



UNIVERSIDAD DE CHILE

FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS

ESCUELA DE POSTGRADO

ESTIMACIÓN DEL BALANCE DE GASES DE EFECTO INVERNADERO DE ORIGEN BIOGÉNICO A ESCALA DE PAISAJE EN LA ZONA NORTE DE CHILOÉ

Actividad Formativa Equivalente para optar al Título Profesional de Ingeniero en
Recursos Naturales Renovables y al Grado de Magíster en Gestión Territorial de
Recursos Naturales

EDUARDO ENRIQUE MORALES SANTANA

Directores de AFE
Jorge Pérez Quezada
Mauricio Galleguillos Torres

Profesores consejeros
Horacio Bown Intveen
Mauricio Zambrano-Bigiarini

Profesor externo
Armando Sepúlveda-Jauregui


SANTIAGO - CHILE
2021

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

ESTIMACIÓN DEL BALANCE DE GASES DE EFECTO INVERNADERO DE
ORIGEN BIOGÉNICO A ESCALA DE PAISAJE EN LA ZONA NORTE DE CHILOÉ

AFE presentada como parte de los requisitos para optar al Título Profesional de
Ingeniero en Recursos Naturales Renovables y al Grado de Magíster en Gestión Territorial
de Recursos Naturales

EDUARDO ENRIQUE MORALES SANTANA

	Calificaciones
DIRECTORES DE AFE	
Jorge Pérez Quezada Ingeniero Agrónomo, MS, Ph.D.	 7,0
Mauricio Galleguillos Torres Ingeniero Agrónomo, MS, Ph.D.	7,0
PROFESORES CONSEJEROS	
Horacio Bown Intveen Ingeniero Forestal, MS, Ph.D.	7,0
Mauricio Zambrano-Bigiarini Ingeniero Civil, Ph.D.	6,6
PROFESOR EXTERNO	
Armando Sepúlveda-Jauregui Ingeniero Bioquímico, MS, Ph.D.	

Santiago, Chile
2021

AGRADECIMIENTOS Y DEDICATORIAS

Parto agradeciendo al Proyecto FONDECYT No. 1171239 “The effect of land use change on the biogenic greenhouse gas budget in agroecosystems of northern Chiloé”, ya que me brindó el apoyo económico necesario para poder financiar mis estudios de postgrado.

También quisiera agradecer profundamente a mis profesores guía Jorge Pérez Quezada y Mauricio Galleguillos, los cuales siempre me brindaron su apoyo y tuvieron la mejor disposición para enviarme material, aclarar mis dudas y aconsejarme en momentos complejos. Les debo mi crecimiento personal a nivel profesional en este último tiempo y espero haber cumplido con sus expectativas.

A uno de los colegas del Laboratorio de Ecología de Ecosistemas (LECS) de la Facultad de Ciencias Agronómicas de la Universidad de Chile, David Aguilera, quien no solamente me apoyó enviándome datos importantes, sino que también se daba el tiempo de explicarme y aclarar mis dudas. En esta misma tónica, quisiera agradecer a mi amigo Guillermo Fuentes, quien fue mi salvación en momentos difíciles durante el desarrollo de la AFE, como siempre, compartiendo su sabiduría sin esperar nada a cambio.

Como olvidar a mis queridos “FC5E”, César, Juan Pablo, Pedro, Alejandro, Sebastián y Nicolás. Sé que la vida y circunstancias personales nos ha llevado a mantener menos contacto que antes, sin embargo, tengo claro que siempre puedo contar con ustedes para lo que sea. Han sido un pilar fundamental durante tantos años, ya sea siendo mis confidentes o compartiendo tardes, noches y madrugadas de “lolcito”. Los considero mis hermanos y sé que mantendremos nuestra hermosa amistad por el resto de nuestras vidas.

Tampoco puedo dejar atrás a mis amigos Aarón, Deelan, Marie, Gustavo y Benjamín, quienes pasaron a ser parte importante de mi vida desde que entré a la universidad. Gracias por comprenderme y ser mi soporte durante todo este proceso, sin ustedes estos años no habrían sido tan maravillosos. Todos son brillantes profesionales y no tengo duda alguna de que les irá excelente en el futuro. Mención honrosa al “Peluca” y al “Dólar”, quienes se convirtieron en unos hermanos de vida y un foco de luz en la oscuridad durante los peores momentos. Los quiero demasiado y espero de verdad que sigamos siendo amigos hasta el infinito.

Por último, pero no menos importante, a mi amada familia. A mis padres, Ana y Eduardo por apoyarme y cuidarme siempre. Les estaré eternamente agradecido por todo el esfuerzo que han hecho durante su vida, si no fuera por ustedes, no sería la persona que soy. A mis hermanas Joyce, Jenniffer y a mi sobrino Gabriel, quienes han sido mis compañeros del día a día y realmente han hecho mi vida mucho más acogedora y alegre. Finalmente, a Cam, mi otra mitad y mi complemento perfecto, por todo su amor. Me has convertido en una mejor persona y tengo clarísimo que *si me transformo en otro, cavarás desde mi interior lo que está cubriendo la mejor parte de mí.*

ÍNDICE DE CONTENIDOS

INTRODUCCIÓN	1
OBJETIVOS	3
Objetivo General	3
Objetivos Específicos	3
MATERIALES Y MÉTODOS	4
Área de estudio	4
Caracterización climática	4
Caracterización de usos y coberturas de suelo	6
Caracterización de suelos	7
Fuentes de información para la estimación del balance de GEI.....	7
Mediciones de flujos de GEI en terreno	7
Usos y coberturas de suelo	8
Variables climáticas y ambientales.....	9
Modelos de estimación de flujos de GEI.....	12
Análisis estadístico	15
RESULTADOS	17
Ajuste de flujos de carbono	17
Análisis de Sensibilidad	22
Extrapolación de NEE a escala de paisaje.....	23
Extrapolación de flujos de CH ₄ a escala de paisaje.....	26
Extrapolación de flujos de N ₂ O a escala de paisaje	29
Balance de GEI a escala de paisaje	32
DISCUSIÓN	37
Ajuste de modelos	37
Estimación de flujos	38
Extrapolación de flujos y balance de GEI a escala de paisaje.....	39
Limitaciones de la metodología propuesta	40
Perspectivas	41
CONCLUSIONES	43
LITERATURA CITADA	44

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Área de estudio y tres localidades con mediciones in situ de GEI.....	4
Figura 2. Climograma del área de estudio para el año 2018.....	5
Figura 3. Climograma del área de estudio para las estaciones meteorológicas ubicadas en a) EBSD y b) Butalcura.....	6
Figura 4. Coberturas de suelos del año 2016 para el área de estudio	9
Figura 5. Ajuste rendimiento cuántico aparente o eficiencia máxima de la luz (ϵ_0), por cobertura y época.	17
Figura 6. Ajuste modelos VPM (PPB), ReRSM (RECO) y NEE para la cobertura bosque.....	18
Figura 7. Comparación de datos medidos por la estación Eddy covariance en 2018 para cada mes (boxplots) y los modelados para distintas fechas del mes (puntos rojos), para la cobertura bosque en la Estación Biológica Senda Darwin.....	18
Figura 8. Ajuste modelos VPM (PPB), ReRSM (RECO) y NEE para la cobertura turbera.....	19
Figura 9. Comparación de datos medidos por la estación Eddy covariance en 2018 para cada mes (boxplots) y los modelados para distintas fechas del mes (puntos rojos), para la cobertura turbera en la Estación Biológica Senda Darwin.....	20
Figura 10. Ajuste de intercambio ecosistémico neto de CO ₂ (NEE) para las coberturas a) matorral nativo, b) matorral invadido y c) pradera.	21
Figura 11. Comparación de datos medidos por cámaras cerradas en 2018 (barras representan el rango y el promedio de los datos diarios medidos en terreno para cada mes) y los modelados para distintas fechas del mes (puntos rojos), para las coberturas a) matorral nativo, b) matorral invadido y c) pradera	21
Figura 12. Efecto del incremento de las variables/parámetros en la PPB y RECO.....	22
Figura 13. Extrapolación de NEE (g CO ₂ m ⁻² año ⁻¹) a escala de paisaje en la zona norte de Chiloé para el año 2018.	23
Figura 14. Distribución de las estimaciones de NEE (g CO ₂ m ⁻² año ⁻¹) zona norte de Chiloé para el año 2018, por cobertura.....	24

Figura 15. Extrapolación de NEE ($\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) a escala de paisaje en la zona norte de Chiloé para el año 2018, por cobertura	25
Figura 16. Extrapolación balance flujos de CH_4 ($\text{g CO}_2\text{-eq m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) a escala de paisaje en la zona norte de Chiloé para el año 2018	26
Figura 17. Distribución de las estimaciones de flujos de CH_4 ($\text{g CO}_2\text{-eq m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) zona norte de Chiloé para el año 2018, por cobertura	27
Figura 18. Extrapolación balance flujos de CH_4 ($\text{g CO}_2\text{-eq m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) a escala de paisaje en la zona norte de Chiloé para el año 2018, por cobertura.....	28
Figura 19. Extrapolación balance flujos de N_2O ($\text{g CO}_2\text{-eq m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) a escala de paisaje en la zona norte de Chiloé para el año 2018.....	29
Figura 20. Distribución de las estimaciones de flujos N_2O ($\text{g CO}_2\text{-eq m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) zona norte de Chiloé para el año 2018, por cobertura	30
Figura 21. Extrapolación balance flujos de N_2O ($\text{g CO}_2\text{-eq m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) a escala de paisaje en la zona norte de Chiloé para el año 2018, por cobertura.....	31
Figura 22. Extrapolación balance de GEI ($\text{g CO}_2\text{-eq m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) a escala de paisaje en la zona norte de Chiloé para el año 2018	32
Figura 23. Distribución de las estimaciones balance de GEI ($\text{g CO}_2\text{-eq m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) zona norte de Chiloé para el año 2018, por cobertura	33
Figura 24. Extrapolación balance de GEI ($\text{g CO}_2\text{-eq m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) a escala de paisaje en la zona norte de Chiloé para el año 2018, por cobertura	34

ÍNDICE DE CUADROS

- Cuadro 1.** Verificación de la temperatura del aire (T), humedad relativa (H), presión atmosférica (P) y radiación solar (RS) simulados por el modelo WRF..... 10
- Cuadro 2.** Flujos medios de GEI y balance de GEI en ecosistemas templados húmedos .. 35
- Cuadro 3.** Balance de GEI para cada una de las coberturas de estudio y sus superficies... 36

ANEXOS Y APÉNDICES

Anexo 1. Configuración del Dominio de WRF para Chiloé.....	56
Anexo 2. Listado de imágenes Sentinel-2 seleccionadas, con su respectiva cobertura de nubes.	58
Anexo 3. Explicación estimación de índices empleados en modelos.....	58
Apéndice 1. Comparación de la LST con resolución espacial de 20 m.	59
Apéndice 2. Parámetros fijados de los modelos VPM (PPB) y ReRSM (RECO), para cada una de las coberturas de estudio.....	60
Apéndice 3. Análisis de Sensibilidad modelo VPM (PPB) y ReRSM (RECO).	61
Apéndice 4. Valores promedio de flujos de GEI y balance, según cobertura.	61

RESUMEN

Los ecosistemas naturales y manejados pueden comportarse como fuentes o sumideros de gases de efecto invernadero (GEI) como el dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) y óxido nitroso (N_2O). Esto adquiere gran relevancia en la zona norte de Chiloé, a causa de la transformación paisajística y productiva experimentada durante las últimas décadas, destacando procesos como la reducción de coberturas naturales para habilitación de suelos para uso agropecuario y forestal, conversión tecnológica de la agricultura tradicional y propagación de especies exóticas. El presente estudio estimó el balance de GEI (CO_2 , CH_4 y N_2O) de origen biogénico a escala de paisaje en la zona norte de Chiloé para el año 2018, mediante el empleo de modelos ecosistémicos basados en datos de teledetección de alta resolución (Sentinel-2), datos climáticos y de flujos obtenidos en terreno para las coberturas de bosque, matorral nativo, matorral invadido, turbera y pradera. Se lograron buenos ajustes de los modelos de estimación de productividad primaria bruta y respiración ecosistémica ($R^2 > 0,75$) para las coberturas de bosque y turbera, mientras que se lograron ajustes moderados del intercambio ecosistémico neto para todas las coberturas ($R^2 \sim 0,61$). Según el balance, a escala de paisaje la cobertura que más CO_2 capturó fue el bosque ($-1.618.868 \text{ ton CO}_2 \text{ año}^{-1}$), seguido por el matorral invadido ($-759.902 \text{ ton CO}_2 \text{ año}^{-1}$) y el matorral nativo ($-344.880 \text{ ton CO}_2 \text{ año}^{-1}$); no existieron fuentes, lo que podría deberse a la ausencia de representación de los terrenos cultivados. Las fuentes de CH_4 fueron el matorral invadido ($1.949 \text{ ton CO}_2\text{-eq año}^{-1}$) y la pradera ($959 \text{ ton CO}_2\text{-eq año}^{-1}$); y de N_2O el bosque ($152.058 \text{ ton CO}_2\text{-eq año}^{-1}$) y la turbera ($28.638 \text{ ton CO}_2\text{-eq año}^{-1}$). El balance de GEI a nivel de paisaje fue en total $-3,024$ millones de $\text{ton CO}_2\text{-eq año}^{-1}$ para una superficie total de 232.119 ha ($-13,03 \text{ ton CO}_2\text{-eq ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), lo cual remarca el rol de sumidero que desempeña la vegetación, principalmente la nativa. De esta forma, los resultados muestran que la zona norte de Chiloé se comporta como sumidero de CO_2 y CH_4 , mientras que actúa como fuente de N_2O .

Palabras claves: Balance de Gases de Efecto Invernadero, Modelos Ecosistémicos, Teledetección de Alta Resolución, Escala de Paisaje.

ABSTRACT

Natural and managed ecosystems can behave as sources or sinks of greenhouse gases (GHG) such as carbon dioxide (CO₂), methane (CH₄) and nitrous oxide (N₂O). This has great relevance in the northern area of Chiloé, due to the landscape and productive transformations experienced during the last decades, highlighting processes such as the reduction of natural covers to enable land for agricultural and forestry use, technological conversion of traditional agriculture and spreading of exotic species. The present study estimated the balance of biogenic GHG (CO₂, CH₄ and N₂O) at the landscape scale in the northern area of Chiloé for 2018, using ecosystem models based on remote sensing data of high resolution (Sentinel-2), climatic data and flux data obtained in the field for forest, native shrubland, invaded shrubland, peatland and grassland covers. Good fits of the gross primary production and ecosystem respiration models were obtained for forest and peatland covers ($R^2 > 0,75$), while moderate adjustments of the net ecosystem exchange were achieved for all covers ($R^2 \sim 0,61$). According to the balance, at the landscape scale the forest was the largest sink of CO₂ (-1.618.868 tons CO₂ year⁻¹), followed by the invaded shrubland (-759.902 tons CO₂ year⁻¹) and the native shrubland (-344.880 tons CO₂ year⁻¹); there were no sources which could be due to the lack of representation of cultivated lands. The sources of CH₄ were the invaded shrubland (1.949 tons CO₂-eq year⁻¹) and grassland (959 tons CO₂-eq year⁻¹); and sources of N₂O were the forest (152.058 tons CO₂-eq year⁻¹) and peatland (28.638 tons CO₂-eq year⁻¹). The GHG balance at the landscape level was a total of -3,024 million tons CO₂-eq year⁻¹ for a total area of 232.119 ha (-13,03 tons CO₂-eq ha⁻¹ year⁻¹), which highlights the role of sink that vegetation plays, mainly the native one. In this way, the results show that the northern area of Chiloé acts as a sink for CO₂ and CH₄, while it acts as a source of N₂O.

Keywords: GHG Budget, Ecosystem Models, High Resolution Remote Sensing, Landscape Scale.

INTRODUCCIÓN

El dióxido de carbono (CO_2), el metano (CH_4) y el óxido nitroso (N_2O) son los principales gases de efecto invernadero (GEI) presentes en la atmósfera, cuyas emisiones en ecosistemas manejados se originan por acción antrópica, mediante la quema directa de combustibles fósiles, o por procesos biológicos, denominados fuentes biogénicas (Adger y Brown, 1992; Gelfand y Robertson, 2015). Estos gases desempeñan un rol crucial en el desarrollo de vida en nuestro planeta, ya que están implicados directamente en la regulación de los ciclos biogeoquímicos como el flujo continuo de carbono (C) y nitrógeno (N) dentro y fuera de la litósfera, hidrósfera, biósfera y atmósfera (Atlas y Bartha, 2008). Sin embargo, el ser humano ha generado un aumento considerable de las concentraciones de estos gases en la atmósfera, provocando una mayor absorción de radiación infrarroja y por consecuencia un aumento del calentamiento atmosférico global (Schlesinger *et al.*, 2005; Schlesinger y Bernhardt, 2013). Por un lado, el CO_2 asoma como principal GEI, con un 78% de aumento de las emisiones en el período 1970-2010 (IPCC, 2014), incremento provocado principalmente por el uso de combustibles fósiles y la destrucción y posterior reemplazo de la vegetación terrestre, donde destaca la habilitación de suelos para uso agrícola y ganadero como una de las mayores contribuciones (25%) (Robertson y Grace, 2004; Schlesinger y Bernhardt, 2013). Por otro lado, si bien el CH_4 y el N_2O se encuentran en menor concentración, estos poseen un potencial de calentamiento 25 y 298 veces mayor que el CO_2 , respectivamente (Sánchez *et al.*, 2015). El balance de GEI biogénicos considera por tanto el efecto combinado del CO_2 , CH_4 y N_2O en unidades de CO_2 equivalentes y puede ser estimado para diferentes tipos de ecosistemas (Dinsmore *et al.*, 2010), sistemas de cultivo (Michos *et al.*, 2012) y regiones o países completos (Cai, 2012).

En ecosistemas naturales el CO_2 es capturado por la vegetación por medio de la fotosíntesis, proceso en el que las plantas producen compuestos orgánicos y fijan una cantidad total de C denominada productividad primaria bruta (PPB) (Taiz y Zeiger, 2006; Oberbauer *et al.*, 2007; Schlesinger y Bernhardt, 2013). Por otra parte, el C puede ser emitido en forma de CO_2 como resultado de la respiración ecosistémica (RECO), conformada por la respiración autótrofa de la vegetación y la respiración heterótrofa de animales y organismos presentes bajo y sobre la superficie del suelo (Schlesinger *et al.*, 2005; Oberbauer *et al.*, 2007; Schlesinger y Bernhardt, 2013).

La emisión de CH_4 se origina a partir de la degradación anaeróbica de la materia orgánica ocasionada por microorganismos metanógenos que se sitúan en suelos saturados o inundados (Schlesinger *et al.*, 2005; Barone *et al.*, 2011). Además, una porción del CH_4 derivado de la metanogénesis es consumida por otros organismos conocidos como metanotrofos en zonas con presencia de oxígeno, por lo tanto, el balance de este gas depende del dominio existente entre estos dos grupos de microorganismos y del contenido de oxígeno presente (Schlesinger *et al.*, 2005; Barone *et al.*, 2011).

La entrada de N a los ecosistemas se da principalmente por fijación biológica (90%), en donde microorganismos libres o en asociación con plantas transforman el nitrógeno molecular (N_2) de la atmósfera en amoníaco (NH_3). Luego el N pasa por distintos ciclos y formas orgánicas e inorgánicas, partiendo por el proceso de amonificación en que la materia

orgánica del suelo se transforma en amonio (NH_4^+), el que luego puede ser fijado en el suelo, ser liberado a la atmósfera (volatilización) o pasar por nitrificación, en donde bacterias en condiciones aeróbicas lo transforman en nitritos (NO_2^-) y nitratos (NO_3^-) (Nefel *et al.*, 2010; Thomson *et al.*, 2012; Schlesinger y Bernhardt, 2013). El NO_3^- resultante puede ser absorbido por la vegetación, ser disuelto y transportado por las aguas subsuperficiales (lixiviación) o pasar por desnitrificación, proceso en el cual bacterias en condiciones húmedas y anaeróbicas (poros entre 70-90% llenos de agua) lo transforman en N_2O , óxido nítrico (NO) y N_2 (Nefel *et al.*, 2010; Thomson *et al.*, 2012).

El cambio de uso de suelo de ecosistemas naturales a manejados disminuye el rol de sumidero y la cantidad de C almacenado tanto en la biomasa vegetal como en el suelo en zonas propensas a incendios (Smith *et al.*, 2016). Una evidencia de esto se ve en el estudio de Perez-Quezada *et al.* (2015), quienes encontraron que luego de un incendio ocurrido en los bosques templados del sur de Chile el carbono almacenado en los árboles disminuyó de $384,4 \pm 120 \text{ Mg C ha}^{-1}$ a $7,7 \pm 0,78 \text{ Mg C ha}^{-1}$. La agricultura y la gestión de residuos también han contribuido a alterar los flujos de GEI biogénicos, aumentando las emisiones de CH_4 y N_2O producto de fenómenos como la presencia de rumiantes y la volatilización de N a causa de la aplicación excesiva de fertilizantes nitrogenados en agroecosistemas (Bell *et al.*, 2016; Tian *et al.*, 2016). Un estudio realizado por Kutzbach *et al.* (2004) demostró que ocurren emisiones significativas de metano en suelos de turberas en condición de anegamiento, situación que podría ser similar en el norte de Chiloé al ser una zona que cuenta con altos índices de precipitación y suelos saturados. Sin embargo, así como las turberas pueden actuar como fuente de metano, también desempeñan un rol crucial como sumideros de carbono, ya que las condiciones húmedas ralentizan la descomposición de la materia orgánica, ocasionando acumulación de carbono (turba) a una tasa mayor que el que es liberado por respiración (Drösler *et al.*, 2008). Lo anterior adquiere gran relevancia ya que la mayoría de las turberas del norte de Chiloé se originaron producto de la quema de bosques (Perez-Quezada *et al.*, 2021), lo que se suma a la transformación paisajística y productiva que ha ido experimentando Chiloé durante las últimas cuatro décadas. En esto último destacan procesos de reducción de las coberturas naturales (tala de bosque nativo) llevados a cabo para la habilitación de suelos para uso agropecuario y forestal (Echeverría *et al.*, 2012), la conversión de la agricultura tradicional a sistemas con distintos grados de fertilización y uso de tecnología (Ministerio de Agricultura, 2012) y la propagación de especies exóticas como el *Ulex europaeus* (espinillo). Esta especie tiende a originar grandes cantidades de hojarasca con una baja relación C/N, además es capaz de fijar hasta 200 kg N ha^{-1} al año (Magesan *et al.* 2012).

Existen algunas investigaciones que dan cuenta de estimaciones de flujos y balance de GEI en bosque, turbera y agroecosistemas de la zona norte de Chiloé (Perez-Quezada *et al.*, 2018; Valdés-Barrera *et al.*, 2019; Ibaceta, 2019; Perez-Quezada *et al.*, 2021). Si bien estos estudios permiten evidenciar los efectos que pueden ocasionar el manejo y el cambio de uso del suelo sobre los flujos y el balance de GEI biogénicos, sus resultados son puntuales o a escala local, por lo que es necesario emplear nuevas metodologías para generar estimaciones a escalas mayores y así poder tener una mejor comprensión de los impactos de las actividades antrópicas en los flujos y el balance de GEI biogénicos en un territorio completo. De este modo la utilización de modelos que emplean datos climáticos, técnicas de teledetección y sistemas de información geográfica (SIG), surgen como una alternativa potente, pudiendo

simular procesos como la PPB y RECO a partir de insumos como mapas de cobertura y uso de suelo, índices de vegetación y datos de temperatura superficial de suelo (Rogan y Chen, 2004; Hilker *et al.*, 2008 Li *et al.*, 2013; Karimi y Bastiaanssen, 2015).

OBJETIVOS

Objetivo General

Estimar el balance de gases de efecto invernadero de origen biogénico a escala de paisaje en las coberturas de suelo de la zona norte de Chiloé.

Objetivos Específicos

- ❖ Calibrar y evaluar el desempeño de modelos ecosistémicos basados en datos de teledetección para estimar el balance de gases de efecto invernadero.
- ❖ Estimar el balance de CO₂, CH₄ y N₂O del paisaje para el año 2018 en la zona norte de Chiloé.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio es la zona norte de la Isla Grande de Chiloé, en la Región de Los Lagos, Chile (Figura 1). Los datos de flujos de GEI disponibles fueron medidos el año 2018 en tres localidades. La primera corresponde a la zona aledaña a la Estación Biológica Senda Darwin (EBSA), ubicada aproximadamente 14 km al este de la ciudad de Ancud ($41^{\circ}53' S$, $73^{\circ}39' W$); la segunda se ubica en el sector rural de Coipomó, a aproximadamente 22 km al suroeste de la ciudad de Ancud ($42^{\circ}01' S$, $73^{\circ}53' W$); la tercera corresponde a tierras de uso agrícola que se encuentran dentro y rodeando al Instituto de Investigaciones Agropecuarias de Butalcura (INIA), en la Comuna de Dalcahue, a aproximadamente 60 km al sureste de la ciudad de Ancud ($42^{\circ}15' S$, $73^{\circ}38' W$).

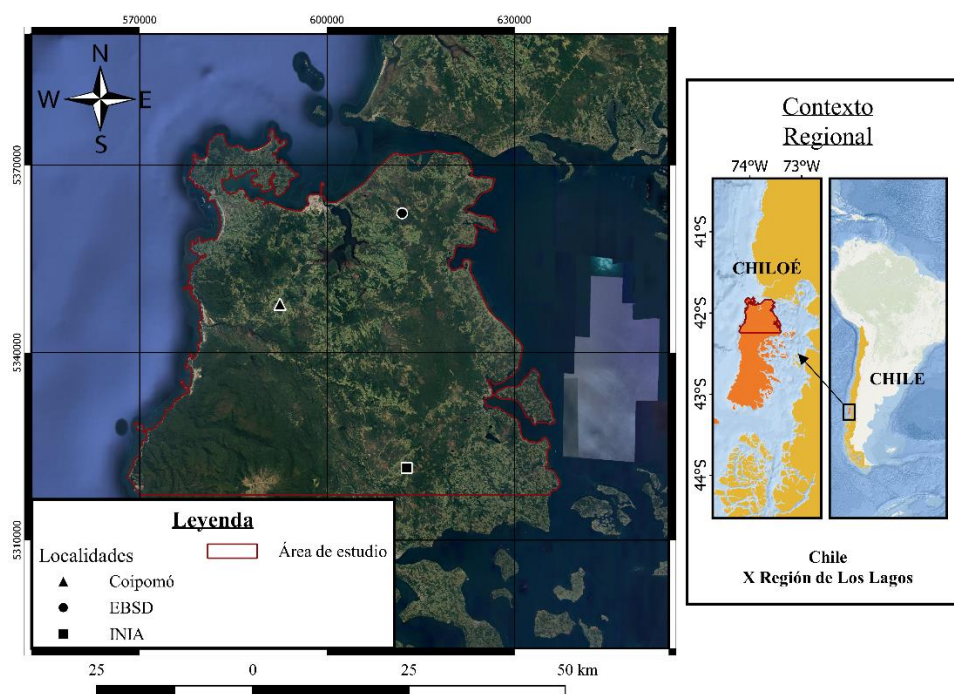


Figura 1. Área de estudio y tres localidades con mediciones *in situ* de GEI. EBSD: Estación Biológica Senda Darwin; INIA: Instituto de Investigaciones Agropecuarias de Butalcura.

Caracterización climática

El clima de la zona se caracteriza por ser templado lluvioso o húmedo, con fuerte influencia oceánica, sin períodos secos (Di Castri y Hajek, 1976) y con una precipitación media anual de 2.090 mm (Echeverría *et al.*, 2012). Según los registros de las estaciones meteorológicas presentes en las tres localidades, la temperatura media anual para el año 2018 fue de $9,6 \pm$

3,0 °C (\pm desviación estándar), mientras que la precipitación acumulada anual para el mismo período alcanzó la cifra de 2.075 mm. Los meses más cálidos fueron enero y febrero, donde se alcanzaron temperaturas medias diarias de $14,0 \pm 0,5$ °C, mientras que los meses más fríos fueron junio y julio, donde las temperaturas medias diarias alcanzaron los $5,4 \pm 0,6$ °C. Con respecto a las precipitaciones, estas se concentraron aproximadamente un 90% entre los meses de marzo y noviembre (Figura 2).

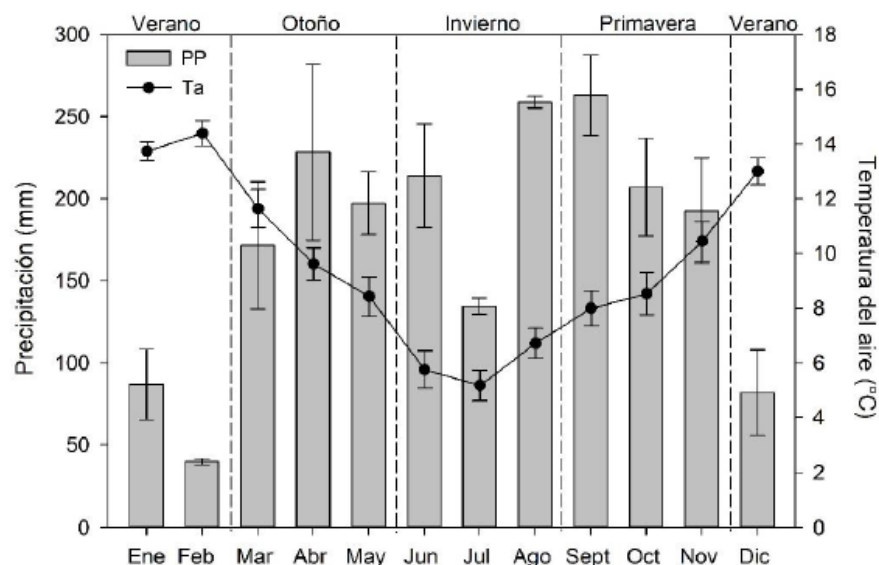


Figura 2. Climograma del área de estudio para el año 2018. La línea continua con puntos representa la temperatura media del aire y las barras corresponden a los valores de precipitación para las tres localidades ± 1 (desviación estándar). Fuente: Ibaceta (2019), datos proporcionados por estación meteorológica virtual simulada para Coipomó (detalles en Anexo 1) y estaciones meteorológicas instaladas en EBSD y Butalcura (ID: 420016), propiedad del INIA.

En la Figura 3 se presentan los datos de precipitación y temperatura media mensual, obtenidos en la estación meteorológica de la EBSD para un período de 10 años previos al 2007 (panel a), y en la estación meteorológica del INIA en Butalcura para el período 2010-2020 (panel b). A partir de esta información, se puede notar que el año 2018 presentó un comportamiento muy similar a los datos registrados para períodos mayores, en cuanto a la temperatura media del aire. Sin embargo, con respecto a los datos de precipitación, se destaca que el año 2018 tuvo precipitaciones reducidas principalmente durante los meses de febrero, mayo y julio.

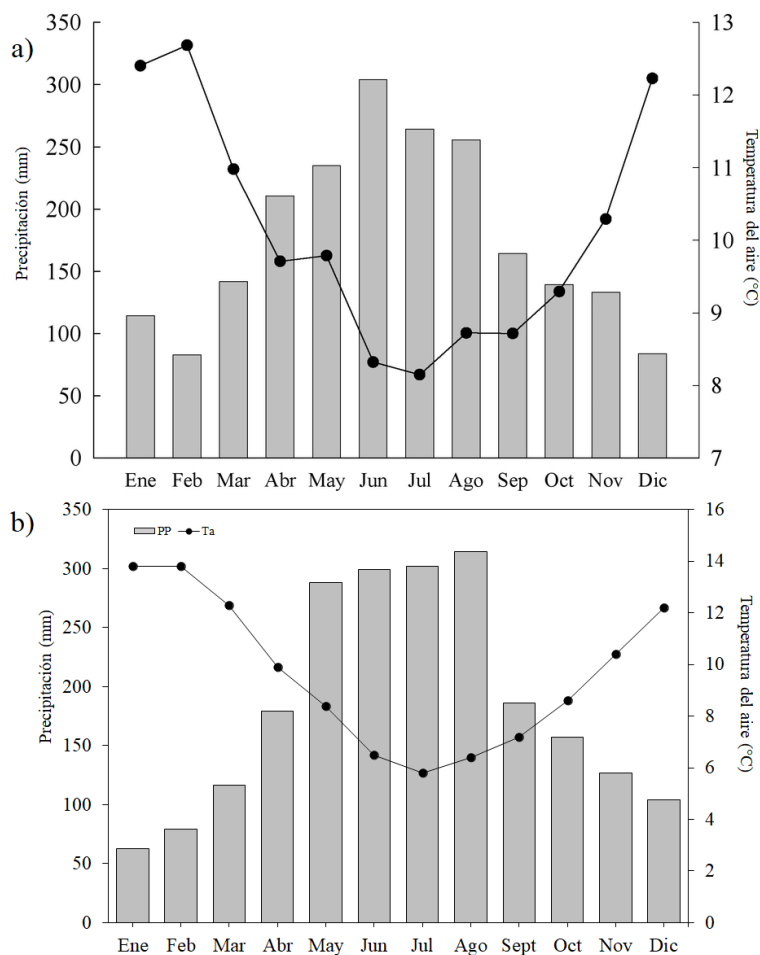


Figura 3. Climograma del área de estudio para las estaciones meteorológicas ubicadas en **a)** EBSD y **b)** Butalcura. Los datos de la EBSD fueron obtenidos durante 10 años previos al 2007 y los de Butalcura para el período 2010-2020. La línea continua con puntos representa la temperatura media del aire y las barras corresponden a los valores de precipitación. Fuentes: a) Diaz y Armesto (2007), b) elaboración propia a partir de datos obtenidos de la estación meteorológica Butalcura (ID: 420016), propiedad del INIA.

Caracterización de usos y coberturas de suelo

Según un estudio realizado por Echeverría *et al.* (2012), los principales usos y coberturas de suelo que fueron estimados en el norte de Chiloé para el año 2007 en términos de superficie correspondieron a bosques (47%), matorrales (31%) y praderas (20%), mientras que el 2% restante es ocupado en su conjunto por suelo urbano, turberas, cultivos agrícolas, suelo desnudo y plantaciones forestales. Los bosques se encuentran clasificados como Bosques Primarios Patagónicos del Norte, una asociación dentro del Bosque Siempreverde, que cuenta con el dominio de especies tales como el canelo (*Drimys winteri*), el coihue de Chiloé (*Nothofagus nitida*), el mañío hembra y macho (*Saxegothaea conspicua* y *Podocarpus nubigenus*) (Perez-Quezada *et al.*, 2018). Los matorrales se subdividen entre matorral nativo

y matorral invadido, donde el primero presenta especies herbáceas nativas tales como el pinque (*Blechnum penna-marina*) y junco (*Juncus procerus*), además de arbustos dominantes como la chaura (*Gaultheria mucronata*) y el calafate (*Berberis microphylla*); mientras que el segundo presenta especies nativas como la palmilla (*Blechnum chilense*), la yerba loza (*Gleichenia cryptocarpa*) y la chaura, las cuales conviven con especies exóticas tales como el espinillo (*Ulex europaeus*) y el retamo (*Cytisus scoparius*) (Ibaceta, 2019). Según la misma autora (Ibaceta, 2019), las praderas se encuentran dominadas por especies tales como el pasto miel (*Holcus lanatus*), la chéptica común (*Agrostis capillaris*), el junco y el trébol blanco (*Trifolium repens*); mientras que los cultivos agrícolas poseen plantaciones anuales tales como arvejón (*Pisum sativum*), quinua (*Chenopodium quinoa*), repollo morado (*Brassica oleracea* var. *capitata*) y papa (*Solanum tuberosum*). Con respecto a las turberas, estas presentan especies nativas y exóticas, donde las especies dominantes son el musgo *Sphagnum magellanicum*, junto con *Sticherus cryptocarpus*, *Baccharis patagonica*, el junco, la chaura y *Uncinia tenuis* (Cabezas *et al.*, 2015).

Caracterización de suelos

Según el Estudio Agrológico de la Región de Los Lagos elaborado por CIREN (2003), los suelos del área de estudio son Andisoles, es decir, de origen volcánico y reacción ácida, que van desde delgados a muy profundos, con una baja concentración de N y alto contenido de C en superficie. Específicamente, los suelos presentes en las tres localidades pertenecen a la Serie de suelos Calonaje y Mechaico. La serie Calonaje está conformada por suelos que presentan un alto contenido de materia orgánica (entre 40 a 80%) en los primeros 20 cm, una profundidad moderada, un escurrimiento superficial lento y un drenaje muy pobre, debido a la presencia de un duripán (horizonte cementado por sílice). La serie Mechaico está constituida por suelos derivados de cenizas volcánicas, que ocupan terrazas altas y antiguas, presentan una profundidad moderada y en su mayoría un buen drenaje, salvo por los suelos planos que varían entre un drenaje moderado a imperfecto.

Fuentes de información para la estimación del balance de GEI

La estimación del balance de GEI se llevó a cabo a escala mensual y se utilizaron cuatro fuentes de información: mediciones en terreno de flujos de GEI, usos y coberturas de suelo, variables climáticas y variables ambientales.

Mediciones de flujos de GEI en terreno

Los datos de mediciones de flujos de GEI se obtuvieron partir de un estudio anterior sobre flujos de GEI en agroecosistemas al norte de Chiloé (Ibaceta, 2019) y de datos empleados para la publicación de estudios científicos sobre flujos de GEI en bosque y turbera al norte de Chiloé (Perez-Quezada *et al.*, 2018; Perez-Quezada *et al.*, 2021). Estos datos empíricos

fueron usados principalmente para el ajuste de los modelos de estimación del balance de GEI, proceso que es descrito en el apartado de análisis estadístico.

El estudio de Ibaceta (2019) consideró la utilización de una cámara cerrada de aluminio de 1 m³, a la cual se le acopló un analizador infrarrojo de CO₂ (modelo LI-840A, LI-COR, Lincoln, EE.UU) y un espectrómetro láser CRDS (modelo G-2308, Picarro, Santa Clara, EE.UU) para la medición de los flujos de los tres GEI en cuatro usos de suelo correspondientes a cultivos agrícolas, praderas, matorral invadido y matorral nativo, los cuales contaron con tres repeticiones, considerando las tres localidades de estudio mencionadas anteriormente. En cada una de las localidades, cada uso de suelo fue muestreado en tres subparcelas de 1 m², dentro de sitios que tuvieron una superficie mínima de 0,5 ha. Las mediciones se llevaron a cabo entre enero y diciembre de 2018, de forma mensual y alternada en dos de las tres localidades, alcanzando un total de 885 mediciones. Se logró medir exclusivamente el intercambio ecosistémico neto o NEE (por sus siglas en inglés) a nivel de ecosistema, no así la PPB y la RECO de forma independiente.

Los datos empleados para el estudio de Perez-Quezada *et al.* (2018), fueron obtenidos a partir del uso de estaciones Eddy Covariance (modelo CPEC200, Campbell Scientific, Logan, EE.UU), acopladas a un analizador de gases infrarrojo (modelo EC155, Campbell Scientific, Logan, EE.UU) y un anemómetro sónico (modelo CSAT3A, Campbell Scientific, Logan, EE.UU), los cuales representan flujos diarios de CO₂ en bosque y turbera para el año 2018 en la localidad de la Estación Biológica Senda Darwin (EBSD). En cuanto a los datos utilizados en el estudio de Perez-Quezada *et al.* (2021), se realizaron mediciones mensuales de flujos de CH₄ y N₂O en bosque y turbera entre los años 2014 y 2016 en la localidad de EBSD, a partir de cámaras cerradas de 20 cm de diámetro (modelo LI-8100-104, LI-COR, Lincoln, EE.UU) acopladas a un espectrómetro láser (modelo G-2308, Picarro, Santa Clara, EE.UU). Cabe mencionar que en el caso de las mediciones de flujos de CO₂, se lograron medir la PPB, RECO y NEE de forma individual. En el caso de las mediciones de los flujos de CH₄ y N₂O, a diferencia del estudio de Ibaceta (2019), las cámaras empleadas solo permitieron medir los flujos a nivel de suelo.

Usos y coberturas de suelo

Los usos y coberturas de suelo se obtuvieron a partir una clasificación supervisada provista por el Laboratorio de Monitoreo y Modelación de Ecosistemas de la Universidad de Chile. El mapa de coberturas tiene una resolución espacial de 30 m y fue elaborado a partir de productos Landsat 8, empleando un algoritmo de máxima verosimilitud para obtener una clasificación supervisada de la época estival del año 2016 (Figura 4). Las categorías de clases definidas corresponden a turberas, bosques, matorrales (nativos), matorrales espinosos (invadidos), praderas, agua, suelo urbano y suelo desnudo. Los niveles de precisión de la clasificación son de 82,8-84,5% (global 85%), mientras que los coeficientes Kappa obtenidos son 0,797-0,817. Cabe mencionar que las coberturas y/o usos de suelo que fueron considerados para este estudio corresponden a bosque, matorral nativo, matorral invadido, turberas y praderas, ya que estas mantienen una relación más directa con los modelos empleados, en comparación a coberturas como cuerpos de agua o suelo desnudo. Considerando que el estudio se basa en la estimación de GEI de origen biogénico, las zonas

urbanas también fueron descartadas, a su vez las tierras de cultivo tampoco fueron consideradas debido a la dificultad de ser diferenciadas a la hora de realizar la clasificación supervisada. En términos de superficie, el bosque representa un 53% del total del área de estudio, el matorral nativo un 13%, el matorral invadido un 10%, la turbera un 8% y la pradera un 11%.

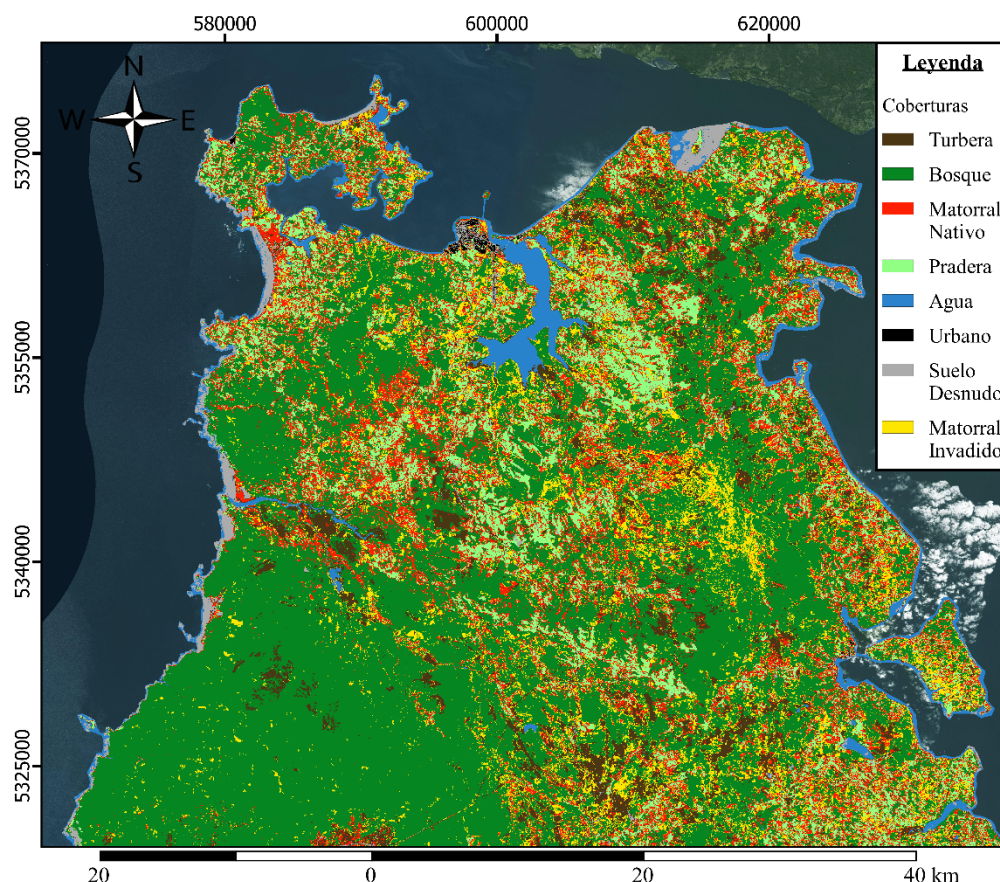


Figura 4. Coberturas de suelos del año 2016 para el área de estudio. Fuente: Laboratorio de Monitoreo y Modelación de Ecosistemas de la Universidad de Chile.

Variables climáticas y ambientales

Las variables climáticas se obtuvieron a partir de datos medidos en estaciones meteorológicas y datos derivados del modelo Weather Research and Forecasting versión 4.0 (Formalmente Advanced Research WRF, Skamarock *et al.*, 2019), los cuales fueron provistos por el Laboratorio de Ecología de Ecosistemas de la Universidad de Chile. Este último se usó para realizar una simulación climática histórica del año 2018, centrada en la Isla Grande de Chiloé, con el objetivo de generar estaciones meteorológicas virtuales en puntos o ubicaciones donde no se tenían observaciones meteorológicas. Cabe destacar que este modelo permite simular pronósticos futuros y eventos meteorológicos pasados, a partir de la definición de condiciones iniciales y de borde, en este caso utilizando el Análisis Final del modelo Global Forecast System (FNL GFS) de la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica de los Estados Unidos (NOAA, por sus siglas en inglés), el que proporciona un producto de 1° de

resolución espacial (longitud, latitud) y archivos con una resolución temporal de 1 hora (ver Anexo 1). Las variables estimadas a partir del WRF y que fueron empleadas para los modelos de estimación de flujos son la temperatura del aire, la radiación PAR, la precipitación acumulada y la evapotranspiración potencial. Algunas de las variables del modelo (temperatura del aire, humedad relativa, presión y radiación solar) fueron verificadas utilizando el promedio horario de los datos medidos en las estaciones meteorológicas instaladas en Ancud (ID: 410026), EBSD e INIA (ID: 420016) y diversos estadígrafos (Cuadro 1).

Cuadro 1. Verificación de la temperatura del aire (T), humedad relativa (H), presión atmosférica (P) y radiación solar (RS) simulados por el modelo WRF.

Estadígrafo	T	H	P	RS	Ideal
Eficiencia de Kling-Gupta	0,81	0,52	0,59	0,78	1
Eficiencia de Nash-Sutcliffe	0,75	-5,80	0,03	0,65	1
Desv. Estándar Observación	4,56	13,68	7,99	224,61	0
Coef. de Variación	0,88	0,96	0,81	1,01	0
Cociente Medias OBS/PRE	1,07	0,60	0,99	1,18	1
Correlación de Pearson	0,89	0,73	0,66	0,87	1

Valores correspondientes al promedio obtenido a partir de datos de los tres sitios: Ancud, EBSD e INIA.

Para la estimación de variables e índices ambientales, tales como la temperatura superficial de suelo o LST (por sus siglas en inglés), el índice de vigor de la vegetación mejorado o EVI (por sus siglas en inglés), el índice de contenido de agua en la superficie del suelo o LSWI (por sus siglas en inglés) y el índice de vegetación de diferencia normalizada o NDVI (por sus siglas en inglés), se utilizaron imágenes y productos satelitales Sentinel-2 de reflectividad espectral corregida. La estimación del balance de GEI se efectuó a escala mensual, por lo que se seleccionaron colecciones de imágenes para cada uno de los meses del año (ver Anexo 2), utilizando como filtro principal una baja cobertura de nubes en al menos dos de las tres localidades. La descarga de las imágenes fue realizada a través del explorador del sitio web del Servicio Geológico de Estados Unidos o USGS (por sus siglas en inglés).

Las imágenes fueron sometidas posteriormente a correcciones radiométricas, atmosféricas y topográficas, en donde se realizó un preprocesamiento para convertir la reflectancia al tope de la atmósfera (TOA, por sus siglas en inglés) a valores de reflectancia de la parte inferior de la atmósfera (BOA, por sus siglas en inglés) utilizando el paquete “sen2r” (Ranghetti *et al.*, 2020) del entorno de programación R (R Core Team, 2021) y el DEM SRTM 90 m, que corresponde al utilizado por defecto para la corrección de imágenes Sentinel-2. Luego de esto, a partir de distintas bandas de las imágenes, se generaron para cada una de las fechas (ver Anexo 2) los índices LSWI y EVI, ambos con una resolución espacial de 20 m (explicación detallada en Anexo 3). También se obtuvieron productos Sentinel-2 Level 2

correspondientes a la fracción absorbida de la radiación fotosintéticamente activa (FAPAR) con una resolución espacial de 20 m, mediante el uso del software Sentinel Application Platform (SNAP) creado por la Agencia Espacial Europea (ESA, por sus siglas en inglés) para la superficie ubicada en la zona norte de Chiloé. Esta herramienta es capaz de generar distintos productos que permiten cuantificar parámetros biofísicos mediante complejos algoritmos de procesamiento (Weiss y Baret, 2016).

Finalmente, se generaron imágenes ráster con datos de LST con una resolución espacial de 20 m, a partir de un downscaling de productos LST (K) de MODIS con resolución de 1 km (MOD11A1), proceso ejecutado completamente en entorno de programación R. En primer lugar, se descargaron los productos MOD11A1 de día y de noche para todas las fechas empleando el explorador del sitio web de la Administración Nacional de Aeronáutica y el Espacio o NASA (por sus siglas en inglés) y luego se reconvirtió el formato de estos desde HDF-EOS a GeoTIFF, utilizando la herramienta HEGTool de la NASA. A continuación, se obtuvo la LST promedio diaria a partir de la media entre los productos de MODIS de día y de noche. Posteriormente, se procedió a ejecutar el método de desagregación propuesto por Kustas *et al.* (2003) y empleado por Kyalo (2017), el cual involucró llevar a cabo una correlación lineal entre la LST promedio diaria de MODIS y el índice de vegetación de diferencia normalizada o NDVI (por sus siglas en inglés) derivado de las imágenes Sentinel-2. Para realizar este procedimiento, primero se generaron imágenes ráster con valores de NDVI con una resolución espacial de 20 m, las cuales se sometieron a un proceso de agregación para obtener imágenes de NDVI a una escala equivalente a la de la LST de MODIS (1 km). Posteriormente, se calculó el coeficiente de variación (CV) para los píxeles del NDVI de 1 km y se seleccionaron aquellos que presentaron CV bajos ($< 0,15$), ya que estos representan superficies con un mayor grado de homogeneidad a escalas más finas (Kustas *et al.*, 2003). Luego este subconjunto de píxeles fue agrupado en dos clases en función de sus valores de NDVI, el grupo de cobertura de dosel intermedia, conformado por aquellos píxeles con valores de NDVI $> 0,41$ y NDVI $\leq 0,7$, y el grupo de cobertura de dosel completa, conformado por píxeles con NDVI $> 0,7$.

A continuación, se seleccionaron aleatoriamente un cuarto de los píxeles de cada una de las clases para realizar la regresión lineal entre estos y los píxeles respectivos de la LST de 1 km de MODIS, generando de esta forma una expresión que permite estimar la LST a partir del NDVI (Ecuación 1).

$$LST_{1km}(NDVI_{1km}) = a + b * NDVI_{1km} \quad (\text{Ecuación 1})$$

Donde $LST_{1km}(NDVI_{1km})$ es la LST (K) de 1 km de resolución derivada a partir del NDVI de 1 km de resolución, $NDVI_{1km}$ es el NDVI agregado de 1 km de resolución, a es el intercepto y b es la pendiente de la regresión lineal. Para obtener la LST a una resolución de 20 m se utilizó la Ecuación 1, pero reemplazando el NDVI de 1 km de resolución por el NDVI más fino de 20 m. Además, se usó un factor para corregir las diferencias entre los valores de la $LST_{1km}(NDVI_{1km})$ y la LST original de MODIS (Ecuación 2).

$$\Delta LST_{1km} = LST_{MODIS} - LST_{1km}(NDVI_{1km}) \quad (\text{Ecuación 2})$$

De este modo, la LST final con resolución espacial de 20 m fue estimada a partir de la Ecuación 3.

$$LST_{20m} = (a + b * NDVI_{20m}) + \Delta LST_{1km} \quad (\text{Ecuación 3})$$

Donde LST_{20m} es la LST final con resolución espacial fina de 20 m y $NDVI_{20m}$ es el NDVI de 20 m de resolución derivado de las imágenes Sentinel-2. Cabe destacar que este procedimiento se llevó a cabo para cada una de las fechas seleccionadas y también se realizó la conversión respectiva de Kelvin a grados Celsius.

Por otro lado, se realizó una comparación entre los valores de LST (20 m) con los valores de temperatura del aire estimados a partir del modelo WRF (3 km) con el propósito de comprobar que los valores modelados fuesen cercanos a la realidad. Debido a que los valores de temperatura del aire en una zona determinada suelen diferir en distintos grados con respecto a los de temperatura superficial de suelo (Gallo *et al.*, 2011; Mutibwa *et al.*, 2015), solo se consideraron píxeles que se encontraran en superficies o zonas con terreno homogéneo y con un alto contenido de humedad en el suelo, para esto último se utilizó el índice LSWI como referencia, el cual da cuenta de sectores con mayor presencia de humedad. Estos requerimientos fueron establecidos debido a que bajo esas condiciones los valores de LST y temperatura del aire suelen ser cercanos, ya que toda la radiación neta está siendo utilizada para el proceso evaporativo, haciendo mínimo el flujo de calor sensible. Se realizó un ajuste lineal, utilizando dos conjuntos de valores o píxeles dentro de un área, lo cual consideró como datos observados los valores de temperatura del aire estimados a partir del modelo WRF y como datos modelados los valores de LST. Para esto fue necesario realizar un proceso de desagregación de la temperatura del aire del modelo WRF para que la resolución de esta coincidiera con la de la LST estimada. La comparación arrojó un R^2 alto de 0,81 (detalles en Apéndice 1).

Modelos de estimación de flujos de GEI

La estimación de flujos de GEI se hizo a partir de un modelo distinto en función del mes y la cobertura en cuestión. El balance de flujos de CO_2 o intercambio ecosistémico neto (NEE por sus siglas en inglés), se obtiene a partir de la diferencia entre la productividad primaria bruta (PPB) y la respiración ecosistémica (RECO). El NEE se obtuvo a partir de dos modelos que permitieron estimar la PPB y la RECO por separado. El primero está basado en un modelo de eficiencia en el uso de la luz (LUE por sus siglas en inglés) (Xiao *et al.*, 2004a), el cual es denominado como Terrestrial Vegetation Photosynthesis Model o modelo VPM (Ecuación 4). Este modelo ha sido utilizado anteriormente para la estimación de la PPB de forma exitosa en bosques templados caducifolios y siempreverdes, además de turberas y cultivos, tanto en condiciones de humedad alta como en sequía (Xiao *et al.*, 2004a; Dong *et al.*, 2015; Kross *et al.*, 2016; Lees *et al.*, 2018):

$$PPB = fPAR * PAR * (\epsilon_0 * T_s * W_s * P_s) \quad (\text{Ecuación 4})$$

donde PPB corresponde a la productividad primaria bruta ($\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), $f\text{PAR}$ es la FAPAR, PAR corresponde a la radiación PAR ($\text{mol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), ϵ_0 es el rendimiento cuántico aparente o eficiencia máxima de la luz ($\text{g CO}_2 \text{ mol}^{-1}$), T_s corresponde a una variable escalar dependiente de la temperatura del aire, W_s es una variable escalar dependiente de la humedad del suelo y P_s corresponde a una variable escalar dependiente del estado fenológico de la vegetación. También existe la posibilidad de reemplazar la FAPAR por el índice EVI, dependiendo de los resultados obtenidos al usar uno o el otro. La obtención de la FAPAR, el índice EVI y la radiación PAR fue detallada anteriormente en la sección de variables climáticas y ambientales. La eficiencia máxima de la luz en este caso corresponde a un parámetro que depende de la cobertura y fue ajustada para cada una de las coberturas de estudio según la época y a partir de revisión de la literatura existente (Ruimy *et al.*, 1995; Frolking *et al.*, 1998; Mahadevan *et al.*, 2008; Cui *et al.*, 2009; Gilmanov *et al.*, 2010; Tan *et al.*, 2011; Li *et al.*, 2014; Yuan *et al.*, 2014; Perez-Quezada *et al.*, 2018).

La variable escalar T_s (Ecuación 5) se estimó a partir de otras variables y parámetros relacionados con la temperatura del aire y el proceso de fotosíntesis (Xiao *et al.*, 2004a):

$$T_s = \frac{(T-T_{\min})*(T-T_{\max})}{[(T-T_{\min})*(T-T_{\max})]-(T-T_{\text{opt}})^2} \quad (\text{Ecuación 5})$$

donde T es la temperatura del aire ($^{\circ}\text{C}$), T_{\min} , T_{\max} y T_{opt} corresponden a los valores de temperatura del aire mínima, máxima y óptima para la realización de la fotosíntesis ($^{\circ}\text{C}$). La obtención de la temperatura del aire (T) fue detallada anteriormente, mientras que T_{\min} , T_{\max} y T_{opt} son parámetros que dependen del tipo de cobertura, los cuales fueron buscados y recopilados a partir de la literatura existente (Xiao *et al.*, 2004a; Mahadevan *et al.*, 2008; Dong *et al.*, 2015; Kross *et al.*, 2016). Se establecieron considerando que el tipo de coberturas en la literatura fuesen las mismas a las de estudio o en su defecto similares en términos ambientales (ver Apéndice 2).

La segunda variable escalar W_s (Ecuación 6) se calculó exclusivamente a partir del índice LSWI, pero se le asignaron valores diferentes en función de dos condiciones (Dong *et al.*, 2015):

$$W_s = \begin{cases} \frac{1+\text{LSWI}}{1+\text{LSWI}_{\max}}, & \text{LSWI} > 0 \\ \text{LSWI}_0 + \text{LSWI}, & \text{LSWI} \leq 0 \end{cases} \quad (\text{Ecuación 6})$$

donde LSWI es al valor estimado del propio índice, LSWI_{\max} corresponde al valor máximo estimado del índice en épocas de crecimiento y LSWI_0 es la media de los valores máximos estimados del índice en épocas de crecimiento. Cabe destacar que se consideraron como épocas de crecimiento los meses entre enero-marzo y septiembre-diciembre.

La tercera variable escalar P_s (Ecuación 7) se calculó a partir del índice (Xiao *et al.*, 2004a):

$$P_s = \begin{cases} \frac{1 + \text{LSWI}}{2}, & \text{Desde el brote de hojas hasta su desarrollo} \\ 1, & \text{Luego de desarrolladas las hojas} \end{cases} \quad (\text{Ecuación 7})$$

donde LSWI es el valor estimado del propio índice. La asignación del valor depende exclusivamente de la fenología vegetal o más específicamente de la longevidad de las hojas.

Con respecto al modelo de estimación de RECO, se utilizó el modelo ReRSM (Ecuación 8), debido a que es un modelo que permite estimar la RECO total de forma directa y ya ha sido empleado exitosamente para su estimación en estepas templadas, bosques templados mixtos y matorrales de montaña (Gao *et al.*, 2015):

$$\text{RECO} = a * \text{PPB} + R_{\text{ref}} * e^{E_0 * \left(\frac{1}{T_{\text{ref}} - T_0} - \frac{1}{T + 273.15 - T_0} \right)} \quad (\text{Ecuación 8})$$

donde RECO corresponde a la respiración ecosistémica ($\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), a es un parámetro que busca definir la respiración de las plantas a partir de la PPB y PPB es la productividad primaria bruta ($\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). El resto de la ecuación busca estimar la respiración heterotrófica y del suelo, donde R_{ref} corresponde a una respiración de referencia ($\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), E_0 es un parámetro relativo a la energía de activación en función de la cobertura, T_{ref} y T_0 corresponden a una temperatura de suelo de referencia ($^{\circ}\text{C}$) y una temperatura de suelo mínima para que se lleve a cabo respiración ($^{\circ}\text{C}$) y T corresponde a la temperatura superficial del suelo ($^{\circ}\text{C}$). La PPB se estimó empleando los resultados ajustados del modelo anterior y T se obtuvo a partir de la LST, explicada anteriormente. Los parámetros a , R_{ref} , E_0 , T_{ref} y T_0 se obtuvieron mediante literatura (Gao *et al.*, 2015, Perez-Quezada *et al.*, 2018). Al igual que para el modelo anterior, estos se establecieron considerando que las coberturas en la literatura fuesen las mismas a las de estudio o en su defecto similares en términos ambientales (ver Apéndice 2).

La estimación de las emisiones de CH_4 se llevó a cabo a partir del modelo desarrollado por Agarwal y Garg (2007) (Ecuación 9), el cual ha sido utilizado y adaptado para manglares, humedales boscosos, pantanos y cultivos de arroz (Agarwal y Garg, 2009; Akumu *et al.*, 2010; Sun *et al.*, 2017). Este modelo fue empleado debido a las condiciones de alta humedad, e incluso en algunos casos de anegamiento que existen en los suelos de Chiloé.

$$E_{\text{CH}_4} = E_{\text{obs}} * F_t * f_w \quad (\text{Ecuación 9})$$

donde E_{CH_4} son las emisiones estimadas de metano ($\text{g CO}_2\text{-eq m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), E_{obs} corresponde al valor de flujo observado del gas para una cobertura en particular ($\text{g CO}_2\text{-eq m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), F_t es una expresión de la temperatura y f_w es una expresión de la humedad o contenido de agua. Para E_{obs} se utilizó la mediana de los datos obtenidos en terreno. Con respecto a F_t (Ecuaciones 10 y 11), esta variable fue estimada a partir de valores de temperatura superficial del suelo.

$$F_t = \frac{F(T_s)}{F(T_s)} \quad (\text{Ecuación 10})$$

$$F(T_s) = \frac{e^{0.334 * (T_s - 23)}}{1 + e^{0.334 * (T_s - 23)}} \quad (\text{Ecuación 11})$$

donde $F(T_s)$ se estima a partir de la Ecuación 11 y $\overline{F(T_s)}$ corresponde a la media de los datos obtenidos a partir de la Ecuación 11 para todas las fechas, según cobertura; T_s en este caso corresponde a la temperatura superficial del suelo ($^{\circ}\text{C}$), obtenida a partir de la LST.

Con respecto a la variable fw (Ecuación 12), esta depende de los valores de precipitación acumulada y evapotranspiración potencial:

$$fw = \begin{cases} \frac{P}{ET}, & P < ET \\ 1, & P > ET \end{cases} \quad (\text{Ecuación 12})$$

donde P corresponde a la precipitación acumulada (mm) y ET es la evapotranspiración potencial acumulada (mm). Cabe mencionar que los datos considerados para cada fecha de estimación fueron los valores acumulados de ambas variables desde la fecha de la imagen satelital anterior hasta la fecha de la imagen satelital en cuestión, salvo por la imagen del 14 de enero, para la cual se consideraron los valores acumulados desde el 1 de enero hasta la fecha en cuestión.

Finalmente, la estimación de los flujos de N_2O se hizo utilizando el modelo anterior (Ecuación 9), considerando que las variables presentes en el modelo, tales como el contenido de agua y la temperatura del suelo, la precipitación y la evapotranspiración poseen un alto grado de influencia sobre el comportamiento de los flujos de este gas (Laville *et al.*, 1999; Conen *et al.*, 2000; Sehy *et al.*, 2003; Drury *et al.*, 2008; Lee *et al.*, 2009; Jäger *et al.*, 2011; Ranucci *et al.*, 2011; Zona *et al.*, 2013; Huang *et al.*, 2014; Butterbach-Bahl *et al.*, 2016; Lewczuk, 2017).

Análisis estadístico

Para extrapolar las estimaciones desde el nivel de ecosistema a escala de paisaje, primero se hizo un ajuste de los modelos de CO_2 , en donde se modificó el parámetro ϵ_0 hasta lograr reproducir bien los flujos para cada cobertura. El rango de variación de este parámetro fue de 0,91-2,6. Luego, se midió el grado de ajuste a partir de una regresión lineal entre los datos puntuales observados en terreno y la mediana de los datos modelados en los píxeles al interior de polígonos representativos de los sitios de medición. En el caso de las coberturas de bosque y turbera, al contar con datos de terreno diarios de NEE, PPB y RECO para todos los meses, fue posible realizar regresiones para las tres variables y elaborar gráficos representando los datos de terreno como boxplot y la mediana de los datos modelados en los polígonos representativos como puntos. Por otro lado, para las coberturas de matorral nativo, matorral invadido y pradera, se realizaron regresiones solo para NEE al no contar con datos de PPB y RECO, lo que fue complementado con gráficos representando el rango y el promedio de los datos de terreno como barras y la mediana de los datos modelados en los polígonos representativos como puntos. No se emplearon boxplots en este caso, ya que solo se contó con datos de terreno en días específicos para todos los meses, por lo cual no representan el comportamiento de los flujos a lo largo de todo un mes. Para medir el grado de ajuste se emplearon estadígrafos como el coeficiente de determinación o R^2 , el error absoluto medio

o MAE (por sus siglas en inglés), el error porcentual absoluto medio o MAPE (por sus siglas en inglés) y la raíz del error cuadrático medio o RMSE (por sus siglas en inglés). No fue posible realizar un ajuste para la estimación de CH₄ y N₂O, ya que el modelo emplea datos observados para la estimación.

También se elaboró un análisis de sensibilidad para evaluar el grado de sensibilidad de los modelos de estimación de la PPB y RECO con respecto a sus variables y parámetros respectivos, siguiendo la metodología diseñada por Bossel (1994) y empleada por Plata *et al.* (2011). Esta técnica buscó analizar la variación en la respuesta de los modelos, a partir de la modificación individual de las variables de entrada y parámetros relevantes, asumiendo que el resto permanece sin cambio. Para esto se establecieron valores mínimos y máximos para cada variable/parámetro, utilizando promedios diarios estimados para el área de estudio y verificando que estos fuesen físicamente posibles mediante literatura. Posteriormente, se definieron seis intervalos de cambio separados por distancias iguales entre el valor mínimo y el máximo de cada variable/parámetro y se evaluó la respuesta de los modelos frente a estas variaciones, calculando un valor de cambio promedio y un porcentaje de cambio promedio. A su vez, se graficaron los efectos del incremento en las variables/parámetros sobre la PPB y RECO.

Una vez ajustados los modelos de flujos de CO₂, se realizó la extrapolación a escala de paisaje de los tres gases para todas las coberturas, considerando los parámetros fijados y ajustados para cada cobertura y a partir de los valores de las distintas variables ambientales y climáticas en los píxeles restantes al interior del área de estudio. Los flujos se modelaron a escala mensual y luego se generaron imágenes ráster de flujos diarios de GEI para cada cobertura de forma individual, las cuales luego fueron sumadas para obtener imágenes ráster de flujos diarios de GEI para todas las coberturas de estudio. Luego, se obtuvieron las imágenes ráster de balance anual de flujos, multiplicando la media o el promedio entre las 22 fechas consideradas por 365 (días totales del año), empleando el entorno de programación R. Posteriormente se generó la estadística descriptiva de los datos de balance anual desglosado por cobertura y gas, además de mapas a escala de paisaje generales y por cobertura con el software Qgis (versión 3.4.2.). A su vez, se elaboraron gráficos de distribución de densidades para evaluar las diferencias existentes o superposiciones entre los datos estimados de captura/emisión de cada una de las coberturas en estudio, con los paquetes “ggplot2” y “overlapping” de R. Finalmente, se calculó el balance de GEI en la zona norte de Chiloé para el año 2018, ocupando la Ecuación 13.

$$\text{Balance de GEI} = F \text{ CO}_2 + F \text{ CH}_4 * \text{PCGCH}_4 + F \text{ N}_2\text{O} * \text{PCGN}_2\text{O} \quad (\text{Ecuación 13})$$

Donde F CO₂ corresponde al flujo de CO₂, F CH₄ es el flujo de CH₄, PCGCH₄ es igual a 25 (1 kg CH₄ emitido a la atmósfera = 25 kg CO₂-equivalente), F N₂O es el flujo de N₂O y PCGN₂O es igual a 298 (1 kg N₂O emitido a la atmósfera = 298 kg CO₂-equivalente) (Sánchez *et al.*, 2015). El balance de GEI se expresó en ton CO₂-eq año⁻¹.

RESULTADOS

Ajuste de flujos de carbono

En la Figura 5 se presentan los distintos valores ajustados inicialmente para el parámetro ϵ_0 , en función de la cobertura y época del año, para ajustar el valor de productividad primaria bruta (PPB) utilizando el modelo VPM (Ecuación 4). Se puede notar que en general existe una gran fluctuación del parámetro en función de la época, salvo por la turbera en la cual presentó un comportamiento más estable. El resto de los parámetros fijados tanto para el modelo VPM como para el modelo ReRSM pueden visualizarse en el Apéndice 2.

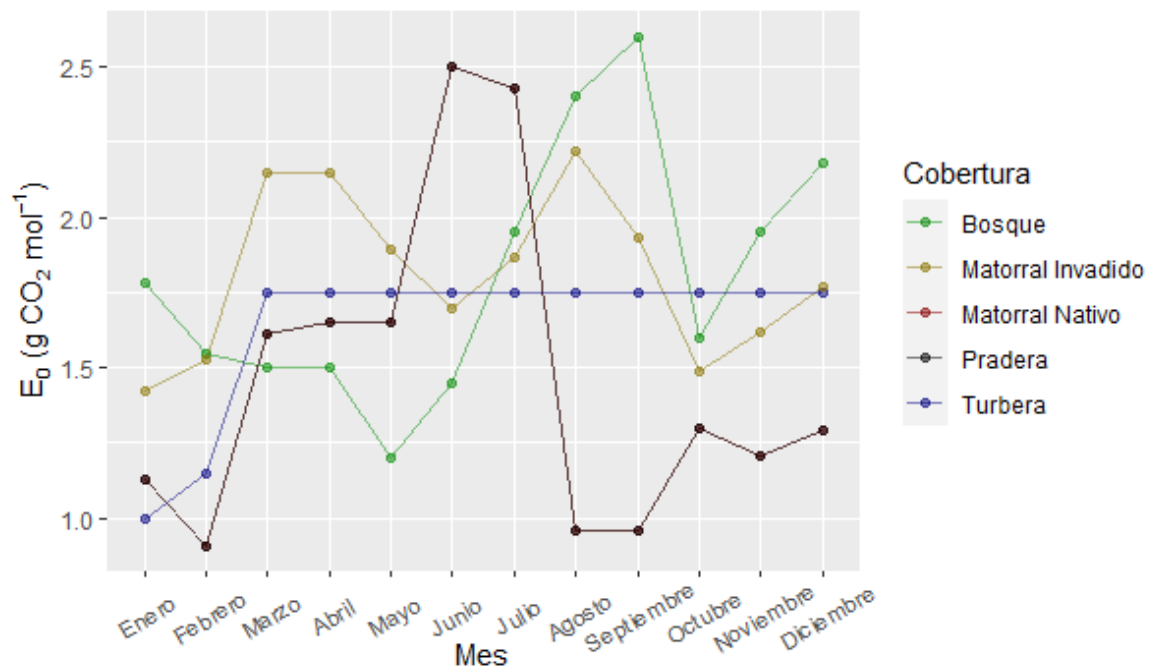


Figura 5. Ajuste rendimiento cuántico aparente o eficiencia máxima de la luz (ϵ_0), por cobertura y época.

Los ajustes de los modelos VPM (PPB) y ReRSM (RECO) para la cobertura bosque arrojaron valores de R^2 altos ($>0,90$), mientras que para NEE se logró un valor $\leq 0,74$ (Figura 6). Sin embargo, se da lo contrario en términos de error asociado, donde los ajustes de PPB y ReRSM obtuvieron un mayor error (MAE y RMSE) con respecto al ajuste de NEE (Figura 6). Al comparar los resultados de los modelos ajustados con respecto a los datos de terreno (Figura 7), se puede notar que los datos modelados tienden a ser muy similares a los datos observados, sobre todo en el caso de la variable NEE. A pesar de esto, se puede evidenciar cierta subestimación en los valores de PPB y RECO durante los meses de otoño e invierno. Las variaciones temporales de los datos de terreno y de los modelados son similares para las tres variables, destacando valores más altos de PPB y RECO en primavera y verano, mientras

que los valores más bajos se dan en otoño e invierno. El bosque se comporta en general como sumidero de CO₂ todo el año, salvo por mayo y junio.

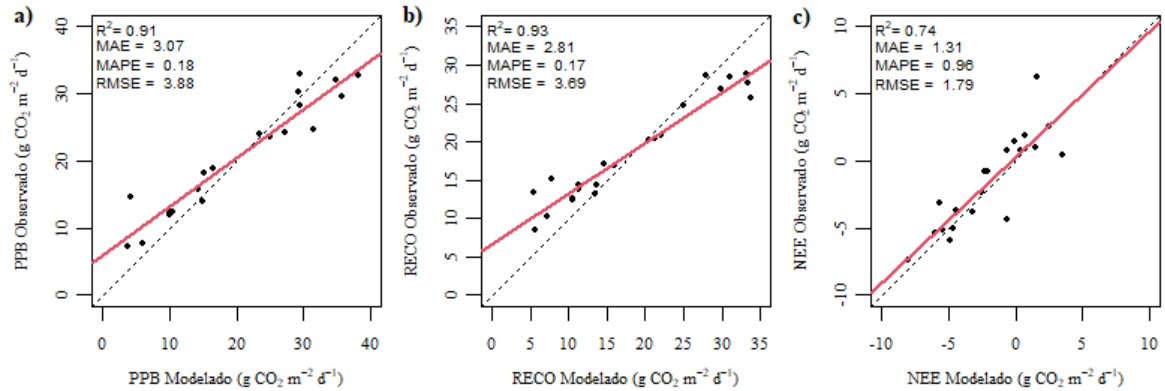


Figura 6. Ajuste modelos VPM (PPB), ReRSM (RECO) y NEE para la cobertura bosque. El eje de las abscisas representa los datos modelados, mientras que el eje de las ordenadas los datos observados. La línea roja continua representa la regresión lineal y la negra punteada la recta 1:1. **a)** ajuste PPB; **b)** ajuste RECO; **c)** ajuste NEE.

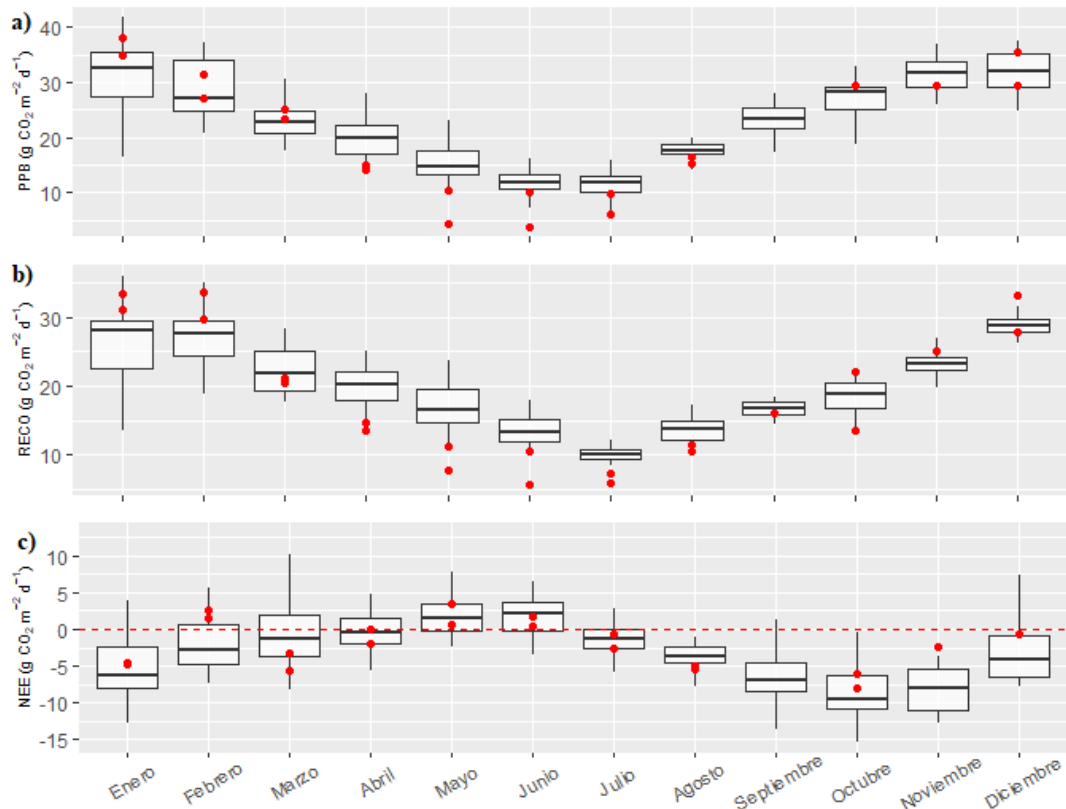


Figura 7. Comparación de datos medidos por la estación Eddy covariance en 2018 para cada mes (boxplots) y los modelados para distintas fechas del mes (puntos rojos), para la cobertura bosque en la Estación Biológica Senda Darwin. **a)** PPB; **b)** RECO; **c)** NEE. La línea segmentada roja indica carbono neutralidad, por lo que los puntos sobre esta (positivos) corresponden a emisión y los puntos bajo esta (negativos) son captura.

Los modelos ajustados para la cobertura turbera arrojaron valores de R^2 un poco más bajos con respecto al bosque (Figura 8). En relación con el error estimado, el ajuste de PPB obtuvo un mayor error con respecto al ajuste de RECO y NEE, los que en definitiva representan valores de error más altos que los del bosque. Comparando los datos modelados para turbera con los datos observados en terreno (Figura 9), se puede apreciar que existe una pequeña subestimación de los valores modelados en los meses de verano y otoño para PPB y RECO, no obstante, NEE se ajusta mejor a lo largo de todo el año. La turbera actúa en general como sumidero de CO_2 todo el año, salvo por los meses de enero y febrero.

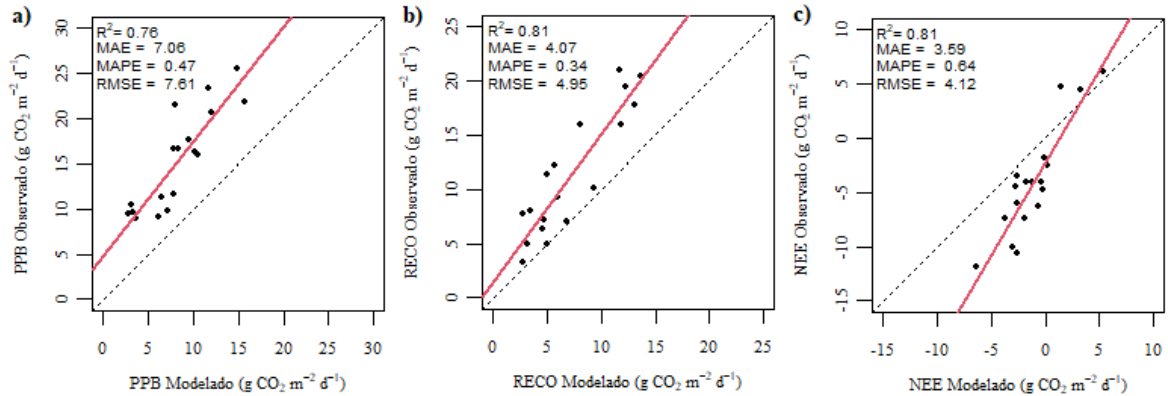


Figura 8. Ajuste modelos VPM (PPB), ReRSM (RECO) y NEE para la cobertura turbera. El eje de las abscisas representa los datos modelados, mientras que el eje de las ordenadas los datos observados. La línea roja continua representa la regresión lineal y la negra punteada la recta 1:1. **a)** ajuste PPB; **b)** ajuste RECO; **c)** ajuste NEE.

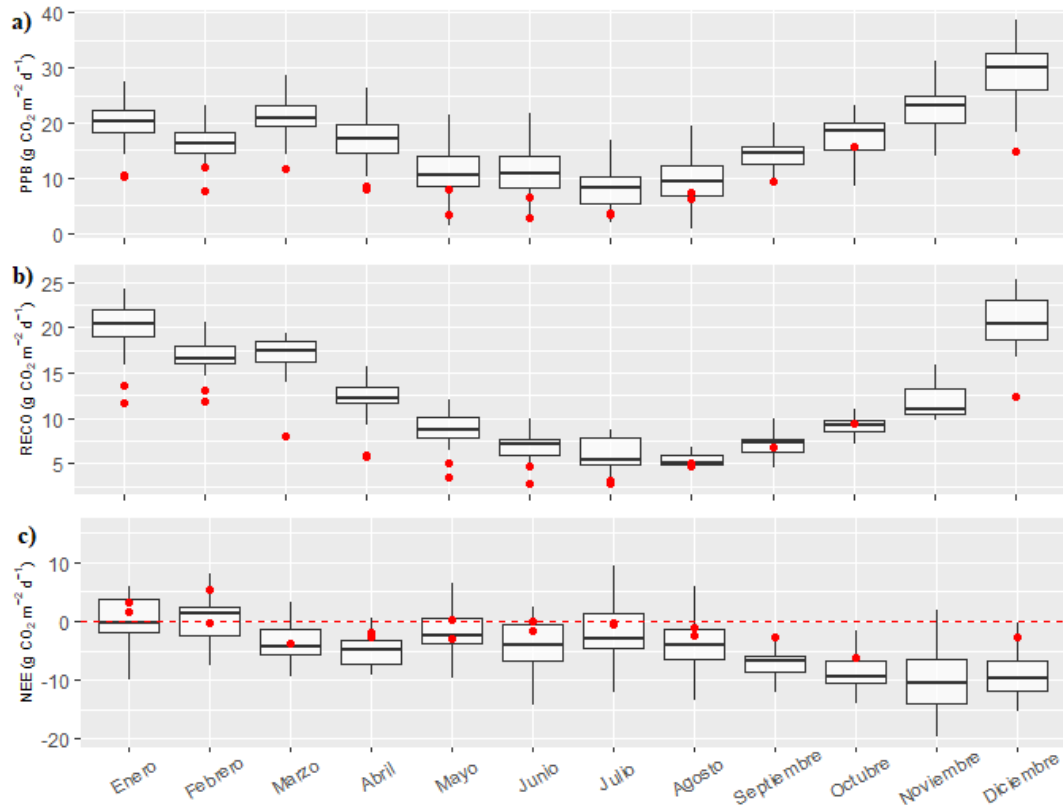


Figura 9. Comparación de datos medidos por la estación Eddy covariance en 2018 para cada mes (boxplots) y los modelados para distintas fechas del mes (puntos rojos), para la cobertura turbera en la Estación Biológica Senda Darwin. **a)** PPB; **b)** RECO; **c)** NEE. La línea segmentada roja indica carbono neutralidad, por lo que los puntos sobre esta (positivos) corresponden a emisión y los puntos bajo esta (negativos) son captura.

En cuanto a los ajustes de NEE obtenidos para las coberturas de matorral nativo, matorral invadido y pradera (Figura 10), estos presentaron valores de R^2 mucho más bajos que los logrados para las coberturas anteriores ($R^2 \leq 0,56$). Pese a esto, los valores de los estadígrafos de error (MAE y RMSE) se encuentran dentro del mismo rango que aquellos obtenidos para bosque y turbera (1,31-7,06 y 1,79-7,61, respectivamente). Los datos modelados de NEE para las tres coberturas se encuentran dentro del rango de los valores observados en terreno durante todo el año (Figura 11), incluso en su mayoría suelen estar cercanos al promedio correspondiente para cada mes. A lo largo de todo el año, tanto el matorral nativo como el matorral invadido se comportan como sumideros de CO_2 , con una mayor posibilidad de actuar como fuente durante los meses de invierno. La pradera en tanto posee un comportamiento mixto, ya que se comporta como fuente en enero, mayo y noviembre.

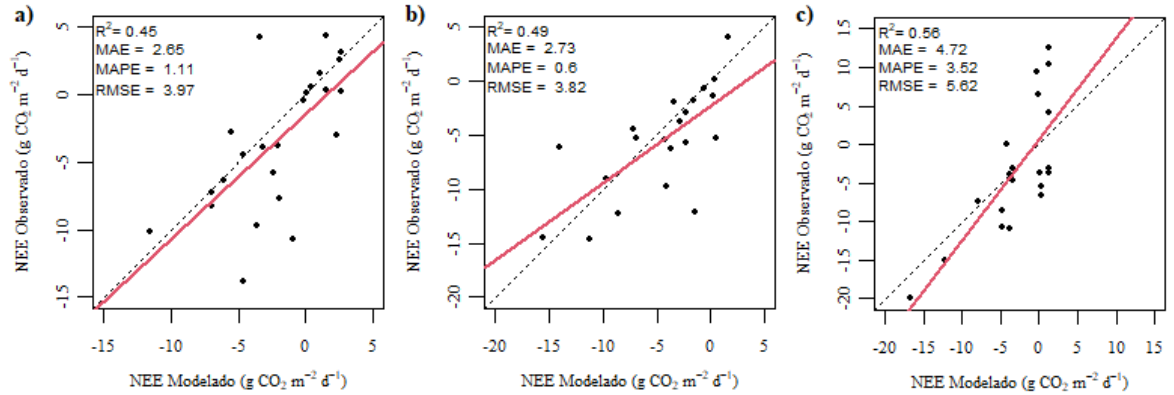


Figura 10. Ajuste de intercambio ecosistémico neto de CO_2 (NEE) para las coberturas **a)** matorral nativo, **b)** matorral invadido y **c)** pradera. La línea roja continua representa la regresión lineal y la negra punteada la recta 1:1.

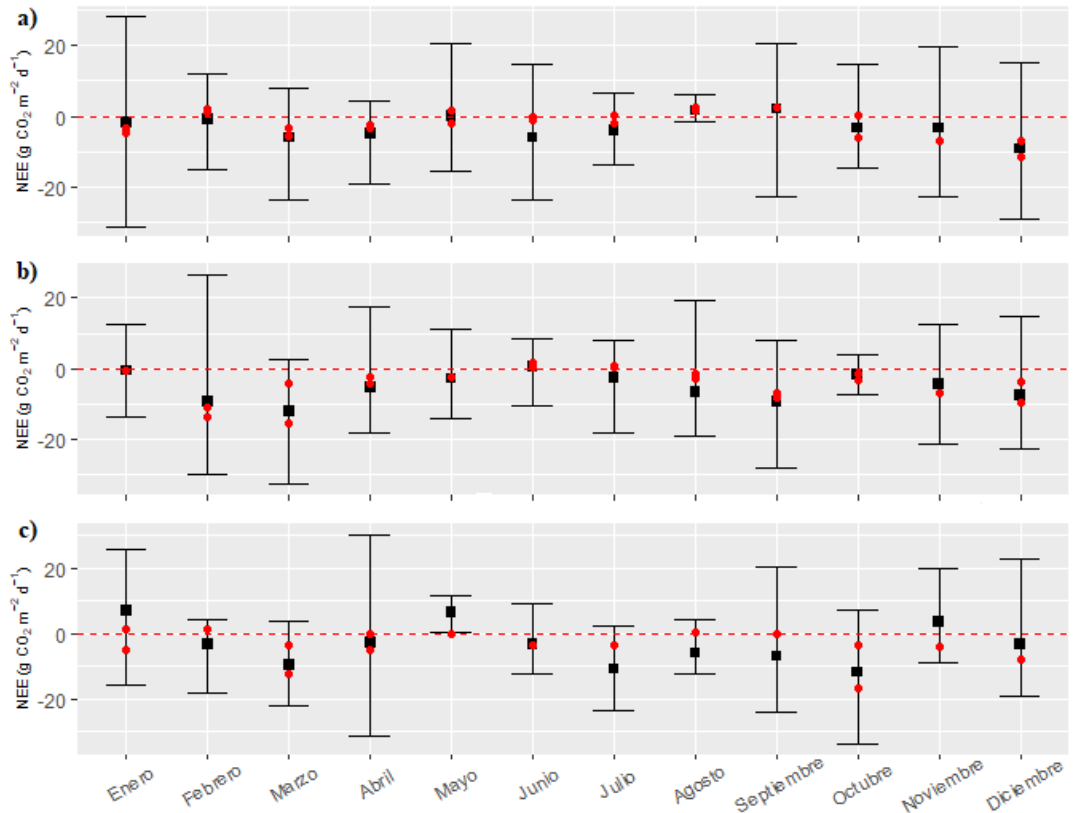


Figura 11. Comparación de datos medidos por cámaras cerradas en 2018 (barras representan el rango y el promedio de los datos diarios medidos en terreno para cada mes) y los modelados para distintas fechas del mes (puntos rojos), para las coberturas **a)** matorral nativo, **b)** matorral invadido y **c)** pradera. La línea segmentada roja indica carbono neutralidad, por lo que los puntos sobre esta (positivos) corresponden a emisión y los puntos bajo esta (negativos) son captura.

Análisis de Sensibilidad

El análisis de sensibilidad arrojó que los valores de PPB estimados con el modelo VPM, son muy sensibles al cambio en las variables EVI, FAPAR y LSWI, con promedios de cambio equivalentes a 53,9%, 46,9% y 30,8%, respectivamente (ver Apéndice 3). Del mismo modo, también son muy sensibles al parámetro ϵ_0 (42,6% promedio de cambio). Con respecto a los valores de RECO estimados con el modelo ReRSM, estos resultaron ser sensibles a la variable PPB y al parámetro R_{ref} , con porcentajes promedio de cambio de 22,9% y 11,3%, respectivamente (ver Apéndice 3). El evaluar el efecto del incremento en las variables/parámetros en la PPB (Figura 12), se puede notar que todas poseen una relación directamente proporcional con la respuesta, es decir, su aumento genera un incremento de la respuesta, mientras que en el caso de la RECO se da la misma situación salvo por el parámetro E_0 , el cual presenta una relación inversamente proporcional.

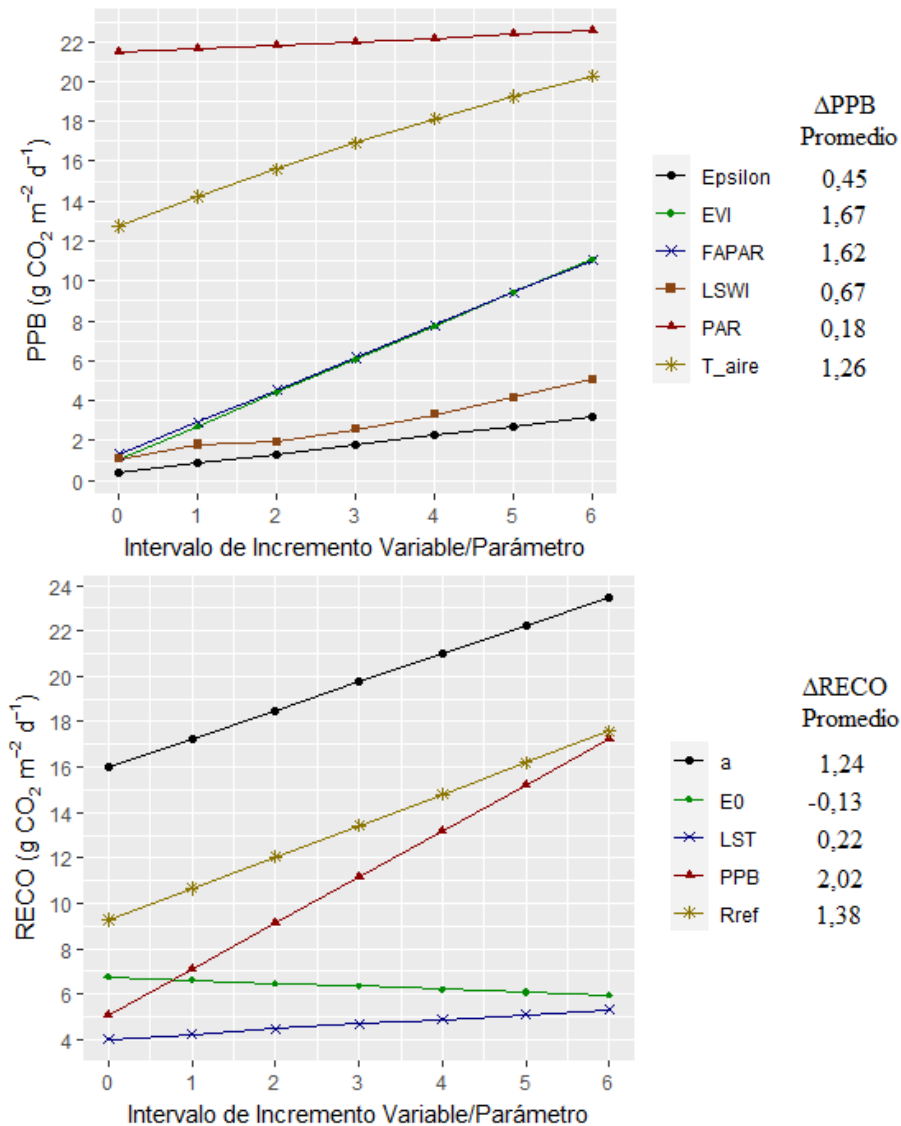


Figura 12. Efecto del incremento de las variables/parámetros en la PPB y RECO.

Extrapolación de NEE a escala de paisaje

A partir de la extrapolación a escala de paisaje de la NEE obtenida en la zona norte de Chiloé para el año 2018 (Figura 13), puede evidenciarse, por la predominancia de colores verdes y amarillos, que independientemente del tipo de cobertura, el área de estudio en su mayoría presenta captura neta de CO₂. También puede apreciarse que gran parte de las zonas que actualmente presentan un cierto grado de intervención o que presentan menor cobertura de vegetación nativa (Ver Figura 4), tienden a desempeñar un menor rol como sumidero, incluso llegando a ser fuentes en ciertos sectores al sur. El matorral invadido es la cobertura con mayor capacidad de sumidero, con una cifra media¹ de captura de CO₂ de $-3.295 \pm 1,61 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$. Luego vendrían con cifras de captura menores y similares el bosque ($-1.204 \pm 0,71 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$), el matorral nativo ($-1.127 \pm 0,87 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) y la pradera ($-1.100 \pm 0,66 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$). Por otra parte, la turbera es la cobertura con menor capacidad de sumidero ($-991 \pm 1,28 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$). Una tabla resumen con esta información puede ser vista en el Apéndice 4.

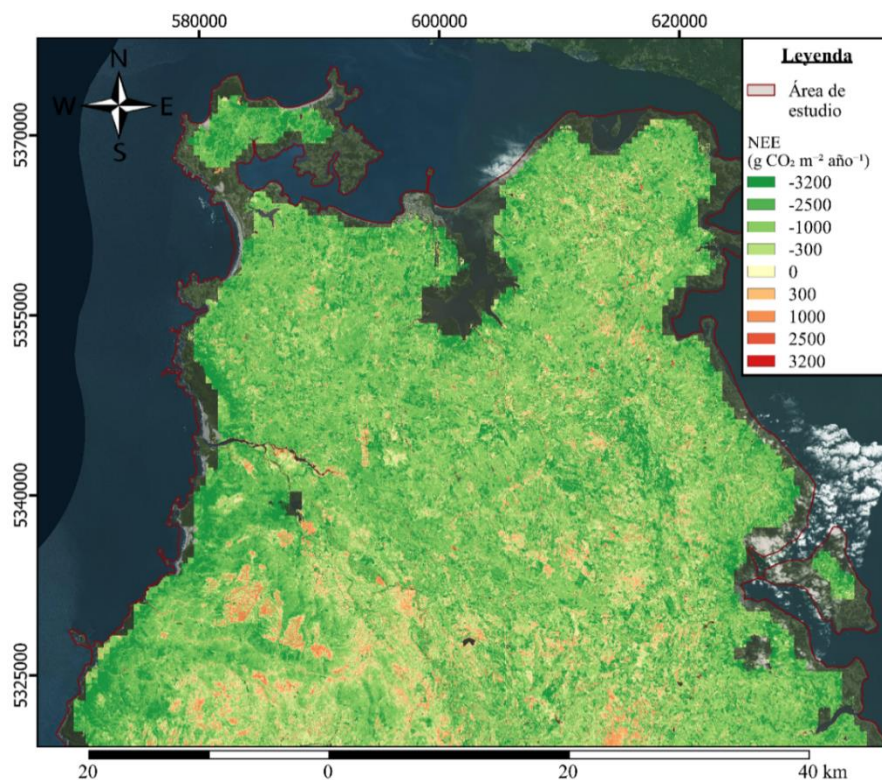


Figura 13. Extrapolación de NEE ($\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) a escala de paisaje en la zona norte de Chiloé para el año 2018. Valores negativos (verde) representan captura de CO₂, mientras que los valores positivos (rojo) representan emisión de CO₂. El borde rojo representa el límite del área de estudio considerado para la obtención de los usos y coberturas de suelo.

¹ Cifras corresponden a la Media \pm 1 Error Estándar

Evaluar los porcentajes de superposición de los valores de captura/emisión entre las distintas coberturas, a partir de un gráfico de densidades de probabilidad, permite establecer el grado de similitud que presentan las coberturas en términos del rol que desempeñan como fuente o sumidero, dependiendo del caso. Teniendo esto en cuenta, las densidades de probabilidad obtenidas para los datos modelados de NEE en el área de estudio (Figura 14) dan cuenta de que el matorral invadido fue la única cobertura que presentó bajos niveles de superposición con el resto de las otras coberturas, alcanzando una cifra máxima de 22,1% con el bosque, por lo que su capacidad como sumidero de CO₂ es distintivamente mayor a la del resto. En cuanto a las coberturas restantes, el matorral nativo y la turbera presentaron el mayor grado de superposición (78,4%) mientras que el menor fue entre bosque y pradera (42%), por lo que todas generan un aporte relativamente similar en términos de captura de CO₂.

Al analizar la distribución espacial del NEE obtenidos según cobertura de suelo (Figura 15), puede apreciarse que el matorral invadido vendría a ser la cobertura menos heterogénea a escala de paisaje, sin variaciones espaciales importantes aparentes, mientras que el bosque y la turbera presentan una estructura más heterogénea, con sectores de emisión identificables a esta escala (sectores oeste y sur). En cuanto al matorral nativo y la pradera, estas presentan una distribución con variaciones espaciales intermedias.

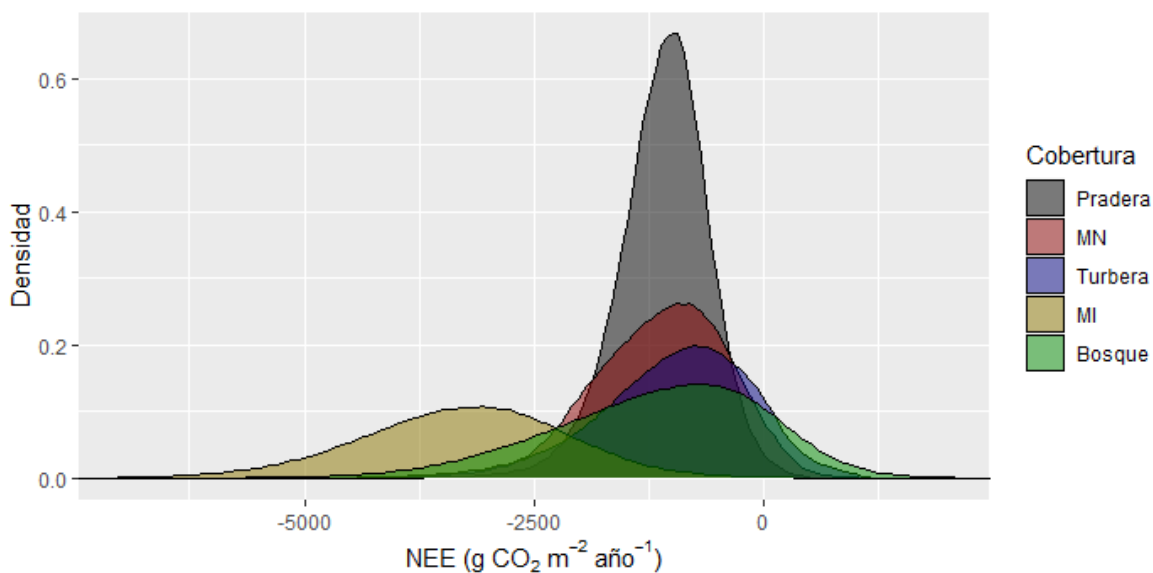


Figura 14. Distribución de las estimaciones de NEE (g CO₂ m⁻² año⁻¹) zona norte de Chiloé para el año 2018, por cobertura. MN: Matorral Nativo; MI: Matorral Invasivo.

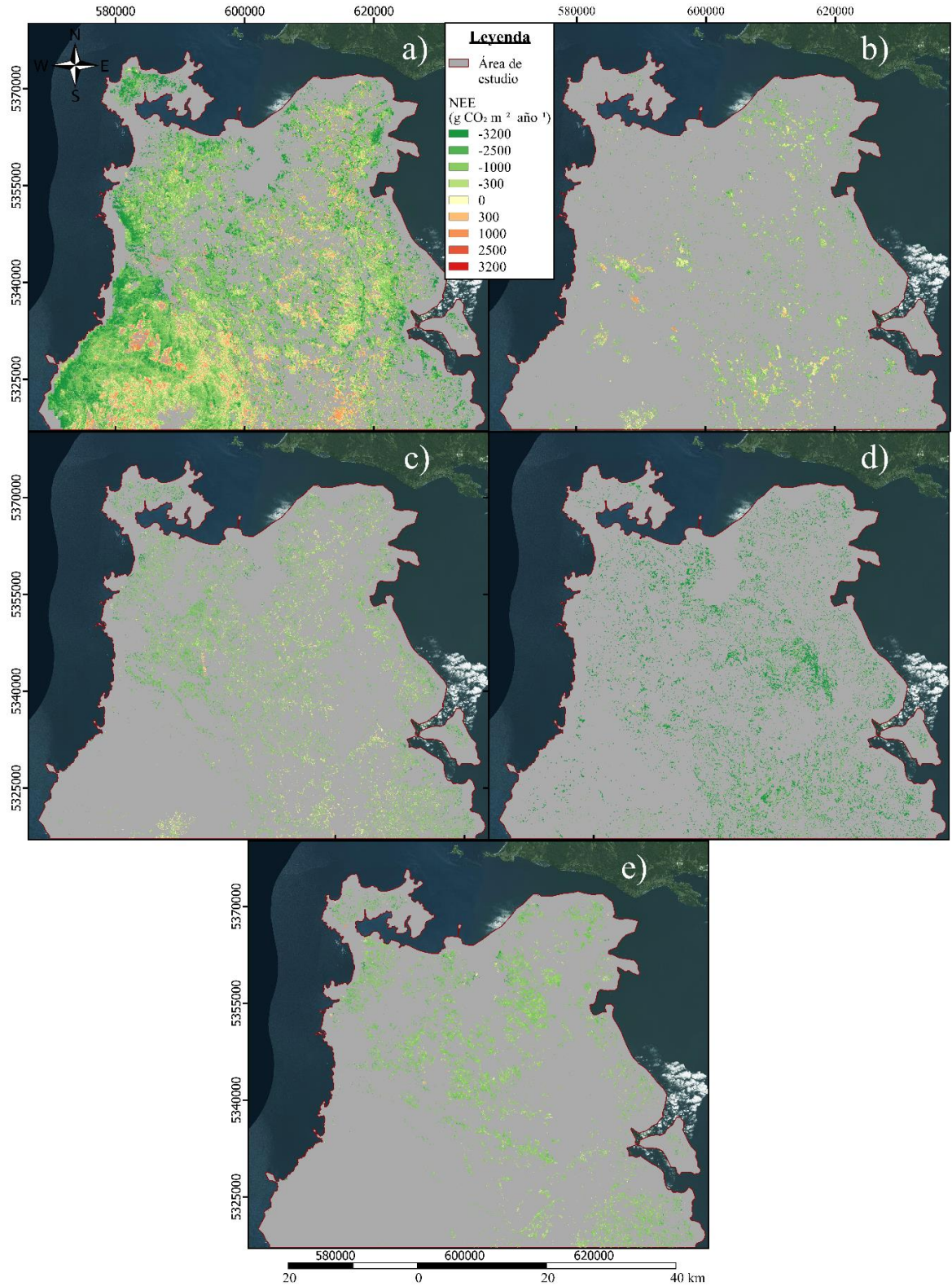


Figura 15. Extrapolación de NEE ($\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) a escala de paisaje en la zona norte de Chiloé para el año 2018, por cobertura. Valores negativos (verde) representan captura de CO_2 , mientras que los valores positivos (rojo) representan emisión de CO_2 . **a)** bosque; **b)** turbera; **c)** matorral nativo; **d)** matorral invadido; **e)** pradera.

Extrapolación de flujos de CH₄ a escala de paisaje

En cuanto a la extrapolación de los flujos de CH₄ (Figura 16), a diferencia de los resultados obtenidos para NEE, el área de estudio presenta un mayor grado de heterogeneidad, con presencia de zonas amplias tanto de captura como de emisión de metano. Las cifras de captura más altas se ubican al oeste y en la zona noreste del área de estudio. Nuevamente puede notarse que los sectores que presentan un cierto grado de intervención (Ver Figura 4) tienden a desempeñar un menor rol como sumidero o son fuentes de este GEI. Tanto la pradera como el matorral invadido son fuentes de este GEI, mientras que las demás coberturas son sumideros. El bosque es la cobertura con mayor capacidad de sumidero, con una cifra media de captura de CH₄ de $-10,07 \pm 0,002 \text{ g CO}_2\text{-eq m}^{-2} \text{ año}^{-1}$, seguida por la turbera ($-2,33 \pm 0,001 \text{ g CO}_2\text{-eq m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) y el matorral nativo ($-0,45 \pm 0,002 \text{ g CO}_2\text{-eq m}^{-2} \text{ año}^{-1}$). Por otro lado, el matorral invadido es la cobertura con un mayor rol como fuente de CH₄ ($8,5 \pm 0,004 \text{ g CO}_2\text{-eq m}^{-2} \text{ año}^{-1}$), seguida por la pradera ($3,96 \pm 0,004 \text{ g CO}_2\text{-eq m}^{-2} \text{ año}^{-1}$). La tabla que resume esta información se encuentra en el Apéndice 4.

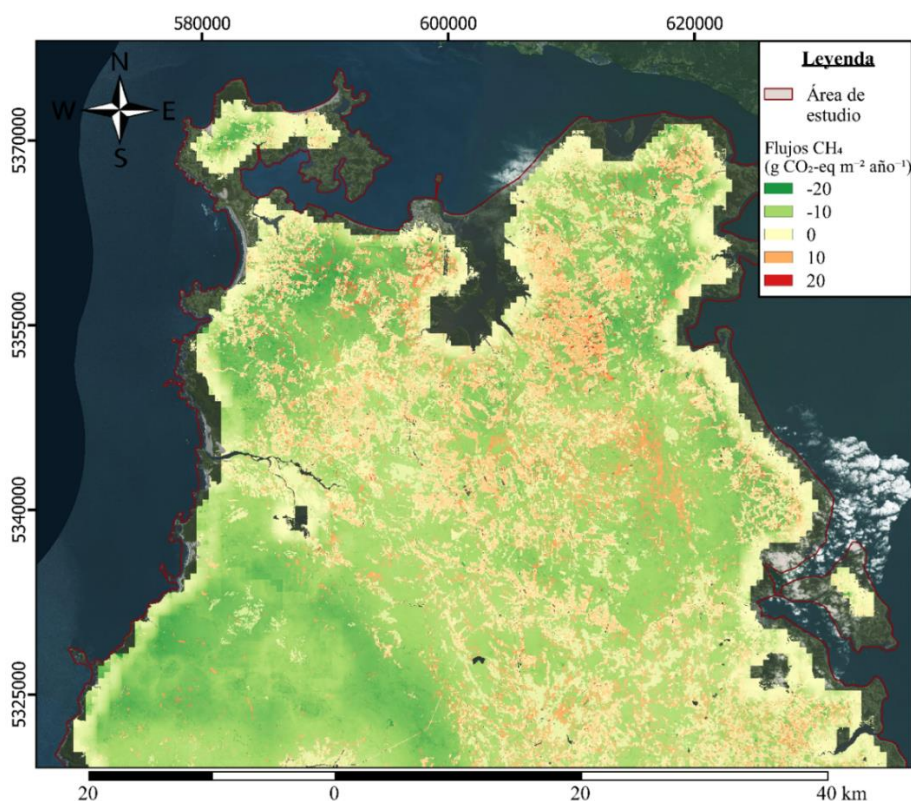


Figura 16. Extrapolación balance flujos de CH₄ ($\text{g CO}_2\text{-eq m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) a escala de paisaje en la zona norte de Chiloé para el año 2018. Valores negativos (verde) representan captura de CH₄, mientras que los valores positivos (rojo) representan emisión de CH₄. El borde rojo representa el límite del área de estudio considerado para la obtención de los usos y coberturas de suelo.

Las distribuciones que presentaron los datos modelados de flujos de CH₄ (Figura 17) muestran mayores diferencias entre las coberturas con respecto a los resultados de NEE. El bosque presentó los menores niveles de superposición de valores de captura/emisión de CH₄ con todas

las demás coberturas, con un porcentaje máximo de superposición de 4,2% tanto con el matorral nativo como con la pradera, convirtiéndola en la cobertura con rol de sumidero de metano más significativa. El matorral invadido muestra un comportamiento totalmente opuesto, comportándose como principal fuente con un grado de superposición de un 19% con la pradera.

En cuanto a la distribución espacial de los datos de flujos de CH₄ según cobertura (Figura 18), se puede notar que el matorral nativo y la turbera corresponden a las coberturas más homogéneas para la escala de este estudio. En cuanto al bosque, el matorral invadido y la pradera, estas presentan una variación importante de los flujos a lo largo y ancho del paisaje. Sin embargo, el bosque mantiene su condición de sumidero sin sectores de emisión, mientras que el matorral invadido y la pradera presentan principalmente zonas de emisión. Se puede notar el rol principal que desempeña cada cobertura, salvo por el matorral nativo que desempeña un rol más mixto.

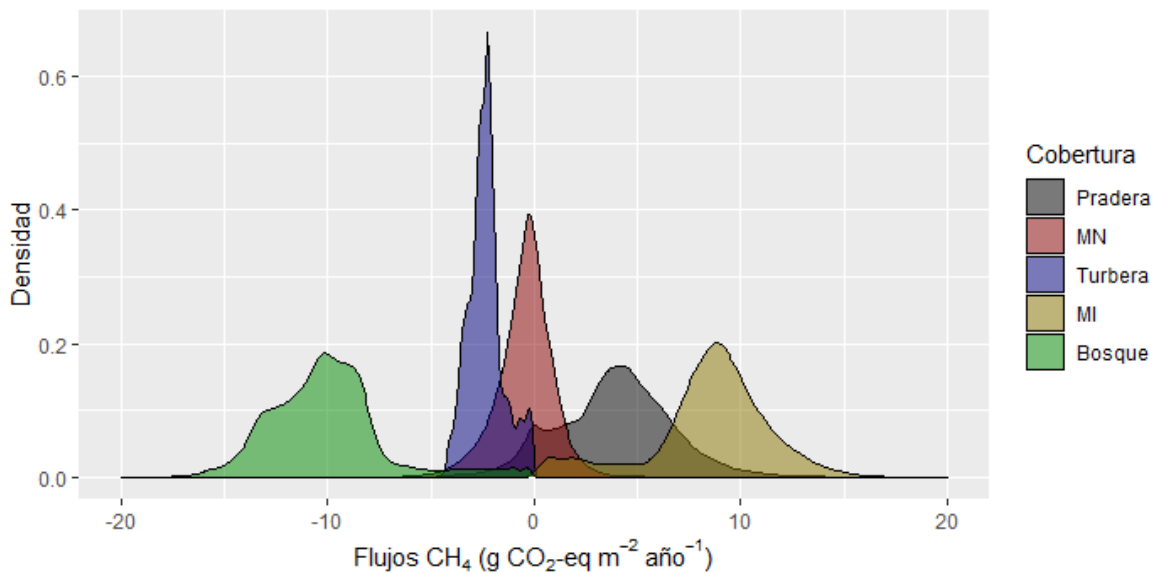


Figura 17. Distribución de las estimaciones de flujos de CH₄ (g CO₂-eq m⁻² año⁻¹) zona norte de Chiloé para el año 2018, por cobertura. MN: Matorral Nativo; MI: Matorral Invadido.

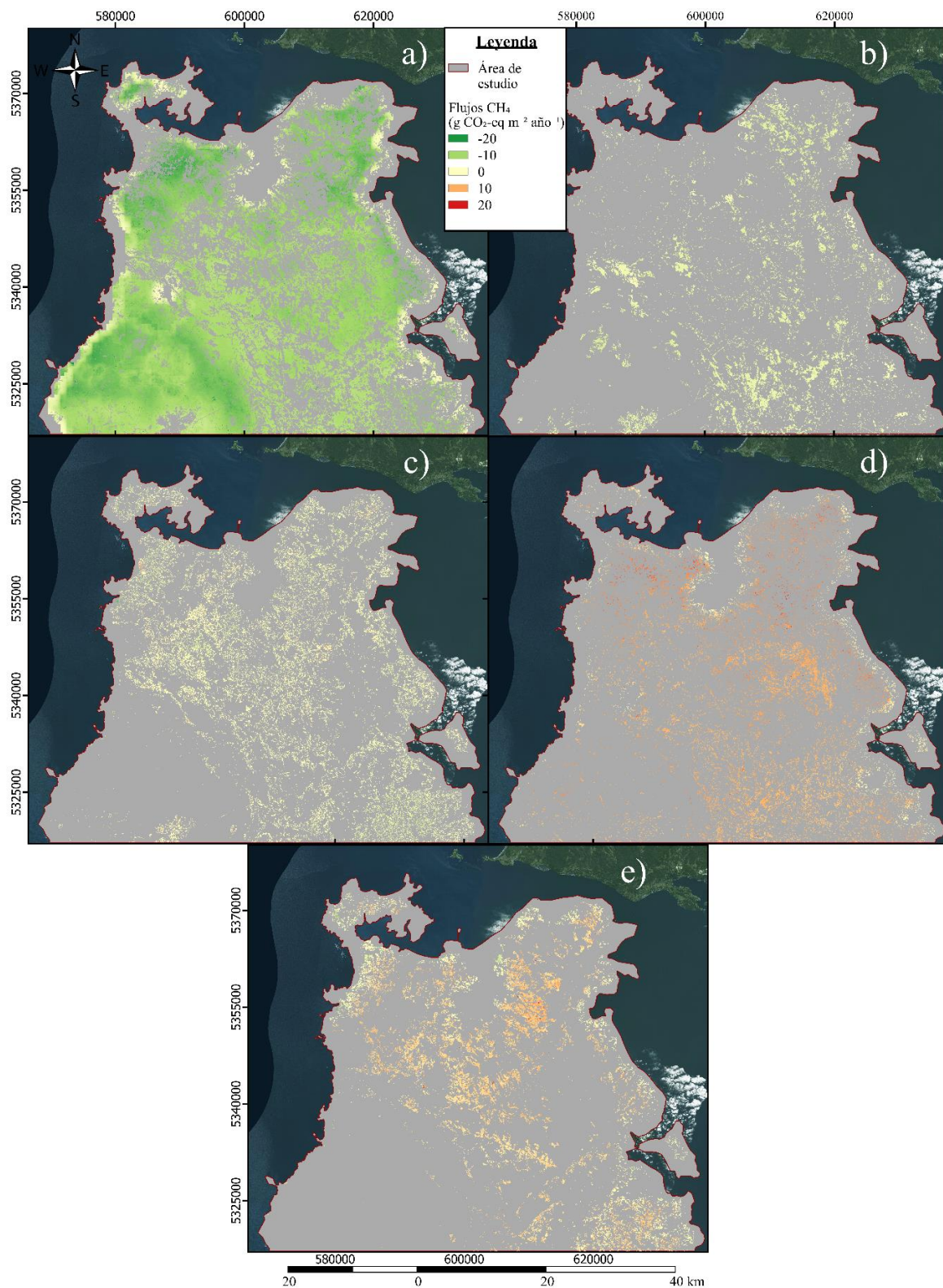


Figura 18. Extrapolación balance flujos de CH₄ (g CO₂-eq m⁻² año⁻¹) a escala de paisaje en la zona norte de Chiloé para el año 2018, por cobertura. Valores negativos (verde) representan captura de CH₄, mientras que los valores positivos (rojo) representan emisión de CH₄. **a)** bosque; **b)** turbera; **c)** matorral nativo; **d)** matorral invadido; **Figura e)** pradera.

Extrapolación de flujos de N₂O a escala de paisaje

Con respecto a la extrapolación de los flujos de N₂O (Figura 19), el área de estudio presenta incluso un mayor grado de heterogeneidad con respecto al CH₄, destacando la presencia de zonas amplias de emisión. En este caso se da un escenario contrario al de los GEI anteriores, con cifras de emisión más altas en aquellas zonas con cobertura mayoritaria de bosques nativos Norpatagónicos y Valdivianos. En cuanto a la estadística de los flujos de N₂O a escala de paisaje, tanto los matorrales como la pradera cumplen un rol de sumidero, mientras que el bosque y la turbera son fuentes. El matorral invadido vendría a ser la cobertura con mayor capacidad de sumidero, con una cifra media de captura de N₂O de $-28,24 \pm 0,01$ g CO₂-eq m⁻² año⁻¹, seguida por la pradera ($-13,54 \pm 0,01$ g CO₂-eq m⁻² año⁻¹) y el matorral nativo ($-3,4 \pm 0,01$ g CO₂-eq m⁻² año⁻¹). Por otro lado, la turbera es la cobertura con un mayor rol como fuente de N₂O ($143,08 \pm 0,07$ g CO₂-eq m⁻² año⁻¹), seguida por el bosque ($113,09 \pm 0,02$ g CO₂-eq m⁻² año⁻¹). En el Apéndice 4 se presenta una tabla resumen con esta información.

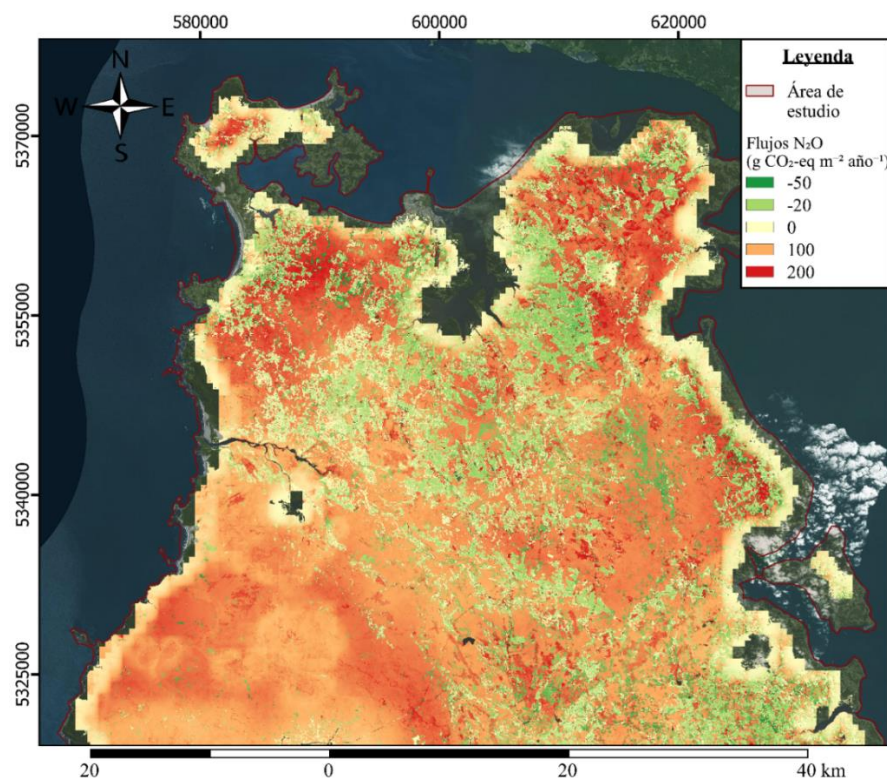


Figura 19. Extrapolación balance flujos de N₂O (g CO₂-eq m⁻² año⁻¹) a escala de paisaje en la zona norte de Chiloé para el año 2018. Valores negativos (verde) representan captura de N₂O, mientras que los valores positivos (rojo) representan emisión de N₂O. El borde rojo representa el límite del área de estudio considerado para la obtención de los usos y coberturas de suelo.

Con respecto a las distribuciones presentadas por los datos modelados de flujos de N₂O (Figura 20), el bosque y la turbera arrojaron el mayor nivel de superposición, con un 42,4%, además ambas obtuvieron niveles de superposición menores al 2% con el resto, destacando como las únicas coberturas fuentes de este gas. Las otras tres coberturas sumidero presentaron

porcentajes de superposición en torno a los 12,7-29%, con el matorral nativo manteniendo levemente una mayor cantidad de valores de emisión que las otras dos.

A partir del análisis de la distribución espacial de los datos de flujos de N_2O según cobertura (Figura 21), se puede ver que el matorral invadido vendría siendo la cobertura con distribución menos heterogénea en el paisaje. El resto de las otras coberturas presenta un contraste mayor de los flujos en el área de estudio, sobre todo el bosque y la turbera. El matorral nativo otra vez desempeña un rol mixto, mientras que el resto de las otras coberturas presentan un rol más marcado hacia sumidero (matorral invadido y pradera) y fuente (bosque y turbera).

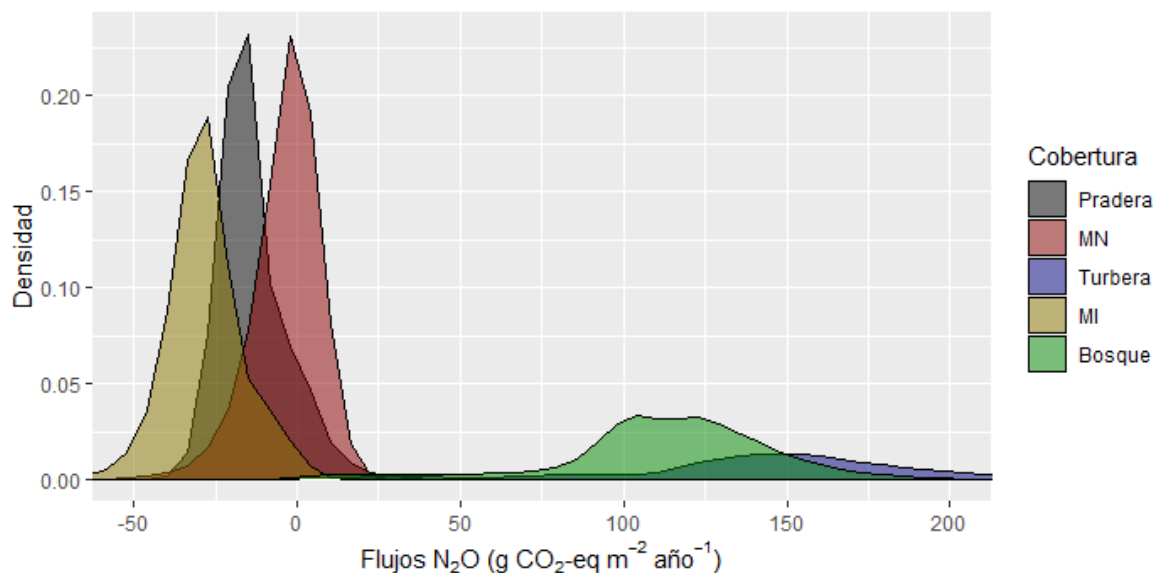


Figura 20. Distribución de las estimaciones de flujos N_2O ($g\ CO_2\text{-eq}\ m^{-2}\ \text{año}^{-1}$) zona norte de Chiloé para el año 2018, por cobertura. MN: Matorral Nativo; MI: Matorral Invasado.

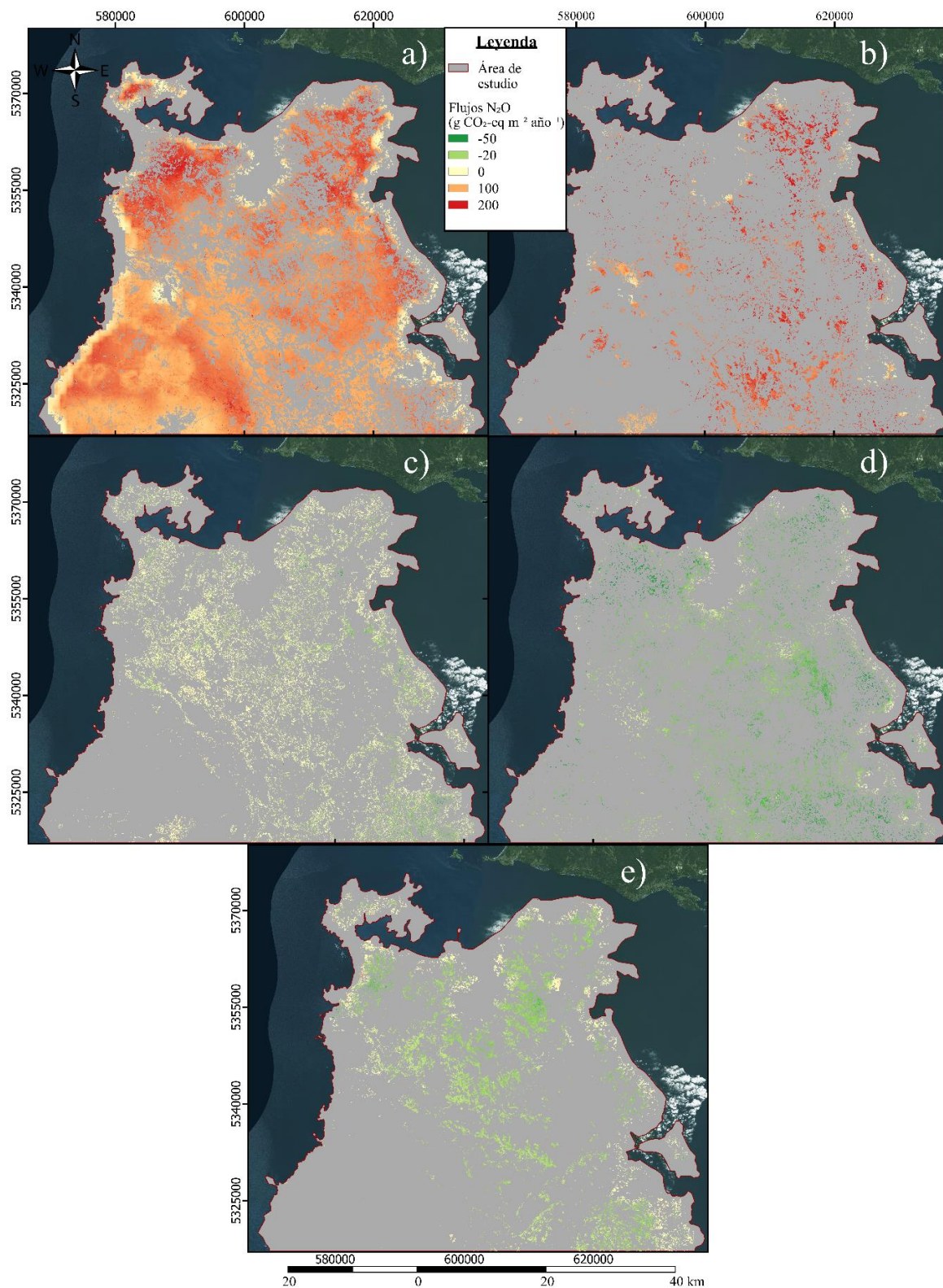


Figura 21. Extrapolación balance flujos de N₂O (g CO₂-eq m⁻² año⁻¹) a escala de paisaje en la zona norte de Chiloé para el año 2018, por cobertura. Valores negativos (verde) representan captura de N₂O, mientras que los valores positivos (rojo) representan emisión de N₂O. **a)** bosque; **b)** turbera; **c)** matorral nativo; **d)** matorral invadido; **e)** pradera.

Balance de GEI a escala de paisaje

A partir de los resultados anteriores, se pudo obtener el balance de GEI para la zona norte de Chiloé (Figura 22). El balance muestra que el área de estudio en su mayoría presenta captura de GEI, con las cifras de captura más altas en el sector suroeste, oeste y noroeste. La tendencia es similar a la del NEE, tanto en términos de cifras como espacialmente, con zonas que presentan un grado de intervención o con ausencia de vegetación natural desempeñando un menor rol como sumidero o actuando como fuentes de GEI. El balance de GEI a escala de paisaje posiciona al matorral invadido como la cobertura con mayor capacidad de sumidero, con una cifra media de captura de GEI de $-3.314 \pm 1,61 \text{ g CO}_2\text{-eq m}^{-2} \text{ año}^{-1}$. Luego vendrían con cifras de captura menores y similares el matorral nativo ($-1.131 \pm 0,86 \text{ g CO}_2\text{-eq m}^{-2} \text{ año}^{-1}$), la pradera ($-1.110 \pm 0,66 \text{ g CO}_2\text{-eq m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) y el bosque ($-1.101 \pm 0,75 \text{ g CO}_2\text{-eq m}^{-2} \text{ año}^{-1}$). Por otra parte, la turbera es la cobertura con menor capacidad de sumidero, con una cifra media de captura de $-850 \pm 1,3 \text{ g CO}_2\text{-eq m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ (para tabla resumen, ver Apéndice 4.)

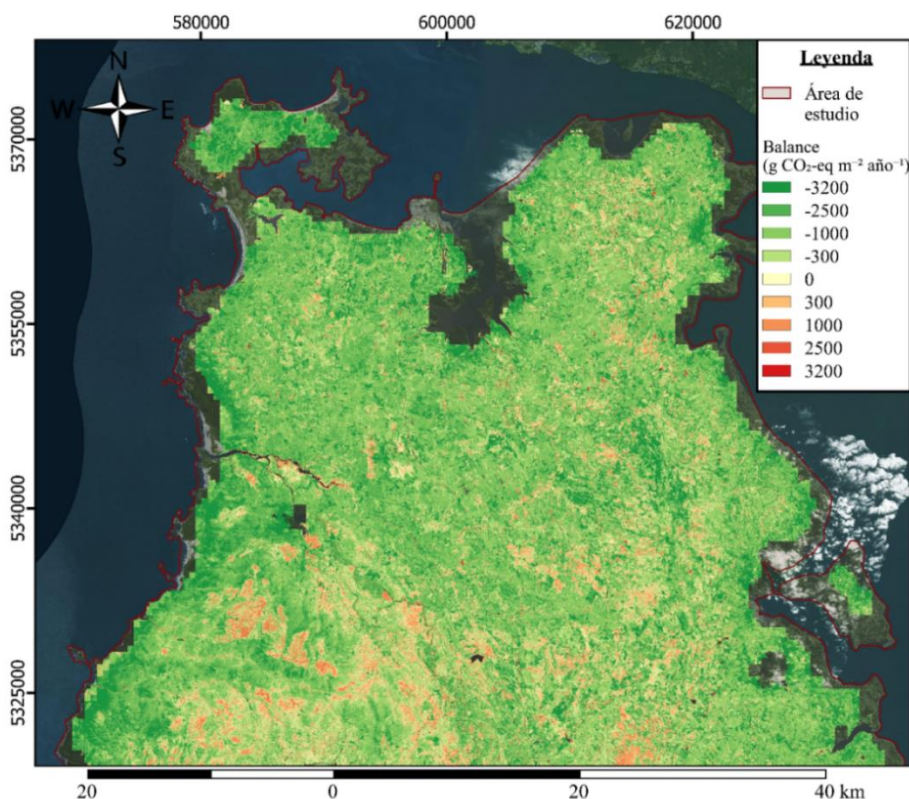


Figura 22. Extrapolación balance de GEI ($\text{g CO}_2\text{-eq m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) a escala de paisaje en la zona norte de Chiloé para el año 2018. Valores negativos (verde) representan captura, mientras que los valores positivos (rojo) representan emisión. El borde rojo representa el límite del área de estudio considerado para la obtención de los usos y coberturas de suelo.

Las distribuciones de los datos modelados del balance de GEI para el área de estudio (Figura 23) muestran que, al igual que en el caso del NEE, el matorral invadido fue la única cobertura que presentó bajos niveles de superposición con respecto a las otras coberturas, alcanzando una cifra máxima de 20,3% con el bosque, por lo que su capacidad como sumidero de GEI es

distintivamente mayor a la del resto. En cuanto a las demás coberturas, el bosque y la turbera presentaron el mayor grado de superposición (72%), seguido por el matorral nativo y la turbera (68,4%). Cabe mencionar que el menor nivel de superposición entre las cuatro coberturas restantes alcanzó la cifra de 40% (bosque y pradera), por lo que todas generan un aporte similar en términos de captura de GEI.

La distribución espacial de los datos del balance de GEI según cobertura (Figura 24) es muy similar a la obtenida para NEE, con el matorral invadido siendo la cobertura más homogénea a escala de paisaje nuevamente, sin variaciones espaciales distintivas. El bosque y la turbera mantienen una distribución más heterogénea, con los mismos sectores de emisión identificados para NEE (sectores oeste y sur). En cuanto al matorral nativo y la pradera, estas presentan una distribución intermedia entre homogénea y heterogénea.

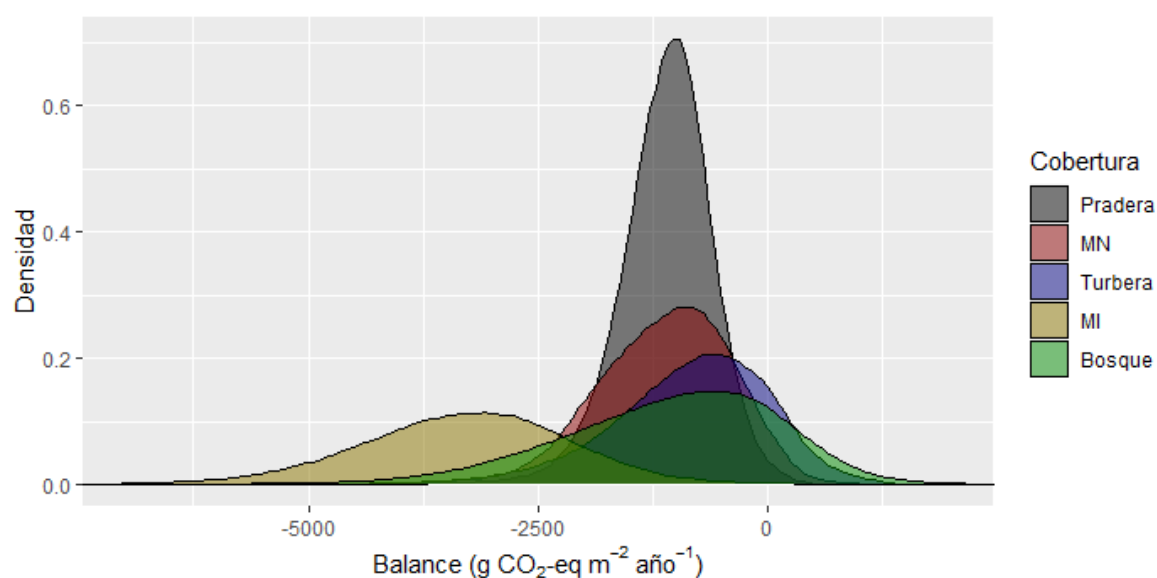


Figura 23. Distribución de las estimaciones balance de GEI ($\text{g CO}_2\text{-eq m}^{-2} \text{año}^{-1}$) zona norte de Chiloé para el año 2018, por cobertura. MN: Matorral Nativo; MI: Matorral Invasivo.

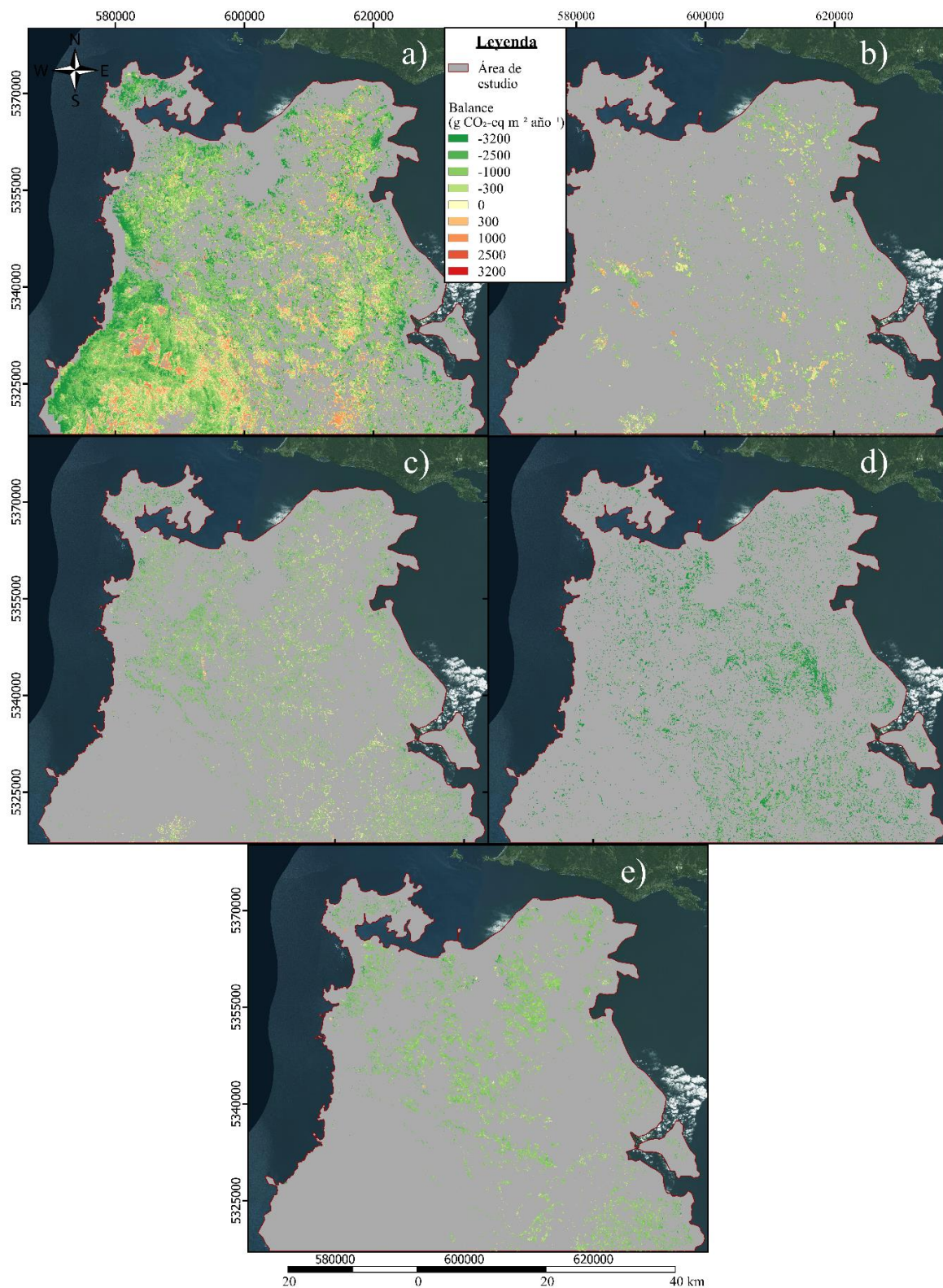


Figura 24. Extrapolación balance de GEI ($\text{g CO}_2\text{-eq m}^{-2} \text{año}^{-1}$) a escala de paisaje en la zona norte de Chiloé para el año 2018, por cobertura. Valores negativos (verde) representan captura, mientras que los valores positivos (rojo) representan emisión. **a)** bosque; **b)** turbera; **c)** matorral nativo; **d)** matorral invadido; **e)** pradera.

Cuadro 2. Flujos medios de GEI y balance de GEI en ecosistemas templados húmedos

Cobertura	Localidad	Latitud	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	Balance	Referencia
(g CO ₂ -eq m ⁻² año ⁻¹)							
MI	Chile	41-42°S	-3.295	8,5	-28,24	-3.314	Este estudio
MI	Chile	41-42°S	-1.932	10,4	-6,5	-1.928	Ibaceta, 2019
MN	Chile	41-42°S	-1.127	-0,45	-3,4	-1.131	Este estudio
MN	Chile	41-42°S	-1.090	-1,6	-5,0	-1.097	Ibaceta, 2019
Pradera	Chile	41-42°S	-1.100	3,96	-13,54	-1.110	Este estudio
Pradera	Chile	41-42°S	-1.248	5,6	-4,9	-1.248	Ibaceta, 2019
Pradera	Suiza	47°N	-2.806	47,0	-2,0	-2.761	Hörtnagl <i>et al.</i> , 2018
Pradera	Escocia	55°N	-267	6,6	0,7	-259	Skiba <i>et al.</i> , 2013
Bosque	Chile	41-42°S	-1.204	-10,07	113,09	-1.101	Este estudio
Bosque	Chile	41-42°S	-873	-	-	-	Perez-Quezada <i>et al.</i> , 2018
Bosque ¹	-	-	-1.460	-	-	-	Luyssaert <i>et al.</i> , 2007
Bosque ²	-	-	-	-8,63	5,96	-	Bouwman <i>et al.</i> , 1995
Bosque ³	Chile	41-42°S	-	-13,0	132,0	-	Perez-Quezada <i>et al.</i> , 2021
Bosque	Alemania	48°N	-	-	19,97	-	Luo <i>et al.</i> , 2013
Turbera	Chile	41-42°S	-991	-2,33	143,08	-850	Este estudio
Turbera	Polonia	53°N	-980/-560	-	-	-	Fortuniak <i>et al.</i> , 2017
Turbera	Irlanda	51°N	-293/-117	-	-	-	McVeigh <i>et al.</i> , 2014
Turbera	Polonia	52°N	-	-	1,22	-	Juszczak y Augustin, 2013
Turbera ³	Chile	41-42°S	-	-3,3	168,0	-	Perez-Quezada <i>et al.</i> , 2021

¹ Flujo medio obtenido a partir de una base de datos global de bosques de coníferas templados siempreverdes.

² Flujo medio estimado a partir de inventarios con datos globales de emisión de N₂O en bosques templados.

³ Flujo medio estimado a nivel de suelo y no de ecosistema.

Los resultados del Balance de GEI a escala de paisaje en la zona norte de Chiloé obtenidos para cada una de las coberturas, en función de las superficies totales, se presentan en el Cuadro 3. A partir de su análisis se puede deducir que, en cuanto al balance considerando solamente CO₂, todas las coberturas actúan como sumideros de C, siendo el bosque el mayor sumidero, seguido por el matorral invadido y el matorral nativo. La turbera destaca como la cobertura con menor capacidad de sumidero frente al resto. En cuanto al balance de CH₄, las coberturas que se comportan como sumideros corresponden a bosque, matorral nativo y turbera, mientras que el matorral invadido y la pradera actúan como fuentes de metano. El bosque nuevamente adquiere el rol de mayor sumidero, a su vez que el matorral invadido corresponde a la principal

fuentes de metano. Con respecto al N₂O, tanto el bosque como la turbera actúan como fuentes de óxido nítrico, mientras que el resto como sumideros. La mayor fuente de óxido nítrico corresponde al bosque, a su vez el matorral invadido es el mayor sumidero de N₂O.

En cuanto a los resultados obtenidos como balance global de GEI, todas las coberturas actúan como sumideros, destacando el bosque como el mayor sumidero, mientras que la turbera vendría a ser el menor sumidero. Además, es posible evidenciar que, considerando todas las coberturas estudiadas, la zona norte de Chiloé se comporta como sumidero de CO₂ y CH₄, mientras que actúa como fuente de N₂O. En términos de magnitud (ton CO₂-eq año⁻¹), los balances totales de CH₄ y N₂O representan un 0,4% y 5,3% del balance total de CO₂, considerando los resultados como valor absoluto.

Cuadro 3. Balance de GEI para cada una de las coberturas de estudio y sus superficies.

Cobertura	Superficie (ha)	CO₂ (ton CO₂ año⁻¹)	CH₄	N₂O (ton CO₂-eq año⁻¹)	Balance GEI
Bosque	134.457	-1.618.868	-13.540	152.058	-1.480.350
Matorral I.	22.925	-755.377	1.949	-6.474	-759.902
Matorral N.	30.497	-343.706	-137	-1.037	-344.880
Pradera	24.226	-266.489	959	-3.280	-268.810
Turbera	20.015	-198.349	-466	28.638	-170.177
Total	232.120	-3.182.789	-11.235	169.905	-3.024.119

DISCUSIÓN

Ajuste de modelos

El ajuste de los modelos para todas las coberturas fue bueno en términos generales, ya que las variaciones temporales obtenidas mediante la modelación de la PPB, RECO y NEE se condicen con investigaciones realizadas anteriormente en la zona de estudio (Perez-Quezada et al., 2018; Valdés-Barrera et al., 2019; Ibaceta, 2019). También existen otros estudios que dan cuenta de un comportamiento similar al modelado en otros países, como el estudio realizado por Helfter *et al.* (2015), en el que obtuvieron tendencias similares para una turbera templada de origen natural en Escocia, y el estudio de Lafleur *et al.* (2003) realizado en turberas ombrotáficas en Canadá, dando como resultado una variabilidad temporal similar en torno a la PPB y RECO, con valores máximos en las épocas de mayor temperatura. Con respecto a ciertos sesgos presentados por los modelos de PPB y RECO, estos podrían ser corregidos arreglando el intercepto de las regresiones. Cabe destacar que los estudios citados fueron realizados a partir de mediciones en terreno y no mediante teledetección. Se optó por comparar con estos, ya que los estudios enfocados en la estimación de GEI mediante teledetección suelen ser escasos, más aun considerando las coberturas específicas de este estudio.

El modelo VPM permite reproducir los cambios que sufre la PPB en las distintas épocas del año debido a que ocupa la PAR, FAPAR y la temperatura del aire. Estas variables suelen aumentar su magnitud durante los meses de primavera-enero y reducirla en los meses de otoño-invierno, favoreciendo y desfavoreciendo la actividad biológica y fotosintética de la vegetación, respectivamente (Luyssaert *et al.*, 2007). Se da la misma situación para el modelo ReRSM, pero las variaciones de la RECO se deben a los cambios que sufren la PPB y la temperatura superficial del suelo, siguiendo la misma tendencia temporal que la PPB (Luyssaert *et al.*, 2007), sumado al efecto del aumento o disminución del contenido de agua en el suelo producto de la variación en las precipitaciones, lo que afecta directamente en la oxidación y la descomposición de la materia orgánica (Nykänen *et al.*, 1998; Hendriks *et al.*, 2007; Hooijer *et al.*, 2010; Juszczak *et al.*, 2013).

En cuanto al análisis de sensibilidad, se obtuvo que la variable que posee mayor influencia en el modelo de estimación de la PPB corresponde al índice EVI, lo cual tiene sentido ya que este emplea las bandas espectrales roja y NIR, las más sensibles al contenido de clorofila en las hojas, la cual finalmente convierte la luz en energía (Huete *et al.*, 2002). Además, este índice se relaciona directamente con la capacidad de absorción de luz (FAPAR) e integra los efectos del estrés ambiental y el estado fenológico de la vegetación sobre la eficiencia fotosintética (ϵ_0) (Ma *et al.*, 2014). Cabe mencionar que el índice EVI, a diferencia del NDVI, no suele saturarse frente a vegetación densa (Huete *et al.*, 2002), lo cual permite que este responda mejor a las variaciones estructurales del dosel y, por lo tanto, presenta una mayor correlación con la PPB en bosques siempreverdes (Xiao *et al.*, 2004b). En el caso del modelo de estimación de la RECO, la variable con mayor influencia corresponde a la PPB, lo cual se condice con investigaciones que apuntan a que la RECO posee una relación muy cercana con

la PPB obtenida a partir de satélites, para distintos tipos de ecosistemas (Larsen *et al.*, 2007; Bahn *et al.*, 2008; Moyano *et al.*, 2008; Huang y Niu, 2013).

Se destaca que los modelos fueron capaces de modelar fenómenos asociados a la intervención externa que experimenta la vegetación y que inciden en ella de forma eventual, como por ejemplo la presencia de rumiantes y pastoreo en las praderas (Echeverría *et al.*, 2012; Ibaceta, 2019). Un aspecto importante a considerar para las coberturas de matorral nativo, matorral invadido y pradera es que se pudieron dar diferencias entre los datos modelados y observados debido a la existencia de temperaturas más altas para los días en que se modeló la variable, correspondientes al paso del satélite, con respecto a los días en que se tomaron los datos en terreno, ya que la temperatura se vuelve un factor decisivo para la respiración del suelo cuando se dan condiciones de humedad óptimas en el suelo que permiten soportar la actividad biológica (Carbone *et al.*, 2011). Esto cobra aún más sentido considerando que las imágenes satelitales empleadas presentan bajos porcentajes de cobertura de nubes (ver Anexo 2). A modo de ejemplo, la temperatura de suelo promedio registrada para las estaciones EBSD y Coipomó del 24 al 28 de marzo alcanzó los 15,2 °C, mientras que la LST promedio modelada para las mismas estaciones el 5 y el 20 de marzo (fecha de las imágenes satelitales) alcanzó los 19,7°C.

Estimación de flujos

En estudios anteriores en que se han empleado los modelos VPM, ReRSM y el modelo de estimación de flujos de CH₄, los autores han utilizado imágenes con baja resolución espacial como por ejemplo productos MODIS de 1 km de resolución (Xiao *et al.*, 2004a; Agarwal y Garg, 2007; Agarwal y Garg, 2009; Wu *et al.*, 2014; Dong *et al.*, 2015; Gao *et al.*, 2015; Kross *et al.*, 2016; Sun *et al.*, 2017; Lees *et al.*, 2018), por lo que este estudio permitió evaluar la efectividad y utilidad de los modelos para mayores resoluciones espaciales, en este caso 20 metros.

El comportamiento de los flujos del bosque mostró que esta cobertura actúa principalmente como sumidero de CO₂, sin embargo, existe la posibilidad de que se convierta en fuente por condiciones particulares en determinados días (Perez-Quezada *et al.*, 2018), fenómeno que suele ser más frecuente en los meses de otoño-invierno a causa de la reducción de la radiación y de las temperaturas (Luyssaert *et al.*, 2007; Perez-Quezada *et al.*, 2018). La turbera, por su parte, tiende a ser más estable que el bosque, siendo sumidero de C gran parte del año, pero con una capacidad menor a la del bosque, lo que se condice con un estudio anterior (Valdés-Barrera *et al.*, 2019). El matorral nativo suele actuar como sumidero de C, pero la posibilidad de actuar como fuente aumenta durante los meses de mayo y agosto, lo que se puede deber a una menor disponibilidad de luz y a peores condiciones para la realización de la fotosíntesis, dándose lo contrario en épocas con mayor disponibilidad (Taiz y Zeiger, 2006; Magesan *et al.*, 2012). La mayor captura del matorral invadido durante febrero y diciembre pudo haberse visto favorecida por la gran capacidad que poseen *Ulex europaeus* y *Cytisus scoparius* para acumular materia seca en el suelo (Macías *et al.*, 2001; Magesan *et al.*, 2012; Broadbent *et al.*, 2017). Cabe mencionar que en verano la pradera experimentó un pastoreo más frecuente

e intenso con respecto a los otros meses (Ibaceta, 2019), causando pisoteo y compactación de los suelos, lo que sumado a la reducción de las precipitaciones propias de la época habría generado que en enero se produjeran emisiones, mientras que en los otros meses de verano fuese lo contrario. Esto último se debería a que la respiración de las raíces y de los microorganismos del suelo habrían disminuido por presentar una menor cantidad de hojarasca y humedad (Hou *et al.*, 2014; Tang *et al.*, 2019). Con respecto a la captura experimentada por esta misma cobertura en invierno, esta podría deberse a la existencia de temperaturas más bajas, lo que desfavorece la descomposición de la materia orgánica y permite una mayor acumulación de carbono orgánico en el suelo (Carbone *et al.*, 2011; Mu *et al.*, 2013).

Extrapolación de flujos y balance de GEI a escala de paisaje

La mayoría de los resultados obtenidos de flujos medios y balance de GEI, están acorde a los rangos de valores expuestos en otros estudios para coberturas similares en ecosistemas de zonas templadas y húmedas (Cuadro 2). Con respecto a los mayores valores de captura de CO₂ presentados por el matorral invadido, matorral nativo y pradera, esto se pudo deber a que los ajustes logrados para estas coberturas fueron peores que los obtenidos en el caso del bosque y la turbera, por lo que existe la posibilidad de que estos presenten un mayor sesgo. Lo anterior pudo estar influido por la ausencia de datos de PPB y RECO para mejorar los ajustes. Además, cabe recordar que la metodología de obtención de los datos de terreno para estas tres coberturas, con los cuales se hicieron los ajustes, fue distinta a la de bosque y turbera, ya que para las mediciones de estas últimas se empleó una estación Eddy covariance, mientras que para estimar los datos de terreno de las otras tres coberturas se empleó un método más localizado consistente en el uso de cámaras cerradas.

La extrapolación de la NEE obtenida para la zona norte de Chiloé dio cuenta de un alto factor de captura de CO₂ a escala de paisaje, lo que podría estar relacionado con el hecho de que la zona de estudio posee gran parte de su superficie cubierta por coberturas naturales (Echeverría, 2012). Las cifras de captura de CO₂ y CH₄ más altas en la extensión del Parque Nacional Chiloé y sectores cercanos a Ahuenco, Chepu, Llao-Llao y Guabun podría deberse a que estas se encuentran en su mayoría casi sin intervención y conformadas principalmente por bosque nativo antiguo perteneciente a los tipos Norpatagónico, Valdiviano y una mezcla de especies de árboles siempreverde y latifoliados (Gutiérrez y Huth, 2012). Gran parte de las zonas que tienden a desempeñar un menor rol como sumidero o que incluso terminan siendo fuentes de CO₂ y CH₄, actualmente presentan un cierto grado de intervención o poseen menor cobertura de vegetación nativa con respecto a los sitios mencionados anteriormente, por ejemplo áreas con plantaciones forestales o en donde se practica agricultura y ganadería (Echeverría *et al.*, 2007; Armesto *et al.*, 2010; Carmona y Nahuelhual, 2012; Gutiérrez y Huth, 2012). Incluso existen sectores de matorral que actualmente se encuentran invadidos por la especie invasora *U. europaeus* (Gränzig *et al.*, 2021), los cuales fueron identificados en este estudio como fuentes de CH₄.

En el caso del N₂O, se dieron tendencias totalmente opuestas, por lo cual cabe mencionar que en este estudio el modelo fue adaptado para estimar N₂O, ya que este ha sido diseñado y

empleado anteriormente para la estimación de CH₄ (Agarwal y Garg, 2007; Agarwal y Garg, 2009; Akumu *et al.*, 2010; Sun *et al.*, 2017). Si bien los resultados para ambos matorrales y pradera se encuentran dentro de rangos obtenidos en otros estudios (Cuadro 2), es decir por lo general capturando N₂O o emitiéndolo en bajas cantidades (Skiba *et al.*, 2013; Hörtnagl *et al.*, 2018; Ibaceta, 2019), los valores de emisión de bosque y turbera se encuentran mucho más altos que los obtenidos en la literatura (Cuadro 2), como es el caso de los estudios de Bouwman *et al.* (1995) y Luo *et al.* (2013) para bosque, y el estudio de Juszczak y Augustin (2013) para turbera. El hecho de que el bosque y la turbera presentaran altos valores de emisión con respecto al resto se puede deber a distintos factores, entre estos el empleo de distintos tipos de cámaras cerradas, ya que la cámara empleada por Ibaceta (2019) en el estudio de agroecosistemas era de 1 m³, mientras que las cámaras usadas por Perez-Quezada *et al.* (2021) para el estudio de bosque y turbera, poseían dimensiones mucho menores (diámetro de 20 cm). Sumado a lo anterior, los datos de bosque y turbera disponibles fueron obtenidos durante los años 2014-2016, mientras que los de las demás coberturas fueron medidos en 2018. De igual forma, las cámaras empleadas para bosque y turbera solo eran capaces de medir los flujos a nivel de suelo, mientras que la cámara utilizada para las otras coberturas fue capaz de medir los flujos a nivel de ecosistema.

En el caso de los datos del balance de GEI, la tendencia fue similar a la del NEE, tanto en términos de cifras como espacialmente, lo cual se debe a que los resultados obtenidos para NEE son mucho mayores a los de CH₄ y N₂O en términos de magnitud de flujo (Cuadro 3), por lo que tiende a verse más representada dentro del balance. A pesar de la importancia que adquieren los bosques nativos en el norte de Chiloé, debido a que corresponden al principal sumidero de GEI a escala de paisaje para el año 2018, posiblemente la captura anual en años previos fue mayor, considerando la gran conversión experimentada durante las últimas décadas a usos o coberturas de suelo diferentes como por ejemplo agricultura y ganadería, uso forestal, urbano (Echeverría *et al.*, 2007; Armesto *et al.*, 2010; Díaz *et al.*, 2011; Carmona y Nahuelhual, 2012; Echeverría *et al.*, 2012; Gutiérrez y Huth, 2012), o turberas a causa del empleo de fuego para el despeje (Perez-Quezada *et al.*, 2021). Sumado a lo anterior, también se debe contemplar el avance de matorrales de especies invasoras como el *U. europaeus* al interior de la isla (Gränzig *et al.*, 2021), en definitiva, usos o coberturas con una menor capacidad de secuestro de carbono.

Limitaciones de la metodología propuesta

Es de suma importancia contar con una buena cantidad de datos de terreno y que además estos sean fiables, ya que sin estos los modelos no son capaces por sí solos de estimar correctamente las variables en cuestión. Esto es aún más relevante para el modelo empleado para la estimación de CH₄ y N₂O, el cual requiere datos de mediciones en terreno. Por lo tanto, uno de los aspectos a mejorar sería poder contar con una mayor cantidad de datos de flujo de GEI, lo cual se puede lograr obteniendo datos continuos de los tres GEI a partir de estaciones Eddy covariance. Sin embargo, el problema principal de implementar este tipo de métodos de medición corresponde a sus altos costos (Schlesinger y Bernhardt, 2020).

Además, existe un grado de incertidumbre al usar datos obtenidos de estaciones Eddy Covariance y cámaras cerradas en conjunto para el ajuste de los modelos. Un estudio realizado por Chaichana *et al.* (2018) comparó la utilización de ambos métodos para la estimación de flujos de metano en campos de arroz en Japón, obteniendo para el caso de las cámaras cerradas resultados mucho más altos y con una tendencia a la sobrestimación. Sin embargo, existen estudios similares enfocados en la estimación de flujos de CO₂ que han logrado alcanzar resultados aceptables ($R^2 = 0,71$), al comparar estimaciones de NEE entre ambos métodos en bosques templados (Wang *et al.*, 2009). A su vez, existen evidencias de que los resultados obtenidos son comparables en los períodos del día que van desde ya avanzada la mañana hasta un poco avanzada la tarde, para ecosistemas de praderas (Riederer *et al.* 2014). También es importante mencionar que las diferencias que pueden presentar ambos métodos se deben a diferentes condiciones atmosféricas asociadas a radiación, velocidad del viento, turbulencias y al efecto oasis o efecto de borde (Riederer *et al.* 2014).

Un factor relevante a considerar a la hora de emplear estos modelos para predicciones del futuro, es que los modelos no contemplan o no son capaces de simular la aclimatación que puede sufrir la vegetación a causa del aumento del estrés asociado a mayores temperaturas y menores precipitaciones, lo que sumado a las compensaciones que se dan por el aumento de la mortalidad, terminaría ocasionando en definitiva una disminución de la actividad fotosintética y, por ende, una reducción de la PPB (Sperry *et al.*, 2019; Brienen *et al.*, 2020). Por consecuencia, sería interesante evaluar la incorporación de estas variables de forma directa o indirecta a los modelos (Smith y Dukes, 2012).

En cuanto a las imágenes satelitales empleadas, se optó por usar imágenes Sentinel-2, ya que estas cuentan con una buena resolución espacial y temporal, lo cual permite ampliar la potencial cantidad de imágenes con baja presencia de nubes. Sin embargo, sería recomendable complementar el uso de estas imágenes con aquellas de otros satélites, como por ejemplo Landsat 8, ya que esto permite contar con más datos y robustecer el estudio. Esto último no fue posible para este estudio, ya que, por características climáticas propias del área de estudio, prácticamente todas las imágenes Landsat 8 del 2018 presentaron una alta cobertura de nubes en la zona norte de Chiloé.

Perspectivas

La importancia de este tipo de estudios radica en la generación de nuevas metodologías de estimación de flujos que podrían ser un complemento a las metodologías de medición y estimación actuales. El Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero de Chile incluye las emisiones y absorciones generadas por los distintos sectores productivos del país, sin embargo, no incorpora el balance biogénico de GEI ni la alteración de este por causas antrópicas, lo cual podría ser evaluado como un parámetro base a partir de metodologías similares a las empleadas en este estudio. Además, en nuestro país se suelen emplear metodologías de Nivel 1 para la elaboración de los inventarios, debido principalmente a que corresponden al método más simple y que usa datos estandarizados. Sin embargo, se suele recomendar utilizar las metodologías de los Niveles 2 o 3, ya que estos suelen reflejar de mejor

manera las circunstancias nacionales al emplear datos propios del país. Si bien la última actualización del inventario incorporó metodologías del Nivel 2 en su elaboración, como por ejemplo el uso de Censos Agropecuarios y factores de emisión país específicos para algunas categorías en el sector Agricultura y el uso del Catastro Vegetacional y factores de emisión país específicos provenientes del Inventario Forestal Nacional en algunas categorías del sector UTCUTS (Ministerio del Medio Ambiente, 2017; Ministerio del Medio Ambiente, 2018), de igual forma se siguen utilizando factores de emisión propuestos a nivel internacional en las demás categorías. Por tanto, es necesario avanzar como país en el diseño y elaboración de metodologías que incorporen el uso de mediciones a nivel local y que permitan erradicar gradualmente el uso de metodologías de Nivel 1 en los inventarios nacionales, además de ir incorporando metodologías de Nivel 3.

CONCLUSIONES

Se implementó una metodología de estimación de GEI a escala de paisaje basada en datos de percepción remota, con resultados aceptables en términos de ajuste contra mediciones *in situ*, destacando buenos ajustes del modelo VPM para bosque y turbera. Sin embargo, los datos simulados para bosque presentaron cierta subestimación de la PPB y RECO durante los meses de otoño e invierno, mientras que los de turbera ciertas subestimaciones durante los meses de verano y otoño, manteniendo en ambos casos valores modelados más cercanos a los de terreno para el resto de los meses. En cuanto a la NEE derivada de ambos modelos para todas las coberturas, se lograron ajustes moderados sin sesgos importantes. Cabe mencionar que, gracias al ajuste realizado, se logró obtener variaciones temporales generales modeladas a escala mensual similares a las obtenidas en terreno, lo que permitió distinguir épocas en que las distintas coberturas desempeñaron un rol de sumidero o fuente de GEI.

Los resultados de la extrapolación de los modelos a escala de paisaje en la zona norte de Chiloé para el año 2018, considerando los flujos medios, posicionó a todas las coberturas como sumideros, al menos en función de NEE, destacando el matorral invadido y el matorral nativo como los mayores sumideros y dejando a la turbera como la cobertura con menor capacidad de sumidero. En cuanto a los flujos de CH₄, se evidenció que el bosque, la turbera y el matorral nativo tuvieron un rol de sumidero, mientras que la pradera y el matorral invadido se comportaron como fuentes. En el caso de los flujos de N₂O, ambos matorrales y la pradera se comportaron como sumideros, mientras que el bosque y la turbera fueron fuentes. Al realizar el balance de GEI sin considerar las superficies de todas las coberturas, se obtuvo la misma situación que en el caso de la NEE, con todas las coberturas actuando como sumideros, pero con los matorrales destacando como los mayores sumideros y la turbera como el menor, lo cual se debió a que las cifras obtenidas para NEE fueron más altas que las resultantes para los flujos de CH₄ y N₂O.

Al momento de considerar las superficies que abarcan las distintas coberturas en la zona de estudio se pudo notar que, si bien todas las coberturas siguen aportando como sumideros, el nivel de aporte varía. El bosque pasó a ser la cobertura con mayor rol de sumidero (-1.480.350 ton CO₂-eq año⁻¹), superando al matorral invadido (-759.902 ton CO₂-eq año⁻¹), al matorral nativo (-344.880 ton CO₂-eq año⁻¹) y a la pradera (-268.810 ton CO₂-eq año⁻¹), relegando nuevamente al último puesto a la turbera (-170.177 ton CO₂-eq año⁻¹). El balance de GEI para la zona norte de Chiloé el año 2018 da cuenta de un total de -3,024 millones de ton CO₂-eq año⁻¹ capturadas por todas las coberturas estudiadas, lo cual remarca el rol de sumidero de GEI que desempeña la vegetación y principalmente la nativa.

LITERATURA CITADA

Adger, W. N., and K. Brown. 1992. Anthropogenic and natural sources and sinks of greenhouse gases for the UK. CSERGE Working Paper GEC 92-23. Centre for Social and Economic Research on the Global Environment, University College London and University of East Anglia.

Agarwal, R., and J. K. Garg. 2007. Methane emission modelling using MODIS thermal and optical data: A case study on Gujarat. *Journal of the Indian Society of Remote Sensing* 35(4): 323–331.

Agarwal, R., and J. K. Garg. 2009. Methane emission modelling from wetlands and waterlogged areas using MODIS data. *Current Science* 96(1): 36–40.

Aguayo, R., J. León-Muñoz, J. Vargas-Baecheler, A. Montecinos, R. Garreaud, M. Urbina, D. Soto, and J. L. Iriarte. 2019. The glass half-empty: climate change drivers lower freshwater input in the coastal system of the Chilean Northern Patagonia. *Climatic Change* 155: 417–435.

Akumu, C. E., S. Pathirana, S. Baban, and D. Bucher. 2010. Modeling methane emission from wetlands in North-Eastern New South Wales, Australia using Landsat ETM+. *Remote Sensing* 2(5): 1378–1399.

Arakawa, A., and V. R. Lamb. 1977. Computational design of the basic dynamical processes of the UCLA general circulation model. *General circulation models of the atmosphere*, 17(Supplement C): 173–265.

Armesto, J. J., D. Manuschevich, A. Mora, C. Smith-Ramirez, R. Rozzi, A. M. Abarzúa, and P. A. Marquet. 2010. From the Holocene to the Anthropocene: A historical framework for land cover change in southwestern South America in the past 15,000 years. *Land Use Policy* 27(2): 148–160.

Atlas, R., y R. Bartha. 2008. *Ecología microbiana y microbiología ambiental*. 4ª edición. Pearson Educación. Madrid, España.

Bahn, M., M. Rodeghiero, M. Anderson-Dunn, S. Dore, C. Gimeno, M. Drösler, M. Williams, C. Ammann, F. Berninger, C. Flechard, S. Jones, M. Balzarolo, S. Kumar, C. Newesely, T. Priwitzer, A. Raschi, R. Siegwolf, S. Susiluoto, J. Tenhunen, G. Wohlfahrt, and A. Cernusca. 2008. Soil respiration in european grasslands in relation to climate and assimilate supply. *Ecosystems* 11: 1352–1367.

Barone, G., E. Chianese, and A. Riccio. 2011. The role of methane emissions on ancient and present climatic changes. *Planet Earth 2011 – Global Warming Challenges and Opportunities for Policy and Practice*, Cap 26. E. G. Carayannis Ed., INTECH ed., 646 p.

- Bell, M. J., J. M. Cloy, C. F. E. Topp, B. C. Ball, A. Bagnall, R. M. Rees, and D. R. Chadwick. 2016. Quantifying N₂O emissions from intensive grassland production: the role of synthetic fertilizer type, application rate, timing and nitrification inhibitors. *The Journal of Agricultural Science* 154(5): 812–827.
- Bossel, H. 1994. *Modelling and Simulation*. 502 p. A.K. Peters Ltd., USA.
- Bouwman, A.F., K. W. Van der Hoek, and J. G. J. Olivier. 1995. Uncertainties in the global source distribution of nitrous oxide. *Journal of Geophysical Research* 100: 2785–2800.
- Brienen, R. J. W., L. Caldwell, L. Duchesne, S. Voelker, J. Barichivich, M. Baliva, G. Ceccantini, A. Di Filippo, S. Helama, G. M. Locosselli, L. Lopez, G. Piovesan, J. Schöngart, R. Villalba, and E. Gloor. 2020. Forest carbon sink neutralized by pervasive growth-lifespan trade-offs. *Nature Communications* 11(4241).
- Broadbent, A., K. Orwin, D. Peltzer, I. Dickie, N. Mason, and N. Ostle. 2017. Invasive N-fixer Impacts on Litter Decomposition Driven by Changes to Soil Properties Not Litter Quality. *Ecosystems* 20(6): 1151-1163.
- Butterbach-Bahl, K., B. O. Sander, D. Pelster, and E. Díaz-Pinés. 2016. Quantifying greenhouse gas emissions from managed and natural soils. 71–96 pp. *In*: T.S. Rosenstock *et al.* (eds.), *Methods for Measuring Greenhouse Gas Balances and Evaluating Mitigation Options in Smallholder Agriculture*. Springer International Publishing AG, Switzerland.
- 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.
- Cai, Z. C. 2012. Greenhouse gas budget for terrestrial ecosystems in China. *Science China Earth Sciences* 55: 173–182.
- Carbone, M., C. Still, A. Ambrose, T. Dawson, A. Williams, C. Boot, *et al.* 2011. Seasonal and episodic moisture controls on plant and microbial contributions to soil respiration. *Oecologia*, 167: 265–278.
- Carmona, A., and L. Nahuelhual. 2012. Combining land transitions and trajectories in assessing forest cover change. *Applied Geography* 32: 904–915.
- Cano, S. 2019. Reservorios de carbono, nitrógeno y fósforo en agroecosistemas de la isla de Chiloé. 42 p. Tesis de Magíster. Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Agronómicas, Santiago, Chile.
- Chaichana, N., S. Bellingrath-Kimura, S. Komiya, Y. Fujii, K. Noborio, O. Dietrich, and T. Pakoktom. 2018. Comparison of close chamber and eddy covariance methods to improve the understanding of methane fluxes from rice paddy fields in Japan. *Atmosphere* 9(9): 356.

Chen, F., and J. Dudhia. 2001. Coupling an advanced land surface–hydrology model with the Penn State–NCAR MM5 modeling system. Part I: Model implementation and sensitivity. *Monthly Weather Review* 129(4): 569–585.

Chou, M.D., and M. J. Suarez. 1994. An efficient thermal infrared radiation parameterization for use in general circulation models. 84 p.

CIREN (Centro de Información de Recursos Naturales). 2003. Estudio agrológico X Región. Descripciones de suelos. Materiales y símbolos. Publicación CIREN N°123, Santiago, Chile.

Conen, F., K. E. Dobbie, and K. Smith. 2000. Predicting N₂O emissions from agricultural land through related soil parameters. *Global Change Biology* 6: 417–426.

Cui, X., S. Gu, J. Wu, and Y. Tang. 2009. Photosynthetic response to dynamic changes of light and air humidity in two moss species from the Tibetan Plateau. *Ecological Research* 24: 645–653.

Díaz, M. F., y J. J. Armesto. 2007. Limitantes físicas y bióticas de la regeneración arbórea en matorrales sucesionales de la Isla Grande de Chiloé, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 80:13–26.

Díaz, G. I., L. Nahuelhual, C. Echeverría, and S. Marín. 2011. Drivers of land abandonment in Southern Chile and implications for landscape planning. *Landscape and Urban Planning* 99: 207–217.

Di Castri, F., y E. Hajek. 1976. Bioclimatología de Chile. Pontificia Universidad Católica de Chile. Santiago, Chile.

Dinsmore, K. J., M. F. Billett, U. M. Skiba, R. M. Rees, J. Drewer, and C. Helfter. 2010. Role of the aquatic pathway in the carbon and greenhouse gas budgets of a peatland catchment. *Global Change Biology* 16: 2750–2762.

Dong, J., X. Xiao, P. Wagle, G. Zhang, Y. Zhou, C. Jin, M. S. Torn, T. P. Meyers, A. E. Suyker, J. Wang, H. Yan, C. Biradar, and B. Moore III. 2015. Comparison of four EVI-based models for estimating gross primary production of maize and soybean croplands and tallgrass prairie under severe drought. *Remote Sensing of Environment* 162: 154–168.

Drösler, M, A. Freibauer, T. R. Christensen, and T. Friborg. 2008. Observations and status of peatland greenhouse gas emissions in Europe. 243–261 pp. *In*: A.J. Dolman *et al.* (eds.), *The Continental-Scale Greenhouse Gas Balance of Europe*. Ecological Studies, Vol. 23. Springer, New York, USA.

Drury, C. F., X. M. Yang, W. D. Reynolds, and N. B. McLaughlin. 2008. Nitrous oxide and carbon dioxide emissions from monoculture and rotational cropping of corn, soybean and winter wheat. *Canadian Journal of Soil Science* 88: 163–174.

Echeverría, C., A. C. Newton, A. Lara, J. M. Rey-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: 426–439.

Echeverría, C., A. Newton, L. Nahuelhual, D. Coomes, and J. M. Rey-Benayas. 2012. How landscapes change: Integration of spatial patterns and human processes in temperate landscapes of southern Chile. *Applied Geography* 32: 822–831.

Fortuniak, K., W. Pawlak, L. Bednorz, M. Grygoruk, M. Siedlecki, and M. Zielin'ski. 2017. Methane and carbon dioxide fluxes of a temperate mire in Central Europe. *Agricultural and Forest Meteorology* 232: 306–318.

Frolking, S. E., J. L. Bubier, T. R. Moore, T. Ball, L. M. Bellisario, A. Bhardwaj, P. Carrol, P. M. Crill, P. M. Lafleur, J. H. McCaughey, N. T. Roulet, A. E. Suyker, S. B. Verma, J. M. Waddington, and G. J. Whiting. 1998. Relationship between ecosystem productivity and photosynthetically active radiation for northern peatlands. *Global Biogeochemical Cycles* 12(1): 115–126.

Gallo, K., R. Hale, D. Tarpley, and Y. Yu. 2011. Evaluation of the relationship between air and land surface temperature under clear- and cloudy-sky conditions. *Journal of Applied Meteorology and Climatology* 50(3): 767–775.

Gao, Y., G. Yu, S. Li, H. Yan, X. Zhu, Q. Wang, P. Shi, L. Zhao, Y. Li, F. Zhang, Y. Wang, and J. Zhang. 2015. A remote sensing model to estimate ecosystem respiration in Northern China and the Tibetan Plateau. *Ecological Modelling* 304: 34–43.

Gelfand, I., and P. Robertson. 2015. Mitigation of Greenhouse Gases in Agricultural Ecosystems. 310–332 pp. *In*: Hamilton, S., Doll, H., and P. Robertson (eds). *The Ecology of Agricultural Landscapes*. Oxford University Press, New York, USA.

Gilmanov, T. G., L. Aires, Z. Barcza, V. S. Baron, L. Belelli, J. Beringer, D. Billesbach, D. Bonal, J. Bradford, E. Ceschia, D. Cook, C. Corradi, A. Frank, D. Gianelle, C. Gimeno, T. Gruenwald, H. Guo, N. Hanan, L. Haszpra, J. Heilman, A. Jacobs, M. B. Jones, D. A. Johnson, G. Kiely, S. Li, V. Magliulo, E. Moors, Z. Nagy, M. Nasyrov, C. Owensby, K. Pinter, C. Pio, M. Reichstein, M. J. Sanz, R. Scott, J. F. Soussana, P. C. Stoy, T. Svejcar, Z. Tuba, and G. Zhou. 2010. Productivity, respiration and light-response parameters of world grassland and agroecosystems derived from flux-tower measurements. *Rangeland Ecology & Management* 63(1): 16–39.

Gränzig, T., F. E. Fassnacht, B. Kleinschmit, and M. Förster. 2021. Mapping the fractional coverage of the invasive shrub *Ulex europaeus* with multi-temporal Sentinel-2 imagery utilizing UAV orthoimages and a new spatial optimization approach. *International Journal of Applied Earth Observations and Geoinformation* 96: 102281.

Gutiérrez, A. G. 2010. Long-term dynamics and the response of temperate rainforests of Chiloé Island (Chile) to climate change. 160 p. PhD Thesis. Technische Universität München, School of Life Sciences, Munich, Germany.

- Gutiérrez, A. G., and A. Huth. 2012. Successional stages of primary temperate rainforests of Chiloé Island, Chile. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 14: 243–256.
- Helfter, C., C. Campbell, K. J. Dinsmore, J. Drewer, M. Coyle, M. Anderson, U. Skiba, E. Nemitz, M. F. Billett, and M. A. Sutton. 2015. Drivers of long-term variability in CO₂ net ecosystem exchange in a temperate peatland. *Biogeosciences* 12: 1799–1811.
- 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: 411–424.
- Hilker, T., N. C. Coops, M. A. Wulder, T. A. Black, and R. D. Guy. 2008. The use of remote sensing in light use efficiency based models of gross primary production: A review of current status and future requirements. *Science of the Total Environment* 404(2-3): 411–423.
- Hong, S.Y., J. Dudhia, and S. H. Chen. 2004. A revised approach to ice microphysical processes for the bulk parameterization of clouds and precipitation. *Monthly Weather Review* 132(1): 103–120.
- Hong, S.Y., Y. Noh, and J. Dudhia. 2006. A new vertical diffusion package with an explicit treatment of entrainment processes. *Monthly Weather Review* 134(9): 2318–2341.
- Hooijer, A., S. Page, J. G. Canadell, M. Silvius, J. Kwadijk, H. Wosten, and J. Jauhiainen. 2010. Current and future CO₂ emissions from drained peatlands in Southeast Asia. *Biogeosciences* 7: 1505–1514.
- Hörtnagl, L., M. Barthel, N. Buchmann, W. Eugster, K. Butterbach-Bahl, and E. Díaz-Pinés. 2018. Greenhouse gas fluxes over managed grasslands in Central Europe. *Global Change Biology* 24 (5): 1843–1872.
- Huang, N., and Z. Niu. 2013. Estimating soil respiration using spectral vegetation indices and abiotic factors in irrigated and rainfed agroecosystems. *Plant and Soil* 367: 535–550.
- Huang, H. Y., J. Wang, D. Hui, D. R. Miller, S. Bhattarai, S. Dennis, D. Smart, T. Sammis, and K. Reddy. 2014. Nitrous oxide emission from a commercial cornfield (*Zea mays*) measured using the eddy-covariance technique. *Atmospheric Chemistry Physics* 14(23): 12839–12854.
- Huete, A., K. Didan, T. Miura, E. P. Rodriguez, X. Gao, and L. G. Ferreira. 2002. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of Environment* 83: 195–213.
- Ibaceta, P. 2019. Efectos del uso del suelo sobre los flujos biogénicos de gases de efecto invernadero en agroecosistemas de Chiloé. 44 p. Tesis de Magíster. Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Agronómicas, Santiago, Chile.

IPCC. 2013. Annex I: Atlas of global and regional climate projections. *In* van Oldenborgh, G. J., M. Collins, J. Arblaster, J. H. Christensen, J. Marotzke, S. B. Power, M. Rummukainen, and T. Zhou, editors. Climate change 2013: the physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T. F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S. K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex, and P. M. Midgley, editors]. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, New York, USA.

IPCC. 2014. Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 p.

Jäger, N., C. F. Stange, B. Ludwig, and H. Flessa. 2011. Emission rates of N₂O and CO₂ from soils with different organic matter content from three long-term fertilization experiments—a laboratory study. *Biology Fertility of Soils* 47(5): 483–494.

Juszczak, R., E. Humphreys, M. Acosta, M. Michalak-Galczevska, D. Kayzer, and J. Olejnik. 2013. Ecosystem respiration in a heterogeneous temperate peatland and its sensitivity to peat temperature and water table depth. *Plant Soil* 366: 505–520.

Juszczak, R., and J. Augustin. 2013. Exchange of the greenhouse gases methane and nitrous oxide between the atmosphere and a temperate peatland in central Europe. *Wetlands* 33: 895–907.

Kain, J. S., and J. M. Fritsch. 1993. Convective parameterization for mesoscale models: The Kain-Fritsch scheme. 165-170 pp. *In*: Kerry, E. (ed). The representation of cumulus convection in numerical models. American Meteorological Society, Boston, MA.

Karimi, P., and W. G. M. Bastiaanssen. 2015. Spatial evapotranspiration, rainfall and land use data in water accounting – Part 1: Review of the accuracy of the remote sensing data. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions* 11: 507–532.

Kross, A., J. W. Seaquist, and N. T. Roulet. 2016. Light use efficiency of peatlands: Variability and suitability for modeling ecosystem production. *Remote Sensing of Environment* 183: 239–249.

Kustas, W. P., J. M. Norman, M. C. Anderson, and A. N. French. 2003. Estimating subpixel surface temperatures and energy fluxes from the vegetation index-radiometric temperature relationship. *Remote Sensing of Environment* 85(4): 429–440.

Kutzbach, L., D. Wagner, and E. M. Pfeiffer. 2004. Effect of microrelief and vegetation on methane emission from wet polygonal tundra, Lena Delta, Northern Siberia. *Biogeochemistry* 69: 341–362.

- Kyalo, D. K. 2017. Sentinel-2 and MODIS land surface temperature-based evapotranspiration for irrigation efficiency calculations. 44 p. MSc thesis. University of Twente, Faculty of Geo-Information Science and Earth Observation, Enschede, Netherlands.
- Lafleur, P. M., N. T. Roulet, J. L. Bubier, S. Frohling, and T. R. Moore. 2003. Interannual variability in the peatland-atmosphere carbon dioxide exchange at an ombrotrophic bog. *Global Biogeochemical Cycles* 17(2), 1036.
- Larsen, K. S., A. Ibrom, C. Beier, S. Jonasson, and A. Michelsen. 2007. Ecosystem respiration depends strongly on photosynthesis in a temperate heath. *Biogeochemistry* 85: 201–213.
- Laville, P., C. Jambert, P. Cellier, and R. Delmas. 1999. Nitrous oxide fluxes from a fertilized maize crop using micrometeorological and chamber methods. *Agricultural and Forest Meteorology* 96: 19–38.
- Lee, J., J. W. Hopmans, C. V. Kessel, A. P. King, K. J. Evatt, D. Louie, D. E. Rolston, and J. Six. 2009. Tillage and seasonal emissions of CO₂, and N₂O and NO across a seed bed and at the field scale in a Mediterranean climate. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 129: 378–390.
- Lees, K. J., T. Quaife, R. R. E. Artz, M. Khomik, and J. M. Clark. 2018. Potential for using remote sensing to estimate carbon fluxes across northern peatlands – A review. *Science of the Total Environment* 615: 857–874.
- Lewczuk, N. A. 2017. Estudio de las emisiones de óxido nitroso en sistemas agrícolas de la región pampeana. 211 p. Tesis de Doctorado. Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Buenos Aires, Argentina.
- Li, Z. L., B. H. Tang, H. Wu, H. Ren, G. Yan, Z. Wan, I. F. Trigo, and J. A. Sobrino. 2013. Satellite-derived land surface temperature: Current status and perspectives. *Remote Sensing of Environment* 131: 14–37.
- Li, H. Q., F. W. Zhang, Y. N. Li, G. M. Cao, L. Zhao, and X. Q. Zhao. 2014. Seasonal and interannual variations of ecosystem photosynthetic features in an alpine dwarf shrubland on the Qinghai-Tibetan Plateau, China. *Photosynthetica* 52(3): 321–331.
- LI-COR. 2007. LI-8100 Automated soil CO₂ flux system. 4th ed. Instruction Manual. LICOR Biosciences. Lincoln, Nebraska, USA. 433 p.
- Luo, G. J., R. Kiese, B. Wolf, and K. Butterbach-Bahl. 2013. Effects of soil temperature and moisture on methane uptake and nitrous oxide emissions across three different ecosystem types. *Biogeosciences* 10: 3205–3219.
- Luyssaert, S., I. Inglima, M. Jung, A. D. Richardson, M. Reichstein, D. Papale, S. L. Piao, E. -D. Schulze, L. Wingate, G. Matteucci, L. Aragao, M. Aubinet, C. Beer, C. Bernhofer, K. G. Black, D. Bonal, J. -M. Bonnefond, J. Chambers, P. Ciais, B. Cook, K. J. Davis, A. J. Dolman, B. Gielen, M. Goulden, J. Grace, A. Granier, *et al.* 2007. CO₂ balance of boreal, temperate,

and tropical forests derived from a global database. *Global Change Biology* 13(12): 2509–2537.

Ma, X., A. Huete, Q. Yu, N. Restrepo-Coupe, J. Beringer, L. B. Hutley, K. D. Kanniah, J. Cleverly, and D. Eamus. 2014. Parameterization of an ecosystem light-use-efficiency model for predicting savanna GPP using MODIS EVI. *Remote Sensing of Environment* 154: 253–271.

Macías, F., A. Gil Bueno, y C. Monterroso. 2001. Fijación de carbono en biomasa y suelos de mina revegetados con cultivos energéticos. III Congreso Forestal Español. Granada, 524–527.

Magesan, G. N., H. Wang, and P. W. Clint. 2012. Nitrogen cycling in gorse-dominated ecosystems in New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology* 36(1): 21–28.

Mahadevan, P., S. C. Wofsy, D. M. Matross, X. Xiao, A. L. Dunn, J. C. Lin, C. Gerbig, J. W. Munger, V. Y. Chow, and E. W. Gottlieb. 2008. A satellite-based biosphere parameterization for net ecosystem CO₂ exchange: Vegetation Photosynthesis and Respiration Model (VPRM). *Global Biogeochemical Cycles* 22(2): GB2005.

McVeigh, P., M. Sottocornola, N. Foley, P. Leahy, and G. Kiely. 2014. Meteorological and functional response partitioning to explain interannual variability of CO₂ exchange at an Irish Atlantic blanket bog. *Agricultural and Forest Meteorology* 194: 8–19.

Michos, M. C., A. P. Mamolos, G. C. Menexes, C. A. Tsatsarelis, V. M. Tsirakoglou, and K. L. Kalburtji. 2012. Energy inputs, outputs and greenhouse gas emissions in organic, integrated and conventional peach orchards. *Ecological Indicators* 13(1): 22–28.

Ministerio de Agricultura. 2012. Decreto 51. Fija reglamento de la ley no 20.412 que establece un sistema de incentivos para la sustentabilidad agroambiental de los suelos agropecuarios. Gobierno de Chile, Santiago, Chile.

Ministerio del Medio Ambiente. 2017. Informe del Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero de Chile, serie 1990-2013. Gobierno de Chile, Santiago, Chile.

Ministerio del Medio Ambiente. 2018. Informe del Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero de Chile, serie 1990-2016. Gobierno de Chile, Santiago, Chile.

Mlawer, E. J., S. J. Taubman, P. D. Brown, M. J. Iacono, and S. A. Clough. 1997. Radiative transfer for inhomogeneous atmospheres: RRTM, a validated correlated-k model for the longwave. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 102(D14): 16663–16682.

Monin, A.S., and A. M. Obukhov. 1954. Basic laws of turbulent mixing in the surface layer of the atmosphere. *Contributions of the Geophysical Institute* 24(151): 163–187.

Moyano, F. E., W. L. Kutsch, and C. Rebmann. 2008. Soil respiration fluxes in relation to photosynthetic activity in broad-leaf and needle-leaf forest stands. *Agricultural and Forest Meteorology* 148(1): 135–143.

- Mu, Z., A. Huang, J. Ni, J. Li, Y. Liu, S. Shi, *et al.* 2013. Soil greenhouse gas fluxes and net global warming potential from intensively cultivated vegetable fields in southwestern China. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 13(3): 566–578.
- Mutiibwa, D., S. Strachan, and T. Albright. 2015. Land surface temperature and surface air temperature in complex terrain. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing* 8(10): 4762–4774.
- Neftel, A., C. Ammann, C. Fischer, C. Spirig, F. Conen, L. Emmenegger, B. Tuzson, and S. Wahlen. 2010. N₂O exchange over managed grassland: Application of a quantum cascade laser spectrometer for micrometeorological flux measurements. *Agricultural and Forest Meteorology* 150: 775–785.
- Nykänen, H., J. Alm, J. Silvola, K. Tolonen, and P. J. Martikainen. 1998. Methane fluxes on boreal peatlands of different fertility and the effect of long-term experimental lowering of the water table on flux rates. *Global Biogeochemical Cycles* 12: 53–69.
- Oberbauer, S. F., C. E. Tweedie, J. M. Welker, J. T. Fahnestock, G. R. Henry, P. J. Webber, R. D. Hollister, M. D. Walker, A. Kuchy, E. Elmore, and G. Starr. 2007. Tundra CO₂ fluxes in response to experimental warming across latitudinal and moisture gradients. *Ecological Monographs* 77(2): 221–238.
- Perez-Quezada, J. F., S. Olguín, J. P. Fuentes, and M. Galleguillos. 2015. Tree carbon stock in evergreen forests of Chiloé, Chile. *Bosque* 36: 27–39.
- Perez-Quezada, J. F., J. L. Celis-Diez, C. E. Brito, A. Gaxiola, M. Nuñez-Avila, F. I. Pugnaire, and J. J. Armesto. 2018. Carbon fluxes from a temperate rainforest site in southern South America reveal a sensitive sink. *Ecosphere* 9(4): e02193.
- Perez-Quezada, J. F., P. Urrutia, J. Olivares-Rojas, A. Mejjide, E. P. Sánchez-Cañete, and A. Gaxiola. 2021. Long term effects of fire on the soil greenhouse gas balance of an old-growth temperate rainforest. *Science of the Total Environment* 755(Pt 1): 142442.
- Plata, F.X., G. D. Mendoza, J. A. Viccon, R. Bárcena, F. C. Sánchez, y O. A. Villarreal. 2011. Adecuación y análisis de sensibilidad de un modelo para la estimación de la capacidad de carga del hábitat de venado cola blanca. *Archivos de Medicina Veterinaria* 43: 267–275.
- Ranghetti, L., M. Boschetti, F. Nutini, and L. Busetto. 2020. sen2r: An R toolbox for automatically downloading and preprocessing Sentinel-2 satellite data. *Computer & Geosciences* 139: 104473.
- Ranucci, S., T. Bertolini, L. Vitale, P. Di Tommasi, L. Ottaiano, M. Oliva, U. Amato, A. Fierro, and V. Magliulo. 2011. The influence of management and environmental variables on soil N₂O emissions in a crop system in Southern Italy. *Plant Soil* 343: 83–96.

- R Core Team. 2021. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Riederer, M., A. Serafimovich, and T. Foken. 2014. Net ecosystem CO₂ exchange measurements by the closed chamber method and the eddy covariance technique and their dependence on atmospheric conditions. *Atmospheric Measurement Techniques* 7(4): 1057–1064.
- Robertson, P., and P. Grace. 2004. Greenhouse gas fluxes in tropical and temperate agriculture: The need for a full-cost accounting of global warming potentials. *Environment, Development and Sustainability* 6: 51–63.
- Rogan, J., and D. M. Chen. 2004. Remote sensing technology for mapping and monitoring land-cover and land-use change. *Progress in Planning* 61: 301–325.
- Rout, M. E., and R. M. Callaway. 2009. An invasive plant paradox. *Science* 324: 734–735.
- Ruimy, A., P. G. Jarvis, D. D. Baldocchi, and B. Saugier. 1995. CO₂ fluxes over plant canopies and solar radiation: A review. *Advances in Ecological Research* 26: 1–68.
- Sánchez, A., A. Artola, X. Font, T. Gea, R. Barrena, G. Sánchez-Monedero, *et al.* 2015. Greenhouse Gas from Organic Waste Composting: Emissions and Measurement. 33–70 pp. *In: Lichtfouse, E., Schwarzbauer, J., and Robert, D (eds). Environmental Chemistry for a Sustainable World: CO₂ Sequestration, Biofuels and Depollution.* Springer International Publishing. Cham, Baviera, Germany.
- Schlesinger, W., D. Holland, and K. Turekian. 2005. *Biogeochemistry*. Elsevier. Amsterdam, Netherlands.
- Schlesinger, W., and E. Bernhardt. 2013. *Biogeochemistry: an analysis of global change*. 3rd edition. Elsevier Academic Press. San Diego, California, USA.
- Schlesinger, W., and E. Bernhardt. 2020. *Biogeochemistry: an analysis of global change*. 4th edition. Elsevier Academic Press. San Diego, California, USA.
- Sehy, U., R. Ruser, and J. C. Munch. 2003. Nitrous oxide fluxes from maize fields: Relationship to yield, site-specific fertilization, and soil conditions. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 99(1-3): 97–111.
- Sheppard, J. C., H. Westberg, J. F. Hopper, and K. Ganesan. 1982. Inventory of global methane sources and their production rates. *Journal of Geophysical Research* 87: 1305–1312.
- Skamarock, W. C., J. B. Klemp, J. Dudhia, D. O. Gill, O., Z. Liu, J. Berner, W. Wang, J. G. Powers, M. G. Duda, D. M. Barker, and X. Huang. 2019. *A Description of the Advanced Research WRF Version 4*. NCAR, Boulder, Colorado, USA, 145 p.
- Skiba, U., J. Dick, R. Storeton-West, S. Lopez-Fernandez, C. Woods, S. Tang, *et al.* 2006.

The relationship between NH₃ emissions from a poultry farm and soil NO and N₂O fluxes from a downwind forest. *Biogeosciences* 3: 375–382.

Smith, N. G., and J. S. Dukes. 2012. Plant respiration and photosynthesis in global-scale models: incorporating acclimation to temperature and CO₂. *Global Change Biology* 19(1): 45–63.

Smith, P., J. I. House, M. Bustamante, J. Sobocká, R. Harper, G. Pan, P. C. West, J. M. Clark, T. Adhya, C. Rumpel, K. Paustian, P. Kuikman, M. F. Cotrufo, J. A. Elliott, R. McDowell, R. I. Griffiths, S. Asakawa, A. Bondeau, A. K. Jain, J. Meersmans, and T. A. M. Pugh. 2016. Global change pressures on soils from land use and management. *Global Change Biology* 22: 1008–1028.

Sperry, J. S., M. D. Venturas, H. N. Todd, A. T. Trugman, W. R. L. Anderegg, Y. Wang, and X. Tai. 2019. The impact of rising CO₂ and acclimation on the response of US forests to global warming. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 116(5): 25734–25744.

Sun, M., Y. Zhang, J. Ma, W. Yuan, X. Li, and X. Cheng. 2017. Satellite data based estimation of methane emissions from rice paddies in the Sanjiang Plain in northeast China. *PLoS ONE* 12(6): e0176765.

Taiz, L., y E. Zeiger. 2006. *Fisiología vegetal*. Universitat Jaume I. Castellón de la Plana, España.

Tan, Z., Y. Zhang, D. Schaefer, G. Yu, N. Liang, and Q. Song. 2011. An old-growth subtropical Asian evergreen forest as a large carbon sink. *Atmospheric Environment* 45(8): 1548–1554.

Tian, H., C. Lu, P. Ciais, A. M. Michalak, J. G. Canadel, E. Saikawa, D. N. Huntzinger, K. R. Gurney, S. Sitch, B. Zhang, J. Yang, P. Bousquet, L. Bruhwiler, G. Chen, E. Dlugokencky, P. Friedlingstein, J. Melillo, S. Pan, B. Poulter, R. Prinn, M. Saunois, C. R. Schwalm, and S. C. Wofsy. 2016. The terrestrial biosphere as a net source of greenhouse gases to the atmosphere. *Nature* 531: 225–228.

Valdés-Barrera, A., L. Kutzbach, J. L. Celis-Diez, J. J. Armesto, D. Holl, and J. F. Perez-Quezada. 2019. Effects of disturbance on the carbon dioxide balance of an anthropogenic peatland in northern Patagonia. *Wetlands Ecology and Management* 27: 635–650.

Valdés-Pineda, R., R. Pizarro, P. García-Chevesich, J. B. Valdés, C. Olivares, M. Vera, F. Balocchi, F. Pérez, C. Vallejos, R. Fuentes, A. Abarza, and B. Helwig. 2014. Water governance in Chile: Availability, management and climate change. *Journal of Hydrology* 519: 2538–2567.

Wang, M., D. X. Guan, S. J. Han, and J. L. Wu. 2009. Comparison of eddy covariance and chamber-based methods for measuring CO₂ flux in a temperate mixed forest. *Tree Physiology* 30(1): 149–163.

Weiss, M., and F. Baret. 2016. S2 Toolbox level 2 products: LAI, FAPAR, FCOVER version 1.1. 53p.

Xiao, X., Q. Zhang, B. Braswell, S. Urbanski, S. Boles, S. Wofsy, B. Moore III, and D. Ojima. 2004a. Modeling gross primary production of temperate deciduous broadleaf forest using satellite images and climate data. *Remote Sensing of Environment* 91: 256–270.

Xiao, X., D. Hollinger, J. Aber, M. Goltz, E. A. Davidson, Q. Zhang, and B. Moore III. 2004b. Satellite-based modeling of gross primary production in an evergreen needleleaf forest. *Remote Sensing of Environment* 89: 519–534.

Yuan, W., W. Cai, J. Xia, J. Chen, S. Liu, W. Dong, L. Merbold, B. Law, A. Arain, J. Beringer, C. Bernhofer, A. Black, P. D. Blanken, A. Cescatti, Y. Chen, L. Francois, D. Gianelle, I. A. Janssens, M. Jung, T. Kato, G. Kiely, D. Liu, B. Marcolla, L. Montagnani, A. Raschi, O. Roupsard, A. Varlagin, and G. Wohlfahrt. 2014. Global comparison of light use efficiency models for simulating terrestrial vegetation gross primary production based on the LaThuile database. *Agricultural and Forest Meteorology* 192-193: 108–120.

Zhang, L., R. Sun, Z. Xu, C. Qiao, and G. Jiang. 2015. Diurnal and seasonal variations in carbon dioxide exchange in ecosystems in the Zhangye oasis area, northwest China. *PLoS ONE* 10(3): e0120660.

Zona, D., I. A. Janssens, M. Aubinet, B. Gioli, S. Vicca, R. Fichot, and R. Ceulemans. 2013. Fluxes of the greenhouse gases (CO₂, CH₄ and N₂O) above a short-rotation poplar plantation after conversion from agricultural land. *Agricultural and Forest Meteorology* 169: 100–110.

ANEXOS Y APÉNDICES

Anexo 1. Configuración del Dominio de WRF para Chiloé.

Consultas a davidaguilera@uchile.cl

WRF es un software libre y de dominio público, el cual corresponde a un modelo numérico de meso escala diseñado para investigación en meteorología y climatología, además de ser capaz de realizar pronósticos meteorológicos de forma operacional. El modelo se basa en el uso de ecuaciones primitivas de un fluido compresible y no hidrostático (atmósfera), sujeto a rotación terrestre (efecto Coriolis) y se encarga de resolverlas utilizando métodos de resolución de EDPs de Runge-Kutta de segundo y tercer orden. También permite el anidamiento de dominios o regiones geográficas 3D en donde resolver las ecuaciones, considera un ordenamiento de grilla de tipo Arakawa-C para las distintas variables (Arakawa y Lamb, 1977), un sistema de coordenadas vertical Eta-híbrido basado en topografía y niveles de presión, la topografía de la simulación a realizar, diferentes tipos de parametrizaciones físicas para fenómenos a escala sub-grilla, un sistema de pre-proceso (WPS) de las condiciones iniciales y de borde para el problema en cuestión, entre otras cualidades.

Para este estudio se utilizó WRF versión 4.0 para la simulación histórica del año 2018, centrada en la Isla Grande de Chiloé, Chile, con el fin de generar estaciones meteorológicas virtuales en puntos donde no se cuentan con observaciones meteorológicas.

Configuración del Modelo	
Características	Valor
Nombre y Versión	Weather Research and Forecasting Model (WRF) versión 4.0
Tipo de modelación	<i>Hindcast</i> (Simulación meteorológica histórica)
Condiciones de borde	Inicializadas en base al Análisis Final (FNL) del Modelo Global de Pronósticos (GFS) de la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica de Estados Unidos (NOAA), con una resolución de 1 grado latitud-longitud, y 1 hora de resolución temporal.
Configuración de los dominios	3 dominios anidados en una resolución espacial de 30km/10km/~3km. Grillados: 100x100 (D01), 88x88 (D02) y 76x76 (D03). Se usaron 34 niveles verticales Eta entre 0 y 8500 metros de altura. El segundo nivel Eta fue configurado intencionalmente a una altura de 2 m sobre el suelo.

Parametrizaciones físicas usadas	<p><i>Microfísica atmosférica</i>: Esquema microfísico de 5 clases y momento singular de WRF, considerando las fases del ciclo del agua: nube, hielo, agua líquida, vapor y nieve (WSM5; Hong, Dudhia y Chen, 2004). <i>Radiación de Onda Larga</i>: Rapid Radiative Transfer Model (RRTM; Mlawer <i>et al.</i>, 1997). Caracterización de la radiación con bandas de absorción atmosférica.</p> <p><i>Radiación de Onda Corta</i>: Esquema de Radiación de Onda Corta de Goddard (Chou y Suarez, 1994). <i>Capa límite superficial</i>: Teoría de similaridad de Monin-Obukhov (Monin y Obukhov, 1954). <i>Superficie y urbanización</i>: Modelo de uso de suelo NOAH (Chen y Dudhia, 2001). <i>Capa límite planetaria</i>: Esquema YSU (Hong <i>et al.</i>, 2006). <i>Nubosidad cumuliforme</i>: Esquema de Kain-Fritsch (Kain y Fritsch, 1993), incluyendo el efecto radiativo de las nubes. <i>Capas de suelo</i>: 4</p>
Tiempo de integración	60 segundos
Tiempo simulado	Entre 01-enero-2018 0:00:00 UTC y 01-enero-2019 0:00:00 UTC con pasos de 1 hora por punto de registro.
Formato de la salida de datos	NetCDF (Network Common Data Format) versión 4, se construye 1 archivo por mes de simulación, por cada uno de los 3 dominios. (Total: 36 archivos consolidados, 510.6 GB utilizados).
Procesamiento	Validación frente a observaciones de estaciones meteorológicas INIA/DMC y extracción de estaciones meteorológicas virtuales usando MATLAB R2017a (mapa).
Máquina utilizada	Intel i7-8700K, 16GB Ram, 2 TB disco, S.O. Ubuntu GNU/Linux 18.04 LTS, compilador GCC/Gfortran versión 7.4.0, GNU Make versión 4.1. Se usó el código fuente oficial de NCAR.



Anexo 2. Listado de imágenes Sentinel-2 seleccionadas, con su respectiva cobertura de nubes.

Mes	Fecha	Cobertura de Nubes (%)
Enero	14/01/2018	5,1
	29/01/2018	11,2
Febrero	13/02/2018	6,9
	23/02/2018	0,7
Marzo	05/03/2018	6,3
	20/03/2018	15,6
Abril	24/04/2018	5,4
	29/04/2018	21,0
Mayo	04/05/2018	9,3
	29/05/2018	15,4
Junio	03/06/2018	0
	23/06/2018	3,1
Julio	03/07/2018	24,7
	18/07/2018	3,9
Agosto	07/08/2018	9,8
	17/08/2018	42,4
Septiembre	11/09/2018	20,4
Octubre	11/10/2018	30,0
	31/10/2018	0,6
Noviembre	30/11/2018	12,0
Diciembre	05/12/2018	5,1
	20/12/2018	33,9

Anexo 3. Explicación estimación de índices empleados en modelos.

El modelo de estimación de PPB requiere de dos índices, EVI y LSWI. Tal y como se mencionó anteriormente, el índice EVI corresponde a un índice de vigor de la vegetación, el cual se estima a partir de los valores de reflectancia de las bandas que se encuentran entre los rangos del espectro electromagnético que contienen el azul, el rojo y el infrarrojo cercano o NIR (Xiao *et al.*, 2004a). Por lo tanto, en el caso de Sentinel-2 es necesario emplear las bandas 2 (azul), 4 (rojo) y 8 (NIR).

$$EVI = 2.5 * \frac{\rho_{nir} - \rho_{red}}{\rho_{nir} + (6 * \rho_{red} - 7.5 * \rho_{blue}) + 1}$$

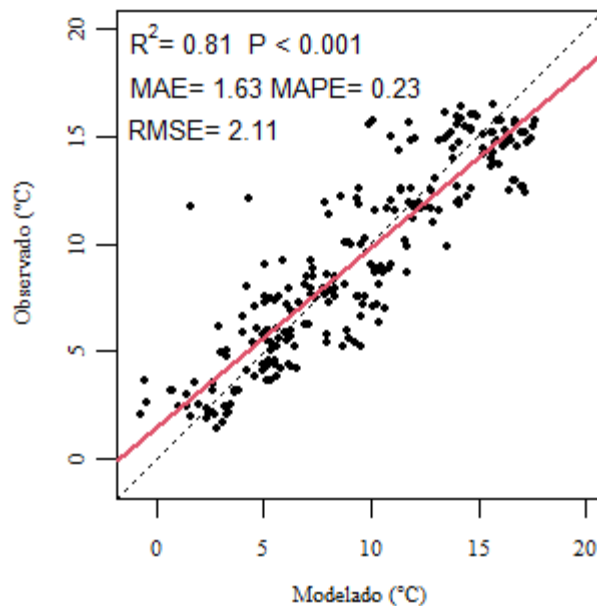
Con respecto al índice de contenido de agua en la superficie del suelo o LSWI, este se estima por medio de la diferencia normalizada de los valores de reflectancia de las bandas que se

encuentran entre los rangos del espectro electromagnético que contienen el infrarrojo cercano o NIR y el infrarrojo de onda corta o SWIR (Xiao *et al.*, 2004a). Por lo tanto, en el caso de Sentinel-2 es necesario emplear las bandas 8A (NIR) y 11 (SWIR).

$$LSWI = \frac{\rho_{nir} - \rho_{swir}}{\rho_{nir} + \rho_{swir}}$$

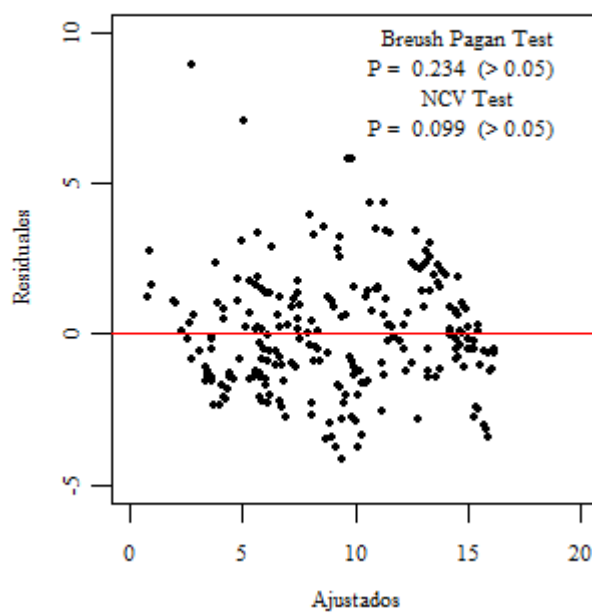
Apéndice 1. Comparación de la LST con resolución espacial de 20 m.

La comparación se hizo a partir de un ajuste lineal, utilizando como datos observados los valores de temperatura del aire estimados a partir del modelo WRF con una resolución espacial de 3 km y como datos estimados los valores de LST con una resolución espacial de 20 m. Se consideró además el proceso de desagregación de la temperatura del aire del modelo WRF para que la resolución de esta coincidiera con la de la LST estimada. Debido a que los valores de temperatura del aire en una zona determinada suelen diferir en distintos grados con respecto a los de temperatura superficial de suelo (LST), se consideraron píxeles que se encontraran en superficies o zonas con terreno homogéneo y con un alto contenido de humedad en el suelo, para esto último se utilizó el índice LSWI como referencia. Estos requerimientos fueron establecidos debido a que bajo esas condiciones los valores de LST y temperatura del aire suelen ser lo más cercanos posible. La comparación presentó buenos resultados, lo cual se determinó empleando estadígrafos como el coeficiente de determinación R^2 , el P-value, la RMSE, el MAE y el MAPE.



Además, se comprobó que la regresión cumple con el supuesto de homocedasticidad, ya que tanto para la prueba de Breusch-Pagan como para la prueba NVC se obtuvieron valores de P mayores al nivel de significancia de 0,05, por lo que no se pudo rechazar la hipótesis nula de que la varianza de los residuales es constante y se infiere, por tanto, que no existe heterocedasticidad.

Residuales vs Ajustados



Apéndice 2. Parámetros fijados de los modelos VPM (PPB) y ReRSM (RECO), para cada una de las coberturas de estudio.

Cobertura	T_{\min} (°C)	T_{opt} (°C)	T_{\max} (°C)	$LSWI_{\max}$	$LSWI_0$
Bosque	0,0	20,0	40,0	0,8807	0,8175
Matorral Nativo	2,0	20,0	40,0	0,8407	0,7465
Matorral Invadido	2,0	20,0	40,0	0,8515	0,7698
Pradera	2,0	18,0	40,0	0,8296	0,7750
Turbera	0,0	20,0	40,0	0,8417	0,7398

Cobertura	a	R_{ref} (g CO ₂ m ⁻² d ⁻¹)	E_0	T_{ref} (K)	T_0 (K)
Bosque	0,27	11,88	258,16	288,15	227,13
Matorral Nativo	0,52	4,40	239,84	288,15	227,13
Matorral Invadido	0,52	4,40	239,84	288,15	227,13
Pradera	0,49	1,32	199,12	288,15	227,13
Turbera	0,39	4,40	97,67	288,15	227,13

Apéndice 3. Análisis de Sensibilidad modelo VPM (PPB) y ReRSM (RECO).

Variable (V)/ Parámetro (P)	Min	Media	Max	Intervalo	Δ PPB* (g CO ₂ m ⁻² d ⁻¹)	Promedio Cambio (%)
FAPAR (V)	0,11	0,71	0,94	0,138	1,62	46,9
EVI (V)	0,09	0,45	0,94	0,142	1,67	53,9
PAR (V)	41,92	43,2	44,06	0,357	0,18	0,8
LSWI (V)	-0,27	0,44	0,73	0,167	0,67	30,8
T _{aire} (V)	6,87	9,29	11,12	0,708	1,26	8,1
E ₀ (P)	0,35	1,6	2,6	0,375	0,45	42,6

Variable (V)/ Parámetro (P)	Min	Media	Max	Intervalo	Δ RECO* (g CO ₂ m ⁻² d ⁻¹)	Promedio Cambio (%)
PPB (V)	0,24	19	45,15	7,485	2,02	22,9
LST (V)	3,55	9,18	14,43	1,813	0,22	4,8
R _{ref} (P)	1,32	5,28	11,88	1,76	1,38	11,3
α (P)	0,27	0,44	0,52	0,042	1,24	6,6
E ₀ (P)	97,67	206,93	258,16	26,748	-0,13	-2,1

*Valor de cambio promedio.

Apéndice 4. Valores promedio de flujos de GEI y balance, según cobertura.

Cobertura	Flujo Medio CO ₂ (g CO ₂ m ⁻² año ⁻¹)	SE	Flujo Medio CH ₄ (g CO ₂ -eq m ⁻² año ⁻¹)	SE
Bosque	-1.204	0,71	-10,07	0,002
Matorral Nativo	-1.127	0,87	-0,45	0,002
Matorral Invasado	-3.295	1,61	8,50	0,004
Pradera	-1.100	0,66	3,96	0,004
Turbera	-991	1,28	-2,33	0,001

SE = Error estándar.

Cobertura	Flujo Medio N ₂ O (g CO ₂ m ⁻² año ⁻¹)	SE	Balance Medio (g CO ₂ -eq m ⁻² año ⁻¹)	SE
Bosque	113,09	0,02	-1.101	0,75
Matorral Nativo	-3,40	0,01	-1.131	0,86
Matorral Invasado	-28,24	0,01	-3.314	1,61
Pradera	-13,54	0,01	-1.110	0,66
Turbera	143,08	0,07	-850	1,30

SE = Error estándar.