

ALMACENES Y DINÁMICA DEL CARBONO EN SELVAS Y BOSQUES DE MÉXICO: PARAMETRIZACIONES Y FUENTES DE INCERTIDUMBRE

STOCKS AND CARBON DYNAMIC IN TEMPERATE AND TROPICAL FORESTS OF MEXICO: PARAMETERIZATIONS AND SOURCES OF UNCERTAINTY

Fernando Paz-Pellat^{1†}, Ben de Jong², Miguel Acosta-Mireles³, Gregorio Ángeles-Peréz⁴, Juan Manuel Dupuy-Rada⁵, Mario Guevara-Santamaría⁶, Mario Manzano-Camarillo⁷, Jorge Méndez-González⁸, Fabiola Rojas-García⁴, Víctor Salas-Aguilar⁹, Lorena Soto-Pinto¹⁰, Benedicto Vargas-Larreta¹¹, Rodrigo Vargas¹², Alma S. Velázquez-Rodríguez¹³, Enrico Yépez-González¹⁴

¹ Programa Mexicano del Carbono y Colegio de Postgraduados, Estado de México, México.

² El Colegio de la Frontera Sur (retirado). Campeche, Campeche, México.

³ Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, México.

⁴ Colegio de Postgraduados, *Campus* Montecillo, Estado de México.

⁵ Centro de Investigación Científica de Yucatán, Mérida, Yucatán, México.

⁶ Universidad Nacional Autónoma de México, México.

⁷ Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, Monterrey, Nuevo León, México.

⁸ Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, Saltillo, Coahuila, México.

⁹ Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, Chihuahua, México.

¹⁰ El Colegio de la Frontera Sur. San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México.

¹¹ Instituto Tecnológico El Salto, El Salto, Durango, México.

¹² University of Delaware, Newark, Delaware, U.S.A.

¹³ Universidad Autónoma del Estado de México, Toluca, Estado de México, México.

¹⁴ Instituto Tecnológico de Sonora, Ciudad Obregón, Sonora, México.

† Autor para correspondencia: ferpazpel@gmail.com

RESUMEN

Los almacenes y flujos de carbono en los bosques y selvas de México plantean retos importantes para caracterizarlos y modelarlos. En el contexto de trabajos hacia el Segundo Reporte del Estado del Ciclo del Carbono en México del Programa Mexicano del Carbono, se plantea una hoja de ruta de la estrategia general y elementos constitutivos orientados a los bosques y selvas. En particular, se discute las incertidumbres y parametrizaciones de los modelos dinámicos del carbono para la generación de escenarios para evaluar políticas públicas y acciones de intervención para analizar los impactos en la sociedad. Se discute una propuesta para un modelo generalizado de alometría, incluida su extensión para considerar la incertidumbre, en las estimaciones de los almacenes de carbono. Asimismo, se plantea el desarrollo de modelos dinámicos del carbono simplificados y fáciles de parametrizar, incluidos los modelos de estados y transiciones. El problema de imputación de los almacenes a la escala de país, se discute con relación a los métodos geoestadísticos y de aprendizaje de máquina. Finalmente, se presenta evidencia experimental con relación a la discusión sobre si los bosques que permanecen como bosques incrementan o disminuyen sus almacenes de carbono, concluyéndose que la evidencia plantea que los bosques y selvas son emisores neto y no sumideros.

Palabras clave: estimaciones de C; modelos alométricos; modelos dinámicos; permanencia de bosques.

ABSTRACT

Carbon stocks and fluxes in the Mexican temperate forests and jungles (tropical forests) pose important challenges to characterize and model them. In the context of work towards the Second Report on the Status of the Carbon Cycle in Mexico of the Mexican Carbon Program, a roadmap of the general strategy and constituent elements oriented to forests and jungles is proposed. In particular, it discusses uncertainties and parameterizations of dynamic carbon models for the generation of scenarios to evaluate public policies and management actions to analyze the impacts on society. A proposal for a generalized allometry model, including its extension to account for uncertainty in carbon pool estimates is discussed. Likewise, the development of simplified and easy-to-parameterize dynamic carbon models is proposed, including models of states and transitions. The problem of imputation of carbon stocks at the country scale is discussed in relation to geostatistical methods and machine learning. Finally, experimental evidence is presented in relation to the discussion on whether forests that remain as forests increase or decrease carbon stocks. The evidence suggests that forests and jungles are net emitters and not sinks.

Keywords: *C estimates; allometric models; dynamic models; forest permanence*

INTRODUCCIÓN

La estimación de los almacenes de carbono (C) en la biomasa aérea y subterránea, además de los almacenes de mantillo y madera muerta sobre el suelo y en pie en bosques y selvas (bosques tropicales) es una tarea básica para diagnosticar, hacer inventarios y poder proyectar escenarios futuros del ciclo del C (IPCC, 2003, 2006).

Para el uso de las estimaciones de C de la biomasa viva y muerta de los bosques (bosques y selvas) es necesario definir la incertidumbre asociada (Nickless *et al.*, 2011; Pelletier *et al.*, 2010), particularmente para el mecanismo REDD (Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación forestal evitada). Se ha postulado que la incertidumbre de las estimaciones de biomasa o C es, principalmente, función de los errores de muestreo, medición, selección del modelo alométrico, estimación de los parámetros del modelo y representatividad espacial (Chave *et al.*, 2004; Parresol, 1999; Picard *et al.*, 2012, 2015; Sileshi, 2014; Temesgen *et al.*, 2015). La incertidumbre asociada a la selección de un modelo matemático para estimar la biomasa o C de las plantas es la principal fuente de incertidumbre (Molto *et al.*, 2013; Pelletier *et al.*, 2010; Picard *et al.*, 2015).

Con relación a los modelos para convertir mediciones en campo a estimaciones de la biomasa, generalmente se utilizan ecuaciones alométricas por especie y por regiones (Henry *et al.*, 2011; Rojas-

García *et al.*, 2015; Vargas *et al.*, 2017a), por lo cual se ha promocionado la colecta y documentación de bases de datos de ecuaciones alométricas (Cifuentes *et al.*, 2014; Henry *et al.*, 2013, 2015).

Si embargo, el uso de ecuaciones generalizadas en lugar de específicas por especie ha sido planteado como alternativa para simplificar las estimaciones a nivel regional o pantropical (Brown *et al.*, 1989; Brown, 1997; Chave *et al.*, 2005, 2014; Feldpausch *et al.*, 2012). Estas ecuaciones han sido criticadas por no representar condiciones locales (Ngomanda *et al.*, 2013; Paul *et al.*, 2016; van Breugel *et al.*, 2001) y generar errores mayores a los esperados en comparación con el uso de ecuaciones alométricas específicas locales. El uso de ecuaciones generalizadas por especie y sitio (multi-especies) está limitado por el problema de baja disponibilidad pública de datos medidos en campo (Vargas *et al.*, 2017b).

Un enfoque alternativo, dado el problema de la baja disponibilidad de datos de mediciones, para generar ecuaciones alométricas generalizadas es a través del uso de parámetros de los modelos de ajuste. Por ejemplo, se ha utilizado el modelo alométrico potencial $B=aD^b$, donde B = Biomasa aérea y D = Diámetro normal, de donde se extraen valores (D, B) (uniformemente espaciados en relación a D, generalmente) para las especies a agrupar y así ajustar un modelo alométrico a los valores generados (Pastor *et al.*, 1984). Este enfoque de construcción de ecuaciones alométricas generalizadas se ha usado en Estados Unidos

(Chojnacky *et al.*, 2014; Jenkins *et al.*, 2003) y Europa (Muukkonen, 2007), pero el problema es que las ecuaciones generalizadas representan valores promedio de las ecuaciones específicas, particularmente cuando las ecuaciones específicas se obtienen mediante la transformación logarítmica $\ln(B)=\ln(a)+b\ln(D)$, la cual genera estimaciones sesgadas que requieren corrección (Baskerville, 1972).

La información de inventarios forestales en México (CONAFOR, 2004, 2009; SARH, 1994) de las estimaciones de carbono está disponible para su uso (CONAFOR-SEMARNAT, 2020b; de Jong *et al.*, 2018, 2019a), pero no se reportan las incertidumbres asociadas a nivel de los conglomerados de muestreo del Inventario Nacional Forestal y de Suelos (INFyS).

Partiendo de estimaciones precisas y no sesgadas del carbono en los almacenes de la biomasa viva y muerta de los bosques, se requiere la expansión de éstas a escala nacional, por lo que es necesario realizar imputaciones a clases de uso del suelo y vegetación (USyV) en forma directa o utilizando covariables (Wilson *et al.*, 2012, 2013). En el caso de México, las clases de uso del suelo y vegetación (USyV) del Instituto nacional de Estadística y Geografía (INEGI, 1980) ha sido utilizadas para este escalamiento (de Jong *et al.*, 2006, 2009, 2010; Paz *et al.*, 2019b), pero sin estimaciones directas de la incertidumbre asociada. Con relación a las etiquetas de las clases de USyV del INEGI, además de posibles errores en las clases definidas por las etiquetas (CONAFOR-INECC, 2020a y b), la sucesión de la vegetación es considerada como sinónimo de degradación (de Jong *et al.*, 2006, 2009). La consideración de la degradación forestal con relación a los almacenes de C tiene grandes retos (Vargas *et al.*, 2013), particularmente porque la resiliencia de los almacenes y la recuperación de éstos ante perturbaciones (Chazdon *et al.*, 2016; Poorter *et al.*, 2016) dificultan la separación de los bosques primarios de los bosques secundarios (Liu *et al.*, 2013).

Otro enfoque usado en México (CONAFOR-SEMARNAT, 2020a y b) está basado en los muestreos del Inventario Nacional Forestal y de Suelos (INFyS) de la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR, 2004, 2009); donde se utilizan supuestos de representatividad espacial de los conglomerados de muestreo del INFyS en las clases de USyV de México.

México ha reportado inventarios nacionales de emisiones de gases y compuesto de efecto invernadero (INEG y CEI) ante la Convención Marco de la Naciones Unidas sobre Cambio Climático (CMNUCC) a través de

comunicados nacionales e informes bienales (INECC y SEMARNAT, 2015, 2018); aunque son contradictorios en cuanto a los datos presentados. En el tercer y cuarto inventario, México reportó que los bosques (sector uso del suelo, cambio de uso del suelo y forestería) fueron emisores netos de gases efecto invernadero (GEI) (de Jong *et al.*, 2006, 2009), aunque posteriormente (INECC y SEMARNAT, 2015, 2018) reportó que los bosques fueron sumideros de carbono, argumentando que la categoría “Bosques que permanecen como Bosques” incrementó sus almacenes, lo que se ha empleado para establecer la necesidad de modificar el mecanismo REDD para considerar esta situación (Skutsch *et al.*, 2017, 2018). Existe controversia sobre el estado de los bosques maduros, donde algunos autores con base en la tesis de los costos de respiración asociados a la asimilación de carbono (Odum, 1969), han planteado que los bosques maduros están en equilibrio (no incrementan ni reducen la captura de carbono); sin embargo, los costos de respiración de mantenimiento pueden aumentar a medida que se desarrolla la masa forestal y se acumula biomasa (Collalti *et al.*, 2020). Sin embargo, la suposición de que la contribución relativa de la respiración al crecimiento o mantenimiento es una proporción constante de la productividad bruta del ecosistema debe considerar la edad del bosque, el clima y las propiedades del suelo (Collalti y Prentice, 2019). Aunque hay evidencia experimental que soporta la idea de bosques maduros que muestran actividades fotosintéticas y de crecimiento en biomasa importantes (Baker *et al.*, 2004; Lewis *et al.*, 2009; Phillips *et al.*, 1998, 2008; Rojas-Robles *et al.*, 2020), su contribución real al ciclo del C depende de la aportación de biomasa para descomposición que puede acumularse respondiendo a diferentes mecanismos, tales como la edad, el clima y los incrementos de CO₂ y regímenes de disturbios por eventos extremos o actividades de manejo (Becknell *et al.*, 2012; Liu *et al.*, 2013; Luyssaert *et al.*, 2008; Wright, 2013), así como de los legados de respuestas a eventos de disturbio y/o rutas de sucesión anteriores los cuales podrían cambiar dependiendo de las proyecciones a futuro (Fang *et al.*, 2014). Esta consideración de crecimiento de los bosques maduros (heterogéneos) puede generar sobreestimaciones importantes en modelos de procesos con relación a la productividad primaria neta (Carey *et al.*, 2001). Algunos modelos híbridos (de proceso y empíricos) plantean el crecimiento de los bosques maduros boreales y templados tiende a decrecer con el tiempo (Kurz y Apps, 1994, 1999).

Sin embargo, habría que considerar que los bosques tropicales pueden ser más vulnerables al cambio en el uso del suelo y podrían ser fuente o sumideros de carbono según mediciones de procesos terrestres, atmosféricas y modelación (Baccini *et al.*, 2017; Brienen *et al.*, 2015; Schimel *et al.*, 2015). Considerando el estado de desarrollo y la sucesión ecológica, se estima que los bosques tropicales contribuyen neutralmente al ciclo global del carbono, debido a la alta capacidad de fijar carbono de los bosques maduros intactos (Luyssaert *et al.*, 2007) y en crecimiento, que balancea las emisiones causadas por las altas tasas de deforestación (Mitchard, 2018). También existe evidencia de que los bosques maduros funcionan como fuentes de carbono al sumar los efectos por pérdida de cobertura forestal por efecto de altas temperaturas, sequías, heladas y otros eventos extremos por el cambio climático que limitan su capacidad de asimilar carbono (Bojórquez *et al.*, 2019; Reichstein *et al.*, 2013).

Adicionalmente a los INEG y CEI, México ha reportado niveles de referencia para el mecanismo REDD (CONAFOR-SEMARNAT, 2014, 2015, 2020a y b) con diferentes consideraciones con relación al estado de los bosques.

En términos generales, la implementación de modelos de la dinámica del C en los bosques permite generar posibles escenarios futuros asociados al cambio climático, a políticas públicas o acciones de intervención específicas. En México estos ejercicios han sido realizados con el uso de enfoques simplificados (Maser *et al.*, 1995, 1997, 2001; Sheinbaum y Maser, 2000); aunque también han sido planteados con el uso de modelos de mayor complejidad (Covaleda *et al.*, 2018, 2019; Maser *et al.*, 2003; Ramírez-Martínez *et al.*, 2021), incluido el uso de las perturbaciones definidas en el INFyS y su relación con las estimaciones de carbono (de Jong, 2013).

En este contexto, el Programa Mexicano del Carbono (PMC) presentó el Primer Reporte del Estado del Ciclo del Carbono en México (Paz-Pellat *et al.*, 2019a), donde se incluyó el capítulo de Bosques y Selvas (de Jong *et al.*, 2019b). Para el año 2023/2024, el PMC tiene planeado el desarrollo del Segundo Reporte, con fuerte orientación a la generación y evaluación de escenarios de cambio climático y de acciones de intervención con el uso de modelos de la dinámica del carbono. Con este propósito, en esta contribución se revisan los elementos constitutivos de una estrategia orientada a los objetivos del Segundo

Reporte, para proponer una hoja de ruta para reducir las incertidumbres e implementar modelos dinámicos del C en bosques y selvas.

Estrategia general hacia el segundo reporte y elementos constitutivos

La estrategia general planteada hacia el Segundo Reporte del PMC es reducir las incertidumbres en las estimaciones y desarrollar un modelo de la dinámica del C en los bosques y selvas de México, para analizar escenarios derivados de la implementación de políticas públicas y programas asociados, además del cambio climático y de acciones de intervención. A continuación, se analizan los elementos constitutivos principales de la estrategia.

Modelos alométricos e incertidumbre

La constitución de una base de ecuaciones alométricas (p.ej. Rojas-García *et al.*, 2015) no implica menor incertidumbre en las estimaciones del C de la vegetación, ya que los parámetros de las ecuaciones alométricas varían en forma intra e interespecífica (Pretzsch y Dieler, 2012) y son dependientes del tipo de bosque o sitio (Fayolle *et al.*, 2016), entre otros factores. Las ecuaciones alométricas generalmente se desarrollan para especies y lugares específicos, por lo que su uso fuera de este contexto conlleva alta incertidumbre (Jenkins *et al.*, 2003; Temesgen *et al.*, 2015), dada la dependencia de los parámetros de las ecuaciones con el tipo de vegetación, clima, estructura de la población, arquitectura de las plantas, condición del sitio y ontogenia, entre otros (Chave *et al.*, 2014; Forrester *et al.*, 2017; Genet *et al.*, 2011; Nuno *et al.*, 2007; Paul *et al.*, 2016; Wutzler *et al.*, 2008).

CONAFOR-SEMARNAT (2020a y b) utilizan el coeficiente de determinación (R^2), y otros criterios adicionales, para seleccionar ecuaciones alométricas a utilizar con los datos del INFyS de la CONAFOR para las especies en los conglomerados de los muestreos. Sin embargo, este procedimiento no garantiza que las estimaciones sean insesgadas debido a que el valor de R^2 es constante y pueden presentarse sub o sobrestimaciones dependiendo del valor y signo de la constante aditiva a de Best = $a + bB_{med}$ (Figura 1).

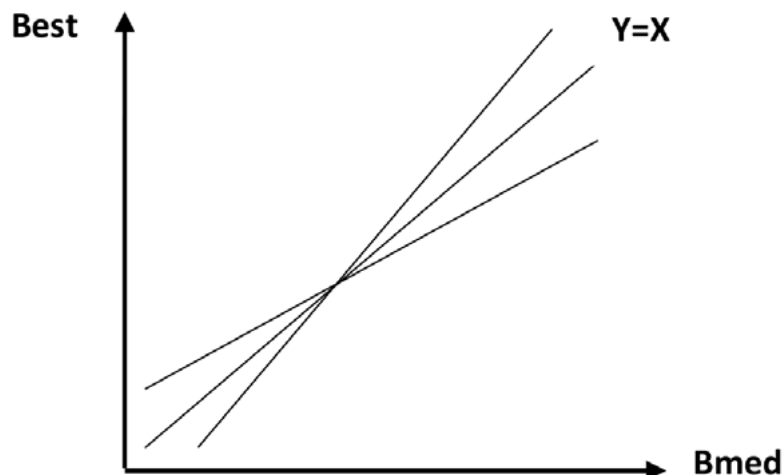


Figura 1. Sesgos en las estimaciones de la biomasa (Best) con relación a la medida (Bmed), dejando fijo el valor del coeficiente de determinación R^2 .

Wayson *et al.* (2015) proponen un método para generar pseudovalores de las relaciones alométricas a partir de R^2 . Sin embargo, un procedimiento basado en R^2 para seleccionar ecuaciones alométricas no considera sesgos, por lo tanto, las estimaciones realizadas no pueden ser valoradas con relación a los sesgos. Para esto, se requiere evaluar desviaciones (sistemáticas) de la línea $Y = X$ (Figura 1).

El desarrollo de un modelo global multi-sitio y multi-especie que también sea aplicable localmente a nivel de sitio o especie, basado en información de inventarios, es necesario para reducir sesgos en el uso de ecuaciones alométricas desarrolladas en un sitio y usadas en otros, bajo el supuesto de tener una compilación de ecuaciones completa a nivel de especie. Un esquema alternativo de desarrollo de estas ecuaciones es el planteado por Paz (2021), donde la estructura de la ecuación utilizada es:

$$B = a_{vd}(\rho D^2 H) FC_{ER} \quad (1)$$

donde B (kg) es la biomasa aérea, a_{vd} es una constante empírica válida para todos los sitios y todas las especies, ρ (g cm^3) es la densidad de la madera, D (cm) el diámetro normal (medido a la altura de 1.3m), H (m) es la altura total del árbol y FC_{ER} es el factor de corrección del estimador de razón (Snowdon, 1991) de la transformación logarítmica a aritmética. Para el ajuste del modelo deben considerarse dos elementos de la incertidumbre del mismo: precisión y no sesgo. Para la precisión, a_{vd} se estima de la transformación

logarítmica de la relación (1) usando regresión lineal, pero minimizando el promedio del error absoluto Abs ($Best - Bmed$), con $est =$ estimado y $med =$ medido, para reducir el sesgo, manteniendo una precisión similar al uso de minimizar el error cuadrático de las regresiones lineales clásicas. La reducción del sesgo en el espacio logarítmico para estimar a_{vd} no garantiza que también lo haga en el espacio aritmético al realizar la transformación inversa, por lo que es necesario esta corrección usando el factor de corrección:

$$FC_{ER} = \frac{\text{Promedio}(Bmed)}{\text{Promedio}(Best)} \quad (2)$$

donde $Best$ se refiere a la B estimada en el espacio logarítmico y transformada al aritmético con $FC = 1$. La aplicación de FC_{ER} garantiza que la transformación inversa de la estimación pase por el origen o cerca de él, con sesgo mínimo. FC_{ER} puede estimarse de estadísticas de ρ , D y H de las mediciones (Paz, 2021). La Figura 2 muestra los resultados de aplicar el modelo (1), con $a_{vd} = 0.0595$, para la raíz cuadrada del error cuadrático medio (RECM), para el caso de una base de datos pantropical, con 58 sitios distribuidos a nivel mundial (Chave *et al.*, 2014). La comparación de la Figura 2 es con relación al ajuste de modelos de regresión no lineal que resultaron en los mejores ajustes. El modelo propuesto genera resultados similares o mejores en comparación con modelos alométricos locales, por lo que puede usarse en términos genéricos sin considerar bases datos (compilaciones) de ecuaciones alométricas.

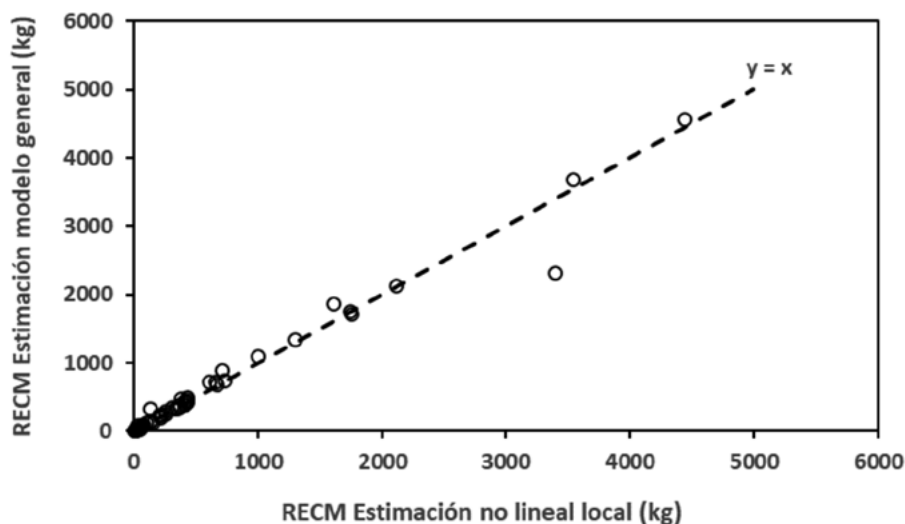


Figura 2. Relación entre las RECM de los ajustes del modelo general de la relación (1) con relación al uso de un modelo (el mejor) ajustado por regresión no lineal usando datos locales a nivel de sitio para la base de datos pantropical de Chave *et al.* (2014).

El modelo planteado, fácilmente extensible al caso de bosques templados y semiáridos o subtropicales, no está planteado para estimar incertidumbres, tal como la varianza, $VAR()$. Esto puede realizarse si se utiliza relaciones entre las medias y las varianzas. Por ejemplo, Cunia (1987) y Zianis (2008) plantearon la relación empírica:

$$VAR(B \parallel D) = aD^4 \quad (3)$$

que se lee varianza de B condicional al valor de D; es decir, para un valor (intervalo pequeño) de D se puede estimar la varianza de B. a es una constante empírica.

Otra relación empírica está dada por (Ketterings *et al.*, 2001; Zianis, 2008):

$$VAR(B) = bE(B) \quad (4)$$

donde $E()$ es el operador de esperanza matemática (media) y b es una constante empírica.

Una alternativa clásica para estimar $VAR(B)$ es utilizar una expansión de Taylor en función de la media y varianza de D (Duursma y Robinson, 2003; Zianis, 2008).

Conocidas la media de B, relación (1), y la varianza condicional de B para D, relación (3), entonces podemos definir un modelo probabilístico para la expansión de la incertidumbre de las mediciones individuales por especie en cada rodal o conglomerado de muestreo (p.ej. Nickless *et al.*, 2011).

Modelos de la dinámica del carbono

El Programa Mexicano del Carbono ha trabajado en la modelación simplificada de la dinámica del carbono en los almacenes de carbono en bosques y selva a través de modelos de estados y transiciones (METs) (Covaleda *et al.*, 2018, 2019; Paz *et al.*, 2012). Los METs aproximan el equilibrio suelo-vegetación de los ecosistemas, de tal forma que definen trayectorias de evolución (tiempo en forma implícita) de la dinámica observada. Los METs se componen de tres elementos: los estados, las transiciones y los umbrales. Un estado es un complejo reconocible, resistente y resiliente de dos componentes: el suelo y la estructura de la vegetación. La vegetación y el suelo están conectados a través de procesos ecológicos integrales que interactúan para producir un equilibrio sostenido que se expresa por un conjunto específico de comunidades vegetales (Stringham *et al.*, 2001). Cuando uno o más de los procesos ecológicos primarios responsables del mantenimiento del equilibrio de un estado se degradan (por causas naturales o antrópicas) por debajo del punto de la *auto-reparación*, se dice que se ha cruzado un umbral. En ausencia de una restauración activa, se alcanza un nuevo estado y también un nuevo umbral. Por otra parte, una transición es una trayectoria de cambio, causada por eventos naturales y/o acciones de manejo que degrada la integridad de uno o más de los procesos ecológicos primarios. Las transiciones pueden ser reversibles o irreversibles, una vez que se ha cruzado un umbral (Stringham *et al.*, 2001).

La Figura 3 muestra un MET conceptual en bosques tropicales, donde un tomador de decisiones puede definir el estado inicial (caja en la Figura 3) de un ecosistema y analizar un cambio hacia un estado

final (otra caja) a través de cambios en el carbono, agua, biodiversidad, información socioeconómica, etc. De esta forma el cambio de un estado a otro representa un escenario asociado a cambios de actividades.

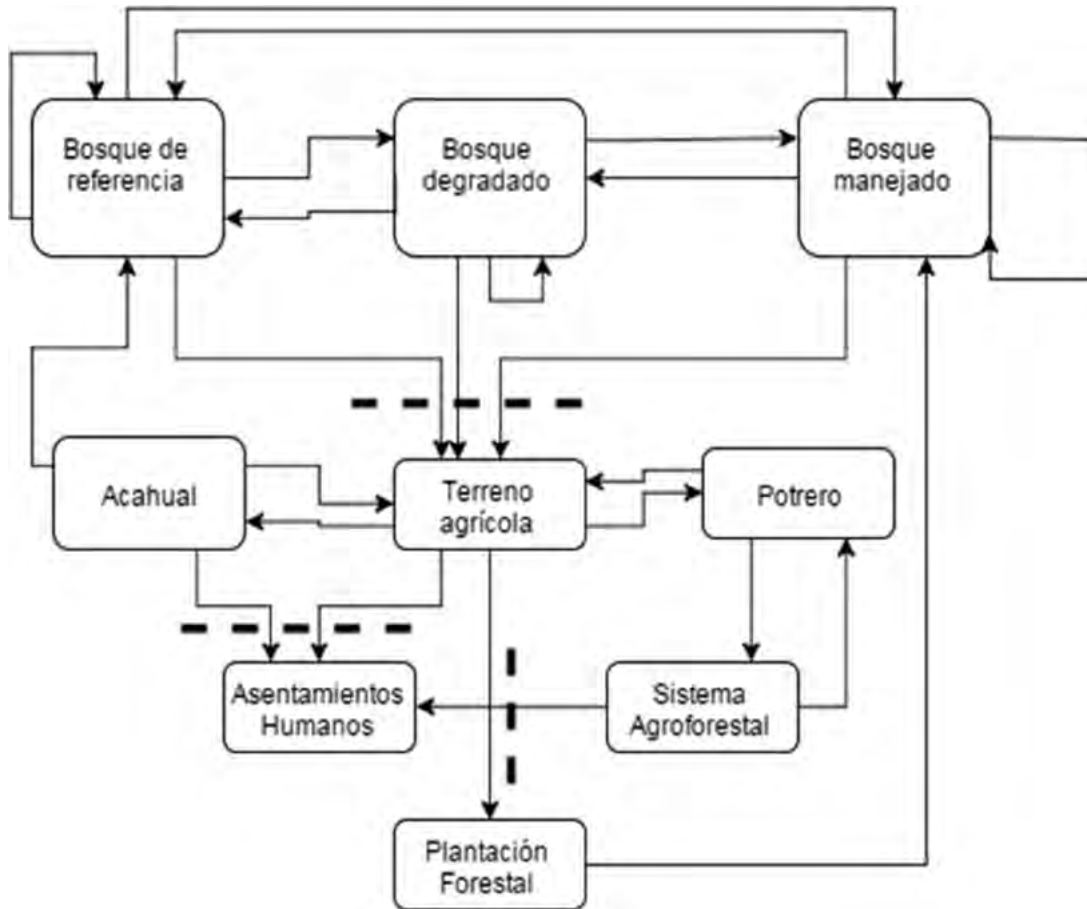


Figura 3. Modelo conceptual de estados y transiciones de bosques tropicales, mostrando almacenes (cajas) y flujos (flechas) de carbono. Las líneas punteadas muestran umbrales prácticamente irreversibles en los usos del suelo y vegetación. Los flujos son de carbono, agua, biodiversidad e información socio-económica. Un estado puede ser irreversible si no existen flechas de salida (p.ej. asentamientos humanos). Los flujos específicos de salida (p.ej. madera) no están mostrados en el gráfico.

Para análisis cuantitativos es necesario introducir un modelo de la dinámica del carbono (p.ej. biomasa viva aérea y subterránea). Aunque existen muchos modelos de procesos, estos requieren información generalmente no disponible para su parametrización o requieren simulaciones complejas para definir la probabilidad de los parámetros necesarios (LeBauer *et al.*, 2013). Una alternativa es usar modelos empíricos (ecuaciones matemáticas) que tengan trayectorias temporales similares a modelos más complicados, pero que requieran menos parámetros. Existe una gran cantidad de modelos empíricos disponibles (Karkach, 2006; Ricker, 1979; Zeide, 1993) y un conjunto de

ecuaciones matemáticas para modelar diferentes fases de la dinámica del carbono (Kurz y App, 1994, 1999); el problema es la selección de un modelo con un mínimo de parámetros que sea lo suficientemente flexible en las aplicaciones y plausible en sus aplicaciones.

Para modelar la dinámica del carbono en pasos anuales se utilizó en los casos estudio de Chiapas del PMC (Covaleda *et al.*, 2018, 2019; Paz *et al.*, 2012) un modelo de crecimiento sigmoide asimétrico (Yin *et al.*, 2003), por su simplicidad, al depender únicamente de dos parámetros y por ajustarse bien a los valores empíricos. Además, el modelo puede utilizarse con distintos tipos de vegetación:

$$C_t = C_i + (C_f - C_i) \left(1 + \frac{t_f - t}{t_f(1-f_i)} \right) \left(\frac{t - t_i}{t_f - t_i} \right)^{\frac{t_f - t}{t_f(1-f_i)}}, \quad 0 \leq t \leq t_f \quad (5)$$

$$C = C_f, \quad t > t_p$$

En el modelo (5), C es carbono (biomasa aérea o subterránea), t_i es el tiempo de inicio de la transición, t_p es el tiempo de paso y el tiempo final está dado por $t_f = t_i + t_p$. El parámetro $f_i = t_m/(t_f - t_i)$ define la posición de t_m (tiempo donde ocurre la tasa máxima de crecimiento) con relación a t_p ($= t_f - t_i$). La ventaja del modelo asimétrico es que, dados t_i y t_f o t_i y t_p , solo requiere de un parámetro (f_i o t_m) para ser parametrizado por completo. Por lo general, los parámetros requeridos en formato genérico son el tiempo de paso (años) de un estado a otro, para condiciones de estado estacionario, y el tiempo cuando la tasa de incremento del C alcanza su valor máximo. Para el caso de los bosques, el tiempo de la tasa máxima de los incrementos anuales se presenta cuando la cobertura foliar alcanza su valor máximo (Gower *et al.*, 1994; Ryan *et al.*, 1997), detectable con el uso de sensores remotos, por lo que es fácil de parametrizar. La parametrización definida por la relación (5) permite el seguimiento temporal de actividades o METs compuestos (estados que

implican la realización de diferentes actividades con una dinámica temporal, como la agricultura de roza-tumba-quema). La generalización de este modelo para el caso de actividades múltiples es discutida por Paz y Covalada (2014). Por ejemplo, en la Figura 4 se simula el comportamiento del sistema acahual-milpa, usando un proceso de regeneración del bosque (selva) con $B_i = 0$, $B_f = 100 \text{ t C ha}^{-1}$ ($B =$ biomasa aérea viva, $B = C$ en la relación 5), $t_i = 0$, $t_p = 20$ años, $f_i = 0.6$. En el punto de partida, el bosque fue cortado (roza, tumba y quema) totalmente en el año 0 y se regeneró hasta el año 10, donde fue cortado para sembrar una milpa de maíz; la cual fue mantenida por 4 años (año 14) y en el año 15 se restableció el acahual que fue mantenido durante 15 años y después se volvió a convertir a milpa (año 31) y permaneció así por 4 años, para ser abandonada finalmente (año 35), permitiendo que la vegetación se regenerará a su condición inicial después de 20 años (año 54).

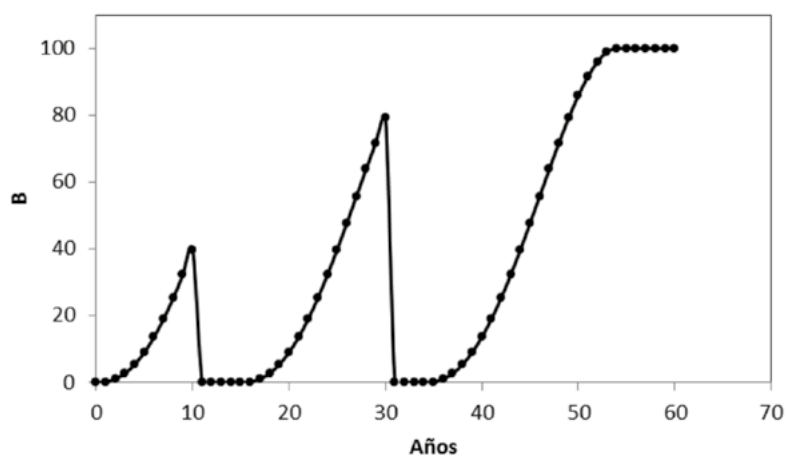


Figura 4. Secuencia de regeneración de bosque-milpa-acahual-milpa-bosque secundario (B en t C ha⁻¹). Fuente: Paz y Covalada (2014).

En la Figura 5 se muestra otro ejemplo, en el que se utilizan los mismos parámetros empleados para el bosque en la Figura 4. El proceso inició en el año 0 cuando el bosque tenía una biomasa de 50 t C ha⁻¹ y se

dejó crecer durante 10 años (biomasa = 69.9 t C ha⁻¹). En el año 11 se realizó una extracción de biomasa del 20%, en el año 12 una del 10% y, finalmente, en el año 13 se extrajo un 10% adicional (los porcentajes

de extracción hacen referencia a la biomasa en el año 10). A partir del año 14, se permitió la regeneración del bosque por 20 años (año 33) y después fue cortado

totalmente para establecer una milpa que se mantuvo por 7 años, hasta su abandono en el año 41 para que el bosque se regenerara y pasara a bosque secundario.

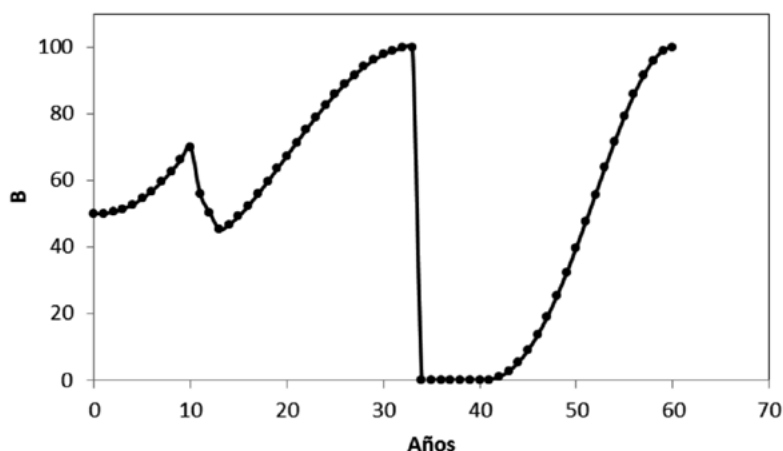


Figura 5. Secuencia de regeneración de bosque-extracciones-achahual-milpa-bosque secundario (B en t C ha⁻¹). Fuente: Paz y Covalada (2014).

El caso que se presenta en la Figura 4 tiene el problema de que al usarse la relación (5) en forma directa, se supone que la biomasa inicial (B_i) en cualquier tiempo del crecimiento está en estado estacionario. Para superar este supuesto, es necesario reajustar los tiempos iniciales (t_i) con el fin de que puedan reflejar adecuadamente el estado previo del crecimiento. Así,

para el año 0 el tiempo asociado a $B = 50 \text{ t C ha}^{-1}$ es 11.3 años y para $B = 64.8 \text{ t C ha}^{-1}$ (remanente después de las extracciones y después del ajuste al crecimiento inicial antes de las extracciones) es 13.1 años. La Figura 6 muestra los resultados después de los ajustes mencionados.

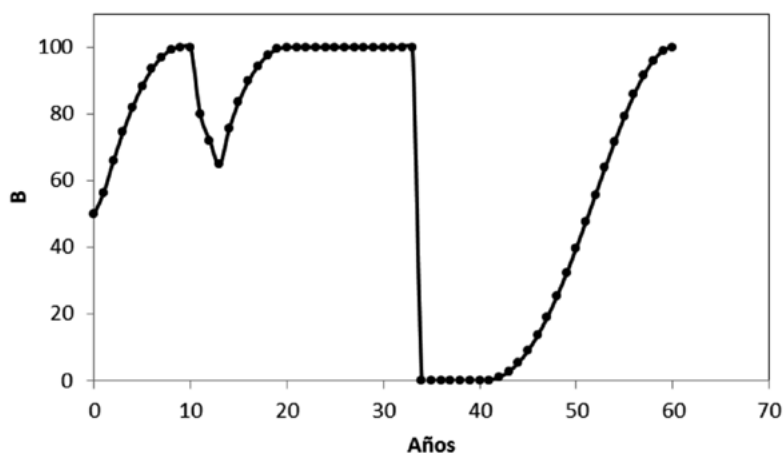


Figura 6. Secuencia de regeneración de bosque-extracciones-achahual-milpa-bosque secundario, con ajustes en los inicios del crecimiento en el modelo (B en t C ha⁻¹). Fuente: Paz y Covalada (2014).

Los ajustes de los modelos se pueden facilitar considerando como requisito en la parametrización del modelo, además de la definición del estado inicial, el saber cuánto tiempo ha permanecido en ese estado.

Este tiempo de permanencia en el estado inicial previo a la transición al estado final define t_i y con este valor se estima B_i en el año 0. Así, bajo esta consideración tenemos que $t_i = t_p$ en la relación (5).

Para parametrizar los METs forestales, es posible utilizar información de cronosecuencias (Casiano *et al.*, 2018; Orihuela-Belmonte *et al.*, 2013), a falta de estudios de monitoreo y experimentos forestales de largo plazo.

La modelación simplificada planteada también puede ser usada para sistemas agroforestales (SAF) (Roncal *et al.*, 2008; Soto-Pinto *et al.*, 2010) y bioenergéticos (Martínez-Bravo *et al.*, 2019). En los METs también se incorpora información socioeconómica, de barreras y condiciones facilitadoras, por lo que se pueden detectar contradicciones socioambientales en las acciones planeadas de promover cambios entre estados (Soto-Pinto y Jiménez-Ferrer, 2018). El modelo de la relación (5) puede ser modificado para tratamientos (p.ej. riego, fertilización o remoción hierbas y residuos del estrato inferior) modificando los tiempos t_p o t_m o el valor máximo de la biomasa al final del tiempo de paso con el uso del esquema de respuestas de crecimiento Tipo 1 y 2, de acuerdo con Snowden (2002).

Para los bosques manejados, cuando no hay información, se puede utilizar el esquema propuesto anteriormente, aunque en México está disponible el Sistema Biométrico Forestal o SiBiFor (Vargas-Larreta *et al.*, 2017, 2018), el cual está basado en sitios permanentes de monitoreo (Corral-Rivas *et al.*, 2014), por lo que la modelación de la dinámica de la biomasa aérea puede realizarse con este sistema (existen 7 304 ecuaciones para 97 especies) para el caso de la forestería.

El desarrollo de METs puede extenderse al caso de la biomasa subterránea, el mantillo y material muerto sobre la superficie y en pie. En el caso de México, la relación de Cairns *et al.* (1997) ha sido utilizada previamente para estimar la biomasa subterránea a partir de la aérea (de Jong *et al.*, 2006, 2009; Paz *et al.*, 2012), aunque su uso ha sido cuestionado (CONAFOR-SEMARNAT, 2020a y b).

Modelos de la productividad forestal y almacenes de carbono a escala nacional

Los inventarios forestales tienen la limitación de su cobertura espacial y representatividad de los diferentes ambientes a caracterizar, por lo que es necesario el desarrollo de esquemas de imputación que permitan evaluar los almacenes de carbono a nivel nacional, con la intención de reducir sesgos e incrementar la precisión. Los mapas nacionales de USyV del INEGI a escala nacional se han usado para este fin (de Jong *et al.*, 2006, 2009, 2019), aunque con problemas para caracterizar la incertidumbre asociada dada la escala 1:250 000; por lo que es necesario contar con mapas de mayor resolución espacial (Paz *et al.*, 2020), entre otras acciones, como la revisión del sistema de clasificación de la vegetación. La Figura 7, por ejemplo, muestra las estimaciones de los contenidos de carbono en la vegetación de México obtenidos de la imputación de datos medidos de carbono a clases de USyV del INEGI, por técnicas del vecino más cercano.



Figura 7. Distribución del carbono (Mg ha^{-1}) de la biomasa aérea y subterránea, viva y muerta. Fuente: de Jong *et al.*, 2019.

Los almacenes de carbono en la biomasa aérea y suelos en los bosques y suelos varían según factores climáticos, topográficos, edáficos y asociados a la vegetación, entre otros (Becknell *et al.*, 2012; Kesteven *et al.*, 2004; Liu *et al.*, 2013; Wilson *et al.*, 2012). Por

ejemplo, en la Figura 8 se muestra la relación entre el almacén de la biomasa aérea y la precipitación para los bosques de pino y encino en todo México (de Jong *et al.*, 2019).

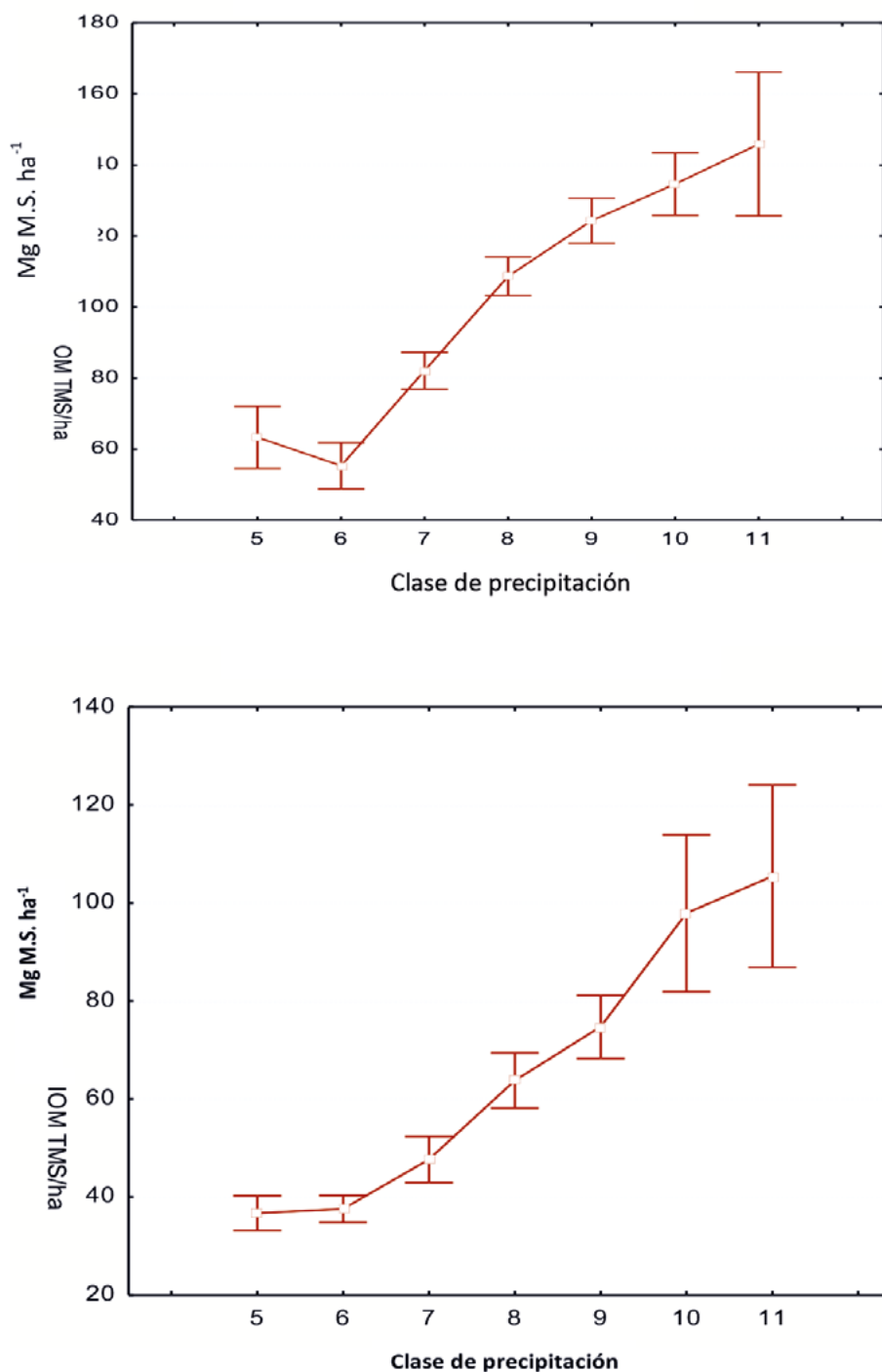


Figura 8. Relación entre la biomasa aérea de los bosques de pino (arriba) y de encino (abajo) con las clases de precipitación media anual: 5=400-500 mm, 6=500-600 mm, 7=600-800 mm, 8=800-1000 mm, 9=1000-1200 mm, 10=1200-1500, 11=1500-1800 mm. M.S. es la materia seca de la biomasa aérea.

Asimismo, en la Figura 9 se muestra la relación entre el incremento medio anual de la biomasa aérea para

todos los bosques y selvas del país y la precipitación media anual (de Jong *et al.*, 2019).

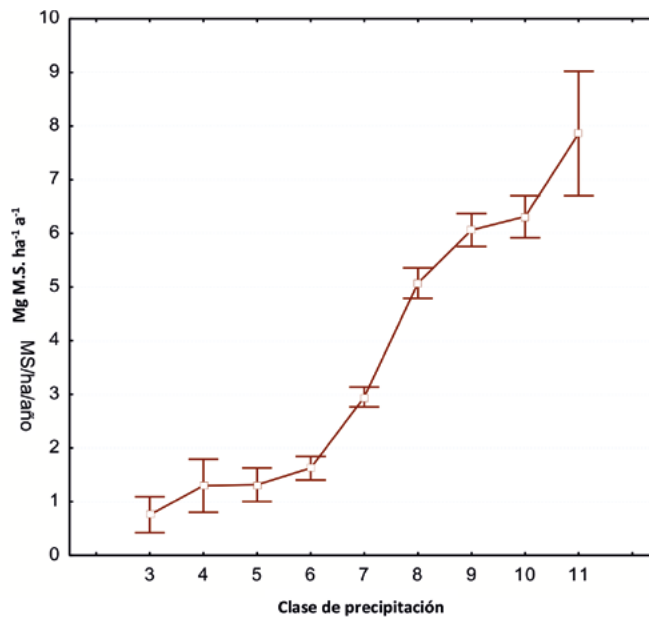


Figura 9. Tasas de incremento medio anual de la biomasa aérea de los bosques y selvas de México por clases de precipitación media anual: 3=200-300 mm, 4=300-400 mm, 5=400-500 mm, 6=500-600 mm, 7=600-800 mm, 8=800-1000 mm, 9=1000-1200 mm, 10=1200-1500, 11=1500-1800 mm.

De las Figuras 8 y 9, resulta claro que la precipitación es uno de los controles principales de los almacenes de C de la biomasa aérea y su tasa de cambio. Para poder estimar los almacenes de C de los bosques y selvas es conveniente relacionarlos con índices de productividad (IP), los cuales son estimados de relaciones con factores climáticos y edáficos, principalmente (Kesteven *et al.*, 2004). Los IP pueden ser usados para estimar los contenidos de carbono en los almacenes de la biomasa aérea (Richards y Brack, 2004; Waterworth *et al.*, 2007) a través de modelos empíricos simples, tal como los METs. Los parámetros de los modelos de crecimiento de la biomasa aérea pueden ser estimados en función de los IP y otras variables (Waterworth *et al.*, 2007), así como las prácticas de manejo forestal (Snowdon, 2002).

Para generar estimaciones espaciales de carbono en los bosques y selvas es necesario el uso de la base de datos de mediciones del INFyS e información indirecta (covariables), como las clases de USyV o de precipitación. En geoestadística (Goovaerts, 1997) es posible realizar estimaciones locales (variaciones espaciales a corta distancia) usando métodos de interpolación espacial como el Kriging indicador (Journel, 1983) para caracterizar la incertidumbre de las estimaciones condicionales a los valores de los datos.

Para la fusión de información directa (mediciones) con la indirecta (covariables) es posible utilizar el Kriging indicador Bayesiano (Journel, 1986, 1999; Zhu y Journel, 1993) o geoestadística multi-punto (Journel, 2002, 2005). Además de métodos geoestadísticos se pueden usar métodos de aprendizaje de máquina (*Machine Learning*) (Dantas *et al.*, 2021; Li *et al.*, 2019) y hacer una fusión con el Kriging indicador Bayesiano. Como marco teórico general, se puede utilizar la teoría generalizada de la incertidumbre (Zadeh, 2006) o GTU (*Generalized Theory of Uncertainty*, por sus siglas en inglés) donde la incertidumbre se caracteriza como un atributo de la información. La información es vista en términos de restricciones generalizadas en los valores que toman las variables. Cualquier restricción que se introduzca (p.ej. usar conocimiento) reduce la incertidumbre y se considera una fuente de información. Este marco teórico permite la integración de conocimiento para reducir la incertidumbre de la información.

Para el uso de información indirecta o covariables se pueden utilizar las bases de datos desarrolladas por el PMC (Paz *et al.*, 2018; Salas-Aguilar y Paz-Pellat, 2017, 2018; entre otros), lo que facilita el problema de imputación con baja incertidumbre.

Permanencia de bosques y almacenes de carbono

Los reportes oficiales de México ante la CMNUCC consideran a los bosques nacionales como sumideros de carbono (INECC-SEMARNAT, 2015, 2018). En notable contraste, de Jong *et al.* (2006, 2009) consideraron a los bosques nacionales como fuentes de carbono. La discrepancia observada requiere revisar la información de los inventarios de la CONAFOR

para el periodo 2004-2007 y 2009-2012 y analizar sus tendencias. Para evitar incertidumbres asociadas a la selección de ecuaciones alométricas se compararon los dos inventarios mencionados con el uso del área basal de los datos originales del INFyS de la CONAFOR encontrándose que los bosques que permanecen como bosques son mayoritariamente fuentes de emisión y no de remoción de gases efecto invernadero (Figura 10).

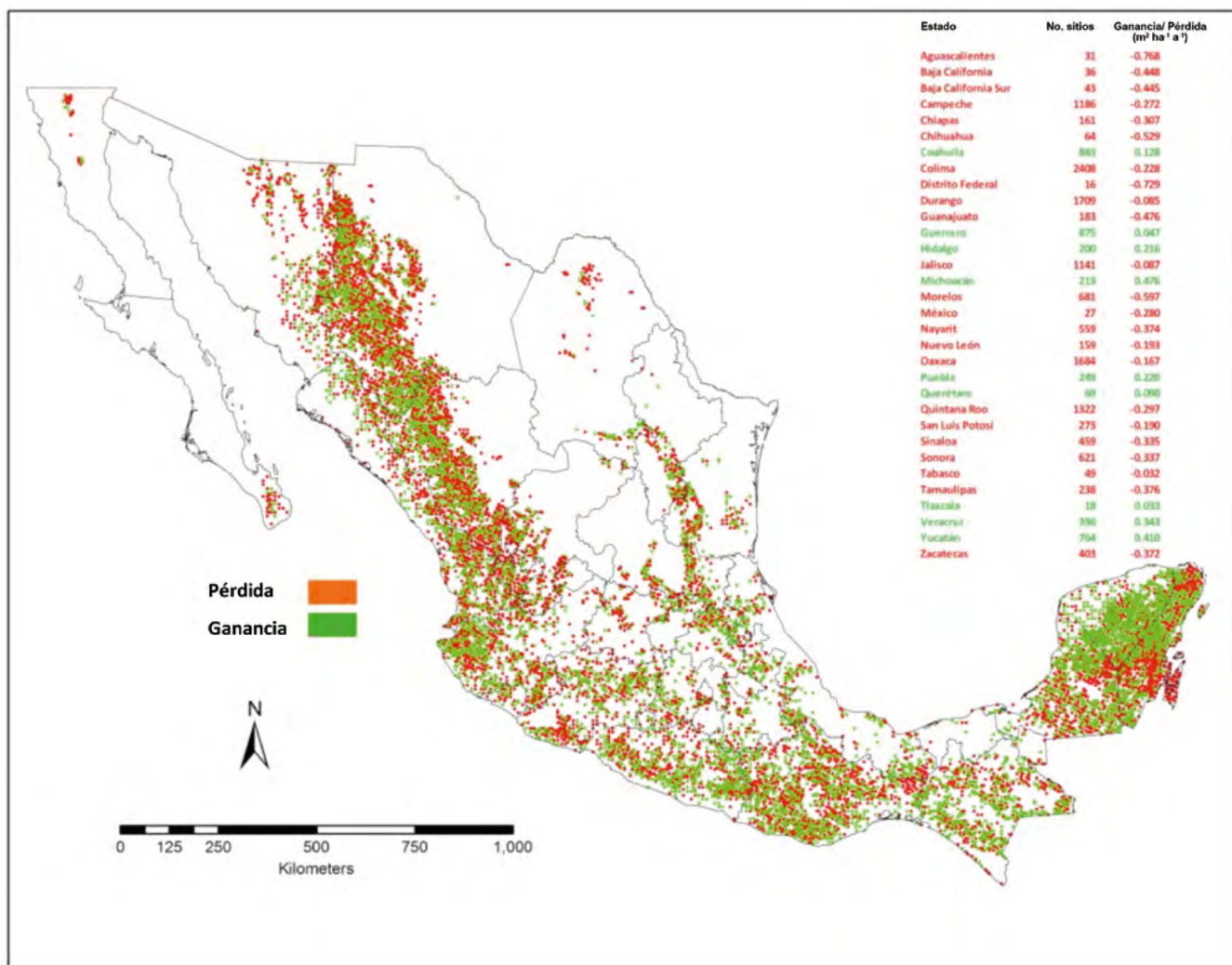


Figura 10. Ganancias y pérdidas anuales de área basal arbórea entre el ciclo 2004-2007 y 2009-2012 del INFyS de la CONAFOR para los sitios de muestreo de los conglomerados (bosques que permanecen como tales). Fuente: de Jong *et al.* 2019.

La relación entre el área basal y la biomasa aérea de la vegetación es generalmente de tipo lineal (Figura 11), por lo que los almacenes de carbono de

la biomasa aérea (Figura 10) también representan, en su mayoría, fuentes de emisión, tal como los cambios en el área basal.

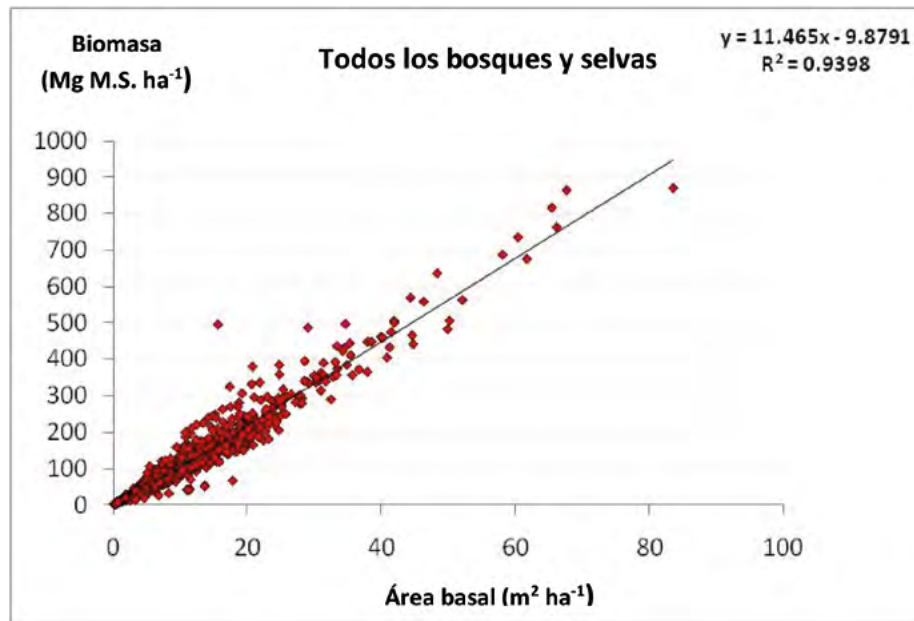


Figura 11. Relación entre el área basal y la biomasa aérea de los bosques y selvas del estado de Chiapas.

La Figura 12 muestra la disminución en la biomasa aérea (y por lo tanto de C) para las principales clases de bosques y selvas (*sensu* INEGI), implicando que el supuesto sumidero del sector forestal es inexistente.

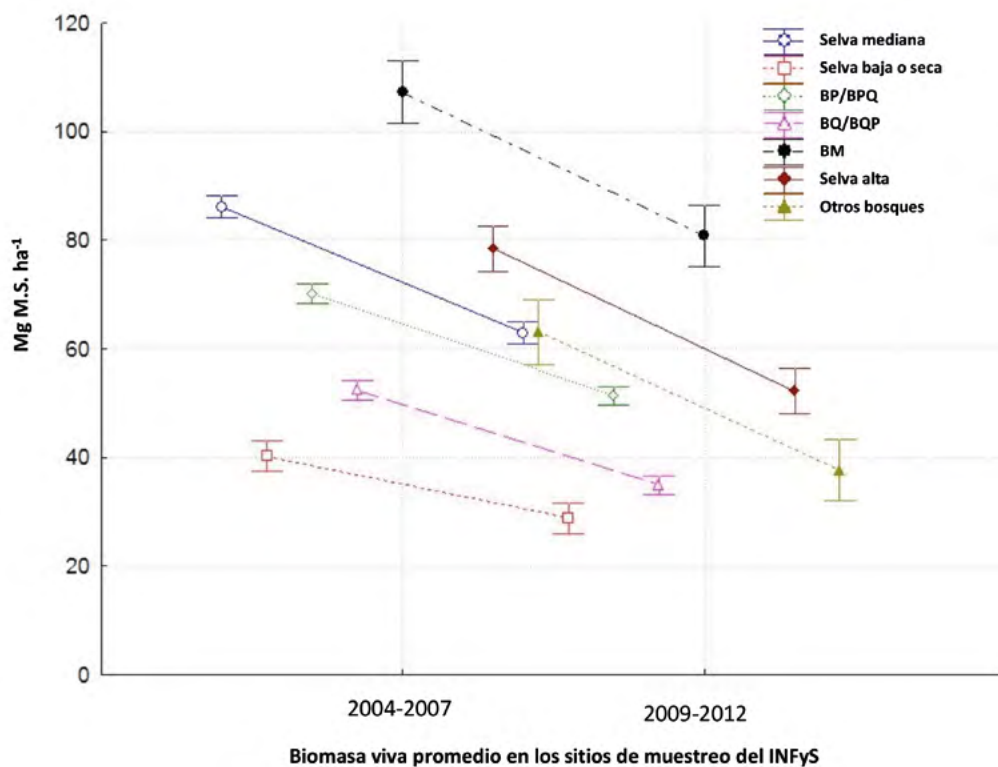


Figura 12. Almacenes de la biomasa aérea de los bosques y selvas del país en los ciclos 2004-2007 y 2009-2012 del INFyS para. Fuente: de Jong *et al.* (2019).

COMENTARIOS FINALES

La hoja de ruta planteada hacia el Segundo Reporte del Estado del Ciclo del Carbono en México de los bosques y selvas plantea importantes retos para la reducción de la incertidumbre asociada a las estimaciones de los almacenes y flujos de carbono, que orientan los esfuerzos encaminados a dar respuesta a los planteamientos realizados. Sin duda, habrá otras consideraciones que deben ser tomadas en cuenta para alcanzar el conocimiento e información necesaria para orientar las políticas públicas y las acciones en el sector, para la evaluación de los impactos climáticos y ambientales en la sociedad mexicana.

LITERATURA CITADA

- Baccini, A., W. Walker, L. Carvalho, M. Farina, D. Sulla-Menashe and R. A. Houghton. 2017. Tropical forests are a net carbon source based on aboveground measurements of gain and loss. *Science* 358:230-234.
- Baker, T. R., O. L. Phillips, Y. Malhi, S. Almeida, L. Arroyo, A. Di Fiore, T. Erwin, N. Higuchi, T. J. Killeen, S. G. Laurance, W. F. Laurance, S. L. Lewis, A. Monteagudo, D. A. Neill, P. Núñez-Vargas, N. C. A. Pitman, J. N. M. Silva and R. Vásquez-Martínez. 2004. Increasing biomass in Amazonian forest plots. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* 359:353-365.
- Baskerville, G. L. 1972. Use of logarithmic regression in the estimation of plant biomass. *Canadian Journal of Forestry* 2: 49-53.
- Becknell, J. M., L. K. Kucek and J. S. Powers. 2012. Aboveground biomass in mature and secondary seasonally dry tropical forests: a literature review and global synthesis. *Forest Ecology and Management* 276:88-95.
- Bojórquez, A., J. C. Álvarez-Yépez, A. Búrquez and A. Martínez-Yrizar. 2019. Understanding and predicting frost-induced tropical tree mortality patterns. *Global change biology* 25:3817-3828.
- Brienen, R. J. W., O. L. Phillips, T. R. Feldpausch, E. Gloor, T. R. Baker, J. Lloyd, G. Lopez-Gonzalez, A. Monteagudo-Mendoza, Y. Malhi, S. L. Lewis, R. Vásquez-Martínez, M. A. Alexiades, M. Álvarez-Dávila, E. Alvarez-Loayza, P. Andrade, A. Aragaõ, L. E. O. C. Araujo-Murakami, E. J. M. M. Arets, L. Arroyo, C. G. A. Aymard, O. S. Bánki, C. Baraloto, J. Barroso, D. Bonal, R. G. A. Boot, J. L. C. Camargo, C. V. Castilho, V. Chama, K. J. Chao, J. Chave, J. A. Comiskey, F. Cornejo-Valverde, L. da Costa, E. A. de Oliveira, A. Di Fiore, T. L. Erwin, S. Fauset, M. Forsthofer, D. R. Galbraith, E. S. Grahame, N. Groot, B. Hérault, N. Higuchi, E. N. Honorio-Coronado, H. Keeling, T. J. Killeen, W. F. Laurance, S. Laurance, J. Licona, W. E. Magnussen, B. S. Marimon, B. H. Marimon-Junior, C. Mendoza, D. A. Neill, E. M. Nogueira, P. Núñez, N. C. Pallqui-Camacho, A. Parada, G. Pardo-Molina, J. Peacock, M. Peña-Claros, G. C. Pickavance, N. C. A. Pitman, L. Poorter, A. Prieto, C. A. Quesada, F. Ramírez, H. Ramírez-Angulo, Z. Restrepo, A. Roopsind, A. Rudas, R. P. Salomão, M. Schwarz, N. Silva, J. E. Silva-Espejo, M. Silveira, J. Stropp, J. Talbot, H. ter Steege, J. Teran-Aguilar, J. Terborgh, R. Thomas-Caesar, M. Toledo, M. Torello-Raventos, R. K. Umetsu, G. M. F. van der Heijden, P. van der Hout, I. C. Guimarães-Vieira, S. A. Vieira, E. Vilanova, V. A. Vos and R. J. Zagt. 2015. Long-term decline of the Amazon carbon sink. *Nature* 519:344-348.
- Brown, S. 1997. Estimating biomass change of tropical forests, a primer. Forest Resources Assessment Publication. Forestry Papers 134. FAO. Rome. 134 p.
- Brown, S., A. J. R. Gillespie and A. E. Lugo. 1989. Biomass estimation for tropical forests with applications to forest inventory data. *Forest Science* 35:881-902.
- Cairns, M. A., E. H. Helmer and S. Brown. 1997. Root biomass allocation in the world's upland forests. *Oecologia* 111:1-11.
- Carey, E. V., A. Sala, R. Keane and R. M. Callaway. 2001. Are old forests underestimated as global carbon sinks? *Global Change Biology* 7:339-344.
- Casiano, M., F. Paz-Pellat, M. Rojo-Martínez, S. Covaleda-Ocón y D. R. Aryal. 2018. El carbono de la biomasa aérea medido en cronosecuencias: primera estimación en México. *Madera y Bosques* 24: 2448-7597. DOI:10.21829/myb.2018.2401894
- Chave, J., C. Andalo, S. Brown, M. A. Cairns, J. Q. Chambers, D. Eamus, H. Fölster, F. Fromard, N. Higuchi, T. Kira, J. P. Lescure, B. W. Nelson, H. Ogawa, H. Puig, B. Riéra and T. Yamakura. 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia* 145: 87-99.
- Chave, J., M. Réjou-Méchain, A. Búrquez, E. Chidumayo, M. S. Colgan, W. B. C. Delitti, A. Duque, T. Eid, P. M. Fearnside, R. S. Goodman, M. Henry, A. Martínez-Yrizar, W. A. Mugasha, H. C. Muller-Landau, M. Mencuccini, B. W. Nelson, A. Ngomanda, E. M. Nogueira, E. Ortiz-Maavassi, R. Pélissier, P. Ploton, C. M. Ryan, J. G. Saldarriaga and G. Vieilledent. 2014. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biology* 20: 3177-3190.
- Chave, J., R. Condit, S. Aguilar, A. Hernandez, S. Lao and R. Perez. 2004. Error propagation and scaling for tropical forest biomass estimates. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* 35: 409-420.
- Chazdon, R. L., E. N. Broadbent, D. M. A. Rozendaal, F. Bongers, A. M. A. Zambrano, T. M. Aide, P. Balvanera, J. M. Becknell, V. Boukili, P. H. S. Brancalion, D. Craven, J. S. Almeida-Cortez, G. A. L. Cabral, B. de Jong, J. S. Denslow, D. H. Dent, S. J. Dewalt, J. M. Dupuy, S. M. Durán, M. M. Espirito-Santo, M. C. Fandino, R. G. César, J. S. Hall, J. L. Hernández-Stefanoni,

- C. C. Jakovac, A. B. Junqueira, D. Kennard, S. G. Letcher, M. Lohbeck, M. Martínez-Ramos, P. Massoca, J. A. Meave, R. Mesquita, F. Mora, R. Muñoz, R. Muscarella, Y. R. F. Nunes, S. Ochoa-Gaona, E. Orihuela-Belmonte, M. Peña-Claros, E. A. Pérez-García, D. Piotto, J. S. Powers, J. Rodríguez-Velazquez, I. E. Romero-Pérez, J. Ruíz., J. G. Saldarriaga, A. Sanchez-Azofeifa, N. B. Schwartz, M. K. Steininger, N. G. Swenson, M. Uriarte, M. van Breugel, H. van der Wal, M. D. M. Veloso, H. Vester, I. C. G. Vieira, T. V. Bentos, G. B. Williamson and I. Poorter. 2016. Carbon sequestration potential of second growth forest regeneration in the Latin American tropics. *Sci. Adv.* 2: e1501639. DOI:10.1126/sciadv.1501639
- Chojnacky, D. C., L. S. Heath and J. C. Jenkins. 2014. Updated generalized biomass equations for North American tree species. *Forestry* 87:129-15.
- Cifuentes, J. M., M. Henry, M. Réjou, C. Wayson, M. Zapata, D. Piotto, F. Alice, H. Castañeda, E. Castellanos, R. Cuenca, K. Cueva, J. del Águila, Á. Duque, J. Fernández, A. Jiménez, O. López, L. Marklund, J. Michel, F. Milla, J. Návar, E. Ortiz, J. Pérez, C. Ramírez, L. Rangel, R. Rubilar, L. Saint-André, C. Sanquetta, C. Scott and J. Westfall. 2014. Guidelines for documenting and reporting tree allometric equations. *Annals of Forest Science* 72:763-768. DOI: 10.1007/s13595-014-0415-z
- Collalti, A. and I. C. Prentice. 2019. Is NPP proportional to GPP? Waring's hypothesis 20 years on. *Tree Physiology* 39:1473-1483.
- Collalti, A., M. G. Tyoelker, G. Hoch, A. Makelä, G. Guidolotti, M. Heskell, G. Petit, M. G. Ryan, G. Battipaglia, G. Matteucci and J. C. Prentice. 2020. Plant respiration controlled by photosynthesis or biomass? *Global Change Biology* 26:1739-1753.
- CONAFOR. 2004. Manual y Procedimientos para el Muestreo de Campo. Inventario Nacional Forestal y de Suelos 2004-2009. Comisión Nacional Forestal. Guadalajara, Jalisco, México. 97 p.
- CONAFOR. 2009. Manual y Procedimientos para el Muestreo de Campo (Re-Muestreo 2009). Inventario Nacional Forestal y de Suelos. Comisión Nacional Forestal. Guadalajara, Jalisco, México. 140 p.
- CONAFOR-SEMARNAT. 2014. National Forest reference emission level proposal Mexico. Report prepared for United Nations Framework Convention on Climate Change. Mexico. 48 p.
- CONAFOR-SEMARNAT. 2015. National Forest reference emission level proposal Mexico (modified version). Report prepared for United Nations Framework Convention on Climate Change. Mexico. 68 p.
- CONAFOR-SEMARNAT. 2020a. Nivel de Referencia de Emisiones Forestales de México (2007-2016). Comisión Nacional Forestal – Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. México. 101 p.
- CONAFOR-SEMARNAT. 2020b. Nivel de Referencia de Emisiones Forestales de México (2007-2016), Anexo Metodológico. Comisión Nacional Forestal – Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. México. 94 p.
- Corral-Rivas, J. J., C. Vargas-Larreta, O. Wehenkel, L. Aguirre-Calderón y F. Crecente-Ocampo. 2014. Guía para el Establecimiento, Seguimiento y Evaluación de Sitios Permanentes de Monitoreo en Paisajes Productivos Forestales. Fondo Sectorial para la Investigación, el Desarrollo y la Innovación Tecnológica Forestal. México. 95 p.
- Covaleda, S., F. Paz-Pellat y A. Ranero. 2018. Escenarios de mitigación de emisiones para el sector rural del Estado de Chiapas utilizando modelos de estados y transiciones. *Madera y Bosques* 24: e2401897. DOI:21829/myb.2018.2401897
- Covaleda, S., F. Paz-Pellat, A. Ranero-Puig, M. I. Marín-Sosa, M. Casiano-Domínguez, B. de Jong, J. D. Etchevers-Barra y A. Velázquez-Rodríguez. 2019. Capítulo 24: Escenarios asociados al ciclo del carbono y sus interacciones: Estado de Chiapas. pp. 573-602. En: Paz-Pellat, F., J. M. Hernández-Ayón, R. Sosa-Ávalos y A. S. Velázquez-Rodríguez (eds.). Estado del Ciclo del Carbono en México: Agenda Azul y Verde. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México.
- Cunia, T. 1987. Construction of tree biomass tables by linear regression techniques pp. 27-36. *In*: Wharton, E. H. and T. Cunia (eds.). Estimating tree biomass regressions and their error. USDA Forest Service. General Technical Report NE-GTR-117.
- Dantas, D., M. de Castro, N. S. Terra, L. P. Baldissera-Schorr and N. Calegario. 2021. Machine learning for carbon stock prediction in a tropical forest in Southeastern Brazil. *Bosque* 42:131-140.
- de Jong, B. 2013. Spatial distribution of biomass and links to reported disturbances in tropical lowland forests of southern Mexico. *Carbon Management* 4:601-615.
- de Jong, B., C. Anaya, O. Masera, M. Olguin, F. Paz, J. Etchevers, R. Martínez, G. Guerrero and C. Balbontin. 2010. Greenhouse gas emissions between 1993 and 2002 from land-use change and forestry in Mexico. *Forest Ecology and Management* 260:1689-1701.
- de Jong, B., F. Paz-Pellat, F. Rojas-García, D. R. Aryal, O. Masera-Cerutti, R. D. Martínez-Bravo, V. Salas-Aguilar, M. Casiano-Domínguez, S. Covaleda-Ocón, J. D. Etchevers-Barra, A. Velázquez-Rodríguez y R. Vargas. 2019a. Capítulo 19: Bosques y selvas. pp. 386-435. En: Paz-Pellat, F., J. M. Hernández-Ayón., R. Sosa-Ávalos y A. S. Velázquez-Rodríguez (eds.). Estado del Ciclo del Carbono en México: Agenda Azul y Verde. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México.
- de Jong, B., M. Olguin, F. Rojas, V. Maldonado y F. Paz. 2018. Base de datos de la biomasa de los sitios del Inventario Nacional Forestal y de Suelos del ciclo 2004-2007. *Elementos para Políticas Públicas* 2:69-84.

- de Jong, B., M. Olguín, F. Rojas, V. Maldonado y F. Paz. 2019b. Base de datos de la biomasa de los sitios del inventario nacional forestal periódico, ciclo 1992-1994. Elementos para Políticas Públicas 3:57-69.
- de Jong, B., M. Olguín, F. Rojas, V. Maldonado, F. Paz, J. Etchevers, C. O. Cruz y J. A. Argumedo. 2009. Inventario nacional de emisiones de gases invernadero 1990-2006. Uso del suelo, cambio de uso del suelo y silvicultura. Reporte preparado para el Instituto Nacional de Ecología. D.F., México. 119 p. http://www.pmc carbono.org/pmc/biblioteca/doc_socios.php (Consulta: septiembre 18, 2020).
- de Jong, B., O. Masera, R. D. Martínez, F. Paz, M. Olguin, C. Anaya, C. Balbontín, M. Motolinía y G. Guerrero. 2006. Inventario nacional de emisiones de gases invernadero 1993-2002. Uso del suelo, cambio de uso del suelo y bosques. Reporte preparado para el Instituto Nacional de Ecología. D.F., México. 78 p. http://www.pmc carbono.org/pmc/biblioteca/doc_socios.php (Consulta: septiembre 23, 2020).
- Duursma, R. A. and A. P. Robinson. 2003. Bias in the mean tree model as a consequence of Jensen's inequality. *Forest Ecology and Management* 186: 373-380.
- Fang, J., T. Kato, Z. Guo, Y. Yang, H. Hu, H. Shen, X. Zhao, A.W. Kishimoto-Mo, Y. Tang and R. A. Houghton. 2014. Evidence for environmentally enhanced forest growth. *PNAS* 111:9527-9532.
- Fayolle, A., G. J. Loubota-Panzou, T. Drpuet, M. D. Swaine, S. Bauwens, J. Vlrminckx, A. Biwole, P. Lejeune and J. L. Doucet. 2016. Taller trees, denser stands and greater biomass in semi-deciduous than in evergreen lowland central African forests. *Forest Ecology and Management* 374: 42-50.
- Feldpausch, T. R., J. Lloyd, S. L. Lewis, R. J. W. Brienen, M. Gloor, A. Monteagudo, G. Lopez, L. Banin, K. Abu, K. Affum, M. Alexiades, S. Almeida, I. Amaral, A. Andrade, L. E. O. C. Aragao, A. Araujo, E. J. M. M. Arets, L. Arroyo, G. A. Aymard, T. R. Baker, O. S. Bánki, N. J. Berry, N. Cardozo, J. Chave, J. A. Comiskey, E. Alvarez, A. de Oliveira, A. Di Fiore, G. Djagbletey, T. E. Domínguez, T. L. Erwin, P. M. Fearnside, M. B. Franca, M. A. Freitas, N. Higuchi, E. Honorio, Y. Lida, E. Jiménez, A. R. Kassim, T. J. Killeen, W. F. Laurance, J. C. Lovett, D. J. Metcalfe, E. T. A. Mitchard, D. A. Neill, B. W. Nelson, R. Nilus, E. M. Nogueira, A. Parada, K. S. H. Peh, A. Pena, M. C. Peñuela, N. C. A. Pitman, A. Prieto, C. A. Quesada, F. Ramírez, H. Ramírez, J. M. Reitsma, A. Rudas, G. Saiz, R. P. Salomao, M. Schwarz, N. Silva, J. E. Silva, M. Silveira, B. Sonké, J. Stropp, H. E. Taedoumg, S. Tan, H. Teer, J. Terborgh, M. Torello, G. M. F. van der Heijden, R. Vásquez, E. Vilanova, V. A. Vos, L. White, S. Wilcock, H. Woell and O. L. Phillips. 2012. Tree height integrated int pantropical forest biomass estimates. *Biogeosciences* 9: 3381-3403.
- Forrester, D. I., I. H. H. Tachauer, P. Annighoefer, I. Barbeito, H. Pretzsch, R. Ruiz, H. Stark, G. Vacchiano, T. Zlatanov, T. Chakraborty, S. Saha and G. W. Sileshi. 2017. Generalized biomass and leaf area allometric equations for European tree species incorporating stand structure, tree age and climate. *Forest Ecology and Management* 396: 160-175.
- Genet, A., H. Wernsdörfer, M. Jonard, H. Pretzch, M. Rauch, Q. Ponnelle, C. Nys, A. Legout, J. Ranger, P. Vallet and L. Saint-André. 2011. Ontogeny partly explains the apparent heterogeneity of published biomass equations for *Fagus sylvatica* in central Europe. *Forest Ecology and Management* 261: 1188-1202.
- Goovaerts, P. 1997. *Geostatistics for Natural Resources Evaluation*. Oxford University Press. New York, USA. 488 p.
- Gower, S. T., H. L. Gholz, K. Nakane and V. C. Baldwin. 1994. Production and allocation patterns of pine forests. *Ecol. Bull.* 43:115-135.
- Henry, M., A. Bombelli, C. Trotta, A. Alessandrini, L. Birigazzi, G. Sola, G. Vieilledent, P. Santenoise, F. Longuetaud, R. Valentini, N. Picard and L. Saint-André. 2013. GlobAllomeTree: international platform for tree allometric equations to support volume, biomass and carbon assessment. *iForest – Biogeos. For.* 0: 326-330. DOI:10.3832/ifor0901-006
- Henry, M., M. Cifuentes, M. Réjou, D. Piotto, J. M. Michel Fuentes, C. Wayson, F. A. Guier, H. Castañeda, E. Castellanos, R. Cuenca, K. Cueva, J. del Águila, Á. Duque, J. Fernández, A. Jiménez, O. R. López, L. G. Marklund, F. Milla, J. J. Návar, E. Ortiz, J. Pérez, C. Ramírez, L. Rangel, R. Rubilar, P. C. Sanquetta, C. Scott, J. Westfall, M. Zapata and L. Saint-André. 2015. Recommendations for the use of tree models to estimate national forest biomass and assess their uncertainty. *Annals of Forest Science* 72:769-777. DOI: 10.1007/s13595-015-0465-x
- Henry, M., N. Picard, C. Trotta, R. J. Manlay, R. Valentini, M. Bernoux and L. Saint-André. 2011. Estimating tree biomass of Sub-Saharan African forests: a review of available allometric equations. *Silva Fennica* 45: 477-569.
- INECC y SEMARNAT. 2015. Primer informe bienal de actualización ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático. INECC / SEMARNAT. México. 287 p.
- INECC y SEMARNAT. 2018. Sexta comunicación nacional y segundo informe bienal de actualización ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. INECC / SEMARNAT. CDMX, México. 757 p.
- INEGI. 1980. Sistema de Clasificación de Tipos de Agricultura y Tipos de Vegetación de México para la Carta de Uso del Suelo y Vegetación del INEGI, escala 1: 125 000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Aguascalientes, México. <https://www.inegi.org.mx/temas/usosuelo/> (Consulta: octubre 10, 2020).
- IPCC. 2003. Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. *In*: Penman, J., M. Gytarsky, T. Hiraishi,

- T. Krug, D. Kruger, R. Pipatti, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, K. Tanabe and F. Wagner (eds.). Published by the Institute for Global Environmental Strategies (IGES) for the IPCC.
- IPCC. 2006. Agriculture, forestry and other land use IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. *In*: Eggleston, H. S., L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara and K. Tanabe (eds.). Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. Institute for Global Environmental Strategies. Hayama, Japan.
- Jenkins, J. C., D. C. Chojnacky, L. S. Heath and R. A. Birdsey. 2003. National-scale biomass estimators for United States tree species. *Forest Science* 49: 12-35.
- Journal, A. G. 1983. Nonparametric estimation of spatial distributions. *Mathematical Geology* 15:445-468.
- Journal, A. G. 1986. Constrained interpolation and qualitative information – the soft kriging approach. *Mathematical Geology* 18:269-286.
- Journal, A. G. 1999. Markov models for cross-covariances. *Mathematical Geology* 31:955-964.
- Journal, A. G. 2002. Combining knowledge from diverse sources: an alternative to traditional independence hypotheses. *Mathematical Geology* 34:573-596.
- Journal, A. G. 2005. Beyond covariance: the advent of multiple-point geostatistics. pp. 225-233. *In*: Lewangthong O. and C.V. Deutsch (eds.). *Geostatistics Banff 2004*. Springer. Netherlands.
- Karkach, A. S. 2006. Trajectories and models of individual growth. *Demographic Research* 15:347-400.
- Kesteven, J., J. Landsberg and URS Consulting. 2004. Developing a national forest productivity model. National Carbon Accounting System Technical Report No. 23. Australian Greenhouse Office. Canberra, Australia.
- Ketterings, Q. M., R. Coe, M. van Noordwijk, Y. Ambagau and C. A. Palm. 2001. Reducing uncertainty in the use of allometric biomass equations for predicting above-ground tree biomass in mixed secondary forests. *Forest Ecology and Management* 146: 199-209.
- Kurz, W. A. and M. J. Apps. 1994. The carbon budget of Canadian forests: a sensitivity analysis of changes in disturbance regimes growth rates, and decomposition rates. *Environmental Pollution* 83:55-61.
- Kurz, W. A. and M. J. Apps. 1999. A 70-year retrospective analysis of carbon fluxes in the Canadian forest sector. *Ecological Applications* 9:526-547.
- LeBauer, D. S., D. Wang, K. T. Richter, C. C. Davidson and M. C. Dietze. 2013. Facilitating feedbacks between field measurements and ecosystem models. *Ecological Monographs* 83:133-154.
- Lewis, S. L., G. López-González, B. Sonké, K. Affum-Baffoe, T. R. Baker, L. C. Ojo, O. L. Phillips, J. M. Reitsma, L. White, J. A. Comiskey, M. N. Djuikouo, C. E. N. Ewango, T. R. Feldpaush, A. C. Hamilton, M. Gloor, T. Hart, A. Hladik, J. Lloyd, J. C. Lovett, J. R. Makana, Y. Malhi, F. M. Mbago, H. J. Ndangalasi, J. Peacock, K. S. H. Peh, D. Sheil, T. Sunderland, M. D. Swaine, J. Taplin, D. Taylor, S. C. Thomas, R. Votere and H. Wöll. 2009. Increasing carbon storage in intact African tropical forests. *Nature* 457:1003-1007.
- Li, Y., C. L. M. Li and Z. Liu. 2019. Influence of variable selection and forest type on forest aboveground biomass estimation using machine learning algorithms. *Forests* 19:1073. DOI:10.3390/f10121073
- Liu, Y., G. Yu, Q. Wang and Y. Zhang. 2013. How temperature, precipitation and stand age control the biomass carbon density of global mature forests. *Global Ecology and Biogeography* 23:323-333. DOI:10.1111/geb.12113
- Luyssaert, S., E. D. Schulze, A. Börner, A. Knohl, D. Hessenmöller, B. E. Law, P. Ciais and J. Grace. 2008. Old-growth forests as global carbon sinks. *Nature* 455:213-215.
- Luyssaert, S., I. Inglima, M. Jung, A. D. Richardson, M. Reichstein, D. Papale, S. L. Piao, E. D. Schulze, L. Wingate, G. Matteucci, L. Aragao, M. Aubinet, C. Beer, C. Bernhofer, K.G. Black, D. Bonal, J. M. Bonnefond, J. Chambers, P. Ciais, B. Cook, K. J. Davis, A. J. Dolman, B. Gielen, M. Goulden, J. Grace, A. Granier, A. Grelle, T. Griffis, T. Grünwald, G. Guidolotti, P. J. Hanson, R. Harding, D. Y. Hollinger, L. R. Hutyyra, P. Kolar, B. Kruijt, W. Kutsch, F. Lagergren, T. Laurila, B. E. Law, G. Le Maire, A. Lindroth, D. Loustau, Y. Malhi, J. Mateus, M. Migliavacca, L. Misson, L. Montagnani, J. Moncrieff, E. Moors, J. W. Munger, E. Nikinmaa, S. V. Ollinger, G. Pita, C. Rebmann, O. Roupsard, N. Saigusa, M. J. Sanz, G. Seufert, C. Sierra, M. L. Smith, J. Tang, R. Valentini, T. Vesala and I. A. Janssens. 2007. CO₂ balance of boreal, temperate, and tropical forests derived from a global database. *Global Change Biology* 13:2509-2537.
- Martínez-Bravo, R. D., O. Masera-Cerutti, A. Fuentes, D. Cohen-Salgado, E. Arenas, M. Serrano-Medrano, R. Tauro y V. Berrueta. 2019. Capítulo 26: Bioenergía. pp. 629-657. *En*: Paz-Pellat, F., J. M. Hernández-Ayón, R. Sosa-Ávalos y A. S. Velázquez-Rodríguez (eds.). *Estado del Ciclo del Carbono en México: Agenda Azul y Verde*. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México. ISBN 978-607-96490-7-4
- Masera O., A. D. Cerón and B. Ordoñez. 2001. Forestry mitigation options for Mexico: Synergies between national sustainable development priorities and global concerns. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 6:291-312.
- Masera, O. R., M. J. Ordoñez and R. Dirzo. 1997. Carbon emissions from Mexican forests: current situation and long-term scenarios. *Climatic Change* 35:265-295.
- Masera, O., M. R. Bellon and G. Segura. 1995. Forest management options for sequestering carbon in Mexico. *Biomass and Bioenergy* 8:357-367.

- Masera, O. R., J. F. Garza-Caligaris, M. Kanninen, T. Karjalainen, J. Liski, G. J. Nabuurs, A. Pussinen, B. H. J. de Jong and G. M. J. Mohren. 2003. Modeling carbon sequestration in afforestation, agroforestry and forest management projects: the CO₂FIX V.2 approach. *Ecological Modelling* 164:177-199.
- Mitchard, E. T. A. 2018. The tropical forest carbon cycle and climate change. *Nature* 559:527-534.
- Molto, Q., V. Rossi and L. Blanc. 2013. Error propagation in biomass estimation in tropical forests. *Methods in Ecology and Evolution* 4: 175-183.
- Muukkonen, P. 2007. Generalized allometric volume and biomass equations for some tree species in Europe. *Eur. J. Forest Res.* 126: 157-166.
- Ngomanda, A., N. L. Engone, J. Lebamba, Q. Moundounga, H. Gomat, G. Sidoine-Mankou, J. Loumeto, D. Midoko, F. Kossi, R. Zinga, K. H. Botsika, C. Mikala, R. Nyangadouma, N. Lépengué, B. Mbatchesi and N. Picard. 2013. Site-specific versus pantropical allometric equations: which option to estimate the biomass of a moist central African forest? *Forest Ecology and Management* 312:1-9. DOI: 10.1016/j.foreco.2013.10.029
- Nickless, A., R. J. Scholes and S. Archibald. 2011. A method for calculating the variance and confidence intervals for tree biomass estimates obtained from allometric equations. *S. Afr. J. Sci.* 107:5-6. DOI: 10.4102/sajs.v107i5/6.356
- Nuno, A., M. Tomé, J. Tomé, P. Soares and L. Fontes. 2007. Effect of tree, stand, and site variables on the allometry of *Eucalyptus globulus* tree biomass. *Can. J. For. Res.* 37: 895-906.
- Odum, E. P. 1969. The strategy of ecosystem development. *Science* 164:262-270.
- Orihuela-Belmonte, D. E., B. H. J de Jong, J. Mendoza-Vega, J. Van der Wal, F. Paz-Pellat, L. Soto-Pinto and A. Flamenco-Sandoval. 2013. Carbon stocks and accumulation rates in tropical secondary forests at the scale of community, landscape and forest type. *Agric. Ecosyst. Environ.* 171:72-84.
- Parresol, B. R. 1999. Assessing tree and stand biomass: a review with examples and critical comparisons. *Forest Science* 45: 573-593.
- Pastor, J., J. D. Aber and J. M. Melillo. 1984. Biomass prediction using generalized allometric regressions for some north east tree species. *Forest Ecology and Management* 7: 265-274.
- Paul, K. I., S. H. Roxburgh, J. Chave, J. R. England, A. Zerihun, A. Specht, T. Lewis, L. T. Bennet, T. G. Baker, M. A. Adams, D. Hustable, K. D. Montagu, D. S. Falster, M. Feller, S. Sochacki, P. Ritson, G. Bastin, J. Bartle, D. Wildy, T. Hobbs, J. Larmour, R. Waterworth, H. T. L. Stewart, J. Jonson, D. A. O'Grady, D. Green, R. Sudmeyer, S. J. Rance, J. Turner, C. Barton, E. H. Wenk, T. Grove, P. M. Attiwill, E. Pinkard, D. Butler, K. Broodsbank, B. Spencer, P. Snowdon, N. O'Brien, M. Battaglia, D. M. Cameron, S. Hamilton, G. Mcathur and J. Sinclair. 2016. Testing the generality of above-ground biomass allometry across plant functional types at the continental scale. *Global Change Biology* 22: 2106-2124.
- Paz, F. y S. Covalada. 2014. Modelos de estados y transiciones (METs) compuestos para la modelación anual de la dinámica de carbono. pp: 301-307. En: Paz, F. y J. Wong (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2014. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México.
- Paz, F., E. Castillo, J. C. Cabrera y E. Medrano. 2018. Base de datos nacional de índices de vegetación: resolución especial de 250m y resolución temporal de 10 días. *Elementos para Políticas Públicas* 2:109-124.
- Paz, F., M. I. Marín, M. Bolaños-González, J. D. Etchevers, B. de Jong, J. Herrera y A. S. Velázquez-Rodríguez. 2020. La urgente necesidad de México de contar con datos de actividad a escala apropiada para el sector agricultura, forestería y otros usos del suelo. *Elementos para Políticas Públicas* 4:61-73.
- Paz, F., S. Covalada, A. Ranero, X. Ugarte, E. Esquivel, M. I. Marín, R. Cuevas, B. de Jong y J. D. Etchevers. 2012. Estudio de Factibilidad para el mecanismo REDD+ en Chiapas. http://www.pmc carbono.org/pmc/proyectos/CI_Factibilidad_REDD+.php (Consulta: enero 10, 2020).
- Paz-Pellat, F., J. M. Hernández-Ayón, R. Sosa-Ávalos y A. S. Velázquez-Rodríguez. 2019a. Estado del Ciclo del Carbono en México: Agenda Azul y Verde. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México. ISBN 978-607-96490-7-4.
- Paz-Pellat, F. 2021. Un modelo alométrico pantropical global y local. *Madera y Bosques* 27. DOI: <https://doi.org/10.21829/myb.2021.2742446>
- Paz-Pellat, F., V. M. Romero-Benítez, J. A. Argumedo-Espinoza, M. Bolaños-González, B. de Jong, J. C. de la Cruz-Cabrera y A. S. Velázquez-Rodríguez. 2019b. Capítulo 23: Dinámica del uso del suelo y vegetación. pp. 529-572. En: Paz-Pellat, F., J. M. Hernández-Ayón, R. Sosa-Ávalos y A. S. Velázquez-Rodríguez. Estado del Ciclo del Carbono en México: Agenda Azul y Verde. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México. ISBN 978-607-96490-7-4.
- Pelletier, J., K. R. Kirby and C. Potvin. 2010. Significance of carbon stock uncertainties on emission reductions from deforestation and forest degradation in developing countries. *Forest Policy and Economics* 24:3-11. DOI: 10.1016/j.forpol.2010.05.005
- Phillips, O. L., S. L. Lewis, T. R. Baker, K. J. Chao and N. Higuchi. 2008. The changing Amazon forest. *Phil. Trans. RR. Soc. B* 363:1819-1827.
- Phillips, O. L., Y. Malhi, N. Higuchi, W. F. Laurane, P. V. Núñez, R. M. Vásquez, S. G. Laurance, L. V. Ferreira, M. Stern, S. Brown and J. Grace. 1998. Changes in the carbon balance of tropical forests: evidence from long-term plots. *Science* 282:439-442.

- Picard, N., F. Boyemba and V. Rossi. 2015. Reducing the error in biomass estimates strongly depends on model selection. *Annals of Forest Science* 72: 811-823.
- Picard, N., M. Henry, F. Mortier, C. Trotta and L. Saint-Andre. 2012. Using Bayesian model averaging to predict tree above-ground biomass in tropical moist forests. *Forest Science* 58: 15-23.
- Poorter, L., F. Bongers, T. M. Aide, A. M. Almeyda-Zambrano, P. Balvanera, J. M. Becknell, V. Boukili, P. H. S. Brancalion, E. N. Broadbent, R. L. Chazdon, D. Craven, J. S. de Almeida-Cortez, G. A. L. Cabral, B. H. J. de Jong, J. S. Denslow, D. H. Dent, S. J. de Wait, J. M. Dupuy, S. M. Durán, M. M. Espirito-Santo, M. C. Fandino, R. G. César, J. S. Hall, J. L. Hernandez-Stefanoni, C. C. Jakovac, A. B. Junqueira, D. Kennard, S. G. Letcher, J. C. Licona, M. Lohbeck, E. Marin-Spiotta, M. Martinez-Ramos, P. Massoca, J. A. Meave, R. Mesquita, F. Mora, R. Muñoz, R. Muscarella, Y. R. F. Nunes, S. Ochoa-Gaona, A. A. de Oliveira, E. Orihuela-Belmonte, M. Peña-Claros, E. A. Pérez-García, D. Piotta, J. S. Powers, J. Rodríguez-Velázquez, I. E. Romero-Pérez, J. Ruiz, J. C. Saldarriaga, A. Sanchez-Azofeita, N. B. Schwartz, M. K. Steininger, N. G. Swenson, M. Toledo, M. Uriarte, M. van Breugel, H. van der Wal, M. D. M. Veloso, H. F. M. Vester, A. Vicentini, I. C. M. G. Vieira, T. Vizcarra-Bentos, G. B. Williamson and D. M. A. Rozendaal. 2016. Biomass resilience of neotropical secondary forests. *Nature* 000:1-15. DOI:10.1038/nature16512
- Pretzsch, H. and J. Dieler. 2012. Evidence of variant intra- and interspecific scaling of tree crown structure for allometric theory. *Oecologia* 169: 637-649.
- Ramírez-Martínez, A., M. J. González-Guilén, H. M. de los Santos-Posadas, G. Ángeles-Pérez and W. Santiago-García. 2021. Forest management with carbon scenarios in the central region of México. *iForest* 14:413-420.
- Reichstein, M., M. Bahn, P. Ciais, D. Frank, M. D. Mahecha, S. I. Seneviratne, J. Zscheischler, C. Beer, N. Buchmann, D.C. Frank, D. Papale, A. Rammig, P. Smith, K. Thonicke, M. Van der Velde, S. Vicca, A. Walz and M. Wattenbach. 2013. Climate extremes and the carbon cycle. *Nature* 500:287-295.
- Richards, G. P. and C. Brack. 2004. A continental biomass stock and stock change estimation approach for Australia. *Australian Forestry* 67:284-288.
- Ricker, W. E. 1979. Growth rates and models. *Fish Physiology* 8:677-743.
- Rojas-García, F., B. H. J. de Jong, P. Martínez and F. Paz P. 2015. Database of 478 allometric equations to estimate biomass for Mexican trees and forests. *Annals of Forest Science* 72:835-864.
- Rojas-Robles, N. E., J. Garatuzza-Payan, J. C. Álvarez-Yépez, Z. M. Sánchez-Mejía, R. Vargas and E. Yépez. 2020. Environmental controls on carbon and water fluxes in an old-grown tropical dry forest. *Journal of Geophysical Research Biogeosciences* 125: e2020JG005666.
- Roncal G. S., P. L. Soto, A. J. Castellanos, M. N. Ramírez y B. De Jong. 2008. Sistemas agroforestales y almacenamiento de carbono en comunidades indígenas de Chiapas, México. *Inter-ciencia* 33:200-206.
- Ryan, M. G., D. Binkley and J. H. Fownes. 1997. Age-related decline in forest productivity: pattern and process. *Ad. Ecol. Res.* 27:213-262.
- Salas-Aguilar, V. M. y F. Paz-Pellat. 2017. Desarrollo de una base de datos geomorfológica nacional. *Elementos para Políticas Públicas* 1:173-182.
- Salas-Aguilar, V. M. y F. Paz-Pellat. 2018. Desarrollo de una base de datos climática nacional anual, 1989-2012: resolución 250m. *Elementos para Políticas Públicas* 2:19-32.
- SARH. 1994. Inventario Nacional Forestal Periódico. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. Distrito Federal, México. 81 p.
- Schimel, D., B. B. Stephens and J. B. Fisher. 2015. Effect of increasing CO₂ on the terrestrial carbon cycle. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 112:436-441.
- Sheinbaum, C. and O. R. Masera. 2000. Mitigating carbon emissions while advancing national development priorities. The case of México. *Climatic Change* 47:259-282.
- Sileshi, G. W. 2014. A critical review of forest biomass estimation models, common mistakes and corrective measures. *Forest Ecology and Management* 329: 237-254.
- Skutsch, M., A. Borrego y M. Salinas. 2018. Explaining the Mexican sink. pp. 156-162. En: Paz, F., A. S. Velázquez y M. Rojo (eds.). *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2018*. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México.
- Skutsch, M., J. Paneque-Gálvez, A. Ghilardi, A. Balderas-Torres, J. Morfin-Ríos, J. M. Michel-Fuentes, O. Carrillo and D. Ross. 2017. Adapting REDD+ policy to sink conditions. *Forest Policy and Economics* 80:160-166.
- Snowdon, P. 1991. A ratio estimator for bias correction in logarithmic regression. *Can. J. For. Res.* 21: 720-724.
- Snowdon, P. 2002. Modeling Type 1 and Type 2 growth responses in plantations after application of fertilizer or other silvicultural treatments. *Forest Ecology and Management* 163:229-244.
- Soto-Pinto, L. y G. Jiménez-Ferrer. 2018. Contradicciones socioambientales en los procesos de mitigación asociados al ciclo del carbono en sistemas agroforestales. *Madera y Bosques* 24: e2401887. DOI: 10.21829/myb.2018.2401887
- Soto-Pinto, L., M. Anzueto, J. Mendoza, G. Jiménez-Ferrer and B. de Jong. 2010. Carbon sequestration through agroforestry in indigenous communities of Chiapas, Mexico. *Agroforest Syst.* 78:39-51.

- Stringham, T. K., W. C. Krueger and P. L. Shaver. 2001. States, transitions and thresholds: further refinement for rangeland applications, Special Report 1024. Corvallis: Agricultural Experiment Station, Oregon State University.
- Temesgen, H., D. Affleck, K. Poudel, A. Gray and J. Sessions. 2015. A review of the challenges and opportunities in estimating above ground forest biomass using tree-level models. *Scandinavian Journal of Forest Research* 30: 326-335.
- van Breugel, M., J. Ransijn, D. Craven, F. Bongers and J. S. Hall. 2001. Estimating carbon stock in secondary forests: decisions and uncertainty associated with allometric biomass models. *Forest Ecology and Management* 262: 1648-1657.
- Vargas, B., C. A. López, J. J. Corral, J. O. López, C. G. Aguirre and J. G. Álvarez. 2017a. Allometric equations for estimating biomass and carbon stocks in the temperate forests of North-Western Mexico. *Forests* 8:262-267. DOI: 10.3390/f8080269
- Vargas, R., D. Alcaraz-Segura, R. Birdsey, N. A. Brunsell, C. O. Cruz-Gaistardo, B. de Jong, J. Etchevers, M. Guevara, D. J. Hayes, K. Johnson, H. W. Loescher, F. Paz, Y. Ryu, Z. Sanchez-Mejia and K. P. Toledo-Gutierrez. 2017. Enhancing interoperability to facilitate implementation of REDD+: case study of Mexico. *Carbon Management* 8:57-65.
- Vargas, R., F. Paz and B. de Jong. 2013. Quantification of forest degradation and belowground carbon dynamics: ongoing challenges for monitoring, reporting and verification activities for REDD+. *Carbon Management* 4:579-582.
- Vargas-Larreta, B., J. Corral-Rivas, O. A. Aguirre-Calderón, J. O. López-Martínez, H. M. De los Santos-Posadas, F. J. Zamudio-Sánchez, E. Treviño-Garza, M. Martínez-Salvados and C. G. Aguirre-Calderón. 2017b. SiBiFor: Forest Biometric System for forest management in Mexico. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales* 23:437-455. DOI: 10.5154/r.rchscfa.2017.06.040
- Vargas-Larreta, B., O. A. Aguirre-Calderón, F. J. Zamudio-Sánchez, J. O. López-Martínez, J. J. Corral-Rivas, E. J. De los Santos-Posadas y M. Martínez-Salvador. 2018. Manual del Sistema Biométrico Forestal (SiBiFor): Herramientas para el manejo de los bosques templados y tropicales de México. CONAFOR. Guadalajara, Jalisco, México. 90 p.
- Waterworth, R. M., G. P. Richards, C. L. Brack and D. M. W. Evans. 2007. A generalized hybrid process-empirical model for predicting plantation forest growth. *Forest Ecology and Management* 238:231-243.
- Wayson, C. A., O. I. Carrillo and R. A. Birdsey. 2015. Estimating uncertainty of allometric biomass equations with incomplete fit error information using a pseudo-data approach: methods. *Annals of Forest Science* 72:825-834.
- Wilson, B. T., A. J. Lister and R. I. Riemann. 2012. A nearest-neighbor imputation approach to mapping tree species over large areas using forest inventory plots and moderate resolution raster data. *Forest Ecology and Management* 271:182-198.
- Wilson, B. T., C. W. Woodall and D. M. Griffith. 2013. Imputing forest carbon stock estimates from inventory plots to a nationally continuous coverage. *Carbon Balance and Management* 8:1-15. DOI:10.1186/1750-0680-8-1
- Wright, S. J. 2013. The carbon sink in intact tropical forests. *Global Change Biology* 19:337-339.
- Wutzler, T., C. Wirth and J. Schumacher. 2008. Generic biomass functions for common beech (*Fagus sylvatica L.*) in Central Europe –predictions and components of uncertainty. *C. J. For. Res.* 38: 1661-1675.
- Yin, X., J. Gourdriaan, E. A. Lantinga, J. Vos and H. J. Spiertz. 2003. A flexible sigmoid function of determinate growth. *Annals of Botany* 91: 361-371.
- Zadeh, L. A. 2006. Generalized Theory of Uncertainty: Principal Concepts and Ideas. *Computational Statistics and Data Analysis* 51:15-46.
- Zeide, B. 1993. Analysis of growth equations. *Forest Science* 39: 594-616.
- Zhu H. and A. G. Journel. 1993. Formatting and integrating soft data: stochastic imaging via the Markov-Bayes algorithm. *In: Soares A. (ed.). Geostatistics Tróia '92. Quantitative Geology and Geostatistics, Vol 5. Springer, Dordrecht.*
- Zianis, D. 2008. Predicting mean aboveground forest biomass and its associated variance. *Forest Ecology and Management* 256: 1400-1407.

