (MRFforD)*) (Revisar Fernández-Montes de Oca et al. 2021 y capítulo 6 para más detalles). Para la elección de definiciones se utilizaron las 14 usadas para construir el CRFforD (Revisar Fernández-Montes de Oca et al. 2021): CONABIO 2016; CONAFOR 2013, 2017; DOF 2008; FAO 1995, 2000, 2015, 2015*; IPCC 2000, 2003, 2006; SEMARNAT 2013; UNFCCC 2001, 2008 (Anexo 2). Cada definición se analizó bajo los siguientes parámetros del CRFforD: *atributos de la vegetación, formas de la vegetación para ser consideradas bosque, origen de la vegetación para ser considerada bosque, trayectoria del bosque deforestado, causas de la deforestación y umbrales del bosque y la deforestación* (Revisar Fernández-Montes de Oca et al. 2021 para más detalles).

Para la elección de métodos de medición de la deforestación se utilizaron dos de las cuatro reglas de decisión del MRFForD (Revisar capítulo 6): *factores excluyentes* (objetivo: deforestación y escala: local) y *elementos para escoger una clasificación* (exactitud > 85 %) (Revisar Capítulo 6 para más detalles). De ellas se obtuvieron siete métodos; cuatro de tipo per - pixel (Broadbent et al. 2012; Diniz et al. 2013; Rahman et al. 2017; Gómez et al. 2018), dos subpixel (Asner et al. 2009; Tarazona et al. 2018) y una per - field (Lorena, Lambin 2009) (Anexo 3). Las definiciones per - pixel fueron de dos tipos, *spectral angle mapper (SAM)* y *likelihood*. Las subpixel fueron *spectral mixture analysis (SMA)* (*automated Monte Carlo unmixing*) y *photosynthetic vegetation time series (PVTS)*. La per - field fue un método *object-oriented classification*. En la Tabla 1, Anexo 1 se muestra la descripción de cada método.

Los parámetros de cada definición fueron relacionados con las características potenciales de los métodos resultantes del MRFForD. Dichas características se obtuvieron revisando artículos que utilizaran las metodologías antes señaladas sobre sistemas tropicales. Lo que denotaba si esa metodología tenía la capacidad de medir los diferentes parámetros de las 14 definiciones elegidas. Para evaluar lo anterior, se construyó una tabla donde se otorga un punto a los métodos por cada parámetro de las definiciones que logran responder. Estos puntos son ponderados por el número de parámetros que describe cada definición. Por lo tanto, entre mayor sea el porcentaje de la evaluación, más adecuado es el método para responder a esa definición. La puntuación final está dada por el promedio de todas las definiciones de cada método.

Resultados

De las 14 definiciones revisadas, cinco fueron nacionales y nueve internacionales. Las definiciones internacionales se caracterizaron por describir al bosque como un sistema arbóreo (6), de origen natural o artificial (4). Estas definiciones describieron la trayectoria del bosque (3) y sus umbrales (4), en específico la cobertura de copas, la superficie y la temporalidad del bosque y la altura de los árboles. Además, dos de ellas consideraron a la deforestación como un proceso generado por causas humanas y solo una de ellas considera que la deforestación puede provenir tanto de causas humanas como de naturales (Tabla 2, Anexo 1).

Las definiciones nacionales por su parte consideraron al bosque como un sistema arbóreo y no arbóreo (5), de origen natural (3), solo una definición describió sus umbrales (cobertura de copas y altura de árboles). Las definiciones nacionales consideraron que son causas de la deforestación tanto los factores humanos como los naturales (3). Ninguna de ellas describió la trayectoria del bosque (Tabla 2, Anexo 1).

Las definiciones que más parámetros describieron en orden descendente fueron: FAO 2015*, 2015, IPCC 2003-2006-UNFCCC 2001, FAO 1995, CONAFOR 2017 y 2013. Las restantes describieron menos de cinco parámetros y en el caso de la definición de CONABIO 2016 e IPCC 2000-UNFCCC 2008 solo describieron un parámetro (Tabla 2, Anexo 1).

El método que retrató un mayor número de parámetros de las definiciones es el *object-oriented classification*. Los demás métodos respondieron en mayor o menor medida a los parámetros. En específico: 1) la altura de los árboles solo es detectada por el método de *object-oriented classification*. 2) Las diferencias entre causas de la deforestación humanas y no humanas solo se pueden inferir con el método *object-oriented classification*. 3) La diferencia entre sistemas arbóreos y no arbóreos solo puede detectarse con los métodos *SAM*, *likelihood* y *object-oriented classification*. 4) Las diferencias entre bosques naturales y plantaciones solo pueden detectarse con los métodos *SAM*, *likelihood* y *object-oriented classification*.

Como se puede observar en la Tabla 1 los métodos que respondieron a un mayor número de parámetros de las definiciones fueron el *object-oriented classification* (100 %), seguido de *SAM* y *likelihood* (92.50 % ambas) y dejando al final *SMA* y *PVTS* (71.39 % ambas).

Tipo de definición	Definiciones	SAM	<i>Likelihood</i>	SMA	PVTS	Object-oriented classification
No operativas	CONABIO 2016	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00
	DOF 2018	100.00	100.00	75.00	75.00	100.00
	IPCC 2000-UNFCCC 2008	100.00	100.00	0.00	0.00	100.00
Operativas 1	SEMARNAT 2013	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00
	CONAFOR 2013	100.00	100.00	80.00	80.00	100.00
Operativas 2	FAO 2000	100.00	100.00	75.00	75.00	100.00
	CONAFOR 2017	83.33	83.33	66.67	66.67	100.00
Operativas 3	IPCC 2003-2006-UNFCCC 2001	77.78	77.78	66.67	66.67	100.00
	FAO 1995	85.71	85.71	71.43	71.43	100.00
	FAO 2015	88.89	88.89	77.78	77.78	100.00

FAO 2015*	81.82	81.82	72.73	72.73	100.00
Puntuación	92.50	92.50	71.39	71.39	100.00

Operativas 1 son definiciones con umbrales para medir la deforestación. Operativas 2 son definiciones con umbrales para medir el bosque. Operativas 3 son definiciones con umbrales para medir el bosque y la deforestación. FAO 2015 y 2015* corresponden a la misma fuente, pero describen dos definiciones de deforestación. FAO 2015 se refiere a la definición de *deforestación*. FAO 2015* se refiere a la definición de *deforestación provocada por el hombre* (ver Tabla 2, Anexo 1 para detalles). Esta tabla solo evalúa a los métodos con respecto a los parámetros de las definiciones que pueden atender, no evalúa si una definición es mejor que otra.

Tabla 1. Evaluación de los métodos para medir la deforestación con respecto a los parámetros de las definiciones

En esta investigación una *definición operativa* es entendida como aquella que describe umbrales que facilitan las mediciones de la deforestación (ej. FAO 2015*). Como se observa en la Tabla 1 cuatro definiciones no fueron operativas porque no presentaron ningún umbral que ayude a discernir entre el tamaño y tipo de bosque o la proporción del cambio para ser considerado como deforestación. Dos fueron operativas de tipo 1. Estas describieron los umbrales de deforestación, pero no señalaron en qué tipo de bosque ocurre. Dos fueron operativas de tipo 2. Estas señalaron los umbrales de bosque, pero no indicaron en qué proporción debió ocurrir el cambio para considerarse deforestación. Tres fueron operativas tipo 3. En este caso las definiciones describieron los umbrales tanto de bosque como de deforestación.

Discusión

Existen algunas investigaciones sobre la importancia de definir bien la deforestación (ej. Helms 2003; Lund 2002, 2018) y muchas más sobre los diferentes métodos para medirla (ej. Abburu, Babu 2015; Lu, Weng 2007; Lund 2014; Verchot et al. 2007). Pero existe una literatura escasa con respecto a la relación entre las definiciones y los métodos (ej. FAO 2002a; Ståhl et al. 2012). Sin embargo, para aumentar la certidumbre de las estimaciones de la deforestación es necesario comprender una amplia diversidad de factores (Lu, Weng 2007). Es por ello que durante esta investigación se establecieron las relaciones entre definiciones y métodos para medir la deforestación.

Las definiciones

Para elegir una definición de deforestación es indispensable establecer su propósito. Esto determinará la profundidad y el nivel de descripción de la definición (Chazdon 2016; FAO 2002a, 2009). Si se desea una definición operativa, es necesario describir los umbrales que limitan a la deforestación (cobertura de copas, superficie, altura de árboles, tiempo) (ej. FAO 2015*). Por el contrario, si se desea una definición ecológica, posiblemente no se necesite establecer esos umbrales, ya que en la gran mayoría de los casos las comunidades de plantas se distribuyen de manera continua (ej. DOF 2018) (Gallardo-Cruz et al. 2010, 2018).

Cuando se elige una definición de deforestación hay que conocer a profundidad el sitio de estudio y el tipo de vegetación que se ha de estudiar (FAO 2002a, 2009). Existen definiciones que solo se enfocan en sistemas arbóreos (ej. FAO 1995, 2000, 2015, 2015*) y otras más que consideran tanto sistemas arbóreos como no arbóreos (ej. CONABIO 2016; CONAFOR 2013, 2017; DOF 2018; SEMARNAT 2013). De la misma forma, existen definiciones que solo contemplan como bosques a los naturales (ej. DOF 2018; SEMARNAT 2013) y otras incluyen a las plantaciones (ej. IPCC 2000, 2003, 2006; UNFCCC 2001, 2008). Por lo tanto, si el sistema que se desea analizar es un humedal no arbóreo, es mejor utilizar definiciones que consideren como bosque a sistemas arbóreos y no arbóreos (ej. CONAFOR 2017).

Los métodos

Diversos factores influyen en la selección de métodos para medir la deforestación, entre los cuales están: *el diseño del muestreo, la escala de análisis, los sensores remotos, el preprocesamiento de las imágenes, la extracción de la información y la elección del tipo de clasificación*. Todos estos factores están asociados entre sí. Por ejemplo, el diseño del muestreo determina ampliamente qué tipo de métodos de clasificación se pueden implementar. Las clasificaciones supervisadas, como la *likelihood*, solo pueden implementarse si se tiene un muestreo amplio de datos y su distribución estadística es normal (Otukey, Blaschke 2010). Por el contrario, las clasificaciones no supervisadas no dependen ni de la cantidad de datos y, en algunos casos como con la *SAM*, ni de la normalidad de estos (Sohn 1999). En cuanto a la selección de las imágenes de satélite es importante definir una escala de análisis relacionada con el sitio de estudio (Angelsen 2008). Con base en ello se selecciona qué tipo de imágenes de satélite son adecuadas. Por ejemplo, los métodos *SAM* y

SMA pueden usarse con sensores de mediana y pequeña resolución (ej. Spot-Modis). En cambio, el *object-oriented classification* es recomendado para sensores de gran resolución espacial (drones-Spot) (Lu, Weng 2007). De la misma forma, los métodos *SAM*, *SMA*, *PVTS* y *object-oriented classification* se pueden implementar en condiciones ambientales heterogéneas; mientras que la *likelihood* no es recomendable para ello (Abburu, Babu 2015). En cuanto a la resolución espectral de las imágenes, esta se relaciona con el tipo de métodos que se recomiendan usar. Es decir, los métodos *likelihood* y *object-oriented classification* pueden trabajar con imágenes pancromáticas y multiespectrales (ej. Yohay, Ronen 1998); mientras que, con la *SAM*, *SMA* y *PVTS* no se recomienda.

Otros factores de gran influencia que son ignorados al evaluar la certidumbre de las estimaciones son las *necesidades del usuario*, sus *condiciones económicas* y sus *habilidades* (Lu, Weng 2007). Estos factores no son técnicos, pero subyacen en la elección del método más adecuado. Es muy común que la elección del muestreo en campo y sensor remoto esté basada en el costo de estos (Klemas 2011; Mumby et al. 1999). De la misma forma, es altamente probable que la elección del tipo de clasificación a implementar se tome con base en las habilidades del usuario (Lu, Weng 2007). Por lo anterior, como parte de los factores a considerar, se deben equilibrar las necesidades técnicas y las habilidades del usuario.

La relación entre definiciones y métodos

Cada decisión que se tome con respecto a la definición a usarse en un sitio de estudio estará relacionada con el método de cuantificación. Por ejemplo, si se desea analizar la deforestación de un sistema arbóreo, en un sitio de estudio que también tiene vegetación no arbórea se deberían excluir métodos como la *SMA* y *PVTS*. Esto es debido a que estas dos clasificaciones se enfocan en diferenciar la vegetación viva de la no viva (Asner et al. 2009; Tarazona et al. 2018). Por el contrario, sería recomendable utilizar los métodos *likelihood*, *SAM* u *object-oriented classification* ya que existe evidencia de que diferencian vegetación arbórea de la no arbórea (Gómez et al. 2018; Rahman et al. 2017). De la misma forma, solo los métodos *likelihood*, *SAM* y *object-oriented classification* son capaces de diferenciar entre vegetación natural y plantaciones (Abou El-Magd, Tanton 2003;). Por otro lado, algunas definiciones tienen parámetros muy específicos, como la altura de los árboles o las causas de la deforestación (ej. CONAFOR 2017; FAO 2015*). En este caso, se recomienda el uso de

object-oriented classification ya que es capaz de determinar la altura e inferir las causas de la deforestación. Esto es porque este método hace uso de información auxiliar como modelos de elevación y se basa en la forma de los objetos. Ambos aspectos permitirían la evaluación de la altura de los árboles y discernir entre diferentes causas de la deforestación (ej. Carodenuto et al. 2015; Phama, Brabyna, Ashraf 2016).

Como se pudo observar en la Tabla 1, existen métodos más acordes a ciertas definiciones. No obstante, no todas las definiciones permiten generar estimaciones comparables. Por ejemplo, las definiciones no operativas pueden implementarse casi con cualquier método (ej. CONABIO 2016). No obstante, los resultados que salgan de ellas serán difícilmente comparables. Esto es debido a que los umbrales son establecidos por los usuarios y, por lo tanto, de ellos dependerá la variación en las estimaciones. Por el contrario, al usar definiciones operativas se minimiza la variabilidad de los umbrales y con ello se permite comparar, en un marco común, las estimaciones que salgan de ellas (ej. FAO 2015*). Sin embargo, para implementar una definición operativa, sobre todo las de tipo 3, es necesario cubrir una amplia gama de parámetros (Tabla 1). Por lo cual se vuelve complicado encontrar un método adecuado y, los adecuados suelen no ser comunes (ej. *object-oriented classification*).

Conclusiones

El principal resultado de esta investigación fue establecer la relación entre las definiciones y los métodos para medir la deforestación a través de una evaluación sencilla. Dicha relación tiene como última finalidad disminuir la incertidumbre en las variaciones de las estimaciones de la deforestación. Como se observó, existe una amplia cantidad de factores que influyen en esta variación. Por lo que, para mejorar la certidumbre es necesario comprender cada parte de la definición elegida y sus métodos de medición. Para establecer la relación entre definiciones y métodos se hizo uso de dos marcos de referencia que son herramientas útiles para identificar interacciones, áreas de intervención y proveen un lenguaje común. El uso extensivo de los dos marcos, permitiría aumentar la comparabilidad de las diversas metodologías existentes. Con lo anterior, se podría aportar a mejorar la gestión de la deforestación.

Referencias

- Abburu S., Babu S. 2015. Satellite Image Classification Methods and Techniques: A Review. *International Journal of Computer Applications*, 119(8): 20-25
- About El-Magd I., Tanton T.W. 2003. Improvements in land use mapping for irrigated agriculture from satellite sensor data using a multi-stage maximum *likelihood* classification. *International Journal of Remote Sensing*, 24(21): 4197-4206. Doi: 10.1080/0143116031000139791
- Angelsen A. 2008. Moving ahead with REDD. Issues, options and implications CIFOR. Bogor Barat, Indonesia: Center for International Forestry Research
- Asner G.P., Knapp D.E., Balaji A., Páez-Acosta G. 2009. Automated mapping of tropical deforestation and forest degradation: CLASlite. *Journal of Applied Remote Sensing*, 3(1), 033543. Doi:10.1117/1.3223675
- Baatz M., Hoffmann C., Willhauck G. 2008. Progressing from object-based to object-oriented image analysis. In: *Object-Based Image Analysis. Lecture Notes in Geoinformation and Cartography* In: Blaschke T., Lang S., Hay G.J. (eds). Springer, Berlin. Doi: 10.1007/978-3-540-77058-9_2
- Bottcher H., Eisbrenner K., Fritz S., Kindermann G., Kraxner F., MacCallum I., Obersteiner M. 2009. An assessment of monitoring requirements and cost of “Reduced Emissions from Deforestation and forest Degradation”. *Carbon Balance and Management*, 4(7). Doi: 10.1186/1750-0680-4-7
- Broadbent E.N., Zambrano A.M.A., Dirzo R., Durham W.H., Driscoll L., Gallagher P., Salters R., Schultz J., Colmenares A., Randolph S.G. 2012. The effect of land use change and ecotourism on biodiversity: a case study of Manuel Antonio, Costa Rica, from 1985 to 2008. *Landscape Ecology*, 27(5): 731-744. Doi:10.1007/s10980-012-9722-7
- Câmara G., Souza R. C. M., Freitas U. M., Garrido J. 1996. SPRING: integrating remote sensing and GIS by object-oriented data modelling. *Computers & Graphics*, 20(3): 395-403
- Carodenuto S., Merger E., Essomba E., Panev M., Pistorius T., Amougou J. 2015. A Methodological Framework for Assessing Agents, Proximate Drivers and Underlying

- Causes of Deforestation: Field Test Results from Southern Cameroon. *Forests*, 6: 203-224. DOI:10.3390/f6010203
- Chazdon R., Brancalion P. H. S., Laestadius L., Bennet-Curry A., Buckingham K., Kumar C., Moll-Rocek J., Guimaraes Vieira I. C., Wilson S. J. 2016. When is a forest a forest? Forest concepts and definitions in the era of forest and landscape restoration. *Ambio*, 45: 538-550. Doi: 10.1007/s13280-016-0772-y
- CONABIO. 2016. Estrategia Nacional sobre Biodiversidad de México y plan de acción 2016 - 2030. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad
- CONAFOR. 2013. PRONAFOR 2014-2018, Programa Nacional Forestal 2014-2018. México: Comisión Nacional Forestal
- CONAFOR. 2014. Diagnóstico del Programa Presupuestario U036 PRONAFOR-Desarrollo Forestal 2014. México D.F. Comisión Nacional Forestal
- CONAFOR. 2017. Reglas de Operación del Programa Apoyos para el Desarrollo Forestal Sustentable 2018. México: Comisión Nacional Forestal
- Diniz F. H., Kok K., Hott M. C., Hoogstra-Klein M. A., Arts B. 2013. From space and from the ground: determining forest dynamics in settlement projects in the Brazilian Amazon. *International Forestry Review*, 15(4): 442-455. Doi:10.1505/146554813809025658
- DOF. 2018. Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable. México: Diario Oficial de la Federación
- dos Santos A.R., Machado de Oliveira T., Saito N.S. 2010. SPRING 5.1.2: passo a passo aplicações práticas. Alegre. ISBN 978-85-61890-06-3
- FAO. 1995. Forest Resources Assessment 1990: global synthesis. Annex 2 Methodology and definitions. Rome, Italy: Food and Agriculture Organization of the United Nations
- FAO. 2000. Forest Resources Assessment 2000: on definitions of forest and forest change. Resources Assessment Working Paper 33. Rome, Italy: Food and Agriculture Organization of the United Nations
- FAO. 2002a. Expert Meeting on Harmonizing forest-related definitions for use by various stakeholders. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.

- FAO. 2009. Hacia una definición de degradación de los bosques: análisis comparativo de las definiciones existentes. Roma, Italia: Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación
- FAO. 2015. Forest Resources Assessment 2015: términos y definiciones. Documento de Trabajo de la evaluación de los recursos Forestales No. 180. Roma, Italia: Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación
- FAO, UNEP. 2020. The State of the World's Forests 2020. Forests, biodiversity and people. Rome. <https://doi.org/10.4060/ca8642en>
- Fernández-Montes de Oca A. I., Gallardo-Cruz, J. A., Ghilardi A., Kauffer E., Solórzano J. V., Sánchez-Cordero V. 2021. An integrated framework for harmonizing definitions of deforestation. *Environmental science and policy*, 115:71-78. Doi: doi.org/10.1016/j.envsci.2020.10.007
- Gallardo-Cruz J. A., Hernández-Stefanoni J. L., Moser D., Martínez-Yrizar A., Llobet S., Meave J. A. 2018. Relating species richness to the structure of continuous landscapes: alternative methodological approaches. *Ecosphere*, 9(5), e02189. Doi:10.1002/ecs2.2189
- Gallardo-Cruz J., Meave J., Pérez-García E., Hernández-Stefanoni J. 2010. Spatial structure of plant communities in a complex tropical landscape: implications for β -diversity. *Community Ecology*, 11(2): 202-210. Doi:10.1556/comec.11.2010.2.8
- GFW. 2019. Analysis of tree cover loss. <https://www.globalforestwatch.org/map/>. Accessed 20 february 2020
- Gómez-Díaz J. A., Brast K., Degener J., Krömer T., Ellis E., Heitkamp F., Gerold G. 2018. Long-Term Changes in Forest Cover in Central Veracruz, Mexico (1993–2014). *Tropical Conservation Science*, 11, 194008291877108. Doi:10.1177/1940082918771089
- Hansen M., Potapov P., Moore R., Hancher M., Turubanova S., Tyukavina A., Thau D., Stehman S., Goetz S., Loveland T., Kommareddy A., Egorov A., Chini L., Justice C., Townshend J. 2013. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science*, 342(6160): 850-853. Doi:10.1126/science.1244693
- Helms J.A., Prüller R., Haddon B.D., Lund H.G. 2003. The Need to Say What You Mean and Mean What You Say. Paper presented at the IUFRO Conference on Information

- Interoperability and Organization for National and Global Forest Information Services. A Satellite Event of the XII World Forestry Congress, Quebec City, Quebec, Canada
- IPCC. 2000. Special report land use, land use change, and forestry: definition of forest and forest change. Intergovernmental Panel on Climate Change
- IPCC. 2003. Good practice guidance for land use, land-use change and forestry. Intergovernmental Panel on Climate Change
- IPCC. 2006. Guidelines for national greenhouse gas inventories: agriculture, forestry and other land use. Intergovernmental Panel on Climate Change
- Klemas V. 2011. Remote Sensing of Wetlands: Case Studies Comparing Practical Techniques. *Journal of Coastal Research*, 27(3): 418-427. Doi: 10.2112/JCOASTRES-D-10-00174.1
- Lorena, R. B., Lambin, E. F. 2009. The spatial dynamics of deforestation and agent use in the Amazon. *Applied Geography*, 29(2): 171-181. Doi:10.1016/j.apgeog.2008.09.003
- Lu, D., Weng, Q. 2007. A survey of image classification methods and techniques for improving classification performance. *International Journal of Remote Sensing*, 28(5): 823-870. Doi: 10.1080/01431160600746456
- Lund H.G. 2002. When is a forest not a forest? *Journal of Forestry*, 100: 21–28. Doi: 10.1093/jof/100.8.21
- Lund H.G. 2014. What is a forest? Definitions de make a difference an example from Turkey. *Aurasya Terim Dergisi*, 2 (1): 1-8
- Lund, H.G. 2018 rev*. Definitions of forest, deforestation, afforestation, and reforestation. [Online] Gainesville, VA: Forest Information Services. Misc. pagination: note, this paper has been continuously updated since 1998. Doi: 10.13140/RG.2.1.2364.9760
- Mumby P.J., Green E.P., Edwards A.J., Clark C.D. 1999. The cost-effectiveness of remote sensing for tropical coastal resources assessment and management. *Journal of Environmental Management*, 55: 157-166. Doi:10.1006/jema.1998.0255
- Ostrom E. 2011. Background on the Institutional Analysis and Development Framework. *Policy Studies Journal*, 39(1): 7-27. Doi:10.1111/j.1541-0072.2010.00394

- Otukei J. R., Blaschke T. 2010. Land cover change assessment using decision trees, support vector machines and maximum *likelihood* classification algorithms. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 12S: S27-S31. doi:10.1016/j.jag.2009.11.002
- Phama L.T.H., Brabyna L., Ashraf S. 2016. Combining QuickBird, LiDAR, and GIS topography indices to identify a single native tree species in a complex landscape using an object-based classification approach. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 50: 187-197. Doi: 10.1016/j.jag.2016.03.015 0303-2434
- Potschin-Young M., Haines-Young R., Görg C., Heink U., Jax K., Schleyer C. 2018. Understanding the role of conceptual frameworks: Reading the ecosystem service cascade. *Ecosystem Services*, 29(C): 428-440. Doi: 10.1016/j.ecoser.2017.05.015
- Rahman, M. K., Schmidlin, T. W., Munro-Stasiuk, M. J., Curtis, A. 2017. Geospatial Analysis of Land Loss, Land Cover Change, and Landuse Patterns of Kutubdia Island, Bangladesh. *International Journal of Applied Geospatial Research*, 8(2): 45-60. doi:10.4018/IJAGR.2017040104
- Romijn E., Ainembabazi J. H., Wijaya A., Herold M., Angelsen A., Verchot L., Murdiyarso D. 2013. Exploring different forest definitions and their impact on developing REDD+ reference emission levels: A case study for Indonesia. *Environmental Science & Policy*, 33: 246-259. Doi:10.1016/j.envsci.2013.06.002
- SEMARNAT. 2013. Estrategia Nacional de Cambio Climático Visión 10-20-40. México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales
- Sohn Y., Moran E., Gurri F. 1999. Deforestation in north-central Yucatan (1985– 1995): mapping secondary succession of forest and agricultural land use in Sotuta using the cosine of the angle concept. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 65: 947-958
- Sohn Y., Rebello S. 2002. Supervised and Unsupervised Spectral Angle Classifiers. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 68(12): 1271-1280
- Ståhl G., Cienciala E., Chirici G., Lanz A., Vidal C., Winter S., McRoberts E. R., Rondeux J., Schadauer K., Tomppo E. 2012. Bridging national and reference definitions for

- harmonizing forest statistics. *Forest science*, 58(3): 214-223. Doi: 10.5849/forsci.10-067
- Tarazona Y., Mantas V. M., Pereira A. J. S. C. 2018. Improving tropical deforestation detection through using photosynthetic vegetation time series – (PVts- β). *Ecological Indicators*, 94: 367-379. Doi:10.1016/j.ecolind.2018.07.012
- Teodoro A.C, Araújo R. 2014. Exploration of the OBIA methods available in SPRING non-commercial software to UAV data processing. In: *Earth Resources and Environmental Remote Sensing/GIS Applications V* In: Ulrich M. (ed.). SPEI. 9245-9256
- UNFCCC. 2001. Conferencia de las partes. Anexo I. Informe de la conferencia de las partes sobre su séptimo periodo de sesiones, celebrado en Marrakech del 29 de octubre al 10 de noviembre de 2001, segunda parte. Medidas adoptadas por la conferencia de las partes
- UNFCCC. 2008. Conference of the parties. Report of the conference of the parties on its thirteenth session, held in Bali from 3 to 15 December 2007, part two: Action taken by the conference of the parties
- Velázquez A., Núñez J. M., Couturier S., Bocco G. 2011. Propuesta metodológica para normar la evaluación de la tasa de deforestación y degradación forestal en México. México: WWF, CCMSS, TNC, CentroGeo, CIGA UNAM
- Verchot L. V., Zaner R., van Straiten O., Muys B. 2007. Implications of country-level decisions on the specification of crown cover in the definition of forest for land area eligible for afforestation and reforestation activities in the CDM. *Climate change*, 81: 415-430. Doi: 10.1007/s10584-006-9111-9
- Vieilledent G., Grinand C., Rakotomalalac F. A., Ranaivosoad R., Rakotoarijaonad J., Allnutte T. F., Acharda F. 2018. Combining global tree cover loss data with historical national forest cover T maps to look at six decades of deforestation and forest fragmentation in Madagascar. *Biological Conservation*, 222: 189-197. Doi:10.1016/j.biocon.2018.04.008
- Yohay C., Ronen K. 1998. Computerized classification of Mediterranean vegetation using panchromatic aerial photographs. *Journal of Vegetation Science*, 9: 445-454. Doi: 10.2307/3237108

Anexos

Anexo 1. Características de los métodos de clasificación seleccionados y sus puntuaciones con respecto a los parámetros de las definiciones

Anexo 2. Lista de definiciones de bosque y deforestación

Anexo 3. Marco metodológico de referencia

Capítulo 6

Estimaciones de la deforestación de la región de la selva Lacandona a partir de una propuesta de armonización de definiciones y métodos

Fernández-Montes de Oca A. I., Ghilardi A., Kauffer E., Gallardo-Cruz J. A., Solórzano V. J., Sánchez-Cordero V.

Resumen

Se considera que antes de la conquista de los españoles, el 12 % del territorio mexicano estaba cubierto por bosques tropicales. Gran parte de ellos aún se localizan en el sureste mexicano, en la región de la selva Lacandona. No obstante, diversas actividades económicas han provocado su disminución. Para combatir la deforestación de esta región se han diseñado investigaciones e implementado programas gubernamentales, pero al evaluar la deforestación, los resultados suelen contradecirse. Se considera que para lidiar con esta incertidumbre se deben transparentar los mecanismos de análisis de la deforestación. Para ello, diversos autores e instituciones (ej. FAO) han sugerido la armonización de las definiciones de la deforestación con respecto a sus métodos de cuantificación. Este trabajo buscó conocer ¿cuál es el impacto que tiene armonizar las definiciones y métodos para medir la deforestación sobre las estimaciones de la misma en la región de la selva Lacandona? Para alcanzar dicha propuesta se utilizaron dos marcos de referencia (conceptual y metodológico). Con ellos, se analizaron tres definiciones de deforestación a diferentes escalas (internacional, nacional, local) y se armonizaron con dos métodos de cuantificación (*likelihood* y *spectral angle mapper*). A partir de lo anterior se calculó la deforestación y se compararon sus estimaciones e implicaciones.

Abstract

It is considered that before the Spanish colonization, 12% of the Mexican territory was covered by tropical forests. Most of them are still located in the Mexican southeast, in the Lacandona tropical rainforest. However, different economic activities have caused its decline. To combat this deforestation, research has been designed and government programs

have been implemented. But when deforestation is quantified, the results often contradict each other. It is considered that to deal with this uncertainty, the mechanisms for analyzing deforestation must be made transparent. To achieve this, several authors and institutions (e.g. FAO) have suggested harmonizing the definitions of deforestation with respect to their quantification methods. This work wants to answer the question of What is the impact of using a proposal of harmonization of definitions and methods to measure deforestation on its estimates in the Lacandon rainforest region? For this, two reference frameworks were used (conceptual and methodological). With those frameworks, three definitions of different scales were analyzed (international, national, local) and they were harmonized with two quantification methods (*likelihood* and *spectral angle mapper*). Finally, deforestation was calculated and its estimates and implications were compared.

Palabras clave

Bosque tropical; LULCC; marco conceptual de referencia; marco metodológico de referencia,

Introducción

En los primeros 12 años del siglo XXI, México perdió el 3.4 % de su cobertura arbórea (Fernández-Montes de Oca, Gallardo-Cruz, Martínez 2015). Esta pérdida ha sido heterogénea y ha impactado sitios de gran importancia ecológica como las selvas tropicales del sureste del país. En particular, en la región de la selva Lacandona, algunas investigaciones señalan que entre el 2000 y 2018 se perdieron 44,800 ha de cobertura arbórea, lo que representó casi el 10 % de su superficie total (GFW 2019). Para combatir la deforestación de esta región, la academia, el gobierno y las organizaciones no gubernamentales (ONG) han desarrollado diversas investigaciones que buscan retratar de la manera más precisa posible la deforestación. Sin embargo, los resultados en términos de cuantificación de la deforestación suelen contradecirse (ej. Fernández-Montes de Oca, Gallardo-Cruz, Martínez 2015; GFW 2020; Solórzano 2018). Lo anterior tiene graves implicaciones en la forma en la que se implementan las acciones de control de la deforestación y su evaluación. Como ejemplo de ello son los programas *Reduce emissions from deforestation and forest degradation* (REDD), Pago por Servicios Ambientales (PSA) o el nuevo programa Sembrando vida que, para su

implementación, necesitan información confiable sobre la extensión de la deforestación (Olander et al. 2008; DOF 2020b).

En esta investigación, la deforestación es entendida como un problema complejo que convive con la incertidumbre, es decir, con la falta de conocimiento o la inadecuada información sobre el fenómeno (Holling 2001; Walker et al. 2003). Para aportar a su entendimiento y posible gestión es imperante transparentar sus mecanismos de análisis (Dewulf et al. 2005, Chapin III et al. 2009). Por ello, diversos estudios señalan que es necesario armonizar las definiciones y métodos de la deforestación (ej. FAO 2002, 2002b y 2005, Herold, Johns 2007, Magdon et al. 2013, McRoberts et al. 2009, Morales-Barquero 2014, Olander et al. 2012). Esta armonización permite construir un lenguaje común que ayuda a comparar datos entre sí (Köhl, Traub, Päivinen 2002).

Este trabajo busca conocer ¿cuál es el impacto que tiene armonizar las definiciones y métodos para medir la deforestación sobre las estimaciones de la misma en la región de la selva Lacandona? Para alcanzar dicha armonización, se utilizaron dos marcos de referencia (conceptual y metodológico), que son herramientas para identificar interacciones y áreas de intervención, además de que proveen un lenguaje común (Ostrom 2011; Potschin-Young et al. 2018). Con los dos marcos se analizaron tres definiciones de deforestación a diferentes escalas (internacional, nacional, local) y se armonizaron con dos métodos de cuantificación (*likelihood* y *spectral angle mapper*). Con los dos métodos y las tres definiciones seleccionadas se calculó la deforestación y se compararon sus estimaciones.

Metodología

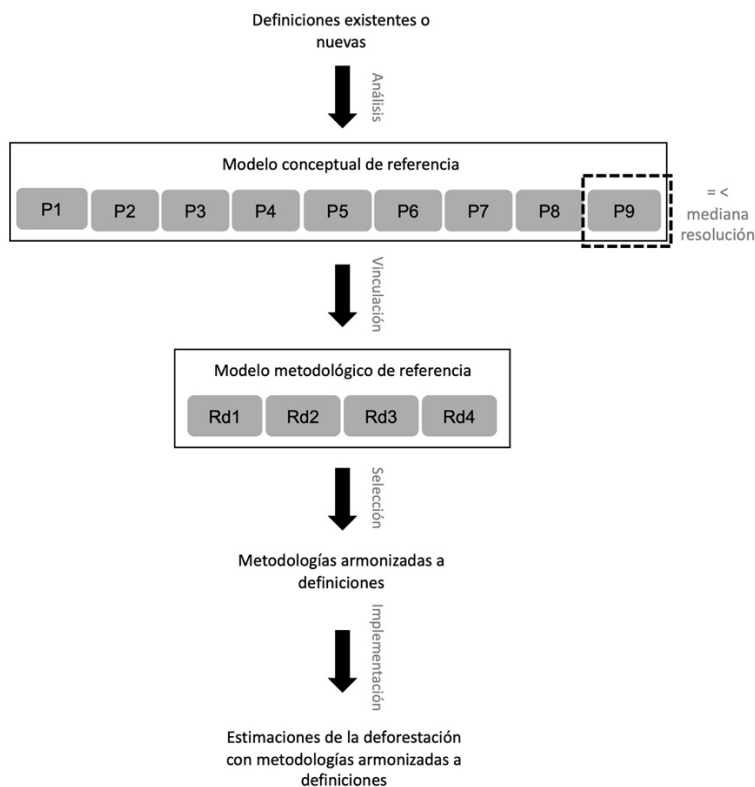
Marcos de referencia

Para realizar este trabajo se seleccionaron tres definiciones de deforestación y dos métodos de cuantificación asociados a ellas.

De las tres definiciones, una fue internacional creada por la Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (FAO 2020), una nacional creada por el gobierno mexicano (Ley general de desarrollo forestal sustentable (LGDFS)) (DOF 2018) y una local creada con base en las características biológicas de la región de la selva Lacandona (Anexo 1). Las tres definiciones fueron analizadas dentro del marco conceptual de referencia (*conceptual reference framework for defining deforestation (CRFforD)*) (Revisar Fernández-

Montes de Oca et al. 2021 para más detalles) utilizando sus nueve parámetros (*término para describir la deforestación, bases para la definición de bosque, formas de la vegetación para ser consideradas bosque, origen de la vegetación para ser considerada bosque, estado del bosque, trayectoria del bosque deforestado, causas de la deforestación, umbrales del bosque y la deforestación y escala metodológica*) (Figura 1). Con el uso del parámetro de *escala metodológica*, cada definición se vinculó con el marco metodológico de referencia (*methodological reference framework for quantify deforestation (MRFforD)*) (Revisar Fernández-Montes de Oca et al. 2022 para más detalles). En el MRFforD se implementaron tres de sus cuatro reglas de decisión para seleccionar los métodos más adecuados a la zona de estudio. Las reglas utilizadas fueron: 1) *factores excluyentes* (objetivo: deforestación y escala: local), 2) *opciones de clasificador* (per – pixel) y 3) *elementos para escoger una clasificación* (exactitud > 85 %) (Figura 1). Las dos clasificaciones resultantes del MRFforD fueron puestas a prueba (*likelihood* y *spectral angle mapper (SAM)*) con cada definición.

Figura 1. Esquema metodológico del uso del CRFforD y MRFforD



P = Parámetros; Rd = Reglas de decisión

Procesamiento de imágenes y trabajo de campo

Para implementar las clasificaciones se utilizaron imágenes Landsat 8 de 2015 y 2018 con los path-row 20/49, 21/48 y 21/49. Con ellas se hizo un mosaico que contuviera a la región de la selva Lacandona y un área de influencia alrededor de ella de 10 km (región Lacandona extendida).

Las imágenes seleccionadas tuvieron una cobertura de nubes inferior al 20%. Para cada imagen, se enmascararon las áreas cubiertas por nubes, sombras y agua identificadas por la banda pixel_qa. Posteriormente, los píxeles se filtraron en función de su histograma, dejando solo aquellos dentro de un rango entre el 16 y el 84% de la distribución anual de datos. Este último enfoque tenía como objetivo reducir la información derivada de los valores restantes de nubes o sombras no enmascaradas. Finalmente, se calculó el valor medio anual de las bandas roja y NIR, así como el NDVI para el área de estudio completa. Los valores de los percentiles de reflectancia y cobertura de nubes se seleccionaron empíricamente de acuerdo con la calidad del mosaico anual resultante. Estos procedimientos se realizaron en Google Earth Engine (Gorelick et al. 2017).

Sumado a lo anterior, se levantaron datos en campo y con imágenes de mayor resolución para las clasificaciones y/o la validación de las imágenes (320 clasificación y 45 validación para 2015 y 446 clasificación y 44 validación para 2018). Para las escenas más antiguas se muestrearon imágenes de mayor resolución (SPOT, Sentinel y de Google Earth) y para el periodo más actual se levantaron datos en campo y también se utilizó Google Earth para las zonas de difícil acceso. Para su uso, cada dato fue convertido en un polígono con un diámetro de 2 m.

Clasificación de imágenes y mapa de cambios

Para realizar las clasificaciones se utilizó el programa ENVI y se establecieron tres clases (*bosque*, *no bosque* que incluye agricultura, ganadería y suelo descubierto e *infraestructura urbana*) y una máscara de agua, nubes y sombras. Además, para cada clasificación se generaron sus matrices de error e índice kappa.

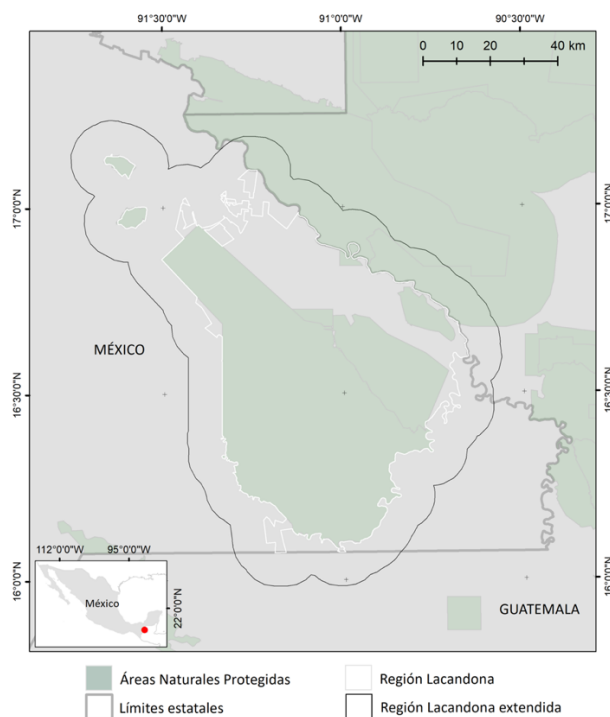
Dada las características de la definición creada por la FAO, los mapas de cambio generados con esta definición no contemplaron la deforestación menor a 0.5 hectáreas. Ya que la resolución espacial de las imágenes fue de 30x30 m (0.09 ha) toda deforestación menor a

cinco píxeles (0.45 ha) fue excluida de esa clase y mantenida como bosque. Para ello se utilizó el programa ArcGis. Por el contrario, ya que las características de la definición de deforestación local consideraron como deforestación todo por arriba de 0.09 ha, sus mapas de cambio utilizaron todos los píxeles.

Caso de estudio “la región de la selva Lacandona”

La región de la selva Lacandona en México se localiza en las coordenadas geográficas extremas -91.748, 17.229 y -90.562, 15.980. Esta región tiene una extensión de 550,138 ha y está habitada 29,345 por personas distribuidas en 93 localidades (INEGI 2011). Está conformada por el espacio de la Comunidad Lacandona, dotada originalmente en 1972, y siete áreas naturales protegidas federales, declaradas entre 1978 y 1998 (Montes Azules-1978, Chan-Kin-1992, Lacantún-1992, Bonampak-1992, Yaxchilán-1992, Metzabok-1998, Nahá-1998) (Figura 2) (SIMEC 2019). Hoy en día, esta región forma parte de uno de los últimos macizos conservados de selva tropical húmeda de Norteamérica. No obstante, una gran porción de estas selvas ha sido degradadas o deforestadas (Fernández-Montes de Oca, Gallardo-Cruz, Martínez 2015).

Figura 2. Localización de la región de la selva Lacandona y su región extendida



Resultados

Conceptual reference framework for defining deforestation y su vinculación con el methodological reference framework for quantify deforestation

Las tres definiciones utilizadas fueron analizadas dentro del *CRFforD* a través de sus nueve parámetros. Se pudo observar que la definición internacional fue la más completa al reflejarse en todos los parámetros de este marco. Lo anterior permitió una vinculación directa con el *MRFforD* (Tabla 1). Por otro lado, la definición a nivel local, también se vio reflejada en los nueve parámetros del *CRFforD* pero no fue posible localizar información para describir todas las variables del parámetro *umbrales del bosque y la deforestación* (ni la cobertura del dosel del bosque ni altura de los árboles fueron descritas). No obstante, con la información que sí se vio reflejada fue posible vincular dicha definición con el *MRFforD* (Tabla 1). Por su parte, la definición nacional solo tuvo información de cinco de los nueve parámetros y no tuvo información del parámetro *umbrales del bosque y la deforestación*, parámetro que vincula a los dos marcos. Ya que no tuvo umbrales descritos, con esta definición no se seleccionaron métodos de cuantificación (Tabla 1).

Id	Fuente	Término usado para describir la deforestación	Bases para la definición de bosque	Formas de la vegetación consideradas para ser bosque	Origen de la vegetación considerada para ser bosque	Estado del bosque	Trayectoria del bosque deforestado	Causas de la deforestación	Cobertura del dosel del bosque (%)	Superficie (ha)	Altura de los árboles (m)	Periodo deforestado	Cobertura del dosel de la deforestación (%)	Escala metodológica
1	Internacional	Conversión	Uso de suelo	Sistema arbóreo	Natural y plantaciones	Primario, secundario, nativo y no nativo	N, P, M, D, R, A, Me, Rn, En	Humanas y naturales	> 10	0.5	> 5	Permanente, < 5 años	> 10	Datos de campo - sensores de mediana resolución Todos los sensores de acuerdo al bosque analizado
2	Nacional	Pérdida	Cobertura	Sistema arbóreo y no arbóreo	Natural			Humanas y naturales						Datos de campo - sensores de mediana resolución
3	Local	Pérdida	Cobertura	Sistema arbóreo y no arbóreo	Natural y plantaciones	Primario, secundario, nativo y no nativo		Humanas y naturales		0.09		Permanente	> 90	Datos de campo - sensores de mediana resolución

Threshold of forest and deforestation: N = Natural; P = Protegido; M = Manejado; D = Degradado; R = Reforestado; A = Aforestado; Me = Mejorado; Rn = Regeneración natural; En = Expansión natural

Tabla 1. Análisis de las definiciones dentro del *CRFforD*

La definición nacional y local se vincularon al *MRFforD* a partir del parámetro *umbrales del bosque y la deforestación* con la variable *superficie* (Tabla 1). En el caso de la definición internacional, la superficie marcada como unidad mínima de la extensión del bosque fue de 0.5 ha; mientras que para la definición local este valor fue de 0.09 ha (900m²). Como se observa en la Tabla 1, ambos valores pueden ser analizados con escalas metodológicas que van desde datos de campo hasta sensores de mediana resolución espacial. Ya que el *MRFforD* ayuda a seleccionar metodologías para sensores de mediana resolución, fue posible vincular estas dos definiciones con el *MRFforD*. Después de implementarse las reglas de decisión del *MRFforD* se obtuvieron cuatro artículos. Estos fueron de los años 2012, 2013, 2017 y 2018 (Broadbent et al., Diniz et al., Rahman et al., y Gómez-Díaz et al., respectivamente). Las cuatro clasificaciones propuestas en las metodologías fueron supervisadas, tres *likelihood* y una *spectral angle mapper* (SAM). Tres de ellas tuvieron precisiones entre 85 - 90 % y solo una > 95 %. Esta última fue la clasificación *likelihood*. De las cuatro metodologías, tres utilizan clases de uso de suelo para después detectar el bosque y solo una de ellas utiliza una clase binaria (bosque-no bosque). (Anexo 2). Las dos clasificaciones obtenidas (*likelihood* y *SAM*) fueron puestas a prueba con cada una de las dos definiciones (internacional y local).

Clasificación de imágenes con likelihood y SAM

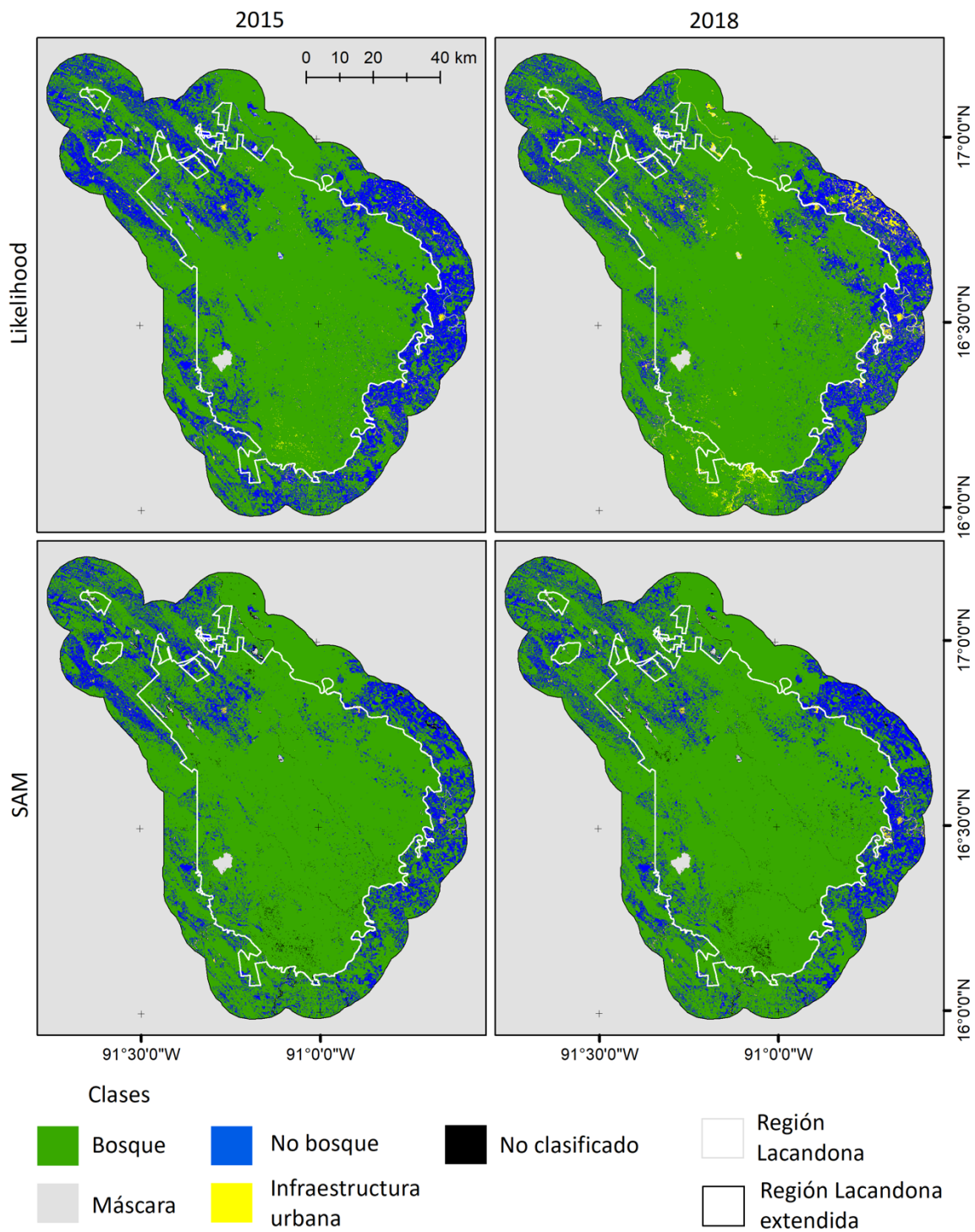
El proceso de la clasificación de imágenes con *likelihood* y *SAM* se llevó a cabo de la misma manera para la definición internacional y la local. Con el fin de que esta investigación pueda ser replicada se analizaron los clasificadores con diversas técnicas de evaluación de mapas (precisión total, de usuario y de productor, kappa y desacuerdo en cantidad y en localización). En el caso de kappa y la precisión total, se incluyen los índices y sus varianzas para analizarlos de forma correcta como algunos autores señalan (Morales-Barquero et al. 2019) Para todos los casos, el clasificador mejor evaluado en cantidad fue *likelihood* 2015 y 2018 (kappa: 87.7 y 70.6 %, respectivamente, precisión total: 91.8 y 80.4 %, respectivamente, desacuerdo en cantidad: 4.1 y 10 %, respectivamente). No obstante, en cuanto al desacuerdo en localización, no hubo diferencia entre los clasificadores, pero sí entre periodos, donde 2015 tuvo menor desacuerdo que 2018 (intercambio: 4.1 % para *likelihood* y *SAM*, desplazamiento: 0 % para *likelihood* y *SAM*) (Anexo 3).

Algorithm	Classes	User accuracy (%)	Producer accuracy (%)	Overall Classification Accuracy (%)	Variance Overall Classification Accuracy (%)	Kappa	Variance Kappa	Quantity disagreement	Allocation disagreement	
									Shift	Exchange
Maximum likelihood 2015	Forest	100.00	100.00							
	Non-forest	84.21	94.12	91.84	7.66	87.73	11.50	4.08	0.00	4.08
	Urban infrastructure	92.86	81.25							
SAM 2015	Forest	100.00	93.75							
	Non-forest	76.19	94.12	87.76	8.94	81.58	13.77	8.16	0.00	4.08
	Urban infrastructure	92.31	75.00							
Maximum likelihood 2018	Forest	75.00	93.75							
	Non-forest	80.00	53.33	80.43	11.74	70.55	16.93	10.87	0.00	8.70
	Urban infrastructure	87.50	93.33							
SAM 2018	Forest	68.18	93.75							
	Non-forest	77.78	46.67	78.26	11.86	67.24	17.59	13.04	0.00	8.70
	Urban infrastructure	93.33	93.33							

Tabla 2. Resumen de las técnicas de evaluación para las clasificaciones *likelihood* y *SAM* para el periodo 2015 y 2018

Se observó que las clasificaciones de 2015 tanto *likelihood* como *SAM* tienen mayores problemas diferenciando entre las clases de infraestructura urbana y no bosque; mientras que en 2018 existen problemas diferenciando de bosque a no bosque, de no bosque a bosque e infraestructura urbana y de infraestructura urbana a no bosque. Sumado a lo anterior, es posible ver que algunos de los errores cometidos durante la clasificación *likelihood* son en píxeles que son bosque, pero se clasificaron como infraestructura urbana o, en la clasificación *SAM*, esos mismos píxeles fueron nombrados como no clasificados. También se observó que la clasificación *likelihood* permite diferenciar mejor algunos caminos en comparación con la *SAM* (Tabla 2; Figura 3).

Figura 3. Distribución de la cobertura vegetal y el uso de suelo para las clasificaciones *likelihood* y *SAM* para el periodo 2015 y 2018

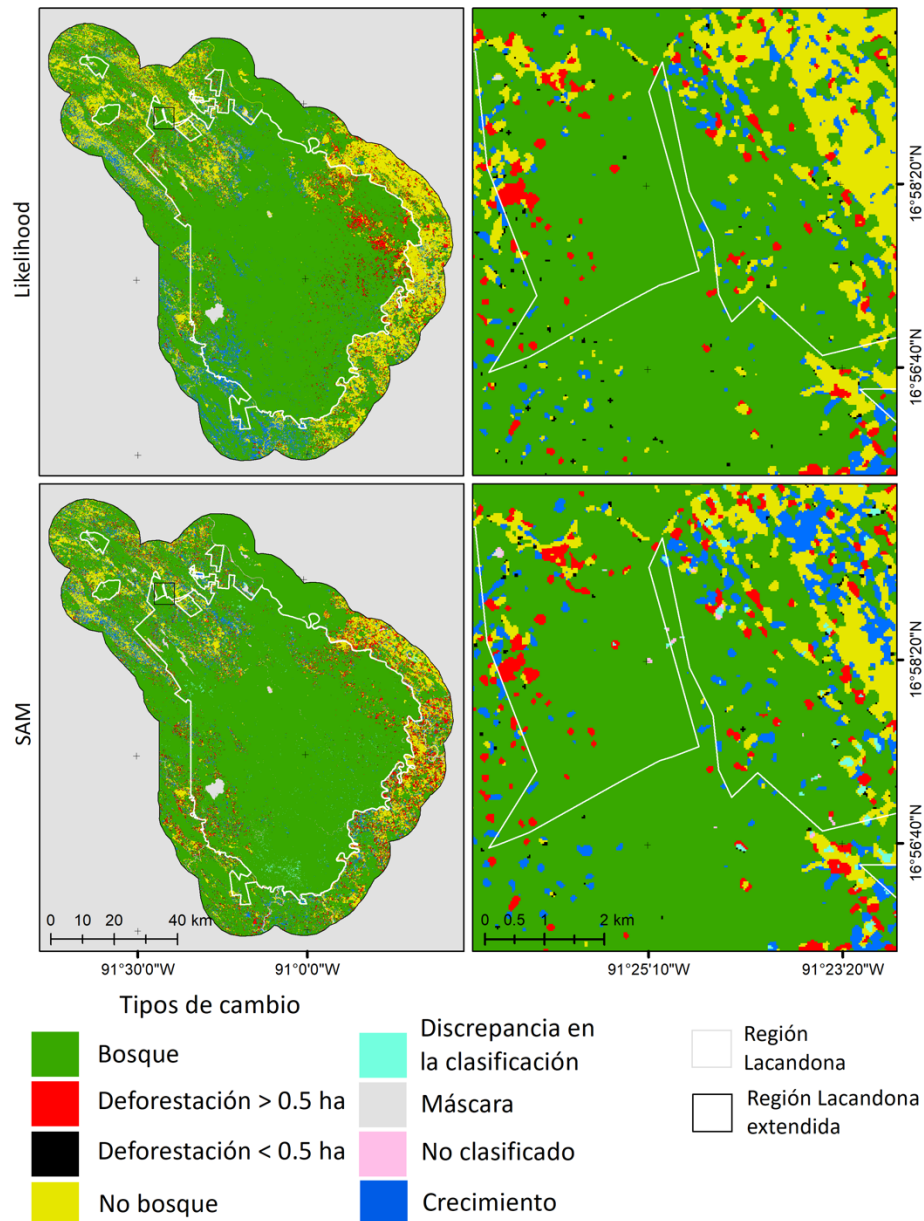


Distribuidos en los renglones están los mapas de cada algoritmo probado. Distribuidos en columna están los años de los cuales se realizaron los mapas

Mapas de deforestación con métodos de cuantificación armonizados a sus definiciones

Lo mapas generados con la definición local mostraron que la clasificación *likelihood* detectó 11,441 ha menos de deforestación que con la *SAM* (40,538 y 51,979 ha, respectivamente). De la misma manera, con la definición internacional, la clasificación *likelihood* detectó 11,914 ha de deforestación menos que la *SAM* (37,152 y 49,066 ha, respectivamente). Entre clasificadores, fue posible observar que con el algoritmo *likelihood* se detectaron 3,387 ha más con la definición local que con la internacional (40,538 y 37,152 ha, respectivamente). Asimismo, utilizando el algoritmo *SAM* se detectó con la definición local 2,913 ha más que con la internacional (51,979 y 49,066, respectivamente). En resumen, en todos los casos se detectó mayor deforestación usando el algoritmo *SAM* y la definición local. Sumado a lo anterior y, como se observa en la Figura 4, la distribución de la deforestación varió según la clasificación utilizada, ya sea *likelihood* o *SAM*.

Figura 4. Distribución del cambio para las clasificaciones *likelihood* y *SAM* y su relación con la definición propuesta y la de la FAO para el periodo 2015 y 2018



Distribuidos en los renglones están los mapas de cambio de cada algoritmo probado. En la columna izquierda se presentan los mapas generales y en la derecha el acercamiento a una zona de interés. La deforestación para la definición internacional es representada por el color rojo. La deforestación para la definición local incluye los píxeles de color rojo y los negros. La leyenda *discrepancia en la clasificación* aglomera aquellos píxeles que en un año fueron *máscara* o *no clasificado* y en el otro fueron cualquier otra clase. Para este mapa, la clase *no bosque* incluye tanto la cobertura *no bosque* como *infraestructura urbana* de la Figura 3

Discusión

Para aportar al entendimiento de la deforestación de la región de la selva Lacandona esta investigación utilizó el *CRFforD* y el *MRFforD*. Con ellos se cuantificó la deforestación utilizando tres definiciones armonizadas a dos métodos de cuantificación. En general se observó que las estimaciones derivadas de los clasificadores con *likelihood* y *SAM* tuvieron precisiones óptimas. En cuanto a las definiciones, se observó que las tres tienen la propiedad de describir al bosque y la deforestación de la región de estudio, pero solo dos de ellas, la internacional y la local, se pueden vincular con un método de cuantificación con base en sus umbrales (i.e. cobertura de copas, superficie mínima, altura de los árboles, entre otras). En el caso de la definición nacional, la selección del método depende totalmente de la interpretación que se haga de la misma definición y del bosque bajo estudio. Por ello, para esta investigación no se pusieron a prueba métodos con esta definición.

Particularidades de las definiciones

La definición internacional describe con detalle todos los parámetros del *CRFforD*. Además, señala claramente los umbrales del bosque y la deforestación lo cual la hace una definición operativa. Ya que esta definición está asociada con incentivos económicos, como REDD, describe la trayectoria del bosque. En el programa REDD, los bosques elegibles para el apoyo deben haber sido reforestados antes del 1° de enero de 1990 o aforestados antes del 1° de enero de 1940 (Putz 2009). Lo cual requiere que cualquier terreno que desee ingresar a este programa describa su edad y el proceso que lo llevó a ser bosque (ej. bosque primario, secundario, reforestada, aforestado; Nelson et al. 2000; Chokkalingam, de Jong 2001; FAO 2002, 2005; Schoene et al. 2007). Sumado a lo anterior, esta definición se enfoca en sistemas arbóreos y considera como bosque tanto a los naturales como a las plantaciones (ej. plantaciones de bambú) (FAO 2020). Lo anterior es importante ya que pareciera que un área cubierta con bosques primarios tiene el mismo valor económico que una plantación, aunque su valor ecológico es totalmente diferente (Nelson et al. 2000; Schoene et al. 2007; Romijn et al. 2013; Arunarwati-Margono et al. 2014). Otra característica de la definición internacional es que considera como unidad mínima del bosque, terrenos iguales o mayores a 0.5 ha. Lo anterior provoca que toda la deforestación menor a esta superficie no sea considerada. En cuestión de patrones espaciales de la deforestación, los corredores (polígono

alargado), aunque menores a 0.5 ha (riberas de ríos), puede ser tan importantes como un polígono de mayor superficie. Esto no solo es por la conectividad que generan sino también porque cada patrón espacial refleja cierto tipo de actividades económicas (Mertens, Lambin 1997; Lorena, Lambin 2009). Por lo tanto, detectar patrones de deforestación pequeños, podría ayudar a contenerla.

Por su parte, la definición nacional está hecha con fines legales y responde bien a las características ecológicas de cualquier ecosistema mexicano (DOF 2018). No obstante, su falta de umbrales impide que se utilice como una definición operativa. Para armonizarla a un método de cuantificación de la deforestación es necesario conocer a profundidad la zona de estudio y establecer una unidad mínima en la cual se trabajará.

En cuanto a la definición local se observó que está descrita bajo todos los parámetros del *CRFforD*. A partir de los umbrales que describe se vincula al *MRFforD* y a un sensor remoto. De la misma forma que la definición internacional, la definición local considera tanto plantaciones como bosques naturales. Ello facilita la implementación de las metodologías utilizadas ya que no es necesario discernir entre ambos. No obstante, ofrecería un reto para evaluar programas como el PSA ya que este solo permite vegetación natural (DOF 2020b).

Particularidades de los clasificadores

Ya que las dos clasificaciones utilizadas para medir la deforestación fueron seleccionadas con base en las características de la zona de estudio y las precisiones reportadas para cada una de ellas fueron altas, se esperaba que la precisión de los mapas de esta investigación también lo fueran. No obstante, durante el proceso de la generación de los mapas se evidenciaron algunas de las variables de las metodologías que afectan a las estimaciones de la deforestación.

El diseño del muestreo de datos en campo genera variaciones en los valores de la deforestación. Esto se observó ya que los valores de OCA, kappa y los desacuerdos de 2018 obtenidos a partir de una clasificación con datos de campo fueron menos óptimos que los datos de la clasificación 2015 que no hizo uso de ellos. Lo cual puede sugerir que la distribución de datos en campo no fue la óptima pues la zona de estudio es de difícil acceso (Lu, Weng 2007). En ese sentido, como parte de la variación en las estimaciones de deforestación, es necesario asumir el riesgo de un muestreo deficiente en zonas complicadas

y buscar otras técnicas para subsanar este problema (ej. uso de imágenes de mayor resolución espacial).

En este sentido, la clasificación *likelihood* colocó pixeles de agua como infraestructura urbana; mientras que la clasificación *SAM* fue mucho más cautelosa y esos mismos pixeles los determinó como No clasificados. De la misma forma la clasificación *likelihood* marcó áreas como infraestructura urbana pero que por trabajo de campo realizado con anterioridad se sabe que no lo eran. En esa zona el ingreso es complicado y la probabilidad de que se haya producido deforestación es muy baja, en cambio, se conoce que existe vegetación natural no arbórea en esa región. Por lo tanto, se puede sugerir que algunos de los errores observados se deben a la naturaleza de los algoritmos con respecto a los elementos observados (Lu, Weng 2007).

Con las resoluciones espaciales de los sensores actuales, no es posible medir con exactitud una superficie de 0.5 ha, siempre será mayor o menor. Por ejemplo, en una imagen de 30x30 m se necesitarían 5 pixeles para obtener un área de 0.45 ha. Sumado a lo anterior, si se busca convertir cada pixel en un polígono se corre el riesgo de perder o ganar superficie ya que esta transformación depende del método usado (Congalton 1997).

Las estimaciones de la deforestación varían no solo entre clasificadores sino también entre programas (ej. ENVI, ERDAS, Idris, eCognition, entre otros) (Lu, Weng 2007; Neubert, Meinel 2003). Por lo anterior es necesario ser consistentes y transparentes durante la implementación del clasificador elegido.

Los objetivos y la armonización de las definiciones y métodos

Armonizar las definiciones de la deforestación y sus métodos de medición es de gran importancia. Algunas definiciones y métodos serán más aptos para ciertos sistemas naturales, otros serán más sensibles a cierto tipo de imágenes de satélite o más susceptibles a la cantidad de datos ingresados para realizar las clasificaciones. Por ello, para elegir entre la amplia variedad de definiciones y métodos es trascendental conocer a profundidad la zona de estudio y, con ello, aumentar la certidumbre sobre las estimaciones de la deforestación.

Los resultados aquí mostrados evidenciaron que existe una variación en las estimaciones dada por la selección de una definición o método sobre otro. En consecuencia, la deforestación está siendo constantemente sobreestimada o subestimada. No obstante, cada

armonización (definición y método asociado) es más útil para cierto objetivo. A continuación, algunos casos evidencian esa realidad.

Implementación de incentivos económicos a nivel local. En la región Lacandona se implementa el programa de PSA (DOF 2020b). Este programa es un incentivo económico dirigido a dueños de bosques y está orientado a la conservación, protección, restauración y manejo sustentable de los ecosistemas. Los terrenos que pueden ser incluidos deben tener una superficie de entre 100 – 200 ha para personas físicas o 200 – 2,000 ha para personas morales (DOF 2020b). El periodo de duración de este incentivo es de hasta 5 años y para lograr dicha permanencia es necesario vigilar con exactitud la extensión y temporalidad del bosque. Para este caso, una definición como la local sería de gran utilidad ya que brinda información de hasta 900 m², superficie suficiente para observar los cambios a nivel parcela. En cuanto a la selección del método, se deberían contemplar clasificadores que detecten la distinción entre bosques naturales y plantaciones, ya que el PSA excluye a las plantaciones forestales. Por lo cual el clasificador elegido debe ser sensible a esta distinción. En este caso, tanto el algoritmo *likelihood* como *SAM* son capaces de hacer dicha tarea (Lu, Weng 2007; Jusoff, Mohd 2009), siempre y cuando se tenga suficiente información para discernir entre vegetación natural y no natural.

Legislación y cuidado de los bosques. Cuando se requiere legislar sobre un país es necesario tener una definición amplia que incluya a todos los ecosistemas. Un caso de ello es la definición nacional creada para México. Como se pudo observar, su mayor debilidad es la ambigüedad que genera al medir los bosques y la deforestación. Afortunadamente, a inicio del año 2020, se hizo una modificación a la Ley General de Desarrollo Foresta Sustentable que suma a sus definiciones de bosque y deforestación algunas variaciones (ej. terreno forestal arbolado, deforestación en terreno forestal arbolado, vegetación secundaria nativa) (DOF 2020). Con estas adiciones se logran esclarecer las distinciones y umbrales entre los diversos bosques, permitiendo clarificar la medición de la deforestación.

Cuantificación de la deforestación a nivel global. Para realizar comparaciones a nivel mundial es recomendable utilizar definiciones armonizadas entre países. La FAO y otras instituciones crearon una definición que fuera aplicable a un amplio número de ecosistemas para que con ello se obtuviera el valor de la deforestación mundial (FAO 2002). No obstante, aunque esta definición es de gran utilidad a escala global, tiene poca exactitud a escala local

(Lund 2014; Verchot et al. 2007). Para definiciones como esta, es primordial elegir métodos que permitan diferenciar entre las plantaciones forestales permitidas (ej. bambú) de las no permitidas (ej. palma de aceite). Como en el caso de la definición local, los clasificadores *likelihood* y *SAM* son útiles mientras se cuente con un muestreo robusto.

La evaluación de la precisión de los mapas

Para determinar la certidumbre de los mapas resultantes de las clasificaciones es necesario evaluarlos (Salk et al. 2018). En ese sentido, desde 1975 diversos autores han desarrollado técnicas estadísticas y no estadísticas que ayudan a seleccionar al mejor mapa (Congalton, Green 2019). Se sabe, que el uso de la técnica de evaluación incide en los valores de certidumbre de los mapas, por lo cual hay que ser cuidadosos al momento de elegir una (Mas, Reyes, Pérez 2003). Durante décadas, kappa ha sido la técnica de evaluación más usada en la percepción remota. No obstante, desde 2011 diversos autores han señalado que este índice brinda errores de redundancia por asumir la aleatoriedad de los datos (Pontius et al. 2011; Salk et al. 2018). Sumado a esto, se ha detectado que las técnicas de evaluación clásicas sólo detectan el error asociado con el conteo de los cambios, pero no en el lugar donde sucedieron estos. En ese sentido, se han desarrollado diversos índices basados en la matriz de confusión que, en algunos casos, incluyen tanto los errores por cantidad como por localización (ej. precisión total, del usuario y del productor, fuzzy, clúster, desacuerdo en cantidad, desacuerdo en localización y desacuerdo en configuración del paisaje) (Strahler et al. 2006; Pontius et al. 2011).

Al igual que con el uso de las definiciones y los métodos, no existe un acuerdo sobre cuál es la mejor técnica de evaluación de mapas. Se sabe que la precisión total de un mapa puede variar hasta en 40 % por esos factores (Morales-Barquero et al. 2019). Esto dependerá de los sensores a utilizar, el método de clasificación seleccionado, el diseño de los datos de muestreo, entre otros aspectos (Pickard, Gray, Meentemeyer 2017; Congalton, Green 2019). Por lo tanto, como parte del control de la incertidumbre en los valores de la deforestación, es necesario incluir como un factor a considerar la selección de las técnicas de evaluación de los mapas.

Dado este escenario, durante esta investigación se evaluaron los mapas clasificados a partir de los índices de kappa, la precisión total, del usuario y del productor y el desacuerdo en

cantidad, que responden a características de evaluación de cantidad. Además, se evaluaron con técnicas que responden a los errores asociados a la localización de los píxeles con el índice de desacuerdo en localización. Presentando esta variedad de técnicas de evaluación de mapas se espera que los resultados de esta investigación sean comparables y muestren de forma más certera los posibles errores y aciertos de los clasificadores seleccionados.

Conclusiones

Durante esta investigación se cuantificó la deforestación de la región Lacandona a partir de un modelo de armonización de definiciones y métodos. Con ello se logró transparentar el proceso de análisis de la deforestación y se aportó a la disminución de la incertidumbre de las estimaciones de este proceso. Se considera que con el uso extendido de esta metodología se facilitaría la comparación entre estimaciones y el uso responsable de ellas. Sumado a lo anterior, esta investigación concluye que, aunque hay diversas estimaciones de la deforestación para la región Lacandona, existen estimaciones que son más adecuadas para ciertos objetivos, que otras. Por lo tanto, para gestionar la deforestación en esta región, es de vital importancia elegir con transparencia la definición y método para medirla.

Referencias

- Arunarwati-Margono B., Potapov P.V. Turubanova S., Stolle F., Hansen M.C. 2014. Primary forest cover loss in Indonesia over 2000–2012. *Nature Climate Change*, 4: 730-735. Doi: 10.1038/NCLIMATE2277
- Broadbent E.N., Almeyda Zambrano A.M., Dirzo R., Durham W.H., Driscoll L., Gallagher P., Salters R., Schultz J., Colmenares A., Randolph S.G. 2012. The effect of land use change and ecotourism on biodiversity: a case study of Manuel Antonio, Costa Rica, from 1985 to 2008. *Landscape Ecology*, 27: 731-744. Doi: 10.1007/s10980-012-9722-7
- Chapin III F., Stuart K., Gary P., Folke C. (eds). 2009. Principles of ecosystem stewardship. Resilience based natural resources management in changing world. Springer
- Chokkalingam U., de Jong W. 2001. Secondary forest: a working definition and typology. *The International Forestry Review*, 3: 19-26. <http://www.jstor.org/stable/42609342>

- Congalton R.G, Green K. 2019. Assessing the accuracy of remotely sensed data. Principles and practices. CRC Press.
- Congalton R.C. 1997. Exploring and Evaluating the Consequences of Vector-to-Raster and Raster-to-Vector Conversion. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 63(4): 425-434
- Dewulf A., Craps M., Bouwen R., Tailliev T., Pahl-Wostl C. 2005. Integrated management of natural resources: dealing with ambiguous issues, multiple actors and diverging frames. *Water science and technology*, 52(6): 115-124. Doi:10.2166/wst.2005.0159
- Diniz F.H., Kok K., Hott M.C., Hoogstra-Klein M.A., Arts B. 2013. From space and from the ground: determining forest dynamics in settlement projects in the Brazilian Amazon. *International Forestry Review*, 15(4): 442-455. Doi:10.1505/146554813809025658
- DOF. 2018. Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable. Diario Oficial. México
- DOF. 2020. Decreto por el que se reforman y adicionan diversas fracciones del artículo 7 de la Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable. Diario Oficial. México
- DOF. 2020b. Reglas de Operación del Programa Apoyos para el Desarrollo Forestal Sustentable 2020. Diario Oficial. México
- FAO. 2002. expert meeting on harmonizing forest-related definitions for use by various stakeholders. Italy. Food and Agriculture Organization of the United Nations
- FAO. 2002b. Second expert meeting on harmonizing forest-related definitions for use by various stakeholders. Italy. Food and Agriculture Organization of the United Nations
- FAO. 2005. The third expert meeting on harmonizing forest-related definitions for use by various stakeholders. Food and Agriculture Organization of the United Nations
- FAO. 2020. Terms and Definitions. Global Forest Resources Assessment. Food and Agriculture Organization of the United Nations
- Fernández-Montes de Oca A., Gallardo-Cruz A., Martínez M. 2015. Deforestación en la región de la Selva Lacandona. En *Conservación y desarrollo sustentable en la Selva Lacandona: 25 años de actividades y experiencia*. En Carabias J., de la Maza J., Cadena R. (eds). México D.F. Natura y Ecosistemas Mexicanos
- Fernández-Montes de Oca A., Gallardo-Cruz J. A., Ghilardi A., Kauffer E., Solórzano J. V., Sánchez-Cordero V. 2021. An integrated framework for harmonizing definitions of

- deforestation. *Environmental Science and Policy*, 115: 71–78. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2020.10.007>
- Fernández-Montes de Oca A., Gallardo-Cruz J. A., Ghilardi A., Kauffer E., Solórzano J. V., Sánchez-Cordero V. 2022.
- GFW. 2019. Analysis of tree cover loss. <https://www.globalforestwatch.org/map/>. Revisado en febrero 2020
- Gómez-Díaz J.A., Brast K., Degener J., Krömer T., Ellis E., Heitkamp F., Gerold G. 2018. Long-Term Changes in Forest Cover in Central Veracruz, Mexico (1993–2014). *Tropical Conservation Science*, 11: 1-12. Doi: 10.1177/1940082918771089
- Herold M., Johns T. 2007. Linking requirements with capabilities for deforestation monitoring in the context of the UNFCCC – REDD process. *Environmental Research Letters*, 2
- Holling C.S. 2001. Understanding the complexity of economic, ecological and social systems. *Ecosystems*, 4(5):390-405. Doi: 10.1007/s10021-001-0101-5
- INEGI. 2011. Censo de población y vivienda 2010. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. México
- Jusoff K., Mohd M.H. New Approaches in Estimating Rubberwood Standing Volume Using Airborne Hyperspectral Sensing. *Modern Applied Science*, 3(4). Doi: 10.5539/mas.v3n4p62
- Köhl M., Traub B., Päivinen R. 2002. Harmonisation and standardisation in multi-national environmental statistics-mission impossible? *Environmental Monitoring and Assessment*, 63: 361-380. Doi: 10.1023/A:1006257630216
- Lorena R.B., Lambin E.F. 2009. The spatial dynamics of deforestation and agent use in the Amazon. *Applied Geography*, 29: 171-181. Doi:10.1016/j.apgeog.2008.09.003
- Lu D., Weng Q. 2007. A survey of image classification methods and techniques for improving classification performance. *International Journal of Remote Sensing*, 28(5): 823-870. Doi: 10.1080/01431160600746456
- Lund H.G. 2014. What is a forest? Definitions de make a difference an example from Turkey. *Aurasya Terim Dergisi*. 2(1): 1-8

- Magdon P., Fischer C., Fuchs H., Klein C. 2014. Translating criteria of international forest definitions into remote sensing image analysis. *Remote sensing of environment*, 149: 252-262. Doi:10.1016/j.rse.2014.03.033
- Mas J.F., Reyes J., Pérez A. 2003. Investigaciones geográficas, 51: 53-72
- McRoberts R., Tomppo E., Schadauer K., Vidal C., Ståhl G., Chirici G., Lanz A., Cienciala E., Winter S., Smith W.B. 2009. Harmonizing national forest inventories. *Journal of Forestry*, 107(4): 179-187. Doi:10.1093/jof/107.4.179
- Mertens B., Lambin E.F. 1997. Spatial modelling of deforestation in southern Cameroon. *Applied Geography*, 17(2): 143-162
- Morales-Barquero L., Skutsch M., Jardel-Peláez E.J., Ghilardi A., Kleinn C., Healy J.R. 2014. Operationalizing the definition of Forest Degradation for REDD+, with application to Mexico. *Forest*, 5: 1635-1681. Doi:10.3390/f5071653
- Morales-Barquero L., Lyons M.B., Phinn S.R., Roelfoema C.M. 2019. Trends in remote sensing accuracy assessment approaches in the context of natural resources. *Remote sensing*, 11(2305): 1-16. doi:10.3390/rs11192305
- Nelson R.F., Kimes D.S., Salas W.A., Routhier M. 2000. Secondary forest age and tropic forest biomass estimation using thematic mapper imagery. *Bioscience*, 5: 419-431. Doi:10.1641/0006-3568(2000)050[0419:SFAATF]2.0.CO;2
- Neubert M., Meinel G. 2003. Evaluation of segmentation programs for high resolution remote sensing applications. En *Proceedings of the Joint ISPRS/EARSeL Workshop "High Resolution Mapping from Space 2003"*. En: Schroeder M., Jacobsen K., Heipke C. (eds). Germany
- Olander L.P., Gibbs H.K., Steininger M., Swenson J.J., Murray B.C. 2008. Reference scenarios for deforestation and forest degradation in support of REDD: a review of data and methods. *Environmental research letters*, 3. doi:10.1088/1748-9326/3/2/025011
- Olander L.P., Gaik C.S., Kissinger G.A. 2012 Operationalizing REDD+: scope of reduce emissions from deforestation and forest degradation. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 4(6): 661-669. Doi:10.1016/j.cosust.2012.07.003
- Ostrom E. 2011. Background on the Institutional Analysis and Development Framework. *Policy Studies Journal*, 39(1): 7-27. Doi: 10.1111/j.1541-0072.2010.00394.x

- Pickard B., Gray J., Meentemeyer R. 2017. Comparing quantity, allocation, and configuration accuracy of multiple land change models. *Land*, 6(52): 1-22. doi:10.3390/land6030052
- Pontius R.G., Millones M. 2011. Death to Kappa: birth of quantity disagreement and allocation disagreement for accuracy assessment. *International Journal of Remote Sensing*, 32(15): 4407-4429. <http://dx.doi.org/10.1080/01431161.2011.552923>
- Potschin-Young M., Haines-Young R., Görg C., Heink U., Jax K., Schleyer C. 2018. Understanding the role of conceptual frameworks: Reading the ecosystem service cascade. *Ecosystem Services*, 29(C): 428-440. Doi: 10.1016/j.ecoser.2017.05.015
- Putz F.E. 2009. The Importance of Defining 'Forest': Tropical Forest Degradation, Deforestation, Long-Term Phase Shifts, and Further Transitions. *Biotropica*, 42(1): 10-20. Doi: 10.1111/j.1744-7429.2009.00567.x
- Rahman M.K., Schmidlin T.W., Munro-Stasiuk M.J., Curtis A. 2017. Geospatial analysis of land loss, land cover change, and land use patterns of Kutubdia Island, Bangladesh. *International Journal of Applied Geospatial Research*, 8(2). Doi: 10.4018/IJAGR.2017040104
- Romijn E., Ainembabazi J.H. Wijaya A. Herold M. Angelsen A. Verchot L., Murdiyarto D. 2013. Exploring different forest definitions and their impact on developing REDD+ reference emission levels: A case study for Indonesia. *Environmental Science and Policy* 33: 246-259
- Salk C., Fritz S., See L., Dresel C., McCallum I. 2018. An exploration of some pitfalls of thematic map assessment using the new map tools resources. *Remote Sensing*, 10(376). doi:10.3390/rs10030376
- Schoene D., Killmann W., von Lupke H., LoycheWilkie M. 2007. Definitional issues related to reducing emissions from deforestation in developing countries. Forests and Climate Change Working Paper 5. Italy. Food and Agriculture Organization of the United Nations
- SIMEC. 2019. Consulta de fichas ANP. <https://simec.conanp.gob.mx/ficha.php?anp=172®=11>. Revisado febrero 2020.

- Solórzano J.V. 2018. Informe final. Identificación y cuantificación del cambio de uso de suelo en las áreas naturales protegidas de la Selva Lacandona y en el municipio de Marqués de Comillas. *Natura y Ecosistemas Mexicanos*
- Strahler A.H., Boschetti L., Foody G.M., Friedl M.A., Hansen M.C., Herold M., Mayaux P., Morisette J.T., Stehman S.V., Woodcock C.E. 2006. Report No. 25. Global Land Cover Validation: Recommendations for Evaluation and Accuracy Assessment of Global Land Cover Maps. *Global Observation of Forest and Land Cover Dynamics*
- Verhot L.V., Zaner R., van Straiten O., Muys B. 2007. Implications of country-level decisions on the specification of crown cover in the definition of forest for land area eligible for afforestation and reforestation activities in the CDM. *Climate change*, 81: 415-430. Doi: 10.1007/s10584-006-9111-9
- Verma P., Raghubanshi A., Srivastava P.K., Raghubanshi A.S. 2020. Appraisal of kappa-based metrics and disagreement indices of accuracy assessment for parametric and nonparametric techniques used in LULC classification and change detection. *Modeling Earth Systems and Environment*, 6: 1045–1059. <https://doi.org/10.1007/s40808-020-00740-x>
- Walker W.E., Harremoës P., Rotmans J., van der Sluijs J.P., van Asselt M.B.A., Janssen P., van Krauss M.P. 2003. Defining uncertainty: a conceptual basis for uncertainty management in Model-based decision support. *Integrated Assessment*, 4(1): 5-17. Doi: 10.1076/iaij.4.1.5.16466

Anexos

Anexo 1. Definiciones de bosque y deforestación

Anexo 2. Lista con los artículos seleccionados para el MRFForD

Anexo 3. Distribución de los desacuerdos en cantidad y localización

Capítulo 7

Discusión general y conclusiones

Las variaciones en las estimaciones de la deforestación

La variación en las estimaciones de la deforestación es un problema de gran importancia que dificulta el control de la misma (Bassan et al. 2020; Velázquez et al. 2011). Esta variación está determinada por las diferentes definiciones, y sus métodos de medición, los cuales a su vez integran fuentes de incertidumbre que se propagan en los resultados finales (Strunz 2012). Una buena parte de la variación en las estimaciones puede ser abordada a través de la armonización de las definiciones de la deforestación y de los métodos utilizados para medirla (FAO 2002a; Magdon et al. 2013; Morales-Borquero 2014). Por ello, esta investigación construyó un modelo de armonización que vincula las definiciones de la deforestación con los métodos para medirla (Capítulo 5). Para lograrlo, se generaron dos marcos de referencia que posibilitaron el análisis y la comparación de las definiciones y de los métodos a partir de un lenguaje común (Capítulo 3 y 4). Estos marcos permitieron además comparar las estimaciones de la deforestación en la región de la selva Lacandona considerando una variedad de definiciones y métodos (Capítulo 6).

La incertidumbre generada por las definiciones

Como se observó en el Capítulo 3, existe una gran cantidad de definiciones de la deforestación (Lund 2014). Aunque la mayoría son parecidas entre sí, las discrepancias que tienen, generan estimaciones de la deforestación con resultados diferentes. Esta situación se relaciona con el objetivo particular de cada definición y su enfoque en diferentes tipos de bosque (Chazdon et al. 2016). El objetivo más evidente que pudo observarse fue el *operacional*. Las definiciones con este objetivo fueron creadas para que a partir de ellas se mida la deforestación. Por ello, estas definiciones establecieron diversos parámetros que facilitan la medición (ej. cobertura del dosel, altura de los árboles, superficie). No obstante, de acuerdo con cada fuente de las definiciones, estos parámetros suelen variar por lo cual las estimaciones serán diferentes (ej. Capítulo 4). Por otro lado, se observaron definiciones que tienen objetivos *legales* o *ecológicos* donde no se describieron parámetros que facilitaran la

medición de la deforestación o del bosque. Con dichas definiciones no es sencillo hacer comparaciones entre estimaciones de la deforestación, aunque describen de mejor forma la diversidad de los bosques.

Este trabajo observó que cuatro características determinan lo que se mide como deforestación (Capítulo 3): 1) el bosque definido como natural o acompañado de plantaciones, 2) el bosque considerado como primario únicamente o como primario y secundario, 3) el bosque definido como sistemas arbóreos o como un conjunto de sistemas arbóreos y no arbóreos y 4) la historia del bosque. Estos cuatro aspectos son de gran importancia porque no solo influyen en los valores de la deforestación (se subestimarán o sobreestimarán la deforestación) sino que tienen influencia sobre en qué regiones se aplicarán incentivos económicos (ej. REDD) y, por ende, atribuyen a ciertos sistemas una mayor importancia. Este último punto es importante porque la mayoría de las definiciones consideran a los bosques como un conjunto que incluye a los sistemas naturales y a las plantaciones. Lo que pareciera indicar que perder un bosque natural tiene la misma importancia ecológica que perder una plantación. De la misma forma, casi todas las definiciones de deforestación excluyen a los sistemas no arbóreos cuando dichos sistemas tienen gran importancia por su capacidad de almacenar carbono (Meleod et al. 2011).

Dado este escenario, elegir una definición en lugar de otra no solo tiene implicaciones en los valores de la deforestación, sino que genera también una percepción diferencial de los sistemas evaluados e influye de forma espacial a través de los incentivos otorgados para controlar la deforestación.

La incertidumbre generada por los métodos

Como se observó en los Capítulos 4 y 6, las estimaciones de la deforestación varían altamente de acuerdo con los métodos implementados. La variación de los métodos se relaciona con la toma de datos de campo, el diseño de muestreo, la escala de análisis, el tamaño de la deforestación que se evaluará, el sensor elegido, la información que de él se extraerá, el tipo de clasificación y su evaluación, entre otros. Por lo cual, elegir un método sobre otro siempre sobrestimarán o subestimarán a la deforestación. Para abordar este problema es necesario conocer a profundidad la zona de estudio y reconocer que cada una de las etapas del método elegido se vinculan entre ellas (Lu, Weng 2007). Por ejemplo, para regiones pequeñas es

recomendable utilizar sensores de mediana o alta resolución que permitan detectar con mayor precisión los cambios. De la amplia gama de sensores de mediana resolución habrá que determinar cuál es el más útil y qué información que se extraerá de él. Después, esa información deberá vincularse con los datos de campo. Durante la toma de datos de campo será indispensable elegir un buen diseño de muestreo para cubrir toda la heterogeneidad del paisaje. También se deberá evaluar qué tipo de clasificaciones se pueden llevar a cabo con esa información. Es decir, no todas las clasificaciones sirven para todas las áreas ni para todos los datos. Existen algunas que se recomiendan para datos con distribución normal (ej. *likelihood*), otras para sistemas heterogéneos (ej. *spectral angle mapper*) y otras más han sido creadas para trabajar con información de diferentes fuentes (ej. *object-oriented classification*) (Capítulo 5).

Otro aspecto importante son las habilidades del usuario y sus condiciones económicas. Estos dos aspectos suelen dejarse de lado, pero influyen de forma importante en la variación de las estimaciones. Por ejemplo, un usuario poco experimentado podría preferir calcular la deforestación con clasificaciones implementadas en programas de percepción remota, aunque no reporten los mejores resultados. De la misma forma, los fondos con que cuente la investigación muy posiblemente determinarán el tipo de sensor que se utilice y el diseño del trabajo de campo (Lu, Weng 2007).

Dadas las razones anteriores, es claro que la variación en las estimaciones de la deforestación está altamente ligada con cada paso del método elegido. Por lo cual, las estimaciones generadas con métodos diferentes difícilmente serán comparables entre sí.

Una propuesta de armonización de definiciones y métodos

Para disminuir la incertidumbre que generan las variaciones en las estimaciones de la deforestación es necesario armonizar sus definiciones y métodos. Para ello durante esta investigación se construyeron dos marcos de referencia (Capítulo 3 y 4). Los marcos son herramientas útiles para identificar las interacciones y causas de los fenómenos de interés. Proveen un lenguaje común y permiten que sus usuarios identifiquen áreas de intervención (Ostrom 2011; Potschin-Young et al. 2018). Aunque existe evidencia de marcos de referencia que analizan la deforestación (ej. Atmadja, Verchot 2012; Fisher et al. 2014; Geist, Lambin

2002; Olander et al. 2008), ninguno de ellos ha analizado la relación entre las definiciones de la deforestación y sus métodos para medirla.

Dado este escenario, este trabajo construyó dos marcos de referencia: uno conceptual, el *conceptual reference framework for defining deforestation* (CRFforD) y uno metodológico, el *methodological reference framework for quantifying deforestation* (MRFforD). Ambos marcos buscan analizar y relacionar a través de un lenguaje común las definiciones y los métodos de la deforestación y con ello llegar a comparar las estimaciones resultantes. Para vincular las definiciones de la deforestación con sus métodos, desde el marco conceptual, a cada definición de deforestación se le atribuye una *escala metodológica*. Mientras que, desde el marco metodológico, esa *escala metodológica* se liga con la resolución espacial del sensor a utilizar. A partir del uso de los dos marcos de referencia es posible comparar estimaciones de la deforestación y analizar sus implicaciones en un escenario determinado (Capítulo 4 y 5).

Las estimaciones armonizadas y el caso de la región de la selva Lacandona

Como se observó en el Capítulo 5 y al calcular la deforestación en la región de la selva Lacandona (Capítulo 6), existen definiciones más adecuadas a ciertos métodos. Por ejemplo, las definiciones operacionales suelen ser más útiles para comparar estimaciones porque permiten controlar de manera efectiva algunos de los parámetros que generan incertidumbre (ej. superficie, cobertura de dosel, altura de árboles, temporalidad). No obstante, encontrar métodos que cubran todos los parámetros para llevarlos a cabo no es sencillo. Por otro lado, las definiciones más generales pueden ser cubiertas casi por cualquier método, pero muy posiblemente no sean comparables. En efecto, los parámetros para medir la deforestación deben ser establecidos por cada usuario. De la misma forma se observó que hay métodos más acordes para diferenciar distintos tipos de sistemas. Por ejemplo, los métodos con *object-oriented classification* pueden diferenciar con mayor facilidad sistemas arbóreos de los no arbóreos. Asimismo, los métodos con *spectral mixture analysis* podrían detectar ambos.

En la región de la selva Lacandona se observó que la utilidad de las definiciones de deforestación está directamente vinculada con el propósito de su medición. Por ejemplo, para evaluar el programa de Pago por servicios ambientales (PSA) en esta región sería más apropiado utilizar una definición local. Esto es porque el PSA es otorgado a dueños de la

tierra y ellos suelen tener parcelas menores a 5 ha (Tarrío, Concheiro 2006). De esa superficie, solo una pequeña parte es dedicada al PSA. Si, por el contrario, se usará una definición internacional como la creada por la FAO se subestimaría el valor del bosque y de la deforestación. En cuanto a los métodos, si se deseara evaluar la deforestación asociada a las vías de comunicación en la región Lacandona sería más útil usar el método con *likelihood* que el *spectral angle mapper*. Esto es debido a que *likelihood* permite diferenciar con mayor exactitud los caminos que el otro método.

La deforestación bajo incertidumbre

Esta investigación propuso disminuir la incertidumbre en las estimaciones de la deforestación a partir del reconocimiento claro de la relación entre definiciones y métodos. Para ello se estableció la estructura de ambos, definiciones y métodos. A diferencia de otras investigaciones, durante este trabajo no se buscó disminuir la incertidumbre a través de la mejora de los valores de exactitud reportados. Lo anterior es debido a que 1) los valores de exactitud pueden variar entre regiones, imágenes, índices, número de clases, etc. y 2) la exactitud de un método no implica su utilidad para el *propósito* que busca una definición. No obstante, para elegir entre métodos con potencial para una definición, los valores de exactitud sí pueden brindar información.

Para abordar el problema que generan las variaciones en las estimaciones de la deforestación, es necesario incorporar la presencia de la incertidumbre asociada a estas. Por esta razón, la incertidumbre deberá ser reportada siempre. Por un lado, deberá ser reportada a través de la técnica de evaluación seleccionada, pero también a través de la descripción profunda de las definiciones y de los métodos usados. Dicha descripción debería incluir las siguientes variables: 1) la definición de deforestación elegida, 2) el establecimiento del objetivo de esta y los umbrales que determinarán al bosque y la deforestación, 3) la escala del sitio de estudio, 4) el sensor asociado, 5) el diseño del muestreo, 6) la elección del clasificador, su algoritmo y las clases que se usarán, 7) los índices o información utilizada, 8) los programas utilizados, entre otros. Sumado lo anterior, para comparar las estimaciones de la deforestación, cada una de las variables antes mencionadas deberán ser analizadas bajo marcos comunes. En ese sentido, esta investigación promueve el uso de dos marcos de referencia, el marco conceptual de referencia (*conceptual reference framework for defining deforestation (CRFforD)*) y el

marco metodológico de referencia (methodological reference framework for quantify deforestation (MRFforD))). Con ambos marcos se visibilizan las ventajas y desventajas de usar cierta información con respecto a otra y, a partir de un uso extendido de ambos marcos, se aportaría al entendimiento de la deforestación con la finalidad de mejorar su control a partir de información más confiable.

Retos de investigación

La evaluación de la precisión de los mapas

Para determinar la certidumbre de los mapas resultantes de las clasificaciones es necesario evaluarlos (Salk et al. 2018). En ese sentido, desde 1975 diversos autores han desarrollado técnicas estadísticas y no estadísticas que ayudan a seleccionar al mejor mapa (Congalton, Green 2019). Se sabe, que el uso de la técnica de evaluación incide en los valores de certidumbre de los mapas, por lo cual hay que ser cuidadosos al momento de elegir una (Mas, Reyes, Pérez 2003). Durante décadas, kappa ha sido la técnica de evaluación más usada en la percepción remota. No obstante, desde 2011 diversos autores han señalado que este índice brinda errores de redundancia por asumir la aleatoriedad de los datos (Pontius et al. 2011; Salk et al. 2018). Sumado a esto, se ha detectado que las técnicas de evaluación clásicas sólo detectan el error asociado con el conteo de los cambios, pero no en el lugar donde sucedieron estos. En ese sentido, se han desarrollado diversos índices basados en la matriz de confusión que, en algunos casos, incluyen tanto los errores por cantidad como por localización (ej. precisión total, del usuario y del productor, fuzzy, clúster, desacuerdo en cantidad, desacuerdo en localización y desacuerdo en configuración del paisaje) (Strahler et al. 2006; Pontius et al. 2011).

Al igual que con el uso de las definiciones y los métodos, no existe un acuerdo sobre cuál es la mejor técnica de evaluación de mapas. Se sabe que la precisión total de un mapa puede variar hasta en 40 % por esos factores (Morales-Barquero et al. 2019). Esto dependerá de los sensores a utilizar, el método de clasificación seleccionado, el diseño de los datos de muestreo, entre otros aspectos (Pickard, Gray, Meentemeyer 2017; Congalton, Green 2019). Por lo tanto, como parte del control de la incertidumbre en los valores de la deforestación, es necesario incluir como un factor a considerar la selección de las técnicas de evaluación de los mapas.

Actualmente se conoce que la precisión total aumenta cuando las clases de un mapa son agregadas; por ello es mejor reportarla junto con la precisión del usuario y del productor. También se sabe que al usar kappa es necesario reportar la varianza y los intervalos de confianza y, que el índice de información mutua promedio (AMI por sus siglas en inglés) funciona mejor cuando se tiene un gran número de clases (Salk et al. 2018; Morales-Barquero et al. 2019). De igual forma se reconoce que para evaluar matrices de confusión es necesario utilizar métricas de evaluación de localización; mientras que, para analizar matrices de cambios es más útil usar métricas de cantidad (Verma et al. 2020). De la misma forma se recomienda usar la precisión total, la del productor y la del usuario como métricas básicas y después selección alguna otra técnica *ad hoc* a la creación del mapa, incluyendo métricas espaciales (Salk et al. 2018; Morales-Barquero et al. 2019)

Como se ha podido observar, la evaluación de los mapas es un aspecto importante para reportar los datos. No obstante, ya que el objetivo de esta investigación no se enfocó en este aspecto, sólo se hace un esbozo corto, pero necesario, sobre las implicaciones de las técnicas de evaluación de los mapas. Se esperaría que en nuevos esfuerzos este tema se profundice más.

Intervalos de confianza

La FAO y otras instituciones internacionales se han esforzado por crear definiciones operativas que permitan cuantificar la extensión de los bosques a nivel mundial. Lo anterior tiene la finalidad de crear estadísticas comparables y tomar decisiones con ellas. Sin embargo, siguen existiendo dudas sobre los datos reportados con esas definiciones ya que cada definición puede ser adaptadas por cada país. Por ejemplo, cada país puede seleccionar el porcentaje de cobertura de copas para determinar la extensión de sus bosques (entre 10 y 30 %) (FAO 2020). Esto es debido a que no todos los ecosistemas tienen las mismas variables estructurales. Por ejemplo, un bosque tropical tiene un dosel más denso que un bosque seco. La FAO permite esa variación en las variables estructurales de los bosques como una incertidumbre aceptable. No obstante, no se conoce con certeza si la variación de esas estimaciones, que subestima o sobrestima la deforestación, es aceptable desde el punto de vista de la conservación. Utópicamente, se esperaría que si se desea comparar valores de los bosques y la deforestación a nivel mundial se usara una misma definición; pero eso no es posible como ya se vio. Por lo tanto, es necesario crear intervalos de confianza, dentro de los

cuales las variaciones de las estimaciones de los bosques y la deforestación sean aceptables, incorporando variables sociales, económicas y ambientales. De esta manera, aunque no se conociera el valor real de la deforestación, se tendría certeza de que las decisiones que se tomarán con esa información no afectarían de manera negativa ni al medio ambiente ni a la sociedad.

Unidad mínima cartografiable

Un tema muy importante al reportar los valores de la deforestación es la escala en la cual se presentan visualmente los resultados. Para reportar la deforestación de un país como México normalmente se usan mapas de 1:250,000 o mayores. Donde el área mínima cartografiable recomendada es de por lo menos 100 ha. Esto significa que todo aquello que sea menor a esta superficie no será observado y por lo tanto las estimaciones de deforestación obtenidas de ese mapa serán diferentes comparadas con un mapa de alguna escala mayor. Dado esto, habría que analizarse qué tipo de relación existe entre la variación de las estimaciones de la deforestación y la unidad mínima cartografiable de un mapa. En otras palabras, si por cada unidad mínima cartografiable es posible determinar el valor de subestimación de la deforestación. Como en el caso de los intervalos de confianza, esto permitiría asumir las implicaciones de tomar decisiones con esta información a diferentes escalas.

Referencias

- Atmadja S, Verchot L (2012) A review of the state of research, policies and strategies in addressing leakage from reducing emissions from deforestation and forest degradation (REDD+). *Mitig Adapt Strateg Glob Change*, 17:31-336. DOI 10.1007/s11027-011-9328-4
- Bassan K. A., Kokou K., Sills E. O. 2020. Constraints to Tropical Forest Conservation and Successful Monitoring and Assessment of Land Uses Cover and Change: Do the Forest Definition and Administration Really Matter? *Natural Resources*, 11: 1-19
- Chazdon R., Brancalion P. H.S., Laestadius L., Bennet-Curry A., Buckingham K., Kumar C., Moll-Rocek J., Guimaraes Vieira I. C., Wilson S. J. 2016. When is a forest a forest? Forest concepts and definitions in the era of forest and landscape restoration. *Ambio*. 45: 538–550.

- Congalton R.G. 1999. Accuracy assessment and validation of remotely sensed and other spatial information. *International journal of wildland fire*, 10: 321-328
- Congalton R.G, Green K. 2019. Assessing the accuracy of remotely sensed data. Principles and practices. CRC Press.
- FAO. 2002a. Expert Meeting on Harmonizing forest-related definitions for use by various stakeholders. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- FAO. 2020. Terms and Definitions. Global Forest Resources Assessment. Food and Agriculture Organization of the United Nations
- Fisher JA, Patenaude G, Giri K, Lewis K, Meir P, Pinho P, Rounsevell MDA, Williams, M. (2014) Understanding the relationships between ecosystem services and poverty alleviation: A conceptual framework. *Ecosyst Serv*, 7:34-45. <http://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.08.002>
- Geist HJ, Lambin EF (2002) Proximate Causes and Underlying Driving Forces of Tropical Deforestation. *BioScience*, 52(2):143-150. [http://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0143:PCAUDF\]2.0.CO;2](http://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0143:PCAUDF]2.0.CO;2)
- Lu D., Weng Q. 2007. A survey of image classification methods and techniques for improving classification performance. *International Journal of Remote Sensing*, 28(5): 823-870. Doi: 10.1080/01431160600746456
- Lund H. G. 2014. Definition of forest, deforestation, afforestation and reforestation. Gainesville, VA: Forest information services.
- Magdon P., Klein C. 2013. Uncertainties of forest area estimates caused by the minimum crown cover criterion. A scale issue relevant to forest cover monitoring. *Environmental Monitoring and Assessment*. 185: 5345-5360.
- Mas J.F., Reyes J., Pérez A. 2003. *Investigaciones geográficas*, 51: 53-72
- McLeod, E., Chmura, G. L., Bouillon, S., Salm, R., Björk, M., Duarte, C. M., ... Silliam, B. R. (2011). A blueprint for blue carbon: Toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(10), 552–560. <https://doi.org/10.1890/110004>
- Morales-Barquero L., Skutsch M., Jardel-Peláez E. J., Ghilardi A., Kleinn C., Healy J. R. 2014. Operationalizing the definition of Forest Degradation for REDD+, with application to Mexico. *Forest*. 5: 1635-1681.

- Morales-Barquero L., Lyons M.B., Phinn S.R., Roelfoema C.M. 2019. Trends in remote sensing accuracy assessment approaches in the context of natural resources. *Remote sensing*, 11(2305): 1-16. doi:10.3390/rs11192305
- Olander LP, Gibbs HK, Steininger M, Swenson JJ, Murray BC (2008) Reference scenarios for deforestation and forest degradation in support of REDD: a review of data and methods. *Environ Res Lett*, 3(2). doi:10.1088/1748-9326/3/2/025011
- Ostrom E. 2011. Background on the Institutional Analysis and Development Framework. *Policy Studies Journal*, 39(1): 7-27. Doi:10.1111/j.1541-0072.2010.00394
- Pickard B., Gray J., Meentemeyer R. 2017. Comparing quantity, allocation, and configuration accuracy of multiple land change models. *Land*, 6(52): 1-22. doi:10.3390/land6030052
- Pontius R.G, Santacruz A. 2014. Quantity, exchange, and shift components of difference in a square contingency table, *International Journal of Remote Sensing*, 35(21): 7543-7554, DOI: 10.1080/2150704X.2014.969814
- Pontius R.G., Millones M. 2001. Death to Kappa: birth of quantity disagreement and allocation disagreement for accuracy assessment. *International Journal of Remote Sensing*, 32(15): 4407-4429. <http://dx.doi.org/10.1080/01431161.2011.552923>
- Potschin-Young M., Haines-Young R., Görg C., Heink U., Jax K., Schleyer C. 2018. Understanding the role of conceptual frameworks: Reading the ecosystem service cascade. *Ecosystem Services*, 29(C): 428-440. Doi: 10.1016/j.ecoser.2017.05.015
- Salk C., Fritz S., See 2 L., Dresel C., McCallum I. 2018. An exploration of some pitfalls of thematic map assessment using the new map tools resources. *Remote Sensing*, 10(376). doi:10.3390/rs10030376
- Strahler A.H., Boschetti L., Foody G.M., Friedl M.A., Hansen M.C., Herold M., Mayaux P., Morisette J.T., Stehman S.V., Woodcock C.E. 2006. Report No. 25. Global Land Cover Validation: Recommendations for Evaluation and Accuracy Assessment of Global Land Cover Maps. *Global Observation of Forest and Land Cover Dynamics*
- Strunz S. 2012. Is conceptual vagueness an asset? Arguments from philosophy of science applied to the concept of resilience. *Ecological Economics*. 76: 112-118.
- Tarrío M., Concheiro L. 2006. Chiapas: los cambios en la tenencia de la tierra. *Nueva época*, 19(51): 31-71

- Velázquez A., Núñez J. M., Couturier S., Bocco G. 2011. Propuesta metodológica para normar la evaluación de la tasa de deforestación y degradación forestal en México. WWF, CCMSS, TNC, CentroGeo y CIGA UNAM.
- Verma P., Raghubanshi A., Srivastava P.K., Raghubanshi A.S. 2020. Appraisal of kappa-based metrics and disagreement indices of accuracy assessment for parametric and nonparametric techniques used in LULC classification and change detection. *Modeling Earth Systems and Environment*, 6: 1045–1059. <https://doi.org/10.1007/s40808-020-00740-x>

Anexos

Todos los anexos están contenidos en una carpeta digital. Para consultarlos revisar el vínculo:

<https://comunidadunammx->

[my.sharepoint.com/:f:/g/personal/anaferm_comunidad_unam_mx/EiIt86jPIcdJuMTL691w](https://comunidadunammx-my.sharepoint.com/:f:/g/personal/anaferm_comunidad_unam_mx/EiIt86jPIcdJuMTL691w)

[dJUB11M5_PoIjHXn87byMf-BMw?e=BPcVoV](https://comunidadunammx-my.sharepoint.com/:f:/g/personal/anaferm_comunidad_unam_mx/EiIt86jPIcdJuMTL691wdJUB11M5_PoIjHXn87byMf-BMw?e=BPcVoV)