

**UNIVERSIDAD DE CHILE**  
**FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS**  
**ESCUELA DE PREGRADO**

**MEMORIA DE TÍTULO**

**EVALUACIÓN DEL MODELO ECOSSE PARA LA SIMULACIÓN DE FLUJOS  
DE GASES DE METANO Y DIÓXIDO DE CARBONO EN SUELOS DE UN  
BOSQUE Y UNA TURBERA ANTROPOGÉNICA EN LA ISLA DE CHILOÉ.**

**JAVIERA PAZ OLIVARES ROJAS**

**Santiago, Chile**

**2017**

**UNIVERSIDAD DE CHILE**

**FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS**

**ESCUELA DE PREGRADO**

**MEMORIA DE TÍTULO**

**EVALUACIÓN DEL MODELO ECOSSE PARA LA SIMULACIÓN DE FLUJOS  
DE GASES DE METANO Y DIÓXIDO DE CARBONO EN SUELOS DE UN  
BOSQUE Y UNA TURBERA ANTROPOGÉNICA EN LA ISLA DE CHILOÉ.**

**EVALUATION OF THE ECOSSE MODEL FOR SIMULATING METHANE AND  
CARBON DIOXIDE FLUXES IN SOILS FROM A FOREST AND AN  
ANTHROPOGENIC PEATLAND IN CHILOE ISLAND.**

**JAVIERA PAZ OLIVARES ROJAS**

**Santiago, Chile**

**2017**

**UNIVERSIDAD DE CHILE**

**FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS**

**ESCUELA DE PREGRADO**

**EVALUACIÓN DEL MODELO ECOSSE PARA LA SIMULACIÓN DE FLUJOS  
DE GASES DE METANO Y DIÓXIDO DE CARBONO EN SUELOS DE UN  
BOSQUE Y UNA TURBERA ANTROPOGÉNICA EN LA ISLA DE CHILOÉ.**

Memoria para optar al Título Profesional de:  
Ingeniera en Recursos Naturales Renovables

**JAVIERA PAZ OLIVARES ROJAS**

<b>Profesor Guía</b>	<b>Calificaciones</b>
Sr. Jorge Pérez Q. Ingeniero Agrónomo, M.S., Ph.D.	7,0
<b>Profesores Evaluadores</b>	
Sr. Mauricio Galleguillos T. Ingeniero Agrónomo, M.S., Ph.D.	7,0
Sr. Ricardo Pertuzé C. Ingeniero Agrónomo, Ph.D.	6,8

**Santiago, Chile**

**2017**

## AGRADECIMIENTOS

En este momento tan especial, quiero agradecer en primer lugar a mis padres Rita y Raúl, por enseñarme lo bueno y lo malo, por apoyarme y acompañarme en cada una de mis decisiones y por todo su amor brindado. Ustedes han sido mi pilar fundamental, que me ha permitido salir adelante y cumplir las metas que me he propuesto, gracias a ustedes soy quien soy el día de hoy. También a mi hermano Nicolás, a quien a pesar de la distancia, siempre llevo conmigo. A mis hermosas abuelas, Nana e Ita, a quienes amo y admiro y a mi Tata que sé que nos está cuidando constantemente. A mis tíos y primo, Vane, Jose, Pipe, Clau, Johnny y Laura, por su cariño y apoyo. A Kiki y Roco por ser simplemente los mejores y más hermosos animales del mundo.

A mi profesor guía Jorge, por recibirme en su laboratorio, ayudarme y orientarme durante todo este proceso y corregirme a tiempo siempre que lo necesité (en tiempo récord). Mención honrosa al Wladi por su eterna ayuda en la toma de datos durante mis terrenos en Chiloé y a Juanito y Eme por su grata compañía; al Paul por orientarme durante el comienzo de la tesis y ayudarme siempre que tuve problemas con nuestro “amigo” picarro. Al profesor Óscar Seguel y a don Hugo por ayudarme con las muestras de suelo, siempre con la mejor disposición. Y por supuesto, a mis compañeros del Lecs: Tobi, Hambers, Sole, Iván, Carla, Ariel, Benja, Bryan, Sol, Denisse, gracias por su buena onda y entretener las jornadas en el lab! Por último, mis agradecimientos al Fondecyt 1130935 – “Greenhouse gas budget of an old-growth forest and a secondary peatland in North Patagonia” por hacer posible esta memoria.

Gracias a mis hermosas amigas de la vida, Javi, Vale, Pepita, Feñis, Mane, Nacha, Mile, Kotté, Jesu, Belén y Soffi, por estos años de amistad y apañes constantes. Y cómo no agradecer a mis grandes amigos y futuros colegas: Carito, Tobi, Calu, Danu, Sole, Uva, Maca, Emi, Cotito, Tami, Iván, Rai y Chica, por estos 6 años de carretes buenísimos, viajes bacanes, largas jornadas de estudio y trabajos por montones, y por disfrutar cada actividad en la semana recursera. Los quiero muchísimo! Sin ustedes mi paso por esta carrera no habría sido así de grato. Muchas gracias a todas y todos por los momentos y las risas compartidas.

Y finalmente, no me queda más que agradecer a mi compañero Cristóbal, por su amor infinito, su apoyo incondicional, su contención emocional durante este proceso y sobre todo, por entrelazar sus sueños con los míos hacia uno en común.

Cierro esta linda etapa llena de alegría y buenos recuerdos para empezar otra aún mejor.

¡Que comience la aventura!

## ÍNDICE

RESUMEN.....	1
ABSTRACT.....	2
1. INTRODUCCIÓN .....	3
1.1. Objetivos .....	6
1.1.1. Objetivo General .....	6
1.1.2. Objetivos específicos .....	6
2. MATERIALES Y MÉTODOS .....	7
2.1. Área de estudio .....	7
2.1.1. Descripción de sitios de muestreo.....	7
2.2. Metodología.....	9
2.2.1. Estimación de flujos de dióxido de carbono y metano .....	9
2.2.1.1. Instrumentos de medición .....	9
2.2.1.2. Procesamiento de datos y obtención de flujos. ....	10
2.2.2. Aplicación del modelo ECOSSE al área de estudio.....	12
2.2.2.1. Cuantificación de las variables ambientales asociadas al modelo .....	12
2.2.2.2. Descripción del modelo ECOSSE.....	13
3. RESULTADOS.....	18
3.1. Flujos de dióxido de carbono y metano.....	18
3.1.1. Flujos en ecosistema de bosque .....	18
3.1.2. Flujos en ecosistema de turbera .....	19
3.2. Aplicación del modelo ECOSSE.....	21
3.2.1. Variables de entrada asociadas al modelo ECOSSE.....	21
3.2.2. Evaluación del modelo ECOSSE.....	25
3.2.2.1. Aplicación del modelo ECOSSE para la simulación de flujos de CO <sub>2</sub> ..	25
3.2.2.2. Aplicación del modelo ECOSSE para la simulación de flujos de CH <sub>4</sub> ..	30
4. DISCUSIÓN .....	34
4.1. Patrones estacionales de los flujos estimados .....	34
4.1.1. Ecosistema de bosque .....	34
4.1.2. Ecosistema de turbera .....	35
4.2. Flujos anuales de dióxido de carbono y metano.....	36
4.2.1. Ecosistema de bosque .....	36
4.2.2. Ecosistema de turbera .....	37
4.3. Evaluación del modelo ECOSSE .....	38
4.3.1. Aplicación del modelo para la simulación de CO <sub>2</sub> .....	38

4.3.2.	Aplicación del modelo para la simulación de CH <sub>4</sub> .....	41
4.3.3.	Implicancias, Limitaciones, Recomendaciones y Proyecciones .....	42
5.	CONCLUSIONES .....	44
6.	BIBLIOGRAFÍA .....	45
7.	APÉNDICES.....	57
	Apéndice 1. Factor de contribución de la respiración heterotrófica (CRh) a la respiración total por estudio y promedio de ambos, para el ecosistema de bosque.....	57
	Apéndice 2. Factor de contribución de la respiración heterotrófica (CRh) a la respiración total por estudio y promedio de ambos, para el ecosistema de turbera.....	58
	Apéndice 3. Variables climáticas de largo plazo, obtenidas para el período 1998-2016.	58
	Apéndice 4. Variables micrometeorológicas obtenidas para el período de estudio: 2014-2016, utilizadas en el modelo.....	59
	Apéndice 5. Subestimación del flujo de CO <sub>2</sub> modelado con respecto al observado (%) por el modelo ECOSSE en el sitio de bosque. ....	60
	Apéndice 6. Subestimación del flujo de CO <sub>2</sub> modelado con respecto al observado (%) por el modelo ECOSSE en el sitio de turbera. ....	61

## RESUMEN

El suelo es considerado un regulador crítico del balance global de carbono (C) a través de sus mecanismos de almacenaje y emisión. Este elemento interactúa con la atmósfera principalmente en forma de gases de efecto invernadero (GEI) como dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) y metano (CH<sub>4</sub>). Los bosques y las turberas destacan como ecosistemas capaces de almacenar grandes cantidades de C, siendo los suelos una fuente o sumidero de C, según su capacidad de emitir o secuestrar dichos gases. Para simular y predecir la dinámica de los procesos que ocurren en él se utilizan modelos mecanísticos, dentro de los que destaca el modelo ECOSSE. Éste corresponde a un modelo de suelos basado en procesos, capaz de simular la dinámica del C y nitrógeno y las emisiones de GEI en suelos orgánicos o minerales. En este estudio se evaluó la aplicabilidad del modelo ECOSSE para simular los flujos de CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub> en suelos de un bosque y una turbera antropogénica en la Estación Biológica Senda Darwin (EBSA), ubicada en la isla de Chiloé. Para ello, se estimaron los flujos diarios de estos gases una vez al mes, desde septiembre de 2014 a septiembre de 2016 y se cuantificaron distintas variables ambientales, como datos meteorológicos, densidad aparente, pH, materia orgánica del suelo, entre otros. Se obtuvo que los flujos de CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub> presentaron patrones estacionales tanto en el bosque como en la turbera, los que se relacionaron principalmente a la variación de la temperatura y la profundidad del nivel freático. Se evidenció una relación inversa entre las emisiones de ambos flujos, donde los flujos máximos de CO<sub>2</sub> y mínimos de CH<sub>4</sub> ocurrieron en la época de verano, y viceversa. En el bosque las emisiones máximas fueron de  $479,7 \pm 79$  kg C-CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> mes<sup>-1</sup> y las capturas máximas de  $-0,31 \pm 0,07$  kg C-CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> mes<sup>-1</sup>; mientras que en la turbera hubo emisiones máximas de  $912,9 \pm 187,6$  kg C-CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> mes<sup>-1</sup> y capturas máximas de  $-0,18 \pm 0,06$  kg C-CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> mes<sup>-1</sup>. Además, se obtuvo que los suelos de la EBSA se comportan como fuente de CO<sub>2</sub> y sumidero de CH<sub>4</sub>. Por otro lado, el modelo ECOSSE fue capaz de predecir tendencias estacionales de los flujos de CO<sub>2</sub> en ambos sitios, principalmente durante los meses de verano e invierno. Sin embargo, el modelo subestimó los flujos de CO<sub>2</sub> en el bosque para todos los meses de medición, en un 50% aproximadamente; mientras que en la turbera estos flujos fueron además sobreestimados. El mejor ajuste del modelo se presentó en el bosque con un  $R^2 = 0,64$ ; siendo menor en la turbera ( $R^2 = 0,34$ ), lo que se explicaría por la estrecha relación entre los procesos del suelo y el nivel freático en este último ecosistema, factor deficientemente incorporado en el modelo. Por el contrario, ECOSSE no simuló los flujos de CH<sub>4</sub> de manera aceptable, sobreestimándolos considerablemente en ambos sitios. Esto ocurrió debido a que el modelo no simula las condiciones del suelo en las que el metano puede ser fijado. Este estudio es el primero en evaluar la aplicabilidad del modelo ECOSSE en el hemisferio sur, demostrando que es apto para simular las emisiones de CO<sub>2</sub> en suelos de un bosque siempreverde y una turbera ombrotrofica en clima templado.

**Palabras claves:** Respiración de suelo, Dióxido de carbono, Metano, Modelación, Modelo ECOSSE.

## ABSTRACT

Soil is considered a critical regulator of the global carbon (C) balance through its storage and emission mechanisms. This element interacts with the atmosphere mainly in the form of greenhouse gases (GHG), such as carbon dioxide (CO<sub>2</sub>) and methane (CH<sub>4</sub>). Forests and peatlands stand out as ecosystems capable of storing large amounts of C, being soils a source or sink of C, according to its capacity of emitting or sequestering those gases. To simulate and predict the dynamics of the processes that occur in soils, mechanistic models are used, among which the ECOSSE model stands out. This is a process-based soil model, capable of simulating C and nitrogen turnover, including GHG emissions, in both mineral and organic soils. In this study the applicability of the ECOSSE model was evaluated to simulate CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> fluxes from soils of a forest and an anthropogenic peatland at Senda Darwin Biological Station (SDBE), located at Chiloe Island. In order to do this, daily fluxes of these gases were estimated once a month since September 2014 to September 2016, and different environmental variables were quantified, such as meteorological data, bulk density, pH, soil organic matter, among others. It was obtained that CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> fluxes presented seasonal patterns both in the forest and the peatland, which were related mainly to the variation of the temperature and the water table depth. There was an inverse relationship between the emissions of both fluxes, where the maximum CO<sub>2</sub> and minimum CH<sub>4</sub> fluxes occurred in the summer season, and vice versa. In the forest, maximum emissions of  $479,7 \pm 79$  kg C-CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> month<sup>-1</sup> and maximum fixations of  $-0,31 \pm 0,07$  kg C-CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> month<sup>-1</sup> were presented; while in the peatland there were maximum emissions of  $912,9 \pm 187,6$  kg C-CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> month<sup>-1</sup> and maximum fixations of  $-0,18 \pm 0,06$  kg C-CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> month<sup>-1</sup>. Besides, it was obtained that the soils of SDBE act as a source of CO<sub>2</sub> and a sink of CH<sub>4</sub>. On the other hand, ECOSSE model was able to predict seasonal trends for CO<sub>2</sub> fluxes in both sites, mainly during summer and winter months. However, the model underestimated CO<sub>2</sub> fluxes in the forest for all measurement months, by approximately 50%; while in the peatland, these fluxes were also overestimated. The best fit of the model was presented in the forest with an  $R^2 = 0,64$ ; being this lower in the peatland ( $R^2 = 0,34$ ). This could be explained by the close relationship between soil processes and the water table in this last ecosystem, factor poorly incorporated in the model. In contrast, ECOSSE did not simulate CH<sub>4</sub> fluxes in an acceptable manner, overestimating them considerably in both ecosystems. This occurred because the model does not simulate soil conditions in which methane can be fixed. This study is the first one that evaluates the applicability of ECOSSE model in the southern hemisphere, demonstrating that it is able to simulate CO<sub>2</sub> emissions from soils of an evergreen forest and an ombrotrophic peatland in temperate climates.

**Palabras claves:** Soil respiration, Carbon dioxide, Methane, Modelling, ECOSSE Model.



## 1. INTRODUCCIÓN

El carbono (C) es el elemento central para la vida en la Tierra (Roston, 2008), el cual circula constantemente entre tres reservorios activos principales que regulan el ciclo global del C. Estos reservorios corresponden a la atmósfera, los ecosistemas terrestres (principalmente vegetación y suelos) y los océanos, de los cuales el primero almacena cerca de 750 Pg C en forma de dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), mientras que los segundos poseen reservas de alrededor de 2.500 Pg C, almacenándose la mayor parte en el suelo (Post et al., 1990; Eswaran et al., 1995; Batjes, 1996; Jobbágy y Jackson, 2000; Lal, 2004). Por su parte, los océanos contienen la mayor cantidad de C ( $\approx 39.000$  Pg C); sin embargo, la mayoría de éste se encuentra en las capas más profundas, por lo que no está en activa circulación (Batjes, 1996; Janzen, 2004; Lal, 2004). Es por esto que, a pesar de que la reserva de C en los ecosistemas terrestres es significativamente menor, es potencialmente más lábil en el corto plazo, ya que el balance de C en estos ecosistemas puede ser alterado rápidamente por los impactos directos de las actividades antrópicas (Schlesinger, 1991; Batjes, 1996).

El carbono orgánico del suelo (COS) es un componente fundamental del ciclo del C, ya que representa la mayor reserva de este elemento en interacción con la atmósfera, por lo que el suelo destaca como un regulador crítico del balance global de C a través de su respiración (Raich y Schlesinger, 1992; Lal, 2004). Este elemento es transferido principalmente como  $\text{CO}_2$ , sin embargo, existen flujos en forma de metano ( $\text{CH}_4$ ) y otros gases, como también en forma de compuestos orgánicos volátiles (COV) en menores proporciones (Watson et al., 1990; Ehhalt y Prather, 2001; Montzka et al., 2011). El  $\text{CO}_2$  atmosférico ingresa a los ecosistemas terrestres al ser capturado y fijado por la vegetación mediante la fotosíntesis, el cual es devuelto a la atmósfera a través de la respiración de raíces, micorrizas y organismos presentes en el suelo, ya sea en forma de  $\text{CO}_2$  bajo condiciones aeróbicas o como  $\text{CH}_4$  bajo condiciones anaeróbicas (Post et al., 1990; Schlesinger, 1991; Ryan y Law, 2005; Lorenz y Lal, 2010). El intercambio de C entre el suelo y la atmósfera está determinado principalmente por factores como la temperatura del suelo y su contenido de agua, que determinan la velocidad de las reacciones y modifican la difusividad de los gases (Raich y Schlesinger, 1992; Smith et al., 2003). Lo anterior establece si el suelo actúa como fuente o sumidero de C, según sea capaz de emitir o secuestrar  $\text{CO}_2$ , respectivamente (FAO, 2001). Además, las emisiones totales de  $\text{CO}_2$  desde los suelos se consideran como uno de los mayores flujos en el ciclo global del C (Schlesinger, 1991); por ende, incrementos en la respiración del suelo o pequeños cambios en los factores antes mencionados son capaces de provocar aumentos significativos en la concentración de estos gases en la atmósfera (Schlesinger y Andrews, 2000; Johnston et al., 2004).

El  $\text{CO}_2$  y el  $\text{CH}_4$ , junto a otros gases como óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ), ozono ( $\text{O}_3$ ) y clorofluorocarbonos (CFC), componen los denominados gases de efecto invernadero (GEI) (Watson et al., 1990). El GEI más importante debido a su concentración en la atmósfera es el  $\text{CO}_2$ ; no obstante, si bien el  $\text{CH}_4$  es menos abundante, es más efectivo en calentar la atmósfera que el dióxido de carbono (Smith et al., 2003; Forster et al., 2007) considerando

que 1 kg de CH<sub>4</sub> corresponde a 25 kg de CO<sub>2</sub>-equivalente (Brander, 2012). Las concentraciones de GEI en la atmósfera han fluctuado por causas naturales a lo largo de la historia de la Tierra, los que actúan absorbiendo la energía en la atmósfera baja y reemitiéndola, generando un efecto invernadero que mantiene la temperatura del planeta a niveles que permiten el desarrollo de la vida en él (Mitchell, 1989; Montzka et al., 2011). Sin embargo, desde la revolución industrial las concentraciones de GEI han aumentado a una tasa sin precedentes (Janzen, 2004; IPCC, 2007).

Se estima que cerca de la mitad de las emisiones antropogénicas acumuladas de CO<sub>2</sub>, emitidas entre 1750 y 2010 se han producido en los últimos 40 años, principalmente como resultado de la quema de combustibles fósiles, deforestación y cambio de uso de suelo (González et al., 2003; IPCC, 2014; Scharlemann et al., 2014). Esto ha significado la alteración del ciclo del C, el aumento global de la temperatura inducido por el efecto invernadero, cambios en los patrones de precipitación y en la frecuencia y severidad de eventos extremos, aumento del nivel del mar y en consecuencia, el fenómeno de cambio climático (Lashof y Ahuja, 1990; Warrick y Farmer, 1990; Schlesinger, 1991; Hughes, 2000; Ramanathan y Feng, 2009). Por consiguiente, las perturbaciones producidas por las actividades humanas han provocado cambios en los flujos de CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub> entre el suelo y la atmósfera (Schlesinger y Andrews, 2000).

Los bosques y las turberas son dos ecosistemas que se destacan por su capacidad de almacenar grandes cantidades de C tanto en su biomasa como en el suelo orgánico, actuando como sumideros de C (Gorham, 1991; Lorenz y Lal, 2010). Los bosques del mundo son los principales reservorios terrestres de C a nivel global (Morison et al., 2012). Se estima que contienen cerca del 80% del C terrestre total sobre el suelo y alrededor del 40% de todo el C terrestre bajo éste, donde los suelos contienen más del 70% del COS global (Dixon et al., 1994; Jobbágy y Jackson, 2000; Robinson, 2007). Sin embargo, si bien los bosques son considerados sumideros de C a nivel ecosistémico, sus suelos pueden actuar al mismo tiempo como fuente de C; tal es el caso de los bosques en suelos orgánicos drenados, donde la acumulación de C por los árboles compensa las pérdidas de C del suelo (Minkkinen et al., 1999). Diversos estudios han demostrado que los suelos de los bosques son fuentes de CO<sub>2</sub> y sumideros de CH<sub>4</sub>, con tasas de emisión y de consumo altamente variables (Brumme et al., 1999; Morison et al., 2012; Yan et al., 2014), y que los suelos de bosques templados presentan las mayores tasas de consumo de CH<sub>4</sub>, entre todos los sistemas naturales (Dutaur y Verchot, 2007; Dalal y Allen, 2008).

Las turberas por su parte, a pesar de cubrir sólo alrededor de un 3% de la superficie terrestre (Danevčič et al., 2010) almacenan cerca de un tercio del C global de los suelos terrestres (Gorham, 1991; Limpens et al., 2008). Éstas corresponden a un tipo de humedal que se caracteriza por la producción de turba como resultado de la descomposición lenta de la materia orgánica del suelo (MOS) en condiciones de bajo contenido de oxígeno (Roig y Roig, 2004; Schlatter y Schlatter, 2004; Valdés-Barrera et al., 2012). En estado natural son sumideros de CO<sub>2</sub> atmosférico, ya que las condiciones de anegación del suelo inhiben la descomposición aeróbica, favoreciendo la acumulación de materia orgánica en éste (Dise, 2009). Dichas condiciones promueven la generación de CH<sub>4</sub> atmosférico facilitado por la

descomposición anaeróbica, proceso influenciado por el aumento del nivel freático y la temperatura (Moore y Knowles, 1989; Iturraspe, 2010; Levy et al., 2012). Sin embargo, bajo condiciones aeróbicas los procesos de metanogénesis y metanotrofia (oxidación del CH<sub>4</sub>) pueden ocurrir simultáneamente, determinando de esta manera las emisiones netas de CH<sub>4</sub> y la capacidad del suelo de comportarse como sumidero o fuente de dicho gas (Le Mer y Roger, 2001; Khalil y Baggs, 2005; Dalal y Allen, 2008; Couwenberg, 2009).

Existen ocasiones donde no es posible conocer en detalle la dinámica de los procesos que ocurren en un ecosistema. En este sentido, la modelación se presenta como una herramienta útil puesto que permite entender el comportamiento y las relaciones funcionales entre las variables conductoras de los procesos involucrados, asemejándose lo más posible al sistema a modelar (Wainwright y Mulligan, 2004; Smith y Smith, 2007). Existen diversos tipos de modelos (Cuddington et al., 2013); sin embargo, para la modelación de suelos existe consenso en que aquellos basados en procesos (también llamados modelos mecanísticos), son los más precisos al momento de predecir los flujos de GEI cuando las mediciones *in situ* no están disponibles (Smith y Smith, 2007; Dondini et al., 2015a) y además, permiten realizar un análisis más comprensivo de los procesos ecológicos (Saiz et al., 2007). Asimismo, estos modelos son una herramienta importante para la cuantificación y predicción de las emisiones de GEI desde distintos ecosistemas, ya que proveen una manera flexible para evaluar cómo los diferentes escenarios y cambios en el ecosistema pueden afectar tanto estas emisiones, como la dinámica del C y nitrógeno (N) en el suelo (Kracher, 2010; Khalil et al., 2013; Yeluripati et al., 2015; Khalil et al., 2016). Si bien existen diversos modelos mecanísticos (Farmer et al., 2011) para entender y obtener la simulación de las emisiones de GEI y su dinámica en el suelo (e.g. DNDC: Giltrap et al., 2010; DailyDayCent: Khalil et al., 2016, CENTURY: Kelly et al., 1997; RothC: Smith et al., 1997), ninguno de estos es completamente satisfactorio para describir los procesos que ocurren en suelos orgánicos, ni para examinar los impactos del uso del suelo en aquellos que presentan un horizonte orgánico delgado. Esto ocurre ya que fueron diseñados originalmente para funcionar en suelos minerales, por lo que omiten relaciones importantes a considerar en otros tipos de suelo (Smith et al., 2007; Franz et al., 2010).

El modelo ECOSSE (por su sigla en inglés, Estimación de Carbono en Suelos Orgánicos – Secuestro y Emisiones) está diseñado para simular la dinámica del C y N del suelo y las emisiones de GEI en suelos orgánicos o minerales. Este modelo es capaz de simular los impactos del uso de suelo y el cambio climático en las emisiones de GEI, a través de la predicción de dichos impactos en los reservorios de C y N en tales suelos (Smith et al., 2010a,b; Bell et al., 2012). Además, está adaptado para funcionar a nivel global y es capaz de simular el ciclo del C para seis categorías de vegetación: cultivable, pradera, bosque, seminatural, *Miscanthus* y cultivos o plantaciones forestales de rotación corta (CRC y PRC) (Dondini et al., 2015a). De esta manera, los suelos de bosques y turberas de climas templados se encuentran dentro de las categorías de aplicación del modelo (Farmer et al., 2011), permitiendo así, emplear este único modelo en ambos ecosistemas. Adicionalmente, se ha demostrado que este modelo presenta un mejor desempeño en cuanto a la simulación de GEI, el contenido de COS y los procesos relacionados a la descomposición de la MOS (e.g. Smith et al., 2007; Dondini et al., 2015b; Khalil et al., 2016).

En Chile, específicamente en la zona norte de la isla de Chiloé, existe una mezcla de bosques y turberas, donde coexisten bosque Valdiviano y Nordpatagónico junto a turberas antropogénicas o “pomponales”, dominadas por el musgo *Sphagnum* (Díaz et al., 2008; Carmona et al., 2010). Esta última ha surgido como efecto de un acelerado proceso de cambio de uso de suelo en la zona (Echeverría et al., 2007) relacionado a la tala y quema de bosques en sitios con mal drenaje, lo que ha provocado la fragmentación y conversión del bosque nativo (Díaz et al., 2008), cuya transformación está produciendo efectos biológicos y culturales aún no analizados (Carmona et al., 2010). La estimación de los flujos de GEI en estos ecosistemas naturales adquiere relevancia considerando el escenario de cambio climático actual. No obstante, en el país existe una carencia total de información sobre emisión de GEI desde sistemas naturales como humedales, mientras que los datos presentes para suelos de bosque están relacionados a cambios de uso de suelo y, principalmente a plantaciones forestales (MMA, 2014; González et al., 2010).

Por lo tanto, este estudio propone evaluar el funcionamiento y aplicabilidad del modelo ECOSSE en un bosque y una turbera antropogénica ubicados en la zona norte de la isla de Chiloé (Región de Los Lagos, Chile), para simular los flujos de CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub> entre dichos suelos y la atmósfera. Para ello, se requiere la medición de estos flujos en cada sitio de estudio y la obtención de diversas variables ambientales que describan estos sitios, de manera de poder predecir los flujos de GEI a partir del modelo y así, comparar sus resultados con los datos observados. Cabe mencionar que, hasta la fecha, en esta zona no se ha aplicado ningún tipo de modelo ambiental, por lo que esta investigación adquiere relevancia al considerar que el correcto funcionamiento de este modelo en los sitios de estudio permitiría predecir eventos futuros, bajo escenarios de cambio climático y cambio de uso de suelo y por ende, predecir el cambio en las emisiones de estos gases.

## **1.1. Objetivos**

### **1.1.1 Objetivo General**

Evaluar la aplicación del modelo ECOSSE para estimar flujos de dióxido de carbono y metano en suelos de un bosque y una turbera antropogénica en la isla de Chiloé.

### **1.1.2 Objetivos específicos**

1. Estimar los flujos diarios de dióxido de carbono y metano en cada ecosistema.
2. Aplicar el modelo ECOSSE al área de estudio para estimar flujos de gases de carbono.

## 2. MATERIALES Y MÉTODOS

### 2.1. Área de estudio

El área de estudio corresponde a la Estación Biológica Senda Darwin (en adelante EBSD) (41°50' S, 73°48' W), ubicada a 14 km al este de la ciudad de Ancud, en la isla grande de Chiloé, Chile. Se caracteriza por situarse en la provincia más meridional de Chile y por presentar un clima templado, con fuertes influencias oceánicas y alta humedad relativa en la costa (Di Castri y Hajek, 1976). Según el registro continuo de la estación meteorológica allí presente desde 1997, la temperatura media anual es de 10 °C (Carmona et al., 2010), con temperaturas medias mensuales máximas y mínimas de 17 °C en enero y 3 °C en julio, respectivamente (Bustamante-Sánchez et al., 2011). Las precipitaciones medias anuales son de 2.110 mm (Carmona et al., 2010), donde el 20% de estas ocurre entre diciembre y marzo durante la época de crecimiento o “verano austral”, mientras que el 64% de precipitación cae entre abril y septiembre (Pérez et al., 2010; Bustamante-Sánchez et al., 2011).

La vegetación de la zona corresponde a una matriz de fragmentos de bosques siempreverde lluvioso que coexisten con praderas de uso ganadero y agrícola, turberas, matorrales sucesionales, plantaciones de eucaliptos, entre otros (Aravena et al., 2002; Carmona et al., 2010) y se caracteriza por un alto grado de endemismo de diversos taxa (Armesto et al., 1996). En la zona coexisten bosques Valdiviano y Nordpatagónico, los tipos forestales nativos más importantes por presentar la mayor diversidad biológica del bosque siempreverde lluvioso (Carmona et al., 2010). El primero está representado por asociación de Coigüe (*Nothofagus* sp.) y Ulmo (*Eucryphia cordifolia*) en escalones altitudinales bajos, con pendientes orientadas hacia el Océano Pacífico en suelos bien drenados; mientras que el segundo, está representado por la combinación Coigüe, Tapa (*Laureliopsis philippiana*) y mirtáceas de escalones altitudinales intermedios sobre suelos escasamente drenados y, en zonas de elevación alta está compuesto por bosque mixto con angiospermas y coníferas (Villagrán, 2002; Gutiérrez et al., 2009).

#### 2.1.1. Descripción de sitios de muestreo

Se eligieron dos ecosistemas dentro de la EBSD como sitios de estudio, éstos son el bosque y la turbera allí presentes (Figura 1). El bosque es de tipo Nordpatagónico, con una edad mínima estimada de 200 años y está ubicado a una altitud de alrededor 50 msnm (Pérez et al., 2010). Entre las especies que caracterizan este bosque destacan árboles siempreverdes como Canelo (*Drimys winteri*), Mañío macho (*Podocarpus nubigenus*) y Coigüe de Chiloé (*Nothofagus nitida*) en la canopia, con la presencia de mirtáceas como Tepú (*Tepualia stipularis*), Patagua de Valdivia (*Myrceugenia planipes*) y Luma (*Amomyrtus luma*). También destaca la presencia de Avellano (*Gevuina avellana*) y Ulmo (*Eucryphia cordifolia*) (Villagrán, 2002; Gutiérrez et al., 2009).

La turbera de EBSD es de tipo antropogénica característica de la isla de Chiloé, constituida luego de incendios o tala de bosques que datan del siglo XX, en depresiones de terreno con drenaje pobre sobre suelos minerales (Díaz et al., 2008; Carmona et al., 2010). Se caracteriza por acumular bajas cantidades de turba en distintos grados de descomposición anaeróbica (Schlatter y Schlatter, 2004; Díaz et al., 2008), y por formar un estrato superficial biológicamente activo una vez que el material vegetal sobresale del nivel freático, compuesto por asociaciones vegetales principalmente del musgo *Sphagnum* sp. (“pomponales”) (Iturraspe y Roig, 2000). Además, la vegetación presente posee gran capacidad de retener humedad en sus tejidos, siendo fundamental como reservorio hídrico ya que esta zona no recibe aportes nivales (Iturraspe y Roig, 2000; Díaz et al., 2008).

Por su parte, los suelos de la zona son altamente orgánicos, moderadamente drenados y poco profundos (< 1 m), originados a partir de campos de morrena y planicies de sedimentos glaciales. Poseen densidad aparente baja, pH ácido y una fuerte relación C-N (Aravena et al., 2002, Pérez et al., 2010). Se caracterizan por presentar una capa impermeable de silicato de hierro (duripan), ubicada entre 50-60 cm de profundidad, lo que dificulta la penetración de raíces, provoca niveles freáticos poco profundos y por ende, suelos saturados durante el invierno (Aravena et al., 2002, Bustamante-Sánchez et al., 2011).

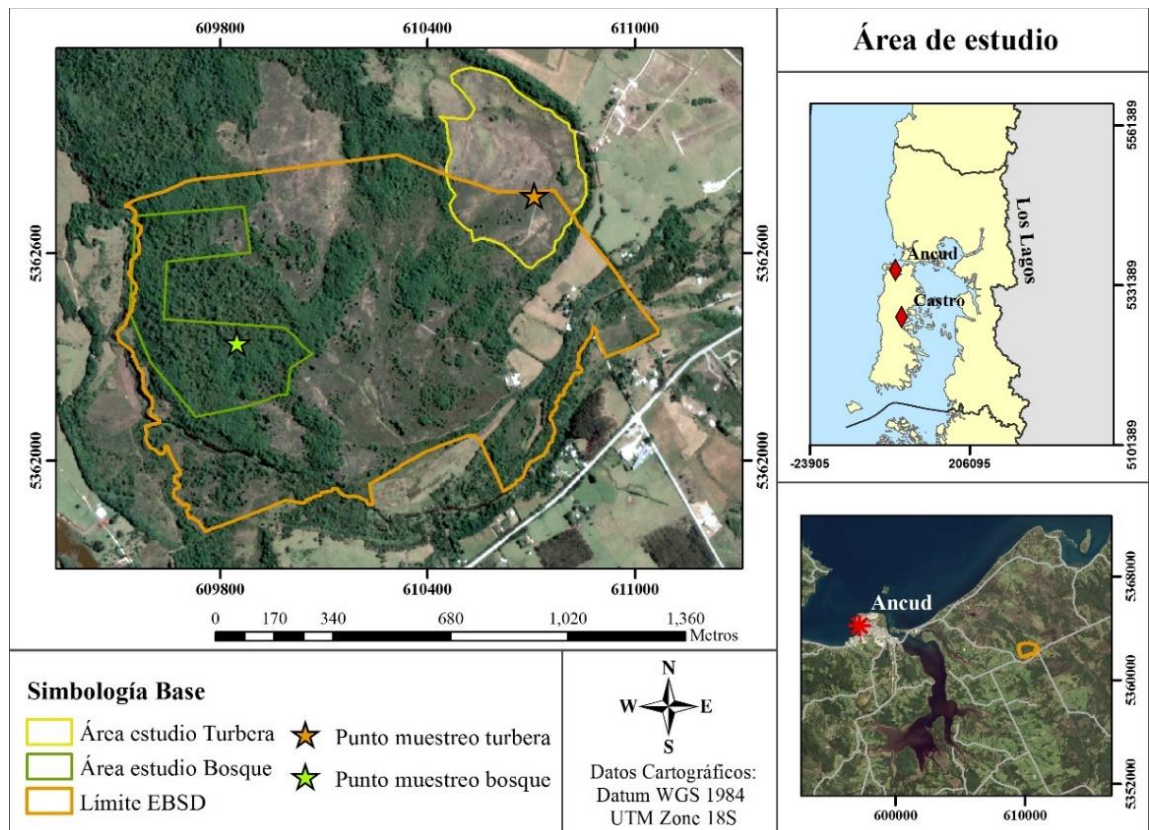


Figura 1. Área de estudio y puntos de muestreo (medición). Estación Biológica Senda Darwin, Chiloé.

## 2.2. Metodología

### 2.2.1. Estimación de flujos de dióxido de carbono y metano

Los flujos de CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub> fueron medidos durante un día para cada mes en ambos ecosistemas, desde enero hasta agosto de 2016 en el bosque y hasta septiembre de 2016 en la turbera, debido a problemas técnicos durante agosto en este sitio. Además, se trabajó con los datos obtenidos anteriormente en el marco del proyecto en el que se inserta este trabajo, desde septiembre de 2014, por lo que el período de estudio completo consta de dos años de medición aproximadamente.

**2.2.1.1. Instrumentos de medición.** Los datos fueron obtenidos utilizando un sistema de medición automático de flujos de CO<sub>2</sub> (Modelo LI-8100A, Li-COR Inc., Lincoln NE, EEUU), el cual fue acoplado a un sistema analizador de gases que mide la concentración de CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O y H<sub>2</sub>O en el aire (Modelo G-2308 Picarro Inc., Santa Clara CA, EEUU), con la finalidad de establecer un sistema de medición que permitiese obtener los flujos de CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub> simultáneamente, como se explica en LI-COR (2016).

El equipo LI-8100A consiste en un analizador de gases infrarrojo (IRGA, por sus siglas en inglés), el cual posee un sensor que tiene la capacidad de determinar la cantidad de moléculas del gas que existe en una muestra de aire. Este equipo está conectado a un multiplexor (Modelo LI-8150), encargado de administrar el ingreso de la muestra de gas al interior del LI-8100 a través de una bomba para ser analizadas y, además, de controlar la presión interna y homogenizar las muestras (LI-COR, 2007). Este sistema está conectado a tres cámaras de largo plazo en cada sitio de estudio (Modelo LI-8100-104), las cuales son programadas individualmente desde el sistema de LI-8100, con el fin de realizar mediciones automáticas en forma programada. De esta forma, el sistema acoplado se puede representar de la siguiente manera (Figura 2):

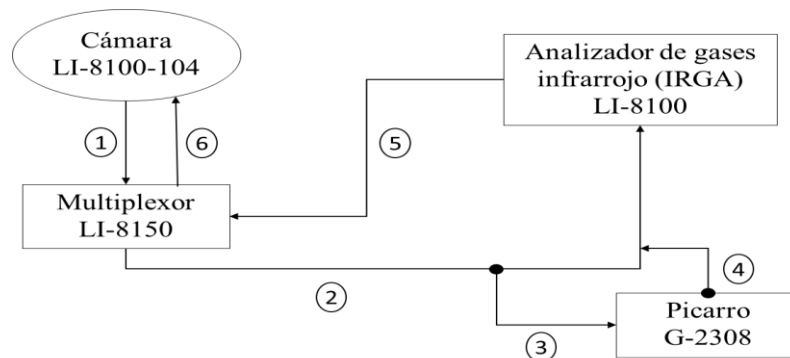


Figura 2. Sistema utilizado para la medición de CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub>. Los números indican el orden que sigue la muestra de aire una vez cerrada la cámara e ingresada al multiplexor. Esta muestra ingresa al sistema G-2308 y al IRGA antes de ser liberada tras la apertura de la cámara. Sin embargo, el circuito se encuentra conectado en paralelo, es decir, la muestra de gas puede ingresar al equipo LI-8100 sin haber pasado por el sistema G-2308.

Las cámaras fueron dispuestas sobre anillos de PVC (20 cm de diámetro y 10 cm de alto) que se instalaron en el suelo previo a la primera medición y de forma permanente, con el fin de sellar herméticamente las cámaras durante la medición y servir de apoyo (Søe y Buchmann, 2005; Deng et al., 2010). Estos anillos fueron instalados en distintos micrositios según la cobertura vegetal presente sobre el suelo, a más de 5 m de distancia entre ellos, de manera de representar la variabilidad dentro de cada ecosistema. Para evitar la influencia de las plantas en la respiración del suelo (Deng et al., 2010), toda la vegetación viva alrededor de los anillos fue removida antes de comenzar cada medición.

Para cada uno de los sitios de muestreo, cada cámara (n=3) realizó mediciones de las concentraciones de estos gases durante 8 minutos en forma secuencial, en intervalos de 1 hora durante un día, por lo que se contó con 24 mediciones para 1 día al mes, es decir, en promedio un total de 72 observaciones por mes en cada sitio. Por lo tanto, para el período de estudio se obtuvo 1.728 observaciones en el bosque y 1.800 observaciones en la turbera.

**2.2.1.2. Procesamiento de datos y obtención de flujos.** Una vez medidos los datos en ambos sitios de estudio, se procedió a realizar el cálculo de los flujos de CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub> a través del software SoilFluxPro™, para cada una de las observaciones mediante la Ecuación 1, que calcula los flujos a partir de la concentración de cada gas en el tiempo (LI-COR, 2007).

$$F_c = \frac{10VP_0 \left(1 - \frac{W_0}{1000}\right) dC'}{RS(T_0 + 273.15) dt}$$

Ecuación 1

Donde  $F_c$  es el flujo de CO<sub>2</sub> o CH<sub>4</sub> ( $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ),  $V$  es el volumen interior de la cámara y porción de cilindro de PVC sobre la superficie ( $\text{cm}^3$ ),  $P_0$  es la presión inicial (kPa),  $W_0$  es la fracción molar inicial de agua ( $\text{mmol mol}^{-1}$ ),  $R$  es la constante universal de gases,  $S$  es el área de la superficie del suelo ( $\text{cm}^2$ ),  $T_0$  es la temperatura inicial del aire ( $^{\circ}\text{C}$ ) y  $dC'/dt$  corresponde a la tasa de cambio inicial en fracción de moles de CO<sub>2</sub> o CH<sub>4</sub>, corregidos con respecto al agua y medido en  $\mu\text{mol m}^{-1}\text{s}^{-1}$ .

Para obtener los flujos de CO<sub>2</sub>, se utilizaron los datos de concentración de este gas medidos por el sistema LI-8100. Sin embargo, para la obtención de los flujos de CH<sub>4</sub>, fue necesario revisar previamente las mediciones obtenidas por el sistema G-2308, debido a que éste no posee un programa que identifique el cierre y la apertura de cada cámara, por lo que se encontraron desfases en el inicio y término de éstas. Por consiguiente, se efectuó una revisión continua del tiempo que duró cada medición, de manera de verificar que los valores de concentración de CO<sub>2</sub> en el aire coincidieran con el tiempo de medición del sistema LI-COR. Realizado esto, se importaron dichos archivos al software ajustando los desfases de tiempo correspondientes. Se calcularon los flujos de cada observación (n=72) obtenida durante el día, para las concentraciones obtenidas desde los 30 a los 150 segundos de medición, tanto para el CO<sub>2</sub> como para el CH<sub>4</sub>. Esto se realizó con el objetivo de asegurar que los datos



utilizados para el cálculo de los flujos corresponden a cada medición, ya que los primeros 30 segundos fueron considerados como el tiempo en que la cámara se cierra y ocurre la mezcla u homogenización del gas al interior de ésta, para luego trasladar la muestra de aire hacia el IRGA (Savage et al., 2008). Según el mejor ajuste de los datos se calculó el flujo a partir de la tasa de cambio utilizada, obtenida de un ajuste lineal o exponencial entre la concentración y el tiempo.

Posteriormente, se revisaron estos resultados a partir de criterios de calidad de los datos. Para ello, se utilizó el coeficiente de variación (CV) y el coeficiente de determinación ( $R^2$ ) de la estimación de cada flujo, donde se consideró como flujo cero aquellos que presentaran un  $CV > 5\%$  y  $R^2 < 0,85$  para el  $CO_2$ , y un  $CV > 10\%$  y  $R^2 < 0,75$  para el  $CH_4$ , en el ecosistema de bosque. En la turbera se consideraron los mismos límites, a excepción del  $R^2$  para el  $CO_2$ , estableciendo un  $R^2 < 0,75$  para catalogarlo como flujo 0. De esta manera, se consideró como flujo 0 un total de 0 y 113 observaciones en el sitio de bosque y 75 y 385 observaciones en la turbera, para el  $CO_2$  y el  $CH_4$  respectivamente.

Luego, se llevó a cabo la eliminación de valores atípicos u “outliers” que podrían afectar los resultados de los flujos diarios. Para ello, se realizaron gráficos de cajas y bigotes o “boxplots” para las 72 observaciones de cada mes, mediante el software R-Project. Este gráfico representa la información mediante los cuartiles de la muestra, expresados a través de una caja que posee el 50% de los datos. Utiliza la mediana que está dentro de la caja, la cual indica la asimetría de los datos dependiendo de su ubicación, y dos líneas o “bigotes” por sobre y bajo la caja, que señalan la dispersión o variabilidad de los datos. El “boxplot” destaca valores inusualmente grandes o pequeños, si el valor del dato a evaluar es mayor o menor que 1,5 veces el rango intercuartil (o la extensión por fuera del bigote más cercano), identificándolo como “outlier” (Benjamini, 1988; Quinn y Keough, 2002). En este sentido, se obtuvo un total de 7 y 39 “outliers” de  $CO_2$  y  $CH_4$  respectivamente, para el ecosistema de bosque; mientras que en la turbera se obtuvo un total de 29 “outliers” de  $CO_2$  y 149 “outliers” de  $CH_4$ .

Una vez realizado esto, se promediaron las 24 mediciones para obtener el flujo promedio diario para cada mes en ambos sitios de estudio. Sin embargo, en el ecosistema de bosque se identificaron los meses de septiembre de 2014 y junio de 2015 con flujos promedios de  $CO_2$  y  $CH_4$  anormalmente superiores e inferiores a los flujos medios obtenidos para el total del período de medición, situación que además se observó en febrero de 2016 solamente para el caso del  $CH_4$ . Por esta razón, se realizaron “boxplots” de los flujos medios mensuales, obteniendo como “outliers” estos tres meses para los gases señalados, quedando fuera de los resultados de este estudio para su posterior comparación con los flujos modelados. Asimismo, en el ecosistema de turbera se consideró como mes “outlier” a partir del mismo método el mes de mayo de 2016, solamente para el gas  $CH_4$ . Esto se atribuye a problemas técnicos debido a la influencia de roedores en el sistema de medición G-2308 durante la toma de datos. A lo anterior cabe agregar que, durante el período de medición previo a la realización de esta investigación, no fue posible realizar la toma de datos para el mes de noviembre de 2015 en el ecosistema de bosque y para los meses de julio y noviembre de 2015 para el ecosistema de turbera. Por lo tanto, para el período de estudio completo, en el

bosque se contó con un 90% y un 84% de los datos de flujos de CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub> respectivamente; mientras que en la turbera se utilizó un 85% de los datos de CO<sub>2</sub> y un 75% de los datos de CH<sub>4</sub>.

## **2.2.2. Aplicación del modelo ECOSSE al área de estudio**

### **2.2.2.1. Cuantificación de las variables ambientales asociadas al modelo**

Las variables de entrada mínimas requeridas por este modelo corresponden a datos climáticos y micrometeorológicos (precipitación media, temperatura media y evapotranspiración potencial (ETp)). Por otro lado, se requieren parámetros de suelo correspondientes a densidad aparente (g cm<sup>-3</sup>), contenido de C del suelo (kg ha<sup>-1</sup>), pH y profundidad del suelo (cm). Asimismo, se requiere de la profundidad del nivel freático (cm) y el uso del suelo para cada año de simulación (Smith et al., 2010a; Abdalla et al., 2014; Dondini et al., 2015a).

Los datos climáticos a utilizar se obtuvieron de la estación meteorológica presente en la EBSD, la cual mide -entre otras variables- temperatura del aire (°C) y precipitación (mm) a escala diaria (cada 1 hora). Estas mediciones se utilizaron para calcular la temperatura media mensual (°C) y las precipitaciones medias mensuales (mm) desde 1998 hasta septiembre de 2016.

Los datos micrometeorológicos para el área de estudio fueron obtenidos de la misma estación, para lo cual se calculó la temperatura media mensual (°C) y la precipitación media mensual (mm) para el período de estudio (sept. 2014 – sept. 2016). Por su parte, la evapotranspiración potencial (ETp; mm) fue calculada a escala mensual, tanto para el período de estudio como para las mediciones de largo plazo mediante el método de Thornthwaite (1948), el cual ha sido utilizado en otros estudios que aplican este modelo cuando la información directa no está disponible (e.g. Abdalla et al., 2014; Dondini et al., 2015a; Dondini et al., 2015b). La temperatura del suelo se obtuvo a partir de tres sensores instalados cercano a cada cámara (<1 m), en ambos sitios de estudio (modelo TCAV, Campbell Scientific Inc. (CSI), Logan, UT, EEUU).

Para medir la densidad aparente del suelo se obtuvieron muestras a 2 m de distancia de cada una de las cámaras aproximadamente, a tres profundidades en cada sitio de estudio. En el bosque las profundidades fueron de 0 - 10 cm, de 10 - 30 cm y mayor a 30 cm, a partir de las cuales se extrajeron muestras cilíndricas de volumen conocido (g cm<sup>3</sup>). Por otro lado, en la turbera se utilizó un barreno de turba con el que se extrajeron muestras semi-cilíndricas de 50 mm de diámetro, donde para cada muestra se midió la altura en terreno. Para las mediciones en la turbera, se aplicó la modificación a la clasificación de Von Post (1924) propuesta por Cabezas et al. (2015), la cual separa la turba en tres grados de humificación, correspondientes a R1 como turba ligeramente descompuesta o turba ligera; R2 como turba medianamente descompuesta o turba oscura y R3 como turba completamente descompuesta o turba negra. Posteriormente, todas las muestras fueron secadas en un horno a 105°C hasta alcanzar peso constante de manera de calcular su densidad aparente (g cm<sup>-3</sup>).

Para estimar el pH y la materia orgánica del suelo (MOS; %), en el bosque se extrajeron muestras compuestas a las mismas profundidades antes mencionadas, realizando dos repeticiones por punto de muestreo hasta alcanzar 1 kg de muestra. Por su parte, en la turbera se obtuvieron muestras compuestas con tres repeticiones por cámara. Posteriormente, estas muestras fueron analizadas en el Laboratorio de Servicios de la Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal de la Pontificia Universidad Católica de Chile. La MOS obtenida fue convertida para obtener la MOS total por capa ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) a partir de la densidad aparente y la profundidad de cada capa, para ambos sitios. Luego, el contenido de C orgánico del suelo (COS;  $\text{kg ha}^{-1}$ ) se estimó a partir de este valor y un factor de conversión establecido por Loomis y Connor (1992).

Finalmente, la profundidad del suelo se obtuvo a partir de las mediciones de suelo realizadas en terreno. En el bosque, para cada medición mayor a 30 cm de profundidad, se excavó con un barreno hasta alcanzar el sustrato pedregoso y así medir la profundidad. En la turbera se realizó el mismo procedimiento con el barreno de turba, donde se consideró que el límite de R3 corresponde a la profundidad del suelo.

La profundidad del agua en el suelo se registró mediante un sensor que mide el nivel freático (Modelo CS451, CSI), instalado en cada sitio a la mayor profundidad posible (50-60 cm).

#### **2.2.2.2. Descripción del modelo ECOSSE**

En el presente estudio se utilizó la versión 6.2 del modelo ECOSSE para simular los flujos de  $\text{CO}_2$  y  $\text{CH}_4$ . Las variables de entradas (“inputs”) requeridas son aquellas mencionadas anteriormente, mientras que otros “inputs” fueron valores predeterminados establecidos por los autores del modelo. Debido a que los flujos de  $\text{CH}_4$  y  $\text{CO}_2$  se obtuvieron un día para cada mes, la escala temporal de funcionamiento a utilizar en el modelo para ambos gases fue mensual, por lo que se aplicó el modo 3 del modelo o “Datos Limitados”. A continuación, se presenta una breve descripción del modelo. Una descripción más detallada se encuentra en Smith et al. (2010a).

El modelo ECOSSE fue desarrollado para simular el COS en suelos altamente orgánicos, el cual surge a partir de la combinación de dos modelos diseñados originalmente para suelos minerales, RothC (Coleman y Jenkinson, 1995) y SUNDIAL (Bradbury et al., 1993). Usa un enfoque de tipo módulos o “pools”, donde se describen los principales procesos de la renovación del C en el suelo utilizando ecuaciones que pueden ser ejecutadas a partir de variables de entrada fácilmente disponibles. Además, puede ser empleado tanto a escala nacional como local, así como también realizar simulaciones tanto espaciales como sitio específico sin una gran pérdida de precisión, utilizando una escala temporal de funcionamiento diaria, semanal o mensual (Smith et al., 2010a,b).

Este modelo describe la descomposición de la MOS como un módulo de material vegetal descomponible (MVD), material vegetal resistente (MVR), biomasa (BIO), humus (HUM) y materia orgánica inerte (MOI). Los dos primeros corresponden a las variables de entrada de vegetación, es decir, material vegetal sin descomponer, donde MVD corresponde a material

fácilmente descomponible, mientras que MVR es material más difícil de descomponer. La relación entre éstas variables (MVD:MVR) define la capacidad de descomposición de la vegetación añadida al suelo (Smith et al., 2010a,b). La Figura 3 presenta un esquema de la estructura del C empleada por el modelo.

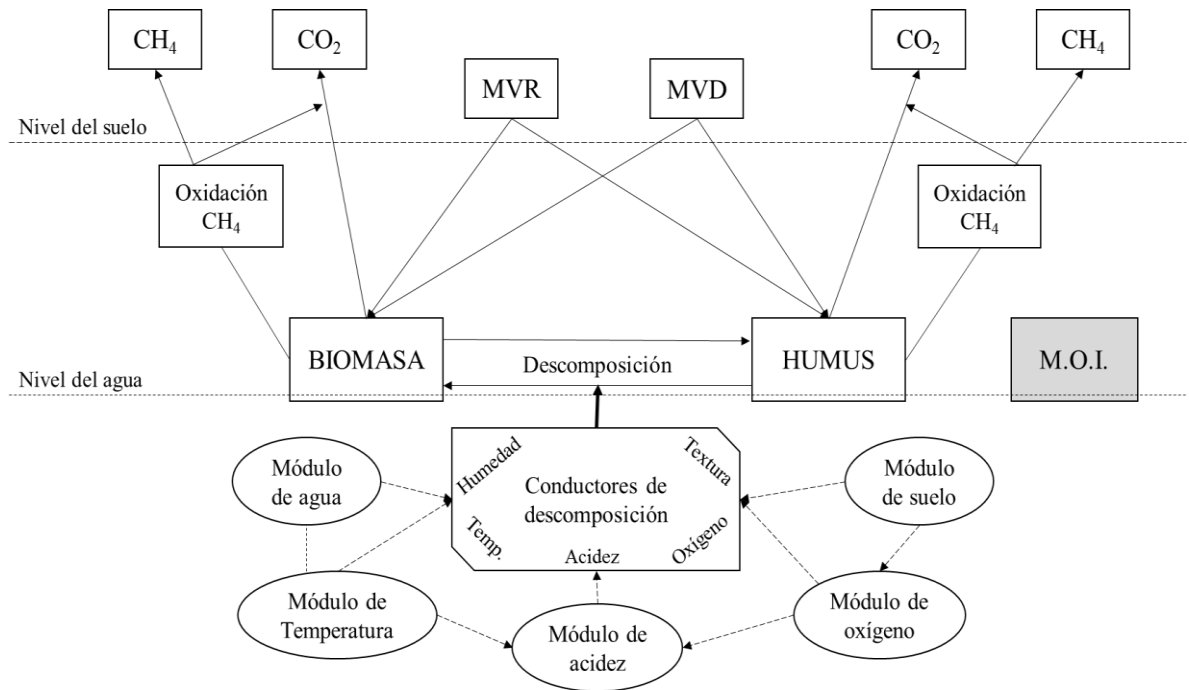


Figura 3. Modelo ECOSSE: Estructura de los componentes de C. Adaptado de Smith et al. (2010a).

Durante el proceso de descomposición el material es intercambiado entre los distintos módulos que representan la MOS, según ecuaciones de primer orden caracterizadas por tasas constantes específicas para cada módulo, dependientes de la temperatura, humedad del suelo, cobertura vegetal y pH (Dondini et al., 2015a,b; Abdalla et al., 2016). Estos procesos ocurren ya sea bajo condiciones aeróbicas, dando como resultado pérdidas gaseosas de CO<sub>2</sub> hacia la atmósfera, o bien bajo condiciones anaeróbicas, obteniendo pérdidas en forma de CH<sub>4</sub> gaseoso. Parte del CH<sub>4</sub> producido se oxida nuevamente a CO<sub>2</sub>, dependiendo del transporte de CH<sub>4</sub> en las plantas, la tasa de difusión a través del suelo y el espesor de la región aeróbica que cruza dicho gas y que es liberado posteriormente a la atmósfera (Smith et al., 2010a).

Por su parte, la materia orgánica inerte (MOI.; kg ha<sup>-1</sup>) corresponde a un módulo que no sufre proceso de descomposición, por lo que el C contenido en éste no forma parte de los procesos del suelo, ya sea por su composición química inerte o por su estado físico protegido. Sin embargo, para proporcionar una primera estimación del C en cada módulo en estado estacionario se utilizó una estimación inicial de la entrada orgánica total (Smith et al., 2010a). Para esto fue necesario calcular el contenido de C en el módulo MOI, lo que se realizó

utilizando la ecuación propuesta por Falloon et al. (1998). Esto, junto con el COS, proveen una estimación del C total del suelo simulado por el modelo (Smith et al., 2010a), valor utilizado por éste para estimar la entrada de MOS a partir del material vegetal, ajustando las entradas de vegetación hasta que el COS simulado en estado estacionario coincida con el valor medido (Wong et al., 2013; Abdalla et al., 2016).

En ECOSSE el módulo de agua en el suelo se basa en el modelo SUNDIAL (Bradbury et al., 1993), el que permite determinar la capacidad de drenaje del suelo. Para ello, el modelo utiliza la profundidad del nivel freático observada y los datos climáticos, con el fin de calcular la restricción al drenaje que se requiere para alcanzar la profundidad observada del nivel freático (Abdalla et al., 2016).

**Ejecución del modelo.** Una vez obtenidas las variables de entrada requeridas, se ejecutó el modelo. Este presenta los resultados a partir de una división del perfil del suelo en capas de 5 cm, con el fin de facilitar la simulación exacta de los procesos del suelo hacia abajo del perfil (Smith et al., 2010a,b). A partir de estos resultados se obtuvo el total de emisiones de CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub> desde ambos ecosistemas para las profundidades señaladas para cada sitio. Luego, fue necesario convertir las unidades de los flujos, transformando los flujos observados desde  $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  a  $\text{kg C ha}^{-1} \text{ mes}^{-1}$ , unidad correspondiente a los flujos de salida del modelo.

Debido a que el modelo simula las emisiones de GEI solamente para la respiración heterotrófica (proveniente de microorganismos y de la descomposición de antiguas fuentes de C) (Dondini et al., 2015), se buscó en la literatura un factor de conversión de este componente para transformarlo a la respiración total del suelo, de manera de poder comparar los “outputs” del modelo con los valores medidos en terreno. Para ello, se revisaron diversos estudios que realizaran la partición de la respiración del suelo en su componente autotrófico y heterotrófico, y que además presentaran como sitio de estudio ecosistemas con características similares a los del presente estudio, bajo condiciones de clima templado. De esta forma, para el bosque se utilizó el valor promedio de la contribución de la respiración heterotrófica (CRh) presentes en los estudios de Ohashi et al. (2000) y Epron et al. (2001) (Apéndice 1), transformados para el hemisferio sur (Cuadro 1).

Por su parte, en el ecosistema de turbera se utilizaron los valores de contribución heterotrófica obtenidos por Blodau et al. (2007), Ojanen et al. (2010) y Mäkiranta (2012), para la época de crecimiento del hemisferio norte (mayo – octubre). Para el resto de los meses (época invernal), se utilizaron sólo los valores de Ojanen et al. (2010), ya que fue el único estudio encontrado que, si bien no realizaron mediciones *in situ* durante invierno debido a las condiciones climáticas adversas de dichos sitios, modelaron los flujos totales y heterotróficos basados en la dependencia con la temperatura (Apéndice 2). Además, no se encontraron estudios con estos resultados en turberas ni en bosques del hemisferio sur. Finalmente, estos valores fueron convertidos al hemisferio sur (Cuadro 1).

Cuadro 1. Factor de contribución promedio de la respiración heterotrófica (CRh) a la respiración total obtenido para bosque según Ohashi et al. (2000) y Epron et al. (2001) y para turbera según Blodau et al. (2007), Ojanen et al. (2010) y Mäkiranta (2012).

Mes	CRh Bosque Promedio	CRh Turbera Promedio
	%	%
Enero	51,6	32,6
Febrero	46,5	29,9
Marzo	52,5	31,2
Abril	48,5	41,0
Mayo	51,5	56,4
Junio	61,5	58,9
Julio	58,5	60,4
Agosto	55,5	60,1
Septiembre	63,0	60,2
Octubre	52,3	59,0
Noviembre	49,5	36,4
Diciembre	35,0	38,4

**Evaluación del modelo.** Se realizó un análisis para detectar la correlación entre los valores medidos en terreno y simulados por el modelo, según la metodología propuesta por Smith et al. (1997) y Moriasi et al. (2007). A partir del ajuste de regresión lineal entre ambos valores se evaluó el grado de ajuste del modelo a través de la pendiente de la regresión y el intercepto en el eje Y, así como también mediante indicadores de bondad de ajuste de la regresión. Entre estos, se utilizó el coeficiente de determinación o  $R^2$ , el cual describe el grado de colinearidad entre los datos simulados y medidos, y corresponde a una medida de la proporción de la varianza total de los datos medidos explicados por el modelo, considerando como aceptable valores de  $R^2 > 0,5$  (Loague y Green, 1991; Moriasi et al., 2007).

Por otro lado, para calcular el error total se utilizó como índice la raíz del error cuadrático medio (RMSE, por sus siglas en inglés), que representa la diferencia total entre los valores simulados y medidos, expresados en la misma unidad que dichos valores. Este índice fue estimado a partir de la Ecuación 2 (Loague y Green, 1991; Moriasi et al., 2007):

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (P_i - O_i)^2}{n}}$$

Ecuación 2

Donde  $O_i$  es el valor observado (medido),  $P_i$  es el valor simulado (predicho),  $n$  es el número total de observaciones e  $i$  es el dato a evaluar. Adicionalmente, se transformó este valor en términos de porcentaje (%) mediante el RMSE relativo (RRMSE) (Ecuación 3).

$$RRMSE (\%) = \frac{100}{\bar{O}} \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (P_i - O_i)^2}{n}}$$

Ecuación 3

Donde  $\bar{O}$  corresponde a la media de los datos observados (medidos). Un ajuste óptimo de la regresión se vería representado por valores de RMSE y RRMSE lo más cercano a 0 posible (Loague y Green, 1991; Smith et al., 1997).

Se utilizaron dos índices para calcular el sesgo (“bias”) de la regresión. Uno de estos fue el porcentaje de sesgo (PBIAS, %), el cual mide la tendencia promedio de los valores simulados de ser mayor o menor que su valor observado (Ecuación 4). Su valor óptimo es 0, mientras que valores positivos de PBIAS indican un sesgo de subestimación del modelo y valores negativos un sesgo de sobreestimación del modelo (Moriasi et al., 2007).

$$PBIAS = \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - P_i) * 100}{\sum_{i=1}^n O_i}$$

Ecuación 4

Por último, el segundo indicador corresponde al error relativo (ER, %), el cual determina el sesgo en la diferencia total entre los datos simulados y los medidos (Ecuación 5) (Addiscott y Whitmore, 1987). Generalmente este valor es considerado como valor absoluto, sin embargo, también puede ser expresado como positivo o negativo para indicar la dirección del error con respecto al valor observado, donde los valores negativos representan subestimación del modelo con respecto a los observados y viceversa (Kreinovich, 2013).

$$ER = \frac{100}{n} \sum_{i=1}^n \frac{(P_i - O_i)}{O_i}$$

Ecuación 5

### 3. RESULTADOS

#### 3.1. Flujos de dióxido de carbono y metano

##### 3.1.1. Flujos en ecosistema de bosque

Las emisiones medias de CO<sub>2</sub> observadas en el suelo del bosque oscilaron desde un mínimo de  $479,7 \pm 16$  (en adelante, media  $\pm$  error estándar) kg C-CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> mes<sup>-1</sup> para el mes de octubre de 2014, hasta un máximo de  $1.743,9 \pm 103,2$  kg C-CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> mes<sup>-1</sup> para el mes de febrero de 2016 (Figura 4). La emisión promedio de CO<sub>2</sub> para el primer año de medición (septiembre 2014 – agosto 2015) fue de  $1.057,6 \pm 113,7$  kg C-CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> mes<sup>-1</sup> y para el segundo año (septiembre 2015 – agosto 2016) fue de  $1.016,3 \pm 130,7$  kg C-CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> mes<sup>-1</sup>. La emisión promedio de CO<sub>2</sub> para el período de estudio completo fue de  $1.036 \pm 85,2$  kg C-CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> mes<sup>-1</sup>.

Por su parte, con respecto a los flujos de CH<sub>4</sub> se observó que el suelo del bosque actúa como sumidero de este gas, ya que secuestra metano durante todos los meses de estudio. La mayor captura de CH<sub>4</sub> ocurrió en enero de 2015 con  $0,31 \pm 0,02$  kg C-CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> mes<sup>-1</sup>, mientras que la menor captura se presentó en octubre de 2014, con  $0,076 \pm 0,01$  kg C-CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> mes<sup>-1</sup> (Figura 4). La captura promedio para el primer año de medición fue de  $0,179 \pm 0,028$  kg C-CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> mes<sup>-1</sup> mientras que para el segundo año fue de  $0,176 \pm 0,024$  kg C-CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> mes<sup>-1</sup>. Por último, la captura promedio del período de estudio completo fue de  $0,18 \pm 0,02$  kg C-CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> mes<sup>-1</sup>, es decir, durante los dos años de medición los flujos anuales de CH<sub>4</sub> se mantuvieron casi constantes.



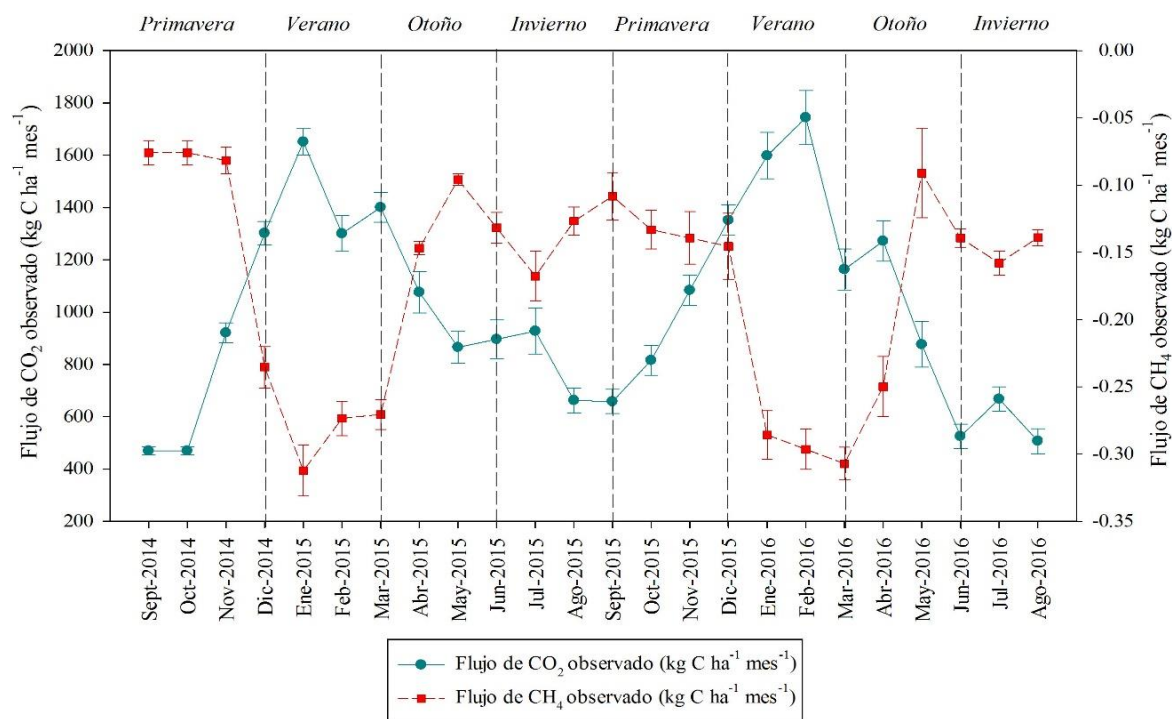


Figura 4. Flujos de CO<sub>2</sub> (círculo) y CH<sub>4</sub> (cuadrado) para el período de medición en el ecosistema de bosque. Las barras de error representan el error estándar (n=24). Para visualización, se interpoló entre medidas los meses faltantes (septiembre 2014, junio y noviembre 2015) con la media de los valores más cercanos y con interpolación lineal. Los valores negativos indican captura de CH<sub>4</sub> por el suelo.

En este ecosistema se observó que los flujos máximos de CO<sub>2</sub> se produjeron durante los meses de verano, los cuales van disminuyendo hacia los meses de invierno. Además, se evidencia una complementariedad entre los flujos de CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub> ( $R^2 = 0,63$ ;  $p < 0,05$ ;  $RRMSE = 1,1\%$ ), es decir, en los meses que se presenta un máximo de CO<sub>2</sub> se presenta un mínimo de CH<sub>4</sub> y viceversa (Figura 4). Cabe mencionar que las estaciones de otoño y primavera se comportan como períodos de “transición” de los flujos, puesto que en ambas estaciones éstos van disminuyendo o aumentando gradualmente hasta alcanzar los mínimos o máximos.

### 3.1.2. Flujos en ecosistema de turbera

Los flujos de CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub> en la turbera presentaron un patrón similar (Figura 5) al observado en el bosque. En cuanto a las emisiones medias de CO<sub>2</sub>, se registraron flujos mínimos y máximos en los mismos meses que los reportados para el bosque, es decir, el menor flujo fue de  $129 \pm 18$  kg C-CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> mes<sup>-1</sup> durante el mes de octubre de 2014, mientras que el mayor fue de  $912,9 \pm 38,3$  kg C-CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> mes<sup>-1</sup> en el mes de febrero de 2016. En el primer y segundo año de medición las emisiones de CO<sub>2</sub> fueron de  $400,57 \pm 59,2$  kg C-CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> mes<sup>-1</sup> y  $507,4$

$\pm 61,8 \text{ kg C-CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ mes}^{-1}$  respectivamente; mientras que la emisión promedio de  $\text{CO}_2$  para el período completo fue de  $453,9 \pm 43,4 \text{ kg C-CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ mes}^{-1}$ .

En este sitio, si bien el suelo se comportó mayormente como sumidero de  $\text{CH}_4$ , se observaron emisiones leves de este gas durante septiembre ( $0,0013 \pm 0,0014 \text{ kg C-CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ mes}^{-1}$ ) y noviembre ( $0,0013 \pm 0,002 \text{ kg C-CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ mes}^{-1}$ ) de 2014 y diciembre de 2015 ( $0,12 \pm 0,07 \text{ kg C-CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ mes}^{-1}$ ), observando la emisión máxima durante este último mes. Por otro lado, la fijación máxima de  $\text{CH}_4$  se obtuvo para el mes de enero de 2016 con una captura media de  $0,18 \pm 0,01 \text{ kg C-CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ mes}^{-1}$ , seguido de marzo de 2015 con una fijación de  $0,17 \pm 0,01 \text{ kg C-CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ mes}^{-1}$ . Se presentó la misma fijación promedio de  $\text{CH}_4$  para cada año de medición, de  $0,05 \pm 0,02 \text{ kg C-CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ mes}^{-1}$  en el primer año y  $0,05 \pm 0,03 \text{ kg C-CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ mes}^{-1}$  en el segundo, por lo que, en promedio para el período completo la turbera tuvo una fijación de  $0,05 \pm 0,02 \text{ kg C-CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ mes}^{-1}$ .

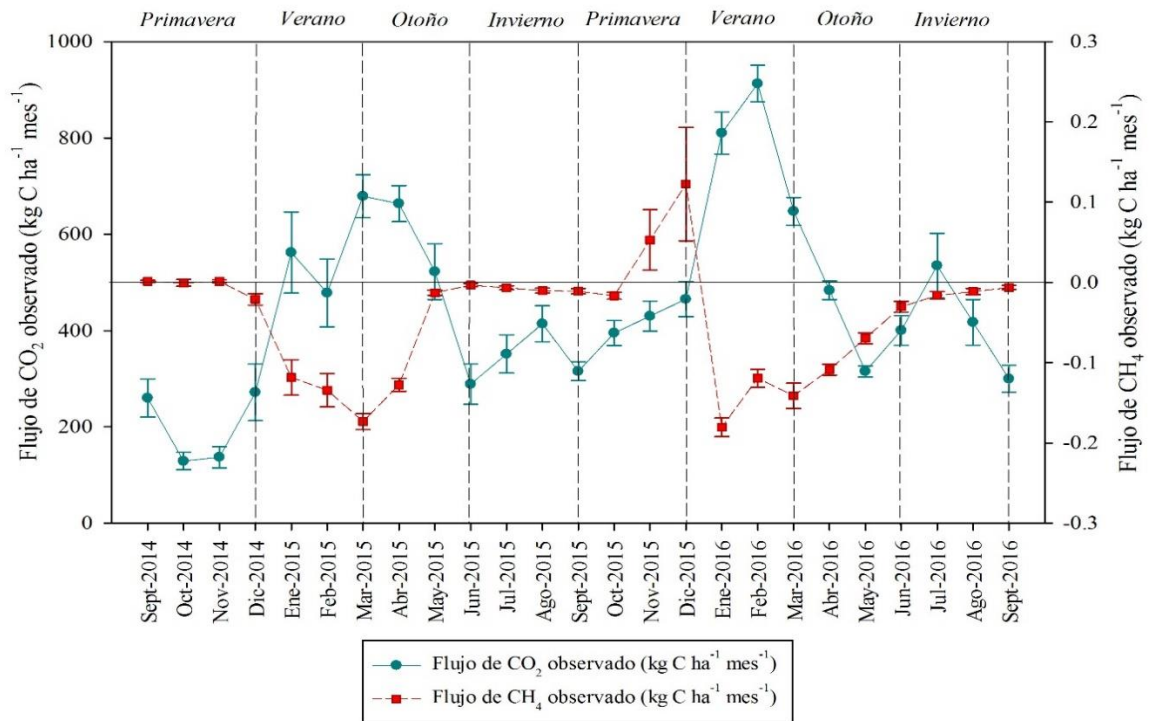


Figura 5. Flujos de  $\text{CO}_2$  (círculo) y  $\text{CH}_4$  (cuadrado) para el período de medición en el ecosistema de turbera. Las barras de error representan el error estándar ( $n=25$ ). Para visualización, se interpoló entre medidas los meses faltantes (julio y noviembre 2015, agosto 2016) con la media de los valores más cercanos y con interpolación lineal. Los valores negativos indican captura de  $\text{CH}_4$  por el suelo. Línea de referencia en cero para los flujos de  $\text{CH}_4$ .

En la Figura 5 se puede observar que el suelo de la turbera se comportó principalmente como sumidero de  $\text{CH}_4$  durante la época de verano – otoño (enero – abril), disminuyendo gradualmente el secuestro de este gas en los meses de invierno – primavera (mayo – noviembre aproximadamente). A su vez, se observó que la fijación de  $\text{CH}_4$  se mantuvo

relativamente estable durante los meses de primavera en ambos años. Por el contrario, los flujos de CO<sub>2</sub> varían constantemente a lo largo del año, presentando incrementos en las estaciones primavera – verano y descensos en los meses de otoño – invierno. El suelo de la turbera se comportó como fuente de CO<sub>2</sub> durante todo el período de medición y se evidencia una relación inversa entre ambos flujos, con un ajuste significativo, pero menor al presentado en el bosque ( $R^2 = 0,47$ ;  $p < 0,05$ ).

## **3.2. Aplicación del modelo ECOSSE**

### **3.2.1. Variables de entrada asociadas al modelo ECOSSE**

La temperatura media registrada para el período de estudio fue de 10°C, presentando temperaturas medias máximas y mínimas de 14,7°C y 6°C para los meses de enero y junio de 2016, respectivamente. Por su parte, el promedio de precipitaciones para el período completo (sept. 2014 – sept. 2016) fue de 153,2 mm, sin embargo, el total de precipitaciones registrado para el primer año (sept. 2014 – ago. 2015) fue de 2.420 mm, mientras que para el segundo año (sept. 2015 – sept. 2016), fue de 1.409 mm. Las precipitaciones medias mensuales mínimas y máximas se registraron durante enero (18,2 mm) y julio (486,6 mm) de 2015, respectivamente (Figura 6). Por último, la ETp media para el período fue de 53,8 mm; con un valor mínimo de 26,1 mm durante junio de 2015 y máximo de 101,3 mm para el mes de enero de 2016.

En las figuras 6 y 7 se presenta además de las variables descritas, la temperatura del suelo (°C), la profundidad del nivel freático (cm) y el contenido de humedad del suelo (m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup>) para el período de medición completo en ambos ecosistemas.

Por otro lado, los datos climáticos entre los años 1998 – 2016 (precipitación media (mm), temperatura media (°C) y evapotranspiración potencial (ETp; mm)), se presentan en el Apéndice 3. Por su parte, los datos micrometeorológicos, obtenidos para el período de septiembre de 2014 a septiembre de 2016 se muestran en el Apéndice 4.

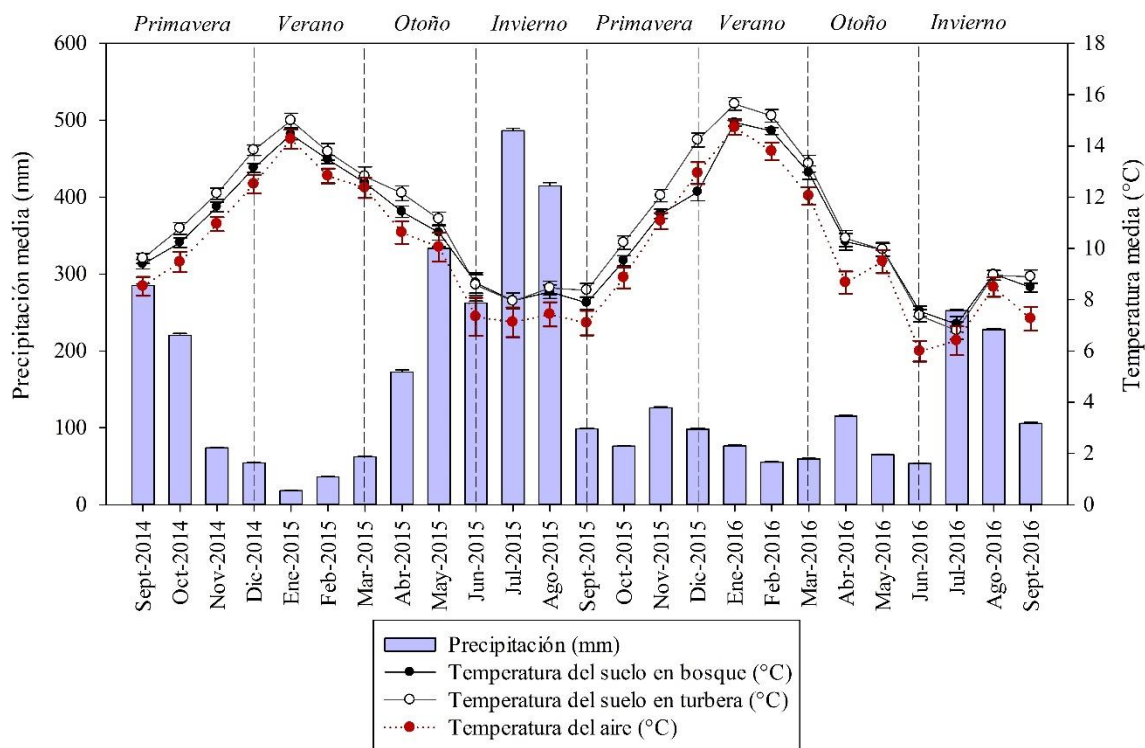


Figura 6. Estacionalidad de variables ambientales: precipitación media mensual (barras), temperatura media mensual del aire (círculo con línea punteada), temperatura media mensual del suelo para el bosque (círculo con línea continua) y turbera (círculo blanco). Las barras de error representan el error estándar (n=25).

A partir de las figuras 6 y 7 se observa un claro patrón estacional para todas las variables. Existe una relación entre las precipitaciones, el nivel freático y el contenido de humedad del suelo, variables que covarían directamente, es decir, a mayores precipitaciones aumenta el contenido de humedad del suelo y la profundidad del nivel freático disminuye, acercándose a la superficie. Esto último se presenta fuertemente en la turbera, no así en el ecosistema de bosque donde la profundidad varía levemente durante las estaciones. Por su parte, la temperatura del aire y del suelo presentan ligeras diferencias entre sí, siendo la del suelo levemente mayor a la del aire en ambos ecosistemas, variables que además presentan una relación inversa con las antes mencionadas.

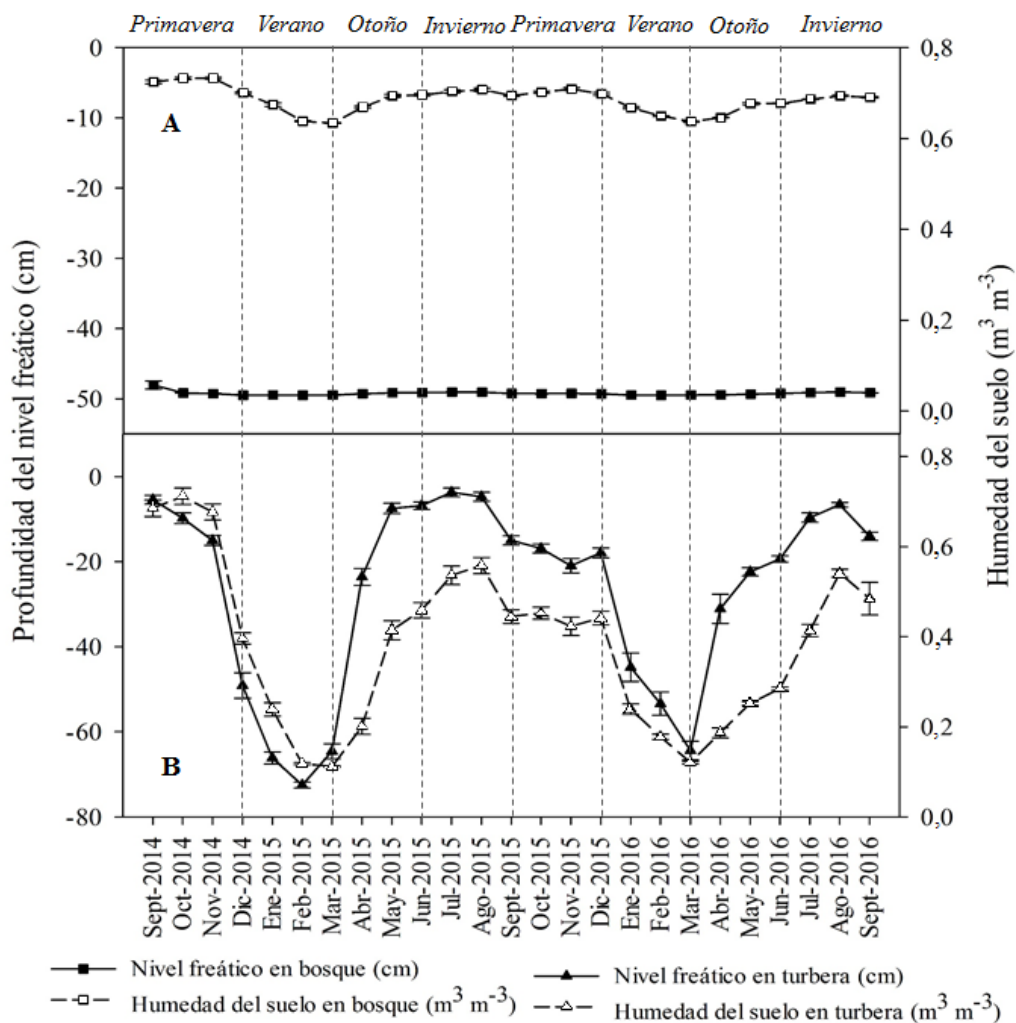


Figura 7. Estacionalidad de variables ambientales: (A) profundidad del nivel freático (cuadrado negro) y contenido de humedad del suelo (cuadrado blanco) en el bosque; (B) profundidad del nivel freático (triángulo negro) y contenido de humedad del suelo (triángulo blanco) en la turbera. Las barras de error representan el error estándar (n=25).

En el Cuadro 2 se presentan las distintas variables de entrada requeridas para el funcionamiento del modelo ECOSSE para cada sitio de estudio.

Cuadro 2. Variables ambientales requeridas por el modelo para ambos sitios de estudio en las distintas capas de suelo.

Variables		Bosque			Turbera		
Latitud		-41.8			-41.8		
Uso de suelo para el período de estudio		Bosque			Pradera		
Capas de profundidad		0 - 10	10 - 30	> 30	R1	R2	R3
Variables del suelo							
Profundidad	cm	10,0	20,0	50,0	16,5	39,7	70,6
Densidad aparente (Da)	g cm <sup>-3</sup>	0,18	0,20	0,23	0,14	0,26	0,27
pH		3,81	3,80	3,91	4,05	4,22	4,48
Materia orgánica (MO)	%	82,3	72,9	57,9	60,9	59,4	47,9
Materia orgánica estimada	kg ha <sup>-1</sup>	146.960	292.006	633420	139.819	606.715	923.837
Carbono orgánico del suelo estimado (COS)	kg ha <sup>-1</sup>	88.176	175.204	380052	83.891	364.029	554.302
Materia orgánica Inerte estimada (MOI)*	kg ha <sup>-1</sup>		202.339			335.193	
Variables hídricas del suelo							
Profundidad del nivel freático al inicio del período de estudio*	cm		-40,8			-7,8	
Profundidad media del nivel freático*	cm		-49,2			-27,4	

\*Variables obtenidas para el perfil del suelo completo (0 - >30 cm), sin división por capas.

### 3.2.2. Evaluación del modelo ECOSSE

#### 3.2.2.1. Aplicación del modelo ECOSSE para la simulación de flujos de CO<sub>2</sub>

En el ecosistema de bosque, el modelo fue capaz de simular tendencias estacionales de los flujos de CO<sub>2</sub> durante el período de medición (Figura 8), siguiendo un determinado patrón que se relaciona con los meses de verano e invierno para los flujos máximos y mínimos, respectivamente. El modelo subestimó los flujos para todos los meses del período de estudio. La mayor diferencia entre flujos medidos y simulados se reportó para el mes de julio de 2015, donde el valor medido fue de 927,4 kg C-CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> mes<sup>-1</sup>, mientras que el simulado fue de 65 kg C-CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> mes<sup>-1</sup>, representando sólo un 7% del valor observado (93% de subestimación). A este le sigue el mes de agosto del mismo año, donde el valor simulado representa un 11% del valor medido. Por el contrario, el mes de diciembre de 2015 (1.351,7 kg C-CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> mes<sup>-1</sup> medidos contra 1.199 kg C-CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> mes<sup>-1</sup> simulados), seguido de enero de 2016 fueron los meses mejor simulados por el modelo, donde la representatividad de éste con respecto a los flujos medidos fue de 88,7 y 87,6%, respectivamente. En promedio, para el período de estudio completo el modelo subestimó los flujos medidos de CO<sub>2</sub> en un 49,6% (Apéndice 5).

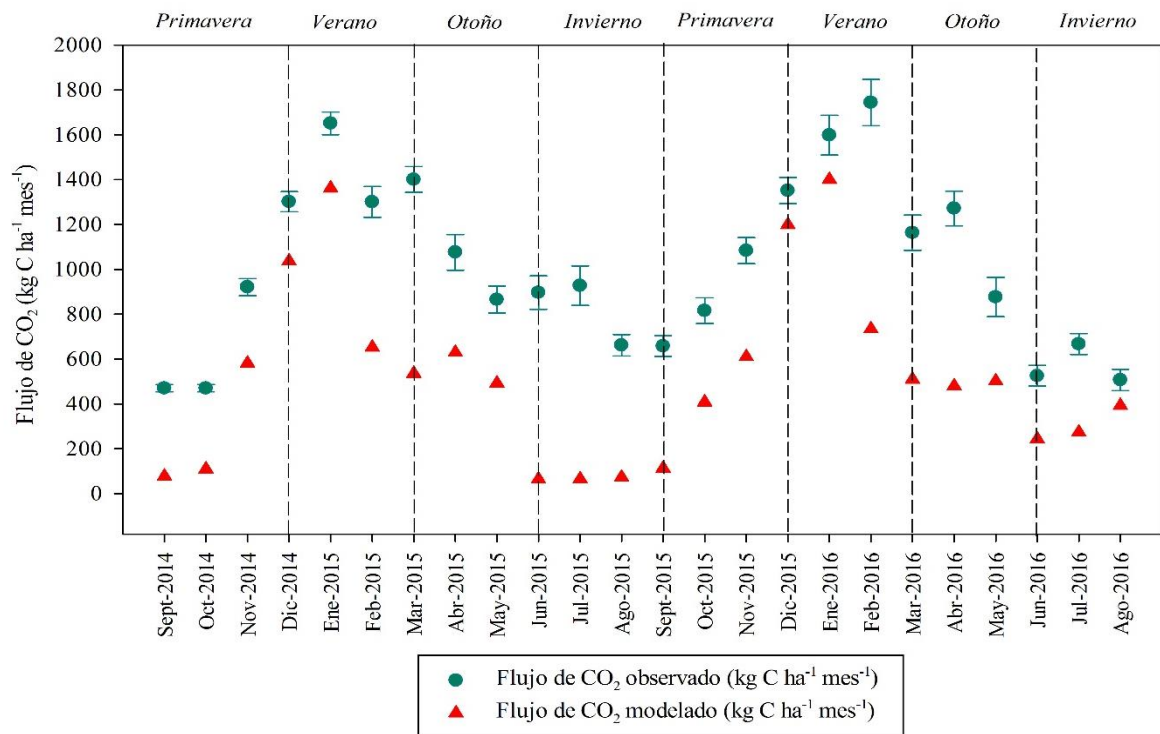


Figura 8. Comparación mensual y estacional de flujos de CO<sub>2</sub> observados (círculo) y modelados (triángulo) para el período de estudio en el sitio de bosque. Las barras de error representan el error estándar (n=24). Para visualización, se interpoló los meses faltantes con la media de los valores más cercanos (septiembre 2014, junio y noviembre 2015).

El modelo ECOSSE aplicado en el ecosistema de bosque presentó un ajuste del 64%, el cual es estadísticamente significativo ( $R^2 = 0,64$ ;  $p < 0,05$ ) (Figura 9). En cuanto a la evaluación del desempeño (“performance”) del modelo en este sitio, los resultados de los estadísticos empleados indican un ajuste aceptable. Se obtuvo un error total relativo (RRMSE) del 51,6%, es decir, los flujos de CO<sub>2</sub> simulados por el modelo se diferenciarían en un 51,6% de los observados en terreno. Por su parte, el sesgo de la regresión fue relativamente bajo (< 50%), tanto con el indicador PBIAS como con el error relativo, ambos estadísticos indicando sesgo del modelo por subestimación de los flujos, lo que concuerda con lo que se mencionó anteriormente.

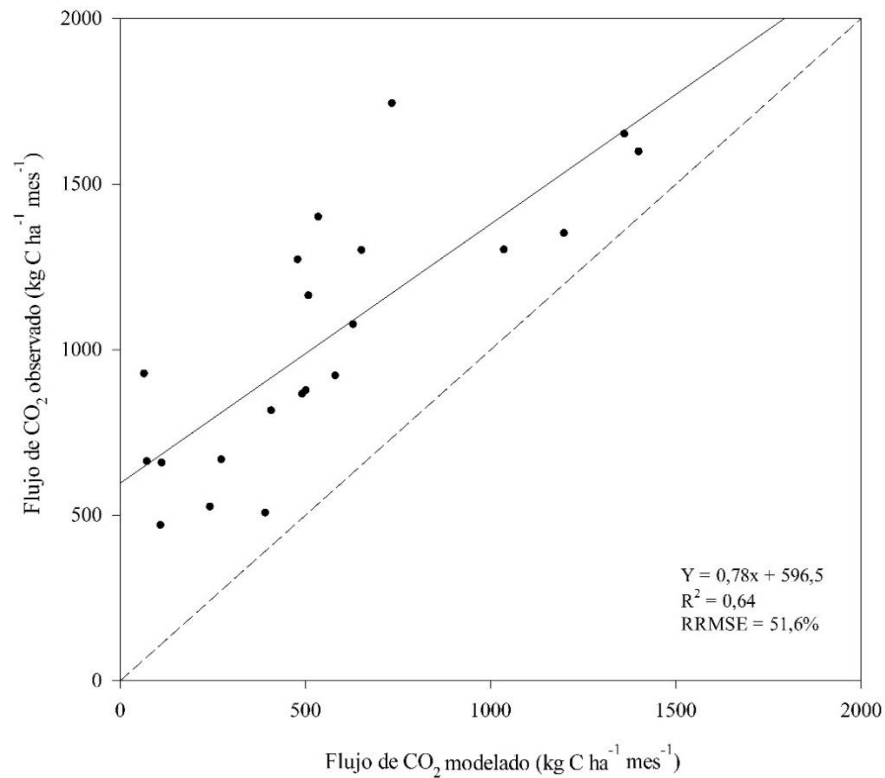


Figura 9. Ajuste de regresión lineal (línea continua) entre los flujos de CO<sub>2</sub> modelados y observados, para el ecosistema de bosque. La línea punteada representa la correlación 1:1 entre ambos valores.

Un resumen de la evaluación del desempeño de ECOSSE para los flujos de CO<sub>2</sub> en el ecosistema de bosque, junto con los flujos promedios modelados y observados para el período de estudio se muestra en el Cuadro 3.



Cuadro 3. Flujo medio total de CO<sub>2</sub> predicho y observado y estadísticos para el sitio bosque.

Sitio	Período de estudio	Flujo medio de CO <sub>2</sub> observado (kg C ha <sup>-1</sup> mes <sup>-1</sup> )	Flujo medio de CO <sub>2</sub> predicho (kg C ha <sup>-1</sup> mes <sup>-1</sup> )	R <sup>2</sup>	RMSE (kg C ha <sup>-1</sup> mes <sup>-1</sup> )	RRMSE %	PBIAS %	RE %
Bosque	09/2014-08/2016	1.036	541,8	0,64	534,1	51,6	+45,8 <sup>†</sup>	-49,6 <sup>‡</sup>

R<sup>2</sup>: coeficiente de determinación; RMSE: raíz del error cuadrático medio; RRMSE: RMSE relativo; BIAS: sesgo; RE: error relativo.

† El signo (+) en PBIAS significa sesgo por subestimación del modelo.

‡ El signo (-) en RE indica sesgo por subestimación del modelo.

Por otro lado, así como en el bosque, en la turbera el modelo también fue capaz de simular tendencias estacionales de los flujos de CO<sub>2</sub> (Figura 10). En particular, el modelo tanto subestimó como sobreestimó los flujos de CO<sub>2</sub> con respecto a los valores medidos. Es posible observar que para los meses más cálidos (noviembre de 2014 a marzo de 2015), el modelo sobreestimó los flujos de CO<sub>2</sub>, donde los valores simulados superaron a los observados desde un 127% hasta un 327%. De la misma forma, se obtuvo sobreestimaciones de los flujos para parte del verano y del otoño siguiente (enero – mayo) con una sobreestimación promedio del 74,4%. Sin embargo, esto no ocurrió en todos los meses de verano ya que tanto los valores sobreestimados como subestimados fueron cercanos al valor observado. Para el resto de los meses, los flujos de CO<sub>2</sub> fueron subestimados por el modelo, desde un 88,57% en julio de 2016 (535 kg C ha<sup>-1</sup> mes<sup>-1</sup> observados contra 61 kg C ha<sup>-1</sup> mes<sup>-1</sup> modelados; 11,4% de representatividad), hasta un mínimo de subestimación de 4,6% en febrero del mismo año. En promedio, la subestimación total de los flujos simulados fue del 59,6%. Debido a lo anterior, para el período total el modelo subestimó los valores medidos de CO<sub>2</sub> en promedio en un 6%, siendo este valor no representativo para cada mes en particular (Apéndice 6).

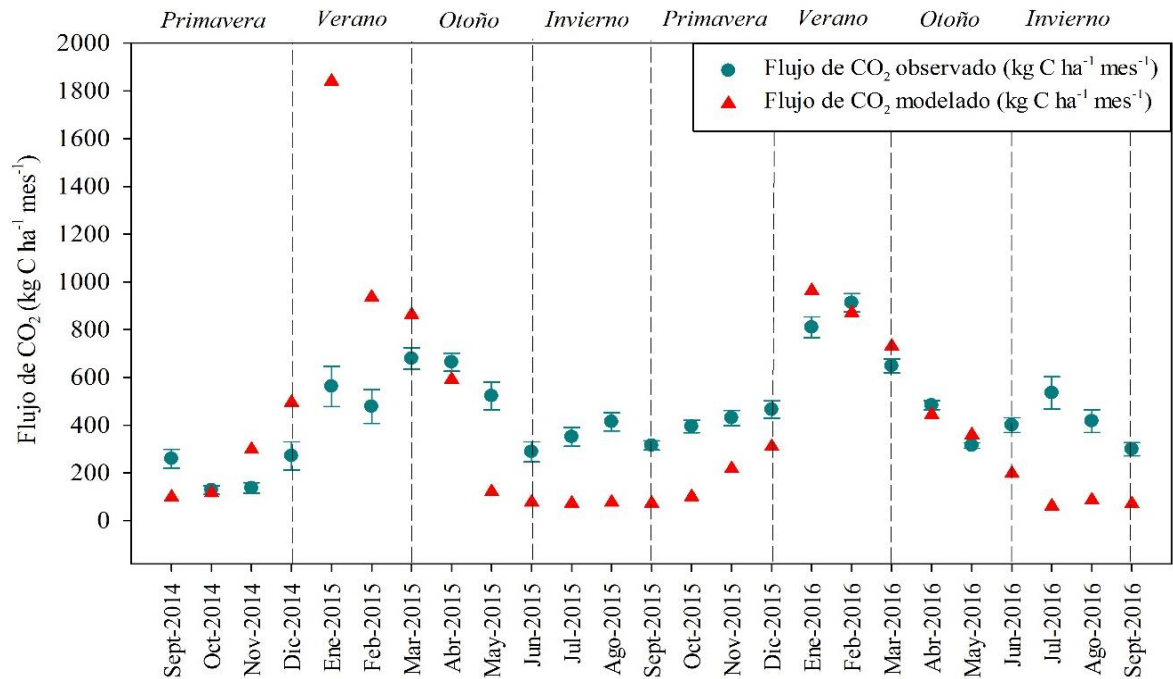


Figura 10. Comparación mensual y estacional de flujos de CO<sub>2</sub> observados (círculo) y modelados (triángulo) para el período de estudio en el sitio de turbera. Las barras de error representan el error estándar (n=25). Para visualización se interpoló los meses faltantes con la media de los valores más cercanos (julio y noviembre 2015, agosto 2016).

En este sitio de estudio, los flujos obtenidos por el modelo presentaron un ajuste significativo entre los valores predichos y los observados ( $R^2 = 0,34$ ;  $p < 0,05$ ), sin embargo, este es menor que el obtenido en el ecosistema de bosque. El valor del ajuste, junto con la pendiente, el intercepto y el RRMSE, se muestran en la Figura 11.

A partir de los parámetros estadísticos utilizados para evaluar el desempeño del modelo, si bien este presenta una menor correlación entre los flujos modelados y observados y el error total relativo (79%) es mayor que en el ecosistema de bosque, el sesgo de la regresión fue significativamente menor, donde tanto PBIAS (3%) como RE (6%) indican una subestimación de los flujos por parte del modelo. Esto confirma lo previamente señalado con respecto al bajo porcentaje de subestimación promedio de los flujos de CO<sub>2</sub> para el período de estudio completo. No obstante, si se revisa mes a mes (Apéndice 7), es posible observar una gran variabilidad en cuanto a la representatividad de los flujos modelados entre los meses estudiados. Un resumen de la evaluación del desempeño de ECOSSE en este sitio, junto con los flujos totales promedios predichos y observados para el período de estudio, se muestra en el Cuadro 4.

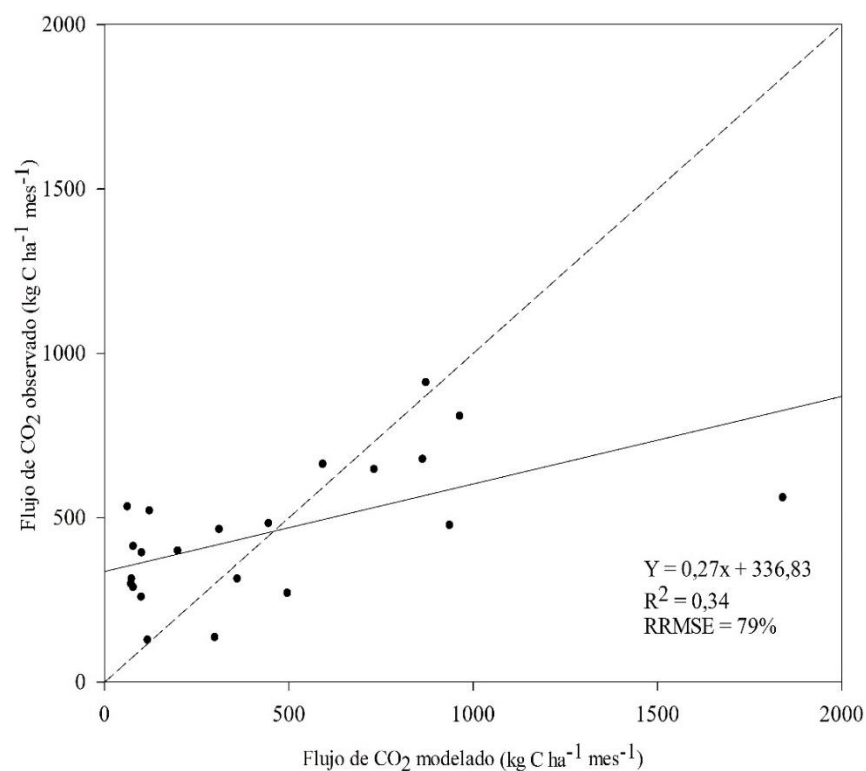


Figura 11. Ajuste de regresión lineal (línea continua) entre los flujos de CO<sub>2</sub> modelados y observados, para el ecosistema de turbera. La línea punteada muestra la correlación 1:1 entre ambos valores.

Cuadro 4. Flujo medio total de CO<sub>2</sub> predicho y observado y estadísticos para el sitio turbera.

Sitio	Período de estudio	Flujo medio de CO <sub>2</sub> observado (kg C ha <sup>-1</sup> mes <sup>-1</sup> )	Flujo medio de CO <sub>2</sub> predicho (kg C ha <sup>-1</sup> mes <sup>-1</sup> )	R <sup>2</sup>	RMSE (kg C ha <sup>-1</sup> mes <sup>-1</sup> )	RRMSE %	PBIAS %	RE %
Turbera	09/2014-09/2016	454	402,8	0,34	358,4	78,9	+3 <sup>†</sup>	-6 <sup>‡</sup>

R<sup>2</sup>: coeficiente de determinación; RMSE: raíz del error cuadrático medio; RRMSE: RMSE relativo; BIAS: sesgo; RE: error relativo.

† El signo (+) en PBIAS significa sesgo por subestimación del modelo.

‡ El signo (-) en RE indica sesgo por subestimación del modelo.

### 3.2.2.2. Aplicación del modelo ECOSSE para la simulación de flujos de CH<sub>4</sub>

Para la simulación de flujos de metano en el sitio de bosque, ECOSSE reproduce en cierta medida las tendencias estacionales de éstos. Sin embargo, el modelo no fue capaz de estimar flujos máximos ni mínimos de CH<sub>4</sub> en este ecosistema (Figura 12).

Como se observa en las Figura 12, ECOSSE solamente predijo emisiones de flujos de CH<sub>4</sub> en proporciones mayores que los flujos observados, situación que se aleja de la realidad, considerando además que en este ecosistema el suelo actúa como sumidero CH<sub>4</sub> durante todo el período. Si bien se observa que para algunos meses el modelo obtuvo emisiones más bajas (<1 kg C-CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> mes<sup>-1</sup>) y por ende, más cercanas a los valores medidos, éste no fue capaz de predecir la tendencia de los flujos en gran parte del período de medición.

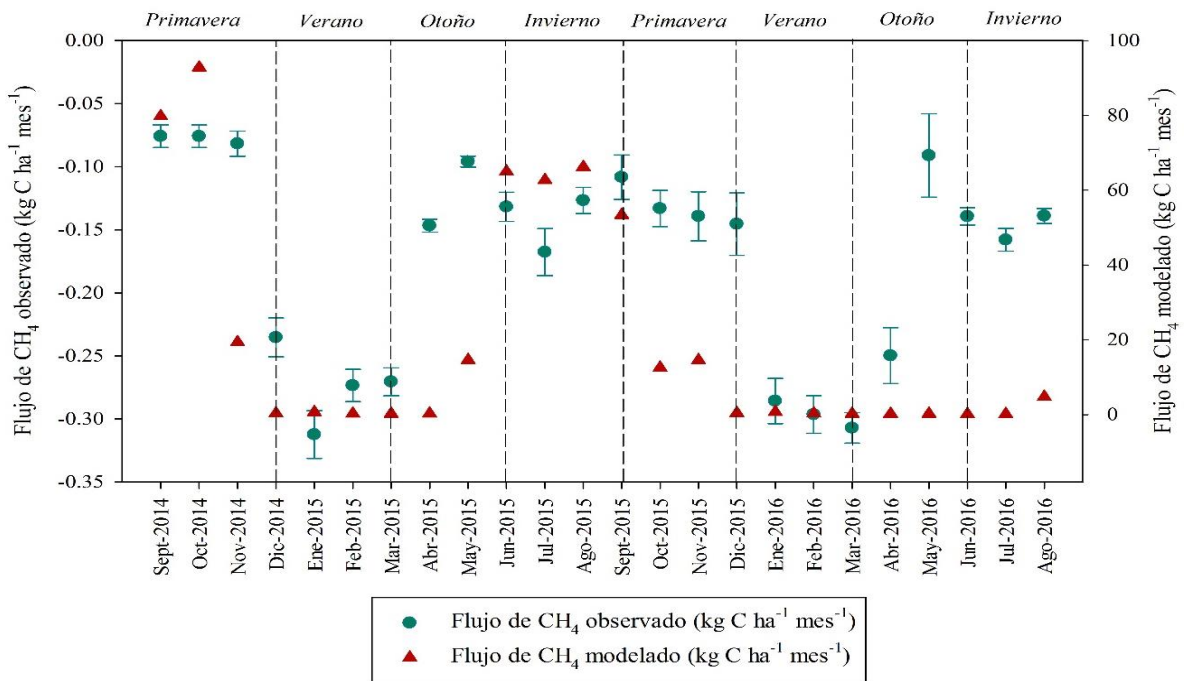


Figura 12. Comparación mensual y estacional de flujos de CH<sub>4</sub> observados (círculo) y modelados (triángulo) para el período de estudio en el sitio de bosque. Las barras de error representan el error estándar (n=24). Para visualización, se interpoló los meses faltantes con la media de los valores más cercanos (sept. 2014, junio y nov. 2015, febrero 2016).

Los flujos correspondientes a los meses de marzo de 2015 y marzo y abril de 2016 fueron los que mejor representó el modelo debido a que la sobreestimación fue menor, no obstante, dichos valores constituyen emisiones de CH<sub>4</sub> desde el suelo. Para el resto de los meses, la sobreestimación de los flujos es mayor a 200%.

A partir de la Figura 13 es posible comprobar que el ajuste de la regresión es bajo ( $R^2 = 0,23$ ) y se aleja completamente de la recta de correlación, no obstante, es estadísticamente significativo ( $p < 0,05$ ). Lo anterior implica que la media de los flujos observados representa mejor dichos flujos que lo obtenido con el modelo.

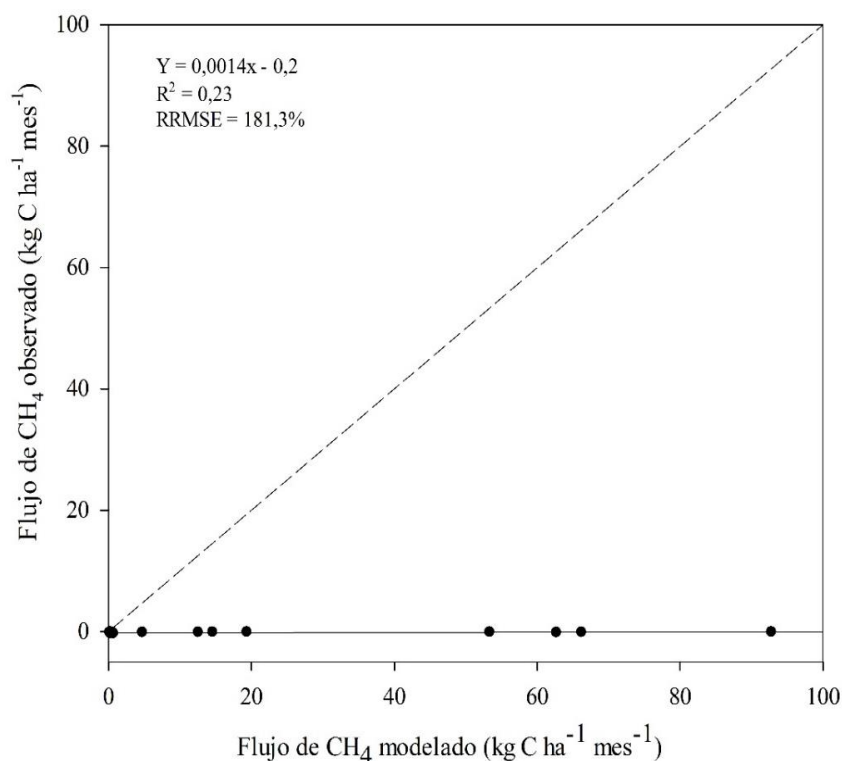


Figura 13. Ajuste de regresión lineal (línea continua) entre los flujos de CH<sub>4</sub> predichos y observados, para el ecosistema de bosque. La línea punteada representa la correlación 1:1 entre los valores observados y los predichos.

Sumado a lo anterior, los resultados obtenidos en el Cuadro 5 confirman el error total entre ambos flujos (181,3%), el cual es alto en comparación a los resultados presentados para la simulación de CO<sub>2</sub>. Sin embargo, el RMSE es bajo principalmente por los valores simulados que se encontraban cercanos a 0.

Cuadro 5. Flujo medio total de CO<sub>2</sub> predicho y observado y estadísticos para el sitio bosque.

Sitio	Período de estudio	Flujo medio de CH <sub>4</sub> observado	Flujo medio de CH <sub>4</sub> predicho	R <sup>2</sup>	RMSE	RRMSE	PBIAS	RE
		(kg C ha <sup>-1</sup> mes <sup>-1</sup> )	(kg C ha <sup>-1</sup> mes <sup>-1</sup> )		(kg C ha <sup>-1</sup> mes <sup>-1</sup> )	%	%	%
Bosque	09/2014-08/2016	-0,18	20,42	0,23	32,1	181,3	+9.426 <sup>†</sup>	-15.856 <sup>‡</sup>

R<sup>2</sup>: coeficiente de determinación; RMSE: raíz del error cuadrático medio; RRMSE: RMSE relativo; PBIAS: sesgo; RE: error relativo.

<sup>†</sup> El signo (+) en PBIAS significa sesgo por subestimación del modelo.

<sup>‡</sup> El signo (-) en RE indica sesgo por subestimación del modelo.

Finalmente, el desempeño del modelo ECOSSE en el ecosistema de turbera para la simulación de CH<sub>4</sub> fue deficiente. Al igual que en el bosque, ECOSSE no fue capaz de simular la captura de CH<sub>4</sub> por el suelo, sino que predijo emisiones de metano a la atmósfera durante todo el período, en proporciones considerablemente mayores que los flujos observados. Como se observa en la Figura 14, el modelo tampoco fue capaz de simular las tendencias estacionales de los flujos, por el contrario, los valores obtenidos contrastan con los simulados en la mayoría de los casos.

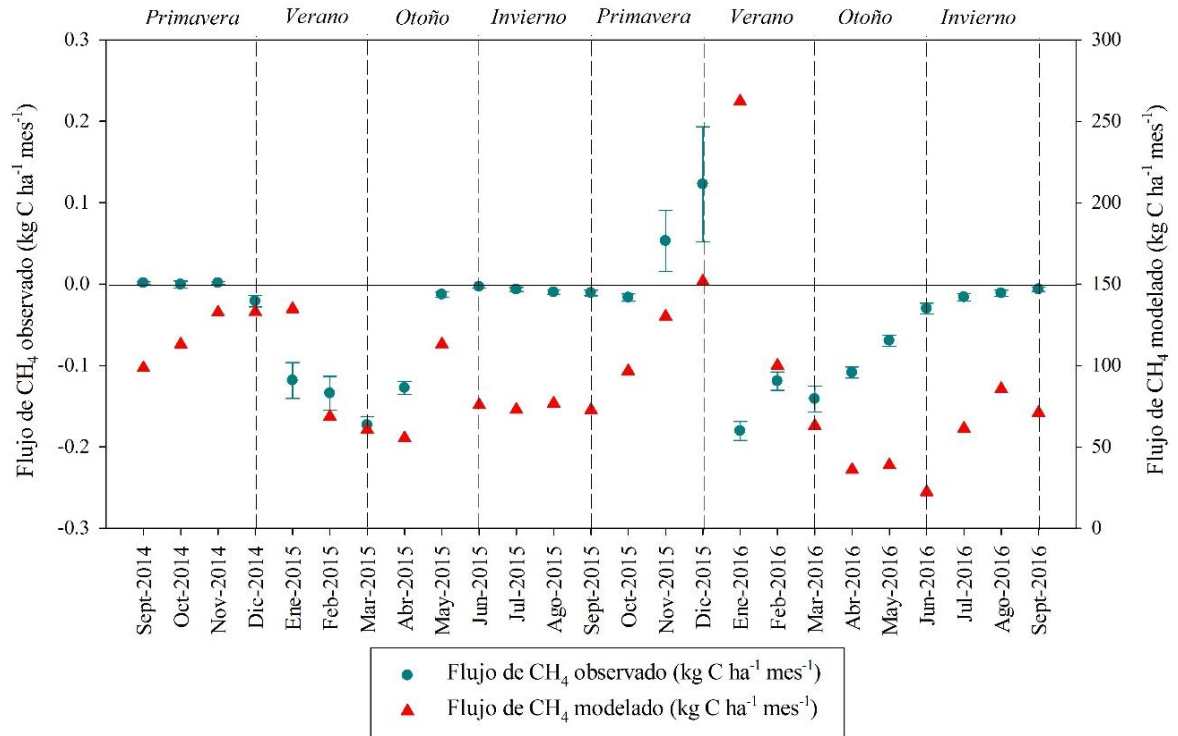


Figura 14. Comparación mensual y estacional de flujos de CH<sub>4</sub> observados (círculo) y modelados (triángulo) para el período de estudio en el sitio de turbera. Las barras de error representan el error estándar (n=25). Para visualización, se interpoló los meses faltantes con la media de los valores más cercanos (julio y noviembre 2015, mayo y agosto 2016).

En este sentido, la regresión entre los valores simulados y observados es baja y no presenta significancia estadística ( $R^2 = 0$ ,  $p > 0,05$ ) como se observa en la Figura 15, demostrando además, un sesgo y error total entre ambos valores notablemente alto (Cuadro 6).

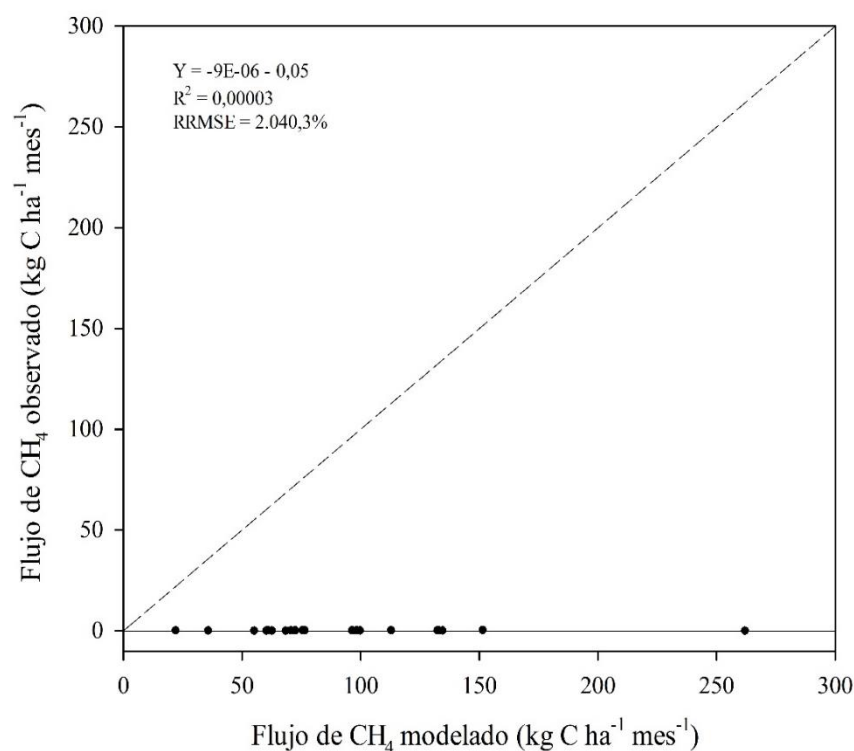


Figura 15. Ajuste de regresión lineal entre los flujos de CH<sub>4</sub> predichos y observados (línea continua) para el ecosistema de turbera. La línea punteada representa la correlación 1:1 entre ambos valores.

Por lo tanto, en la turbera el modelo no presentó un desempeño aceptable para la simulación de metano, lo que se demuestra con los resultados resumidos en el Cuadro 6.

Cuadro 6. Flujo medio total de CO<sub>2</sub> predicho y observado y estadísticos para el sitio turbera.

Sitio	Período de estudio	Flujo medio de CH <sub>4</sub> observado	Flujo medio de CH <sub>4</sub> predicho	R <sup>2</sup>	RMSE	RRMSE	PBIAS	RE
		(kg C ha <sup>-1</sup> mes <sup>-1</sup> )	(kg C ha <sup>-1</sup> mes <sup>-1</sup> )		(kg C ha <sup>-1</sup> mes <sup>-1</sup> )	%	%	%
Turbera	09/2014-09/2016	-0,05	93	0,00003	107,5	2.040,3	-180.606 <sup>†</sup>	476.776 <sup>‡</sup>

R<sup>2</sup>: coeficiente de determinación; RMSE: raíz del error cuadrático medio; RRMSE: RMSE relativo; PBIAS: sesgo; RE: error relativo.

<sup>†</sup> El signo (+) en PBIAS significa sesgo por subestimación del modelo.

<sup>‡</sup> El signo (-) en RE indica sesgo por subestimación del modelo.

## 4. DISCUSIÓN

### 4.1. Patrones estacionales de los flujos estimados

#### 4.1.1. Ecosistema de bosque

Los flujos de CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub> observados en el bosque presentan notorios patrones estacionales durante el período de medición, con emisiones máximas de CO<sub>2</sub> en la época de verano que van disminuyendo gradualmente durante otoño hasta alcanzar los flujos mínimos emitidos en invierno. En este sentido, en las estaciones intermedias (otoño – primavera) ocurriría la “transición” de los flujos, donde aumentan o disminuyen según varían las temperaturas y precipitaciones durante el año (Peterjohn et al., 1994). Lo contrario ocurre para los flujos de CH<sub>4</sub> ya que las capturas mínimas y máximas se presentan en las estaciones más frías y cálidas, respectivamente. El suelo del bosque se comporta durante todo el período como una fuente de CO<sub>2</sub> y un sumidero de CH<sub>4</sub>, presentando patrones estacionales. Lo anterior concuerda con los resultados obtenidos por otros autores sobre respiración de suelos en bosques templados, donde los flujos máximos y mínimos de ambos gases se dan en la misma época que los aquí expuestos (Peterjohn et al., 1994; Saiz et al., 2006; Vincent et al., 2006; Luo et al., 2012; Barrena et al., 2013).

Lo anterior se explicaría por la presencia de factores que controlan estos flujos provenientes del suelo, siendo la temperatura el factor más dominante en los ecosistemas de bosque, seguido por el contenido de agua en el suelo (Davidson et al., 1998; Janssens et al., 2001; Smith et al., 2003; Wang et al., 2010; Yan et al., 2014). Sin embargo, existen estudios que postulan que no hay una correlación significativa entre las emisiones de CO<sub>2</sub> y la humedad del suelo (Saiz et al., 2006; Luo et al., 2012). No obstante, los patrones y la frecuencia de las precipitaciones son relevantes en el sitio de estudio, considerando que el suelo del bosque de EBSD sólo recibe agua por aportes pluviales (Díaz et al., 2008), por lo que las precipitaciones son el principal determinante de la humedad del suelo y la profundidad del nivel freático (Lorenz y Lal, 2010).

Diversos autores postulan que existe una relación directa entre la temperatura y las emisiones de CO<sub>2</sub> (Søe y Buchmann, 2005) y la fijación de CH<sub>4</sub> (Lorenz y Lal, 2010). Esto explica la reducción en las emisiones de CO<sub>2</sub> durante el invierno, ya que al disminuir la temperatura y aumentar el contenido de agua en el suelo por las precipitaciones, aumentan la fase anaeróbica que inhibe la liberación de CO<sub>2</sub> y promueve los flujos de CH<sub>4</sub> bajo estas condiciones (Davidson et al., 1998). Por lo tanto, al aumentar la temperatura en la época de verano, la captura de CH<sub>4</sub> por el suelo aumenta al igual que las emisiones de CO<sub>2</sub>, explicando la estacionalidad de los flujos (Peterjohn et al., 1994; Vincent et al., 2006; Saiz et al., 2006; von Fischer y Hedin, 2007; Saiz et al., 2007). Debido a lo anterior existe una relación inversa entre ambos flujos, observando en el sitio de estudio una alta correlación.



#### 4.1.2. Ecosistema de turbera

Los flujos de CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub> observados en la turbera presentaron un patrón estacional similar al del bosque, donde los máximos y mínimos se ven determinados por las variables meteorológicas. En este ecosistema las emisiones de ambos gases están fuertemente influenciadas por la profundidad del nivel freático (Khalil y Baggs, 2005; Couwenberg, 2009; Lai, 2009), que determina el contenido de agua y la humedad del suelo y establece la cantidad de espacio poroso que queda saturado de agua o libre para el paso del aire (límite entre zona aeróbica y anaeróbica) (Iturraspe, 2010); no obstante, otros autores también consideran a la temperatura como un factor relevante (Le Mer y Roger, 2001; Smith et al., 2007; Strack et al., 2008; Bridgham et al., 2013). En este sitio se observa una fuerte relación entre las precipitaciones, la humedad del suelo y el nivel freático, presentando una clara variabilidad estacional durante el año que determinaría los patrones en los flujos.

En este sentido, durante los meses de invierno el suelo de la turbera de EBSD se satura de agua (incremento de la fase anaeróbica o “catotelm”), limitando el contenido de oxígeno y de esta forma, inhibiendo la emisión de CO<sub>2</sub>, dando paso a emisiones de metano (Hendriks et al., 2007; Couwenberg, 2009; Iturraspe, 2010). Sin embargo, en esta época no se observaron los flujos máximos de metano, ya que esto ocurrió en el mes de diciembre de 2015. Esto se explicaría en parte a que si bien la precipitación media de dicho mes fue baja, hubo precipitaciones durante los tres días previos a la medición, así como también durante los días de medición (datos no mostrados), lo que como se discutió anteriormente, facilita la emisión de flujos de CH<sub>4</sub>. Lo contrario ocurre durante los meses más cálidos, ya que el descenso del nivel freático aumenta la fase aeróbica (“acrotelm”), facilitando la emisión de CO<sub>2</sub> hacia la atmósfera y aumentando el secuestro de CH<sub>4</sub> por el suelo (Hendriks et al., 2007), explicando la emisión máxima de CO<sub>2</sub> en enero de 2016, mes que además presentó la mayor temperatura mensual. Si bien esto ocurre durante todos los meses de estudio, existen diferencias considerables entre los flujos emitidos durante el verano en comparación con los meses más fríos. De esta forma, al igual que en el bosque existe una complementariedad entre los flujos de ambos gases, sin embargo, esta correlación es menor.

El suelo de la turbera se comporta como una fuente neta de CO<sub>2</sub>, con emisiones máximas de este gas durante los meses cálidos ya que las temperaturas son mayores. En otoño en cambio, los flujos de CH<sub>4</sub> aumentan gradualmente hasta la época de invierno, mientras que los de CO<sub>2</sub> disminuyen. Este patrón estacional de los flujos se presenta de manera similar a la presentada por otros estudios en turberas ombrotáficas. Dinsmore et al. (2009), examinaron las características ambientales que influyen en las emisiones de CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub> en una turbera en Escocia, donde encontraron claras diferencias estacionales entre estas emisiones, con flujos máximos y mínimos de CH<sub>4</sub> para las estaciones frías y cálidas respectivamente, e inversamente proporcionales a las emisiones de CO<sub>2</sub>. De igual forma, Danevčič et al. (2010) estudiaron la influencia del tipo de suelo y los factores ambientales antes mencionados sobre las emisiones de ambos gases en cuatro turberas ubicadas en Eslovenia. Dentro de sus resultados, obtuvieron flujos mínimos de CO<sub>2</sub> durante invierno, lo que se correlacionó positivamente con la temperatura y negativamente con el nivel freático; mientras que los

flujos máximos de CH<sub>4</sub> ocurrieron durante otoño, explicado por variaciones estacionales en el nivel freático y el contenido de carbono orgánico del suelo (COS).

Si bien el suelo de la turbera se comporta como una leve fuente de metano en los meses más fríos, a nivel general los resultados indican que es un sumidero de este gas, como ocurre en el bosque. Esto se podría explicar en parte porque la acidez del suelo en la turbera (pH = 4,3) puede potencialmente limitar la actividad de las bacterias metanogénicas, productoras de metano (Lai 2009), ya que la mayoría crecen bajo un óptimo de pH entre 6 y 8 (García et al., 2000) y producen CH<sub>4</sub> bajo un rango óptimo de pH entre 5,5–7 para turberas templadas (Dunfield et al., 1993). En cambio, en estos ecosistemas las bacterias metanotróficas (consumidoras de CH<sub>4</sub>) se favorecen bajo condiciones de pH ácidos, con un óptimo de crecimiento entre 4,3–5,9 (Kamal y Varma, 2008) y un óptimo de consumo entre 5–6,5 (Dunfield et al., 1993). No obstante, difícilmente se logran estos valores de pH en este tipo de turberas debido a la alta acidez del suelo (Dedysh, 2002). Por otro lado, otro factor que explicaría la captura anual de metano por este sitio es que según Couwenberg (2009), emisiones de CH<sub>4</sub> significativas desde turberas templadas ocurren sólo en niveles anuales del nivel freático <20 cm, mientras que en el sitio de estudio los niveles anuales medidos son superiores a este valor.

Por otro lado, con respecto al proceso de toma de datos es relevante mencionar que el equipo de Picarro, utilizado para estimar los flujos de CH<sub>4</sub> en ambos ecosistemas, no funciona adecuadamente en temperaturas ambientales <10°C (Picarro, 2011). Esto representa una limitante del instrumento utilizado, ya que mediciones tomadas a temperaturas menores fueron posteriormente identificados como valores extremos (“outliers”) y debieron ser eliminados del análisis.

## **4.2. Flujos anuales de dióxido de carbono y metano**

### **4.2.1. Ecosistema de bosque**

Los flujos anuales de CO<sub>2</sub> obtenidos en el ecosistema de bosque se encuentran dentro del rango reportado por Raich y Schlesinger (1992) y Bond-Lamberty et al. (2004). Los primeros autores realizaron una revisión de distintos estudios en bosques templados, estimando un rango de variación anual desde 253–1.178 kg C-CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> mes<sup>-1</sup> en distintos países del hemisferio norte (Alemania, Reino Unido, Estados Unidos, Japón, entre otros). Los segundos autores, en cambio, ampliaron el rango propuesto anteriormente a 102–1.462 kg C-CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> mes<sup>-1</sup>, incorporando además países como Nueva Zelanda y Francia.

El suelo del bosque de la EBSD se comporta como una fuente de CO<sub>2</sub>, lo que está en concordancia con otros estudios realizados en ecosistemas similares. Por ejemplo, Savage y Davidson (2001) obtuvieron flujos anuales de respiración de suelo desde 1995 hasta 1999 en dos bosques de Nueva Inglaterra, EEUU, que presentaban suelos moderadamente bien

drenados. Sus resultados variaron entre 343–675 kg C-CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> mes<sup>-1</sup> y 450–700 kg C-CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> mes<sup>-1</sup> para cada sitio de estudio, siendo menores a los aquí obtenidos. Por otro lado, tres bosques templados de China presentaron emisiones que van desde los 726 hasta los 1.232 kg C-CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> mes<sup>-1</sup>, flujos que además se correlacionaron positivamente con la temperatura, siendo ésta la variable controladora de las emisiones de CO<sub>2</sub> seguido de la humedad del suelo, cuya relación es inversa (Wang et al., 2010). Otro ejemplo a mencionar corresponde a la respiración de suelo medida en una estación experimental al sur de Alemania desde 1996 hasta 2010 por Luo et al. (2013), quienes obtuvieron flujos anuales de CO<sub>2</sub> que fluctúan entre 583–767 kg C-CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> mes<sup>-1</sup>.

Por lo tanto, si bien los flujos anuales obtenidos en este estudio estarían dentro de lo estimado (flujos de 1.057,6 kg C ha<sup>-1</sup> mes<sup>-1</sup> para el primer año y 1.016,3 kg C ha<sup>-1</sup> mes<sup>-1</sup> para segundo año), se desprende que las emisiones de los suelos del bosque de EBSD se encuentran en el límite superior de lo reportado anteriormente para bosques templados, ya que éstas muchas veces superan en el doble las estimaciones anuales obtenidas por otros estudios, como los recién presentados. Esto es similar a los resultados obtenidos por Pérez et al. (2016) en el bosque de la EBSD para el período previo a este estudio (agosto 2013 – julio 2014), quienes obtuvieron un flujo anual de 943,2 kg C ha<sup>-1</sup> mes<sup>-1</sup>, con patrones estacionales similares a los aquí presentados.

Por su parte, los flujos anuales de CH<sub>4</sub> obtenidos en este ecosistema se mantuvieron constante, presentando fijaciones de 0,18 kg C-CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> mes<sup>-1</sup> en cada año de medición. Continuando con lo presentado por Luo et al. (2013), las estimaciones de CH<sub>4</sub> están en concordancia con lo obtenido por este estudio, ya que presentaron fijaciones para sus años de medición que variaron desde 0,075–1,28 kg C-CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> mes<sup>-1</sup>. Por otro lado, en un bosque prístino de Nueva Zelanda se estimó que el suelo actúa como un fuerte sumidero de metano, presentando capturas anuales de 1,6 kg C-CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> mes<sup>-1</sup> (Price et al., 2004), siendo considerablemente más altas que en este sitio. Finalmente, en relación a lo anterior, Dutaur y Verchot (2007) realizaron un análisis con múltiples estudios en distintos ecosistemas del mundo, y obtuvieron que a nivel mundial los suelos de los bosques templados actúan como importantes sumideros de CH<sub>4</sub>, con capturas anuales de 0,71 kg C-CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> mes<sup>-1</sup>, siendo los ecosistemas que más secuestran CH<sub>4</sub> por el suelo. Además, plantean que los patrones estacionales de las capturas de CH<sub>4</sub> están relacionadas a los patrones del contenido de agua en el suelo, que a su vez está fuertemente ligado a la variación estacional de las precipitaciones, como se sugiere que ocurre en este estudio.

#### **4.2.2. Ecosistema de turbera**

Las emisiones anuales de CO<sub>2</sub> en la turbera presentaron variación entre los años de medición, desde 400,6 de kg C-CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> mes<sup>-1</sup> en el primer año hasta 504,4 kg C-CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> mes<sup>-1</sup> en el segundo año. Estos flujos son comparables con los obtenidos por otros autores; por ejemplo, Moore y Knowles (1989) estimaron los flujos anuales de CO<sub>2</sub> en tres turberas de Canadá y obtuvieron que cuando el nivel freático decrecía, las emisiones eran mayores, variando entre

540–769 kg C-CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> mes<sup>-1</sup>; sin embargo, en situaciones en las que el suelo permanecía saturado de agua, éstas disminuían notablemente a 25–41 kg C-CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> mes<sup>-1</sup>, reflejando la importancia del contenido de agua en el suelo como determinante de las emisiones de GEI desde estos ecosistemas. Por su parte, Minkkinen et al. (2007) obtuvo emisiones menores en una turbera en Finlandia de características similares a las aquí estudiadas (207 kg C-CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> mes<sup>-1</sup>), lo que aumentó en casi el doble en otra turbera ubicada a mayor latitud.

Por el contrario, Ojanen et al. (2010) encontró que en turberas boreales drenadas de Finlandia las emisiones de CO<sub>2</sub> aumentan sustancialmente, presentando variaciones anuales desde un mínimo de 971 kg C-CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> mes<sup>-1</sup> hasta un máximo de 3.698 kg C-CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> mes<sup>-1</sup>, lo que se relaciona al bajo nivel freático en estos sitios, puesto que en promedio está por debajo de los 30 cm de profundidad.

En cuanto a los flujos de CH<sub>4</sub>, los suelos de la turbera de EBSD se presentan como un sumidero de este gas, con fijaciones anuales de 0,05 kg C-CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> mes<sup>-1</sup>, las que al igual que en el bosque, se mantuvieron constantes para ambos años de medición. Estos resultados contrastan con lo obtenido por otros autores como el recién presentado, quienes estimaron tanto emisiones como fijaciones anuales de CH<sub>4</sub> por el suelo, variando desde -0,81 kg C-CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> mes<sup>-1</sup> (capturas) hasta 10,4 kg C-CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> mes<sup>-1</sup> emitidos a la atmósfera. Asimismo, Moore y Knowles (1989) registraron emisiones anuales en dos turberas, una subártica y otra templada, con flujos entre 2,7–6,3 kg C-CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> mes<sup>-1</sup>, mientras que la tercera, una turbera boreal, presentó emisiones despreciables aún bajo saturación de agua. Por otro lado, en una turbera mesotrófica al sur de Suecia se estimaron los flujos anuales de CH<sub>4</sub> en tres sitios de estudio, obteniendo en promedio capturas de 0,55 kg C-CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> mes<sup>-1</sup> (Meyer et al. 2013), las que se asemejan a las obtenidas en este estudio.

### **4.3. Evaluación del modelo ECOSSE**

#### **4.3.1. Aplicación del modelo para la simulación de CO<sub>2</sub>**

El modelo ECOSSE fue capaz de simular las tendencias de los flujos de CO<sub>2</sub> para todas las estaciones, tanto en el ecosistema de bosque como en la turbera. Sin embargo, el desempeño del modelo se presentó de mejor manera para el bosque, con un ajuste de casi el doble que el obtenido para la turbera. Esto podría explicarse en parte debido a que los procesos que ocurren en el suelo de la turbera son altamente dependientes del contenido de agua y la humedad presente en él, sin embargo, el modelo utilizado a escala mensual (es decir, en el modo de Datos limitados), no refleja la variación del nivel freático en el sitio de estudio durante el período de medición. En cambio, el modelo en este modo simplemente se basa en la profundidad del nivel freático al comienzo de la simulación, para ambos ecosistemas, no obstante, este factor puede ser más importante de considerar en el ecosistema de turbera para la simulación de los flujos.

En el ecosistema de bosque quedó demostrado que los flujos simulados por ECOSSE se correlacionan adecuadamente ( $R^2 = 0,64$ ) a los flujos medidos. A pesar de haber aplicado el factor de respiración heterotrófica obtenido de Ohashi et al. (2000) y Epron et al. (2001) para obtener la respiración total del suelo, en promedio la subestimación fue del 50%. Lo anterior es coherente con respecto a los resultados obtenidos para el error total (51,6%) entre los valores medidos y simulados. Esta subestimación se podría deber en parte a que el factor de conversión de respiración heterotrófica utilizado en este ecosistema fue obtenido a partir de estudios realizados en otras localidades, ya que no se encontraron datos para los sitios aquí estudiados (bosque y turbera de EBSD). Si bien los estudios utilizados fueron escogidos por su similitud al sitio de estudio en cuanto a ecosistema (bosque o turbera) y clima (templado), hay factores que controlan la respiración del suelo que presentan diferencias entre sitios de estudio como las variables meteorológicas (precipitación y temperatura media), tipo de cobertura vegetal, textura, COS total, distribución de la MOS, entre otros (Fang et al., 1998).

Tanto en Ohashi et al. (2000) como en Epron et al. (2001) se calculó la respiración autotrófica y la respiración total del suelo para obtener la contribución de esta respiración al flujo de C, de manera estacional. En el primer estudio se estimó la respiración de suelo durante 2 años de medición en un bosque no perturbado de coníferas endémicas de Japón (32° N), mientras que en el segundo se calculó la respiración autotrófica en un bosque de hayas al noreste de Francia (48° N) durante un año de medición. Estas diferencias con respecto a los sitios de estudio podrían explicar la falta de precisión de la conversión a la respiración total. Además, este cálculo se hizo suponiendo que la respiración del suelo sólo se compone de la respiración heterotrófica y autotrófica, como postulan diversos autores (Valentini et al., 2000; Hanson et al., 2000; Bond-Lamberty et al., 2004). No obstante, ésta simplificación de la respiración podría no ser considerada de la misma forma por los autores que trabajan con ella, ya que muchas veces hay contribuciones de la respiración heterotrófica en la autotrófica (como la respiración de organismos que se encuentran en la zona de las raíces), siendo altamente complejo realizar esta partición (Bond-Lamberty et al., 2004).

En el bosque los meses mejor simulados por el modelo corresponden a los de la época de verano (diciembre de 2014 y 2015; enero de 2015 y 2016). La subestimación promedio (49,6%) de los valores simulados en relación a los medidos corresponde al error relativo (RE) de la regresión, que representa el sesgo, mientras que el PBIAS (45,8%) es levemente menor. Si bien el error total y el sesgo de la regresión obtenido se mantienen cercanos al 50%, estos valores son considerados aceptables en comparación con otros estudios donde aplican el modelo. Esto ocurre en Khalil et al. (2013) y Khalil et al. (2016), donde, si bien presentaron un sesgo menor, el error total obtenido fue un RRMSE de 88 y 87% respectivamente, sumado a un ajuste de la regresión menor al aquí presentado ( $R^2 = 0,45$  y  $0,44$ , respectivamente).

Por su parte, el modelo ECOSSE aplicado en la turbera presentó un ajuste razonable para  $\text{CO}_2$  ( $R^2 = 0,34$ ) entre los flujos observados y simulados para la mayoría del período de estudio. Para convertir los flujos simulados a la respiración total se utilizaron tres estudios, sin embargo, sólo uno de ellos reportaba los datos para un año completo. Estos estudios, al igual que en el bosque, fueron escogidos por presentar condiciones similares a las del sitio de estudio (turberas ombrotóficas). Uno de ellos corresponde a una turbera ubicada en el sur

de Canadá, mientras que los otros dos se realizaron en Finlandia, donde la adversidad de las condiciones climáticas por la presencia de nieve especialmente en invierno (Ojanen et al., 2010; Mäkiranta, 2012), dificultan la medición de estos flujos durante dicha época. Por esta razón, existen pocos estudios que posean mediciones de flujos de C durante las estaciones frías. En Ojanen et al. (2010) se modelaron los flujos para dicha época y estos fueron utilizados en este estudio. A esto cabe agregar las diferencias antes mencionadas con respecto a los sitios de estudio, ya que según Bridgham et al. (2013), las características más importantes que definen a una determinada turbera y, por consiguiente, determinantes de los flujos de CO<sub>2</sub>, son la presencia o ausencia de permafrost, el tipo de vegetación, la influencia de la salinidad y la acidez del suelo. Lo anterior podría explicar la subestimación mostrada por el modelo para la mayoría de los flujos (63,6%), ya que los meses subestimados coinciden con la época de invierno (latencia) (con subestimaciones mayores al 70% para ambos períodos de invierno).

Por el contrario, para la época de crecimiento se utilizaron los valores obtenidos por los tres estudios analizados, período que coincide con los meses que fueron sobreestimados por el modelo. Esto último ocurrió durante los meses más calurosos (noviembre a marzo aproximadamente) en ambas campañas de verano, siendo la primera considerablemente sobreestimada. Esto se relaciona a lo mencionado previamente con respecto a la profundidad del nivel freático, ya que en este sitio de estudio coincide que, al inicio del período de medición, éste se encontraba particularmente alto en comparación con el promedio del período completo, lo que podría haber influido en el cálculo del nivel freático y la sobreestimación de las emisiones de CO<sub>2</sub> para los meses posteriores, sumado a las altas temperaturas.

El mejor ajuste del modelo se presenta en los meses de verano de 2016 (segunda campaña de verano), donde los flujos modelados varían ya sea por sobre o bajo el valor medido, pero se encuentran cercanos al 100% de correlación. El resto de los meses el modelo subestima los valores medidos en un 59,6%, siendo máxima la subestimación durante los meses de invierno, que podría ser relacionado a lo ya expuesto. Los flujos de CO<sub>2</sub> simulados en este sitio demostraron una gran variación entre los modelados y observados, lo que se observa en su relativamente bajo R<sup>2</sup> y alto error total. Esto podría deberse a que en ciertas ocasiones el flujo de CO<sub>2</sub> promedio observado durante las 24 horas de medición podría no representar adecuadamente el flujo promedio que correspondería al mes completo, como se presume en este trabajo. Cabe mencionar que el mes de enero de 2015 presentó el mayor flujo modelado, el que es considerablemente mayor al resto de los flujos. Esto se podría deber a que particularmente este mes presentó la menor precipitación del período completo (18,2 mm) y la segunda mayor temperatura del aire (14,3 °C), lo que podría haber influido en la estimación de la profundidad del nivel freático para dicho mes, simulando mayores emisiones de CO<sub>2</sub> a la atmósfera.

A pesar de lo anterior, el modelo pudo predecir los meses máximos y mínimos para ambos ecosistemas. Si se comparan los resultados con otros estudios donde se utilizó el modelo ECOSSE (Abdalla et al., 2014; Dondini et al., 2015; Khalil et al., 2013, 2016), es posible observar que los parámetros estadísticos obtenidos en este estudio se encuentran dentro de lo

esperado para este tipo de modelos. Incluso, el modelo presenta un mejor ajuste en estos ecosistemas en comparación a los estudios antes mencionados, principalmente para el caso del bosque. Cabe mencionar que en dichos estudios también se realizó un ajuste de la respiración para convertir los valores medidos, consistentes en respiración total, a la respiración heterotrófica, para luego compararlo con los valores simulados. Otro aspecto relevante a considerar es que los estudios existentes sobre el modelo ECOSSE han sido realizados principalmente a escala diaria y mayormente para suelos de uso agrícola, por lo que se ha utilizado el modo “Sitio específico” del modelo, que requiere de mayor especificidad en sus “inputs”.

#### **4.3.2. Aplicación del modelo para la simulación de CH<sub>4</sub>**

Los flujos de CH<sub>4</sub> simulados por el modelo ECOSSE muestran que para todo el período de estudio el suelo del bosque y de la turbera se comporta como una fuente de este gas, emitiendo grandes proporciones a la atmósfera. Sin embargo, a partir de los flujos medidos en terreno (observados) se obtiene que ambos ecosistemas son sumideros de CH<sub>4</sub>, con variaciones en los flujos dependiendo de la estacionalidad, como se discutió anteriormente. Lo anterior demuestra que el modelo no es capaz de simular adecuadamente los flujos de metano en ninguno de los sitios de estudio, lo que se evidencia, además, en los bajos ajustes de la regresión entre simulados y observados.

En el ecosistema de bosque, si bien el ajuste ( $R^2 = 0,23$ ;  $p < 0,05$ ) es significativo y mayor que en la turbera ( $R^2 = 0$ ,  $p > 0,05$ ) y se ve una leve tendencia de los flujos según estación, los valores simulados de CH<sub>4</sub> no son representativos de los observados, ya que tanto el error total como el sesgo del modelo son considerablemente altos (cuadro 5 y 6). Por esta razón, se requiere de un mejoramiento del modelo en cuanto a los procesos que ocurren en torno a la producción y consumo de metano. Además, estos resultados son similares a los obtenidos por otros estudios, pero en otros tipos de suelo (Khalil et al., 2013; Khalil et al., 2016).

Estos resultados sugieren que el modelo presentó grandes restricciones funcionales para la predicción de los flujos de CH<sub>4</sub>. Además, el deficiente desempeño del modelo se podría explicar debido a que éste solamente considera la diferencia entre la producción y la oxidación de metano para simular estos flujos (Smith et al., 2007) y, por ende, no contemplaría posibles capturas de este gas. Además, el modelo bajo el modo de Datos Limitados no considera características del suelo como la capacidad de campo, el punto de marchitez permanente y el punto de saturación, variables relevantes que el modelo sí contempla en el modo Sitio Específico y que son determinantes para establecer el contenido de agua en el suelo durante la simulación. A esto cabe agregar que en el sitio de turbera el nivel freático y la humedad presentaron una gran variación estacional durante el período de estudio, por lo que el valor utilizado por el modelo, es decir la profundidad del nivel freático al inicio de la simulación, podría no ser representativa para el resto de los meses como “input” para llevar a cabo la simulación. Esto debido a que el primer día del período de estudio el nivel freático se encontraba cercano a la superficie, por lo que las condiciones de anoxia sugieren emisiones de CH<sub>4</sub>, lo que explicaría en parte la deficiencia del modelo a la hora de

simular situaciones en las que el suelo se encuentra secuestrando metano (Mark Richards, comunicación personal<sup>1</sup>). Esto sugeriría que el modelo ECOSSE aún no incorpora de manera correcta todos los procesos necesarios para describir la descomposición de la MOS bajo condiciones anaeróbicas.

#### **4.3.3. Implicancias, Limitaciones, Recomendaciones y Proyecciones**

Esta investigación corresponde al primer estudio en evaluar la aplicabilidad del modelo ECOSSE para simular flujos de dióxido de carbono y metano en el hemisferio sur, específicamente en suelos de un bosque siempreverde lluvioso y una turbera ombrotrofica de carácter antropogénica, bajo condiciones de clima templado. Lo anterior, si bien le otorga importancia, dificulta la comparación con respecto al desempeño del modelo con otros estudios restringiéndola a aquellos ya existentes, los cuales como se mencionó, han sido realizados principalmente en suelos agrícolas o plantaciones. Existe tan solo un estudio realizado en turberas (Abdalla et al., 2014), el cual se concentró solamente en la simulación de flujos de CO<sub>2</sub>. De esta manera, este trabajo representa un aporte para el desarrollo y evaluación del modelo ECOSSE en bosque y turberas del sur de Chile con respecto a los flujos de metano y sobre todo de dióxido de carbono.

Además, a través de análisis de sensibilidad se ha demostrado que el modelo es capaz de predecir situaciones bajo escenarios de cambio climático, como, por ejemplo, aumento en la temperatura global, variaciones en los patrones de precipitaciones o en la profundidad del nivel freático (Bell et al., 2012; Khalil et al., 2013; Abdalla et al., 2014). Como se discutió anteriormente, estos factores son determinantes del comportamiento del suelo como fuente o sumidero de C. Por otro lado, el modelo también puede ser utilizado para simular los reservorios de C en el suelo (COS), carbono orgánico disuelto (COD), contenido de nitrógeno, emisiones de N<sub>2</sub>O, entre otros (e.g. Bell et al., 2012; Dondini et al., 2015b; Dondini et al., 2016), por lo que posee un gran alcance de aplicación si se cuenta con las variables de entradas requeridas para la simulación. Finalmente, el modelo ha demostrado ser capaz de realizar simulaciones adecuadas a escala espacial (Abdalla et al., 2016; Richards et al., 2016), lo que resulta útil a la hora de hacer simulaciones de flujos de GEI a nivel regional o nacional.

Como limitaciones de ECOSSE, se considera que ciertas simplificaciones o suposiciones adoptadas por el modelo podrían tener un gran impacto sobre las predicciones obtenidas por éste. Una limitación podría ser la falta de especificidad en cuanto a los módulos de vegetación, ya que el modelo requiere de muy pocos parámetros de vegetación como variables de entrada. Por ejemplo, si se indicara el tipo de cobertura sobre la que se va a modelar o tipos funcionales de plantas, el modelo permitiría obtener simulaciones más precisas y acorde al sitio de estudio. Además, el modelo omite ciertos procesos que ocurren en el suelo y que son importantes, ya que también contribuyen a la descomposición de la

---

<sup>1</sup> Richards, M. 2016, dic. Modelo ECOSSE [Correo electrónico]. Aberdeen, Instituto de Ciencias Biológicas y Ambientales, Escuela de Ciencias Biológicas, Universidad de Aberdeen.



MOS, como por ejemplo procesos de difusión de los gases a través del perfil del suelo e interacciones entre las raíces y los demás organismos (Abdalla et al., 2014).

Además, se presenta como una debilidad del modelo lo ocurrido en este estudio para la simulación de flujos de CH<sub>4</sub>, es decir, que no haya sido capaz de simular capturas de este gas por parte del suelo, sino que solamente producción de metano. A partir de esto, es posible inferir que no todos los procesos relacionados a la descomposición anaeróbica de la MOS y los procesos de producción y consumo de metano están bien representados en el modelo.

Se recomienda medir la contribución de los componentes de la respiración del suelo en los sitios de estudio de manera de contar con valores lo más realista posible y así, obtener flujos simulados precisos, lo que evitaría posibles subestimaciones o sobreestimaciones con respecto a los valores medidos. Además, como se discutió anteriormente, el promedio mensual de las variables de entrada (temperatura, precipitación, etc.) podría no representar adecuadamente los valores de esas variables en los días de medición, alterando la predicción del modelo. Por ello, para futuras investigaciones con este modelo se recomienda considerar las condiciones ambientales de los días previos a la medición de los flujos.

Por lo tanto, se requiere un mayor refinamiento y validación utilizando bases de datos específicos de cada sitio para mejorar la aplicabilidad de este modelo y así, obtener una estimación más confiable de los flujos de GEI. Por otro lado, si se dispone de estimaciones diarias de flujos de GEI en el sitio de estudio, se podría utilizar una escala de funcionamiento diaria que permitiría aplicar el modo “Sitio específico” del modelo, lo que aumenta el grado de detalle de los “inputs”, sobre todo en cuanto a las condiciones hídricas del suelo.

El modelo ECOSSE fue capaz de predecir flujos de CO<sub>2</sub> con un alto grado de asociación entre los datos simulados y observados. No obstante, con mayores modificaciones este modelo se convertiría en una mejor herramienta para predecir de manera cuantitativa, por ejemplo, los impactos del cambio de uso de suelo sobre las emisiones de GEI, ya que permitiría estimar las cantidades CO<sub>2</sub> que se estaría emitiendo a la atmósfera o bien, secuestrando a través del suelo, de manera de predecir escenarios a futuro bajo condiciones cambiantes. Finalmente, la aplicación de este modelo podría ser utilizada para la elaboración de distintas políticas públicas en torno a cambio climático, permitiendo hacer estimaciones de emisiones o secuestro de GEI tanto de sitios con fines productivos como de ecosistemas naturales, a una escala local, regional o nacional.

## 5. CONCLUSIONES

En el presente estudio se evaluó la aplicabilidad del modelo ECOSSE para la simulación de flujos de CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub> en suelos de un bosque y una turbera antropogénica del sur de Chile. Se encontró que tanto en el bosque como en la turbera los flujos mensuales de CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub> presentan patrones estacionales que se relacionan con la variación de la temperatura y la profundidad del nivel freático, siendo este último factor determinado por las precipitaciones. Además, las emisiones de ambos flujos presentan una relación inversa, donde los flujos máximos de CO<sub>2</sub> y mínimos de CH<sub>4</sub> se dan en la época de verano y viceversa. Se obtuvo que tanto los suelos de bosque como de turbera en EBSD actúan como fuente de CO<sub>2</sub> y sumidero de CH<sub>4</sub> y que, por ende, cualquier intervención sobre estos ecosistemas podría aumentar las emisiones de CO<sub>2</sub> y provocar emisiones de CH<sub>4</sub> hacia la atmósfera.

Por otro lado, el modelo ECOSSE fue capaz de predecir tendencias estacionales de los flujos de CO<sub>2</sub> en ambos sitios de estudio, principalmente durante los meses cálidos y fríos. El mejor ajuste se presentó en el bosque; sin embargo, la simulación en la turbera también fue considerada aceptable y estadísticamente significativa. Se consideró que el menor ajuste observado para la turbera podría deberse a la estrecha relación entre los procesos del suelo y el nivel freático en este ecosistema, factor que no está debidamente incorporado en la simulación bajo el modo de “Datos limitados”. Por el contrario, el modelo no fue capaz de simular de manera aceptable los flujos de CH<sub>4</sub>, sobreestimándolos considerablemente en ambos ecosistemas.

Las capacidades y diversas aplicaciones del modelo ECOSSE se han demostrado en variados estudios. No obstante, se requiere de una mejora continua de los procesos involucrados en él, de manera de obtener simulaciones más precisas de los flujos de GEI en ecosistemas que sean diferentes a los comúnmente estudiados (como suelos agrícolas), es decir, suelos orgánicos en ecosistemas naturales. Se requiere, sobre todo, mejorar los procesos que describen la descomposición de la MOS bajo condiciones anaeróbicas, ya que ésta determina las capturas o emisiones de metano por parte del suelo, las que en este estudio no fueron simuladas correctamente.

Cabe mencionar que existen muy pocos estudios sobre emisiones de CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub> en esta parte del mundo, ya que la mayoría se concentra en el hemisferio norte. Además, este es el primer estudio en implementar un modelo ambiental basado en procesos en la zona sur de Chile, que sea capaz de simular la respiración de flujos en suelos orgánicos. A esto se le suma la importancia de comprender mejor los procesos del suelo que afectan la respiración de éste, por lo que deberían aumentarse los esfuerzos por este tipo de estudios, ya que permitirían reducir las emisiones de GEI o al menos, compensar las emisiones provenientes de otros procesos.

## 6. BIBLIOGRAFÍA

Abdalla, M.; A. Hastings; M.J. Bell.; J.U. Smith; M. Richards; M.B. Nilsson et al. 2014. Simulation of CO<sub>2</sub> and attribution analysis at six european peatland sites using the ECOSSE model. *Water, Air and Soil Pollution*, 225(11): 1–14.

Abdalla, M.; M. Richards; M. Pogson; J.U. Smith and P. Smith. 2016. Estimating the effect of nitrogen fertilizer on the greenhouse gas balance of soils in Wales under current and future climate. *Regional Environmental Change*, 1–12.

Addiscott, T.M. and A.P. Whitmore. 1987. Computer simulation of changes in soil mineral nitrogen and crop nitrogen during autumn, winter and spring. *The Journal of Agricultural Science*, 109(1): 141-157.

Aravena, J.C.; M.R. Carmona; C.A. Pérez and J.J. Armesto. 2002. Changes in tree species richness, stand structure and soil properties in a successional chronosequence in northern Chiloe Island, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 75(2): 339–360.

Armesto, J.J.; P. León Lobos y M.T. Kalin-Arroyo. 1996. Los bosques templados del sur de Chile y Argentina: Una isla biogeográfica (cap. 1, pp. 23-28). En: Ecología de los bosques nativos de Santiago, Chile: Editorial Universitaria. 477p.

Barrena, I.; S. Menéndez; M. Duñabeitia; P. Merino; C. Florian Stange; O. Spott et al. 2013. Greenhouse gas fluxes (CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub>) from forest soils in the Basque Country: Comparison of different tree species and growth stages. *Forest Ecology and Management*, 310: 600–611.

Batjes, N.H. 1996. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science*, 47: 151–163.

Bell, M.J.; E. Jones; J. Smith; P. Smith; J. Yeluripati; J. Augustin et al. 2012. Simulation of soil nitrogen, nitrous oxide emissions and mitigation scenarios at 3 European cropland sites using the ECOSSE model. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 92(2): 161–181.

Benjamini, Y. 1988. Opening the Box of a Boxplot. *The American Statistician*, 42(4): 257–262.

Blodau, C.; N.T. Roulet; T. Heitmann; H. Stewart; J. Beer; P. Lafleur et al. 2007. Belowground carbon turnover in a temperate ombrotrophic bog. *Global Biogeochemical Cycles*, 21(1): 1–12.

Bond-Lamberty, B.; C. Wang and S.T. Gower. 2004. A global relationship between the heterotrophic and autotrophic components of soil respiration? *Global Change Biology*,

10(10): 1756–1766.

Bradbury, N.J.; A.P. Whitmore; P.B.S. Hart and D.S. Jenkinson. 1993. Modelling the fate of nitrogen in crop and soil in the years following application of  $^{15}\text{N}$ -labelled fertilizer to winter wheat. *The Journal of Agricultural Science*, 121(3): 363.

Brander, M. 2012. Greenhouse Gases,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CO}_2\text{e}$ , and Carbon: What Do All These Terms Mean? *Ecometrica*, 1: 1–3.

Bridgman, S.D.; H. Cadillo-Quiroz; J.K. Keller and Q. Zhuang. 2013. Methane emissions from wetlands: Biogeochemical, microbial, and modeling perspectives from local to global scales. *Global Change Biology*, 19(5): 1325–1346.

Brumme, R.; W. Borken and S. Finke. 1999. Hierarchical control on nitrous oxide emission in forest ecosystems. *Global Biogeochemical Cycles*, 13(4): 1137–1148.

Bustamante-Sánchez, M.A.; J.J. Armesto and C.B. Halpern. 2011. Biotic and abiotic controls on tree colonization in three early successional communities of Chiloé Island, Chile. *Journal of Ecology*, 99(1): 288–299.

Cabezas, J.; M. Galleguillos; A. Valdés; J.P. Fuentes; C. Pérez and J.F. Perez-Quezada. 2015. Evaluation of impacts of management in an anthropogenic peatland using field and remote sensing data. *Ecosphere*, 6(12): 1–24.

Carmona, M.R.; J.C. Aravena; M.A. Bustamante-Sánchez; J.L. Celis-Diez; A. Charrier; I.A. Díaz et al. 2010. Estación Biológica Senda Darwin: Investigación ecológica de largo plazo en la interfase ciencia-sociedad. *Revista Chilena de Historia Natural*, 83(1): 113–142.

Coleman, K. and D.S. Jenkinson. 1995. RothC-26.3 - A model for the turnover of carbon in soil. Model description and user guide. 10p.

Couwenberg, J. 2009. Methane emissions from peat soils (organic soils, histosols): Facts, MRV-ability, emission factors. Buenos Aires, Argentina: International Wetlands. 16p.

Cuddington, K.; M.J. Fortin; L.R. Gerber; A. Hastings; A. Liebhold; M. O'Connor et al. 2013. Process-based models are required to manage ecological systems in a changing world. *Ecosphere*, 4(2): 1-12.

Dalal, R.C. and D.E. Allen. 2008. Turner review no. 18. Greenhouse gas fluxes from natural ecosystems. *Australian Journal of Botany*, 56(5): 369–407.

Danevčič, T.; I. Mandić-Mulec; B. Stres; D. Stopar and J. Hacin. 2010. Emissions of  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  and  $\text{N}_2\text{O}$  from Southern European peatlands. *Soil Biology and Biochemistry*, 42(9): 1437–1446.

- Davidson, E.A.; E. Belk and R.D. Boone. 1998. Soil water content and temperature as independent or confounded factors controlling soil respiration in a temperate mixed hardwood forest. *Global Change Biology*, 4(2): 217–227.
- Dedysh, S.N. 2002. Methanotrophic bacteria of acidic *Sphagnum* peat bogs. *Microbiology*, 71(6): 638–650.
- Deng, Q.B; G. Zhou; J. Liu; S. Liu; H.B. Duan and D. Zhang. 2010. Responses of soil respiration to elevated carbon dioxide and nitrogen addition in young subtropical forest ecosystems in China. *Biogeosciences*, 7(1): 315–328.
- Díaz, M.F.; J. Larraín; G. Zegers y C. Tapia. 2008. Caracterización florística e hidrológica de turberas de la Isla Grande de Chiloé, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 81(4): 455–468.
- Di Castri, F. y E. Hajek. 1976. Bioclimatología de Chile. Santiago, Chile: Editorial Universidad Católica de Chile. 128p.
- Dinsmore, K.J.; U.M. Skiba; M.F. Billett; R.M. Rees and J. Drewer. 2009. Spatial and temporal variability in CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O fluxes from a Scottish ombrotrophic peatland: Implications for modelling and up-scaling. *Soil Biology and Biochemistry*, 41(6): 1315–1323.
- Dise, N.B. 2009. Peatland Response to Global Change. *Science*, 326: 810–811.
- Dixon, R.K.; S. Brown; R.A. Houghton; A.M. Solomon; M.C. Trexler and J. Wisniewski. 1994. Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science*, 263: 185–190.
- Dondini, M.; M. Richards; M. Pogson; J. McCalmont; J. Drewer; R. Marshall et al. 2015a. Simulation of greenhouse gases following land-use change to bioenergy crops using the ECOSSE model: a comparison between site measurements and model predictions. *Global Change Biology Bioenergy*, 8(5): 925–940.
- Dondini, M.; E.O. Jones; M. Richards; M. Pogson; R.L. Rowe; A.M. Keith et al. 2015b. Evaluation of the ECOSSE model for simulating soil carbon under short rotation forestry energy crops in Britain. *Global Change Biology Bioenergy*, 7(3): 527–540.
- Dondini, M.; M. Richards; M. Pogson; E.O. Jones; R.L. Rowe; A.M. Keith et al. 2016. Evaluation of the ECOSSE model for simulating soil organic carbon under Miscanthus and short rotation coppice-willow crops in Britain. *Global Change Biology Bioenergy*, 8(4): 790–804.
- Dunfield, P.; R. Knowles; R. Dumont and T. Moore. 1993. Methane production and consumption in temperate and subarctic peat soils: Response to temperature and pH. *Soil Biology and Biochemistry*, 25(3): 321–326.

Dutaur, L. and L.V. Verchot. 2007. A global inventory of the soil CH<sub>4</sub> sink. *Global Biogeochemical Cycles*, 21(4): 1–9.

Echeverría, C.; A.C. Newton; A. Lara; J.M.R. Benayas and D.A. Coomes. 2007. Impacts of forest fragmentation on species composition and forest structure in the temperate landscape of southern Chile. *Global Ecology and Biogeography*, 16(4): 426–439.

Ehhalt, D. and M. Prather. 2001. Atmospheric Chemistry and Greenhouse Gases (chap. 4, pp. 239–287). In: Houghton, J.T.; Y. Ding; D.J. Griggs; M. Noguer; P.J. van der Linden; X. Dai et al. (eds.). *Climate Change 2001: The Scientific Basis 2001*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 881p.

Epron, D.; V. Le Dantec; E. Dufrene and A. Granier. 2001. Seasonal dynamics of soil carbon dioxide efflux and simulated rhizosphere respiration in a beech forest. *Tree physiology*, 21: 145–152.

Eswaran, H.; E. Berg and P. Reich. 1995. Organic Carbon in Soils of the World. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 57: 192–194.

Falloon, P.; P. Smith; K. Coleman and S. Marshall. 1998. Estimating the size of the inert organic matter pool from total soil organic carbon content for use in the Rothamsted carbon model. *Soil Biology and Biochemistry*, 30(8–9): 1207–1211.

Fang, C.; J.B. Moncrieff; H.L. Gholz and K.L. Clark. 1998. Soil CO<sub>2</sub> efflux and its spatial variation in a Florida slash pine plantation. *Plant and Soil*, 205: 135–146.

FAO (Food and Agriculture Organization). 2001. Soil carbon sequestration for improved land management. World Soil Resources Reports. 75p.

Farmer, J.; R. Matthews; J.U. Smith; P. Smith and B.K. Singh. 2011. Assessing existing peatland models for their applicability for modelling greenhouse gas emissions from tropical peat soils. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 3(5): 339–349.

von Fischer, J.C. and L.O. Hedin. 2007. Controls on soil methane fluxes: Tests of biophysical mechanisms using table isotope tracers. *Global Biogeochemical Cycles*, 21(2): 1–9.

Forster, P.; V. Ramaswamy; P. Artaxo; T. Berntsen; R. Betts and D.W. Fahey. 2007. Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. In: *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 106p.

Franz, D.; P. Gottschalk; M. Giebel; M. Richards and J. Yeluripati. 2010. Evaluating the applicability of the ECOSSE model to predict GHG emissions from managed organic soils

- in Brandenburg, Germany. In: EGU General Assembly Conference Abstracts, 12: 5469.
- García, J.L.; B.K. Patel and B. Ollivier. 2000. Taxonomic, phylogenetic, and ecological diversity of methanogenic Archaea. *Anaerobe*, 6(4): 205–226.
- Giltrap, D.L.; C. Li and S. Saggarr. 2010. DNDC: A process-based model of greenhouse gas fluxes from agricultural soils. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 136: 292–300.
- González, S.; F. Tapia; R. Tessada; P. Cornejo; M.V. Oyarzun; P. Arata et al. 2010. Complementos y actualización del inventario de Gases de Efecto Invernadero (GEI) para Chile en los sectores de agricultura, uso del suelo, cambio de uso del suelo y silvicultura, y residuos antrópicos. Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo, Chile. 192p.
- González, M.; E. Jurado; S. González; O. Aguirre; J. Jiménez y J. Navar. 2003. Cambio climático mundial: origen y consecuencias. *Ciencia Uanl*, 6(3): 377–385.
- Gorham, E. 1991. Northern Peatlands: Role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming. *Ecological Applications*, 1(2): 182–195.
- Gutiérrez, A.G.; J.J. Armesto; J.C. Aravena; M. Carmona; N.V. Carrasco; D.A. Christie et al. 2009. Structural and environmental characterization of old-growth temperate rainforests of northern Chiloé Island, Chile: Regional and global relevance. *Forest Ecology and Management*, 258(4): 376–388.
- Hanson, P.J.; N.T. Edwards; C.T. Garren and J.A. Andrews. 2000. Separating Root and Soil Microbial Contributions to Soil Respiration: A Review of Methods and Observations. *Biogeochemistry*, 48(1): 115–146.
- Hendriks, D.M.D.; J. van Huissteden; A.J. Dolman and M.K. van der Molen. 2007. The full greenhouse gas balance of an abandoned peat meadow. *Biogeosciences*, 4(1): 277–316.
- Hughes, L. 2000. Biological consequences of global warming: is the signal already apparent? *Trends in Ecology & Evolution*, 15(2): 56–61.
- Ibrahim, M.; M. Chacón; C. Cuartas; J. Naranjo; G. Ponce; P. Vega et al. 2007. Almacenamiento de carbono en el suelo y la biomasa arbórea en sistemas de usos de la tierra en paisajes ganaderos de Colombia, Costa Rica y Nicaragua. *Agroforestería de las Américas*, 45: 27–36.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2007. Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of W [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 996p.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2014. Cambio Climático 2014

Mitigación del cambio climático. Resumen para responsables de políticas. En: Cambio climático 2014: Mitigación del cambio climático. Contribución del Grupo de trabajo III al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático [Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T. Zwickel y J.C. Minx (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido y Nueva York, NY, Estados Unidos de América. 40p.

Iturraspe, R. 2010. Las turberas de Tierra del Fuego y el Cambio Climático global. Buenos Aires, Argentina: Wetlands International. 34p.

Iturraspe, R y C. Roig. 2000. Aspectos hidrológicos de turberas de Sphagnum de Tierra del Fuego - Argentina. En: Conservación de ecosistemas a nivel mundial con énfasis en las turberas de Tierra del Fuego. Disertaciones y conclusiones (Marzo de 2000, Ushuaia, Argentina). Eds. A. Coronato y C. Roig. Ushuaia, Argentina. 2000: 85–93.

Janssens, I.A.; H. Lankreijer; G. Matteucci; A.S. Kowalski; N. Buchmann; D. Epron et al. 2001. Productivity overshadows temperature in determining soil and ecosystem respiration across European forests. *Global Change Biology*, 7(3): 269–278.

Janzen, H.H. 2004. Carbon cycling in earth systems - A soil science perspective. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 104(3): 399–417.

Jobbágy, E. and R. Jackson. 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications*, 10: 423–436.

Johnston, C.A.; P. Groffman; D. Breshears; Z. Cardon; W. Currie; W. Emanuel et al. 2004. Carbon cycling in soil. *Frontiers in Ecology*, 2(10): 522-528.

Kamal, S. and A. Varma. 2008. Peatland microbiology (chap. 9, pp. 177-203). In: Dion, P. and C. S. Nautiyal (eds.) Microbiology of Extreme Soils. Soil Biology 13. Berlin, Germany: Springer-Verlag. 369p.

Kelly, R.H.; W.J. Parton; G.J. Crocker; P.R. Grace; J. Klír; M. Körschens et al. 1997. Simulating trends in soil organic carbon in long-term experiments using the CANDY model. *Geoderma*, 81: 109–120.

Khalil, M.I.; M. Abdalla; G. Lanigan; B. Osborne and C. Müller. 2016. Evaluation of parametric limitations in simulating greenhouse gas fluxes from irish arable soils using three process-based models. *Agricultural sciences*, 7: 503–520.

Khalil, M.I. and E.M. Baggs. 2005. CH<sub>4</sub> oxidation and N<sub>2</sub>O emissions at varied soil water-filled pore spaces and headspace CH<sub>4</sub> concentrations. *Soil Biology and Biochemistry*, 37(10): 1785–1794.



- Khalil, M.I.; M. Richards; B. Osborne; M. Williams and C. Müller. 2013. Simulation and validation of greenhouse gas emissions and SOC stock changes in arable land using the ECOSSE model. *Atmospheric Environment*, 81: 616–624.
- Kreinovich, V. 2013. How to define relative approximation error of an interval estimate: A proposal. *Applied Mathematical Sciences*, 7(5): 211–216.
- Lai, D.Y.F. 2009. Methane Dynamics in Northern Peatlands: A Review. *Pedosphere*, 19(4): 409–421.
- Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*, 304: 1623–1627.
- Lashof, D.A. and D.R. Ahuja. 1990. Relative contributions of greenhouse gas emissions to global warming. *Nature*, 344(6266): 529–531.
- Levy, P.E.; A. Burden; M.D.A. Cooper; K.J. Dinsmore; J. Drewer; C. Evans et al. 2012. Methane emissions from soils: Synthesis and analysis of a large UK data set. *Global Change Biology* 18(5): 1657–1669.
- Loomis, R. and D. Connors. 1992. *Crop Ecology: Productivity and Management in Agricultural Systems*. 1st ed. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- LI-COR. 2007. LI-8100A Automated Soil CO<sub>2</sub> Flux System. 4th ed. Instruction Manual. LI-COR Biosciences. Lincoln, Nebraska, USA. 433 p.
- LI-COR. 2016, dic. Capturing and processing soil GHG fluxes using the LI-8100A - Picarro (App. note). LI-COR Biosciences. Lincoln, Nebraska, USA. 12p.
- Limpens, J.; Berendse, F.; Blodau, C.; Canadell, J.G.; Freeman, C.; Holden, J. et al. 2008. Peatlands and the carbon cycle: from local processes to global implications - a synthesis. *Biogeosciences*, 5: 1475–1491.
- Loague, K.; Green, R.E. 1991. Statistical and graphical methods for evaluating solute transport models: Overview and application. *Journal of Contaminant Hydrology*, 7: 51–73.
- Lorenz, K.; Lal, R. 2010. *Carbon Sequestration in Forest Ecosystems*. Columbus, Ohio, USA: Springer-Dordrecht. 289p.
- Luo, G.J.; N.B. Uggemann; B. Wolf; R. Gasche; R. Grote and K. Butterbach-Bahl. 2012. Decadal variability of soil CO<sub>2</sub>, NO, N<sub>2</sub>O, and CH<sub>4</sub> fluxes at the Höglwald Forest, Germany. *Biogeosciences*, 95194: 1741–1763.
- Mäkiranta, P. 2012. Heterotrophic soil respiration in drained peatlands: Abiotic drivers , and changes after clearfelling and afforestation. PhD Thesis. Helsinki, Finland: Faculty of

Agriculture and Forestry, University of Helsinki. 40p.

Le Mer, J. and P. Roger. 2001. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: A review. *European Journal of Soil Biology*, 37(1): 25–50.

Meyer, A; L. Tarvainen; A. Noursratpour; R.G. Björk; M. Ernfors; A. Grelle et al. 2013. A fertile peatland forest does not constitute a major greenhouse gas sink. *Biogeosciences*, 10(11): 7739–7758.

Minkkinen, K.; H. Vasander; S. Jauhiainen; M. Karsisto and J. Laine. 1999. Post-drainage changes in vegetation composition and carbon balance in Lakkasuo mire, Central Finland. *Plant and Soil*, 207(1): 107–120.

Minkkinen, K.; J. Laine; N.J. Shurpali; P. Mäkiranta; J. Alm and T. Penttilä. 2007. Heterotrophic soil respiration in forestry-drained peatlands. *Boreal Environment Research*, 12(2): 115–126.

Mitchell, J.F.B. 1989. The “greenhouse” effect and climate change. *American Geophysical Union*, 89: 115–139.

MMA (Ministerio de Medio Ambiente). 2014. Efecto Invernadero De Chile, Serie Temporal 1990-2010. Santiago, Chile. 202p.

Montzka, S.A.; E.J. Dlugokencky and J.H. Butler. 2011. Non-CO<sub>2</sub> greenhouse gases and climate change. *Nature*, 476(7358): 43–50.

Moore, T.R. and R. Knowles. 1989. The influence of water table levels on methane and carbon dioxide emissions from peatland soils. *Canadian Journal of Soil Science*, 69: 33–38.

Moriasi, D.N.; J.G. Arnold; M.W. Van Liew; R.L. Binger; R.D. Harmel and T.L. Veith. 2007. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Transactions of the ASABE*, 50(3): 885–900.

Morison, J.; R. Matthews; G. Miller; M. Perks; T. Randle; E. Vanguelova et al. 2012. Understanding the carbon and greenhouse gas balance of forests in Britain. 1st ed. Edinburgh, Scotland, United Kingdom: Forestry Commission Research Report. Forestry. 149p.

Wainwright, J. and M. Mulligan. 2005. Environmental modelling: finding simplicity in complexity. 1st ed. Chichester, UK: John Wiley & Sons. 407p.

Ohashi, M.; K. Gyokusen and A. Saito. 2000. Contribution of root respiration to total soil respiration in a Japanese cedar (*Cryptomeria japonica* D. Don) artificial forest. *Ecological Research*, 15(3): 323–333.

Ojanen, P.; K. Minkkinen; J. Alm and T. Penttilä. 2010. Soil-atmosphere CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O

fluxes in boreal forestry-drained peatlands. *Forest Ecology and Management*, 260(3): 411–421.

Pérez, C.A.; M.R. Carmona and J.J. Armesto. 2010. Non-symbiotic nitrogen fixation during leaf litter decomposition in an old-growth temperate rain forest of Chiloe Island, southern Chile: Effects of single versus mixed species litter. *Austral Ecology*, 35(2): 148–156.

Perez-Quezada, J.F.; C.E. Brito; J. Cabezas; M. Galleguillos; J.P. Fuentes; H.E. Bown et al. 2016. How many measurements are needed to estimate accurate daily and annual soil respiration fluxes? Analysis using data from a temperate rainforest. *Biogeosciences*, 13: 6599–6609.

Peterjohn, W.T.; J.M. Melillo; P.A. Steudler; K.M. Newkirk; F.P. Bowles; J.D. Aber et al. 1994. Responses of trace gas fluxes and N availability to experimentally elevated soil temperatures. *Ecological Applications*, 4(3): 617–625.

Picarro. 2011. G2401 Analyzer for CO<sub>2</sub>/CO/CH<sub>4</sub>/H<sub>2</sub>O User's Guide. Sunnyvale, California, USA. 49p.

Post, W.; T. Peng; W. Emanuel; A. King; V. Dale and D. DeAngelis. 1990. The global carbon cycle. *American Scientist*, 78: 310–326.

Price, S.J.; R.R. Sherlock; F.M. Kelliher; T.M. McSeveny; K.R. Tate and L.M. Condron. 2004. Pristine New Zealand forest soil is a strong methane sink. *Global Change Biology*, 10(1): 16–26.

Quinn, G.P. and M.J. Keough. 2002. *Experimental Design and Data Analysis for Biologists* Anessential. 1st ed. New York, USA: Cambridge University Press. 557p.

Raich, J.W. and W.H. Schlesinger. 1992. The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. *Tellus B*, 44(2): 81–99.

Ramanathan, V. and Y. Feng. 2009. Air pollution, greenhouse gases and climate change: Global and regional perspectives. *Atmospheric Environment*, 43(1): 37–50.

Richards, M.; M. Pogson; M. Dondini; E.O. Jones; A. Hastings; D.N. Henner et al. 2016. High resolution spatial modelling of greenhouse gas emissions from land use change to energy crops in the UK. *Global Change Biology Bioenergy*, 44: 1–18.

Robinson, D. 2007. Implications of a large global root biomass for carbon sink estimates and for soil carbon dynamics. *Proceedings of the Royal Society B*, 274(1626): 2753–2759.

Roig, C. 2004. Antecedentes sobre turberas en Tierra del Fuego. En: D.E. Blanco (ed.). *Los turbales de la patagonia. Bases para su inventario y la conservación de su biodiversidad*. Buenos Aires, Argentina: Wetlands International. 149p.

- Ryan, M.G. and B.E. Law. 2005. Interpreting, measuring, and modeling soil respiration. *Biogeochemistry*, 73(1): 3–27.
- Saiz, G.; K. Black; B. Reidy; S. Lopez and E.P. Farrell. 2007. Assessment of soil CO<sub>2</sub> efflux and its components using a process-based model in a young temperate forest site. *Geoderma*, 139(1–2): 79–89.
- Saiz, G.; C. Green; K. Butterbach-Bahl; R. Kiese; V. Avitabile and E.P. Farrell. 2006. Seasonal and spatial variability of soil respiration in four Sitka spruce stands. *Plant and Soil*, 287(1–2): 161–176.
- Savage, K.E. and E.A. Davidson. 2001. Interannual variation of soil respiration in two New England forests variation in soil respiration at the Harvard the interannual variation in net ecosystem exchange measured for this. *Global Biogeochemical Cycles*, 15(2): 337–350.
- Savage, K.; E.A. Davidson and D.A. Richardson. 2008. A conceptual and practical approach to data quality and analysis procedures for high-frequency soil respiration measurements. *Functional Ecology*, 22: 1000–1007.
- Scharlemann, J.P.; E.V. Tanner; R. Hiederer and V. Kapos. 2014. Global soil carbon: understanding and managing the largest terrestrial carbon pool. *Carbon Management*, 5(1): 81–91.
- Schlatter, R.P. y J.E. Schlatter. 2004. Los turbales de Chile. En: D.E. Blanco (ed.). Los turbales de la patagonia. Bases para su inventario y la conservación de su biodiversidad. Buenos Aires, Argentina: Wetlands International, 149p.
- Schlesinger, W.H. 1991. The Global Carbon Cycle (cap. 11, pp. 308-321). IN: Biogeochemistry: an Analysis of Global Change. 2nd. ed. San Diego, California, USA: Elsevier. 595p.
- Schlesinger, W.H. and Andrews, J.A. 2000. Soil respiration and the global carbon cycle. *Biogeochemistry*, 48(1977): 7–20.
- Smith, P.; J. Smith; H. Flynn; K. Killham; I. Rangel-Castro; B. Foereid et al. 1997. A comparison of the performance of nine soil organic matter models using datasets from seven long-term experiments. *Geoderma*, 81: 153–225.
- Smith, K.A.; T. Ball; F. Conen; K.E. Dobbie; J. Massheder and A. Rey. 2003. Exchange of greenhousegases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes. *European Journal of Soil Science*, 54: 779–791.
- Smith J.U. and P. Smith. 2007. Environmental Modelling. An Introduction. 1st ed. Oxford, UK: Oxford University Press. 256p.

- Smith, P.; J. Smith; H. Flynn; K. Killham; I. Rangel-Castro; B. Foereid et al. 2007. ECOSSE - Estimating Carbon in Organic Soils Sequestration and Emissions: Environmental Research. Edinburgh, Scotland: Natural Scotland - Scottish Executive. 177p.
- Smith, J.; P. Gottschalk; J. Bellarby; M. Richards; D. Nayak; K. Coleman et al. 2010a. Model to Estimate Carbon in Organic Soils – Sequestration and Emissions (ECOSSE). User Manual. 1s ed. Aberdeen, Scotland, UK. 73p.
- Smith, J.; P. Gottschalk; J. Bellarby; S. Chapman; A. Lilly; W. Towers et al. 2010b. Estimating changes in Scottish soil carbon stocks using ECOSSE. I. Model description and uncertainties. *Climate Research*, 45: 1–35.
- Søe, A.R.B. and N. Buchmann. 2005. Spatial and temporal variations in soil respiration in relation to stand structure and soil parameters in an unmanaged beech forest. *Tree Physiology*, 25(11): 1427–1436.
- Strack, M.; J.M. Waddington; M. Turetsky; N.T. Roulet and K.A. Byrne. 2008. Northern peatlands, greenhouse gas exchange and climate change (chap. 2, pp. 44-69). In: Strack., M. (ed.). Peatlands and Climate Change. 1st ed. Saarijärvi, Finland: International Peat Society. 227p.
- Thornthwaite, C.W. 1948. An Approach toward a Rational Classification of Climate. *Geographical Review*, 38(1): 55–94.
- Valdés-Barrera, A.; F. Repetto; A. Figueroa y B. Saavedra. 2012. Actas del taller: conocimiento y valoración de las turberas de la patagonia : Oportunidades y Desafíos (24 - 25 De Noviembre 2011, Punta Arenas). *Anales Instituto Patagonia (Chile)*, 40(2): 67–82.
- Valentini, R.; G. Matteucci; A.J. Dolman; E.D. Schulze; C. Rebmann; E.J. Moors et al. 2000. Respiration as the main determinant of carbon balance in European forests. *Nature*, 404(6780): 861–865.
- Villagrán, C. 2002. Flora y Vegetación del Parque Nacional Chiloé: Guía de excursión botánica por la Cordillera de Piuché. Puerto Montt, Chile: CONAF. 50p.
- Vincent, G.; A.R. Shahriari; E. Lucot; P.M. Badot and D. Epron. 2006. Spatial and seasonal variations in soil respiration in a temperate deciduous forest with fluctuating water table. *Soil Biology & Biochemistry*, 38(9): 2527–2535.
- Wang, X.; Y. Jiang; B. Jia; F. Wang and G. Zhou. 2010. Comparison of soil respiration among three temperate forests in Changbai Mountains, China. *Canadian Journal of Forest Research*, 40(4): 788–795.
- Warrick, R. and G. Farmer. 1990. The Greenhouse Effect, Climatic Change and Rising Sea

Level: Implications for Development. *Transactions of the Institute of British Geographers*, 15(1): 5–20.

Watson, R.T.; H. Rodhe; H. Oeschger and U. Siegenthaler. 1990. Greenhouse gases and aerosols (chap. 1, pp. 1-40). In: Houghton, J.T.; G.J. Jenkins and J.J. Ephraums. (eds.) Climate change: the IPCC scientific assessment. New York, USA: Cambridge University Press. 414p.

Wong, H.; J. Hillier; D.B. Clark; J. Smith and P. Smith. 2013. An explicit and computationally efficient method to initialise first-order-based soil organic matter models - The Geometric Series Solution (GSS). *Ecological Modelling*, 267: 48–53.

Yan, J.; W. Zhang; K. Wang; F. Qin; W. Wang; H. Dai et al. 2014. Responses of CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> fluxes between atmosphere and forest soil to changes in multiple environmental conditions. *Global Change Biology*, 20(1): 300–312.

Yeluripati, J.; A. del Prado; A. Sanz-Cobeña; R. Rees; C. Li; D. Chadwick et al. 2015. Global research alliance modelling platform (GRAMP): An open web platform for modelling greenhouse gas emissions from agro-ecosystems. *Computers and Electronics in Agriculture*, 111: 112–120.

## 7. APÉNDICES

Apéndice 1. Factor de contribución de la respiración heterotrófica (CRh) a la respiración total por estudio y promedio de ambos, para el ecosistema de bosque

Mes	CRh	CRh	CRh
	Epron et al. (2001)	Ohashi et al. (2000)	Promedio
	%	%	%
Enero	43,5	60	51,6
Febrero	47,0	46	46,5
Marzo	50,0	55	52,5
Abril	45,0	52	48,5
Mayo	55,0	48	51,5
Junio	60,0	63	61,5
Julio	56,0	61	58,5
Agosto	70,0	41	55,5
Septiembre	67,0	59	63,0
Octubre	57,5	47	52,3
Noviembre	55,0	44	49,5
Diciembre	40,0	30	35,0

Apéndice 2. Factor de contribución de la respiración heterotrófica (CRh) a la respiración total por estudio y promedio de ambos, para el ecosistema de turbera

Mes	CRh Ojanen et al. (2010)	CRh Blodau et al. (2007)	CRh Mäkiranta (2012)	CRh Promedio
	%	%	%	%
Enero	60,4	24,2	33,7	32,6
Febrero	60,1	16,5	33,7	29,9
Marzo	60,2	14,9	33,7	31,2
Abril	59,0	-	-	41,0
Mayo	49,7	-	-	56,4
Junio	43,1	-	-	58,9
Julio	40,0	-	-	60,4
Agosto	39,6	-	-	60,1
Septiembre	45,0	-	-	60,2
Octubre	48,3	-	-	59,0
Noviembre	56,4	25,9	33,7	36,4
Diciembre	58,9	38,5	33,7	38,4

Apéndice 3. Variables climáticas de largo plazo, obtenidas para el período 1998-2016

Mes	Precipitación media	Evapotranspiración Potencial (ETp)	Temperatura media
	mm	mm	°C
Enero	87,83	83,70	13,27
Febrero	85,56	70,16	13,30
Marzo	127,80	60,94	11,63
Abril	159,09	43,77	9,80
Mayo	274,47	34,65	8,46
Junio	288,77	26,46	7,28
Julio	285,33	27,37	6,99
Agosto	231,40	33,60	7,62
Septiembre	160,87	39,30	8,17
Octubre	143,46	54,94	9,76
Noviembre	111,12	63,56	10,69
Diciembre	103,78	80,51	12,51



Apéndice 4. Variables micrometeorológicas obtenidas para el período de estudio: 2014-2016, utilizadas en el modelo.

Año	Fecha	Precipitación media mensual	ETp media mensual	Temperatura media mensual
		mm	mm	°C
1	Sept-2014	285,1	41,0	8,5
	Oct-2014	220,4	53,1	9,5
	Nov-2014	73,9	65,1	11,0
	Dic-2014	54,3	80,4	12,5
	Ene-2015	18,2	89,3	14,3
	Feb-2015	36,1	66,7	12,8
	Mar-2015	62,2	64,1	12,4
	Abr-2015	172,4	46,8	10,6
	May-2015	333,3	40,8	10,1
	Jun-2015	262,4	26,1	7,3
	Jul-2015	486,6	27,2	7,1
	Ago-2015	414,6	32,0	7,4
2	Sept-2015	98,4	33,1	7,1
	Oct-2015	76,1	48,7	8,9
	Nov-2015	125,9	64,9	11,1
	Dic-2015	98,2	82,4	12,9
	Ene-2016	76,7	101,3	14,7
	Feb-2016	55,3	79,8	13,8
	Mar-2016	59,5	70,6	12,1
	Abr-2016	114,9	45,0	8,7
	May-2016	65,0	45,2	9,5
	Jun-2016	53,6	26,6	6,0
	Jul-2016	252,5	30,5	6,4
	Ago-2016	227,7	44,2	8,5
Sept-2016	105,5	41,7	7,3	

Apéndice 5. Subestimación del flujo de CO<sub>2</sub> modelado con respecto al observado (%) por el modelo ECOSSE en el sitio de bosque.

Meses	Flujo de CO <sub>2</sub> modelado	Flujo de CO <sub>2</sub> observado	Subestimación del modelo
	Kg C ha <sup>-1</sup> mes <sup>-1</sup>	Kg C ha <sup>-1</sup> mes <sup>-1</sup>	%
Sept-2014	77,3	-	-
Oct-2014	109,3	469,7	76,7
Nov-2014	581,2	921,0	36,9
Dic-2014	1.036,9	1.301,8	20,4
Ene-2015	1.361,7	1.651,2	17,5
Feb-2015	652,3	1.300,5	49,8
Mar-2015	535,0	1.400,7	61,8
Abr-2015	629,5	1.076,3	41,5
May-2015	491,8	865,6	43,2
Jun-2015	64,1	-	-
Jul-2015	65,0	927,4	93,0
Ago-2015	72,6	662,0	89,0
Sept-2015	112,9	658,1	82,9
Oct-2015	408,0	815,8	50,0
Nov-2015	610,1	-	-
Dic-2015	1.198,9	1.351,7	11,3
Ene-2016	1.400,2	1.598,1	12,4
Feb-2016	734,0	1.743,9	57,9
Mar-2016	509,0	1.163,4	56,3
Abr-2016	479,6	1.271,8	62,3
May-2016	501,9	876,7	42,7
Jun-2016	242,9	525,1	53,7
Jul-2016	273,5	667,6	59,0
Ago-2016	392,1	506,9	22,6
Promedio	522,5	1036	49,6

Apéndice 6. Subestimación del flujo de CO<sub>2</sub> modelado con respecto al observado (%) por el modelo ECOSSE en el sitio de turbera.

Meses	Flujo de CO <sub>2</sub> modelado	Flujo de CO <sub>2</sub> observado	Subestimación del modelo*
	Kg C ha <sup>-1</sup> mes <sup>-1</sup>	Kg C ha <sup>-1</sup> mes <sup>-1</sup>	%
Sept-2014	99,0	259,9	62,0
Oct-2014	116,0	129,0	10,1
Nov-2014	298,0	137,1	-117,7
Dic-2014	495,0	271,7	-82,3
Ene-2015	1.840,0	562,2	-227,2
Feb-2015	936,0	478,3	-95,7
Mar-2015	862,0	678,9	-27,0
Abr-2015	591,0	663,7	10,9
May-2015	121,0	522,5	76,8
Jun-2015	77,0	288,8	73,2
Jul-2015	73,0	-	-
Ago-2015	77,0	414,1	81,4
Sept-2015	73,0	315,4	77,0
Oct-2015	100,0	395,0	74,7
Nov-2015	217,0	-	-
Dic-2015	310,0	465,4	33,3
Ene-2016	963,0	810,3	-18,9
Feb-2016	871,0	912,9	4,6
Mar-2016	730,0	647,8	-12,8
Abr-2016	444,0	483,7	8,2
May-2016	359,0	315,2	-14,0
Jun-2016	197,0	400,5	50,7
Jul-2016	61,0	534,9	88,6
Ago-2016	86,0	-	-
Sept-2014	71,0	299,9	76,3
Promedio	402,8	454,0	6,0

\*Los signos negativos indican sobreestimación.