



Terra Latinoamericana

ISSN: 2395-8030

Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo A.C.

González-Molina, Lucila; Carrillo-Anzures, Fernando; Acosta-Mireles, Miguel; Baéz-Pérez, Aurelio; Espitia-Rangel, Eduardo; Etchevers-Barra, Jorge; Paz-Pellat, Fernando

Experiencia mexicana en la implementación del modelo RothC-26.3
de la dinámica del carbono orgánico en suelos: alcances y limitaciones

Terra Latinoamericana, vol. 40, e1386, 2022, Enero-Diciembre
Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo A.C.

DOI: <https://doi.org/10.28940/terra.v40i0.1386>

Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=57371833021>

- ▶ Cómo citar el artículo
- ▶ Número completo
- ▶ Más información del artículo
- ▶ Página de la revista en redalyc.org

Experiencia mexicana en la implementación del modelo RothC-26.3 de la dinámica del carbono orgánico en suelos: alcances y limitaciones

Mexican experience in the implementation of the RothC-26.3 model of the dynamics of organic carbon in soils: scope and limitations

Lucila González-Molina¹, Fernando Carrillo-Anzures¹, Miguel Acosta-Mireles¹,
Aurelio Baéz-Pérez¹, Eduardo Espitia-Rangel¹,
Jorge Etchevers-Barra² y Fernando Paz-Pellat³

¹ Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, CE Valle de México. Carretera Los Reyes-Texcoco, km 13.5 Coatlinchán. 56250 Texcoco, Estado de México, México.

² Laboratorio de Fertilidad de Suelos y Química Ambiental, ³ GRENASER, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. Carretera México-Texcoco km 36.5, Montecillo. 56230 Texcoco, Estado de México, México.

* Autor para correspondencia (ferpazpel@gmail.com)
Editora invitada: Dra. Alma S. Velázquez Rodríguez

RESUMEN

El uso de modelos de la dinámica del carbono orgánico en los suelos ha sido enfatizado para la implementación de diferentes programas públicos, incluidos los inventarios de gases efecto invernadero. El modelo RothC-26.3 (RothC) es de los más usados en el mundo en el estudio de la dinámica del carbono, por lo que fue revisado a detalle. El objetivo fue hacer una síntesis del desempeño del modelo RothC en la predicción de cambios del COS en parcelas, sitios, sistemas y regiones. Así como su aplicación en escenarios de cambio de uso de suelo (CUS) y sistemas de cultivo a partir de bases de datos de corta o media duración (<20 años). En las parcelas se usó el COS_{inicial} promedio por parcela (CIPAR) y el COS_{inicial} de cada punto de muestreo (CIPUN). Los sistemas evaluados fueron: agrícolas, forestales, praderas y agostaderos. En las regiones, fueron usados el método IPCC y el modelo RothC con información parcial del método IPCC. Los escenarios de simulación probados incluyeron el CUS de cultivo con labranza tradicional a: (i) sistemas agroforestales con higuerilla; (ii) plantaciones de especies tropicales arbóreas; y (iii) labranza de conservación. También se probaron

escenarios de CUS de vegetación secundaria a sistemas de labranza y escenarios con los cultivos de quinua (*Chenopodium quinoa*), y amaranto (*Amaranthus cruentus*). Los resultados del desempeño del modelo RothC, mostraron que el ajuste de las predicciones es ligeramente mejor al usar el CIPUN, dificultad para modelar agostaderos y algunos sistemas con labranza, y correlación alta entre los métodos usados a escala regional. En lo referente a los escenarios probados, las tendencias y tasas de cambio del COS obtenidas coincidieron con estimaciones de otros estudios. En México, es necesario, considerar los alcances en la estimación de los cambios de COS del RothC con base en su desempeño a diferentes escalas geográficas, sistemas de cultivo y vegetación.

Palabras clave: inicialización, materia orgánica del suelo, sistemas de cultivo, vegetación secundaria.

SUMMARY

The use of models of the dynamics of organic carbon in soils has been emphasized for the implementation of different public programs, including greenhouse gas inventories. The RothC 26.3 model (RothC) is one

Cita recomendada:

González-Molina, L., Carrillo-Anzures, F., Acosta-Mireles, M., Baéz-Pérez, A., Espitia-Rangel, E., Etchevers-Barra, J. y Paz-Pellat, F. (2022). Experiencia mexicana en la implementación del modelo RothC-26.3 de la dinámica del carbono orgánico en suelos: alcances y limitaciones. *Terra Latinoamericana*, 40, 1-23. e1386. <https://doi.org/10.28940/terra.v40i0.1386>

of the most used worldwide in the study of C dynamics. The objective of this study was to make a synthesis of the performance of the RothC model in predicting changes in SOC in plots, sites, systems and regions. As well as application in scenarios of land use change (LUC) and cropping systems using short-term (<20 years) databases and over a 40-year time period. In the plots the average initial SOCL (SOCinitial) was used by plot (CIPILOT) and SOCinitial at each sampling point (CIPT). The systems evaluated were agricultural, forestry, prairie and pasture. In the regions, the IPCC method was used and the RothC model method was used with partial information from the IPCC method. The simulation scenarios tested included LUC from traditional tillage to (i) agroforestry systems with castor, (ii) plantations of tropical tree species, and (iii) conservation tillage. LUC scenarios from secondary vegetation to tillage systems and scenarios with quinoa (*Chenopodium quinoa*) and amaranth (*Amaranthus cruentus*) crops were also tested. The results of the RothC model performance showed slightly better fit of the predictions when using CIPT, difficulty in modeling pastures and some tillage systems, and a high correlation between the methods used at the regional scale. Regarding the tested scenarios, the obtained trends and rates of SOC change coincided with estimations of other studies. In Mexico, it is necessary to consider the scope of the RothC model estimations of SOC changes based on its performance at different geographic scales, in different cropping systems and in different vegetation types.

Index words: initialization, soil organic matter, crop systems, secondary vegetation.

INTRODUCCIÓN

El incremento de emisiones de gases efecto invernadero (GEI) ha provocado fuertes preocupaciones por el cambio climático global, por lo que es necesario tomar medidas críticas para incrementar los almacenes de carbono orgánico y reducir las emisiones asociadas a perturbaciones antropogénicas. En lo particular, el almacén del carbono orgánico del suelo (COS) en los ecosistemas terrestres, es cerca de dos veces la cantidad de carbono (C) que hay en la atmósfera y tres veces la cantidad del C biótico (Eswaran, Van Den Berg y Reich, 1993; Lal, 2004). En consecuencia, una pequeña variación del COS puede conducir a

cambios importantes en las concentraciones de dióxido de carbono (CO_2) en la atmósfera (Scharlemann, Tanner, Hiederer y Kapos, 2014) y según Lal (2004) la disminución del C almacenado en el suelo ha contribuido con 78 ± 12 Pg de C a la atmósfera.

Las estimaciones a nivel global del COS en el primer metro de profundidad del suelo son altamente variables (Todd-Brown *et al.*, 2013; Scharlemann *et al.*, 2014; Paustian *et al.*, 2019). En el caso de México, el almacén de COS para la profundidad de 0 a 30 cm es de alrededor de 9 Pg C (Paz-Pellat, Argumedo, Cruz, Etchevers y de Jong, 2016a; Paz-Pellat *et al.*, 2019); aunque con intervalo que va de 7 Pg C (Guevara *et al.*, 2020) a más de 15 Pg C (De Jong *et al.*, 2006 y 2010a). Con relación de las emisiones del sector USCUS (Uso del Suelo y Cambio de Uso del Suelo y Silvicultura) definido por el Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático (IPCC, por sus siglas en inglés), el suelo ha contribuido con alrededor de un tercio del total en los ecosistemas terrestres (De Jong *et al.*, 2009 y 2010a) a nivel nacional, con emisiones de alrededor del 50% en inventarios estatales (De Jong *et al.*, 2010b). Estas cifras ponen en contexto la importancia nacional de los almacenes y flujos del COS en los potenciales de reducción de emisiones y secuestro de carbono.

Los cambios del COS se dan por el balance entre el aporte de C por las raíces de las plantas y los residuos sobre el suelo, y las pérdidas por descomposición de este material vegetal por microorganismos del suelo (Paustian *et al.*, 1997a). Esta medición permite obtener información sobre la influencia del manejo de C sobre el ecosistema, la capacidad de éstos a tolerar o resistir el cambio global y la capacidad futura de producción de alimentos, entre otras (Janzen, 2003). El uso de modelos de la dinámica del COS es un requerimiento crítico para estimar cambios en los almacenes asociados a intervenciones y generación de escenarios (Lal, 2009), para analizar el efecto de acciones de mitigación. En la actualidad existen diferentes modelos de la dinámica del C para predecir los cambios del COS en espacio y tiempo en respuesta a las condiciones ambientales y de manejo del suelo (Paz-Pellat *et al.*, 2016a; Paz-Pellat *et al.*, 2019). Ejemplos de estos modelos incluyen al RothC (Coleman y Jenkinson, 1996) y al CENTURY (Paustian, Parton y Persson, 1992; Parton, 1996), entre otros. El modelo RothC-26.3 de Coleman y Jenkinson (1996), que requiere datos de entrada y parámetros fácilmente disponibles, es de los modelos más usados en diferentes ecosistemas del mundo. Aunque hay otros

modelos más simples y con menos requerimientos de información (modelo SOCRATES de Grace, Ladd, Robertson y Gage, 2006 y modelo C-TOOL de Taghizadeh-Toosi *et al.*, 2014), su uso ha sido escaso en el ámbito internacional. La mayoría de los modelos de la dinámica del COS, incluido el CENTURY y RothC, usan cinéticas de primer orden (Paustian, Collins y Paul, 1997b), con almacenes definidos como “virtuales” (definidos en función de la estructura del modelo), por lo que es difícil parametrizarlos en función de datos medidos. El enfoque de modelar lo medible ha sido discutido para poder parametrizar los modelos en función de datos obtenidos en laboratorio (Elliot, Paustian y Frey, 1996; Christensen, 1996; Paul, Morris, Conant y Plante, 2006; Scharnagl, Vrugt, Vereecken y Herbst, 2010), permitiendo reducir las incertidumbres asociadas a la falta de información.

El uso de modelos a escala regional o de país ha sido implementado para analizar los efectos del cambio climático y acciones de mitigación del sector USCUS (Gottschalk *et al.*, 2012; Lugato, Bampa, Panagos, Montanarella y Jones, 2015). El caso del análisis de escenarios asociados al cambio climático, Smith (2012) plantea que sus efectos son poco significativos y dependen de la sensibilidad de los parámetros de los modelos a la temperatura (y precipitación). En el caso del modelo RothC, este ha sido usado para vegetación de pastizales y cultivos agrícolas (Smith *et al.*, 2005) y bosques (Smith *et al.*, 2006), así como a escala global usando unidades homogéneas (tipo de suelo, textura, clima, uso del suelo) (Morais, Teixeir y Domingos, 2019); aunque las estimaciones de los modelos pueden exceder una incertidumbre del 50% (Obade y Lal, 2013), haciéndolos poco útiles en las aplicaciones a escala local o de áreas geográficas de intervención. Actualmente, el modelo RothC se usa para reportar inventarios nacionales de almacenes de C ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC), por ejemplo: Richards (2001); Milne *et al.* (2007) y Wesemael *et al.* (2010). En México, el uso del modelo RothC tiene una historia relativamente reciente (Ponce-Hernandez, 2004; González-Molina *et al.*, 2010a; González-Molina, Etchevers, Paz y González, 2010b).

En años recientes se han planteado iniciativas tendientes a incrementar los almacenes del carbono orgánico de los suelos o reducir las emisiones de CO₂, tal como la iniciativa 4 por 1000 (MAAF, 2015; Minasny *et al.*, 2017; Chambers, Lal y Paustian, 2016) y

la recarbonización de los suelos (FAO, 2019), donde se ha propuesto el uso de modelos de la dinámica del COS para estimar su evolución temporal al aplicar acciones de intervención (FAO, 2020a), donde la evaluación de los resultados es un factor crítico (FAO, 2020b), particularmente con relación al pago de incentivos financieros asociados a resultados verificables, lo que incrementa la importancia de contar con modelos de la dinámica del COS robustos y confiables, además de aplicables a las circunstancias nacionales de información disponible.

En experimentos de largo plazo, el modelo RothC tiene resultados comparables a modelos más complejos (Smith *et al.*, 1997; Coleman *et al.*, 1997), aunque en algunos casos su comportamiento es deficiente en los ajustes experimentales (p. ej. Smith *et al.*, 1997). Un aspecto importante a considerar es la escala de uso de los modelos, desde mediciones puntuales o de promedios de mediciones en las parcelas hasta las regiones (Ogle *et al.*, 2010; González-Molina *et al.*, 2010a y b), donde generalmente al aumentar la escala de modelación (promedios de las escalas inferiores), la incertidumbre se reduce como efecto de sub y sobreestimaciones promediadas, sin que implique que las escalas de zonas o regiones tengan mejor precisión, solo un efecto de compensación. En términos de la CMNUCC, el IPCC (1997), Penman *et al.* (2003) y Ogle, Breidt y Paustian (2005) han utilizado factores de ajuste para estimar reducciones o incrementos en el COS, enfoque utilizado previamente en México (De Jong *et al.*, 2006, 2009 y 2010a). El uso de modelos como el RothC con relación al modelo de un solo almacén con ajustes (Eggleston *et al.*, 2006) puede producir diferencias significativas en las estimaciones (Falloon *et al.*, 2006).

Un requerimiento de los modelos de la dinámica del COS es el conocimiento de los almacenes en el tiempo inicial; es decir, las fracciones del COS_{inicial} asociadas a los diferentes almacenes, información que generalmente no está disponible, por lo que es necesario el desarrollo de esquemas de inicialización de los modelos para estimar estas fracciones (Foereid, Bellamy, Holden y Kirk, 2012; Dimassi *et al.*, 2018; FAO, 2020a), los cuales generalmente están asociados a la hipótesis de estado estacionario del COS_{inicial} (ganancias = pérdidas; dC/dt = 0). El no cumplimiento de la hipótesis de estado estacionario puede conducir a grandes errores en las estimaciones asociadas a acciones de mitigación (Sanderman y Baldock, 2010), aunque para los casos de condiciones de estado estacionario o

cercanas a él, se obtienen buenos resultados (Senapati *et al.*, 2013). En los enfoques de inicialización, dado el desconocimiento de los ingresos de C al suelo, estos son estimados del proceso de inicialización (Gottschalk *et al.*, 2012; Meersmans *et al.*, 2013; FAO, 2020a). De las diferentes fuentes de incertidumbre discutidas por Ludwig, Hu, Niu y Liu, (2010) del modelo RothC, la estimación de los ingresos es una de las principales, asociada a la hipótesis de estado estacionario supuesta. Aunque es posible realizar estimaciones razonablemente precisas de los ingresos de C a los suelos usando diferentes esquemas (Franko, 1997; Kuzyakov y Domanski, 2000; Bolinder, Janzen, Gregorich, Angers y VandenBygaart, 2001; Johnson, Allmaras y Reicosky, 2006; Poeplau, 2016; Pausch y Kuzyakov, 2018), aunque en México las estimaciones son fuertemente dependientes de la información disponible, principalmente a la escala local.

En el caso de México, escala nacional, la información disponible para parametrizar modelos de la dinámica del COS es solo el carbono orgánico total y la textura del suelo (Etchevers, 2013), lo que impone limitaciones en la implementación de modelos.

En este trabajo se revisa la estructura del modelo RothC y su uso en experimentos de corto y medio plazo (< 20 años) en México, analizando sus resultados e incertidumbres, para delimitar sus alcances, bajo las hipótesis definidas, para analizar las necesidades de información para su implementación a escala local y nacional. Al final se discute una posible ruta para mejorar las estimaciones bajo diferentes aproximaciones. Este trabajo presenta una compilación de las diferentes implementaciones del modelo RothC en México.

Modelo RothC

Para modelar la dinámica del carbono orgánico en los suelos existe una gran cantidad de modelos disponibles (Manzoni y Porporato, 2009), muchos de los cuales son de múltiples almacenes (virtuales) y de cinéticas lineales o de orden uno. El modelo más simple corresponde a un solo almacén (Hénin y Dupuis, 1945):

$$\frac{dC}{dt} = I - kC \quad (1)$$

y corresponde al esquema de la Figura 1, donde I son los ingresos al sistema y k es la tasa de cambio o descomposición de C .

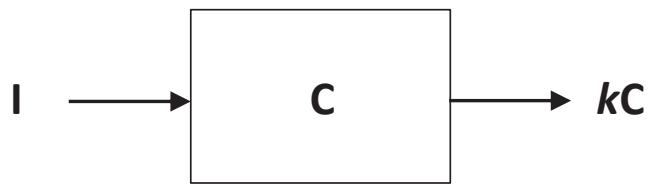


Figura 1. Representación de modelo lineal de un solo almacén (caja).

Figure 1. Linear model representation of a single stock (box).

El carbono orgánico de estado estacionario o C_{ee} está definido por:

$$\frac{dC}{dt} = 0 \Rightarrow C_{ee} = \frac{I}{k} \quad (2)$$

La solución de la ecuación (1), con la condición de frontera $C = C_0$ cuando $t = 0$, está definida por (Six y Jastrow, 2002):

$$C(t) = C_0 + (C_{ee} - C_0)[1 - \exp(-kt)] \quad (3)$$

Estructura y Parametrización del Modelo RothC

La versión inicial del Modelo RothC (Jenkinson y Rayner, 1977) tenía cinco almacenes: material de plantas descomponible (DPM, por sus siglas en inglés), material de plantas resistente (RPM), biomasa microbiana (BIO), materia orgánica físicamente estabilizada (POM) y materia orgánica químicamente estabilizada (COM), con tiempos medios (años) de residencia ($TMR = 1/k$) dados por: DPM (0.165 a), RPM (2.314 a), BIO (1.69 a), POM (49.54) y COM (1980 a). El almacén BIO es el único definido con técnicas de laboratorio (fumigación y extracción), los otros son de tipo virtual. Jenkinson, Hart, Rayner y Parry (1987) modificó el modelo al subdividir el almacén BIO en dos (posteriormente se desecharon esta opción por falta de datos para parametrizar los almacenes) e introdujeron el uso del almacén de materia orgánica inerte al ataque biológico (IOM, por sus siglas en inglés) como una solución arbitraria (*deus ex machina*) a la situación de encontrar discrepancias marcadas entre la edad medida por ^{14}C del COS y las obtenidas por el modelo.

La versión de Jenkinson (1990) es la base de la versión actual del modelo RothC, donde se definieron

los almacenes y sus TMR: DPM (0.1 a), RPM (3.3 a), BIO (1.5 a), HUM (50 a) y IOM (50 000 a), donde HUM es el almacén de materia orgánica humificada. La división del almacén BIO fue desechada por el problema de obtener información para definirla y parametrizarla.

La Figura 2 muestra la estructura del modelo RothC y el sistema de ecuaciones (4) define las relaciones matemáticas asociadas (Parshotam, Saggar, Tate y Parfitt, 2001b; Sierra, Müller y Trumbore, 2012).

Ecuaciones (4):

$$\frac{dDPM}{dt} = pI - k_{dpm}DPM$$

$$\frac{dRPM}{dt} = (1-p)I - k_{rpm}RPM$$

$$\frac{dBIO}{dt} = \alpha (k_{dpm}DPM + k_{rpm}RPM + k_{hum}HUM) - (1-\alpha)k_{bio}BIO$$

$$\frac{dHUM}{dt} = \beta(k_{rpm}RPM + k_{dpm}DPM + k_{bio}BIO) - (1-\beta)k_{hum}HUM$$

$$\frac{dIOM}{dt} = 0$$

El ingreso de C solo pasa una vez por los almacenes DPM y RPM y después es iterado entre los almacenes BIO y HUM, emitiendo CO₂. En el caso del ingreso de estiércol de granja, la partición del ingreso del carbono difiere: 49% es para DPM, 49% para RPM y 2% para HUM, por lo que el sistema de ecuaciones y estructura del modelo presentado debe modificarse para este caso.

Para parametrizar el modelo RothC es necesario conocer p , α , β y γ , lo cual puede realizarse de acuerdo a lo siguiente. El único parámetro no fijo en el modelo es p .

De acuerdo a Jenkinson (1990) y Coleman y Jenkinson (1996), los parámetros del modelo RothC pueden ser calculados del siguiente sistema de ecuaciones:

$$w = \frac{DPM}{RPM} = \frac{p}{1-p} \Rightarrow p = \frac{W}{1+W} \quad (5)$$

$$x = \frac{CO_2}{BIO + HUM} = \frac{\gamma}{\alpha + \beta} = 1.67[1.85 + 1.60 \exp(-0.0786Arc)] \Rightarrow \\ \gamma = \frac{x}{1+x} \quad y \quad (\alpha + \beta) = \frac{1}{1+x} \quad (6)$$

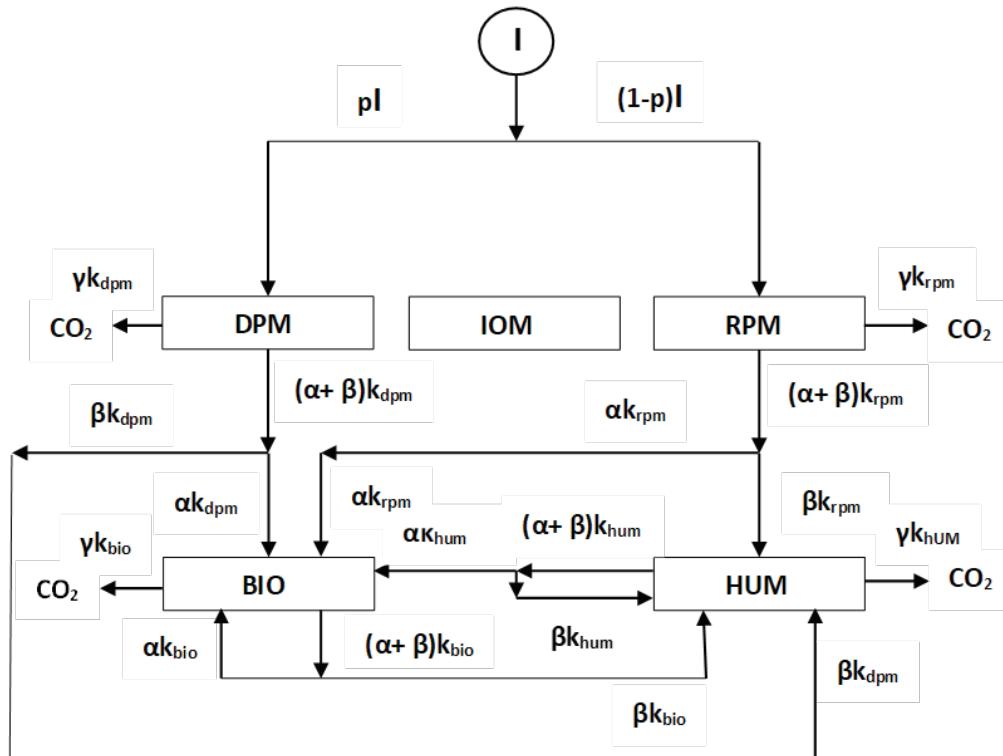


Figura 2. Estructura del modelo RothC de cinco almacenes.
Figure 2. Structure of the five-stock RothC model.

$$y = \frac{BIO}{HUM} = \frac{\alpha}{\beta} = 0.85 \Rightarrow \beta = \frac{(\alpha + \beta)}{1 + y} \quad y \quad \alpha = \frac{(\alpha + \beta)y}{1 + y} \quad (7)$$

donde: Arc es la fracción arcilla del suelo (%) y las relaciones x y y están fijas en el modelo. La relación w (DPM/RPM) debe definirse por el usuario para cada sistema de vegetación modelado ($w = 1.44$ para cultivos agrícolas y pastizales mejorados; $w = 0.67$ pastizales con árboles/arbustos dispersos; $w = 0.25$ para bosques, principalmente). El parámetro w generalmente es fijo en el modelo RothC, aunque, por ejemplo, Parshotam *et al.* (2001b) han ajustado este parámetro para obtener mejores resultados en experimentos agrícolas ($w > 1.44$). El uso de mediciones de ^{14}C para estimar IOM ha sido criticado (Shirato *et al.*, 2013).

El modelo RothC fue calibrado con base a los experimentos de largo plazo de Rothmsted, Inglaterra (Coleman y Jenkinson, 1996), por lo que las relaciones de parametrización son ajustadas a los valores de las condiciones locales en el sitio. Por ejemplo, el valor de x de la relación (6) usa el valor de 1.67 para obtener $x = 3.51$, para el valor de $Arc = 23.4\%$ de Rothamsted. Este ajuste también se aplica a las tasas de descomposición inicial (fijas) de los diferentes almacenes: $k_{\text{inicial,DPM}} = 10 \text{ a}^{-1}$, $k_{\text{inicial,RPM}} = 0.3 \text{ a}^{-1}$; $k_{\text{inicial,BIO}} = 0.66 \text{ a}^{-1}$ y $k_{\text{inicial,HUM}} = 0.02 \text{ a}^{-1}$. Las tasas k iniciales son modificadas multiplicativamente por efecto de la temperatura del aire (factor a), por el déficit de humedad del suelo (factor b) y cobertura de vegetación del suelo (factor c), todos los factores menores o iguales a 1.0 y mayores o iguales a 0.0:

$$k_{\text{almacén}} = (abc)k_{\text{inicial,almacén}} \quad (8)$$

Los valores de las tasas $k_{\text{almacén}}$ son las utilizadas en el sistema de ecuaciones (4), ajustadas para condiciones diferentes del sitio Rothamsted ($a = 1$, $b = 1$). El caso del factor c de la cobertura de vegetación del suelo adquiere el valor $c = 1$ para suelo cubierto con vegetación y $c = 0.6$ para suelo desnudo, de acuerdo con los análisis de Jenkinson (1977). Jenkinson (1990) y Coleman y Jenkinson (1996) muestran el algoritmo de estimación de los factores a y b para sitios fuera de Rothamsted.

Para la implementación del modelo RothC es crítico obtener valores precisos de la masa del suelo (sin fragmentos gruesos; $> 2 \text{ mm}$) de acuerdo con Jenkinson *et al.* (1999).

Simulaciones Inversas para Obtener el Ingreso de Carbono al Suelo

La estimación del ingreso de carbono al suelo (I) y la producción primaria neta (PPN = adiciones – remociones, donde I es parte del balance) ha sido estimada usando simulaciones inversas (10 000 años) usando datos del carbono orgánico total (TOC, por sus siglas en inglés) y su edad (^{14}C) con buenos resultados (Jenkinson, Harkness, Vance, Adams y Harrison, 1992; Jenkinson y Coleman, 1994; Jenkinson *et al.*, 1999), bajo la hipótesis de estado estacionario (C_{ee}) del TOC, donde el almacén BIO medido ha sido usado para analizar los resultados obtenidos (Jenkinson *et al.*, 1992). El parámetro w , variando de 0.5 a 0.67, muestra diferencias en las estimaciones de I entre 5 y 8% (Jenkinson *et al.*, 1999), por lo que no se considera crítico en estos ejercicios.

La inversión (simulaciones inversas) usa la convergencia de estimación del TOC y su edad para estimar de I e IOM.; aunque no hay un método para evaluar si la estimación de IOM es realista (Parshotam, 2001a). Bajo condiciones de estado estacionario, Parshotam (2001a) presenta una solución analítica para estimar I e IOM en términos de TOC medido y su ^{14}C .

El uso de ^{14}C para estimar IOM ha sido comparado con otras estrategias de estimación, mostrando discrepancias entre lo medido y lo modelado (Ludwig, Schulz, Rethemeyer, Merbach y Flessa, 2007; Shirato *et al.*, 2013). Sanderman, Baisden y Falloon (2016) han argumentado a favor de redefinir IOM, dadas las discrepancias en su definición como biológicamente inerte (condiciones aparentes en el sitio Rothamsted), ya que en otros sitios el IOM de experimentos de largo plazo muestra respuestas a la actividad biológica.

Con el uso de datos experimentales, incluido ^{14}C , de 28 tratamientos en estado estacionario, Falloon, Smith, Coleman y Marshall (1998) establecieron una relación entre IOM y TOC, en Mg C ha^{-1} :

$$IOM = 0.049TOC^{1.139} \quad (9)$$

lo que permite estimar IOM cuando no hay información de ^{14}C . No es aplicable a andosoles, suelos inundados y profundidades mayores de 30 cm (edad mayor del TOC a profundidad). La estimación de IOM no mejoró al usar el porcentaje de arcilla, tipo del suelo, pH, uso del suelo, ingreso anual, temperatura y precipitación medias.

Los límites, intervalo de confianza del 95%, de la ecuación de Falloon *et al.* (1998) están dados por (Falloon, Smith, Coleman y Marshall, 2000):

$$\text{Límite Inferior: } IOM = 0.01384TOC^{0.8156} \quad (10)$$

$$\text{Límite Superior: } IOM = 0.1733TOC^{1.4624} \quad (11)$$

No existe una guía para el uso de los límites de la estimación de IOM en las aplicaciones, solo se presentan como el intervalo donde deben caer las estimaciones.

Parshotam (2001a) enfatiza que la relación de Falloon *et al.* (1998) está mal planteada al relacionar almacenes conceptuales (virtuales) con datos medidos, en vez de establecer relaciones entre datos medidos solamente. Asimismo, Zimmermann, Leifeld, Schmidt, Smith y Fuhrer (2007) plantea que el uso de la relación es incorrecto en condiciones no de estado estacionario; aunque es práctica común asumir esta hipótesis, dado que en un suelo perturbado el TOC se reduce, mostrando valores de IOM mayores a los de estado estacionario. Al comparar diferentes esquemas para estimar IOM, Puhlmann, Kuka y Franko (2006) mostraron que la relación (9) fue la de mayor error en las estimaciones de TOC, a diferencia de los análisis realizados por Senapati *et al.* (2013) en pastizales en estado estacionario, donde los métodos de estimación de IOM dieron resultados con una diferencia de 1.6% entre los métodos usados. Lo anterior demuestra que el método de inicialización usado (hipótesis de estado estacionario) para estimar IOM repercute en las estimaciones de los modelos.

La estimación de I del modelo RothC usando simulaciones inversas (IOM estimado de la relación de Falloon *et al.*, 1998), en lo general, muestra malos resultados (Falloon y Smith, 2002), particularmente en relación a los cambios del TOC (Foereid *et al.*, 2012; Dimassi *et al.*, 2018). La estimación de I con el modelo RothC es la mayor fuente de incertidumbre (Falloon *et al.*, 2006). Una alternativa utilizada para reducir los errores de estimación es hacer una inicialización de doble paso: primero inicializar con simulaciones inversas para estimar I e IOM y después volver a inicializar usando el ajuste utilizando $(TOC_{\text{medido}} - IOM)/(TOC_{\text{simulado}} - IOM)$ para compensar la estimación inicial de I en función del TOC, suponiendo que el IOM también aporta (Smith *et al.*, 2005; FAO, 2020b).

Para revisar la hipótesis de estado estacionario del TOC inicial es necesario conocer la historia del uso del suelo del sitio, ya que una perturbación (CUS) puede afectar el estado estacionario de un sitio por varias décadas (Ludwig *et al.*, 2010), con estimaciones de tiempos para lograr el estado estacionario que van de 20 años (Eggleston *et al.*, 2006) a 50 años (Herbst *et al.*, 2018).

Parametrización Inicial de Almacenes del Modelo RothC

El planteamiento de modelar lo medible ha incentivado la búsqueda de métodos de laboratorio para estimar los almacenes virtuales del modelo RothC. El uso de fraccionamientos físico-químicos del TOC usando técnicas de laboratorio ha sido propuesto (Balesdent, 1996; Skjemstad, Spouncer, Cowie y Swift, 2004; Shirato y Yokozawa, 2006; Zimmermann *et al.*, 2007); aunque Poeplau *et al.* (2013) han argumentado que algunas técnicas de laboratorio utilizadas no están lo suficientemente estandarizadas para reproducir los resultados obtenidos.

Con el uso de tamizado y energía de ultrasonido para dispersar el suelo, Balesdent (1996) estableció una relación lineal entre el almacén RPM con el carbono orgánico asociado a la fracción arena ($> 50 \mu\text{m}$) del suelo, definiendo que los almacenes BIO, HUM e IOM están asociados a la fracción arcilla más limo ($< 50 \mu\text{m}$). Esto fue corroborado por Skjemstad *et al.* (2004). Zimmermann *et al.* (2007) estableció una relación para BIO/HUM con relativa poca variación y una relación para DPM/RPM con la temperatura promedio, con R^2 entre 0.76 y 0.78.

El establecimiento de relaciones entre los almacenes virtuales y los estimados en laboratorio permite relacionarlos, aunque esto no es suficiente, tal como lo ha señalado Smith, Smith, Monaghan y MacDonald (2002) que argumentan que las relaciones también deben incluir la dinámica (k) de los almacenes.

Weihermüller, Graf, Herbst y Vereecken (2013), Figura 3, definieron relaciones entre el contenido de arcilla del suelo y TOC con los almacenes virtuales del modelo RothC: RPM, HUM y BIO, usando IOM de Falloon *et al.* (1998), con buenos en los resultados. Herbst *et al.* (2018) han establecido valores fijos, y su variación, para HUM/TOC, RPM/TOC y RPM/HUM analizando un número grande de experimentos y con el uso de fraccionamiento físico en laboratorio.

Para valores bajos de arcilla, los resultados de Weihermüller *et al.* (2013) y Herbst *et al.* (2018) son comparables.

Puhlman *et al.* (2006) muestran diferentes enfoques para estimar IOM en función de fracciones de la masa del suelo.

Extensiones del Modelo RothC

El modelo RothC tiene un tiempo de paso mensual, modelo discreto, por lo que varios autores han extendido el modelo a una versión continua (Parshotam, 1996; Martin, Cordier, Balesdent y Arrouays, 2007; Diele, Marangi y Martiradonna, 2021).

El modelo RothC (Coleman y Jenkinson, 1996) solo considera un solo tipo de materia orgánica exógena (MOE), que es el estiércol de granja (farmyard manure), por lo que este modelo ha sido extendido para diferentes tipos de MOE (Mondini *et al.*, 2017).

El modelo RothC fue desarrollado para profundidad 0-23 cm (sitio Rothamsted), por lo que es válido para solo la profundidad de 0-30 cm. La extensión del modelo RothC a otras profundidades ha sido realizada por Jenkinson y Coleman (2008).

Dadas las restricciones de aplicación del modelo a suelos andosoles e inundados, Shirato, Hakamata y Taniyama (2004) ampliaron el modelo al caso de andosoles y Shirato y Yokozawa (2005) a suelo inundados (p.ej. arrozales). Shirato (2020) aplicó las extensiones del modelo a escala de países (Japón, China y Tailandia). Finalmente, Setia *et al.* (2011) extendieron el modelo RothC al caso de suelos salinos.

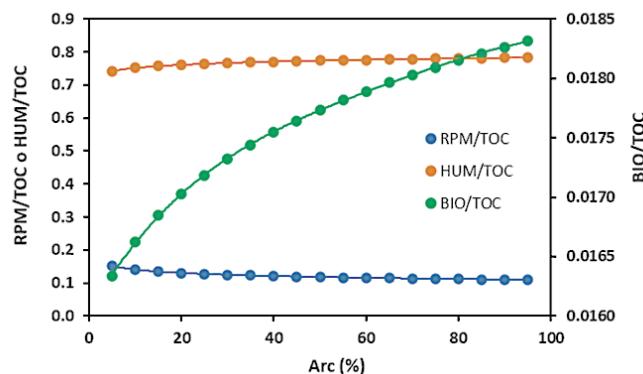


Figura 3. Relaciones de Weihermüller *et al.* (2013) para valor TOC = 100 Mg C ha⁻¹.

Figure 3. Relations of Weihermüller *et al.* (2013) for TOC value = 100 Mg C ha⁻¹.

MATERIALES Y MÉTODOS

Características Generales de los Sitios y Sistemas de Estudio

Las características generales y edafoclimáticas de las parcelas experimentales en los sitios, sistemas y regiones se presentan en el Cuadros 1 y 2. En la mayoría de las parcelas el muestreo de suelo se realizó en la profundidad de 0 a 30 cm y el porcentaje de arcilla estuvo entre 17 a 67%.

La información correspondió a bases de datos de corta o media duración (<20 años) en México excepto la de Villa Diego, Guanajuato, estación experimental donde se reportaron de 25 años. El desempeño se evaluó en los niveles de estudio (González-Molina *et al.*, 2011): parcela, sitio, sistema y región y con base en estos resultados se hicieron pruebas de simulaciones de los cambios de COS (TOC) en escenarios de CUS y sistemas de cultivo, como se hace referencia en el Cuadro 2.

Implementación del Modelo RothC

El modelo RothC-26.3 de Coleman y Jenkinson (1996) fue utilizado en las simulaciones. La IOM ($Mg\ ha^{-1}$) es obtenida de la ecuación de Falloon *et al.* (1998). Los parámetros de entrada incluyen temperatura del aire (°C), precipitación (mm) y evaporación (mm) promedios mensuales: TPM, PPM y EPM, respectivamente, contenido de arcilla (%), profundidad de muestreo del suelo (cm), entrada mensual ($Mg\ C\ ha^{-1}$) de residuos vegetales (RV) y abonos orgánicos (AO), información mensual de la cobertura del suelo, si el suelo está desnudo o con cobertura vegetal y la relación DPM/RPM que asume el modelo (Coleman y Jenkinson, 1996).

Procedimiento de Simulación del Modelo RothC

La simulación con el modelo RothC se hizo en las etapas de inicialización y simulación de escenarios (proyecciones a futuro). En la inicialización, se supuso, de acuerdo a la propuesta de Jenkinson *et al.* (1999) que el contenido de COS medido en los sistemas alcanza la condición de equilibrio. La condición de equilibrio se logra al ejecutar el RothC 10 000 años continuamente con la información de clima, suelo, relación DPM/RPM, IOM y entrada de C de los residuos vegetales (RV)

al suelo obtenidos por el modelo, en este proceso se determina la distribución de C de cada compartimento. En la etapa de simulación, el modelo se ejecutó con los contenidos C de cada compartimento, la información edafoclimática, la relación DPM/RPM y la información mensual del escenario de manejo que incluye: la entrada de C al suelo de RV, abono orgánico, y cobertura del suelo. Para determinar la tasa de cambio (TC) del COS (TOC) en el periodo de estudio de 40 años, se usó la expresión siguiente: $TC_{COS40\text{años}} = COS_{\text{año}_40} - COS_{\text{año}_00}$.

Desempeño del Modelo RothC en Parcelas, Sitios, Sistemas y Regiones

Condiciones de simulación. A nivel de parcela, se usaron los datos medidos del COS_{inicial} promedio de

las mediciones de COS en cada parcela (CIPAR) y el COS_{inicial} medido en cada punto de muestreo (CIPUN) de las parcelas y correspondieron a la Sierra Norte de Oaxaca. Para la evaluación de los niveles sitios y sistemas se usaron los CIPAR como indica el Cuadro 2. Los sistemas considerados fueron: agrícolas con residuos; agrícolas sin residuos; forestales; praderas; y agostaderos. En el nivel regional, se evaluaron tres regiones de la Sierra Norte de Oaxaca con laderas cuya pendiente fue mayor a 30%: Mazateca, Cuicateca y Mixe, en este nivel de estudio, se uso el método Eggleston *et al.* (2006) y el RothC con información parcial del método IPCC. El escenario con el RothC, en las regiones se simuló para un periodo de 20 años (1980-2000) bajo el supuesto que la vegetación IPCC 1980 con la cual se inicializa el modelo (Serie I del

Cuadro 1. Características generales de los sitios experimentales.
Table 1. General characteristics of the experimental sites.

Sitios/total localidades	Latitud norte	Longitud oeste	Altitud m	TMA [†] °C	PMA [†] mm	Suelo [‡]
Batán, México/1.	19° 31'	98° 50'	2259	15	634	Feozem
Linares, N. L./1	24° 47'	99° 32'	350	19	763	Vertisol y Regosol
Cuicateca, Oaxaca/2	17° 51'	96° 51'	1700-2200	14	1038	Ferralsol
Mazateca, Oaxaca/2	18° 09'	96° 54'	1380-1910	14	1440	Ferralsol
Mixe, Oaxaca/1.	17° 01'	96° 53'	1500-2000	16	2583	Ferralsol
Atécuaro, Michoacán/11	19° 30'	101° 09'	2048	16	824	Andosol
Tlaxcala/1	19° 28'	98° 19'	2540	14	769	Acrisol
Zaachila, Oaxaca/1	16° 54'	96° 46'	1940	20	744	Tepetate
La Huerta, Jalisco/1	19° 31'	134° 32'	298	23	1285	Regosol eútrico
Cuitzeo, Michoacán/4*	19° 59'	101° 00'	1840	19	637	Feozem háplico
Celaya, Guanajuato/2	20° 31'-20° 23'	100° 48'-101° 11'	1749	19	631	Vertisol
Coatlinchan, Edo. México/1	19° 17'	98° 53'	2250	12-18	645	Feozem
Perote, Veracruz/1	19° 40'	97° 10'	2335	13	499	Andosol ócrico
Perote, Veracruz/1	19° 26'	97° 11'	1571	10	1695	Andosol ócrico
Tlaxcala/1	19° 47'	98° 36'	2500	13	675	Feozem aplico
México-Hidalgo/1	19° 43'	99° 19'	2107	13	652	Litosol
Santa Fe, Veracruz/1	19° 11'	96° 31'	230	24	1036	Vertisol pélico

[†] TMA = temperatura media anual; PMA = precipitación media anual. [‡] (FAO-ISRIC-ISSS, 1998).

^{*} TMA = mean annual temperature; PMA= average annual precipitation. [‡] (FAO-ISRIC-ISSS, 1998).

INEGI, 1985) empezó a cambiar en el año de 1980 a otro tipo de uso de vegetación IPCC 2000 (Serie III del INEGI, 2002), al considerar que la fecha de elaboración de los mapas analizados considera intervalos de tiempo diferentes a su fecha de publicación. Los polígonos de

cambio de uso de suelo y vegetación se generaron al unir la capa de vegetación y suelo del IPCC 1980 con la capa de vegetación del IPCC 2000. Las simulaciones se hicieron para cada polígono de cambio de uso de suelo y vegetación, por ejemplo, para el escenario

Cuadro 2. Información del manejo del suelo y sistemas en los sitios y sistemas de estudio.

Table 2. Information on soil management and systems in the study sites and systems.

Sitios	Manejo del suelo [†] /cultivos	Referencia/nivel de estudio [‡] /escenarios [§]
Batán, México	LZ; LC; manejo de residuos; R/maíz, trigo	Fuentes <i>et al.</i> , 2009/1 y 2
Linares, N. L.	LT/maíz, sorgo, zacate buffel, arbustos espinosos	Pando-Moreno, Jurado, Manzano y Estrada, 2004/1 y 2
Cuicateca, Oaxaca	LT; LC; MIAF/maíz, durazno	Acosta, 2003 [¶] ; González-Molina, Etchevers y Hidalgo, 2008/1, 2 y 3
Mazateca, Oaxaca	LT; LC; MIAF/maíz, durazno, BL, BA	Acosta, 2003 [¶] ; González-Molina <i>et al.</i> , 2008/1, 2, 3
Mixe, Oaxaca	LT; LC; MIAF/maíz, café, acahuales	Acosta, 2003 [¶] ; González-Molina <i>et al.</i> , 2008/1, 2, 3
Atécuaro, Michoacán	T; TM; O; año y vez/maíz, B-P-E	Covaleda, 2008 ; González-Molina <i>et al.</i> , 2008/1, 2, 3
Tlaxcala	T; TM; con cultivos asociados; O; TR y O/maíz	Covaleda, 2008 ; González-Molina <i>et al.</i> , 2008/1, 2, 3
Zaachila, Oaxaca	LT, MUL, HIG/maíz, calabaza, higuerilla	González-Molina, Moreno, Krishnamurty, Baéz y Acosta, 2012/1, 2
La Huerta, Jalisco	Plantaciones de especies forestales tropicales con manejo y sin manejo de hierbas y arbusto	González-Molina, Acosta, Carrillo y Rueda, 2018/1, 2
Loc. Michoacán	LC; R/maíz, sorgo, trigo y leguminosas (haba)	González-Molina, Moreno y Báez, 2017/1, 2
Loc. Guanajuato	LC; R/maíz, sorgo, trigo y leguminosas (haba)	González-Molina <i>et al.</i> , 2017/1, 2
Coatlinchán, Edo. México	LT/quinua, amaranto	González-Molina, <i>et al.</i> , 2020/ escenarios
Perote, Veracruz	LT+riego (LT-R); LC+riego (LC-R); LT+temporal; (LT-T); LC+temporal; (LC-T)/maíz	González-Molina, Acosta, Carrillo, Báez y González, 2014/ escenarios
Perote, Veracruz	LT-R, LT-T, LT-R, LT-T/maíz	González- Molina <i>et al.</i> , 2014/ escenarios
Tlaxcala	LT-R, LT-T), (LT-R), (LT-T/maíz)	González- Molina <i>et al.</i> , 2014/ escenarios
México-Hidalgo	LT-R, LT-T, LT-R, LT-T/maíz	González- Molina <i>et al.</i> , 2014/ escenarios
Santa Fe, Veracruz	LT-R, LT-T, LT-R, LT-T/maíz	González- Molina <i>et al.</i> , 2014/ escenarios

[†] LZ = labranza cero; LC = labranza de conservación; LT = labranza tradicional; MIAF = milpa intercalada con árboles frutales; BL = bosque de Liquidambar; BA = bosque de aile; R = rotaciones; T = tradicional sin descanso; TM = tradicional mejorado; O = manejo orgánico; TR = tepetate roturado; B-P-E = bosque de pino encino; MUL = multiestrato; HIG = monocultivo de higuerilla. [‡] Nivel de estudio: 1 = sitio, 2 = parcela-sistema, 3 = regional. [§] Escenarios = escenarios de simulación de cambios de COS.

[¶] LZ = zero tillage; LC = 1 conservation embrace; LT = traditional tillage; MIAF = milpa interspersed with fruit trees; BL = Liquidambar forest; BA = aile forest; R = rotations; T = traditional without rest; TM = enhanced traditional; O = organic management; TR = broken tepetate; B-P-E = pine-oak forest; MUL = multilayer; HIG = castor monoculture. ^{||} Study level: 1 = site, 2 = plot-system, 3 = regional. [§] Scenarios = COS change simulation scenarios.

¹ Acosta Mireles, M. (2003). Diseño y aplicación de un método para medir los almacenes de carbono en sistemas con vegetación forestal y agrícolas de ladera en México. Tesis de Doctorado en Ciencias. Colegio de Posgraduados. Montecillos, México. 135 p.

² Covaleda-Ocon, S. (2008). Influencia de diferentes impactos antrópicos en la dinámica del carbono y la fertilidad de los suelos volcánicos mexicanos implicaciones sobre el secuestro de carbono. Tesis doctoral. Universidad de Valladolid. Escuela Técnica Superior de Ingenierías Agrarias. Departamento de Ciencias Forestales. Palencia, España. 352 p.

de predicción del cambio de uso de suelo de agrícola (1980) a pastizal (2000), se usaron los archivos de clima, suelo y de manejo de suelo, la MOI y relación MVD/MVR del uso agrícola y del pastizal.

Datos de entrada. En las parcelas, sitios y sistemas, la información climática (TPM, PPM y EPM) se obtuvo del periodo 1951-2017 de la base de datos Extractor Rápido de Información Climatológica (ERIC) (IMTA, 2000), de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA, 2011) y de las estaciones climáticas de sitios experimentales. El COS se midió en las parcelas y con este se obtuvo la MOI (materia orgánica inerte) mediante la ecuación de Falloon *et al.* (1998), la relación DPM/RPM (parámetro del modelo RothC) fue la que se recomienda en la documentación del modelo RothC por defecto. En la etapa de predicción, el modelo se ejecutó considerando los parámetros siguientes: contenidos C de cada compartimento, obtenidos de la etapa de inicialización, la información edafoclimática, la relación DPM/RPM y la información mensual del escenario de manejo que incluye: la entrada de C al suelo de los RV y abono orgánico ($Mg\ ha^{-1}$), así como los meses que el suelo presenta cobertura vegetal. En las regiones, los datos de clima fueron del periodo 1951-2000 (los disponibles) y se obtuvieron de la base de datos del ERIC. El COS inicial fueron los valores promedio de las categorías de vegetación PICC (IPCC) obtenidos a partir de las mediciones realizadas en sistemas agrícolas y forestales de ladera en las mismas regiones por Acosta (2003¹), González-Molina *et al.* (2008) y por Figueroa-Navarro, Etchevers, Velázquez y Acosta (2005) donde no hubo valores, se usaron los valores de COS generados por el inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero 1990-2000 de SEMARNAT e INE. El carbono de RV ($Mg\ ha^{-1}$) fue generado por el modelo al correrlo de manera inversa usando el COS_{inicial} y datos de clima y suelo. La cobertura vegetal para cada categoría IPCC fue de 12 meses en los bosques y pastizales y de 8 meses en suelos agrícolas. El COS se estimó como el producto de la superficie del polígono cambio de uso de suelo y vegetación (ha) y el COS ($Mg\ ha^{-1}$) obtenido del escenario de predicción correspondiente (mapas de uso del suelo). El contenido de arcilla (%), se consideró el promedio de los horizontes Ap y A. En la región Mazateca fue de 34.5%; en la Cuicateca de 17% y en la Mixe de 36.5%.

Aplicación del RothC en Escenarios de Cambio de Uso de Suelo y Sistemas de Cultivo

Con base en los resultados del desempeño del RothC, para estimar los cambios de COS, se ejecutaron los escenarios con diferentes CUS y sistemas de cultivo, siguientes:

Sistemas agroforestales con higuerilla. En el CUS del sistema tradicional asociación maíz calabaza (TMC) considerado como línea base a sistemas agroforestales con higuerilla (*Ricinus communis*), las simulaciones del COS se llevaron a cabo a la profundidad de suelo 0-40 cm, en el periodo de 1980-2040. Los sistemas se integraron de los cultivos, como sigue: (1) tradicional asociación maíz calabaza (TMC); (2) multiestrato (MUL), donde los cultivos de higuerilla, calabaza y maíz, se alternan en hileras; (3) monocultivo de higuerilla con una edad de 24 meses (HIG); y (4) callejones (CALL), se establecieron dos hileras de maíz por una de higuerilla.

Labranza de conservación en vertisoles. En el CUS del sistema de LT a sistemas LC en suelos vertisoles, las parcelas se establecieron en terrenos planos, con pendientes menores al 1% y con disponibilidad de riego y se manejaron los cultivos de maíz, sorgo, trigo y leguminosa (haba, frijol o garbanzo) en rotaciones gramínea-gramínea y gramínea-leguminosa. El maíz y sorgo se establecieron en el ciclo agrícola primavera-verano, mientras que el trigo y leguminosas en el ciclo otoño-invierno. El sistema de LC consistió en incorporar de 30 a 100% de los RV de cosecha de los cultivos establecidos y en hacer una remoción mínima del suelo. A los RV se le sumó el C aportado por rizodeposición (RI), esta se determinó como una proporción de la materia seca total medida (MST), de acuerdo con Kuzyakov y Domansky (2000), quienes indican que en los cereales es del 20 al 30% del total de C asimilado en la fotosíntesis. Con estas consideraciones se probaron escenarios que incluyeron diferentes aportes entradas por RI, dentro del rango de 10 a 50% de la MST.

Especies tropicales arbóreas. En el CUS de LT a plantación de especies tropicales arbóreas, las plantaciones forestales tuvieron los manejos: con manejo de hierbas y arbustos; y sin manejo de estas. Se establecieron las seis más comunes en este tipo de vegetación debido a su mayor supervivencia: Rosa

morada (*Tabebuia rosea* (Bertol) DC), Teca (*Tectona grandis* L.), Melina (*Gmelina arborea* Roxb.) y Parota (*Enterolobium cyclocarpum* (Jacq.) Griseb.). Estas se evaluaron a los 15 años de edad y el C aportado por los RV fue medido en la biomasa de arbustos, hierbas, hojarasca y raíces y en el caso del sistema forestal con manejo solo se midió en las raíces.

Sistemas con labranza. En el CUS de vegetación secundaria a sistemas con labranza de conservación, los escenarios se realizaron en un periodo de 40 años (2014-2053) a partir de mediciones puntuales en los sitios de estudio y se integraron con los contenidos de C de los compartimentos activos de la vegetación secundaria e información del manejo del suelo de los sistemas de labranza. Los sistemas de labranza a simular con el RothC fueron la labranza tradicional (LT) así como de labranza de conservación (LC), en condiciones de temporal (LT-T, LC-T) o de riego (LT-T, LC-R).

Sistemas con quinua y amaranto. En el Campo Experimental Valle de México de INIFAP se estableció el cultivo de dos variedades de quinua (Amarilla de Maranganí y Blanca) y tres variedades de amaranto (Nutrisol, Revancha y Benito). En ambos cultivos, se simularon escenarios en períodos de tiempo de mayores de 20 años. En quinua los escenarios incluyeron los sistemas: monocultivo de quinua y rotación anual quinua-maíz, con tres entradas de RV al suelo: (i) 60% de la MST; (ii) 70% de la MST; y (iii) 80% de la MST. Despues de evaluar el desempeño del RothC con estas entradas de quinua, se realizaron varias pruebas para estimar las tasas de cambio del COS. En el monocultivo de maíz se consideró un aporte del 40% de la MST. En el cultivo de amaranto se hicieron las simulaciones en las tres variedades con un aporte de C al suelo por RV equivalente al 80% de la MST medida.

Datos de entrada. En los escenarios analizados, la información edafoclimática se obtuvo similarmente como en el apartado de desempeño del RothC; sin embargo, en la estimación de los cambios de COS para evitar la diferencias en la masa del suelo debido a prácticas de manejo, al comparar las cantidades de COS, se usó la masa equivalente de suelo (MSE) conforme las ecuaciones de Ellert y Bettany (1995): $T_{add} = (M_{suelo, equiv} - M_{suelo, superficial})/b$, donde: T_{add} = espesor adicional de la capa subsuperficial, necesario para obtener la MES; $M_{suelo, equiv}$ = MES, es la masa de suelo con mayor peso ($Mg\ ha^{-1}$); $M_{suelo, superficial}$ = masa de suelo

en la capa superficial u horizonte genético ($Mg\ ha^{-1}$), b =densidad aparente de la capa subsuperficial ($Mg\ m^{-3}$). También se obtuvo la masa de C equivalente: $M_{carbono, equiv} = M_{carbono, superficial} + M_{carbono, Tadd}$, donde: $M_{carbono, equiv}$ = masa de C por unidad de área en una MSE ($Mg\ ha^{-1}$); $M_{carbono, superficial}$ = la masa de C en la capa superficial del suelo ($Mg\ ha^{-1}$); y $M_{carbono, Tadd}$ = la masa de C adicional en la capa subsuperficial del suelo ($Mg\ ha^{-1}$).

Criterios de Evaluación del Desempeño del Modelo RothC

Para evaluar el desempeño del modelo RothC, se utilizaron los siguientes criterios: coeficiente de correlación (r), la raíz cuadrada del cuadrado medio del error (RCME) (%) y la eficiencia del modelo (EF) expresada por Smith *et al.* (1997). El valor de RCME va de 0 a ∞ , r de 0 a 1 y EF de $-\infty$ a 1.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Desempeño del Modelo RothC

En el nivel de parcela. Los valores de RCME, EF y r , indicaron un desempeño ligeramente mejor para las simulaciones con el uso de CIPUN, lo que mostro que pueden usarse los valores promedio para reducir el número de simulaciones.

En los sitios, sistemas y regiones. Los valores de r , indicaron alto grado de asociación, la excepción fueron los agostaderos ($r = 0.24$); los valores de RCME estuvieron entre 0.07 y 0.43, los valores más altos se registraron en los sistemas agrícolas menos residuos y agostaderos. En lo referente a la eficiencia del modelo, según el criterio de Ludwig *et al.* (2010) que indica insatisfactoria ($EF \leq 0$), satisfactoria ($0 < EF < 0.7$) y buena ($EF \geq 0.7$), se resalta que fue insatisfactoria en el sitio el Batán y sistema de agostaderos; satisfactoria a nivel de parcela (CIPUN y CIPAR), Sierra Norte de Oaxaca, La Huerta Jalisco y los sistemas agrícolas más residuos y praderas; y buena en los sitios Linares Nuevo León, Atécuaro, Michoacán, Zachila, Oaxaca, Santiago Tlalpan, Tlaxcala, en las localidades de Guanajuato y Michoacán con suelo vertisol, en los sistemas agrícolas menos residuos, forestales y en las simulaciones de las tres regiones, Mazateca, Cuicateca y Mixe, donde la variabilidad espacial del COS es alta (Vergara-Sánchez, Etchevers y Vargas, 2004). Los valores bajos de r y EF y

alto para RCME en los agostaderos se pueden explicar porque en México estos sistemas son complejos y con mayor variabilidad espacial de COS debido a que la vegetación y el suelo son más heterogéneos y las condiciones climáticas son variables (Melgoza, 2006), por otra parte el RothC se desarrolló y parametrizó para modelar cambios de COS en cultivos de experimentos de larga duración, en años más recientes se ha usado en bosques y pastizales (Coleman *et al.*, 1997; Falloon *et al.*, 1998; entre otros) y en sistemas agroforestales (Kaonga y Coleman, 2008), pero para agostaderos (generalmente con predominio de matorrales) no se ha reportado su aplicación. La EF del modelo fue insatisfactoria del Batán donde se establecieron sistemas de labranza, de acuerdo con Liu, Chan y Conyers (2009) es necesario mejorar la amplitud del RothC para estos sistemas de labranza ya que se deben considerar factores de pérdida de COS como la erosión del suelo (Senapati *et al.*, 2014) y de RV que se dejan en la superficie del suelo y se pueden perder antes de entrar al suelo para formar parte del COS (Liu *et al.*, 2009). En el caso de los valores altos de RCME de los sistemas agrícolas menos residuos, que incluyen los sistemas con LT, puede explicarse debido a que unas bases de datos tienen más dificultades para modelar que otras (Smith *et al.*, 1997). Guo *et al.* (2007) señalan que para evaluar el desempeño de un modelo se deben considerar varios factores, entre los que resalta la precisión de los datos analíticos que puede ser afectada por errores en el laboratorio o en el muestreo, como en el caso de Oaxaca, donde se encontró que el C asociado a la fracción mineral fue sobreestimado en un 17% (González-Molina *et al.*, 2008) debido a la presencia de residuos orgánicos (raíces) que fueron removidos después de una segunda limpieza.

En el nivel regional bajo sistemas de ladera. Los valores de COS modelados con el RothC y con información del IPCC (Eggleston *et al.*, 2006) y los obtenidos con el método IPCC (Eggleston *et al.*, 2006), mostraron alto grado de asociación ($r = 0.98\text{-}1.0$), bajos valores de RCME (0.7-0.9) y altos de EF (0.98-0.99). El COS secuestrado predicho por RothC y estimado con el método IPCC, en el periodo de 1980-2000, en orden de mayor a menor fueron los siguientes: Mixe (3404 y 3379 Gg ha) > Mazateca (1962 y 2821 Gg) > Cuicateca (1040 y 998 Gg) y correspondió a la precipitación (mm) y contenido de arcilla (%) registrado en las regiones: > 2000 y 36.5% (Mixe); 1500-2000 34.5 (Mazateca); y 500-700 y 17 (Cuicateca) (Cuadro 3).

Aplicación del RothC en Escenarios de Cambio de Uso de Suelo y Sistemas de Cultivo

Sistemas agroforestales con higuerilla. Los cambios del COS simulados con el RothC después del CUS de sistema TMC a los sistemas con higuerilla entre 1980 y 2040 tuvieron el siguiente orden: HIG>MUL>CALL>TMC, resultados que fueron similares a los reportados por Nair, Kumar y Nair (2009): forestales>agroforestales>plantaciones de árboles>cultivos.

Especies tropicales arbóreas. La tasa de cambio del COS ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) después de 40 años de simulación de CUS de LT a plantaciones con especies forestales tropicales sin manejo fue mayor y positiva, entre 0.2 y 0.7, mientras que en las plantaciones con manejo fue de -0.2 a 0.3 y por especie forestal de mayor a menor, fue el siguiente: Parota, sin manejo de hierbas y arbustos (SM) (0.7); Melina, con manejo de hierbas y arbustos (CM) (0.3); Rosa morada (SM) (0.2); Rosa morada (CM) (-0.2); y Teca (CM) (0.2). Según Masera, Ordóñez, y Dirzo (1997), cuando se mantiene la cobertura forestal o se renueva en sucesivas rotaciones; es decir, sin sobreexplotación, se crea un sumidero de carbono que puede ser estable en el tiempo. En el caso de Parota que tuvo mayor COS puede explicarse, de acuerdo con Mooney (1972), porque es una leguminosa que mantiene relaciones simbióticas con microorganismos del suelo, fija nitrógeno en sus raíces, su tasa fotosintética aumenta, lo que permite mayor acumulación de C en sus órganos.

Labranza de conservación en vertisoles. En el CUS del sistema de LT a sistemas de LC en vertisoles, la entrada de C al suelo: $ET3 = SB + (0.18 * TB)$ fue la mejor prueba para simular los cambios con el RothC y correspondió a lo reportado por Kuzyakov y Domansky (2000). Las localidades de Michoacán y Guanajuato estuvieron en los rangos de 0.9-1.2 y 1.4 a 2.6 ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), resultados que estuvieron en el rango de secuestro de SOC medido por Follett, Castellanos, y Buenger (2005) en Celaya, México, donde reportaron una tasa de 0.3 a 2.8 ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), bajo condiciones similares a las del estudio: vertisoles, LC, experimento a corta duración (5 años) y rotación de cultivos (maíz de trigo y habas de trigo) - Maíz y frijoles en verano y frijoles en invierno). En el estudio considerando que los cambios de SOC más estables sucedieron después de 45 años, estos fueron similares a los del estudio de West y Post (2002) en experimentos

agrícolas de larga duración en distintos sitios a nivel mundial, ellos indicaron que después de un cambio de LT a labranza cero, el suelo alcanzó un nuevo equilibrio después de 40 a 60 años.

Sistemas con labranza. En el caso del CUS de la vegetación secundaria a los sistemas de labranza, el COS almacenado, sólo presentó cambios cuando las simulaciones se efectuaron con LC-R y LC-T y en Perote, Tlaxcala e Hidalgo y el Estado de México (0.1 a 0.8 Mg ha⁻¹ año⁻¹), en el caso de la SBC en los escenarios con LC y LT se obtuvieron pérdidas de COS. Estos resultados estuvieron dentro de lo reportado a escala mundial de 0.02 a 0.76 Mg ha⁻¹ año⁻¹ para

el caso de sistemas que adoptan sistemas de manejo mejorado (Lal, 2000). Con respecto a las pérdidas de C que se obtuvieron en el CUS de SBC a sistemas de labranza (-1.9 a -2.3) pueden explicarse porque la entrada de RV_{RothC} en este tipo de vegetación fue alto (17 Mg ha⁻¹ año⁻¹) comparado con las entradas de C de los sistemas de labranza (1.7-4.5 Mg ha⁻¹ año⁻¹) (Cuadro 4).

Sistemas con quinua. Los cambios de COS simulados por el RothC en el periodo de 40 años indicaron secuestro de COS (0.02-0.07 Mg C ha⁻¹ año⁻¹) en los monocultivos de las quinuas A. de Maranganí y Blanca con RV = 80% MST y pérdidas en el monocultivo

Cuadro 3. Estadísticos que describen desempeño del RothC en los niveles de parcela, sitio, sistema y región en México.
Table 3. Statistics describing RothC performance at the plot, site, system, and region levels in Mexico.

Estadísticos [†]	n	r	RCME	EF
Parcelas				
Sierra Norte, Oaxaca CIPUN [‡]	27	0.87	0.24	0.68
Sierra Norte, Oaxaca CPAR [‡]	27	0.75	0.29	0.50
Sitios				
Batán, México	48	0.76	0.19	-0.60
Linares, N. L.	61	0.88	0.32	0.76
S. Tlalpan, Tlaxcala	15	0.98	0.10	0.93
Atecuario, Michoacán	24	0.95	0.11	0.89
Sierra Norte, Oaxaca	27	0.90	0.37	0.53
Zachila, Oaxaca	6	1.00	0.11	0.89
La Huerta, Jalisco	5	0.77	0.10	0.56
Localidades de Michoacán y Guanajuato	16	0.87	0.09	0.84
Sistemas				
Agrícolas+R	71	0.95	0.36	0.69
Agrícolas-R	65	0.97	0.43	0.84
Forestales	24	0.93	0.31	0.81
Agostadero	34	0.24	0.40	-0.16
Pradera	9	0.81	0.18	0.31
Regiones				
Mazateca	7	0.99	0.09	0.98
Cuicateca	7	0.98	0.08	0.95
Mixe	12	1	0.07	0.99

[†] n= número de pares de datos de COS simulado y observado; r = coeficiente de correlación; RCME = raíz del cuadrado medio del error; EF=eficiencia del modelo. [‡] CIPUN = COS inicial simulado por punto de muestreo; CIPAR = COS inicial promedio simulado por parcela.

[†] n= number of simulated and observed SOC data pairs; r = correlation coefficient; RCME = root mean square error; EF=model efficiency. [‡] CIPUN = simulated initial COS per sampling point; CIPAR = simulated average initial COS per plot.

Cuadro 4. Escenarios de cambio de uso de suelo y tasa de cambios de COS, después de 40 años en diferentes sitios y sistemas de México.
Table 4. Land use change scenarios and SOC rate of change, after 40 years in different sites and systems in Mexico.

Sitios	Escenarios de cambio de uso de suelo [†] (tasa de cambios de COS simulado)
Santa María Roalo, Oaxaca	TMC a: TMC (0.0); CALL (0.2); MUL (0.3); e HIG (0.5)
La Huerta, Jalisco	LT a: Melina CM (0.3); Teca CM (-0.2); Rosa morada CM (-0.2); Parota SM (0.7); y Rosa morada SM (0.2)
Loc. Michoacán	LT a-LC (0.1-1.2)
Loc. Guanajuato	LT a LC (1.4-2.6)
Perote, Veracruz	BPVSA a: LT-R (-0.5); LC-R (0.8); y LC-T (0.2)
Perote, Veracruz	BPVSA a: LC-R (0.4)
Tlaxcala	BQVSA a: LC-R (0.1)
Hidalgo	BQSA a: LC-R (0.8)
Hidalgo	LC-T (0.1)
Santa Fe, Veracruz	SBC a LT-T(-2.3); y LC-T (-1.9)

[†] TMC = tradicional asociación maíz-calabaza; CALL = callejones dos hileras de maíz por una de higuerilla; MUL = multistratos; HIG = monocultivo de higuerilla; SM = sin manejo de hierbas y arbusto; CM = con manejo de hierbas y arbustos; LT = labranza tradicional; LC = labranza de conservación; BPVSA = bosque de pino, vegetación secundaria arbórea; BPVSA = bosque de pino, vegetación secundaria arbustiva; BQVSA = bosque de encino, vegetación secundaria arbórea; BQSA = bosque de encino, vegetación secundaria arbórea; SBC = selva baja caducifolia; LT-R o T = labranza tradicional bajo riego o temporal; LC-R o T = labranza de conservación bajo riego o temporal.

[†] TMC = traditional corn-squash association; CALL = alleys two rows of corn by one of castor; MUL = multistrata; HIG = castor oil monoculture; SM = no herb and shrub management; CM = with herb and shrub management; LT = traditional tillage; LC = conservation tillage; BPVSA = pine forest, secondary tree vegetation; GLPSA = pine forest, shrubby secondary vegetation; BQVSA = oak forest, secondary tree vegetation; BQSA = oak forest, secondary tree vegetation; SBC = low deciduous forest; LT-R or T = traditional tillage under irrigation or temporary; LC-R or T = conservation tillage under irrigation or temporary.

de maíz y en las rotaciones de quinua-maíz (-0.02 a -0.14 a). Las entradas de C al suelo por los RV medidos en las quinuas tuvieron relación lineal con las tasas de secuestro (Cuadro 5), similarmente a lo encontrado por Wang, Zhang, Sun, Li, y Han (2017) quienes, a nivel global en cereales con diferentes entradas de C al suelo, tuvieron una correlación alta con los cambios del COS.

Sistemas con amaranto. La variedad Nutrisol bajo cultivo continuo presentó secuestro de COS, seguida de Revancha, mientras que Benito presentó ligera pérdida de COS. El secuestro de COS tuvo correspondencia con su aporte de RV al suelo con 8.0, 4.7 y 4.3 para las variedades Nutrisol, Revancha y Benito con 0.38, 0.08 y -0.01 Mg ha⁻¹ año⁻¹, respectivamente Nuestros resultados de COS secuestrado se ubicaron en los valores reportados por Lal (2000) a escala mundial de 0.02 a 0.76 Mg ha⁻¹ año⁻¹, para el caso de sistemas agrícolas que adoptan un manejo o práctica al suelo mejorada.

Discusión General

Con el uso de datos puntuales (p. ej. perfiles de suelos, Paz-Pellat *et al.*, 2019) a nivel de parcelas, la Figura 4 muestra los resultados del uso del Modelo RothC, donde los resultados son imprecisos (R^2 alrededor de 0.5) y siguen patrones asociados al uso de modelos de la dinámica del COS, tal como el modelo CENTURY (Ogle, Breidt, Easter, Williams y Paustian, 2007), donde se sobreestima para el caso de valores grandes del COS y se subestima para el caso de valores pequeños del COS.

Para el caso de datos de promedios de múltiples puntos de muestreo, la Figura 5 muestra los resultados obtenidos de la implementación del modelo RothC. Estos resultados, generalmente asociados al proceso de inicialización con simulaciones inversas suponiendo estado estacionario, muestran patrones (subestimaciones) de estimaciones menores del COS congruentes con las observadas (Foereid *et al.*, 2012).

Cuadro 5. Cambios de COS, después de 40 años de CUS en sistemas con quinua y amaranto.

Table 5. Changes in SOC, after 40 years of CUS in systems with quinoa and amaranth.

Cultivo/ variedad	Manejo del cultivo (Tasa de cambio de COS _{simulados})
Quinua/A. de Maranganí	Monocultivo quinua (0.07); rotación quinua-maíz (-0.02) y monocultivo maíz (-0.14)
Quinua/ Blanca	Monocultivo quinua (0.02); rotación quinua-maíz (-0.05); y mono maíz (-0.14)
Amaranto	Monocultivo: Nutrisol (0.38); Revancha (0.08); y Benito (-0.01)

Los resultados discutidos plantean problemas en la inicialización del modelo RothC, en donde, las hipótesis de estado estacionario y estimación del IOM, son los factores más críticos para su uso, por lo que es necesario ponderar estas fuentes de error usando una parametrización inicial de los almacenes del COS inicial (Herbst *et al.*, 2018; Weihermüller *et al.*, 2013).

El uso de simulaciones inversas, estado estacionario o no, son difíciles de calibrar por el problema de equifinalidad (Taghizadeh-Toosi *et al.*, 2014), donde se presentan múltiples trayectorias generadas por los modelos que conducen al mismo punto de convergencia (Caruso, De Vries, Bardgett y Lehmann, 2018). La equifinalidad (Burton, 1939; Beven y Freer, 2001) se refiere a la existencia de muchas estructuras de modelos o de muchos conjuntos de parámetros de un modelo que pueden reproducir el comportamiento observado de un sistema, por lo que es cuestionable los parámetros óptimos obtenidos en un proceso de inicialización.

En especial, la estimación del almacén IOM es crítico para estimar los ingresos de carbono al suelo. El uso de la ecuación de Falloon *et al.* (1998) es cuestionable cuando no se cumple estrictamente con la hipótesis de estado estacionario. Una alternativa propuesta es una relación entre la textura (porcentaje de masa de una fracción determinada), de acuerdo con Körschens, Weigel y Schulz (1998) y con Rühlmann (1999). En el caso de los primeros autores, se estableció una relación con el IOM en función del porcentaje de masa de la fracción menor a 6.3 µm. Paz-Pellat *et al.* (2016a) usaron un método relativamente similar a Körschens *et al.* (1998), donde para diferentes tipos de vegetación en México (*sensu* INEGI, 1980) se obtuvieron los valores máximos (COS potencial) y mínimos (IOM) de una relación con el porcentaje de la fracción arena (recíproco de arcilla + limo) de los suelos. Para el caso Rühlmann (1999), se estableció una relación no lineal entre el IOM y la fracción menor a 20 µm. Paz-Pellat *et al.* (2016a) estableció una relación

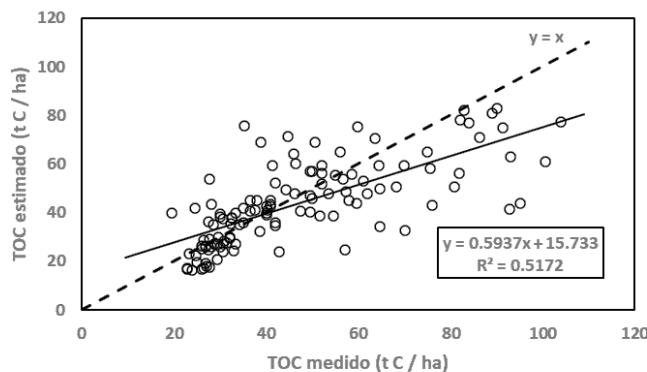


Figura 4. Resultados de la aplicación del modelo RothC para el caso de mediciones puntuales.

Figure 4. Results of the application of the RothC model for the case of punctual measurements.

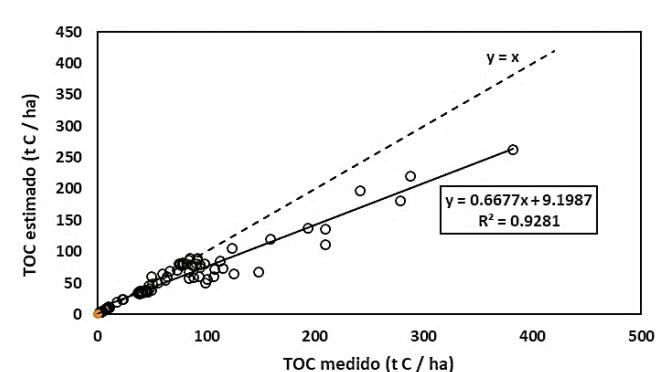


Figura 5. Resultados de la aplicación del modelo RothC para el caso de mediciones promedio.

Figure 5. Results of the application of the RothC model for the case of average measurements.

lineal entre el IOM y el tamaño de las partículas físicas del suelo, lo que define la relación a utilizar en las estimaciones.

Una estimación directa de IOM puede ser realizada de acuerdo a Paz-Pellat y Etchevers (2016), que utilizaron estrato secuencias para establecer su valor en los ecosistemas de México (grupos y tipos de vegetación; de acuerdo a INEGI, 1980).

En términos generales, la evolución de la dinámica del COS fuera de condiciones de estado estacionario tiene patrones múltiples, dependiendo de los procesos de descomposición y absorción del carbono orgánico que coexisten (Paz-Pellat y Velázquez-Rodríguez, 2020), por lo que se debe tener cuidado con las interpretaciones basadas en solo un proceso.

La relación entre los almacenes del modelo RothC con el carbono orgánico total (TOC o C_t) define consideraciones para establecer relaciones de pedotransferencia (Weihermüller *et al.*, 2013). Por ejemplo, la relación entre la fracción de C menor a 50 μm (arcilla más limo) el C_t para suelos mexicanos fue establecida por Paz-Pellat, Covaleda, Hidalgo, Etchevers y Matus (2016b), tal como se muestra en la Figura 5, para análisis de datos obtenidos por fraccionamiento físico usando técnicas de ultrasonido para su dispersión. Los datos de la Figura 6 provienen de sitios forestales (diferentes tipos de sucesión) y agrícolas, en diferentes tipos de suelos.

De acuerdo a la Figura 6, $\text{RPM} = 0.8215\text{TOC}$, por lo que las relaciones (razones) adoptadas por

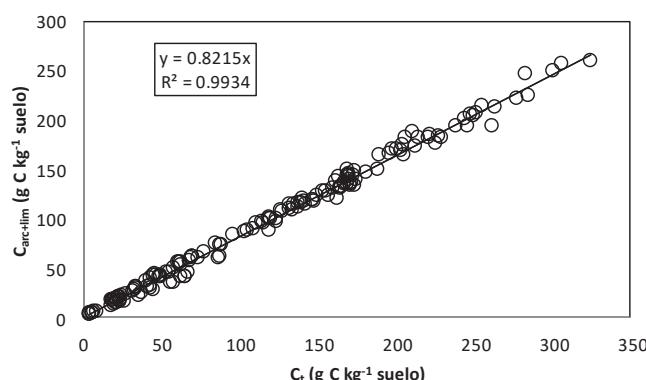


Figura 6. Resultados de la relación entre C_t (TOC) y C de la fracción arcilla más limo ($< 50 \mu\text{m}$) para suelos mexicanos. Fuente: Paz *et al.* (2016b).

Figure 6. Results of the relationship between C_t (TOC) and C of the clay plus silt fraction ($< 50 \mu\text{m}$) for Mexican soils. Source: Paz *et al.* (2016b).

el modelo RothC por sistema de vegetación difieren (son variables) y no concuerdan con lo observado, donde hay una razón general que es fija. Esta situación debe analizarse con mayor detenimiento.

CONCLUSIONES

Los resultados del desempeño de RothC, indicaron: (i) el ajuste del modelo es ligeramente mejor al usar $\text{COS}_{\text{inicial}}$ de cada punto de muestreo (CIPUN); (ii) existe la dificultad para modelar los sistemas asociados con algunas bases de datos con sistemas de labranza debido a los alcances del RothC o errores en los datos analíticos o del muestreo de suelo; (iii) existe la dificultad para modelar los sistemas de agostadero debido a su naturaleza compleja; y (iv) existe una correlación alta entre los métodos usados en la escala regional. El RothC mostró la tendencia y las tasas de cambio positivas o negativas del carbono orgánico del suelo (COS) bajo diferentes escenarios de cambio de uso de suelo y de sistemas de cultivo, en experimentos de corta o media duración en México. Con base en estos resultados se recomienda uniformizar métodos de medición de COS analíticos y de muestreo de suelo a fin de evitar errores en las bases de datos, además de considerar los alcances del RothC en la simulación de los cambios de COS con base en la evaluación de su desempeño bajo diferentes escalas geográficas y sistemas de cultivo y vegetación.

En lo general los resultados muestran alta incertidumbre en las estimaciones, por lo que es necesario cambiar el proceso de inicialización usando almacenes del modelo RothC definidos inicialmente.

DECLARACIÓN DE ÉTICA

No aplicable.

CONSENTIMIENTO PARA PUBLICACIÓN

No aplicable.

DISPONIBILIDAD DE DATOS

Los datos están disponibles de los autores previa solicitud razonable.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran que no tienen intereses en competencia.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

Conceptualización y diseño: L.G.M. Datos de experimentales y casos estudio: L.G.M., F.C.A., M.A.M., A.B.P., E.E.R., J.E.B. y F.P.P. Revisión resultados: L.G.M. y F.P.P. Rediseño: F.P.P. y L.G.M. Revisión manuscrito: F.P.P. y L.G.M.

LITERATURA CITADA

- Balesdent, J. (1996). The significance of organic separates to carbon dynamics and its modelling in some cultivated soils. *European Journal of Soil Science*, 47(4), 485-493. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1996.tb01848.x>
- Beven, K., & Freer, J. (2001). Equifinality, data assimilation, and uncertainty estimation in mechanistic modelling of complex environmental systems using the GLUE methodology. *Journal of Hydrology*, 249(1-4), 11-29. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(01\)00421-8](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(01)00421-8)
- Bolinder, M. A., Janzen, H. H., Gregorich, E. G., Angers, D. A., & Vandenberg, A. J. (2007). An approach for estimating net primary productivity and annual carbon inputs to soil for common agricultural crops in Canada. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 118(1-4), 29-42. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.05.013>
- Burton, A. C. (1939). The properties of the steady state compared to those of equilibrium as shown in characteristic biological behaviour. *Journal of Cellular and Comparative Physiology*, 14(3), 327-349. <https://doi.org/10.1002/jcp.1030140309>
- Caruso, T., De Vries, F. T., Bardgett, R. D., & Lehmann, J. (2018). Soil organic carbon dynamics matching ecological equilibrium theory. *Ecology and Evolution*, 8(22), 11169-11178. <https://doi.org/10.1002/ece3.4586>
- Chambers, A., Lal, R., & Paustian, K. (2016). Soil carbon sequestration potential of US croplands and grasslands: implementing the 4 per thousand initiative. *Journal of Soil and Water Conservation*, 71(3), 68A-74-A. <https://doi.org/10.2489/jswc.71.3.68A>
- Christensen, B.T. (1996). Matching measurable soil organic matter fractions with conceptual pools in simulation models of carbon turnover: revision of model structure. In D. S. Powlson, P. Smith, & J. U. Smith (Eds.). *Evaluation of soil organic matter models* (pp. 143-159). Heidelberg, Berlin: Springer-Verlag. https://doi.org/10.1007/978-3-642-61094-3_11
- Coleman, K., & Jenkinson, D. S. (1996). RothC-26.3: A model of the turnover of carbon in soil. In D. S. Powlson, P. Smith, & J. U. Smith (Eds.). *Evaluation of soil organic matter models using existing long-term datasets* (pp. 237-246). Heidelberg, Berlin: Springer-Verlag. https://doi.org/10.1007/978-3-642-61094-3_17
- Coleman, K., Jenkinson, D. S., Crocker, G. J., Grace, P. R., Klir, J., Körtschens, M., ... Richter, D.D. (1997). Simulating trends in soil organic carbon in long-term experiments using RothC-26.3. *Geoderma*, 81(1-2), 29-44. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(97\)00079-7](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(97)00079-7)
- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua). (2011). *Estación: Normales Climatológicas 1971-2000*. Consultado el 04 de enero, 2020, desde <https://smn.cna.gob.mx/climatologia/normales/estacion/oax/NORMAL20209.TXT>
- De Jong, B., Masera, O., Martínez, R. D., Paz, F., Olguín, M., Anaya, C., ... Guerrero, G. (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: Semarnat.
- De Jong, B., Olguín, M., Rojas, F., Maldonado, V., Paz, F., Etchevers, J., ... & Argumedo, J. A. (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: Semarnat.
- De Jong, B., Anaya, C., Masera, O., Olguín, M., Paz, F., Etchevers, J., ... Balbontín, C. (2010a). Greenhouse gas emissions between 1993 and 2002 from land-use change and forestry in Mexico. *Forest Ecology and Management*, 260(10), 1689-1701. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.08.011>
- De Jong, B., Rojas, F., Olguín, M., de la Cruz, V., Paz, F., Jiménez, G., & Castillo, M. A. (2010b). *Establecimiento de una línea base de las emisiones actuales y futuras de gases de efecto invernadero provenientes de agricultura, silvicultura y otros usos del suelo*. Chiapas, México: ECOSUR-COLPOS.
- Diele, F., Marangi, C., & Martiradonna, A. (2021). Non-standard discrete RothC models for soil carbon dynamics. *Axioms*, 10(2), 1-21. <https://doi.org/10.3390/axioms10020056>
- Dimassi, B., Guenet, B., Saby, N. P. A., Munoz, F., Bardy, M., Millet, F., & Martin, M. P. (2018). The impacts of CENTURY model initialization scenarios on soil organic carbon dynamics simulation in French long-term experiments. *Geoderma*, 311, 25-36. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.09.038>
- Eggleston, H. S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara T., & Tanabe, K. (Eds.). (2006). *2006 IPCC Guidelines for national greenhouse gas inventories*. Hayama, Japan: Institute for Global Environmental Strategies-IPCC.
- Ellert, B. H., & Bettany, J. R. (1995). Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Canadian Journal of Soil Science*, 75(4), 529-53. <https://doi.org/10.4141/cjss95-075>
- Elliot, E. T., Paustian, K., & Frey, S. D. (1996). Modeling the measurable or measuring the modelable: a hierarchical approach to isolating meaningful soil organic matter fractionations. In D. S. Powlson, P. Smith, & J. U. Smith (Eds.). *Evaluation of soil organic matter models* (pp. 161-179). Heidelberg, Berlin: Springer-Verlag. https://doi.org/10.1007/978-3-642-61094-3_12
- Eswaran, H., Van Den Berg, E., & Reich, P. (1993). Organic carbon soils of the world. *Soil Science Society American Journal*, 57(1), 192-194. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj1993.03615995005700010034x>

- Etchevers, J. D. (2013). Estado actual de la investigación de los almacenes de carbono en México. En F. Paz, M. Bazán, & V. Saynes (Eds.). *Dinámica del carbono en el suelo 2012. Serie avances temáticos del ciclo del carbono y sus interacciones* (pp. 27-31). Texcoco, Estado de México, México: Programa Mexicano del Carbono. ISBN 978-607-96490-05
- FAO-ISRIC-ISSS (Food and Agriculture Organization of the United Nations-International Soil Reference and Information Centre-International Society of Soil Science). (1998). *World reference base for soil resources*. World Soil Resources Report, 84. Rome, Italy: FAO. ISBN: 92-5-104141-5.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). (2019). *Recarbonization of global soils. A tool to support the implementation of the Koronivia joint work on agricultura*. Rome, Italy: FAO.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). (2020a). *Technical specifications and country guidelines for Global Organic Carbon Sequestration Potential Map (GSOCseq)*. Rome, Italy: FAO.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). (2020b). *A protocol for measurement, monitoring, reporting and verification of soil organic carbon in agricultural landscapes. – GSOC-MRV protocol*. Rome, Italy: FAO. <https://doi.org/10.4060/cb0509en>
- Falloon, P., & Smith, P. (2002). Simulating SOC changes in long-term experiments with RothC and CENTURY: model evaluation for a regional scale application. *Soil Use and Management*, 18(2), 101-111. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2002.tb00227.x>
- Falloon, P., Smith, P., Coleman, K., & Marshall, S. (1998). Estimating the size of the inert organic matter pool from total soil organic carbon content for use in the Rothamsted carbon model. *Soil Biology and Biochemistry*, 30(8-9), 1207-1211. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(97\)00256-3](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(97)00256-3)
- Falloon, P., Smith, P., Coleman, K., & Marshall, S. (2000). How important is inert organic matter for predictive soil carbon modelling using the Rothamsted carbon model? *Soil Biology and Biochemistry*, 32(3), 433-436.
- Falloon, P., Smith, P., Bradley, R. J., Milne, R., Tomlinson, R., Viner, D., ... Brown, T. (2006). RothCUK – a Dynamic modelling system for estimating changes in soil C from mineral soils at 1-km resolution in the UK. *Soil Use and Management*, 22(3), 274-288. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2006.00028.x>
- Figueroa-Navarro, C. M., Etchevers-Barra, J. D., Velázquez-Martínez, A., & Acosta-Mireles, M. (2005). Concentración de carbono en diferentes tipos de vegetación de la Sierra norte de Oaxaca. *Terra Latinoamericana*, 23(1), 57-64.
- Foereid, B., Bellamy, P. H., Holden, A., & Kirk, G. J. D. (2012). On the initialization of soil carbon models and its effects on model predictions for England and Wales. *European Journal of Soil Science*, 63(1), 32-41. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2011.01407.x>
- Follett, R. F., Castellanos, J. Z., & Buenger, E. D. (2005). Carbon dynamics and sequestration in an irrigated Vertisol in Central Mexico. *Soil and Tillage Research*, 83(1), 148-158. <https://doi.org/10.1016/j.still.2005.02.013>
- Franko, U. (1997). Modellierung des umsatzes der organischen bodensubstanz. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 41(6), 527-547. <https://doi.org/10.1080/03650349709366019>
- Fuentes, M., Govaerts, B., De León, F., Hidalgo, C., Dendooven, L., Sayre, K. D., & Etchevers, J. (2009). Fourteen years of applying zero and conventional tillage, crop rotation and residue management systems and its effect on physical and chemical soil quality. *European Journal of Agronomy*, 30(3), 228-237. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2008.10.005>
- González-Molina, L., Etchevers-Barra, J. D., & Hidalgo-Moreno, C. (2008). Carbono en suelos de ladera: Factores que deben considerarse para determinar su cambio en el tiempo. *Agrociencia*, 42(7), 741-751.
- González-Molina, L., Etchevers, J. D., Paz, F., Valdez, R., González, J. M., & Moreno, E. C. (2010a). Estimation of changes in soil organic carbon in hillside systems on a regional scale. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 12(1), 57-67.
- González-Molina, L., Etchevers-Barra, J. D., Paz-Pellat, F., & González-Camacho, J. M. (2010b). El uso potencial del modelo RothC-26.3 en inventarios nacionales de carbono orgánico del suelo en México. En F. García Oliva, & M. B. Turrión Nieves (Eds.). *Materia orgánica edáfica y captura de carbono en sistemas iberoamericanos* (pp. 229-248). Salamanca, España: Gráficas Cervantes
- González-Molina, L., Etchevers-Barra, J. D., Paz-Pellat, F., Díaz-Solis, H., Fuentes-Ponce, M. H., Covaleda-Ocón, S., & Pando-Moreno, M. (2011). Performance of the RothC-26.3 model in short-teerm experiments in Mexican sites and systems. *Journal of Agricultural Science*, 149(4), 415-425. <https://doi.org/10.1017/S0021859611000232>
- González-Molina, L., Moreno-Pérez, E. del C., Krishnamurty, L. R., Baéz-Pérez, A., & Acosta-Mireles, M. (2012). Simulación de los cambios de carbono orgánico del suelo en sistema de cultivo con higuerilla por el modelo RothC. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira*, 47(11), 1647-1654. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2012001100012>
- González-Molina, L., Acosta-Mireles, M., Carrillo-Anzures, F., Báez-Pérez, A., & González-Camacho, J. M. (2014). Cambios de carbono orgánico del suelo bajo escenarios de cambio de uso de suelo en México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 5(7), 1275-1285.
- González-Molina, L., Moreno-Pérez, E. del C., & Báez-Pérez, A. (2017). Simulation of soil organic carbon changes in Vertisols under conservation tillage using the RothC model. *Scientia Agricola*, 74(3), 235-241. <https://doi.org/10.1590/1678-992X-2015-0487>
- González-Molina, L., Acosta M., M., Carrillo A., F., & Rueda S., A. (2018). Simulación de los cambios de carbono orgánico del suelo en especies tropicales arbóreas con el modelo RothC 26.3. *Interciencia*, 43(4), 269-274.
- González-Molina, L., Espitia-Rangel, E., Pineda-Pineda, J., Muñiz-Reyes, E., Irizar-Garza, M. G., & Ayala-Garay, A. (2020). Potencial de secuestro de carbono orgánico en quinua simulado con el modelo RothC-26.3. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 11(4), 789-799.
- Gottschalk, P., Smith, J. U., Wattenbach, M., Bellarby, J., Stehfest, E., Arnell, N., ... Smith, P. (2012). How will organic carbon stocks in mineral soils evolve under future climate? Global projections using RothC for a range of climate change scenarios. *Biogeosciences*, 9(8), 3151-3171. <https://doi.org/10.5194/bg-9-3151-2012>

- Grace, P. R., Ladd, J. N., Robertson, G. P., & Gage, S. H. (2006). SOCRATES – A simple model for predicting long-term changes in soil organic carbon in terrestrial ecosystems. *Soil Biology and Biochemistry*, 38(5), 1172-1176. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.09.013>
- Guevara, M., Arroyo, C., Brunsell, N., Cruz, C. O., Domke, G., Equihua, J., ... Vargas, R. (2020). Soil organic carbon across Mexico and the conterminous United States (1991-2010). *Global Biogeochemical Cycles*, 34(3), e2019GB006219. <https://doi.org/10.1029/2019GB006219>
- Guo, L., Falloon, P., Coleman, K., Zhou, B., Li, Y., Lin, E., & Zhang, F. (2007). Application of the RothC model to the results of long-term experiments on typical upland soils in northern China. *Soil Use Management*, 23(1), 63-70. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2006.00056.x>
- Hénin, S., & Dupuis, M. (1945). *Essai de bilan de la matière organique du sol*. Paris, France: Dunod.
- Herbst, M., Welp, G., Macdonald, A., Jate, M., Hädicke, A., Scherer, H., ... Vanderborght, J. (2018). Correspondence of measured soil carbon fractions and RothC pools for equilibrium and non-equilibrium. *Geoderma*, 314(15), 37-46. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.10.047>
- IMTA (Instituto Mexicano de Tecnología del Agua). (2000). *Extractor rápido de información climatológica*, ERIC-2. CD-ROM. Morelos, México: IMTA.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). (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*. Aguascalientes, Ags., México: INEGI.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). (1985). *Conjunto nacional de información de uso del suelo y vegetación, escala 1:250 000, Serie I*. Aguascalientes, Ags., México: INEGI.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). (2002). *Carta del uso del suelo y vegetación, serie III, escala 1:250 000*. Aguascalientes, Ags., México: INEGI.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). (1997). *Revised 1996 ipcc guidelines for national greenhouse gas inventories*. Paris, France: IPCC/OECD/IEA.
- Janzen, H. H. (2003). Agricultural soils: their place in the global carbon cycle. In S. Smith (Ed.). *Soil organic carbon and agriculture: developing indicators for policy analyses* (pp. 11-20). Paris, France: Agriculture and Agri-Food Canada, Ottawa and Organization for Economic Cooperation and Development.
- Jenkinson, D. S. (1977). Studies on the decomposition of plant material in soil. V. The effects of plant cover and soil type on the loss of carbon from ¹⁴C labelled ryegrass decomposing under field conditions. *European Journal of Soil Science*, 28(3), 424-434. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1977.tb02250.x>
- Jenkinson, D. S. (1990). The turnover of organic carbon and nitrogen in soil. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 329(1255), 361-368. <https://doi.org/10.1098/rstb.1990.0177>
- Jenkinson, D. S., & Rayner, J. H. (1977). The turnover of soil organic matter in some of the Rothamsted classical experiments. *Soil Science*, 123(5), 298-305. <https://doi.org/10.1097/00010694-197705000-00005>
- Jenkinson, D. S. & Coleman, K. (1994). Calculating the annual input of organic matter to soil from measurements of total organic carbon and radiocarbon. *European Journal of Soil Science*, 45, 167-174.
- Jenkinson, D. S., & Coleman, K. (2008). The turnover of organic carbon in subsoils. Part 2. Modelling carbon turnover. *European Journal of Soil Science*, 59(2), 400-413. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2008.01026.x>
- Jenkinson D. S., Hart, P. B. S., Rayner, J. H., & Parry, L. C. (1987) Modelling the turnover of organic matter in long-term experiments at Rothamsted. *INTECOL Bulletin*, 15, 1-8.
- Jenkinson, D. S., Harkness, D. D., Vance, E. D., Adams, D. E., & Harrison, A. F. (1992). Calculating net primary production and annual input of organic matter to soil from the amount and radiocarbon content of soil organic matter. *Soil Biology and Biochemistry*, 24(4), 295-308. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(92\)90189-5](https://doi.org/10.1016/0038-0717(92)90189-5)
- Jenkinson, D. S., Meredith, J., Kinyamario, J. L., Warren, G. P., Wong, M. T. F., Harkness, D. D., ... Coleman, K. (1999). Estimating net primary production from measurements made on soil organic matter. *Ecology*, 80(8), 2762-2773. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1999\)080\[2762:ENPPFM\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1999)080[2762:ENPPFM]2.0.CO;2)
- Johnson, J. M. F., Allmaras, R. R., & Reicosky, D. C. (2006). Estimating source carbon from crop residues, roots and rhizodeposition using the national grain-yield database. *Agronomy Journal*, 98(3), 622-636. <https://doi.org/10.2134/agronj2005.0179>
- Kaonga, M. L., & Coleman, K. (2008). Modelling soil organic carbon turnover in improved fallows in eastern Zambia using the RothC-26.3 model. *Forest Ecology and Management*, 256(5), 1160-1166. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.06.017>
- Kolosz, B. W., Sohi, S. P., & Manning, D. A. C. (2019). CASPER: A modelling framework to link mineral carbonation with the turnover of organic matter in soil. *Computers and Geosciences*, 124, 58-71. <https://doi.org/10.1016/j.cageo.2018.12.012>
- Körschens, M., Weigel, A., & Schulz, E. (1998). Turnover of soil organic matter (SOM) and long-term balances – tools for evaluating sustainable productivity of soils. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 161(4), 409-424. <https://doi.org/10.1002/jpln.1998.3581610409>
- Kuzyakov, Y., & Domanski, G. (2000). Carbon input by plants into the soil. Review. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 163(4), 421-431. [https://doi.org/10.1002/1522-2624\(200008\)163:4<421::AID-JPLN421>3.0.CO;2-R](https://doi.org/10.1002/1522-2624(200008)163:4<421::AID-JPLN421>3.0.CO;2-R)
- Lal, R. (2000). World cropland soils as a source or sink for atmospheric carbon. *Advances in Agronomy*, 71, 145-191. [http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2113\(01\)71014-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2113(01)71014-0)
- Lal, R. (2004). Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*, 123(1-2), 1-22. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.01.032>
- Lal, R. (2009). Challenges and opportunities in soil organic matter research. *European Journal of Soil Science*, 60(2), 158-169. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2008.01114.x>
- Liu, De L., Chan, K. Y., & Conyers, M. K. (2009). Simulation of soil organic carbon under different tillage and stubble management practices using the Rothamsted carbon model. *Soil Tillage Research*, 104(1), 65-73. <https://doi.org/10.1016/j.still.2008.12.011>

- Ludwig, B., Hu, K., Niu, L., & Liu, X. (2010). Modelling the dynamics of organic carbon in fertilization and tillage experiments in the North China Plain using the Rothamsted Carbon Model-initialization and calculation of C inputs. *Plant and Soil*, 332(1), 193-206. <https://doi.org/10.1007/s11104-010-0285-6>
- Ludwig, B., Schulz, E., Rethemeyer, J., Merbach, I., & Flessa, H. (2007). Predictive modelling of C dynamics in the long-term fertilization experiment at Bad Lauchstädt with the Rothamsted carbon model. *European Journal of Soil Science*, 58(5), 1155-11663. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2007.00907.x>
- Lugato, E., Bampa, F., Panagos, P., Montanarella, L., & Jones, A. (2015). Potential carbon sequestration of European arable soils estimated by modelling a comprehensive set of management practices. *Global Change Biology*, 20(11), 3557-3567. <https://doi.org/10.1111/gcb.12551>
- MAAF (Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation). (2015). Rejoignez l'initiative 4 pour 1000. <http://agriculture.gouv.fr/rejoignez-l-initiative-4-pour-1000>
- Manzoni, S., & Porporato, A. (2009). Soil carbon and nitrogen mineralization: Theory and models across scales. *Soil Biology and Biochemistry*, 41(7), 1355-1379. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.02.031>
- Masera, O., Ordóñez, M. J., & Dirzo, R. (1997). Carbon emissions from Mexican forests: current situation and long-term scenarios. *Climatic Change*, 35, 265-295. <https://doi.org/10.1023/A:1005309908420>
- Martin, M. P., Cordier, S., Balesdent, J., & Arrouays, D. (2007). Periodic solutions for soil carbon dynamics equilibriums with time-varying forcing variables. *Ecological Modelling*, 204(3-4), 523-530. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.12.030>
- Melgoza-Castillo, A. (2006). Current situation of rangelands in Mexico. In X. Basurto, & D. Hadley (Eds.). *Grasslands ecosystems, endangered species, and sustainable ranching in the Mexico-U.S. borderlands: Conference proceedings*. (pp. 85-86). Proc. RMRS-P-40. Fort Collins, CO, USA: Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.
- Meersmans, J., Martin, M. P., Lacarce, E., Orton, T.G., De Baets, S., Gourrat, M., ... Arrouays, D. (2013). Estimating soil carbon input in France: an inverse modelling approach. *Pedosphere*, 23(4), 422-436. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(13\)60035-1](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(13)60035-1)
- Milne, E., Al Adamat, R., Batjes, N. H., Bhattacharyya, T., Cerri, C. C. C., ... Wokabi, S. (2007). National and sub-national assessments of soil organic carbon stocks and changes: The GEFSOC modelling system. *Agriculture Ecosystem and Environment*, 122(1), 3-12. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.01.002>
- Minasny, B., Malone, B. P., McBratney, A. B., Angers, D. A., Arrouays, D., Chambers, A., ... Winowiecki, L. (2017). Soil carbon 4 per mille. *Geoderma*, 292, 59-86. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.01.002>
- Mondini, C., Cayuela, M. L., Sinicco, T., Fornasier, F., Galvez, A., & Sánchez-Monedero, M. A. (2017). Modification of the RothC model to simulate soil C mineralization of exogenous organic matter. *Biogeochemistry*, 14(13), 3253-3274. <https://doi.org/10.5194/bg-14-3253-2017>
- Mooney, H. A. (1972). Carbon balance of plants. *Annual Review Ecology and Systematics*, 3, 315-346. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.03.110172.001531>
- Morais, T. G., Teixeir, R. F., & Domingos, T. (2019). Detailed global modelling of soil organic carbon in cropland, grassland and forest soils. *Plos One*, 14(9), e0222604. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0222604>
- Nair, P. K. R., Kumar, B. M., & Nair, V. D. (2009). Agroforestry as a strategy for carbon sequestration. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 172(1), 10-23. <https://doi.org/10.1002/jpln.200800030>
- Obade, V. P., & Lal, R. (2013). Assessing land cover and soil quality by remote sensing and geographical information systems (GIS). *Catena*, 104, 77-92. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2012.10.014>
- Ogle, S. M., Breidt, F. J., & Paustian, K. (2005). Agricultural management impacts on soil organic carbon storage under moist and dry climatic conditions of temperate and tropical regions. *Biogeochemistry*, 72, 87-121. <https://doi.org/10.1007/s10533-004-0360-2>
- Ogle, S. M., Breidt, F. J., Easter, M., Williams, S., & Paustian, K. (2007). An empirically based approach for estimating uncertainty associated with modelling carbon sequestration in soils. *Ecological Modelling*, 205(3-4), 453-463. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.03.007>
- Ogle, S. M., Breidt, F. J., Easter, M., Williams, S., Killian, K., & Paustian, K. (2010). Scale and uncertainty in modeled soil organic carbon stock change for US croplands using a process-based model. *Global Change Biology*, 16(2), 810-822. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.01951.x>
- Pando-Moreno, M., Jurado, E., Manzano, M., & Estrada, E. (2004). The Influence of Land Use on Desertification Processes. *Journal of Range Management*, 57(3), 320-324. [https://doi.org/10.2111/1551-5028\(2004\)057\[0320:TIOLUO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2111/1551-5028(2004)057[0320:TIOLUO]2.0.CO;2)
- Parshotam, A. (1996). The Rothamsted soil-carbon turnover model — discrete to continuous form. *Ecological Modelling*, 86(2-3), 283-289. [https://doi.org/10.1016/0304-3800\(95\)00065-8](https://doi.org/10.1016/0304-3800(95)00065-8)
- Parshotam, A. (2001a). Inert organic matter (IOM) in the Rothamsted soil-carbon turnover model: analytical solutions. In F. Ghassemi, M. McAleer, L. Oxley, & M. Scoccimarro (Eds.). *Conference: MODSIM01. International Congress of Modelling and Simulation* (pp. 1079-1084). Canberra, Australia: The Australian National University.
- Parshotam, A., Saggar, S., Tate, K., & Parfitt, R. (2001b). Modelling organic matter dynamics in New Zealand soils. *Environmental International*, 27(2-3), 111-119. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(01\)00070-8](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(01)00070-8)
- Parton, W. J. (1996). The CENTURY model. In D. S. Powlson, P. Smith, & J. U. Smith (Eds.). *Evaluation of soil organic matter models* (pp. 238-291). (Series I: Global Environmental Change, vol 38). Heidelberg, Berlin: Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-642-61094-3_23
- Paul, E. A., Morris, S. J., Conant, R. T., & Plante, A. F. (2006). Does the acid hydrolysis-incubation method measure meaningful soil organic carbon pools? *Soil Science Society American Journal*, 70(3), 1023-1035. <https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0103>

- Pausch, J., & Kuziakov, Y. (2018). Carbon input by roots into the soil: Quantification of rhizodeposition from root to ecosystem scale. *Global Change Biology*, 24(1), 1-12. <https://doi.org/10.1111/gcb.13850>
- Paustian, K., Parton, W. J., & Persson, J. (1992) Modeling soil organic matter in organic amended and nitrogen-fertilized long-term plots. *Soil Science Society of American Journal*, 56(2), 476-488. <https://doi.org/10.2136/sssaj1992.03615995005600020023x>
- Paustian, K., Andrén, O., Janzen, H. H., Lal, R., Smith, P., Tian, G., ... Woomer, P. L. (1997a). Agricultural soils as a sink to mitigate CO₂ emissions. *Soil Use and Management*, 13(s4), 230-244. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.1997.tb00594.x>
- Paustian, K., Collins, H. P., & Paul, E. A. (1997b). Management controls on soil carbon. In E. A. Paul, E. T. Elliott, K. Paustian, & C. V. Cole (Eds.). *Soil organic matter in temperate agroecosystems: Long term experiments in North America* (pp. 15-49). Boca Raton, FL, USA: CRC Press.
- Paustian, K., Colliere, S., Baldock, J., Burgess, R., Creque, J., DeLonge, M., ... Jahn, M. (2019). Quantifying carbon for agricultural soil management: from the current status toward a global soil information system. *Carbon Management*, 10(6), 567-587. <https://doi.org/10.1080/17583004.2019.1633231>
- Paz-Pellat, F., & Etchevers, J. (2016). Distribución a profundidad del carbono orgánico en los suelos de México. *Terra Latinoamericana*, 34(3), 339-355.
- Paz-Pellat, F., & Velázquez-Rodríguez, A. (2020). Una nota de precaución para los meta análisis de la dinámica del carbono orgánico de los suelos. En J. M. Hernández, M. Rojo, M. Fuentes, A. Velázquez & M. Bolaños (Eds.). *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2020*. (pp. 476-481). Texcoco, Estado de México, México: Programa Mexicano del Carbono.
- Paz-Pellat, F., Argumedo-Espinoza, J., Cruz-Gaistardo, C. O., Etchevers B., J. D., & de Jong, B. (2016a). Distribución espacial y temporal del carbono orgánico del suelo en los ecosistemas terrestres de México. *Terra Latinoamericana*, 34(3), 289-310.
- Paz-Pellat, F., Covaleda, S., Hidalgo, C., Etchevers, J., & Matus, F. (2016b). Modelación simple y operativa de la distribución del carbono orgánico por fracciones físicas en los suelos. *Terra Latinoamericana*, 34(3), 321-337.
- Paz-Pellat, F., Velázquez-Rodríguez, A. S., Etchevers-Barra, J. D., Hidalgo-Moreno, C. I., Bolaños-González, M., de Jong, B., ... Vargas, R. (2019). Suelos. En F. Paz-Pellat, J. M. Hernández-Ayón, R. Sosa-Ávalos, & A. S. Velázquez-Rodríguez (Eds.). *Estado del Ciclo del Carbono en México: Agenda Azul y Verde*. (pp. 436-468). Texcoco, Estado de México, México: Programa Mexicano del Carbono. ISBN: 978-607-96490-7-4
- Penman, M. Gytarsky, T. Hiraishi, T. Krug, D. Kruger, R. Pipatti, ... F. Wagner (Eds.). (2003). *Good practice guidance for land use, land-use change and forestry*. Japan: Published by the Institute for Global Environmental Strategies-IPCC. ISBN: 4-88788-003-0
- Poeplau, C. (2016). Estimating root: shoot ratio and soil carbon inputs in temperate grasslands with the RothC model. *Plant and Soil*, 407(1), 293-305. <https://doi.org/10.1007/s11104-016-3017-8>
- Poeplau, C., Don, A., Dondini, M., Leifeld, J., Nemo, R., Schumacher, J., ... Wiesmeier, M. (2013). Reproducibility of a soil organic carbon fractionation method to derive RothC carbon pools. *European Journal of Soil Science*, 64(6), 735-746. <https://doi.org/10.1111/ejss.12088>
- Ponce-Hernandez, R. (2004). *Assessing carbon stocks and modelling win-win scenarios of carbon sequestration through land-use changes*. Rome: FAO. ISBN: 92-5-105168-5
- Puhlmann, M., Kuka, K., & Franko, U. (2006). Comparison of methods for the estimation of inert carbon suitable for initialization of the CANDY model. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 74, 295-304. <https://doi.org/10.1007/s10705-006-9005-2>
- Richards, G. P. (2001). *The FullCam carbon accounting model: Development, calibration and implementation for the national carbon accounting system*. Technical report 28. Australia: Australian Greenhouse Office.
- Rühlmann, J. (1999). A new approach to estimating the pool of stable organic matter in soil using data from long-term field experiments. *Plant and Soil*, 213, 149-160. <https://doi.org/10.1023/A:1004552016182>
- Sanderman, J., Baisden, W.T., & Falloon, S. (2016). Redefining the inert organic carbon pool. *Soil Biology and Biochemistry*, 92, 149-152. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.10.005>
- Sanderman, J., & Baldock, J. A. (2010). Accounting for soil carbon sequestration in national inventories: a soil scientist's perspective. *Environmental Research Letters*, 5(3), 034003. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/5/3/034003>
- Scharlemann, J. P. W., Tanner, E. V. J., Hiederer, R., & Kapos, V. (2014). Global soil carbon: understanding and managing the largest terrestrial carbon pool. *Carbon Management*, 5(1), 81-91. <https://doi.org/10.4155/cmt.13.77>
- Scharnagl, B., Vrugt, J. A., Vereecken, H., & Herbst, M. (2010). Information content in incubation experiments for inverse estimation of pools in the Rothamsted carbon model: a Bayesian perspective. *Biogeosciences*, 7(2), 763-776. <https://doi.org/10.5194/bg-7-763-2010>
- Senapati, N., Smith, P., Wilson, B., Yeluripati, J. B., Daniel, H., Lockwood, P., & Ghosh, S. (2013). Projections of changes in grassland soil organic carbon under climate change are relatively insensitive to methods of model initialization. *European Journal of Soil Science*, 64(2), 229-238. <https://doi.org/10.1111/ejss.12014>
- Senapati, N., Hulugalle, N. R., Smith, P., Wilson, B. R., Yeluripati, J. B., Daniel, H., ... Lockwood, P. (2014). Modelling soil organic carbon storage with RothC in irrigated Vertisols under cotton cropping systems in the sub-tropics. *Soil and Tillage Research*, 143, 18-49. <https://doi.org/10.1016/j.still.2014.05.009>
- Setia, R., Smith, P., Marschner, P., Baldock, J., Chittleborough, D., & Smith, J. (2011). Introducing a decomposition rate modifier in the Rothamsted carbon model to predict soil organic carbon stocks in saline soils. *Environmental Soil and Technology*, 45(15), 6396-6403. <https://doi.org/10.1021/es200515d>
- Shirato, Y. (2020). Use of models to evaluate carbon sequestration in agricultural soils. *Soil Science and Plant Nutrition*, 66(1), 21-27. <https://doi.org/10.1080/00380768.2019.1702477>

- Shirato, Y., & Yokozawa, M. (2005). Applying the Rothamsted carbon model for long-term experiments on Japanese paddy soils and modifying it by simple tuning of the decomposition rate. *Soil Science and Plant Nutrition*, 51(3), 405-415. <https://doi.org/10.1111/j.1747-0765.2005.tb00046.x>
- Shirato, Y., & M. Yokozawa. (2006). Acid hydrolysis to partition plant material into decomposable and resistant fractions for use in the Rothamsted carbon model. *Soil Biology and Biochemistry*, 38(4), 812-816. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.07.008>
- Shirato, Y., Hakamata, T., & Taniyama, I. (2004). Modified Rothamsted carbon model for andosols and its validation: changing humus descomposition rate constant with pyrophosphate-extractable Al. *Soil Science and Plant Nutrition*, 50(1), 149-158. <https://doi.org/10.1080/00380768.2004.10408463>
- Shirato, Y., Jomura, M., Wagai, R., Kondo, M., Tanabe, K., & Uchida, M. (2013). Deviations between observed and RothC-simulated $\Delta^{14}\text{C}$ values despite improved IOM initialization. *European Journal of soil science*, 64(5), 576-585. <https://doi.org/10.1111/ejss.12075>
- Sierra, C. A., Müller, M., & Trumbore, S. E. (2012). Models of soil organic matter decomposition: the Soil R package, versión 1.0. *Geoscientific Model Development*, 5(4), 1045-1060. <https://doi.org/10.5194/gmd-5-1045-2012>
- Six, J., & Jastro, J. D. (2002). Organic matter turnover. In R. Lal (Ed.). *Encyclopedia of soil science* (pp. 936-942). New York, NY, USA: Marcel Dekker, Inc.
- Skjemstad, J. O., Spounger, L. R., Cowie, B., & Swift, S. (2004). Calibration of the Rothamsted organic carbon turnover model (RothC ver. 26.3), using measurable soil organic carbon pools. *Australian Journal of Soil Research*, 42(1), 79-88. <https://doi.org/10.1071/SR03013>
- Smith, P. (2012). Soils and climate change. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 4(5), 39-544. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2012.06.005>
- Smith, P., Smith, J. U., Powlson, D. S., McGill, W. B., Arah, J. R. M., Chertov, O. G., ... Whitmore, A. P. (1997). A comparison of the performance of nine soil organic matter models using datasets from seven long-term experiments. *Geoderma*, 81(1-2), 153-225. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(97\)00087-6](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(97)00087-6)
- Smith, J. U., Smith, P., Monaghan, R., & MacDonald, A. J. (2002). When is a measured soil organic matter fraction equivalent to a model pool? *European Journal of Soil Science*, 53(3), 405-416. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.2002.00458.x>
- Smith, J., Smith, P., Wattenbach, M., Zaehle, Z., Hiederer, R., Jones, R. J., ... Ewert, F. (2005). Projected changes in mineral soil carbon of European croplands and grasslands, 1990-2080. *Global Change Biology*, 11(12), 2141-2152. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.001075.x>
- Smith, P., Smith, J., Wattenbach, M., Meyer, J., Lindner, M., Zaehle, S., ... Kankaanpää, S. (2006). Projected change in mineral soil carbon of European forests, 1990-2100. *Canadian Journal of Soil Science*, 86, 159-169. <https://doi.org/10.4141/S05-078>
- Taghizadeh-Toosi, A., Christensen, B. T., Hutchings, N. J., Vejlin, J., Kätterer, T., Glendining, M., & Olesen, J. E. (2014). C-TOOL: A simple model for simulating whole-profile carbon storage in temperate agricultural soils. *Ecological Modelling*, 292, 11-25. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.08.016>
- Todd-Brown, K. E. O., Randerson, J. T., Post, W. M., Hoffman, F. M., Tarnocai, C., Schuur, E. A. G., & Allison, S. D. (2013). Causes of variation in soil organic simulations from CMIP 5 earth system models and comparison with observations. *Biogeosciences*, 10(3), 1717-1736. <https://doi.org/10.5194/bg-10-1717-2013>
- Vergara-Sánchez, M. A., Etchevers-Barra, J. D., & Vargas-Hernández, M. (2004). Variabilidad carbono orgánico en suelos de ladera del sureste de México. *Terra Latinoamericana*, 22(3), 359-367.
- Wang, G., Zhang, W., Sun, W., Li, T., & Han, P. (2017). Modeling soil organic carbon dynamics and their driving factors in the main global cereal cropping systems. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 17(19), 11849-11859. <https://doi.org/10.5194/acp-17-11849-2017>
- Weihermüller, L., Graf, A., Herbst, M., & Vereecken, H. (2013). Simple pedotransfer functions to initialize reactive carbon pools of the RothC model. *European Journal of Soil Science*, 64(5), 567-575. <https://doi.org/10.1111/ejss.12036>
- Wesemael, B., Paustian, K., Meersmans, J., Goidtsd, E., Barancikovae, G., & Easter, M. (2010). Agricultural management explains historic changes in regional soil carbon stocks. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(33), 14926-14930. <https://doi.org/10.1073/pnas.1002592107>
- West, O. T., & Post, W. M. (2002). Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation: a global data analysis. *Soil Science Society of American Journal*, 66(6), 1930-1946. <https://doi.org/10.2136/sssaj2002.1930>
- Zimmermann, M., Leifeld, J., Schmidt, M. W. I., Smith, P., & Fuhrer, J. (2007). Measured soil organic matter fractions can be related to pools in the RothC model. *European Journal of Soil Science*, 58(3), 658-667. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00855.x>