

SECUESTRO DE CARBONO EN EL SUELO MEDIANTE LA ADOPCIÓN DE PRÁCTICAS DE MANEJO SOSTENIBLE: POTENCIAL Y OPORTUNIDAD PARA LOS PAÍSES DE LAS AMÉRICAS

Autores: Carlos E. P. Cerri, Maurício R. Cherubin, Júnior M. Damian, Francisco F. C. Mello, Rattan Lal
Coordinador: Federico Villareal





Secuestro de carbono en el suelo mediante la adopción de prácticas de manejo sostenible: potencial y oportunidad para los países de las Américas por IICA se encuentra publicado bajo Licencia Creative Commons Reconocimiento-Compartir igual 3.0 IGO (CC-BY-SA 3.0 IGO)
(<http://creativecommons.org/licenses/by-sa/3.0/igo/>)

El Instituto promueve el uso justo de este documento. Se solicita que sea citado apropiadamente cuando corresponda.

Esta publicación también está disponible en formato electrónico (PDF) en el sitio web institucional en <http://www.iica.int>.

Coordinación editorial: Federico Villarreal
Corrección de estilo: Catalina Saraceno
Traducción: Luis Delgado
Diagramado: Nadia Cassullo
Diseño de portada: Nadia Cassullo
Impresión: Imprenta del IICA

Secuestro de carbono en el suelo mediante la adopción de prácticas de manejo sostenible: potencial y oportunidad para los países de las Américas
Carlos Eduardo Pellegrino Cerri... [et al.]. – San José, C.R. : IICA, 2021. 60 p.;
21 x 16 cm.

ISBN: 978-92-9248-966-3
Publicado en también en inglés y portugués

1. Secuestro de carbono 2. Ordenación de tierras sostenible 3. Manejo del suelo 4. Mitigación del cambio climático 5. Dióxido de carbono 6. Emisiones de gases de efecto 7. Reducción de emisiones 8. Plantas de cobertura 9. América I. Pellegrino Cerri, Carlos Eduardo II. Cherubin, Mauricio Roberto III. Damian, Junior Melo IV. Fujita de Castro Mello, Francisco V. Lal, Rattan VI. IICA VII. Title

AGRIS
P30

DEWEY
333.822

■	Prefacio de Manuel Otero - Director General del IICA	3
■	Autores	4
■	Coordinador	7
■	Resumen ejecutivo	8
1	Secuestro de C en el suelo para fomentar la seguridad alimentaria y mitigar el cambio climático	9
■	Medición de reservas de C del suelo y emisiones de GEI	14
	- Mediciones de reservas de C del suelo en el campo	14
	- Diseño del muestreo de suelos	15
	- Procedimientos de muestreo	17
	- Determinación del contenido de carbono y de la densidad aparente	18
	- Cálculo de las reservas de C del suelo y de la tasa de cambio de C del suelo	19
■	Medición de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) en el campo	20
	- Muestreo de GEI utilizando cámaras estáticas	21
	- Análisis y resultados de GEI	22
■	Evaluación a gran escala de las reservas de C del suelo y las emisiones de gases de efecto invernadero	23

2	Secuestro potencial de C en el suelo mediante la adopción de prácticas de manejo sostenible	30
■	Cobertura de usos de la tierra en las Américas	31
■	Mapa de las reservas actuales de carbono en el suelo	35
■	Prácticas de manejo sostenible para el secuestro de C en el suelo	38
■	Estudios de caso	45
	- Cultivos de cobertura	45
	- Restauración de pasturas mediante sistemas integrados	47
	- Prácticas de manejo sostenible en cafetales	49
	- Aplicación de biocarbón en el suelo para secuestrar C y reducir potencialmente	51
	- Restauración de bosques naturales	53
■	Observaciones finales	54
■	Referencias	55

— Prefacio

Manuel Otero

Director General
del Instituto Interamericano
de Cooperación para la Agricultura (IICA)

Para el Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA) es un gran placer presentar uno de los primeros productos de la iniciativa Suelos Vivos de las Américas (LiSAM, por sus siglas en inglés), preparada por un grupo de renombrados científicos y encabezada por el profesor Rattan Lal. Este documento, titulado “Secuestro de carbono en el suelo mediante la adopción de prácticas de manejo sostenible: potencial y oportunidad para los países de las Américas”, es muy informativo y proporciona una excelente síntesis del estado de conocimientos relacionados con el potencial de secuestro del carbono para los suelos de las Américas.

Suelos Vivos de las Américas (LiSAM) ofrece una singular oportunidad porque recurrirá al respaldo científico y técnico del Centro de Manejo y Secuestro de Carbono de la Universidad Estatal de Ohio (C-MASC), así como de la red del IICA constituida por 34 delegaciones de países que operan en estrecha cooperación con los ministerios de Agricultura, con el objeto de responder a los desafíos agropecuarios más apremiantes del hemisferio.

La LiSAM es una oportuna iniciativa internacional conformada por varias partes interesadas para afinar, aplicar y adaptar metodologías y tecnologías de secuestro del C orgánico en una diversidad de sistemas agropecuarios, por lo que adopta el enfoque holístico de Una Salud. Procura brindar a los formuladores de políticas, agricultores y otros actores de la cadena de valor las herramientas para evaluar y aumentar los servicios ambientales que puede ofrecer la agricultura mediante un manejo mejorado de los suelos, con el fin de apoyar el logro de los objetivos de desarrollo sostenible (ODS) de la ONU, las contribuciones determinadas a nivel nacional (CDN) y la meta de neutralidad en la degradación de tierras (NDT).

Por consiguiente, como parte de la LiSAM, el presente documento constituye un excelente material de referencia que se divide en cuatro secciones principales. La primera sección presenta una introducción actualizada sobre el secuestro de C en el suelo para fomentar la seguridad alimentaria y mitigar el cambio climático. La sección II presenta un protocolo completo para medir las reservas de C del suelo y las emisiones de GEI, incluidos no solo los enfoques en las condiciones de campo, sino también la evaluación en gran escala de las reservas de C del suelo y las

emisiones de gases de efecto invernadero utilizando herramientas matemáticas y modelos de simulación. La tercera ofrece una serie de mapas informativos y unos cuantos estudios de caso sobre el secuestro potencial de C en el suelo al adoptar prácticas de manejo sostenible. La sección final cubre los principales hallazgos del documento, destinados a ayudar a los participantes potenciales de la iniciativa a informarse sobre este tema candente, y que pueden facilitar la colaboración entre las partes interesadas agrícolas, los científicos y los donantes para abordar el desafío de demostrar que el secuestro de C en el suelo en las tierras agrícolas es una de las pocas estrategias que se podrían aplicar en gran escala a un costo potencialmente bajo y que podría ser provechosa para los agricultores, al mismo tiempo que contribuiría a los objetivos establecidos en el Acuerdo de París. En vista de la información brindada en este documento, el IICA cree que las prácticas de manejo sostenible sugeridas por la iniciativa LiSAM pueden orientar los nuevos protocolos para frenar la degradación de las tierras, así como promover la salud del suelo y el secuestro de C en el suelo en el continente americano.

— Autores

Carlos Eduardo Pellegrino Cerri



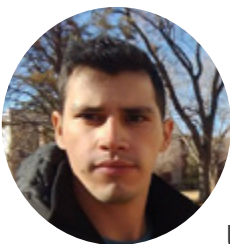
Es profesor en la Escuela Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (ESALQ) de la Universidad de São Paulo (USP), en donde imparte cursos para estudiantes universitarios y de posgrado. Trabajó durante tres años en un proyecto internacional financiado por el Fondo para el Medio Ambiente Mundial, que es parte del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. Una porción considerable de sus estudios se llevó a cabo en la región del Amazonas (incluida su tesis doctoral y su investigación posdoctoral relacionada con los cambios en el uso del suelo en el Amazonas). Sus áreas principales de investigación se relacionan con la dinámica de la materia orgánica en los suelos de las regiones tropicales, las emisiones de gases de efecto invernadero en la agricultura, la modelación matemática aplicada a la ciencia del suelo, la variabilidad espacial de las propiedades de los suelos y el cambio climático global. Es asesor de numerosas fundaciones y organizaciones nacionales e internacionales, así como de gobiernos nacionales. Ha publicado un libro editado, 35 capítulos de libros y más de 200 artículos científicos en revistas auditadas y volúmenes editados. Actualmente, es coordinador del programa de posgrado en Ciencia del Suelo y Nutrición de Plantas, vicepresidente del programa de posgrados de la ESALQ/USP, vicedecano del departamento de Ciencias del Suelo, miembro del Comité de Asuntos Internacionales de la ESALQ/USP, miembro del Comité de Becas de la ESALQ/USP y miembro de la Comisión Asesora de la ESALQ/USP. Es miembro afiliado a la Academia Brasileña de Ciencias, la Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Sociedad Internacional de Sustancias Húmicas, la Sociedad de Ciencias del Suelo de América, la American Society of Agronomy y la Crop Science Society of America.

Mauricio Roberto Cherubin



Es profesor en el departamento de Ciencia del Suelo de la Escuela Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidad de São Paulo (ESALQ/USP) en Piracicaba, São Paulo, Brasil. El profesor Cherubin también es agrónomo formado en la Universidad Federal de Santa María (UFSM) y posee un título de Bachiller en Administración de la Universidad Federal de Santa Catarina, una maestría en Agronomía, Agricultura y Medio Ambiente (UFSM) y un doctorado en Ciencia del Suelo y Nutrición de Plantas (ESALQ/USP). Pasó un año como investigador visitante en el Laboratorio Nacional para Agricultura y Medio Ambiente (NLAE) del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (USDA) en Ames, Iowa, EE.UU., en donde sus estudios se concentraron en desarrollar y aplicar múltiples enfoques y herramientas para evaluar la salud del suelo en las regiones tropicales. El profesor Cherubin realizó sus estudios posdoctorales en el Laboratorio Bioquímico Ambiental del Centro para Energía Nuclear en Agricultura (CENA/USP) en Brasil. Actualmente, imparte cursos y supervisa a estudiantes universitarios (Agronomía, Silvicultura y Gestión Ambiental) y de posgrado (Suelos y Nutrición de Plantas). También creó y ha dirigido el grupo de Investigación en Manejo y Calidad del Suelo (SOHMA, por sus siglas en inglés) de la ESALQ/USP. Ha publicado 133 artículos científicos auditados y más de 170 resúmenes para congresos y conferencias. Es más, maneja grandes proyectos de investigación financiados por entidades públicas y privadas y ha participado activamente en redes de cooperación científica con investigadores de prestigiosas instituciones nacionales e internacionales concentrándose en temas relacionados con el uso de la tierra y el manejo del suelo, la salud de los suelos, el secuestro de carbono en el suelo, las soluciones basadas en la naturaleza y los servicios ecosistémicos.

Junior Melo Damian



Júnior Melo Damian posee un doctorado en Suelos y Nutrición de Plantas de la Escuela Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidad de São Paulo, 2017-2021), una maestría en Agronomía (Agronomía, Agricultura y Medio Ambiente) de la Universidad Federal de Santa María (2015-2017), es agrónomo formado en la Universidad Federal de Santa María (2010-2015) y Técnico Agropecuario formado en la Escuela Técnica Cruzeiro do Sul (2006-2009). Tiene experiencia en planificar, ejecutar, analizar y redactar artículos científicos en el área de ciencia del suelo. Su principal investigación se enfoca en evaluar y predecir (modelación matemática) la dinámica del carbono (C) del suelo con el cambio en el uso de la tierra en Brasil, principalmente debido a la adopción de sistemas sostenibles de producción. Júnior ha publicado 34 artículos científicos en revistas auditadas, 5 capítulos de libros y 56 resúmenes para eventos científicos; además, es revisor para 15 importantes revistas científicas.

Francisco Fujita de Castro Mello



Francisco Fujita de Castro Mello es gerente del Centro de Servicios para la Gestión del Conocimiento y Cooperación Horizontal dentro de la Dirección de Cooperación Técnica del Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA). Es agrónomo con una maestría en Agronomía (Ciencias del Suelo) y un doctorado en Ciencias de la Universidad de São Paulo, en donde se enfocó en la dinámica de las reservas de carbono en el suelo y el cambio climático. Ha realizado estudios para evaluar el efecto de los cambios en el uso de la tierra y las emisiones de gases de efecto invernadero en regiones agrícolas, con el fin de producir alimentos y bioenergía en las regiones tropicales. Ha participado como investigador visitante en el prestigioso programa de Ciencias de la Sostenibilidad de la Escuela de Gobierno John F. Kennedy, Universidad de Harvard, en donde fue beneficiario de la beca de investigación Giorgio Ruffolo (2011-2012). Ha trabajado en importantes instituciones de Brasil como especialista en cambio climático en la Confederación de Agricultura y Ganadería del Brasil (CNA) y fue coordinador general y subdirector del departamento de Sistemas de Producción y Sostenibilidad en la Secretaría del Productor Rural y Cooperativismo del Ministerio de Agricultura, Ganadería y Abastecimiento; director del departamento de Fomento a la Producción y la Estructuración Productiva y subsecretario de la Secretaría Nacional de Seguridad Alimentaria y Nutricional, como parte del Ministerio de Desarrollo Social. También fue Asesor del Consejo Nacional del Medio Ambiente (CONAMA) y punto focal del marco decenal de programas (10YFP) de las Naciones Unidas para el Programa de Sistemas Alimentarios Sostenibles.

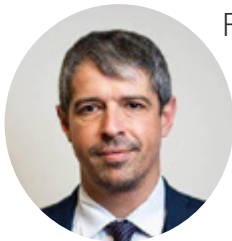
Rattan Lal



Rattan Lal, Ph.D., es un distinguido profesor universitario de Ciencias del Suelo y director del Centro de Manejo y Secuestro de Carbono Dr. Rattan Lal del CFAES en la Universidad Estatal de Ohio, así como profesor asistente de la Universidad de Islandia y del Instituto de Investigación Agrícola de India (IARI). Recibió el grado de B.S. de la Universidad Agrícola de Punjab, Ludhiana, India (1963); un M.Sc. del Instituto Indio de Investigación Agrícola, Nueva Delhi, India (1965); y un Ph.D. de la Universidad Estatal de Ohio, Columbus, Ohio (1968). Fue miembro sénior de investigación de la Universidad de Sidney, Australia (1968-69), Físico de Suelos en el IITA, Ibadan, Nigeria (1970-87) y profesor de Ciencias del Suelo en la OSU (1987 hasta la fecha). Ha sido autor/coautor de más de 1000 artículos auditados en revistas científicas y más de 550 capítulos de libros, ha escrito y editado/coeditado más de 100 libros. Fue incluido en la lista Thomson Reuters de las Mentes Científicas Más Influyentes del Mundo (2014-2016) y se encuentra entre los investigadores de agricultura más citados de Clarivate (2014-2020), además de haber ocupado el puesto #111 a nivel mundial y el #1

en Agricultura y Agronomía entre el 2% superior de los científicos, según Ioannidis et al. (2019, 2020). Ha recibido el grado de Honoris Causa de nueve universidades en toda Europa, EE.UU. y Asia; la Medalla de Honor de la UIMP, Santander, España (2018); la Medalla de Servicio Distinguido de la IUSS (2018); y es miembro de 5 sociedades profesionales. El Dr. Lal ha sido el mentor de 112 estudiantes de posgrado y 181 especialistas visitantes de todo el mundo. Fue presidente de la Asociación Mundial para la Conservación del Suelo y del Agua (1987-1990), la Organización Internacional de Investigación de Suelos y Labranza (1988-1991), la Sociedad de Ciencias del Suelo de América (2006-2008) y la Unión Internacional de Ciencias del Suelo (2017-2018). Tiene la Cátedra de Ciencias del Suelo y es Embajador de Buena Voluntad para temas de sostenibilidad del Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA) y pertenece al Comité de Ciencias y Vía de Acción 3 de la Cumbre sobre Seguridad Alimentaria de las Naciones Unidas 2021. El Dr. Lal ha sido laureado con el Premio Mundial de Agricultura GCHERA (2018), el Premio Mundial de Suelos Glinka (2018), el Premio de Japón (2019), El Premio Awasthi de la IFFCO de EE.UU. (2019), el Premio Mundial de Innovación de Alimentos de Arrell (2020), el Premio Mundial de Alimentación (2020) y el Premio Padma Shri (2021).

Coordinador: Federico Villareal



Federico Villareal es director de Cooperación Técnica del IICA. Posee un doctorado en Geografía de la Universidad de Buenos Aires (UBA), una maestría en Estudios Sociales Agrarios de la Facultad Latinoamericana de Ciencias Sociales (FLACSO), un título en Economía y Administración Agrícola de la Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires (FAUBA) y un título de Bachiller en Agronomía General de la Escuela Agrotécnica Salesiana Don Bosco en Uribelarrea, Argentina. Ha sido investigador de carrera en el Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) del Programa de Estudios Regionales y Territoriales (PERT) del Instituto de Geografía (FFyL-UBA) y profesor de Teoría y Política Económica y Análisis Espacial en el campo de la geografía. Tiene una extensa experiencia como director e investigador formado en proyectos de investigación sobre diferentes temas relacionados con el desarrollo y la ruralidad, entre los cuales se destacan los siguientes: bioeconomía, mercado de semillas, biotecnología, neo-ruralidad, política pública, agricultura familiar, cambios en el uso de la tierra, desarrollo rural, territorio, seguridad y soberanía alimentaria, entre otros; Estos proyectos han sido financiados por diversas fuentes nacionales e internacionales reconocidas. Ha realizado múltiples consultorías nacionales e internacionales en el Ministerio de Agroindustria y en el Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación Productiva de Argentina y en la Organización para la Alimentación y la Agricultura de las Naciones Unidas (FAO). Es profesor de la maestría en Desarrollo Rural de la FAUBA y de la maestría en Estudios Sociales de FLACSO/Argentina, entre otras instituciones de educación superior. Es autor de más de 50 publicaciones, entre ellas libros, artículos en revistas y presentaciones en múltiples conferencias.

■ Resumen ejecutivo

Los suelos representan un importante reservorio de carbono (C), al ser el gran sumidero entre los compartimentos de ecosistemas terrestres. Sin embargo, el uso intensivo de los suelos para satisfacer la creciente demanda de alimentos, fibra y energía ha ocasionado pérdidas de C del suelo y, en consecuencia, emisiones de gases de efecto invernadero (GEI). Por esta razón, las prácticas sostenibles de secuestro de C en el suelo y las agendas políticas bien encaminadas deben elevarse hasta los niveles regionales y nacionales para ayudar a mitigar el cambio climático y contribuir a la seguridad alimentaria. En 2020, el Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA) y el Centro de Manejo y Secuestro de Carbono de la Universidad Estatal de Ohio (C-MASC) lanzaron la iniciativa Suelos Vivos de las Américas (LiSAm). La LiSAm es una extensa red a la que pertenecen gobiernos, organizaciones internacionales, universidades, el sector privado y organizaciones de la sociedad civil que unirán esfuerzos para frenar la degradación de la tierra y, con ello, fomentar la salud del suelo, el secuestro de C y otros beneficios relacionados para la gente. Con el objeto de ofrecer las primeras herramientas de datos para la iniciativa LiSAm en el hemisferio americano, preparamos el siguiente documento con las principales metodologías utilizadas para medir las reservas de C del suelo y las emisiones de GEI en el campo, el uso de la tierra y las reservas de C del suelo en la actualidad y el secuestro potencial de C en el suelo al adoptar prácticas de manejo sostenible. Como resultado, encontramos que el uso más generalizado que se le da a la tierra agrícola en las Américas, es el de los pasturas; ya que este representa $9.05 \text{ km}^2 \times 10^6$ (905 millones de hectáreas). El área superficial de los pasturas es tres veces mayor que la dedicada a la agricultura (tierras de cultivos), la cual cubre $3.40 \text{ km}^2 \times 10^6$. El frijol de soya ($0.91 \text{ km}^2 \times 10^6$), el maíz ($0.72 \text{ km}^2 \times 10^6$) y el trigo ($0.35 \text{ km}^2 \times 10^6$) son los cultivos anuales más sembrados, la caña de azúcar ($0.14 \text{ km}^2 \times 10^6$) es el principal cultivo semiperenne y el café ($0.05 \text{ km}^2 \times 10^6$) es el principal cultivo perenne. En cuanto a las reservas de C del suelo, estimamos una acumulación promedio de 51.28 Mg ha^{-1} en todo el hemisferio para la capa de 0-30 cm de profundidad. Entre las diferentes regiones, Centroamérica (63.30 Mg ha^{-1}), el Caribe (61.35 Mg ha^{-1}) y América del Norte (53.91 Mg ha^{-1}) mostraron las mayores reservas de C del suelo; únicamente en América del Sur, las reservas de C del suelo (48.11 Mg ha^{-1}) se encontraban por debajo de la media establecida para todo el continente. Para evaluar el secuestro de C en el suelo y las emisiones de GEI, se presentaron y discutieron varios enfoques que iban desde mediciones específicas de campo en un sitio hasta herramientas matemáticas y modelos de simulación. Por último, identificamos algunas prácticas de manejo sostenible prometedoras que se podrían adoptar en las Américas, tales como la labranza cero, los cultivos

de cobertura, las enmiendas orgánicas, la restauración de pasturas mediante sistemas integrados (a saber, sistemas silvopastoriles y de cultivo-ganado-bosque integrados) y restauración de bosques, entre otros. Con base en nuestra estimación, al adoptar únicamente dos prácticas de manejo sostenible a gran escala (esto es, recuperación de pasturas y labranza de conservación), la acumulación potencial de C en el suelo de los países de las Américas sería aproximadamente de 2.68 Pg de C (1.25 a 4.11 Pg de C), lo que asciende a un total de 9.81 Pg de CO₂eq. (4.56 a 15.06 Pg de CO₂eq.) durante 20 años. Representa el potencial de mitigar cerca de 7.9% (3.7 al 12.2%) de las emisiones anuales totales mundiales netas antropogénicas de GEI debidas a la agricultura y el 4.1% (1.9 al 6.3%) de las emisiones globales debidas a la agricultura, la silvicultura y otros usos de la tierra. Ante la información brindada en este documento, creemos que las prácticas de manejo sostenible sugeridas por la iniciativa LiSAm pueden orientar los nuevos protocolos para frenar la degradación de la tierra, fomentar la salud del suelo y el secuestro de C en el suelo de las Américas.

1 Secuestro de C en el suelo para fomentar la seguridad alimentaria y mitigar el cambio climático

Se espera que la población mundial alcance los 9.7 mil millones de personas en 2050 (United Nations, 2019). El crecimiento de la población ejerce presión sobre los recursos naturales para satisfacer las crecientes demandas de necesidades humanas básicas, tales como alimentación, fibra, agua fresca y energía. En respuesta a las actividades antrópicas intensivas, las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) a la atmósfera han experimentado un crecimiento sin precedentes desde el período de la revolución preindustrial (IPCC 2021). A consecuencia del incremento en las emisiones de GEI, la temperatura promedio de la Tierra aumentó 1.1 °C en comparación con los períodos preindustriales, con un incremento incluso mayor (1.6 °C) en los continentes. Por consiguiente, el calentamiento global inducido por los humanos ha afectado las condiciones climáticas en todo el globo (IPCC 2021). Los cambios climáticos han aumentado la frecuencia de condiciones meteorológicas extremas, lo que amenaza la producción de alimentos y el bienestar humano en las décadas venideras.

A la luz de este escenario actual, entre los grandes desafíos de la humanidad en el siglo XXI se encuentran garantizar la seguridad alimentaria y mitigar el calentamiento global. Teniendo en mente la importancia de que todos los países del mundo tomen medidas conjuntas para mitigar las emisiones de GEI y las consecuencias negativas del cambio climático, el Acuerdo de París fue firmado por

la mayoría de los países con el fin de asegurarse de que el calentamiento global permanezca por debajo de los 2 °C para 2050, con esfuerzos para limitarlo a 1.5 °C (Rogelj *et al.* 2016).

Se han propuesto varias vías para mitigar el cambio climático como opciones económicamente eficaces para descarbonizar la atmósfera, entre ellas, las tecnologías para capturar, utilizar y almacenar C (CCUS, por sus siglas en inglés) (p. ej., Wei *et al.* 2021), la bioenergía con tecnologías de captura y almacenamiento de C (BECCS) (p. ej., Hanssen *et al.* 2020) y las soluciones basadas en la naturaleza (p. ej., Girardin *et al.* 2021, Seddon *et al.* 2021), también llamada la solución climática natural (Griscom *et al.* 2017). Las soluciones más prometedoras basadas en la naturaleza se asocian con la restauración de bosques nativos, la recuperación de praderas/pasturas y la adopción de prácticas de manejo agropecuario climáticamente inteligentes (Girardin *et al.* 2021, Horton *et al.* 2021). Las soluciones basadas en la naturaleza pueden proporcionar muchos beneficios ecológicos y socioeconómicos (Girardin *et al.* 2021) gracias a la extracción del CO₂ de la atmósfera por medio de la fotosíntesis realizada por las plantas y el almacenamiento de C en la biomasa viva de plantas y animales, o en el suelo. Actualmente, la tierra (suelo y vegetación) absorbe cerca de un tercio de todas las emisiones antropogénicas (Friedlingstein *et al.* 2020).

Se estima que las reservas mundiales de C orgánico en el suelo varían entre 1,500 y 2,400 Pg (~5,500–8,800 Pg de CO₂) a una profundidad de 0 a 1 m (Lal 2018, Smith *et al.* 2020, Lal *et al.* 2021). El suelo representa el reservorio terrestre más grande de C (**figura 1**) y equivale a aproximadamente tres veces las reservas de C en la vegetación y dos veces las reservas de C en la atmósfera (Smith *et al.* 2020, Lal *et al.* 2021). Por consiguiente, los cambios pequeños en las reservas de C pueden entonces tener impactos considerables en la atmósfera y el cambio climático. Existen estimados recientes que muestran que el C del suelo representa el 25% del potencial de soluciones basadas en la naturaleza (potencial total, 23.8 Pg de CO₂ equivalente al año), del cual el 40% consiste en proteger el C existente en el suelo y el 60% es para reconstruir las reservas agotadas (Bossio *et al.* 2020). Históricamente, los suelos cultivados han perdido 115–154 Pg de C liberándolo a la atmósfera (Sanderman *et al.* 2017, Lal 2018) y, por ende, la restauración de las reservas de C del suelo puede compensar esas emisiones.

FIGURA 1

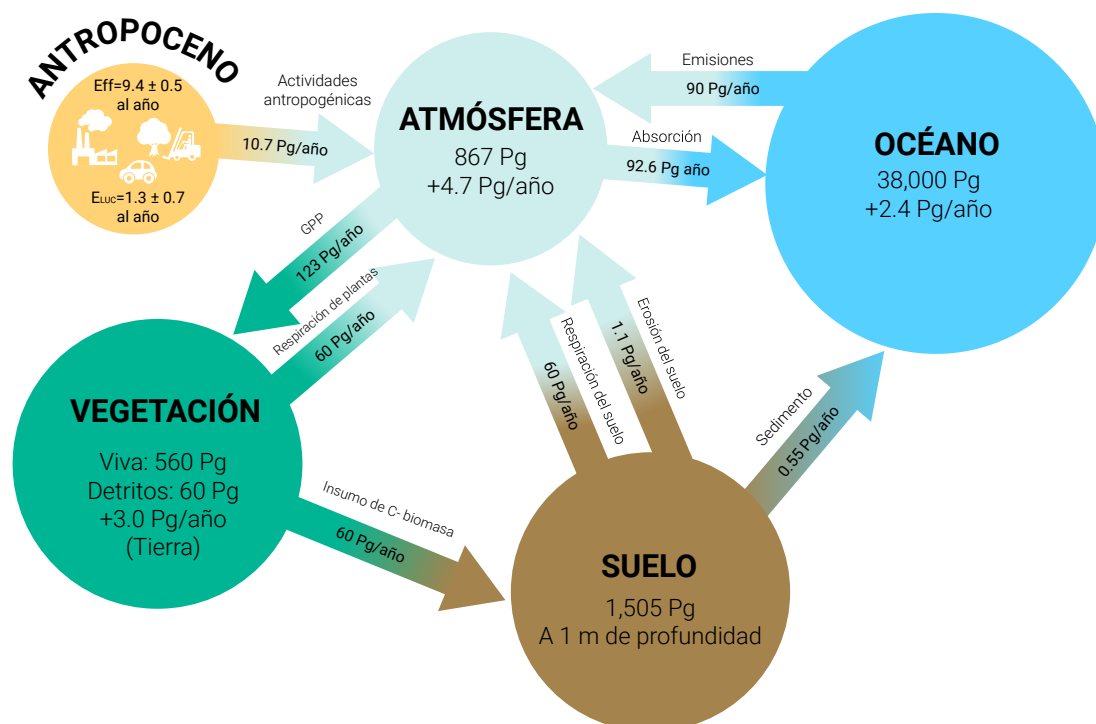


Figura 1. El ciclo contemporáneo mundial de C. Los datos dentro de las flechas indican flujos (Pg de C/año), los que se encuentran dentro de los círculos indican la magnitud de las reservas y los datos en círculos con el signo de + indican la tasa anual de cambio de las reservas. Dentro del círculo denominado Antropoceno, EFF son las emisiones por combustibles fósiles y ECUT son las emisiones debidas a la conversión en el uso de la tierra. Las reservas atmosféricas se calculan con base en 406.29 ppmv de CO_2 al 26 de noviembre de 2017 (0.040629% por volumen) y 0.06122% por masa de atmósfera y son de $5.148 \times 10^{21} \text{ g}$, con un contenido de $3,177 \text{ Pg CO}_2$ o bien 867 Pg de C. Las referencias para los datos utilizados en la construcción de esta figura se pueden encontrar en Lal (2018). Fuente: Lal (2018).

Aunque el suelo puede actuar como fuente de CO_2 y de otros GEI, si se maneja bien puede convertirse en un gran sumidero de CO_2 atmosférico. La introducción de un uso sensato de la tierra y de prácticas de manejo con base científica puede prevenir las emisiones de C y extraer CO_2 atmosférico (Paustian *et al.* 2016), con lo que el suelo se convierte en una técnica de emisiones negativas (Smith 2016). Los suelos saludables y recarbonizados ayudan a entregar seguridad alimentaria y climática (Lal 2004, Horton *et al.* 2021, Lal *et al.* 2021), así como otros servicios ecosistémicos esenciales, tales como biodiversidad y calidad del agua (Smith *et al.* 2021).

No obstante, fomentar el secuestro de C en el suelo es una tarea compleja que toma tiempo (Smith *et al.* 2021). Para lograr el secuestro en el suelo, las prácticas de manejo sostenible deben abordar los dos principios de "oro": i) proporcionar entradas abundantes y continuas de C al suelo para incrementar las reservas de C (es decir, incrementar los ingresos de C); y ii) reducir las emisiones de GEI provenientes del suelo (a saber, reducir las pérdidas de C). En la naturaleza, no

todo el CO_2 extraído de la atmósfera por las plantas se almacena realmente en la biomasa vegetal o en el suelo durante mucho tiempo. Cuando una planta muere o es cosechada, la mayor parte del C (60-90%) incorporado en forma de componentes orgánicos en su biomasa, tanto por encima como por debajo del suelo, regresa a la atmósfera en forma de CO_2 durante el proceso de descomposición mediado por el biota del suelo. El C que permanece en el suelo es incorporado y estabilizado en los diferentes reservorios de materia orgánica del suelo (**figura 2**), tales como la materia orgánica particulada y la asociada a minerales, las que tienen una distinta composición, tiempo de persistencia y funcionalidad en el suelo y en el medio ambiente (Lavallee *et al.* 2020).

FIGURA 2

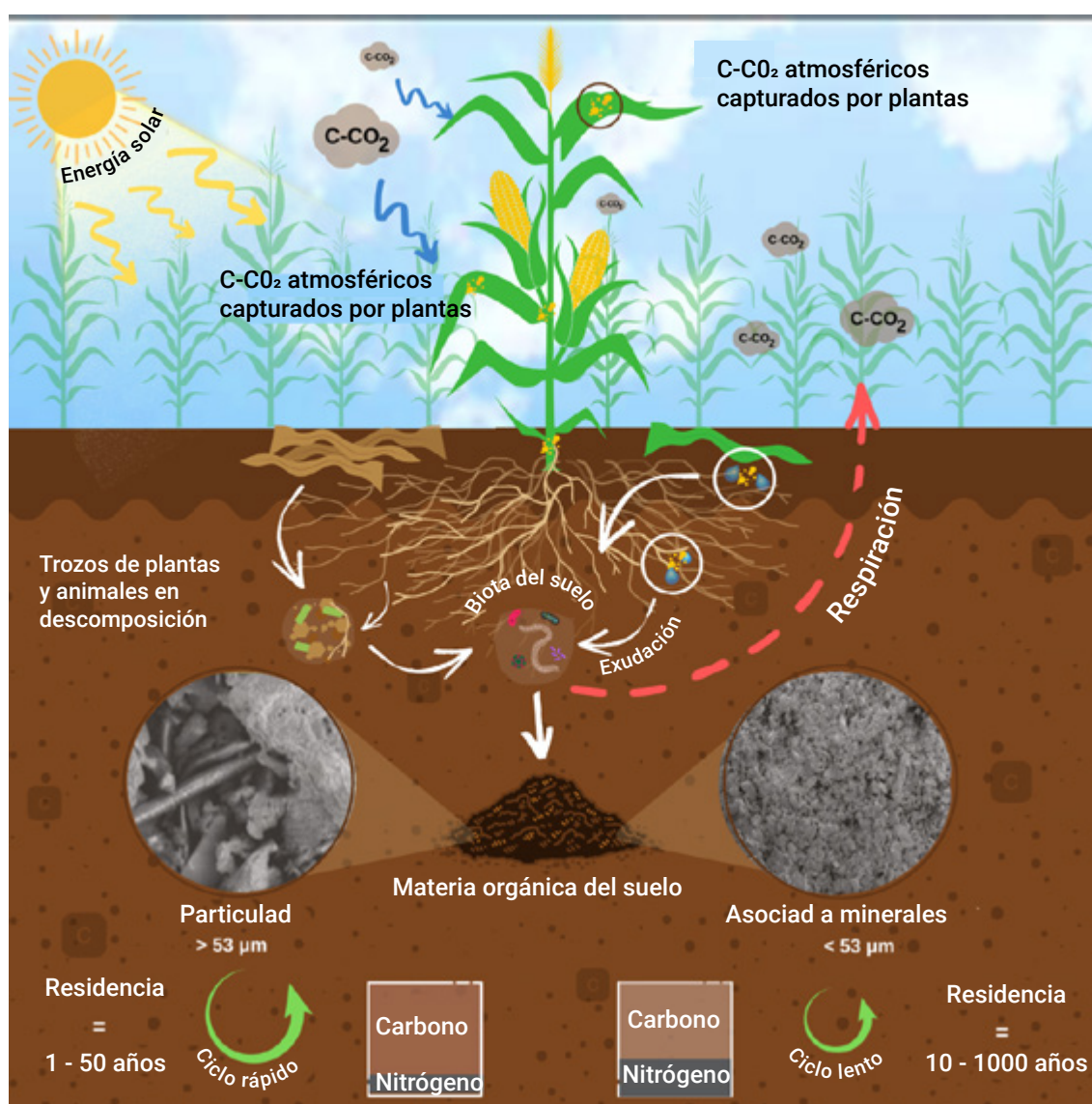


Figura 2. Cómo el C pasa por el ciclo entrando y saliendo del suelo, resaltando el almacenamiento de C en el suelo en diferentes reservorios de materia orgánica del suelo (particulada y asociada a minerales).

Fuente: rediseñado con base en Jocelyn Lavallee.

La fracción de materia orgánica particulada puede acumularse infinitamente en el suelo; pero se mineraliza con más rapidez (corto tiempo de residencia en el suelo), por lo que contribuye al ciclo de nutrientes y al sostenimiento de la actividad biológica. En contraste, la fracción de materia orgánica asociada con minerales está sujeta a saturación; pero tiene una mayor estabilidad y persistencia en el suelo y, por ende, es clave para la estructura del suelo y para secuestrar el C durante más tiempo. A fin de sustentar suelos saludables, ambas fracciones son importantes, pues cada una de ellas lleva a cabo sus funciones específicas (Hoffland *et al.* 2020).

Los flujos, las reservas y la transformación del C en el continuo suelo-planta-atmósfera están regulados por determinantes locales y regionales, tales como las características inherentes del suelo, la cantidad y calidad (composición bioquímica) de los ingresos de C derivados de las plantas, las condiciones meteorológicas y las opciones de manejo del suelo (Lal 2018, Wiesmeier *et al.* 2019). En general, las condiciones climáticas tropicales, tales como las observadas en gran parte del territorio de América Latina, favorecen la respiración microbiana en el suelo, lo que lleva a pérdidas de C a la atmósfera mayores que en las condiciones de climas templados (como las que se observan en la mayor parte de América del Norte). Por otra parte, si se manejan bien, los ecosistemas tropicales pueden apoyar un mayor crecimiento de la biomasa (es decir, más extracción de CO₂) y, en consecuencia, se añaden cantidades más grandes de C a los suelos.

De hecho, independientemente de la ubicación, la región de las Américas tiene un gran potencial para contribuir a la mitigación del cambio climático y al establecimiento de estrategias de adaptación. Un extenso cúmulo de investigaciones ha mostrado múltiples opciones para las prácticas de manejo sostenible que se podrían adoptar en las diferentes regiones agroecológicas del hemisferio para secuestrar el C y contribuir a regular el clima, producir alimentos y otros beneficios ambientales, tomando en cuentas las preferencias sociales y los contextos económicos. Entre los ejemplos de prácticas de manejo agropecuario funcionales y factibles se encuentran la labranza de conservación, la gestión del pastoreo, las enmiendas orgánicas (estiércoles, residuos agroindustriales y biocarbón), los cultivos de cobertura, el acolchado, el manejo de la fertilidad, los sistemas agropecuarios integrados (agrosilvicultura, sistemas silvopastoriles y de cultivo-ganado-bosque integrados) y la gestión del agua, entre otros (Smith *et al.* 2008, Paustian *et al.* 2016, Lal *et al.* 2021). Estimados recientes revelaron que solo las tierras de cultivo en las Américas pueden promover aumentos en las reservas de C del suelo que van de 0.24 a 0.50 Pg a⁻¹ en un período de 20 años (Zommer *et al.* 2017).

Sin embargo, para alcanzar este potencial de secuestro de C en el suelo, se necesita establecer agendas técnicas y políticas nacionales e internacionales bien orientadas para fomentar y subvencionar la implementación de medidas prácticas y aplicables sobre la salud de los suelos y el secuestro de C. Además, las directrices para monitorear, verificar e informar los resultados son fundamentales para evaluar la eficacia de dichas medidas. En este contexto, el 5 de diciembre de 2020, en el Día Mundial del Suelo, se lanzó una iniciativa continental, llamada “Suelos Vivos de las Américas (LiSAm, por sus siglas en inglés)”, encabezada por el Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA)¹ y el Centro de Manejo y Secuestro de Carbono de la Universidad Estatal de Ohio (C-MASC). La LiSAm es una extensa red en la que participan gobiernos, organizaciones internacionales, universidades, el sector privado y organizaciones de la sociedad civil que unirán esfuerzos para frenar la degradación de la tierra y, en consecuencia, promover la salud de los suelos, el secuestro de C y otros beneficios asociados para la humanidad.

En las siguientes secciones de este documento, se presentarán y discutirán las principales metodologías utilizadas para medir las reservas de C del suelo y las emisiones de GEI en el campo, el uso de la tierra y las reservas de C del suelo en la actualidad y el potencial de secuestrar C en el suelo mediante la adopción de prácticas de manejo sostenible en el hemisferio.

In the following sections of this document, the main methodologies used for measuring soil C stocks and GHG emissions in the field, current land use and soil C stocks, and potential soil C sequestration through the adoption of sustainable management practices in the hemisphere will be presented and discussed.

■ **Medición de reservas de C del suelo y emisiones de GEI**

Mediciones de reservas de C del suelo en el campo

Los cambios en las reservas de C del suelo inducidos por los cambios en el uso de la tierra y las prácticas de manejo se pueden evaluar mediante la utilización de dos enfoques principales, diacrónico y sincrónico. En el enfoque diacrónico, se deben conducir experimentos sobre el terreno en los cuales se miden las reservas de C del suelo con el correr del tiempo en las mismas parcelas experimentales

1. <https://www.iica.int/es>

sujetas a diferentes usos de la tierra o sistemas de manejo. Este enfoque ofrece una buena precisión y repetibilidad de las mediciones; pero es costoso y suele tener un límite de tiempo. Por otra parte, en el enfoque sincrónico o de cronosecuencias, se toman al mismo tiempo muestras de diferentes parcelas que han estado sometidas a diferentes sistemas de uso del suelo o de manejo durante períodos conocidos a partir de un estado inicial de referencia y las reservas de C del suelo se comparan con las de suelos sujetos a este estado inicial de referencia. Este enfoque se basa en el supuesto de que el espacio es el sustituto del tiempo, en el cual las condiciones iniciales del suelo de un área sometida a diferentes sistemas de uso de la tierra o de manejo son muy similares y que, de hecho, ninguno de los factores (tipo de suelo, clima, relieve, etc.), aparte del uso de la tierra o su manejo, está influyendo en los resultados. Por lo tanto, la precisión y confiabilidad de los datos recolectados con el uso del enfoque sincrónico depende de un proceso sensato para seleccionar los sitios del estudio, los cuales deben ser verdaderamente comparables. Si se desea saber más acerca de los enfoques sincrónico y diacrónico para evaluar los cambios en las reservas de C del suelo, recomendamos consultar Costa Junior *et al.* (2013).

Una vez que se define el enfoque de evaluación, las mediciones directas de las reservas de C del suelo dependen de la metodología adecuada para muestrear el suelo, la cual debe ser compatible con el Refinamiento de 2019 en las Directrices del IPCC para Inventarios Nacionales de Gases de Efecto Invernadero de 2006 (IPCC 2019b), así como con las normas ISO concernientes al muestreo de calidad del suelo (p. ej., ISO 18400-101:2017; ISO 18400-102:2017; ISO 18400-104:2018; ISO 18400-205:2018). Se dispone de otra información valiosa relacionada con el muestreo de suelos para medir el C del suelo en Cerri *et al.* (2013), Wills *et al.* (2018), FAO (2020) y Smith *et al.* (2020).

Diseño del muestreo de suelos

El muestreo de suelos para mediciones directas tiene que lidiar con la variabilidad espacial natural e inducida por los humanos en las reservas de C del suelo de la zona. Por consiguiente, los puntos para muestrear el suelo deben ser lo más representativos posible de toda el área que se está caracterizando. La preselección del área de donde se tomarán las muestras se podría realizar con el uso de mapas de suelo, mapas de uso de la tierra, fotografías aéreas, imágenes satelitales y el historial de usos de la tierra. En paralelo con el trabajo de oficina, se pueden realizar visitas a los sitios para establecer la ubicación de los puntos de muestreo.

En el terreno, se usa ampliamente el esquema sencillo de muestreo aleatorio para representar una particular práctica de manejo o uso del suelo, sobre todo cuando se utiliza el enfoque sincrónico (es decir, cronosecuencias o áreas pareadas) para evaluar los cambios de C en el suelo. Esta es la manera más sencilla de seleccionar muestras independientes y sin sesgos, cuyas ubicaciones muestrales tienen, cada una, igual probabilidad de ser seleccionadas (Wills *et al.* 2018). En cada punto de muestreo, recomendamos establecer una cuadrícula de 3×3, en la que cada punto quede a 50 m del otro, con un total de nueve puntos que cubran una superficie de una hectárea (**figura 3**).

Además de definir un número adecuado de puntos de muestreo, la profundidad del muestreo es un factor crucial para evaluar adecuadamente los cambios en las reservas de C del suelo (Smith *et al.* 2020). El IPCC (IPCC 2006) recomienda considerar al menos los 0.3 m superiores del perfil y adaptarla según las situaciones específicas. Los primeros 30 centímetros del perfil del suelo constituyen la capa más afectada por las prácticas de manejo y el uso de la tierra, ya que es la principal zona de crecimiento radicular y actividad biológica. Por consiguiente, se espera que en esta capa superficial ocurran los mayores cambios de C del suelo. Sin embargo, la adopción de cultivos comerciales y de cobertura con raíces profundas en los planes de rotación de cultivos y la introducción de árboles como componente de los sistemas agropecuarios integrados (p. ej., agrosilvicultura, sistemas silvopastoriles y de cultivo-ganado-bosque) son algunas de las razones por las que se han recomendado muestreos más profundos de suelo (hasta 1 m o más de profundidad) para lograr una evaluación adecuada de los cambios de C en el suelo con el correr del tiempo (Cerri *et al.* 2013, FAO 2020, Smith *et al.* 2020). Con base en ello, se podrían tomar muestras de las siguientes capas de suelo: 0-0.1, 0.1-0.2, 0.2-0.3, 0.3-0.4, 0.4-0.6, 0.6-0.8 y 0.8-1.0 m para tres de cada nueve zanjas y 0-0.1, 0.1-0.2, 0.2-0.3 m en las otras seis zanjas (**figura 3**). En las zanjas de 1 m de profundidad, se recomienda recolectar dos o tres muestras en cada capa hasta los 30 cm, para aumentar la cantidad de muestras y, en consecuencia, la precisión del contenido de C en el suelo y los datos de densidades aparentes. En resumen, en cada área del estudio se recolectará un total de 63 muestras no perturbadas para cuantificar el contenido de C en el suelo (9 puntos x 7 capas) y la misma cantidad (63) de muestras no perturbadas para determinar la densidad aparente.

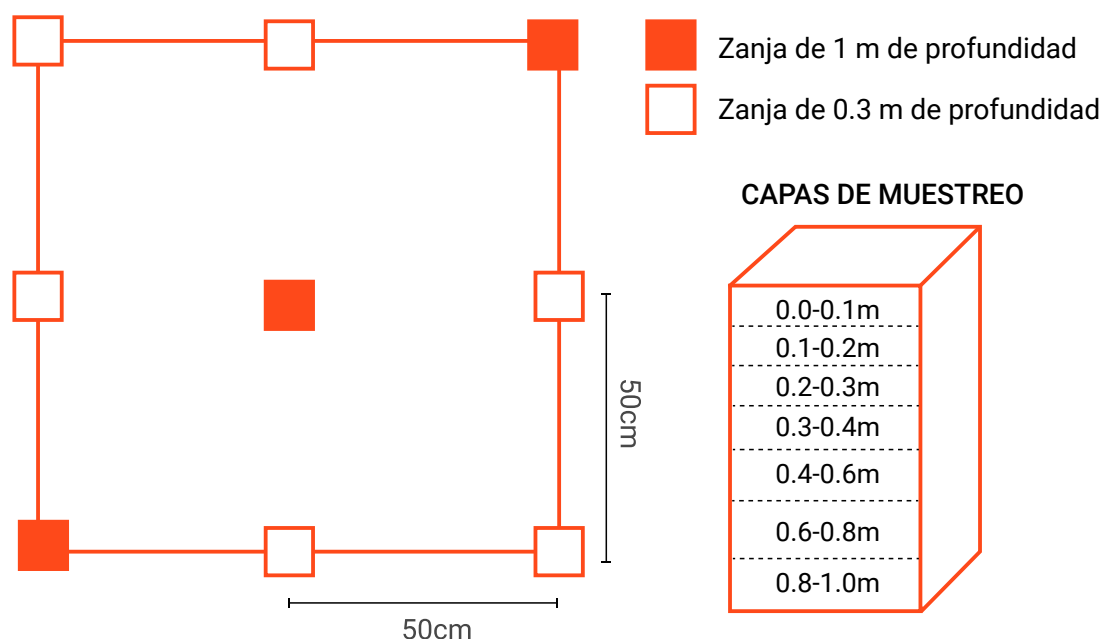
FIGURA 3

Figura 3. Diseño del muestreo de suelos para determinar el C y la densidad aparente del suelo, parámetros usados para calcular las reservas de C del suelo. Nueve zanjas cubren un área de una hectárea, de las cuales seis zanjas se usan para tomar muestras de las capas 0-0.1, 0.1-0.2 y 0.2-0.3 m y en las tres zanjas restantes se toman muestras de suelo de las capas 0-0.1, 0.1-0.2, 0.2-0.3, 0.3-0.4, 0.4-0.6, 0.6-0.8 y 0.8-1.0 m.

Cabe mencionar que este protocolo de muestreo de suelos se puede adaptar según las condiciones específicas del sitio. Por ejemplo, cuando se toman muestras de parcelas experimentales (enfoque diacrónico), probablemente se tendrá que reducir la cantidad de puntos y la distancia entre ellos, debido al tamaño limitado de las parcelas. En estos casos, se pueden recolectar muestras en las tres zanjas centrales (dos de 0.3 m de profundidad y una de 1 m de profundidad), por ejemplo. La menor cantidad de muestras recolectadas en cada parcela queda compensada por el número de repeticiones (bloques) en el campo y por el control local estricto de los experimentos. Es más, en los experimentos de largo plazo, a veces se recolectan muestras de suelo utilizando barrenos o sondas específicas, en vez de zanjas, para evitar la perturbación repetida del suelo en las parcelas con el transcurso del tiempo.

Procedimientos de muestreo

El primer paso en el muestreo de suelos consiste en quitar la vegetación o la basura vegetal de la superficie del suelo. Cuidadosamente, se debe desempolvar la basura vegetal fina que está más cerca de la superficie del suelo, evitando

quitar las partículas de suelo de la capa superficial. Después de eso, se cavan las zanjas hasta la profundidad deseada de muestreo. Este proceso puede ser manual o mediante el uso de miniexcavadoras, particularmente para las zanjas más profundas. Las zanjas más profundas medirán 1.5 (de profundidad) × 1.5 (de longitud) × 1.0 (de anchura) m y las zanjas más pequeñas medirán 0.4 × 0.4 × 0.4 m. Un aspecto crítico que se debe considerar durante la excavación de zanjas es el de preservar al menos dos paredes de la zanja, impidiendo perturbaciones en la estructura del suelo cuando se toman las muestras.

En la pared de la zanja, se recolectan muestras de suelo, capa por capa desde la parte superior hasta la inferior, utilizando una espátula o herramientas similares. Además, al lado de las áreas en donde se recolectaron las muestras para cuantificar el C, se tienen que tomar muestras no perturbadas (es decir, con la estructura preservada) usando un cilindro metálico ($\sim 100 \text{ cm}^3$) para determinar la densidad aparente del suelo. Las muestras de suelo se deben acondicionar en bolsas plásticas previamente etiquetadas y se deben llevar al laboratorio para su preparación y análisis.

Determinación del contenido de carbono y de la densidad aparente

Las muestras se deben secar al aire, homogeneizar y cribar en un tamiz de 2 mm. La fracción que mida más de 2 mm se tiene que pesar para calcular la reserva adecuada de C para la capa de suelo dada, aunque se considera que esta fracción está libre de C. Las submuestras (10 g) del suelo cribado en los tamices de 2 mm deben molerse y cribarse a 0.150 mm (100 mallas) para determinar el C mediante la combustión en seco (Nelson y Sommers 1996). Se debe determinar el C total por combustión en seco usando un analizador elemental (horno a 1,100-1,500 °C con oxígeno puro). Este método proporciona el C total, el cual está compuesto de C inorgánico (proveniente de los carbonatos) y C orgánico. En la mayor parte de los suelos tropicales, el contenido de C inorgánico es pequeño; por lo tanto, el contenido de C total determinado por la combustión en seco es mayormente la fracción orgánica. Sin embargo, en los suelos que tienen un elevado contenido de carbonatos, la determinación del C orgánico se puede hacer mediante oxidación húmeda con dicromato (Walkley y Black 1934) o por medio de la combustión en seco después de eliminar previamente los carbonatos con un ácido, por lo general el HCl 0.1M (Schumacher 2002).

Las muestras no perturbadas se secan en un horno a 105 °C durante 48 h y se pesan. Luego, se puede calcular la densidad aparente (Mg m^{-3}) dividiendo la masa seca de suelo entre el volumen del cilindro (Dane y Topp 2002).

Cálculo de las reservas de C del suelo y de la tasa de cambio de C del suelo

Las reservas de C del suelo se calculan para todas las capas de suelo, según la ecuación 1:

$$\text{Reservas de C del suelo} = C \times \text{densidad aparente} \times \text{capa de suelo} \quad (\text{Ec. 1})$$

en donde las reservas de C se expresan en Mg ha^{-1} ; C es el contenido del elemento en %; la densidad aparente se expresa en Mg m^{-3} ; y la capa de suelo es el espesor de la capa muestreada en cm.

Como las reservas de C del suelo también dependen de la densidad aparente, existen factores como el tráfico de maquinaria, el pisoteo de los animales y la labranza del suelo que afectan la densidad aparente del suelo e influyen en los resultados al subestimar o sobreestimar los verdaderos cambios en las reservas de C del suelo inducidos por las prácticas de uso de la tierra y de manejo. Por consiguiente, la metodología más ampliamente aceptada para corregir las reservas de C del suelo se fundamenta en el enfoque de masa equivalente (Ellert y Bettany 1996). Las reservas de carbono en las áreas que se están evaluando deben calcularse según la profundidad equivalente, es decir, considerando la profundidad que contiene la misma masa de suelo que la capa correspondiente del área de referencia. En general, el uso previo de la tierra (p. ej., pastizal o sitio de cultivo anual) o un sitio con vegetación nativa se considera como referencia, dependiendo del historial de uso de la tierra en la zona evaluada.

La tasa de cambio en las reservas de C del suelo ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) inducida por la práctica de manejo o el uso de la tierra que se haya adoptado con el correr del tiempo se puede calcular según la ecuación 2.

$$\text{Tasa de cambio de reservas de C del suelo} = \frac{\text{Reservas de C del suelo}_{\text{final}} - \text{Reservas de C del suelo}_{\text{inicial}}}{\text{Años}} \quad (\text{Ec. 2})$$

en donde, Tasa de cambio de las reservas de C del suelo es la tasa anual de pérdida o acumulación de C ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) en un escenario dado de manejo; Reservas de C del suelo final son las reservas actuales de C en el suelo (Mg ha^{-1}) después de un tiempo dado de haber adoptado el manejo; Reservas de C del suelo inicial son las reservas de C de referencia (Mg ha^{-1}) en el pasado (línea base); y Años son el período durante el cual se ha adoptado tal manejo.

Medición de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) en el campo

Continuamente se están emitiendo gases de efecto invernadero (CO_2 , CH_4 y N_2O) del suelo a la atmósfera. Sin embargo, la cuantificación de estos gases y la extrapolación de los resultados para una zona dada o período dado sigue siendo un desafío debido a su baja concentración y a la variabilidad espacio temporal de las emisiones en el medio ambiente. A pesar de ello, existen varios métodos para muestrear los GEI sobre el terreno, desde los métodos más sencillos y ampliamente utilizados de recintos (cámaras estáticas y dinámicas) hasta los métodos micrometeorológicos más complejos y caros (p. ej., torre de covarianza de vórtices) (*figura 4*).

FIGURA 4



Figura 4. Metodologías usadas para muestrear en el campo los gases de efecto invernadero emitidos del suelo. a) cámaras estáticas; b) cámaras dinámicas, c) torre de covarianza de vórtices. Fotos: Carlos E.P. Cerri

Las cámaras estáticas son el método más ampliamente utilizado porque es más barato y más sencillo de usar. Sin embargo, una cámara estática cubre una pequeña área superficial de suelo y se necesitan muchas cámaras para lograr un estimado representativo de las emisiones. También, el muestreo del aire es manual y consume mucho tiempo. Por otra parte, los métodos más complejos tienen la ventaja de brindar una medición continua y automática y lograr la integración espacial de los flujos; pero son caros, difíciles de mantener sobre el terreno y requieren más pericia para lidiar con los datos.

Como las cámaras estáticas siguen siendo la metodología más ampliamente utilizada, detallaremos el muestreo de GEI en el campo utilizando este tipo de metodología, según Cerri et al. (2013). También, independientemente de los

métodos usados, el protocolo debe concordar con el Refinamiento de 2019 de las Directrices del IPCC de 2006 para Inventarios Nacionales de Gases de Efecto Invernadero (IPCC 2019b).

Muestreo de GEI utilizando cámaras estáticas

El sistema de cámaras estáticas se compone de dos partes, la base y la cámara. Se recomienda que las cámaras tengan un aislamiento térmico adecuado y que estén hechas de un material que no permita que aumente la temperatura interna. La altura de la cámara afecta la calidad de la medición en la cámara de varias formas. Para determinar mejor las dimensiones de la cámara, se necesita evaluar el tiempo de incubación. Las cámaras grandes con un corto tiempo de incubación resultan en un flujo subestimado de GEI, en tanto que las cámaras pequeñas con un tiempo largo de incubación sobreestiman los resultados. Por ejemplo, en los cañaverales, Cerri et al. (2013) recomendaban una cámara rectangular de 0.70 × 0.45 m, cuyas dimensiones se asocian con el espaciamiento tradicional entre los surcos (1.5 m). Se recomienda usar abanicos dentro de la cámara para homogeneizar el aire, especialmente en cámaras grandes.

En el campo, la base debe insertarse en el suelo un día antes de empezar el muestreo de gases. Se recomienda insertar la base a una profundidad de 0.05-0.10 m en el suelo. Si la base se introduce a una profundidad de menos de 0.05 m, puede ocurrir un intercambio gaseoso entre el interior y el exterior de la cámara, en tanto que a una profundidad de más de 0.1 m se puede modificar el movimiento del agua del suelo que está dentro de la cámara y, en consecuencia, afectar los flujos de GEI.

Se deben tomar muestras de gases en el tiempo más corto posible para observar un incremento mensurable en la concentración de GEI en el espacio superior. Las muestras iniciales de gases en el espacio superior se recolectan utilizando jeringas de nylon de 20 ml al inicio de la incubación y, a guisa de orientación, a intervalos de 15, 30 y 45 minutos de allí en adelante. Esta es una recomendación general, pero puede ocurrir una variación en este período de evaluación dependiendo de los GEI analizados. Las muestras recolectadas se transfieren a viales sellados previamente evacuados. Para muestrear y almacenar los GEI, se recomienda utilizar recipientes presurizados (viales, tubos de recolección Exetainers™ y Vacutainers™). No se aconseja almacenar las muestras de gases con el uso de jeringas (jeringas plásticas o de vidrio). Durante el período de muestreo, se aconseja recolectar muestras estándares (concentración promedio conocida) de gases para analizar la confiabilidad del sistema de almacenamiento de GEI.

Para analizar los flujos de gases, las muestras contenidas en los viales se deben inyectar en el cromatógrafo de gases.

La temperatura del espacio superior durante el muestreo de gases en el campo raras veces es la misma que la temperatura del laboratorio al momento de analizar la muestra de aire. Por eso, se debe corregir la temperatura con base en la ley del gas perfecto. Durante el muestreo de gases se deben realizar mediciones de la presión atmosférica, la temperatura del suelo y la humedad del suelo. Las muestras se deben almacenar en viales y la duración máxima de almacenamiento de la muestra debería ser de 30 días.

El momento para muestrear gases depende de la situación evaluada. Por ejemplo, para monitorear a largo plazo el cambio en el uso de la tierra, se recomienda recolectar muestras durante el año cada 15 o 30 días, abarcando la estacionalidad de las emisiones de GEI que ocurren en las temporadas lluviosa y seca. Por otra parte, cuando se evalúan prácticas específicas de manejo, tales como fertilización con minerales, el período de muestreo podría ser diario durante los primeros 15 días y luego cada tres días durante los 15 días siguientes. Para abonos/compost orgánicos, el período de muestreo debe ser más prolongado que para abonos minerales, recolectándose diariamente durante los primeros 15 días y luego cada tres días en los siguientes 75 días para un total de 90 días. Para la labranza del suelo, el pico de la emisión de GEI ocurre en los primeros días después del manejo, por consiguiente, se recomienda realizar muestreos diarios durante los primeros 15 días y de allí en adelante la frecuencia del muestreo puede ser menor, por ejemplo, cada tres días durante los siguientes 15 días y cada 7 días en los siguientes 30 o 45 días.

Análisis y resultados de GEI

Se puede utilizar un cromatógrafo de gases para analizar las concentraciones de GEI: un detector de captura de electrones (^{63}Ni) operado a 230°C para determinar las concentraciones de CO_2 y N_2O y un detector de ionización de llama (FID) para cuantificar la concentración de CH_4 en la misma muestra. Se utilizan gases certificados como estándares, luego se calculan los flujos con base en el cambio lineal de la concentración del gas recolectado de la cámara durante el período de incubación. Como alternativa a las cámaras estáticas, cuando sea posible, se puede utilizar la técnica de covarianza de vórtices para medir los flujos casi continuamente. El principio de este enfoque micrometeorológico es que la tasa de intercambio (flujo) de un oligogás en la interfaz entre la atmósfera y un dosel de plantas se puede calcular como la covarianza entre las fluctuaciones de la velocidad vertical del viento y este gas (Baldocchi 2003).

Se calculan los flujos de los GEI a partir del incremento de su concentración durante el período de incubación cuando la cámara está fijada a la base y se expresan como medias aritméticas con desviación estándar. Los flujos acumulativos se calculan graficando los flujos diarios con el correr del tiempo, interpolando linealmente entre ellos e integrando el área bajo la curva.

Evaluación a gran escala de las reservas de C del suelo y las emisiones de gases de efecto invernadero

Considerando los diversos factores que influyen directamente en el secuestro de C en el suelo y en las emisiones de GEI, tales como: tipo de suelo (principalmente en relación con la fracción mineral), tipo de vegetación (contribución de la parte aérea y del sistema radicular), clima (seco/frío frente a húmedo/caliente), relieve (por ejemplo, la topografía puede favorecer la acumulación de C en las regiones de bajura), organismos (cantidad y diversidad funcional), prácticas de manejo (las prácticas de conservación, tales como pasturas bien manejadas, sistemas de labranza cero y sistemas integrados cultivo-ganado-bosque tienden a aumentar el C en el suelo, mientras que los pastos degradados y el uso excesivo de arado/gradeo tienden a reducir el C del suelo); su evaluación adecuada es una actividad compleja asociada a una incertidumbre variable con los resultados obtenidos. En este contexto, se han propuesto varios enfoques en un intento por evaluar los cambios en las reservas de C del suelo y las emisiones de GEI, principalmente las debidas a los cambios en el uso de la tierra y/o la adopción de prácticas de manejo.

Entre los principales enfoques existentes (**figura 5**) para estimar la variación de reservas de C y emisiones de GEI, utilizando herramientas o bien hojas de cálculo, se puede mencionar el sistema del Proyecto de Beneficios del Carbono (CBP, por sus siglas en inglés), la herramienta EX-ACT propuesta por la FAO. Además, existen métodos de cálculo basados en el nivel 1, el nivel 2 y el nivel 3 del IPCC. Estos enfoques sirven para obtener información general, pero no reemplazan una evaluación más específica fundamentada en el muestreo sobre el terreno y la determinación de niveles de C en el suelo con el uso de un analizador elemental (método de combustión en seco).

FIGURA 5

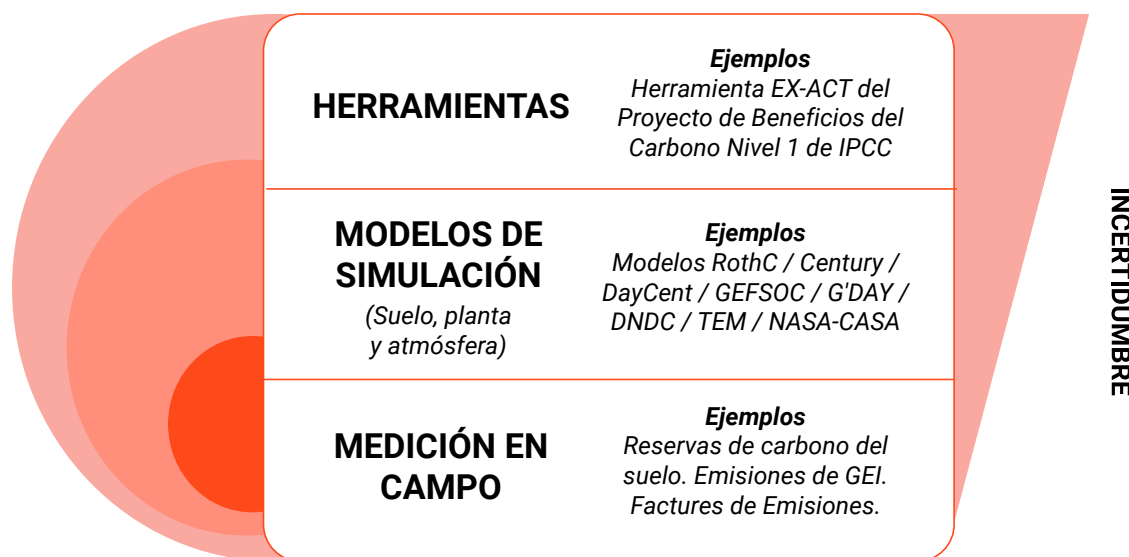


Figura 5. Enfoques para evaluar el C del suelo y las emisiones de gases de efecto invernadero desde el campo (menos incertidumbre) hasta el nivel regional/nacional (más incertidumbre).

El Proyecto de Beneficios del Carbono (CBP) ofrece herramientas para los proyectos destinados a la agricultura y la silvicultura, con el fin de estimar el impacto de sus actividades en la mitigación del cambio climático, y cubre tanto los cambios en las reservas de C como las emisiones de gases de efecto invernadero. Las herramientas se pueden utilizar en todas las etapas de un proyecto, son gratis y relativamente fáciles de utilizar. Las herramientas se dividen en un módulo “sencillo” y uno “detallado” y fueron desarrolladas por la Universidad Estatal de Colorado y sus socios como parte de un proyecto cofinanciado por el Fondo para el Medio Ambiente Mundial (FMAM) dirigido por el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente del PNUD. El módulo simplificado utiliza valores estándares (“predeterminados”) extraídos de publicaciones para estimar las reservas de C y las emisiones de gases. En el módulo detallado, el usuario debe insertar información más específica acerca de los cambios en el uso de la tierra y en las prácticas de manejo agropecuario, tales como la cantidad de abonos aplicados, los tipos de cultivos, las formas de preparar el suelo, etc. Ambos módulos del CBP generan, como resultado, información general sobre la situación evaluada y proporcionan las incertidumbres respectivas asociadas con los estimados. Tales herramientas son útiles en la evaluación general de proyectos que procuran directa o indirectamente evaluar, aproximadamente, los impactos de sus actividades en las reservas de C y en las emisiones de gases. El mismo CBP sugiere que se deben realizar evaluaciones más precisas y basadas en el monitoreo con

datos obtenidos directamente en condiciones de campo y medidos más específicamente para cada situación evaluada (<https://banr.nrel.colostate.edu/CBP/>).

La herramienta EX-ACT (herramienta ex-ante de balance del carbono) fue desarrollada por la FAO con el objeto de brindar estimados ex-ante del impacto de los proyectos agrícolas y silvícolas de desarrollo sobre las emisiones de gases de efecto invernadero y el secuestro de C, y muestra sus efectos en el balance de C. Con este fin, la herramienta utiliza los valores estándares extraídos de los informes del IPCC (nivel 1) y coeficientes más específicos obtenidos de publicaciones para algunas situaciones asociadas con los sistemas agroforestales (nivel 2). El usuario tiene acceso a una serie de hojas de cálculo en Excel interconectadas para estimar las posibles acumulaciones o pérdidas de C en el suelo y las emisiones de GEI. Existe información que nos permite conocer las incertidumbres asociadas con tales estimados. De igual forma que las herramientas del CBP, la EX-ACT no fue diseñada para brindar información detallada o incluso específica para una situación dada. Estas son herramientas útiles para brindar un conocimiento general de la magnitud de las reservas de C y las emisiones de GEI provenientes de las actividades asociadas con sistemas agropecuarios y forestales (<http://www.fao.org/tc/exact/ex-act-inicio/en/>).

El Grupo Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático (IPCC) clasificó los enfoques metodológicos para la estimación nacional de las emisiones de GEI y las reservas de C en tres niveles diferentes, según la cantidad de información necesaria y el grado de complejidad analítica. El nivel 1 utiliza los factores estándares ("predeterminados") de emisiones proporcionados por el IPCC y es de alcance general. En este sentido, según el IPCC, el método para evaluar los cambios en las reservas no se puede aplicar en el contexto del nivel 1 porque la situación que se va a evaluar requiere de datos más específicos. El nivel 2 se fundamenta en el mismo enfoque metodológico del nivel 1, pero utiliza factores de emisiones y otros parámetros que son específicos de un país. Los factores y parámetros de emisiones específicos de un país son de lo más adecuados para los bosques, regiones climáticas y sistemas de uso de la tierra de ese país. Puede que se necesiten más datos muy estratificados sobre actividades para el enfoque del nivel 2, con el fin de adaptar los factores y parámetros de emisiones específicos de un país a regiones específicas y categorías especializadas de uso de la tierra. En el nivel 3, se utilizan modelos de simulación que se deben adaptar según las circunstancias nacionales. Si se ejecutan adecuadamente, los modelos de simulación se pueden combinar con sistemas de información geográfica para cubrir mayores extensiones territoriales. El avance del nivel 1 al nivel 3 puede representar una posible reducción de la incertidumbre en los estimados de las emisiones de GEI y de la variación en las reservas de C; pero las menores incertidumbres

asociadas con el procedimiento, que requiere recolectar muestras en el campo, analizarlas en laboratorios especializados y calcular las reservas de C, quedarán sujetas a más discusión.

Además de las herramientas antes mencionadas, se ha aplicado una variedad de *modelos orientados a procesos* para simular el secuestro de C en el suelo y las emisiones de GEI. En la sección siguiente, se describen varios modelos en lo referente a su diseño global y sus aplicaciones propuestas. En uno u otro grado, todos los modelos reseñados aquí procuran calcular las tasas de descomposición del sustrato y la disponibilidad de productos de nutrientes para producir oligogases, con base en principios que fundamentalmente vinculan la producción primaria de las plantas con la descomposición realizada por microbios del suelo. Por ejemplo, para crear un modelo de la producción de dióxido de C en cualquier ecosistema agropecuario se necesita conocer la cantidad y la composición química de los residuos de las plantas cultivadas, junto con el pH del suelo, su temperatura y variabilidad de contenido acuoso. Aquí el objetivo consiste en resaltar estos tipos de aspectos comunes entre los sistemas informados de modelación, así como las diversas capacidades que ofrece la colección de modelos de simulación, en su conjunto.

El modelo Century fue originalmente desarrollado para ayudar en las decisiones de planificación territorial en las Grandes Planicies de EE.UU. El modelo utiliza un paso cronológico mensual para simular la dinámica del carbono (C), el nitrógeno (N), el fósforo (P) y el azufre (S) en diferentes sistemas de plantas-suelo. Aunque Century fue creado originalmente para praderas (Parton *et al.* 1987), la versión actual del modelo se ha desarrollado para simular una variedad de tipos de ecosistemas, entre ellos, cultivos agrícolas y sistemas de bosques templados y tropicales. Los sistemas de praderas/cultivos y bosques tienen diferentes submodelos de producción de plantas que se vinculan a un submodelo común de reciclaje de MOS y nutrientes, el cual ha sido plenamente descrito antes (Metherell *et al.* 1993, Parton *et al.* 1994). En resumen, el modelo incluye dos compartimentos de basura vegetal (metabólico y estructural) y tres reservorios de MOS (activo, lento y pasivo), que difieren en lo referente a sus tasas posibles de descomposición. Además, hay reservorios de residuos que representan fracciones de detritos leñosos de diferente tamaño. El modelo también incluye variables separadas del estado de los isótopos de C (^{13}C , ^{14}C), lo que permite utilizarlo en estudios de seguimiento. El modelo de producción de plantas forestales divide el árbol en hojas, raíces finas (< de 2mm de diámetro), ramas finas (<10cm de diámetro), madera grande (madera de ramas y troncos >10 cm de diámetro) y raíces gruesas (>2mm de diámetro), en el que se asignan el C y los nutrientes a las diferentes partes de la planta mediante el uso de un esquema fijo de asignación. Las hojas secas y las raíces finas se transfieren a los reservorios de residuos superficiales

y radicales y luego se asignan a los reservorios estructurales y metabólicos. Los reservorios de ramas finas, madera grande y raíces gruesas muertas reciben material leñoso muerto proveniente de los reservorios de ramas finas, madera grande y raíces gruesas vivas, respectivamente. Cada reservorio de madera muerta tiene una tasa específica de descomposición. Los reservorios de madera muerta se descomponen de la misma manera que se descompone el reservorio de residuos estructurales, en donde la lignina va al reservorio lento y el compartimento que no contiene lignina va al reservorio activo (Metherell *et al.* 1993). En el submodelo del ciclo de MOS y nutrientes, el reservorio activo representa la biomasa microbiana y los metabolitos, los cuales rotan con relativa rapidez (escalas cronológicas anuales), el reservorio lento consiste en constituyentes parcialmente estabilizados de la MOS con un tiempo intermedio de rotación (en el orden de décadas), mientras que el reservorio pasivo representa los materiales recalcitrantes que rotan en escalas cronológicas de siglos. Se mantienen reservorios separados para las ubicaciones superficiales, en contraposición con las del suelo, para los dos compartimientos de basura vegetal y el reservorio activo, en tanto que los reservorios lento y pasivo se representan únicamente dentro del suelo. Diversos factores ambientales (p. ej., temperatura, humedad), la calidad de la basura vegetal, la textura del suelo y las actividades de manejo afectan los parámetros que controlan las tasas y coeficientes de descomposición que rigen el flujo de C, N, S y P entre los reservorios de MOS.

El modelo Rothamsted de carbono (RothC) fue idealizado y creado para predecir cómo las opciones de uso de la tierra y las prácticas de manejo afectarían la dinámica de la MOS en el experimento histórico (uno de los experimentos a largo plazo más viejos del mundo) realizado en la estación Rothamsted del Reino Unido. El modelo RothC (descrito en detalle por Jenkinson *et al.* 1992 y Coleman *et al.* 1997) predice la rotación del C orgánico en las capas superficiales del suelo no anegadas, según el tipo de suelo, la temperatura, el contenido de humedad y la cobertura vegetal. Utiliza un paso cronológico mensual para calcular el C total, el C en la biomasa microbiana y el delta ^{14}C en una escala cronológica que va de años a siglos. En este modelo, el C orgánico en el suelo se divide en cuatro compartimentos activos y un pequeño compartimento de materia orgánica inerte (MOI). Los cuatro compartimentos activos son materia vegetal degradable (MVD), materia vegetal resistente (MVR), biomasa microbiana (BIO) y humus (HUM). Cada compartimento se descompone mediante un proceso de primer orden a su propia tasa característica. El compartimento de MOI es resistente a la descomposición. El RothC se ocupa únicamente de los procesos del suelo y no contiene ningún submodelo para la producción vegetal, como lo hace el modelo CENTURY (Parton *et al.* 1987). La principal ventaja del modelo RothC es que funciona con datos que se encuentran fácilmente a disposición (Smith *et al.* 1997).

El modelo de ecosistemas terrestres (TEM, por sus siglas en inglés) es un modelo de ecosistemas bien documentado y basado en procesos que utiliza información espacialmente referenciada sobre clima, elevación, suelos, vegetación y disponibilidad de agua para crear estimados de los reservorios y flujos de C y N en la vegetación y el suelo (McGuire *et al.* 1992, Melillo *et al.* 1993, Tian *et al.* 2008). En el TEM, se calcula la producción primaria neta (PPN) como la diferencia entre la producción primaria bruta (PPB) y la respiración de las plantas (RA). La PPB representa la absorción del CO₂ atmosférico durante la fotosíntesis y es influenciada por la disponibilidad de luz, la concentración de CO₂ atmosférico, la temperatura y la disponibilidad de agua y nitrógeno. La respiración de las plantas incluye tanto la respiración de mantenimiento como la de construcción y se calcula en función de la temperatura y el C de la vegetación. El almacenamiento neto anual de C (también llamado producción neta del ecosistema o PNE) se calcula en el TEM como la diferencia entre la producción primaria neta (PPN) y la respiración heterótrofa. El flujo de la respiración heterótrofa representa la descomposición de la materia orgánica mediada por microbios en un ecosistema y es influenciada por la cantidad de C orgánico reactivo del suelo, la temperatura y la humedad del suelo. El TEM se ha estructurado para simular los cambios en las reservas de C y N asociados con los cambios en la cobertura de la tierra y uso de la tierra, tales como los que ocurren actualmente en el bioma del Amazonas. El TEM se ha utilizado para explorar los efectos de la variabilidad climática interanual sobre el almacenamiento de C en los ecosistemas amazónicos (Tian *et al.* 2008). En estos estudios, se probaron las predicciones del TEM en comparación con mediciones de campo realizadas en el Amazonas. Los resultados del TEM coincidieron razonablemente con los estimados de las mediciones de (1) la PNE de corto plazo específica de un sitio; y (2) los estimados de las reservas regionales de C en la vegetación y los suelos en el campo. En tres lugares del Amazonas, dos bosques y un "cerrado", se utilizó la técnica de covarianza de vórtices para estimar el intercambio neto de C entre estos ecosistemas y la atmósfera.

El modelo NASA-CASA incluye interacciones entre controles de los flujos de oligogases: disponibilidad de nutrientes en el sustrato, humedad, temperatura, textura y actividad microbiana del suelo. El modelo está diseñado para simular patrones diarios y estacionales en la fijación de C, la asignación de nutrientes, la caída de basura vegetal y la mineralización del nitrógeno en el suelo, así como el intercambio de CO₂, además de la producción de N₂O y NO y el consumo de CH₄ (Potter *et al.* 2001a, 2001b). El compartimento de la producción primaria neta (PPN), definida como la fijación neta de CO₂ por parte de la vegetación, se calcula según la eficiencia de uso de la luz. La producción nueva de biomasa vegetal se estima como el producto de la radiación fotosintéticamente activa interceptada (RFAI) y un término sobre la eficiencia de utilización de la luz que es modificado por la humedad del suelo y la temperatura. La temperatura diaria superficial del

aire, la irradiancia y la precipitación regulan, juntas, los resultados de la PPN modelada, utilizando imágenes mensuales de un índice de cobertura vegetal tomado del sensor satelital del radiómetro avanzado de muy alta resolución (AVHRR, por sus siglas en inglés) o del sensor satelital MODIS de la NASA para estimar los cambios en las propiedades de la cobertura foliar en la superficie terrestre (Potter *et al.* 2001b). Para el componente de C y N en el suelo, el diseño del NASA-CASA se puede comparar con una versión algo simplificada del modelo de ecosistemas CENTURY (Parton *et al.* 1994), el cual simula el reciclaje de C y N con una serie de ecuaciones diferenciales para determinar los cambios en los compartimentos. Las tasas predichas de emisiones de NO y de N₂O del suelo se simulan con una aplicación simplificada de un modelo conceptual de “tubería con fugas”. Los factores controladores primarios utilizados en este esquema de tubería con fugas son las tasas brutas de mineralización de N y un índice del espacio poroso lleno de agua.

El modelo de desnitrificación-descomposición (DNDC) es un modelo de simulación de la biogeoquímica del C y el N en el suelo orientado por procesos (Li *et al.* 1992, Li 2000). En el DNDC, el C orgánico del suelo reside en cuatro reservorios principales: residuos o basura vegetal, biomasa microbiana, humus activo y humus pasivo. El modelo contiene cuatro submodelos que interactúan entre sí: a) el submodelo térmico-hidráulico que utiliza datos sobre las propiedades físicas del suelo, la temperatura del aire y la precipitación para calcular los perfiles de la temperatura y humedad del suelo y los flujos de agua en el suelo con el transcurso del tiempo; b) el submodelo de desnitrificación que calcula las tasas horarias de desnitrificación y la producción de óxido nitroso y dinitrógeno durante los períodos en los que el suelo tiene más de un 40% de espacio poroso lleno de agua; c) el submodelo de descomposición que calcula los procesos diarios de descomposición, nitrificación, amoníaco y volatilización y la producción de dióxido de C (respiración microbiana en el suelo); d) el submodelo de crecimiento vegetal que calcula la respiración diaria de las raíces, la absorción de N por parte de las plantas y el crecimiento vegetal.

El modelo de descomposición genérica y rendimiento (G'DAY, por sus siglas en inglés) es un modelo de vinculación plantas-suelo que incorpora el bien establecido modelo Century de descomposición de la materia orgánica (Comins y McMurtrie 1993). El submodelo de plantas en el G'DAY representa el contenido de C y N en el follaje, la madera (incluidos troncos, ramas y raíces gruesas) y las raíces finas. El submodelo de suelos contiene cuatro reservorios de C y N en la basura vegetal (estructurales y metabólicos, tanto por encima como por debajo del suelo) y tres reservorios de C y N en la MOS (activo, lento y pasivo). Los procesos representados incluyen asimilación de C en plantas, absorción de N realizada por las plantas, asignación, senescencia de tejidos y reabsorción de su N,

descomposición de la basura vegetal y la MOS, mineralización e inmovilización del N en el suelo, ingresos de N por medio de la deposición atmosférica, fijación biológica y fertilización química y pérdida de N debido a lixiviación o emisión gaseosa.

El sistema GEFSOC de modelación de carbono del suelo, auspiciado por el Fondo para el Medio Ambiente Mundial (FMAM) de las Naciones Unidas (Milne *et al.* 2007), es un sistema construido para ofrecer a científicos, gestores de recursos naturales, analistas de políticas y otros las herramientas necesarias para conducir inventarios de C del suelo, tanto regionales como a escala nacional. El sistema tiene el fin de permitir a los usuarios evaluar los efectos del cambio en el uso de la tierra sobre las reservas de C del suelo, la fertilidad del suelo y el potencial de secuestrar C en el suelo. El sistema GEFSOC conduce este análisis utilizando tres modelos y métodos muy reconocidos: i) el modelo general de ecosistemas Century, ii) el modelo RothC de descomposición de C en el suelo y iii) el método del IPCC para evaluar el C en el suelo en el nivel regional (Easter *et al.* 2007).

Finalmente, se puede decir que los enfoques aquí presentados son útiles para conocer, en general, los valores de las reservas de C y las emisiones de GEI que casi siempre vienen asociados con una elevada incertidumbre porque el propósito de dichas herramientas es brindar información genérica/bruta y que suelen ser más aplicables a contextos de inventarios y estimados más amplios antes de poner en práctica un proyecto/medida dado (es decir, "ex-ante"). Por consiguiente, para cuantificar situaciones específicas de cambios en el uso de la tierra, prácticas agropecuarias de manejo y el monitoreo adecuado de los cambios en las reservas de C y las emisiones de GEI, es muy recomendable que la evaluación se fundamente en datos obtenidos de las muestras recolectadas en condiciones reales de campo, tal como lo propone el IPCC (2019b).

2 Secuestro potencial de C en el suelo mediante la adopción de prácticas de manejo sostenible

En esta tercera sección, se presenta la cobertura de usos de la tierra en las Américas con énfasis en los principales usos de la tierra, tales como vegetación natural, pasturas y zonas agrícolas. El mapa de usos de la tierra ofrece un panorama completo de las Américas y permite una orientación estratégica general acerca de dónde y qué tipo de soluciones basadas en la naturaleza se pueden priorizar para fomentar el secuestro de C en el suelo. Ciertamente, se deben realizar empeños futuros para detallar esta información a nivel regional y local.

Cobertura de usos de la tierra en las Américas

El uso de la tierra en las Américas es muy diversificado, ya que va desde zonas con nieve en América del Norte hasta bosques tropicales en Centroamérica y América del Sur (**figura 6**). Entre los diferentes usos de la tierra constituidos por bosques en el continente, las áreas clasificadas como bosque abierto ($11.46 \text{ km}^2 \times 10^6$, o sea, 1.146 mil millones de hectáreas) son más extensas que las áreas que están cubiertas por bosques cerrados ($10.57 \text{ km}^2 \times 10^6$, o sea, 1.057 mil millones de hectáreas). Para bosques cerrados y abiertos, los más representativos de estos usos de la tierra son el bosque perennifolio de coníferas y el bosque perennifolio latifoliado, con $7.16 \text{ km}^2 \times 10^6$, o sea, 0.716 mil millones de hectáreas y $7.44 \text{ km}^2 \times 10^6$, esto es, 0.744 mil millones de hectáreas, respectivamente (**cuadro 1**).

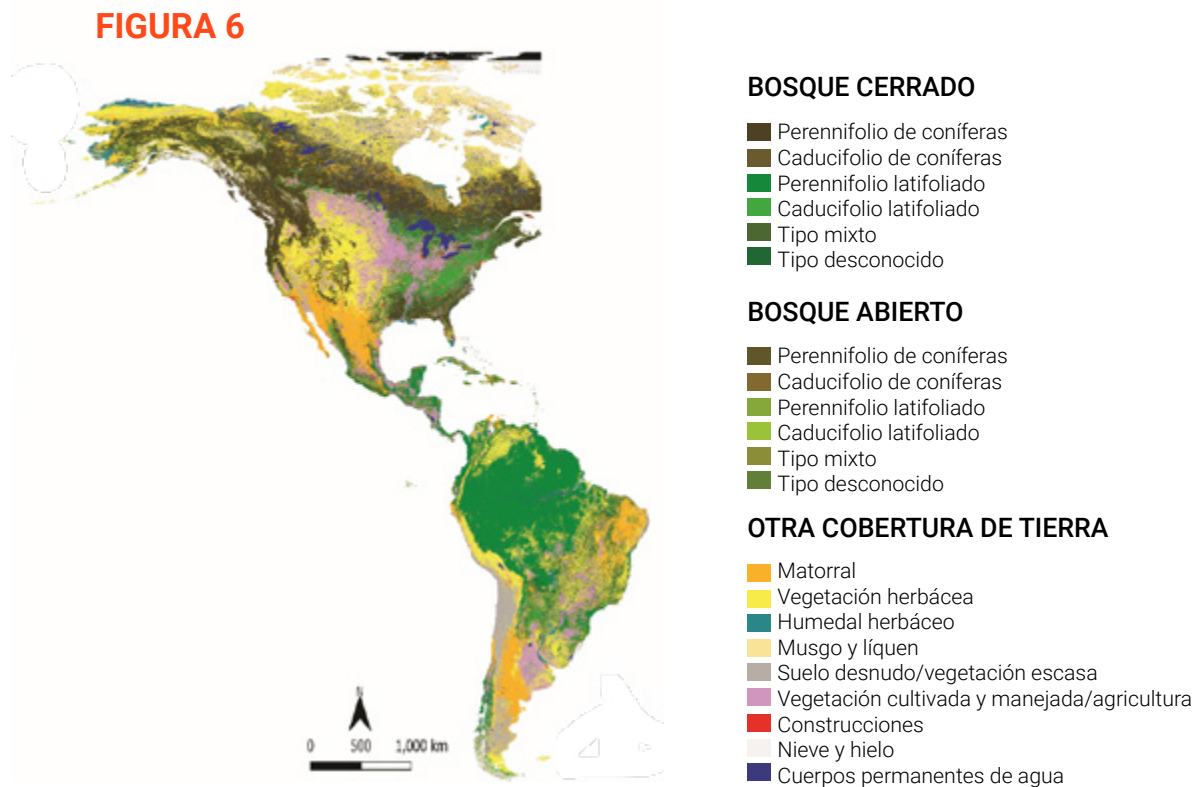


Figura 6. Cobertura de usos de la tierra en el continente americano.

Fuente: mapa creado con base en los datos de Global Land Cover (<https://lcviewer.vito.be/2015>).

El área total de pasturas en las Américas es tres veces más grande que el área clasificada como agrícola, ya que representa $9.05 \text{ km}^2 \times 10^6$ (905 millones de hectáreas). Es importante recalcar que los pasturas son el principal uso "antrópico" de la tierra, un uso que representa el 20% del área total de los demás usos de la tierra en las Américas. De igual forma que el área de las tierras dedicadas a

la agricultura, las extensiones de pasturas se concentran predominantemente en América del Norte ($3.94 \text{ km}^2 \times 10^6$), América del Sur ($3.64 \text{ km}^2 \times 10^6$) y el Caribe ($0.04 \text{ km}^2 \times 10^6$), mientras que Centroamérica tiene el área de pasturas más pequeña ($0.01 \text{ km}^2 \times 10^6$). Los cinco primeros países con respecto a la extensión de pasturas en las Américas, en orden descendente, son Estados Unidos de América ($2.84 \text{ km}^2 \times 10^6$), Brasil ($1.94 \text{ km}^2 \times 10^6$), Canadá ($1.80 \text{ km}^2 \times 10^6$), Argentina ($0.85 \text{ km}^2 \times 10^6$) y México ($0.45 \text{ km}^2 \times 10^6$).

CUADRO 1. ÁREAS DE USOS DE LA TIERRA EN LAS AMÉRICAS

COBERTURA DE LA TIERRA	ÁREA ($\text{KM}^2 \times 10^6$)
BOSQUE CERRADO	
Perennifolio de coníferas	7.16
Caducifolio de coníferas	1.2
Perennifolio latifoliado	-
Caducifolio latifoliado	0.56
Tipo mixto	1.65
Tipo desconocido	-
BOSQUE ABIERTO	
Perennifolio de coníferas	0.19
Caducifolio de coníferas	0.52
Perennifolio latifoliado	7.44
Caducifolio latifoliado	0.01
Tipo mixto	3.3
Tipo desconocido	-
OTHER LAND COVER	
Matorrales	4.11
Vegetación herbácea	7.63

Humedal herbáceo	0.59
Musgo y líquen	1.1
Suelo desnudo/vegetación escasa	1.42
Vegetación cultivada y manejada/agricultura	3.4
Arroz	0.06
Frijol de soya	0.91
Maíz	0.72
Trigo	0.35
Caña de azúcar	0.14
Café	0.05
Praderas	9.05
Construcciones	0.24
Nieve y hielo	0.25
Cuerpos de agua permanentes	1.47

Fuente: datos tomados de Global Land Cover (<https://lcviewer.vito.be/2015>) y FAO (2019).

Las tierras agrícolas (tierras de cultivo) se encuentran entre las áreas más pequeñas de usos de la tierra en el continente, pues representan $3.40 \text{ km}^2 \times 10^6$ (340 millones de hectáreas). Estas áreas cubren únicamente el 8% del área total de los demás usos de la tierra ($45.04 \text{ km}^2 \times 10^6$, o sea, 4.504 mil millones de hectáreas). Las tierras de cultivos se ubican predominantemente en América del Norte ($2.03 \text{ km}^2 \times 10^6$) (**figura 7**). América del Sur y Centroamérica tienen 1.21 y $0.14 \text{ km}^2 \times 10^6$, respectivamente, mientras que el Caribe posee el área más pequeña ($0.02 \text{ km}^2 \times 10^6$). Entre las plantaciones, los cultivos anuales como el frijol de soya ($0.91 \text{ km}^2 \times 10^6$, o sea, 91 millones de hectáreas), el maíz ($0.72 \text{ km}^2 \times 10^6$, es decir, 72 millones de hectáreas) y el trigo ($0.35 \text{ km}^2 \times 10^6$, o sea, 35 millones de hectáreas) son los más sembrados en las Américas. Los Estados Unidos se destacan como el principal productor de maíz ($0.33 \text{ km}^2 \times 10^6$, esto es, 33 millones de hectáreas) y trigo ($0.15 \text{ km}^2 \times 10^6$, o sea, 15 millones de hectáreas), mientras que

Brasil ($0.36 \text{ km}^2 \times 10^6$, o sea, 36 millones de hectáreas) es el principal productor de frijol de soya. La caña de azúcar es un cultivo semiperenne que se siembra en aproximadamente 14 millones de hectáreas, de las cuales 10 millones de hectáreas están concentradas en cañaverales a gran escala en Brasil. Otros países productores de caña de azúcar son México, Colombia y los EE.UU. Entre los cultivos perennes, el café cubre el área más grande de producción del continente (5 millones de hectáreas). El café se encuentra ampliamente distribuido entre los países latinoamericanos, como Brasil, Colombia, Honduras, México, Perú, Bolivia, Costa Rica, Guatemala, Ecuador y Nicaragua, entre otros.

FIGURA 7

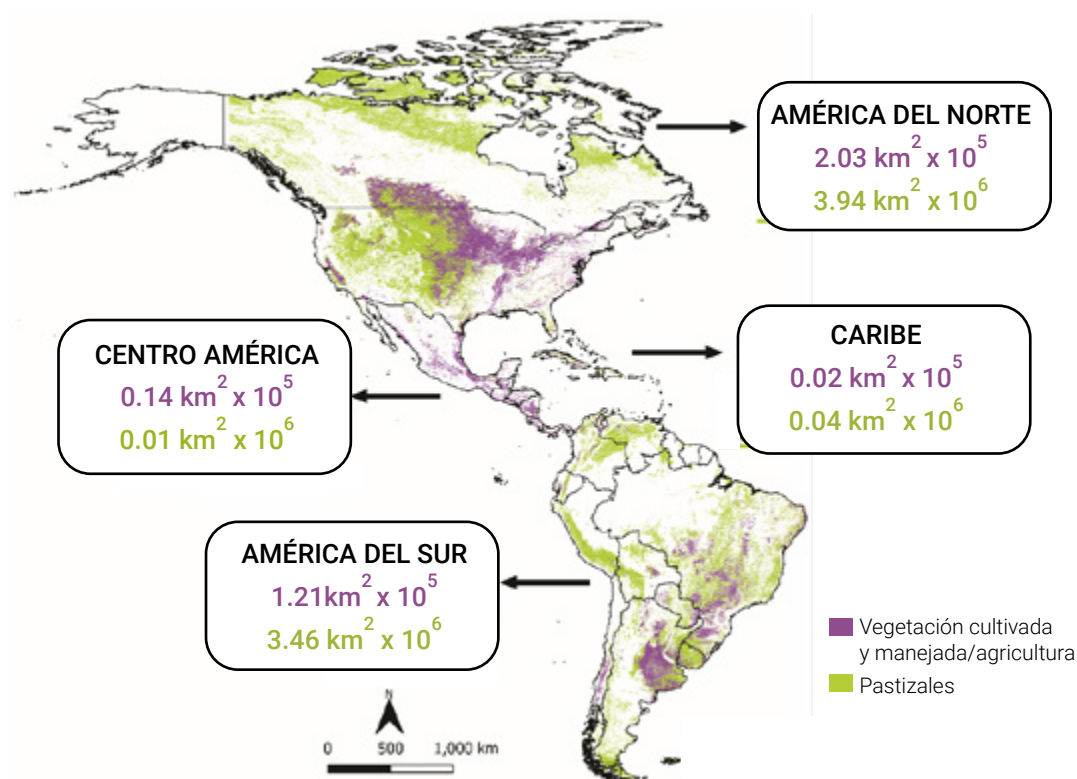


Figura 7. Tierras de cultivo y pasturas en las regiones de América del Norte, Centroamérica, el Caribe y América del Sur. Fuente: mapa creado con base en datos de Global Land Cover (<https://lviewer.vito.be/2015>).

Mapa de las reservas actuales de carbono en el suelo (0-30 cm)

La diversidad de usos y prácticas de manejo de la tierra, tipos de suelo y condiciones climáticas se reflejó en la amplia variedad de reservas de C del suelo en las Américas (**figura 8**). Debido a ello, puede que la forma correcta de analizar los cambios de C en todo el hemisferio consista en tratar las evaluaciones de las reservas de C del suelo de forma separada. Los resultados mostraron que Centroamérica y el Caribe tienen las medias más elevadas de reservas de C del suelo, ya que ascienden a 63.30 y 61.35 Mg ha⁻¹, respectivamente (**figura 10 y figura 11**). Por otra parte, América del Norte y del Sur presentaron reservas similares de C en el suelo, siendo estas de 53.91 y 48.11 Mg ha⁻¹, respectivamente (**figura 9 y figura 12**). Es importante resaltar que en América del Sur (**figura 12**) la reserva de C estaba por debajo de la media encontrada para todas las Américas (51.28 Mg ha⁻¹), la cual se muestra en la **figura 8**.

FIGURA 8

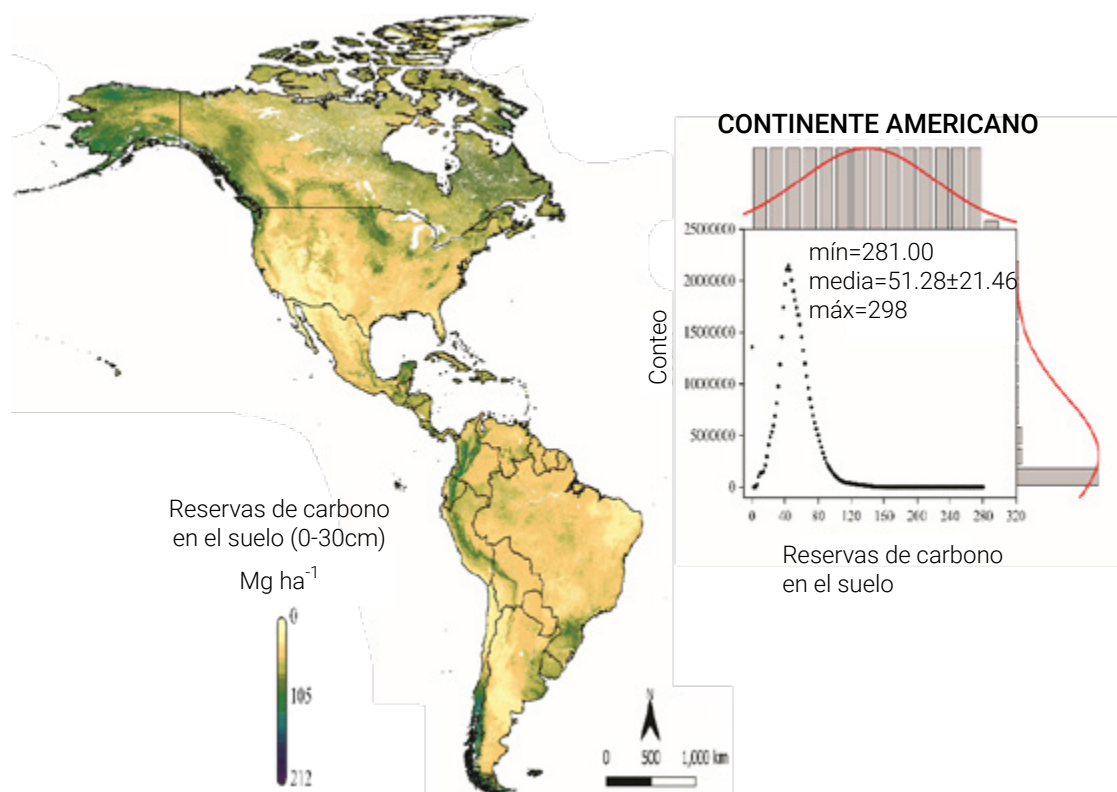


Figura 8. Espacialización y distribución de las reservas de C del suelo en las Américas.
Fuente: mapa construido con base en datos de Soil Grids (<https://soilgrids.org/>).

FIGURA 9

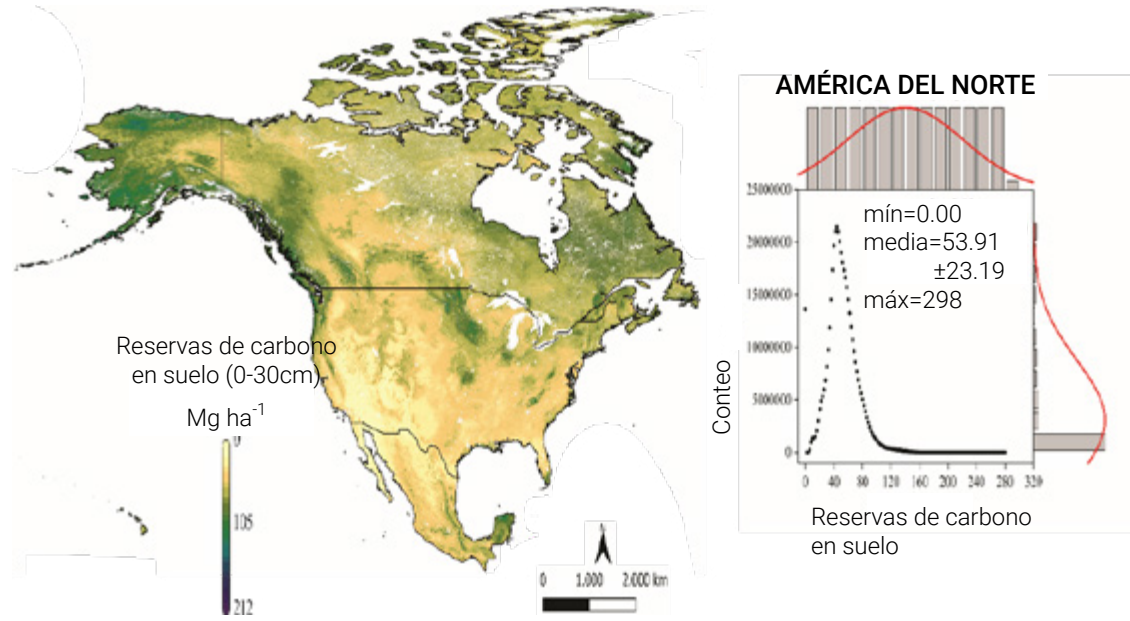


Figura 9. Espacialización y distribución de las reservas de C del suelo en América del Norte.
Fuente: mapa construido con base en datos de Soil Grids (<https://soilgrids.org/>).

FIGURA 10

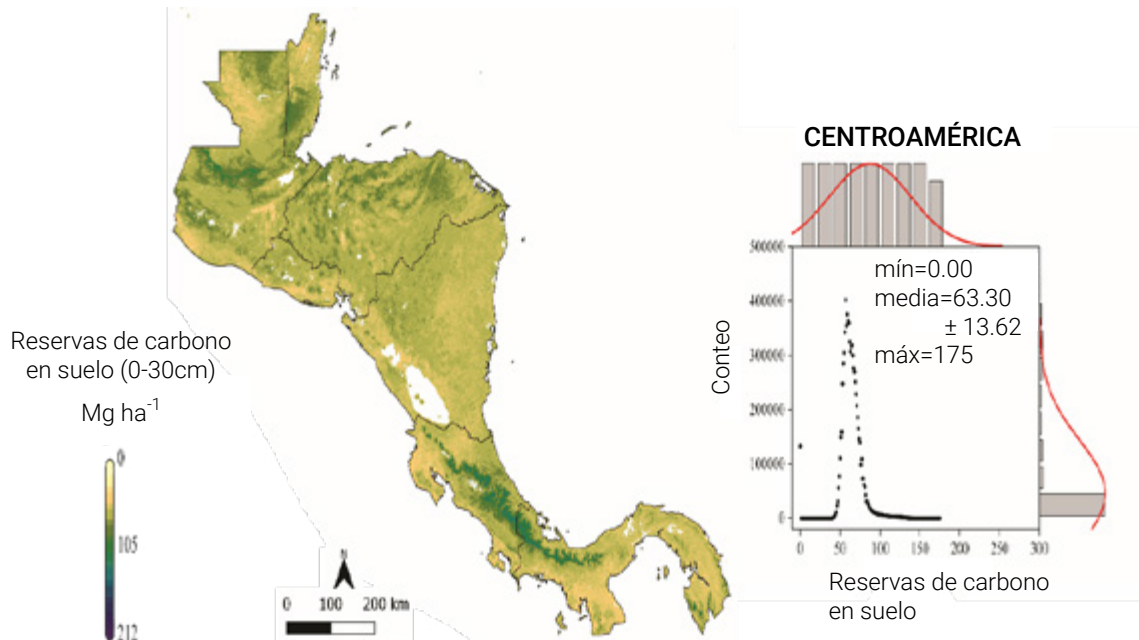


Figura 10. Espacialización y distribución de las reservas de C del suelo en Centroamérica.
Fuente: mapa construido con base en datos de Soil Grids (<https://soilgrids.org/>).

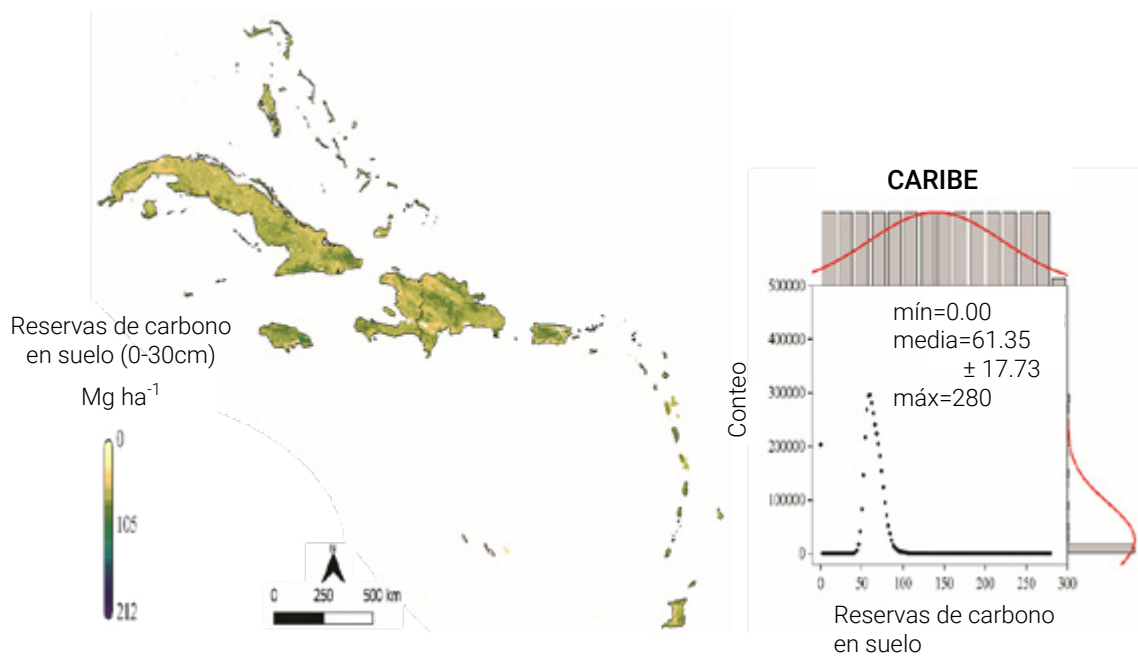
FIGURA 11

Figura 11. Espacialización y distribución de las reservas de C del suelo en el Caribe.
Fuente: mapa construido con base en datos de Soil Grids (<https://soilgrids.org/>).

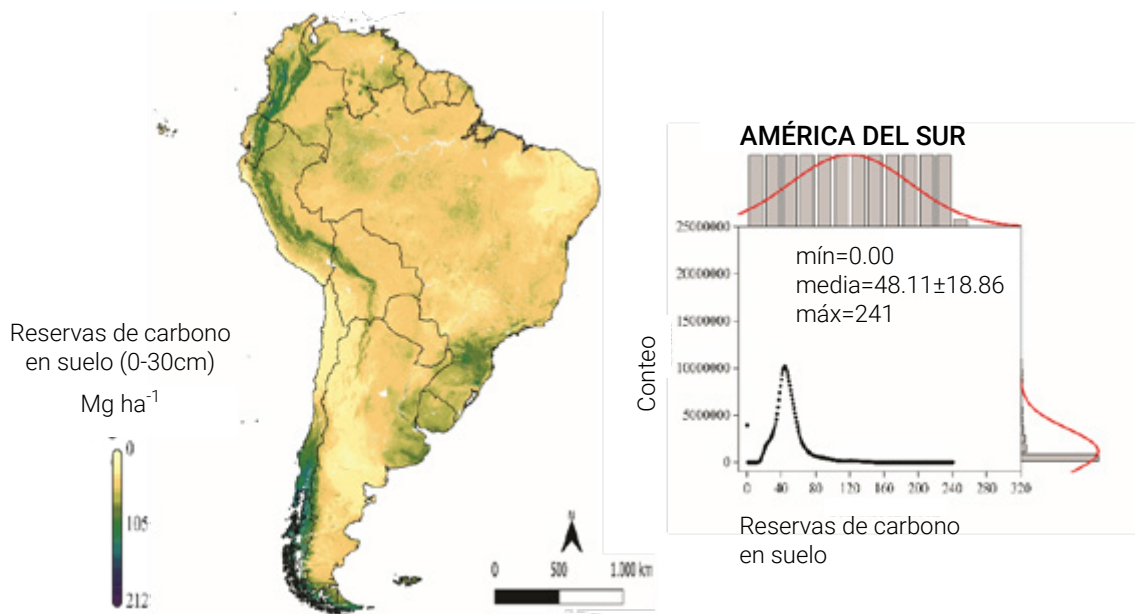
FIGURA 12

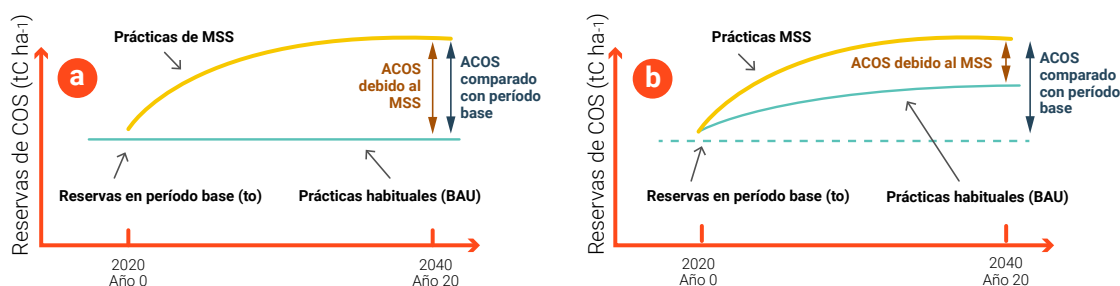
Figura 12. Espacialización y distribución de las reservas de C del suelo en América del Sur.
Fuente: mapa construido con base en datos de Soil Grids (<https://soilgrids.org/>).

Un estudio reciente estima que las reservas globales de C en suelos de tierras de cultivo son de 132 Pg a 0-30 cm de profundidad en el suelo (Zomer *et al.* 2017). Entre las diferentes regiones del mundo, América del Norte mostró las mayores reservas de C del suelo (28.07 Pg). En contraste, hay regiones como Centroamérica que tienen cantidades muy bajas de C almacenadas en el suelo (1.22 Pg), al mismo tiempo que poseen grandes reservas de C por hectárea. Además, este estudio señala que, a pesar de que América del Sur tiene una cantidad bastante grande de tierras de cultivo, esta región representa únicamente una proporción moderada de las reservas de C del suelo (9.42 Pg de C). En conjunto, la información presentada por estos autores y los datos analizados en el presente estudio revelaron un gran potencial para acumular C en los suelos de las Américas.

■ Prácticas de manejo sostenible para el secuestro de C en el suelo

Se adoptan prácticas de manejo sostenible del suelo con el propósito de aumentar las reservas de C del suelo y los servicios ecosistémicos asociados. Sin embargo, la dirección y la magnitud de los cambios inducidos sobre las reservas de C del suelo dependen de las condiciones iniciales (línea base) de C del suelo, las condiciones del suelo y del clima y, en particular, del balance de C (es decir, ingresos de C – egresos de C). Las prácticas idóneas de manejo sostenible que incrementan las reservas de C del suelo, en comparación con las prácticas habituales o “*business as usual, BAU*” (ya adoptadas por el agricultor), se pueden representar con cuatro escenarios (**figura 13**): a) tierras en donde las reservas de C del suelo han llegado al equilibrio y se pueden aumentar sus niveles mediante el manejo sostenible del suelo (MSS); b) tierras en donde las reservas de C del suelo están aumentando, pero se pueden incrementar aún más gracias al MSS; c) tierras en donde las reservas de C del suelo están disminuyendo y es posible detener o mitigar las pérdidas de las reservas de C del suelo mediante el MSS; y d) tierras en donde las reservas de C del suelo están disminuyendo y se puede revertir esta caída gracias al MSS (FAO 2020).

FIGURA 13



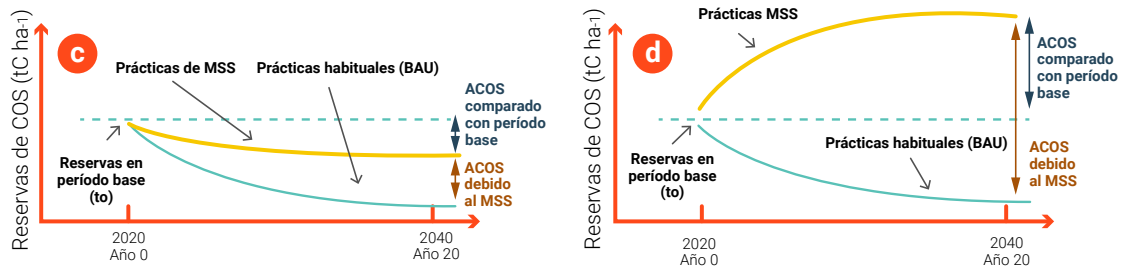


Figura 13. Evoluciones teóricas del C orgánico del suelo (COS) en un escenario de prácticas habituales (BAU, business as usual) y después de adoptar prácticas de manejo sostenible del suelo (MSS). Se muestran a) tierras en donde los niveles de COS han llegado al equilibrio y se pueden incrementar sus niveles mediante el MSS; b) tierras en donde el COS está aumentando, pero se puede incrementar aún más mediante el MSS; c) tierras en donde el COS está disminuyendo y es posible detener o mitigar las pérdidas en los niveles de COS y (d) tierras en donde el COS está disminuyendo y se puede revertir esta caída mediante el MSS.

Fuente: FAO (2020)

En el **cuadro 2** se presenta una reseña de la posible acumulación de C del suelo en las Américas gracias a la adopción en gran escala de prácticas de manejo sostenible en pasturas y tierras de cultivo. Las pasturas son el uso agropecuario más grande que se le da a la tierra, ya que se extiende sobre aproximadamente 900 Mha en las Américas. Sin embargo, la mayor parte del área de pasturas está mal manejada, se encuentra degradada o en alguna etapa de degradación. Por consiguiente, la recuperación de pasturas es una de las soluciones basadas en la naturaleza más prometedoras para secuestrar el C y mitigar el cambio climático (**figura 14 a-b**). Si se supone un escenario conservador, estimamos cuánto C se podría acumular en los suelos durante 20 años implementando prácticas de manejo sostenible para recuperar el 40% de las actuales áreas de pasturas. Proponemos el mismo objetivo de reclamar pasturas (40%) para todos los países de la región, independientemente de la extensión de los pasturas y de las condiciones de manejo. Nuestro estimado mostró que el potencial total para acumular C en el suelo si se reclaman los pasturas del continente americano era de 1,792Tg C (1.782 Pg de C), el cual varía desde 717 hasta 2,868 Tg (0.717 a 2.868 Pg de C) para la profundidad de 0-30 cm. El máximo potencial de acumulación de C en los pasturas se observó en la región de América del Norte y del Sur, principalmente en países como EE.UU., Canadá, Brasil, Argentina y México. No obstante, como las pasturas son abundantes y están ampliamente distribuidas en todo el continente (**figura 7**), casi todos los países tienen el potencial de secuestrar C en el suelo y contribuir en cierta medida a la mitigación del cambio climático. Además, el manejo de la recuperación de pasturas también mejora la salud del suelo, la productividad de la tierra (producción de alimentos) y, en consecuencia, los ingresos de los agricultores. Con base en ello, abogamos por que se priorice la recuperación de pasturas en las agendas climáticas y de sostenibilidad de los países durante las próximas décadas.

En las tierras de cultivo, la adopción de la labranza de conservación es la práctica de manejo sostenible más difundida para incrementar las reservas de C del suelo (**figura 14 c-d**). Sin embargo, la labranza convencional sigue siendo el sistema predominante adoptado en las tierras americanas de cultivo. En este escenario, estimamos cuánto C se podría acumular en el suelo si se extiende la labranza cero a más del 50% de la actual área sembrada de los principales cultivos anuales (maíz, frijol de soya, trigo, arroz). Los resultados mostraron que el potencial del continente americano es, en promedio, 888 Tg de C (0.888 Pg de C), el cual varía desde 529 hasta 1,247 Tg (0.717 a 1.247 Pg de C) para la profundidad de 0-60 cm. Los países como EE.UU. y Brasil tienen el mayor potencial de acumular C en los suelos de tierras de cultivo; pero dentro de todas las regiones americanas, muchos países tienen el potencial de acumular C y contribuir a mejorar la salud del suelo y mitigar el cambio climático (**cuadro 2**).

FIGURA 14



Figura 14. (a) Pastizales bajo procesos de degradación y (b) con la adopción de prácticas de manejo sostenible en el estado de Mato Grosso, Brasil; (c) cultivo de frijol de soya sobre un acolchado de *Brachiaria* en un campo con labranza cero en el estado de Mato Grosso, Brasil y (d) áreas de labranza cero con cultivos de cobertura en el estado de Buenos Aires, Argentina. Fotos: Júnior Melo Damian, Rodrigo Trevisan, Alberto Peper.

Según el estimado, con la adopción de prácticas de manejo sostenible (p. ej., recuperación de pasturas y labranza de conservación) la acumulación potencial de C en el suelo es de cerca de **2.68 Pg de C (de 1.25 a 4.11 Pg de C)**, lo que representa un total de **9.81 Pg de CO₂eq. (4.56 a 15.06 Pg de CO₂eq.) en los 20 años**. En total, los resultados muestran que la acumulación anual de C en suelos agrícolas y pasturas tiene el potencial de compensar el **7.9% (3.7 al 12.2%)** de las emisiones totales anuales mundiales netas antropogénicas de GEI debidas a la agricultura² y el **4.1% (1.9 al 6.3%)** de las emisiones totales anuales mundiales netas antropogénicas de GEI ocasionadas por la agricultura, la silvicultura y otros usos de la tierra (ASOUT o bien AFOLU por sus siglas en inglés)³.

2. Las emisiones anuales globales de GEI atribuidas a la agricultura son 6.2 (± 1.4) Pg de CO₂eq, según IPCC (2019a).

3. Las emisiones anuales globales de GEI atribuidas a ASOUT son 12 (± 2.9) Pg de CO₂eq, según IPCC (2019a).

CUADRO 2. Acumulación potencial de C en el suelo debido a la adopción de prácticas de manejo sostenible (PMS) a gran escala en pasturas y tierras de cultivo en los países de las Américas.

ZONA	PAÍS	ÁREA (MILLONES DE HA - MHA)*					ACUMULACIÓN DE C EN EL SUELO MEDIANTE PMS (TG C)					
		PASTURA	TIERRAS DE CULTIVO				RECUPERACIÓN DE PASTURAS ^s			LABRANZA DE CONSERVACIÓN ^o		
			ARROZ	SOYA	MAÍZ	TRUGO	LÍMITE INFERIOR	MEDIA	LÍMITE SUPERIOR	LÍMITE INFERIOR	MEDIA	LÍMITE SUPERIOR
AMÉRICA DEL NORTE	Estados Unidos de América	283.95	1.18	35.45	32.89	16.03	227.16	567.9	908.64	217.76	365.53	513.3
	Canadá	180.46	-	2.54	1.43	9.88	144.37	360.92	577.47	35.25	59.18	83.1
	México	44.97	0.05	0.19	7.12	0.54	35.98	89.94	143.9	20.1	33.73	47.37
	Subtotal	509.38	1.23	38.18	41.44	26.45	407.5	1,018.76	1,630.02	273.11	458.44	643.77
CENTRO AMÉRICA	Belice	0.2	>0.01	0.01	0.02	-	0.16	0.4	0.64	0.1	0.17	0.24
	Costa Rica	0.27	0.04	-	>0.01	-	0.22	0.54	0.86	0.13	0.21	0.3
	Guatemala	0.43	>0.01	0.02	0.92	>0.01	0.34	0.86	1.38	2.44	4.1	5.76
	Honduras	0.47	0.02	>0.01	0.39	>0.01	0.38	0.94	1.5	1.09	1.84	2.58
	Nicaragua	0.61	0.07	>0.01	0.28	-	0.49	1.22	1.95	0.92	1.54	2.16
	Panamá	0.2	0.1	>0.01	0.05	-	0.16	0.4	0.64	0.41	0.68	0.96
	El Salvador	0.03	>0.01	>0.01	0.27	-	0.02	0.06	0.1	0.74	1.24	1.74
	Subtotal	2.21	0.26	0.07	1.94	0.02	1.77	4.42	7.07	5.83	9.78	13.74

CARIBE	Haití	0.24	0.06	-	0.4		0.19	0.48	0.77	1.17	1.97	2.76
	Cuba	0.19	0.13	-	0.14		0.15	0.38	0.61	0.69	1.15	1.62
	República Dominicana	0.33	0.19	-	0.03		0.26	0.66	1.06	0.56	0.94	1.32
	Jamaica	0.02	0	-	>0.01		0.02	0.04	0.06	0.03	0.04	0.06
	Puerto Rico	0.04	>0.01	-	>0.01		0.03	0.08	0.13	0.05	0.09	0.12
	Trinidad y Tobago	0.05	0.01	-	0.01		0.04	0.1	0.16	0.05	0.09	0.12
	Montenegro	0.35	-	-	0.01	0.01	0.28	0.7	1.12	0.05	0.09	0.12
	Guadeloupe	>0.01	-	-			0.01	0.02	0.03	0	0	0
	Bahamas	0.18	-	-	0.01	0.01	0.14	0.36	0.58	0.05	0.09	0.12
	Barbados	>0.01	-	-	0.01		0.01	0.02	0.03	0.03	0.04	0.06
	Santa Lucía	>0.01	-	-	0		0.01	0.02	0.03	0	0	0
	Granada	>0.01	-	-	0.01		0.01	0.02	0.03	0.03	0.04	0.06
	San Vicente y las Granadinas	>0.01	0	-	0.01		0.01	0.02	0.03	0.03	0.04	0.06
	Aruba	0	-	-			0	0	0	0	0	0
	San Vicente y las Granadinas	>0.01	-	-		-	0.01	0.02	0.03	0	0	0
	Antigua y Barbuda	>0.01	-	-	>0.01	-	0.01	0.02	0.03	0.03	0.04	0.06
	Dominica	>0.01	-	-	>0.01	-	0.01	0.02	0.03	0.03	0.04	0.06
	Islas del Caimán	0	-	-	-	-	0	0	0	0	0	0
	San Cristóbal y Nieves	0	-	-	-	-	0	0	0	0	0	0
	San Martín	-	-	-	-	-	0	0	0	0	0	0
Islas Turcos y Caicos	>0.01	-	-	-	-	0.01	0.02	0.03	0	0	0	
Islas Vírgenes Británicas	0	-	-	-	-	0	0	0	0	0	0	
Anguilla	0	-	-	-	-	0	0	0	0	0	0	
Montserrat	0	-	-	-	-	0	0	0	0	0	0	
Subtotal	1.49	0.4	0	0.67	0.02	1.19	2.98	4.77	2.77	4.66	6.54	

AMÉRICA DEL SUR	Guyana	1.51	0.17	0	> 0.01	-	1.21	3.02	4.83	0.46	0.77	1.08
	Guayana Francesa	> 0.01	-	-	-	-	0.01	0.02	0.03	0	0	0
	Perú	32.83	0.44	0.01	0.46	0.13	26.26	65.66	105.06	2.65	4.44	6.24
	Paraguay	3.58	0.14	3.51	1.07	0.43	2.86	7.16	11.46	13.11	22	30.9
	Suriname	0.14	0.06	> 0.01	> 0.01	-	0.11	0.28	0.45	0.2	0.34	0.48
	Uruguay	10	0.16	1.1	0.07	0.19	8	20	32	3.87	6.49	9.12
	Venezuela	19.59	0.17	> 0.01	0.44	0.01	15.67	39.18	62.69	1.6	2.69	3.78
	Argentina	85.14	0.2	16.32	7.14	5.82	68.11	170.28	272.45	75.04	125.96	176.88
	Bolivia	17.17	0.17	1.36	0.46	0.2	13.74	34.34	54.94	5.57	9.36	13.14
	Brasil	193.58	1.87	34.78	16.13	2.08	154.86	387.16	619.46	139.64	234.4	329.16
	Chile	8.89	0.03	0	0.09	0.24	7.11	17.78	28.45	0.92	1.54	2.16
	Colombia	8.95	0.53	0.03	0.39	> 0.01	7.16	17.9	28.64	2.44	4.1	5.76
	Ecuador	1.78	0.3	0.02	0.37	> 0.01	1.42	3.56	5.7	1.78	2.99	4.2
	Subtotal	383.17	4.24	57.15	26.64	9.12	306.54	766.34	1,226.14	247.29	415.1	582.9
AMÉRICA	Total	896.25	6.13	95.4	70.69	35.61	717	1,792.50	2,868.00	529.01	887.98	1,246.95

*El área de pasturas y principales cultivos anuales se basa en datos de 2019 disponibles en FAOSTAT (<http://www.fao.org/faostat/en/#data>)

§El escenario de recuperación de pasturas consideró recuperar el 40% del área actual de pasturas (linealmente entre los países). La tasa de acumulación de reservas de C en el suelo utilizada en el estimado fue de 0.25 Mg C ha⁻¹a⁻¹ (0.10 a 0.40 Mg C ha⁻¹ a⁻¹), de conformidad con datos recopilados de 89 estudios realizados por Conant *et al.* (2017). El período considerado para alcanzar el estado de equilibrio fue de 20 años (IPCC 2014).

‡El escenario de adopción de la labranza de conservación (labranza cero) consideró convertir el 50% del área actual de tierras de cultivo pasándolas de la labranza convencional a la labranza cero (linealmente entre los países). La tasa de acumulación de reservas de C en el suelo utilizada en el estimado fue de 0.42 Mg C ha⁻¹a⁻¹(0.25 a 0.59 Mg C ha⁻¹ a⁻¹) con base en datos recopilados de 121 estudios realizados por Nicoloso y Rice (2021). El período considerado para alcanzar el estado de equilibrio fue de 20 años (IPCC 1997).

Cabe observar que nuestro estimado consideró el potencial de los pasturas para secuestrar C únicamente en los primeros 30 cm de los suelos. Sin embargo, tomando en cuenta el vigoroso sistema de raíces profundas de las gramíneas, este potencial puede ser mayor si se considera la profundidad de 0 - 1 m. Un análisis global mostró recientemente que cerca del 53% del C almacenado en el primer metro del suelo se asigna en la capa de 30-100 cm y que cerca del 20% del nuevo C incorporado en los suelos se encuentra en esta capa más profunda del suelo (Balesdent *et al.* 2018). Esto también es válido para las tierras de cultivo, en donde los suelos bajo labranza cero tienen el potencial de secuestrar C no solo en la capa superficial, sino también en las capas más profundas (0 - 1 m) (Nicoloso y Rice 2021).

Finalmente, además de recuperación de pasturas y labranza de conservación, hay muchas otras prácticas prometedoras de manejo sostenible que se podrían adaptar en las Américas para fomentar el secuestro de C en el suelo, p. ej., cultivos de cobertura, enmiendas orgánicas, sistemas agropecuarios integrados (es decir, silvopastoriles y de cultivo-ganado-bosque integrados) y restauración forestal, entre otros.

El segmento ofreció ejemplos de cómo esas prácticas de manejo sostenible pueden promover el secuestro de C en el suelo en las regiones y países americanos.

Estudios de caso

Cultivos de cobertura

La agricultura de conservación se basa en tres principios: ninguna perturbación en el suelo causada por la labranza, cobertura permanente del suelo y rotación de cultivos. El sistema de labranza cero se utiliza ampliamente en todo el mundo, pero siete de los primeros 10 países con las más grandes extensiones sin labranza están ubicados en las Américas: 1) EE. UU., 2) Brasil, 3) Argentina, 4) Canadá, 6) Paraguay, 9) Bolivia y 10) Uruguay (Kassan *et al.* 2019). Se sabe que la labranza cero puede ser un sistema eficiente de manejo para incrementar las reservas de C del suelo; pero la tasa de secuestro de C depende de la asociación de la labranza cero con una mayor frecuencia de cultivos y la inclusión de cultivos de cobertura (Nicoloso y Rice 2021), como se muestra en el **cuadro 2**. La adopción de cultivos de cobertura es un pilar importante de la agricultura de conservación. En un metanálisis mundial, Jian *et al.* (2020) descubrieron que la inclusión de cultivos de cobertura en las rotaciones aumentaba considerablemente las reservas de C del suelo, con un cambio promedio total del 15.5%. Este mismo estudio resalta que los cultivos de cobertura en los climas templados llevaban a mayores cambios en la acumulación de C en el suelo (18.7%) que los encontrados en climas tropicales (7.2%). Estos resultados indican que las tasas de acumulación de C en el suelo inducidas con la introducción de cultivos de cobertura pueden ser variables debido a condiciones específicas del suelo y del clima en las Américas (**recuadro 1**).

RECUADRO 1

El uso de cultivos de cobertura es una práctica de manejo que puede potencialmente incrementar la acumulación de C en el suelo y otros indicadores de salud del suelo.



Rábano en crecimiento como cultivo de cobertura en suelos con labranza cero en Ames, estado de Iowa, EE.UU. Foto: Mauricio Roberto Cherubin

En las regiones de climas templados, como América del Norte, los cultivos de cobertura aumentan las reservas del C orgánico del suelo (0.1 a 1 Mg ha⁻¹ a⁻¹), cuya magnitud depende de la cantidad de biomasa, los años en cultivos de cobertura y el nivel inicial de C del suelo (Blanco Cagui et al. 2015). Recientemente, un ensayo a gran escala realizado por 78 fincas en nueve estados de EE.UU. reveló que los cultivos de cobertura afectan positivamente los múltiples indicadores de salud del suelo, entre ellos, los pequeños aunque considerables incrementos en el contenido de C orgánico del suelo, incluso en el corto plazo (2-5 años) (Wood y Bowman 2021).

Restauración de pastizales mediante sistemas integrados

En las últimas décadas, han surgido otras alternativas en las prácticas de manejo para rehabilitar pasturas degradadas, como sucede con los sistemas integrados. En el **recuadro 2**, se muestra un ejemplo de la adopción del sistema silvopastoril en Colombia.

RECUADRO 2

La adopción del sistema silvopastoril se ha destacado como una alternativa factible para restaurar la productividad de la tierra, la salud del suelo y el secuestro de C en áreas previamente ocupadas por extensas pasturas mal manejadas.



Sistemas silvopastoriles en la región del Amazonas cerca de Florencia, estado de Caquetá, Colombia. Foto: Andrés Olaya-Montes

La recuperación de pasturas mediante el sistema silvopastoril se puede implementar en las diferentes regiones agroecológicas de las Américas. En cada región, el sistema se puede diseñar utilizando especies arbóreas nativas y bien adaptadas para reforzar el secuestro de C en el suelo y otros

...

RECUADRO 2

beneficios. Como ejemplo, unos estudios recientes conducidos en la región del Amazonas del sur de Colombia (estado de Caquetá) revelaron que la adopción del sistema silvopastoril ha fomentado en el suelo una acumulación de $0.26 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ de C, al mismo tiempo que ha mejorado las propiedades químicas, físicas y biológicas del suelo (Olaya-Montes et al. 2021, Polanía-Hincapié et al. 2021). Para formarse una idea del potencial de los sistemas silvopastoriles, si consideramos el área de pastizales colombiano ($0.09 \text{ km}^2 \times 10^6$), la adopción de este sistema de manejo puede acumular 2 Tg a^{-1} .

El sistema integrado cultivo-ganado-bosque (SICGB) es otro tipo de sistemas integrados que se puede adoptar como estrategia para restaurar los pasturas degradados (**recuadro 3**).

RECUADRO 3

El sistema integrado cultivo-ganado-bosque (SICGB) ha sido adoptado con éxito por granjeros en las Américas como sistema para intensificar y diversificar el sistema de producción. Consiste en sembrar especies de árboles simultáneamente con los cultivos anuales comerciales (p. ej., frijol de soya, maíz y frijoles) y con pasto para alimentar animales en rotación en la misma área.



Sistema integrado cultivo-ganado-bosque en São Carlos, estado de São Paulo, Brasil. Foto: Wanderlei Bieluczyk

RECUADRO 3

Los sistemas integrados cultivo-ganado-bosque se pueden diseñar utilizando árboles nativos o exóticos, tales como el eucalipto. En general, los árboles nativos tienen una tasa más lenta de crecimiento que las especies exóticas. Proporcionan menos sombra y, en consecuencia, permiten que los cultivos anuales crezcan durante más años en el área situada entre las hileras de árboles. Por otra parte, los árboles exóticos crecen con más rapidez, acumulan más C en la biomasa y pueden generar ingresos para el agricultor (gracias a la venta de madera) cada 5-7 años. Como ejemplo, la conversión de pastizales a un SICGB promueve aumentos de 1.44 a 1.72 Mg ha⁻¹ a⁻¹ en las reservas de C del suelo en Brasil (de Freitas et al. 2020, Sarto et al. 2020). Si se agranda la escala de las tasas de estos aumentos de C en el suelo al área brasileña cubierta de pastizales (1.94 km² x 10⁶), la adopción del SICGB tiene el potencial de acumular 279 a 333 Tg a⁻¹ de C en el suelo.

Prácticas de manejo sostenible en cafetales

El café es una de las mercancías más importantes producidas en América Latina. Entre los 10 países productores de café más grandes, cinco se encuentran en América Latina (Brasil, Colombia, Honduras, Perú y México). Además, el café también es importante para muchos países más, tales como Guatemala, Costa Rica, Ecuador y Nicaragua. Existe una amplia diversidad de sistemas para producir café en el hemisferio, los que van desde grandes cafetales de monocultivo en Brasil hasta agrobosques cafetaleros de minifundistas en Colombia, Costa Rica y Perú, entre otros. El potencial de introducir prácticas de manejo sostenible en el cafetal se ilustra en el **recuadro 4**.

RECUADRO 4

Entre las opciones de manejo sostenible adoptadas en cafetales en la región se encuentran los sistemas agroforestales, las enmiendas orgánicas (estiércol y residuo de la poda de árboles) y cultivos de cobertura entre los surcos para promover el secuestro de C en el suelo de cafetales.

RECUADRO 4


Cafetal en Acevedo, estado de Huila, Colombia. Foto: Juan P. C. Bermeo

*En la región del Lago de Atitlán de Guatemala, Centroamérica, por ejemplo, Schmitt-Harsh et al. (2012) evaluaron los reservorios de C (biomasa por encima del suelo, raíces gruesas y C del suelo) de los agrobosques cafetaleros de minifundistas en 61 parcelas. Compararon los resultados con un sistema mixto de bosque seco. Los resultados revelaron que, aunque el agrobosque cafetalero tenía reservas totales de C menores que las del bosque, las reservas de C en árboles individuales y en el suelo no eran considerablemente diferentes, lo que sugiere que los árboles de sombra del agrobosque juegan un papel importante para facilitar el secuestro de C y la conservación del suelo. En Costa Rica, Chatterjee et al. (2020) midieron las reservas de C del suelo (a 0-10, 10-30, 30-60 y 60-100 cm de profundidad) en dos sistemas agroforestales perennes de café de sombra a largo plazo (17 años): i) café cultivado convencionalmente (con abonos químicos) y orgánicamente (sin abonos químicos) bajo dos especies de árboles de sombra, *Erythrina poeppigiana* y *Terminalia amazonia*;*

RECUADRO 4

ii) café de sol (rodal único de café sin sombra). Los resultados no mostraron ningún cambio en las reservas de C del suelo dentro de los sistemas agroforestales de café y los cafetales de sol. Sin embargo, el manejo orgánico del café bajo E. poeppigiana fuertemente podada, cuya basura podada se devolvía al suelo, incrementaba las reservas de C del suelo en la profundidad de 0-10 cm. Además de esos ejemplos de Centroamérica, existe un gran cúmulo de evidencias científicas que muestran el potencial de las prácticas de manejo sostenible para incrementar las reservas de C (en el suelo y la biomasa) para otros países de América Latina.

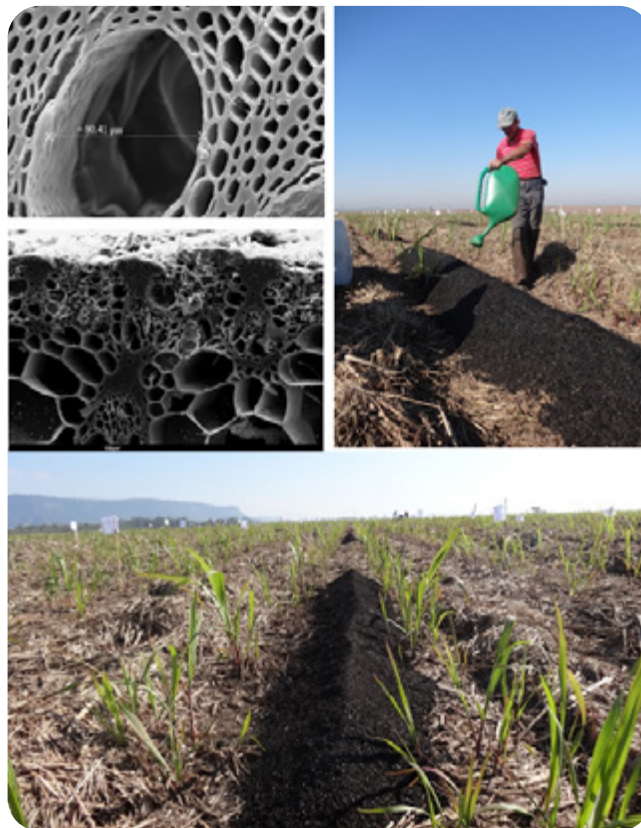
Aplicación de biocarbón en el suelo para secuestrar C y reducir potencialmente las emisiones de GEI

El biocarbón es el producto de la pirólisis de la biomasa y se ha aplicado al suelo con el propósito de mejorar su salud e incrementar las reservas de C del suelo (Lehmann *et al.* 2006), especialmente en las regiones tropicales (Carneiro *et al.* 2021). El biocarbón no solo puede aumentar el contenido de C en el suelo (Fatima *et al.* 2021), sino que también tiene el potencial de disminuir las emisiones de GEI, sobre todo el N₂O (Guenet *et al.* 2021). Sin embargo, también se ha informado un aumento o una invariabilidad del efluvo de N₂O (Spokas y Reicosky, 2009, Scheer *et al.* 2011). Estas respuestas variables del efluvo de N₂O del suelo a las enmiendas de biocarbón se han atribuido a diferentes mecanismos. La adición de biocarbón puede afectar las emisiones de N₂O al cambiar la concentración de amonio y nitratos en el suelo (Cheng *et al.* 2008), disminuir la densidad aparente del suelo (Karhu *et al.* 2011), facilitar el consumo de N₂O en el paso terminal de la desnitrificación (Cayuela *et al.* 2014) y agregar compuestos de C y N lábiles al suelo (Spokas y Reicosky 2009).

Al considerar el potencial de aplicar biocarbón para mitigar las emisiones de GEI en las zonas tropicales (Rittl *et al.* 2015, Guenet *et al.* 2021), la influencia de la mayor temperatura sobre las emisiones de N₂O provenientes de los suelos enmendados con biocarbón requiere investigación (**recuadro 5**). Se dispone de poca información sobre la respuesta interactiva del suelo tropical consistente en cambios en las emisiones de N₂O y el secuestro de C en el suelo a las tasas de adición de biocarbón (Bamminger *et al.* 2017, Xu *et al.* 2021).

RECUADRO 5

La aplicación de biocarbón ha sido ampliamente recomendada como una posible solución para enfrentar los desafíos de la seguridad alimentaria y el cambio climático en los agrosistemas; pero las cantidades eficaces de aplicación de biocarbón para el rendimiento de cosechas, el secuestro de carbono en el suelo y el potencial de calentamiento global (PCG) muestran grandes incertidumbres (Xu et al. 2021). Por consiguiente, los resultados para las condiciones de suelos tropicales aún no son concluyentes y exhiben variación, además de que entre los mecanismos subyacentes que explican el efecto de la interacción biocarbón-suelo se encuentran las propiedades del biocarbón y las condiciones bióticas y abióticas del suelo.



Experimentos para producir, caracterizar y aplicar biocarbón en cañaverales de Brasil

Imagen de micrografía electrónica de barrido de una sección transversal de un biocarbón de caña de azúcar (esquina superior izquierda – foto: Thalita F. Abbruzzini) y aplicación de biocarbón en el campo (esquina superior derecha y parte inferior - fotos – Carlos E.P. Cerri)

Restauración de bosques naturales

La restauración de los bosques naturales es una de las vías más importantes para extraer CO₂ de la atmósfera en las próximas décadas (**recuadro 6**). Según las proyecciones del IPCC, cerca de una cuarta parte del C atmosférico necesario para limitar el calentamiento global a 1.5 °C por encima de los niveles preindustriales (IPCC 2018) se podría almacenar añadiendo hasta 24 Mha de bosques cada año desde ahora hasta 2030.

RECUADRO 6

Se han fomentado iniciativas internacionales para restaurar bosques alrededor del mundo. Por ejemplo, en el Bonn Challenge, lanzado en 2011 por el gobierno alemán y la UICN, participan 61 países (29 de ellos localizados en las Américas) y tiene el objetivo de restaurar 150 Mha de paisajes degradados y deforestados para 2020 y 350 Mha para 2030 (<https://www.bonnchallenge.org/>). Más recientemente, la Década de la ONU sobre Restauración de Ecosistemas (2021-2030) tiene como meta formar colectivamente un movimiento mundial de amplia base para acelerar la restauración y poner al mundo en ruta hacia un futuro sostenible (<https://www.decadeonrestoration.org/>).



Una plantación joven para restaurar bosques tropicales establecida en pasturas previamente utilizados para ganadería extensiva en el estado de Río de Janeiro, Brasil. Foto: Pedro Brancalion

Sin embargo, la restauración de los bosques no se puede basar (predominantemente) en las plantaciones de árboles comerciales, que son mucho más deficientes para almacenar C que los bosques naturales (Lewis et al. 2019). Se deben realizar esfuerzos para detener la deforestación ilegal y promover las iniciativas actuales (véase Iniciativa 20x20, <https://initiative20x20.org/>, a la que pertenecen 17 países latinoamericanos) y las nuevas iniciativas sobre restauración de bosques naturales en los países de las Américas, desde Canadá hasta Chile.

■ Observaciones finales

Los mensajes que se deben llevar de este documento son:

- El suelo es el reservorio más importante de C en la biosfera, ya que contiene tres veces más C que la vegetación y la atmósfera;
- Dependiendo de las prácticas de uso y manejo de la tierra, los suelos pueden ser una fuente de C (emitir CO₂ a la atmósfera) o un sumidero (secuestrar CO₂ extraído de la atmósfera);
- Los suelos agrícolas saludables y recarbonizados forman parte de la solución para entregar seguridad alimentaria y climática;
- Las prácticas sostenibles para secuestrar C en el suelo y las agendas políticas bien encaminadas deben expandirse en los bloques a nivel de país para contribuir a la mitigación del cambio climático;
- Existen varios enfoques para evaluar el secuestro de C en el suelo y las emisiones de GEI, que van desde mediciones de campo específicas de un sitio hasta herramientas matemáticas y modelos de simulación;
- Suelos Vivos de las Américas (LiSAM) fue iniciada el 5 de diciembre de 2020 por el Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA) y el Centro de Manejo y Secuestro de Carbono de la Universidad Estatal de Ohio (C-MASC);
- La LiSAM es una extensa red que incluye a gobiernos, organizaciones internacionales, universidades, el sector privado y organizaciones de la sociedad civil que unirán sus esfuerzos para frenar la degradación de la tierra y, en consecuencia, fomentar la salud del suelo, el secuestro de C y otros beneficios asociados para las personas;
- El área superficial de las Américas dedicada a la agricultura (tierras de cultivo) se encuentra entre las áreas más pequeñas de uso de la tierra en el hemisferio ($3.40 \text{ km}^2 \times 10^6$), en donde el frijol de soya ($0.91 \text{ km}^2 \times 10^6$), el maíz ($0.72 \text{ km}^2 \times 10^6$) y el trigo ($0.35 \text{ km}^2 \times 10^6$) son los principales cultivos anuales, la caña de azúcar ($0.14 \text{ km}^2 \times 10^6$) es el principal cultivo semiperenne y el café ($0.05 \text{ km}^2 \times 10^6$) el principal cultivo perenne;
- Las pasturas son tres veces más grandes que el área clasificada como agrícola, pues representan $9.05 \text{ km}^2 \times 10^6$ (905 millones de hectáreas). Este uso de la tierra se concentra predominantemente en América del Norte ($3.94 \text{ km}^2 \times 10^6$), América del Sur ($3.64 \text{ km}^2 \times 10^6$) y el Caribe ($0.04 \text{ km}^2 \times 10^6$), siendo Centroamérica el área más pequeña ($0.01 \text{ km}^2 \times 10^6$).

- Estimamos una acumulación promedio de C de 51.28 Mg ha⁻¹ en las Américas para las capas de suelo situadas a una profundidad de 0-30 cm (Centroamérica: 63.30 Mg ha⁻¹; Caribe: 61.35 Mg ha⁻¹; América del Norte: 53.91 Mg ha⁻¹; y América del Sur: 48.11 Mg ha⁻¹);
- Entre los ejemplos de prácticas de manejo sostenible funcionales y factibles que se deben fomentar en la región de las Américas se encuentran: la labranza de conservación, el manejo del pastoreo, las enmiendas orgánicas (estiércol, desechos agroindustriales y biocarbón), los cultivos de cobertura, el acolchado, el manejo de la fertilidad, los sistemas agropecuarios integrados (agrosilvicultura, sistemas silvopastoriles y de cultivo-ganado-bosque) y la gestión del agua, entre otros;
- Con base en nuestro estimado, la adopción de dos prácticas de manejo sostenible a gran escala (a saber, recuperación de pasturas y labranza de conservación) tiene el potencial de acumular C en el suelo en los países de las Américas en la cantidad de aproximadamente 2.68 Pg de C (1.25 a 4.11 Pg de C), lo que representa un total de 9.81 Pg de CO₂eq. (4.56 a 15.06 Pg de CO₂eq.) durante 20 años. Esto representa el potencial de mitigar cerca de 7.9% (3.7 al 12.2%) de las emisiones totales anuales mundiales netas antropogénicas de GEI debidas a la agricultura y el 4.1% (1.9 al 6.3%) de las emisiones globales debidas a la agricultura, la silvicultura y otros usos de la tierra.
- Las prácticas de manejo sostenibles sugeridas por la iniciativa LiSAM pueden orientar los nuevos protocolos para frenar la degradación de la tierra, fomentar la salud del suelo y el secuestro de C en el suelo de las Américas.

Referencias

- **Balesdent, J; Basile-Doelsch, I; Chadoeuf, J; Cornu, S; Derrien, D; Fekiacova, Z; Hatté, C.** 2018. Atmosphere–soil carbon transfer as a function of soil depth (on-line). *Nature* 559 :599-602. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0328-3>.
- **Bamminger, C; Poll, C; Marhan, S.** 2017. Offsetting global warming-induced elevated greenhouse gas emissions from an arable soil by biochar application (on-line). *Global Change Biology* 24(1):1-17. <https://doi.org/10.1111/gcb.13871>.
- **Bossio, DA; Cook-Patton, SC; Ellis, PW; Fargione, J; Sanderman, J; Smith, P; Wood, S; Zomer, RJ; von Unger, M; Emmer, IM; Griscom, BW.** 2020. The role of soil carbon in natural climate solutions (on-line). *Nature Sustainability* 3 :391-398. <https://www.nature.com/articles/s41893-020-0491-z>.
- **Carneiro, JSS; Andrade Ribeiro, IV; Nardis, BO; Barbosa, CF; Lustosa Filho, JF; Azevedo Melo, LC.** 2021. Long-term effect of biochar-based fertilizer

application in tropical soil: agronomic efficiency and phosphorus availability. *Science of the Total Environment*, 760: 143955. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143955>.

- **Cayuela, ML; Van Zwieten, L; Singh, BP; Jeffery, S; Roig, A ; Sánchez-Monede-ro, MA.** 2014. Biochar's role in mitigating soil nitrous oxide emissions : a review and meta-analysis. *Agriculture, Ecosystem and Environment*, 191: 1193–1202. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.10.009>.
- **Cerri, CEP; Valadares Galdos, M; Nunes Carvalho, JL; Feigl, BJ; Cerri, CC.** 2013. Quantifying soil carbon stocks and greenhouse gas fluxes in the sugar-cane agrosystem: point of view. *Scientia Agrícola* 70(5), 361-368. <https://doi.org/10.1590/S0103-90162013000500011>.
- **Chatterjee, N; Ramachandra Nair, PK; Nair, VD; Bhattacharjee, A; Elias, MVF; Muschler, RG; Noponen, MRA.** 2020. Do coffee agroforestry systems always improve soil carbon stocks deeper in the soil? - A case study from Turrialba, Costa Rica. *Forest* 11(1), 49. <https://doi.org/10.3390/f11010049>.
- **Cheng, CH; Lehmann, J; Engelhard, MH.** 2008. Natural oxidation of black carbon in soils: changes in molecular form and surface charge along a climosequence. *Geochimica et Cosmochimica* 72(6): 1598–1610. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2008.01.010>.
- **Coleman, K; Jenkinson, DS; Crocker, GJ; Grace, PR; Klír, J; Körschens, M; Poulton, PR; Richter, DD.** 1997. Simulating trends in soil organic carbon in long-term experiments using RothC-26.3. *Geoderma* 81: 29-44. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(97\)00079-7](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(97)00079-7).
- **Comins, HN; McMurtrie, RE.** 1993. Long-term response of nutrient-limited forests to CO₂ enrichment; equilibrium behavior of plant-soil models. *Ecological Applications* 3 (4): 666-681. <https://doi.org/10.2307/1942099>.
- **Conant, RT; Cerri, CEP; Osborne, BB; Paustian, K.** 2017. Grassland management impacts on soil carbon stocks: a new synthesis. *Ecological Applications* 27(2): 662–668. <https://doi.org/10.1002/eap.1473>.
- **Costa Junior, C; Corbeels, M; Bernoux, M; Píccolo, MC; Siqueira Neto, M; Feigl, BJ; Cerri, CEP; Cerri, CC; Scopel, E; Lal, R.** 2013. Assessing soil carbon storage rates under no-tillage: comparing the synchronic and diachronic approaches. *Soil & Tillage Research* 134, 207–212. <https://doi.org/10.1016/j.still.2013.08.010>.
- **Dane, JH; Topp, GC.** 2002. *Methods of Soil Analysis, Part 4, Physical Methods*. WI, USA. Soil Science Society of America Book Series.
- **De Freitas, IC; Ribeiro, JM; Araújo, NCA; Santos, MV; Arruda Sampaio, R; Fernández, LA; Azevedo, AM; Feigl, BJ; Cerri, CEP; Frazão, LA.** 2020. Agrosilvo-pastoral Systems and Well-Managed Pastures Increase Soil Carbon Stocks in the Brazilian Cerrado. *Rangeland Ecology & Management* 73(6), 776-785. <https://doi.org/10.1016/j.rama.2020.08.001>.

- **Easter, M; Paustian, K; Killian, K; Williams, S; Feng, T; Al-Adamat, R; Bernoux, M; Bhattacharyya, T; Cerri, CC; Coleman, K; Falloon, P; Feller, C; Gicheru, P; Kamoni, P; Milne, E; Pal, DK; Powlson, DS; Rawajfih, Z; Sessay, M; Wokabi, S.** 2007. The GEFSOC soil carbon modeling system: a tool for conducting regional-scale soil carbon inventories and assessing the impacts of land use change on soil carbon. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 122(1): 13-25. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.01.004>.
- **FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, Italia).** 2020. A protocol for measurement, monitoring, reporting and verification of soil organic carbon in agricultural landscapes – GSOC-MRV Protocol. Roma, Italia. <https://doi.org/10.4060/cb0509en>.
- **Fatima, S; Riaz, M; Al-Wabel, MI; Arif, MS; Yasmeen, T; Hussain, Q; Roohi, M; Fahad, S; Ali, K; Arif, M.** 2021. Higher biochar rate strongly reduced decomposition of soil organic matter to enhance C and N sequestration in nutrient-poor alkaline calcareous soil. *Journal of Soils and Sediments*, 21:148–162. <https://doi.org/10.1007/s11368-020-02753-6>.
- **Friedlingstein, P; O’Sullivan, M; Jones, MW; Andrew RM; Hauck, J; Olsen, A; Peters, GP; Peters, W; Pongratz, J; Sitch, S; Le Quéré, C; Canadell, JG; Ciais, P; Jackson, RB; Alin, S; Aragão, LEOC; Arneeth, A; Arora, V; Bates, NR;... Becker, M.** 2020. Global carbon budget 2020. *Earth System Science Data* 12: 3269–3340. <https://doi.org/10.5194/essd-12-3269-2020>.
- **Girardin, CAJ; Jenkins, S; Seddon, N; Allen, M; Lewis, SL; Wheeler, CE; Griscom, BW; Malhi, Y.** 2021. Nature-based solutions can help cool the planet - if we act now. *Nature* 593: 191-194. <https://doi.org/10.1038/d41586-021-01241-2>.
- **Griscom, BW; Adams, J; Ellis, PW; Houghton, RA; Loxmax, G; Miteva, DA; Schlesinger, WH; Shoch, D; Siikamäki, JV; Smith, P; Woodbury, P; Zganjar, C; Blackman, A; Campari, J; Conant, RT; Delgado, C; Elias, P; Gopalakrishna, T; Hamsik, MR;... Fargione, J.** 2017. Natural climate solutions. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114(44), 11645-11650. <https://doi.org/10.1073/pnas.1710465114>.
- **Guenet, B; Gabrielle, B; Chenu, C; Arrouays, D; Balesdent, J; Bernoux, M; Bruni, E; Caliman, JP; Cardinael, R; Chen, S; Clais, P; Desbois, D; Fouche, J; Frank, S; Henault, C; Lugato, E; Naipal, V; Nesme, T; Obersteiner, M;...Valin, H.** 2021. Can N₂O emissions offset the benefits from soil organic carbon storage? *Global Change Biology* 27:237–256. <https://doi.org/10.1111/gcb.15342>.
- **Hanssen, SV; Daioglou, V; Steinmann, ZJN; Doelman, JC; Van Vuuren, DP; Huijbregts, MAJ.** 2020. The climate change mitigation potential of bioenergy with carbon capture and storage. *Nature Climate Changes* 10 : 1023–1029. <https://doi.org/10.1038/s41558-020-0885-y>.
- **Hoffland, E; Kuyper, TW; Comans, RNJ; Creamer, RE.** 2020. Eco-functionality of organic matter in soils. *Plant and Soil* 455: 1–22. <https://doi.org/10.1007/s11104-020-04651-9>.

- **Horton, P; Long, SP; Smith, P; Banwart, SA; Beerling, DJ.** 2021. Technologies to deliver food and climate security through agriculture. *Nature Plants* 7, 250-255. <https://doi.org/10.1038/s41477-021-00877-2>.
- **IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change, Switzerland).** 1997. Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Reporting Instructions (Volume 1); Workbook (Volume 2); Reference Manual (Volume 3). Paris, Intergovernmental Panel on Climate Change, United Nations Environment Programme, Organization for Economic Co-Operation and Development, International Energy Agency.
- **IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change, Switzerland).** 2018. Global Warming of 1.5°C. Special Report. Masson-Delmotte, V; Zhai, P; Pörtner, HO; Roberts, D; Skea, J; Shukla, PR; Pirani, A; Moufouma-Okia, W; Péan, C; Pidcock, R; Connors, S; Matthews, JBR; Chen, Y; Zhou, X; Gomis, MI; Lonnoy, E; Maycock, T; Tignor, M; Waterfield, T (eds).
- **IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change, Switzerland).** 2019a. Summary for Policymakers. In Shukla, PR; Skea, J; Calvo Buendia, E; Masson-Delmotte, V; Pörtner, HO; Roberts, DC; Zhai, P; Slade, R; Connors, S; van Diemen, R; Ferrat, M; Haughey, E; Luz, S; Neogi, S; Pathak, M; Petzold, J; Portugal Pereira, J; Vyas, P; Huntley, E;... Malley, J (eds). *Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems*. Disponible en <https://www.ipcc.ch/srccl/chapter/summary-for-policymakers/>.
- **IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change, Switzerland).** 2019b. 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Calvo Buendia, E; Tanabe, K; Kranjc, A; Jamsranjav, B; Fukuda, M; Ngarize, S; Osako, A; Pyrozhenko, Y; Shermanau, P; Federici, S. (eds). Disponible en https://www.researchgate.net/publication/345842628_2019_Refinement_to_the_2006_IPCC_Guidelines_for_National_Greenhouse_Gas_Inventories.
- **IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change, Switzerland).** 2021. Summary for Policymakers. In Masson-Delmotte, V.; Zhai, P; Pirani, A; Connors, SL; Péan, C; Berger, S; Caud, N; Chen, Y; Goldfarb, L; Gomis, MI; Goldfarb, L; Gomis, MI; Huang, M; Leitzell, K; Lonnoy, E; Matthews, JBR; Maycock, TK; Waterfield, T; Yelekçi, O;... Zhou, B (eds.). *Climate Change 2021: the Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, England, Cambridge University Press. Disponible en https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/downloads/report/IPCC_AR6_WGI_SPM_final.pdf
- **Jenkinson, DS; Harkness, DD; Vance, ED; Adams, DE; Harrison, AF.** 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: 295-308. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(92\)90189-5](https://doi.org/10.1016/0038-0717(92)90189-5).

- **Jian, J; Du, X; Reiter, MS; Stewart, RD.** 2020. A meta-analysis of global cropland soil carbon changes due to cover cropping. *Soil Biology and Biochemistry* 143: 107735. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107735>.
- **Karhu, K; Mattila, T; Bergström, I; Regina, K.** 2011. Biochar addition to agricultural soil increased CH₄ uptake and water holding capacity – Results from a short-term pilot field study. *Agriculture, Ecosystem and Environment* 140: 309–313. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.12.005>.
- **Kassam, A; Friedrich, T; Derpsch, R.** 2019. Global spread of Conservation Agriculture. *International Journal of Environmental Studies* 76: 29-51. <https://doi.org/10.1080/00207233.2018.1494927>.
- **Li, C; Frohling, S; Frohling, TA.** 1992. A model of nitrous oxide evolution from soil driven by rainfall events: 1. model structure and sensitivity. *Journal of Geophysical Research* 97: 9759-9776. <https://doi.org/10.1029/92JD00509>.
- **Li, C.** 2000. Modeling Trace Gas Emissions from Agricultural Ecosystems. *Nutrient cycling in Agroecosystems* 58: 259-276. <https://doi.org/10.1023/A:1009859006242>.
- **Lal, R.** 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science* 304: 1623–1627. <https://doi.org/10.1126/science.1097396>
- **Lal, R.** 2018. Digging deeper: a holistic perspective of factors affecting soil organic carbon sequestration in agroecosystems. *Global Change Biology* 24: 3285-3301. <https://doi.org/10.1111/gcb.14054>
- **Lal, R; Monger, C; Nave, L; Smith, P.** 2021. The role of soil in regulation of climate. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 376: 20210084. <https://doi.org/10.1098/rstb.2021.0084>
- **Lavallee, JM; Soong, JL; Cotrufo, MF.** 2020. Conceptualizing soil organic matter into particulate and mineral-associated forms to address global change in the 21st century. *Global Change Biology* 26: 261-273. <https://doi.org/10.1111/gcb.14859>.
- **Lehmann, J; Gaunt, J; Randon, M.** 2006. Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems – A review. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 11: 403–427. <https://doi.org/10.1007/s11027-005-9006-5>.
- **Lewis, SL; Wheeler, CE; Mitchard, ETA; Koch, A.** 2019. Regenerate natural forests to store carbon. *Nature* 568: 25-28. <https://doi.org/10.1038/d41586-019-01026-8>
- **McGuire, AD; Melillo, JM; Joyce, LA; Kicklighter, DW; Grace, AL; Moore, B; Vorosmarty, CJ.** 1992. Interactions between carbon and nitrogen dynamics in estimating net primary productivity for potential vegetation in North America. *Global Biogeochemical Cycles* 6: 101-124. <https://doi.org/10.1029/92GB00219>
- **Melillo, JM; McGuire AD; Kicklighter, DW; Moore, B; Vorosmarty, CJ; Schloss, AL.** 1993. Global climate change and terrestrial net primary production. *Nature* 363: 234-240. <https://doi.org/10.1038/363234a0>

- **Metherell, AK; Harding, LA; Cole, CV; Parton, WJ.** 1993. CENTURY Soil organic matter model environment. Technical Documentation. Agroecosystem version 4.0, Great Plains System Research Unit. Fort Collins, Colorado, EUA, Colorado State University. Technical Report No. 4. Disponible en https://www2.nrel.colostate.edu/projects/century/MANUAL/html_manual/man96.html.
- **Milne, E; Adamat, RA; Batjes, NH; Bernoux, M; Bhattacharyya, T; Cerri, CC; Cerri, CEP; Coleman, K; Falloon, P; Feller, C; Gicheru, P; Kamoni, P; Killian, K; Pal, DK; Paustian, K; Powlson, DS; Rawajfih, Z; Sessay, M; Williams, S; Wokabi, S.** 2007. National and regional assessments of soil organic carbon stocks and changes: the GEFSOC modeling system. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 122: 3-12. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.01.002>
- **Nelson, DW; Sommers, LE.** 1983. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: Page, AL (ed). *Methods of soil analysis: Part 2 Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties.* 2ed. Madison, WI, USA, American Society of Agronomy. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr9.2.2ed.c29>.
- **Nicoloso, RS; Rice, CW.** 2021. Intensification of no-till agricultural systems: an opportunity for carbon sequestration. *Soil Science Society of America Journal* 85:1395-1409. <https://doi.org/10.1002/saj2.20260>.
- **Olaya-Montes, A; Llanos-Cabrera, MP; Cherubin, MR; Herrera-Valencia, W; Ortiz-Morea, FA; Silva-Olaya, AM.** 2021. Restoring soil carbon and chemical properties through silvopastoral adoption in the Colombian Amazon region. *Land Degradation and Development* 32: 3720-3730. <https://doi.org/10.1002/ldr.3832>.
- **Oliveira, DC.** 2018. Potencial de sequestro de carbono no solo e dinâmica da matéria orgânica em pastagens degradadas no Brasil. PhD tesis. Butanta, São Paulo, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo. Disponible en 10.11606/T.11.2018.tde-17072018-184226.
- **Polanía-Hincapié, KL; Olaya-Montes, A; Cherubin, MR; Herrera-Valencia, W; Ortiz-Morea, F; Silva-Olaya, AM.** 2021. Soil physical quality responses to silvopastoral implementation in Colombian Amazon. *Geoderma* 386: 114900. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114900>.
- **Parton, WJ; Rasmussen, PF.** 1994. Long-term effects of crop management in wheat/fallow: II. CENTURY model simulations. *Soil Science Society of America Journal* 58: 530–536. <https://doi.org/10.2136/sssaj1994.03615995005800020040x>.
- **Parton, WJ; Schimel, DS; Cole, CV; Ojima; DS.** 1987. Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grasslands. *Soil Science Society of America Journal* 51: 1173–1179. <https://doi.org/10.2136/sssaj1987.03615995005100050015x>.
- **Paustian, K; Lehmann, J; Ogle, S; Reay, D; Robertson, GP; Smith, P.** 2016. Climate-smart soils. *Nature* 532: 49-57. <https://doi.org/10.1038/nature17174>.

- **Potter, CS; Genovese, VB; Klooster, S; Torregrosa, A.** 2002. Biomass burning emissions of reactive gases estimated from satellite data analysis and ecosystem modeling for the Brazilian Amazon region. *Journal of Geophysical Research* 107: 1-10. <https://doi.org/10.1029/2000JD000250>.
- **Potter, CS; Klooster, S; Carvalho, CRD; Genovese, VB; Torregrosa, A; Dungan, J; Bobo, M; Coughlan, J.** 2001. Modeling seasonal and interannual variability in ecosystem carbon cycling for the Brazilian Amazon region. *Journal of Geophysical Research* 106: 10423-10446. <https://doi.org/10.1029/2000JD900563>.
- **Potter, CS; Davidson, E; Nepstad, D; Carvalho, CRD.** 2001. Ecosystem modeling and dynamic effects of deforestation on trace gas fluxes in Amazon tropical forests. *Forest Ecology and Management* 152: 97-117. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00593-4](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00593-4).
- **Rittl, TF; Arts, B; Kuyper, W.** 2015. Biochar: an emerging policy arrangement in Brazil? *Environmental Science Policy* 51: 45-55. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.03.010>.
- **Rogelj, J; den Elzen, M; Höhne, N; Fransen, T; Fekete, H; Winkler, H; Schaeffer, R; Sha, F; Riahi, K; Meinshausen, M.** 2016. Paris agreement climate proposals need a boost to keep warming well below 2 °C. *Nature* 534: 631-639. <https://doi.org/10.1038/nature18307>.
- **Sá, JCM; Lal, R; Cerri, CC; Lorenz, K; Hungria, M; De Faccio Carvalho, PC.** 2017. Low-carbon agriculture in South America to mitigate global climate change and advance food security. *Environment International* 98: 102-112. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2016.10.020>.
- **Sanderman, J; Hengl, C; Fiske, GJ.** 2017. Soil carbon debt of 12,000 years of human land use. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114: 9575-9580. <https://doi.org/10.1073/pnas.1706103114>.
- **Sarto, MVM; Borges, WLB; Sarto, JRW; Rice, CW; Rosolem, CA.** 2020. Deep soil carbon stock, origin, and root interaction in a tropical integrated crop-livestock system. *Agroforestry Systems* 94:1865-1877. <https://doi.org/10.1007/s10457-020-00505-6>.
- **Scheer, C; Grace, PR; Rowlings, DW; Kimber, S; Van Zwieten, L.** 2011. Effect of biochar amendment on the soil-atmosphere exchange of greenhouse gases from an intensive subtropical pasture in northern New South Wales, Australia. *Plant Soil* 345: 47-58. <https://doi.org/10.1007/s11104-011-0759-1>.
- **Seddon, N; Smith, A; Smith, P; Key, I; Chausson, A; Girardin, C; House, J; Srivastava, S; Turner, B.** 2021. Getting the message right on nature-based solutions to climate change. *Global Change Biology* 27: 1518-1546. <https://doi.org/10.1111/gcb.15513>.
- **Smith, P; Smith, JU; Powlson, DS; McGill, WB; Arah, JRM; Chertov, OG; Coleman, K; Franko, U; Froking, S; Jenkinson, DS; Jensen, LS; Kelly, RH; Klein-Gun-**

- newiek, H; Komarov, AS; Li, A; Molina, JAE; Mueller, T; Parton, WJ; Thornley, JHM; Whitmore, AP.** 1997. A comparison of the performance of nine soil organic matter models using datasets from seven long-term experiments. *Geoderma* 81:153-225. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(97\)00087-6](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(97)00087-6).
- **Smith, P; Soussana, JF; Anger, D; Schipper, L; Chenu, C; Rasse, DP; Batjes NH; VAN Egmond, F; McNeill, S; Kuhnert, M; Arias-Navarro C; Olesen, JE; Chirinda, N; Fornara, D; Wollenberg, E; Álvaro-Fuentes, J; Sanz-Cobena, A; Klumpp, K.** 2020. How to measure, report and verify soil carbon change to realize the potential of soil carbon sequestration for atmospheric greenhouse gas removal. *Global Change Biology* 26: 219–241. <https://doi.org/10.1111/gcb.14815>.
 - **Smith, P; Martino, D; Cai, Z; Gwary, D; Janzen, H; Kumar, P; McCarl, B; Ogle, S; O'Mara, F; Rice, C; Scholes, B; Sirotenko, O; Howden, M; McAllister, T; Pan, G; Romanenkov, V; Schneider, U; Towprayoon, S; Wattenbach, M; Smith, J.** 2008. Greenhouse gas mitigation in agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 363, 789–813. <http://doi.org/10.1098/rstb.2007.2184>.
 - **Smith P; Keesstra, KD; Silver, WL; Adhya, TK.** 2021. The role of soils in delivering Nature's Contributions to People. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*. 376: 20200169. <https://doi.org/10.1098/rstb.2020.0169>.
 - **Sperow, M.** 2016. Estimating carbon sequestration potential on U.S. agricultural topsoils. *Soil & Tillage Research* 155: 390-400. <https://doi.org/10.1016/j.sti.2015.09.006>.
 - **Spokas, KA; Reicosky, DC.** 2009. Impacts of sixteen different biochars on soil greenhouse gas production. *Annals of Environmental Science* 3: 179–193. Disponible en <https://openjournals.neu.edu/aes/journal/article/view/v3art4>.
 - **Tian, H; Liu, J; Melillo, J; Liu, M; Kicklighter, D; Yan, X; Pan, S.** 2008. The terrestrial carbon budget in East Asia: human and natural impacts. pp. 163-176. In Fu, C; Freney, JR; Stewart, JWB (eds). *Changes in the Human-Monsoon System of East Asia in the Context of Global Change*. World Scientific Publishing Co. Pte. Ltd., Singapore, Hackensack, London. https://doi.org/10.1142/9789812832429_0012.
 - **United Nations, New York; Department of Economic and Social Affairs.** 2019. *World Population Prospects 2019: Highlights*. New York, EUA. Disponible en https://population.un.org/wpp/Publications/Files/WPP2019_Highlights.pdf.
 - **Xu, H; Cai, A; Wu, D; Liang, G; Xiao, J; Xu, M; Colinet, G; Zhang, W.** 2021. Effects of biochar application on crop productivity, soil carbon sequestration, and global warming potential controlled by biocharC:N ratio and soil pH: a global meta-analysis. *Soil & Tillage Research* 213: 105125. <https://doi.org/10.1016/j.sti.2021.105125>.
 - **Walkley, A; Black, IA.** 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science* 37(1): 29-38. <https://doi.org/10.1097/00010694-193401000-00003>.

- **Wei, YM; Kang, JN; Liu, LC; Li, Q; Wang, PT; Hou, PT; Liang, MQ; Liao, H; Huang, SF; Yu, B.** 2021. A proposed global layout of carbon capture and storage in line with a 2 °C climate target. *Nature Climate Change* 11: 112–118. <https://doi.org/10.1038/s41558-020-00960-0>.
- **Wiesmeier, M; Urbanski, L; Hobbey, E; Lang, B; von Lützow, M; Marin-Spiotta, E; van Wase-mael, B; Rabot, E; Ließ, M; Garcia-Franco, N; Wollschläger, U; Vogel, HJ; Kögel-Knabner, I.** 2019. Soil organic carbon storage as a key function of soils - A review of drivers and indicators at various scales. *Geoderma* 333: 149–162. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.07.026>.
- **Wills, S; Roecker, S; Williams, C; Murphy, B.** 2018. Soil sampling for soil health assessment. In: Reicosky, D (ed). *Managing soil health for sustainable agriculture Volume 2: monitoring and management*. London, Burleigh Dodds Science Publishing.
- **Wood, SA; Bowman, M.** 2021. Large-scale farmer-led experiment demonstrates positive impact of cover crops on multiple soil health indicators. *Nature Food* 2: 97–103. <https://doi.org/10.1038/s43016-021-00222-y>.
- **Zomer, RJ; Bossio, DA; Sommer, R; Verchot, L.** 2017. Global sequestration potential of increased organic carbon in cropland soils. *Scientific Reports* 7: 15554. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-15794-8>.



IICA – Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura
Organismo del Sistema Interamericano especializado en desarrollo agropecuario y rural
