



UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE POSTGRADO

**EFFECTOS DE LA FRAGMENTACIÓN EN LOS FLUJOS DE
CARBONO Y AGUA EN LOS BOSQUES NORDPATAGÓNICOS
DEL NORTE DE CHILOÉ**

Tesis para optar al Título Profesional de Ingeniera en Recursos Naturales
Renovables y al Grado de Magíster en Gestión Territorial de Recursos
Naturales

VANESA PALMA VALENCIA

Guías de Tesis
Jorge Pérez Quezada
Mauricio Galleguillos Torres

Profesores Consejeros
Beatriz Bustos Gallardo
Álvaro Gutiérrez Ilabaca

Evaluador Externo
Jonathan Barichivich





SANTIAGO - CHILE
2024

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE POSTGRADO

**EFFECTOS DE LA FRAGMENTACIÓN EN LOS FLUJOS DE
CARBONO Y AGUA EN LOS BOSQUES NORDPATAGÓNICOS DEL
NORTE DE CHILOÉ**

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

VANESA PALMA VALENCIA

GUIA DE TESIS		Calificaciones (Memoria de título)	Calificaciones (Tesis de grado)
Jorge Pérez Quezada Ingeniero Agrónomo, MS, Ph.D.		6,6	6,6
Mauricio Galleguillos Torres Ingeniero Agrónomo, MS, Dr.		6,5	6,5
PROFESORES CONSEJEROS			
Beatriz Bustos Gallardo Administrador Publico, MS, Dr.		5,5	5,5
Álvaro Gutiérrez Ilabaca Ingeniero Forestal, Dr.		5,8	5,8

Santiago, Chile
2024

AGRADECIMIENTOS

Quisiera partir agradeciendo a la Fundación Data Observatory y al proyecto Fondecyt 1211652 “Efectos del cambio climático en la productividad y evapotranspiración de bosques templados en Chile”, ya que me brindaron el apoyo económico para realizar este estudio. Pero así también, a todas las personas que constituyen la Fundación, por su tiempo, dedicación y recibirme tan bien.

Asimismo, le agradezco a mis profesores Mauricio Galleguillos y Jorge Pérez Quezada, por darme la oportunidad de trabajar en este tema, darme herramientas para poder abordarlo y crecer académicamente, así también por encantarme de la ecología y motivarme a siempre seguir aprendiendo.

No puedo no mencionar al LECS, por las personas que conocí e instancias compartidas, por aclararme dudas y el tiempo que se daban escuchándome. Muchas gracias, David, Vicente y Coni. Otras personas también me han acompañado en este camino y fueron fundamentales en este proceso, muchas gracias: Jorge, Lala, Lev y Gonza.

Por último, a mi familia, por ser mi pilar y soporte. Sobre todo, a mi madre, que siempre encontró las palabras adecuadas para alentarme y a mi hermano por recordarme que yo soy dueña de mis tiempos. A mis amigas: Feña, Paula, Fran, Tamara, Amara y Joaco, por ser la familia que uno elige, sin ustedes estos años de universidad no habrían sido lo mismo.

Financiamiento: el presente estudio fue financiado por el proyecto “Efectos del cambio climático en la productividad y evapotranspiración de bosques templados en Chile”, FONDECYT 1211652, a cargo del profesor Jorge Pérez Quezada y por la Fundación Data Observatory, Centro Tecnológico ANID No. DO210001.

ÍNDICE DE CONTENIDOS

RESUMEN	9
ABSTRACT	10
INTRODUCCIÓN	11
HIPÓTESIS	13
OBJETIVOS	13
Objetivo general.....	13
Objetivos específicos	13
MATERIALES Y MÉTODOS	14
Área de estudio.....	14
Materiales y métodos	16
Estimación del grado de fragmentación de los bosques nordpatagónicos del área de estudio	16
Selección y preprocesamiento de imágenes satelitales de evapotranspiración real y productividad primaria bruta.....	18
Procesamiento de imágenes satelitales de evapotranspiración real y productividad primaria bruta.....	19
Validación de imágenes satelitales de evapotranspiración real y productividad primaria bruta	20
Análisis de incidencia de factores bióticos y abióticos en la ET y la GPP en bosques con diferentes niveles de fragmentación	21
RESULTADOS	22
Grado de fragmentación de los bosques nordpatagónicos del norte de Chiloé.....	23
Clases de cobertura en la zona norte de Chiloé.....	24
Selección de productos satelitales.....	25
Validación y ajuste de los datos satelitales MODIS	25
Distribución de las densidades de GPP y ET en los distintos niveles de FFI	27
Relación entre las clases de fragmentación (baja y alta) de bosque y la ET real y la GPP a escala anual y estacional	28
Correlaciones entre la GPP y la ET, métricas de paisaje y los factores bióticos y abióticos	29
DISCUSIÓN	34
Fragmentación de bosques nordpatagónicos de Chiloé	34
Variabilidad de los flujos de carbono y agua dentro de los rangos de distribución de FFI	35

¿La fragmentación impacta en la productividad primaria bruta y la evapotranspiración?	36
CONCLUSIONES	39
LITERATURA CITADA	40
ANEXOS	49
Anexo 1. Diagrama de flujo del procesamiento de los datos obtenidos de las torres de medición de Eddy Covariance en EBSD	49
APÉNDICES	50
Apéndice 1. Esquema causal sobre cómo la fragmentación modifica el paisaje y las variables bióticas y abióticas que inciden en los flujos de agua y C	50
Apéndice 2. Tablas de estadígrafos de calidad y precisión para GPP ($\text{g C m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) y ET (mm año^{-1}) de los productos satelitales MODIS y PML V2 en relación con los datos EC	50
Apéndice 3. Distribución del FFI en el bosque nordpatagónico en la zona norte de la isla de Chiloé a una resolución de 500 m	51
Apéndice 4. Gráfico circular de cantidad de pixeles de 500 m de las clases de cobertura más abundantes en la zona norte de la isla de Chiloé	52
Apéndice 5. Series de tiempo de los datos de GPP mensual ($\text{g C m}^{-2} \text{ mes}^{-1}$) de los datos EC (color negro), el producto satelital (MOD17) (color azul) y su corrección (MOD17 COR.) (color verde) para la estación CL-SDF	52
Apéndice 6. Series de tiempo de los datos de ET mensual (mm mes^{-1}) de los datos EC (color negro), el producto satelital (MOD16) (color azul) y su corrección (MOD16 COR.) (color verde) para la estación CL-SDF	53
Apéndice 7. Valores acumulados de años (2015-2021) de GPP ($\text{g C m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) en el sitio CL-SDF	53
Apéndice 8. Valores acumulados de años (2015-2021) de ET (mm año^{-1}) en el sitio CL-SDF	54
Apéndice 9. Gráfico de densidad de los valores acumulados de GPP anual ($\text{g C m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) en la zona norte de la provincia de Chiloé.	54
Apéndice 10. Gráfico de densidad de valores acumulados GPP en la estación de verano ($\text{g C m}^{-2} \text{ estación}^{-1}$) en la zona norte de la provincia de Chiloé.	55
Apéndice 11. Gráfico de densidad de los valores acumulados de la ET anual (mm año^{-1}) en la zona norte de la provincia de Chiloé	55
Apéndice 12. Gráfico de densidad de los valores acumulados de ET en la estación de verano (mm verano^{-1}) en la zona norte de la provincia de Chiloé. El panel a) muestra el año seco (2016) y el b) el año húmedo (2017). Los colores cálidos presentan una mayor frecuencia y los fríos una menor	56
Apéndice 13. Gráfico de <i>beanplot</i> y <i>boxplot</i> de los valores acumulados de GPP anual ($\text{g C m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) de los grupos extremos de FFI en la zona norte de la provincia de Chiloé.	56

Apéndice 14. Gráfico de <i>beanplot</i> y <i>boxplot</i> de los valores acumulados de GPP en la estación de otoño ($\text{g C m}^{-2} \text{ estación}^{-1}$) de los grupos extremos de FFI en la zona norte de la provincia de Chiloé.	57
Apéndice 15. Gráfico de <i>beanplot</i> y <i>boxplot</i> de los valores acumulados de GPP en la estación de invierno de los grupos extremos de FFI en la zona norte de la provincia de Chiloé.	57
Apéndice 16. Gráfico de <i>beanplot</i> y <i>boxplot</i> de los valores acumulados de GPP en la estación de primavera ($\text{g C m}^{-2} \text{ estación}^{-1}$) de los grupos extremos de FFI en la zona norte de la provincia de Chiloé	58
Apéndice 17. Gráfico de <i>beanplot</i> y <i>boxplot</i> de los valores acumulados de ET anual (mm año^{-1}) de los grupos extremos de FFI en la zona norte de la provincia de Chiloé	58
Apéndice 18. Gráfico de <i>beanplot</i> y <i>boxplot</i> de los valores acumulados de ET en la estación de otoño (mm estación^{-1}) de los grupos extremos de FFI en la zona norte de la provincia de Chiloé	59
Apéndice 19. Gráfico de <i>beanplot</i> y <i>boxplot</i> de los valores acumulados de ET en la estación de invierno (mm estación^{-1}) de los grupos extremos de FFI en la zona norte de la provincia de Chiloé	59
Apéndice 20. Gráfico de <i>beanplot</i> y <i>boxplot</i> de los valores acumulados de ET en la estación de primavera (mm estación^{-1}) de los grupos extremos de FFI en la zona norte de la provincia de Chiloé.	60
Apéndice 21. Gráfica de dispersión de los valores medios de GPP ($\text{g C m}^{-2} \text{ estación}^{-1}$) en función de ED (m^{-1}) en la temporada de verano del año seco (2016).....	60
Apéndice 22. Gráfica de dispersión de los valores medios de GPP ($\text{g C m}^{-2} \text{ estación}^{-1}$) en función de ED (m^{-1}) en la temporada de verano del año húmedo (2017).....	61
Apéndice 23. Gráfica de dispersión de los valores medios de ET (mm estación^{-1}) en función de ED (m^{-1}) en la temporada de verano del año seco (2016).....	61
Apéndice 24. Gráfica de dispersión de los valores medios de ET (mm estación^{-1}) en función de MPA (ha) en la temporada de verano del año seco (2016).....	62
Apéndice 25. Gráficas de dispersión de la mediana de la altura del dosel de arboles (ALT_M) en función de las métricas de paisaje ED (m^{-1}), MPA (ha) y PD (m^{-2})	62
Apéndice 26. Gráficas de dispersión de la varianza de la altura del dosel de árboles (ALT_V) en función de las métricas de paisaje ED (m^{-1}), MPA (ha) y PD (m^{-2})	63
Apéndice 27. Distribución espacial de la mediana de la altura del dosel de árboles en el bosque nordpatagónico en la zona norte de la isla de Chiloé a una escala de 500 m	63

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Productos satelitales utilizados en el estudio y sus características	19
Cuadro 2. Productos satelitales utilizados en el estudio y sus características.	21

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Área de estudio establecida entre la intersección de la Comuna de Ancud y el piso vegetacional de bosque nordpatagónico	15
Figura 2. Distribución de frecuencias del FFI del bosque nordpatagónico	23
Figura 3. Grado de fragmentación del bosque nordpatagónico en la cuenca del río Huicha y área de estudio, a una resolución de 500 m en base a la clasificación de Li <i>et al.</i> (2022).....	24
Figura 4. Análisis y ajuste de regresión lineal de los valores agregados mensuales de GPP (g C m ⁻² mes ⁻¹) de MOD17 en relación con relación a los datos mensuales EC de GPP (g C m ⁻² mes ⁻¹)	25
Figura 5. Análisis y ajuste de regresión lineal de los valores agregados mensuales de ET (mm mes ⁻¹) de MOD16 en relación a los datos mensuales EC de ET (mm mes ⁻¹).	26
Figura 6. Gráfico de beanplot y boxplot de los valores acumulados de GPP en la estación de verano (g C m ⁻² estación ⁻¹) de los grupos extremos de FFI en la zona norte de la provincia de Chiloé.	28
Figura 7. Gráfico de beanplot y boxplot de los valores acumulados de ET en la estación de verano (mm estación ⁻¹) de los grupos extremos de FFI en la zona norte de la provincia de Chiloé.	29
Figura 8. Diagrama de coeficientes de correlación de Spearman para la relación entre GPP (g C m ⁻² estación ⁻¹) y factores bióticos y abióticos en la temporada de verano.....	30
Figura 9. Diagrama de coeficientes de correlación de Spearman para la relación entre ET (mm estación ⁻¹) y factores bióticos y abióticos en la temporada de verano.....	31
Figura 10. Distribución espacial de los valores medios de GPP (g C m ⁻² estación ⁻¹) en la temporada de verano del año seco (2016) y húmedo (2017).	32
Figura 11. Distribución espacial de los valores medios de ET (mm estación ⁻¹) en la temporada de verano del año seco (2016) y húmedo (2017).	33

RESUMEN

La creciente fragmentación de los bosques amenaza los ciclos de agua y carbono. Los bosques del área norte de Chiloé han sufrido importantes cambios de uso de suelo en las últimas décadas, por lo que este estudio evaluó el impacto de la fragmentación sobre los ciclos en los bosques de esta zona. Se utilizaron productos satelitales de uso de suelo para estimar el índice de fragmentación forestal, mediante el cálculo de las métricas de paisaje: densidad de borde, densidad de parche y área promedio de parche. Así también se extrajeron productos satelitales de productividad primaria bruta y evapotranspiración real. Estos fueron calibrados de manera exitosa (R^2 de 0,89 en ambos casos) con observaciones de una estación Eddy covariance. Se examinaron las relaciones entre atributos de fragmentación, flujos y factores climáticos en los veranos de un año seco (2016) y húmedo (2017) mediante test de comparaciones entre clases y matriz de correlación de Spearman. Los resultados muestran que la fragmentación es principalmente baja y media, distribuyéndose de forma desagrupada. Para los valores de asimilación de carbono y evapotranspiración, se identificó que éstos incrementan con la fragmentación, donde destacan la relación entre la densidad de borde con la productividad primaria bruta y evapotranspiración con correlaciones significativas (r entre 0,25 y 0,29, respectivamente). El área de los parches también mostró una asociación positiva significativa con la evapotranspiración ($r = 0,30$ para el año húmedo), la que también se correlaciono con la altura del dosel, destacando la influencia del follaje en la evapotranspiración. Estos hallazgos resaltan la importancia de considerar el efecto de las modificaciones del paisaje en la gestión territorial de los bosques de Chiloé.

Palabras clave: ecosistemas forestales, teledetección, cambios de uso de suelo.

ABSTRACT

Increasing forest fragmentation threatens water and carbon cycles. The forests in the northern area of Chiloé have suffered important changes in land use in recent decades, so this study evaluated the impact of fragmentation on the cycles in the forests of this area. Land use satellite products were used to estimate the forest fragmentation index, by calculating landscape metrics: edge density, patch density and average patch area. Satellite products of gross primary productivity and real evapotranspiration were also extracted. These were successfully calibrated (R^2 of 0,89 in both cases) with observations from an Eddy covariance station. The relationships between fragmentation attributes, flows and climatic factors were examined in the summers of a dry year (2016) and a wet year (2017) using a comparison test between classes and a Spearman correlation matrix. The results show that fragmentation is mainly low and medium, distributed in an ungrouped manner. For the values of carbon assimilation and evapotranspiration, it was identified that these increase with fragmentation, where the relationship between edge density with gross primary productivity and evapotranspiration stands out with significant correlations (r between 0,25 and 0,29, respectively). The patch area also showed a significant positive association with evapotranspiration ($r = 0,30$ for the wet year), which was also correlated with canopy height, highlighting the influence of foliage on evapotranspiration. These findings highlight the importance of considering the effect of landscape modifications on the territorial management of Chiloé forests.

Keywords: forest ecosystem, remote sensing, landcover change.

INTRODUCCIÓN

Los bosques son ecosistemas clave en el ciclo del carbono (C) y agua a nivel global, ya que secuestran grandes cantidades de C (Pan *et al.*, 2011; Luyssaert *et al.*, 2008) y participan en la regulación del ciclo hidrológico y en la disponibilidad de agua dulce (Ellison *et al.*, 2017). Por otra parte, la deforestación y las transformaciones antropogénicas del uso del suelo tienen implicancias importantes, provocando preocupación sobre sus efectos a largo plazo (Steffen *et al.*, 2015). Esto es especialmente relevante en bosques, ya que ha generado la disminución de la cubierta forestal (FAO y UNEP, 2020), derivando en una reducción del secuestro de C (Erb *et al.*, 2018) y reducción de la evapotranspiración (ET). Estas modificaciones al entorno natural provocan un mosaico de asentamientos humanos, tierras de cultivo y ecosistemas naturales fragmentados (Cox *et al.*, 2004). Dicha transformación se conoce como “fragmentación”: proceso activo y dinámico en que el hábitat se convierte progresivamente en parches de bosque más pequeños y aislados entre sí, siendo reemplazado por hábitats diferentes al original (Wilcove *et al.*, 1986; Forman y Godron, 1986; McGarigal, 2002). Cabe destacar que, si bien la fragmentación es un proceso, también es posible estimar la fragmentación forestal estática a través de métricas de paisaje (Haddad *et al.*, 2015; Li *et al.*, 2022).

La fragmentación involucra cambios en la composición, estructura y función del paisaje (McGarigal y Marks, 1995; Asbjornsen *et al.*, 2004), con consecuencias mucho más complejas para la biodiversidad y los servicios ecosistémicos proporcionados por los bosques (Turner, 1996; Pardini *et al.*, 2009; Pereira *et al.*, 2010). Un ejemplo de esto es el efecto borde, el cual deriva en mayores niveles de luz, temperaturas diurnas más altas, mayor velocidad del viento y menor humedad en los bordes de los bosques (Primack y Morrison, 2013; Ewers y Banks-Leite, 2013). Así también, estas variaciones provocan modificaciones en los flujos biogeoquímicos de estos ecosistemas (Turner *et al.*, 2003; Billings y Gaydess, 2008; Brinck *et al.*, 2017), pudiendo ocasionar un aumento sustancial de las emisiones de C (Dantas de Paula *et al.*, 2015; Brinck *et al.*, 2017) y pérdidas importantes de agua en bordes de fragmentos grandes (Dantas de Paula *et al.*, 2015).

Los flujos de agua y C se encuentran intrínsecamente acoplados y, al relacionarse con el funcionamiento de las plantas poseen los mismos controles ambientales (luz, temperatura y humedad) (Chapin *et al.*, 2011). Estos flujos se representan a través de la productividad primaria bruta (GPP, por sus siglas en inglés) y ET. Estos flujos son altamente sensibles ante la variabilidad de factores ambientales que modifiquen el clima e impliquen una modificación en la actividad fotosintética (Chapin *et al.*, 2011). Además, la evapotranspiración y productividad primaria bruta naturalmente presentan diferencias en los ecosistemas forestales, debido a la disponibilidad hídrica y cantidad de biomasa (la que puede ser estimada a través del índice de área foliar (LAI, por sus siglas en inglés) (Vourlitis *et al.*, 2008; Costa *et al.*, 2010; Chapin *et al.*, 2011; Maeda *et al.*, 2015). Por ende, tanto la variación de los factores ambientales como el tipo de ecosistema forestal podrían influir en los valores de los flujos de agua y C.

Existe una vasta evidencia de que la fragmentación altera el ciclo del C, agua y nutrientes (Apéndice 1) (Turner *et al.*, 2003; Billings y Gaydess, 2008; Dantas de Paula *et al.*, 2015;

Brinck *et al.*, 2017). Bosques fragmentados, es decir con menor área y mayor aislamiento y borde, concentran efectos de borde, lo que implica que los bordes de bosque quedan expuestos a condiciones más secas, con mayor radiación solar y turbulencia del viento, desecando la vegetación del dosel y ocasionando así también, cambios estructurales (Baidya Roy, 2011; Dantas de Paula *et al.*, 2015; Lawrence y Vandecar, 2015). De esta forma, es posible encontrar mayor descomposición de materia orgánica del suelo, provocando una reducción de las reservas de C, tanto en bosques templados como tropicales (Crockatt y Bebber, 2014; Ma *et al.*, 2017). A pesar de ello, utilizando datos de teledetección se ha encontrado que la fragmentación forestal en bosques templados de China se correlaciona positivamente con la captura de C fotosintético (Li *et al.*, 2022). Debido a estas observaciones, urge comprender si la fragmentación forestal promueve o inhibe el secuestro de C en los bosques nordpatagónicos del norte de Chiloé. Por otro lado, es probable que un cambio en la cubierta arbórea cambie el albedo de la superficie, los flujos de calor latente a través de la ET y los flujos sensibles y de onda larga a través de cambios en la temperatura de la superficie (Swann *et al.*, 2018), siendo posible hallar valores de ET más altos en áreas con mayor cobertura vegetal (Swann *et al.*, 2018; Santiago *et al.*, 2021). También se ha visto, que el efecto borde incide en el uso del agua de parches pequeños, mientras que en bosques de mayor tamaño no hay incidencia (Herbst *et al.*, 2007). En consecuencia, bosques con menor área, mayor aislamiento y borde, y por ende una mayor fragmentación, concentran un mayor efecto borde generando modificaciones en la capacidad de captura de C y una disminución de la ET.

Chile destaca por poseer una extensa superficie cubierta de bosques, la cual en los últimos años ha sido reemplazada significativamente por otros usos de suelo (CONAF, 2017; Lara *et al.*, 2019). Uno de los tipos de bosque con mayor superficie en el país es el bosque siempreverde templado, cubriendo desde los $\sim 35^\circ$ a 55° S (CONAF, 2017). Dentro de esta categoría se encuentran los bosques nordpatagónicos, cubriendo desde los $\sim 42^\circ$ a 45° S, en un rango altitudinal de 0 a 600 m.s.n.m. (Gutiérrez *et al.*, 2004; Bannister y Donoso, 2013). Parte de estos bosques se ubican en el norte de Chiloé, donde se ha demostrado que funcionan como un sumidero anual, almacenando -238 ± 31 g C m⁻² (Pérez-Quezada, 2018). A pesar de ello, han sido sujeto de cambio de uso de suelo en décadas pasadas, lo que ha reducido el área de los bosques nativos a un 47% del territorio (Echeverría *et al.*, 2012), colocando en riesgo los servicios ecosistémicos que brindan estos ecosistemas.

La información presentada es de suma relevancia para la planificación territorial en la zona norte de Chiloé, puesto que la zona presenta fenómenos de degradación y cambio de uso de suelo, sumado a una escasez hídrica de más de una década (Frene *et al.*, 2014). En esta medida, la actividad antropogénica y su efecto en el estado de los bosques, podrían estar afectando los servicios ecosistémicos brindados, como el acceso al agua. En consecuencia, el objetivo de este trabajo se centra en el análisis del efecto de la fragmentación en los flujos de agua y C en los bosques de la zona norte de Chiloé. Esto se realizará a través de la utilización de datos de teledetección y de información proporcionada por las torres Eddy covariance para calibrar los productos satelitales. Se espera que los resultados recabados contribuyan al entendimiento del proceso de fragmentación y a su efecto en las funciones y servicios ecosistémicos, siendo un insumo en la toma de decisiones de políticas e instrumentos de planificación territorial.

HIPÓTESIS

La fragmentación desencadena cambios en los factores bióticos y abióticos que inciden en los flujos de carbono y agua de los bosques, provocando una variación de la productividad primaria bruta y disminución de la evapotranspiración a nivel de paisaje.

OBJETIVOS

Objetivo general

Evaluar el efecto de la fragmentación del paisaje en los flujos de carbono y agua en los bosques nordpatagónicos del norte de Chiloé.

Objetivos específicos

1. Evaluar el grado de fragmentación de los bosques en el área de estudio.
2. Examinar la relación entre las categorías de fragmentación de bosque, la evapotranspiración real y la productividad primaria bruta a escala anual y estacional.
3. Analizar la incidencia de factores bióticos y abióticos en la ET y la GPP en bosques con diferentes niveles de fragmentación.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio se encuentra en la comuna de Ancud, ubicada al norte de Chiloé, región de Los Lagos. La comuna posee un área de 1.752 km² y la altitud varía entre 0 a ~ 661 m.s.n.m. (Figura 1). En esta zona se encuentra el piso vegetacional de bosque siempreverde templado, el cual se ubica en lugares con abundantes precipitaciones y posee un fuerte aislamiento biogeográfico, que ha dado lugar a altos niveles de endemismo (Alaback, 1991; Armesto *et al.*, 2009). Específicamente, corresponde al piso vegetacional de bosque siempreverde templado interior de *Nothofagus nitida* (Phil.) Krasser y *Podocarpus nubigenus* Lindl., siendo estas especies dominantes en sectores costeros; hacia el interior de la isla, en cambio, el bosque se encuentra dominado por *Eucryphia cordifolia* Cav. y *Laureliopsis philippiana* (Looser) Shodde, sin la presencia de *Nothofagus* (Luebert y Plissock, 2017). La comunidad también cuenta con la presencia de especies arbóreas como *Drimys winteri* J.R. Forst & G. Forst, *Saxegothaea conspicua* Lindl., *Amomyrtus luma* (Molina) D. Legrand & Kausel, *Weinmannia trichosperma* Cav. y *Tepualia stipularis* (Hook. & Arn.) Griseb; especies arbustivas como *Desfontainia spinosa* Ruiz & Pav., *Raukaua laetevirens* Gay (Frodin) y *Chusquea quila* Kunth; *Nertera granadensis* (Mutis ex L.f.) en la estrata herbácea; y epífitas como *Mitraria coccinea* Cav. y *Asteranthera ovata* (Cav.) Hanst. (Gajardo, 1994; Luebert y Plissock, 2017). Según la descripción de Veblen (2007), esta comunidad boscosa también recibe el nombre de bosque Nordpatagónico.

En base a la clasificación climática internacional (Kottek *et al.*, 2006) en la zona predomina un clima templado lluvioso, sin estación seca de verano cálido. La temperatura media del mes más cálido es inferior a los 22°C, y existen más de cuatro meses con temperaturas que superan los 10°C (Fuenzalida, 2013; Rioseco y Tesser, n.d.). En la Estación Biológica Senda Darwin (en adelante, EBSD), la temperatura media anual es de 9,6°C, con temperaturas medias mensuales mínimas de 4°C en los meses más fríos, y máximas de 19,1°C en los más calurosos; y cuenta con una precipitación media anual de 2.110 mm (Carmona *et al.*, 2010). Por otro lado, Luebert y Plissock (2006) describen la zona como un bioclima templado hiperoceánico, influenciado fuertemente por la presencia del Océano Pacífico por el oeste, y los golfos de Cucao y Corcovado por el noreste y sureste, lo que también es llamado “el mar interior de Chiloé”.

Como se aprecia en la Figura 1, la cuenca del río Huicha y la torre de flujo Eddy covariance (EC) se ubican dentro del área de estudio en un bosque nordpatagónico (código CL-SDF) (41°52'59" S, 73°40'33" O), la última al interior de la EBSD (Figura 1). La torre EC es una técnica micrometeorológica para medir y calcular flujos turbulentos verticales dentro de la capa límite de la atmósfera. El sitio CL-SDF se encuentra vinculado a las redes AmeriFlux y FluxNet, de mediciones de flujos biogeoquímicos, y a la red ILTER (*International Long-Term Ecological Research*) (Perez-Quezada *et al.*, 2018).

La cuenca hidrográfica se considera una unidad de gestión adecuada para la planificación y manejo de los recursos naturales, por lo que en primer lugar se decidió probar la

metodología en ella. Con este fin, se delimitó el polígono de la cuenca del río Huicha. El procedimiento requirió el DEM Alos Palsar de la Región de los Lagos, el cual fue procesado en el software GRASS versión 7.8 (Grass Development Team, 2019). Para aquello, se definió el sistema de drenaje estableciendo el punto de desembocadura del cauce y los puntos altimétricos más altos que determinan la dirección de circulación del escurrimiento superficial (Gaspari *et al.*, 2013).

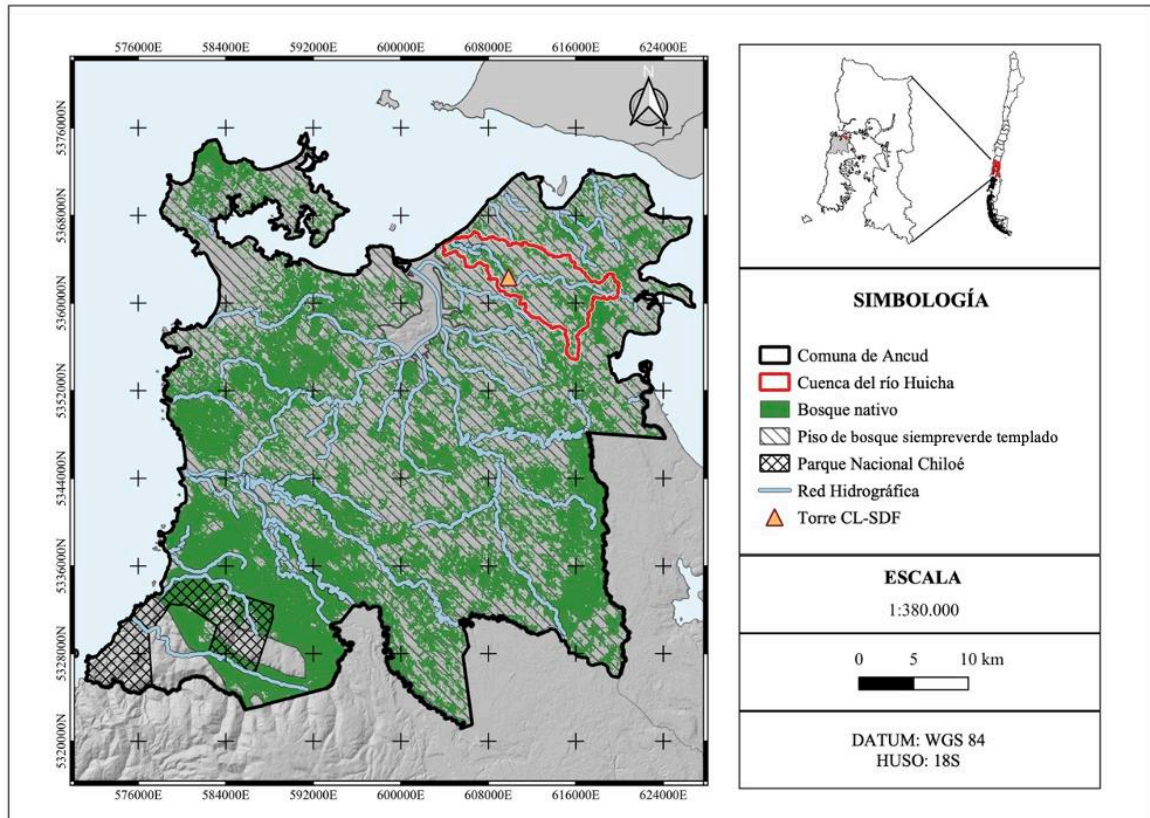


Figura 1. Área de estudio establecida entre la intersección de la Comuna de Ancud y el piso vegetacional de bosque siempreverde templado de Chiloé (Luebert y Pliscoff, 2017). En verde la cobertura de bosque nativo en la zona (Ceballos *et al.*, n.d.). El polígono rojo representa la cuenca del río Huicha, donde se ubica el sitio de estudio donde se encuentra la torre Eddy covariance en bosque (CL-SDF); a la derecha la ubicación del área de estudio en relación con el territorio nacional.

Es importante mencionar que el sector norte de Chiloé experimenta una escasez de agua para consumo humano que se extiende por más de 10 años, provocada principalmente por las prácticas productivas que afectan a los ecosistemas presentes (Frene *et al.*, 2014). Esta situación se ve intensificada en la temporada estival. Además, debido a su topografía la isla no cuenta con reservas de nieve como otras zonas del país, por lo que el abastecimiento de agua proviene de las turberas, pomponales y suelos de bosques nativos (Frene *et al.*, 2014).

Materiales y métodos

Las condiciones climáticas ejercen una influencia significativa en los flujos de agua y C (Baidya Roy *et al.*, 2011; Perez-Quezada *et al.*, 2018; 2024). Para seleccionar los años de estudio, se utilizó como criterio fundamental la caracterización de la precipitación y radiación acumulada anual entre 2015 y 2021, realizada en la EBSD por Perez-Quezada *et al.*, 2024. De esta manera, se eligieron 2016 y 2017 como años representativos: 2016 se destacó por tener la precipitación acumulada anual más baja y la radiación más alta del período, mientras que 2017 presentó características opuestas (para detalles adicionales, consultar Perez-Quezada *et al.*, 2024). Este contraste permite llevar a cabo un análisis comparativo sobre la influencia de estas condiciones en el grado de fragmentación de los bosques estudiados. Es relevante destacar que, durante el verano y otoño de 2016, la región experimentó su sequía más extrema, con un déficit de precipitaciones superior al 50% y una disminución similar en los caudales de los ríos, además, de un incremento del 30% en la radiación solar recibida en la zona (Garreaud, 2018).

Estimación del grado de fragmentación de los bosques nordpatagónicos del área de estudio

Para fines prácticos de este estudio, se estimó la fragmentación forestal estática con la finalidad de evaluar el estado del paisaje. Esto se realizó a través de la metodología propuesta por Li *et al.* 2022; donde mencionan que la fragmentación incluye tres características: borde aumentado, aislamiento aumentado y área reducida (Haddad *et al.*, 2015; Li *et al.*, 2022). Sobre la base de estas características, se utilizaron de forma combinada tres índices de patrón de paisaje para describir el grado de fragmentación del bosque en el área de estudio, la densidad de borde (ED, por sus siglas en inglés), la densidad de parche (PD, por sus siglas en inglés) y el área media de parche (MPA, por sus siglas en inglés).

Se dividió el área de estudio en una grilla con una resolución espacial de 500 m, basada en los productos GPP y ET de MODIS (Cuadro 1). Luego, se calcularon los tres índices de patrón de paisaje en cada una de las cuadrículas a nivel de clase “bosque”. Todo esto en función del raster binario de bosque/no bosque elaborado a través del *land cover* dinámico de Chiloé del año 2018 (Ceballos *et al.*, n.d.). Este procedimiento se ejecutó utilizando el paquete *landscapemetrics* (Hesselbarth *et al.*, 2019) en el software R versión 4.0.4 (R Core Team, 2021).

La métrica de ecología del paisaje, denominada ED, describe la forma de un parche en el paisaje. Esto resulta especialmente relevante, ya que fragmentos con formas irregulares tienden a poseer bordes de mayor longitud (Echeverría *et al.*, 2007). El cálculo de esta métrica se llevó a cabo de la siguiente manera:

$$ED = \frac{\sum_{k=1}^m e_{ik}}{A} * 10000 \quad (\text{Ecuación1})$$

Donde ED significa la suma de las longitudes de todos los segmentos del borde que involucran el tipo de parche correspondiente, dividida por el área total del paisaje, e_{ik} es la longitud total del borde en metros y A es el área total del paisaje en metros cuadrados.

MPA se define como la suma del área de los parches del tipo de clase correspondiente, dividida por el número de parches de ese mismo tipo. Esta métrica proporciona una representación del tamaño de los parches, y dicho patrón está interrelacionado con otras medidas de fragmentación, tales como la variación en el área del hábitat interior, la forma del parche y la conectividad (Echeverría *et al.*, 2007). El cálculo de MPA se llevó a cabo de la siguiente manera:

$$MPA = \text{promedio}(AREA[\text{parche}_{ij}]) \quad (\text{Ecuación 2})$$

Donde $AREA[\text{parche}_{ij}]$ es el área de cada parche en hectáreas.

PD se refiere al número de parches del tipo de clase correspondiente dividido por el área total del paisaje. Esta métrica establece la densidad de parches por unidad de área, lo que facilita las comparaciones entre paisajes de diversos tamaños (Narmada *et al.*, 2021). La ecuación para calcular PD es la siguiente:

$$PD = \frac{n_i}{A} * 10000 * 100 \quad (\text{Ecuación 3})$$

Donde n_i es el número de parches y A es el área total del paisaje en metros cuadrados. Más detalles sobre las métricas del patrón de paisaje se explican completamente en estudios anteriores (McGarigal y Marks, 1995; Riitters *et al.*, 1995; McGarigal *et al.*, 2002). Los tres índices se combinaron para construir un índice de fragmentación forestal (FFI, por sus siglas en inglés) usando la siguiente ecuación:

$$FFI_n = (ED_n + (1 - MPA_n) + PD_n)/3 \quad (\text{Ecuación 4})$$

Donde n es el número de cada cuadrícula, y ED, MPA Y PD se estandarizaron. La forma general de la fórmula estandarizada se muestra a continuación:

$$Y_n = \frac{x_n - x_{min}}{x_{max} - x_{min}} \quad (\text{Ecuación 5})$$

Donde n es el número de cada cuadrícula, x es ED, PD y MPA y el valor de Y está entre 0 y 1. En el estudio de Li *et al.* 2022, FFI se clasificó en cinco categorías, que incluían escasa fragmentación (0-0.2), baja fragmentación (0.2-0.4), fragmentación media (0.4-0.6), fragmentación alta (0.6-0.8) y fragmentación extrema (0.8-1), para representar el estado del paisaje mediante grados de fragmentación forestal.

Inicialmente, se empleó como área de estudio la cuenca del río Huicha. Pero debido a la escasa frecuencia de las categorías de FFI en la cuenca, se seleccionó una nueva área de estudio; donde se consideraron dos criterios: (1) ecológico y (2) antrópico. Para el primero, se utilizó el polígono del piso vegetacional de bosque siempreverde templado (Luebert y Pliscoff, 2017) y para el segundo, se consideró que la zona hubiera experimentado un uso

antrópico similar. De esta forma, la estimación del índice de fragmentación se realizó en la nueva área de estudio, es decir la zona norte de Chiloé, representada por la comuna de Ancud, ya que ha experimentado un cambio de uso de suelo mayor al resto de la isla (Echeverría *et al.*, 2012; Frene *et al.*, 2014).

En comparación con el método propuesto por Li *et al.* (2022), la escala espacial utilizada en este estudio fue significativamente más reducida. Por lo tanto, mientras que el método original consideraba cinco categorías de FFI, se decidió realizar una recategorización en tres categorías para los análisis posteriores. Para ello, se evaluó la variabilidad y las frecuencias de los valores del índice de fragmentación forestal mediante histogramas. A partir de este análisis, se generó una división en intervalos de clases utilizando el método de Fisher de quiebres naturales en el software R, con el paquete `classInt` (Bivand, 2023), el cual define intervalos según cambios significativos o agrupaciones en la distribución de los datos. De este modo, se delimitaron tres grupos de fragmentación, seleccionando únicamente los grupos extremos de FFI. A partir de ahora, estos serán denominados "baja fragmentación" y "alta fragmentación", respectivamente.

Selección y preprocesamiento de imágenes satelitales de evapotranspiración real y productividad primaria bruta

En primer lugar, la selección de los productos satelitales se basó en la comprobación de su calidad y correlación con los datos de torre EC. Esta comparación se realizó entre los productos satelitales GPP y ET de MODIS, y la segunda generación del modelo Penman-Monteith-Leuning V2 (PML_V2) para GPP y ET (Zhang *et al.*, 2016a; Zhang *et al.*, 2016b; Gan *et al.*, 2018).

En el caso de MODIS, el producto para GPP se deriva de un modelo LUE (Light-Use Efficiency) (Running y Zhao, 2019), mientras que el producto MODIS-ET utiliza el modelo de Penman-Monteith (PM), que integra datos de reanálisis meteorológico y la dinámica de las propiedades de la vegetación (Running *et al.*, 2021). Por otro lado, PML-V2 es un modelo biofísico de diagnóstico acoplado agua-carbono. A diferencia de su versión anterior, que no calculaba GPP ni consideraba el efecto del CO₂ en la ET, PML-V2 combina un modelo de fotosíntesis (Thornley, 1976) y un modelo mejorado de conductancia estomática del dosel (Yu *et al.*, 2004) con la ecuación PM para estimar GPP y la transpiración de las plantas colectivamente (Gan *et al.*, 2018). PML V2 tiene una resolución espacial de 500 m y una resolución temporal de 8 días durante el período de 2000-2017.

Para el periodo de concordancia entre los datos disponibles de la torre EC, PML_V2 y MODIS (2015-2020), se calcularon estadígrafos con el fin de evaluar la calidad y la correlación entre los datos de MODIS y PML V2 en comparación con los datos EC, incluyendo el coeficiente de determinación (R^2), el coeficiente de eficiencia de Kling Gupta (KGE, por sus siglas en inglés), la varianza (σ), el Error Cuadrático Medio de la Raíz (RMSE, por sus siglas en inglés) y el porcentaje de sesgo (pBias). RMSE, corresponde a una medida estadística que determina la magnitud del error de los valores predichos con respecto a los observados; sus valores van de 0 a +Inf, siendo 0 un ajuste perfecto de los datos (Chai y Draxler, 2014). Posteriormente, se calculó el estadígrafo KGE, el que fue

desarrollado por Gupta *et al.* (2009) y combina diferentes componentes (correlación (r), sesgo (β) y variabilidad (α)) para proporcionar una medida de la bondad del ajuste entre datos observados y predichos (Kling *et al.*, 2012). Para los tres componentes, el valor ideal es 1, lo que da un valor de KGE ideal de 1 (Gupta *et al.*, 2009; Kling *et al.*, 2012). Finalmente, PBias es una métrica utilizada para evaluar el sesgo de un modelo en relación con los datos observados. Un PBias igual a cero sugiere ausencia de sesgo. Un valor positivo indica una tendencia del modelo a sobreestimar, mientras que un PBias negativo señala una inclinación del modelo a subestimar. Todos los índices se estimaron en R (R Core Team, 2021) mediante el paquete *hydroGOF* versión 0.4 (Zambrano, 2020).

Con base en la precisión y la disponibilidad temporal de los productos MODIS en comparación con PML V2, los cuales facilitan ajustes más precisos con las observaciones de la torre EC, se optó por seleccionar los productos satelitales de MODIS. Se detallan más resultados en la sección correspondiente.

Cuadro 1. Productos satelitales utilizados en el estudio y sus características

Variable	Nombre del Producto	Resolución espacial	Resolución temporal	Unidad	Referencia
GPP	MOD17A2HGF.006	500m	8 días	kg C m ⁻²	Running y Zhao, 2019
ET	MOD16A2GF.006			mm	Running <i>et al.</i> , 2021

Los acrónimos se explican a continuación, GPP: Productividad primaria bruta y ET: evapotranspiración.

Las unidades finales para cada dato satelital se fijaron en g C m⁻² mes⁻¹ para GPP y mm mes⁻¹ para ET. Además, los productos de MODIS (Cuadro 1) cuentan con algoritmos de relleno de datos (*gap-filling*), por lo que no fue necesario hacer correcciones atmosféricas. Aun así, se debió hacer un preprocesamiento basado en aplicar un factor de conversión y un filtro de datos inválidos (Running *et al.*, 2019; 2021). El preprocesamiento se realizó en el software R (R Core Team, 2021) utilizando procesos aritméticos del paquete *raster* (Hijmans, 2020).

Procesamiento de imágenes satelitales de evapotranspiración real y productividad primaria bruta

Posteriormente, a partir de las imágenes preprocesadas se extrajeron los valores promedios mensuales de los píxeles para el polígono correspondientes al área representativa de la torre de flujo presente en bosque. El polígono se elaboró usando los datos EC del periodo 2014-2021 utilizando el método de parametrización bidimensional simple de Kljun *et al.* (2015), cuya función es la predicción del *footprint* de flujos que proyecta el ancho y la forma de estos mediante un modelo de dispersión de partículas. Es importante señalar que se usó un *footprint* estático en el tiempo, considerando el área de influencia promedio. Para este estudio, se seleccionó el polígono correspondiente al 80%, debido a que la superficie estaba cubierta en mayor proporción de bosque a diferencia de los polígonos de mayor tamaño. La

extracción de los valores promedios se ejecutó en el software R (R Core Team, 2021) usando el paquete *raster* (Hijmans, 2020).

Calibración de imágenes satelitales de evapotranspiración real y productividad primaria bruta

La calibración de datos fue necesaria para determinar la concordancia entre los productos satelitales de MODIS y los datos obtenidos mediante la torre de medición de flujos EC entre los años 2015 y 2021 (se omite el año 2014 debido a que se reportaron problemas en la medición de datos). Este proceso incluyó:

1. La realización de un ajuste mediante regresión lineal, considerando la naturaleza de los datos para los valores mensuales de GPP y ET, en comparación con los datos observados por la torre EC en el sitio CL-SDF. Este ajuste se llevó a cabo utilizando los valores de GPP calculados mediante el método *daytime*.
2. El cálculo de estadígrafos para evaluar la calidad del ajuste de los valores promedios de los productos, con respecto a los datos EC (Herrera, 2022). Los datos EC de la EBSD corresponden a un registro de datos cada 30 min, diarios y mensuales de GPP, ET y otras variables micrometeorológicas previamente procesados (Anexo 1).

La bondad del ajuste de los modelos se evaluó a través de tres estadígrafos, correspondientes al RMSE, KGE y PBias. Todos los índices se estimaron en R (R Core Team, 2021) mediante el paquete *hydroGOF* versión 0.4 (Zambrano, 2020).

Finalmente, con el fin de evaluar la corrección de los productos de GPP y ET, se graficaron las series mensuales de (1) los productos originales, (2) corregidos y de (3) los datos de la torre EC, entre 2015 y 2021. Para las series de los productos originales y corregidos, se utilizaron los acumulados de los datos satelitales mensuales extraídos del polígono *footprint*; mientras que para los datos de la torre se utilizaron los datos EC de GPP y ET agregados mensualmente. Además, se agruparon los valores de estas imágenes acumuladas anuales (datos satelitales originales y corregidos), y se compararon con los datos acumulados anuales del registro de la torre para determinar el sesgo de los productos (Herrera, 2022). Confirmada la calidad del ajuste, se extrapolaron las correcciones basándose en la ecuación extraída de la regresión entre los datos satelitales y los datos EC en el polígono *footprint*.

Análisis estadístico: diferencias entre grupos extremos de fragmentación

Con el propósito de investigar la presencia de diferencias significativas en la GPP y la ET entre las distintas categorías de fragmentación, se llevaron a cabo análisis de comparación de grupos para los años seco (2016) y húmedo (2017), tanto para el acumulado anual como sus respectivas estaciones, con un intervalo de confianza (IC) del 95% (*p-value* <0,05). La selección de los grupos para la comparación se basó en el análisis del histograma de FFI y en gráficos de densidad, considerando exclusivamente los grupos extremos, como se detalló en la metodología del primer objetivo. La elección entre técnicas de análisis paramétricas o no paramétricas, respecto a cada variable y año, dependió de la normalidad y

homocedasticidad de los datos, evaluados mediante los tests de Kolmogorov-Smirnov y Levene, respectivamente (Fox *et al.*, 2023). En caso de no cumplirse estos supuestos, se recurrió a pruebas no-paramétricas, con un intervalo de confianza del 95% ($p < 0,05$). La elección entre el test de t-Student o el test de Mann-Whitney U se determinó en función de esta consideración. Todos los análisis se realizaron en el entorno de programación R (R Core Team, 2021), donde también se elaboraron gráficos *beanplot* y *boxplot* para visualizar las discrepancias.

Análisis de incidencia de factores bióticos y abióticos en la ET y la GPP en bosques con diferentes niveles de fragmentación

Con el objetivo de comparar las temporadas de crecimiento bajo condiciones climáticas contrastantes y considerando la escasez hídrica estival que afecta a la zona (Frene *et al.*, 2014), se optó por enfocar el análisis en la estación de verano durante los distintos años de estudio (2016 y 2017). En este contexto, para investigar la influencia significativa de la fragmentación en los flujos de C y agua, se emplearon factores bióticos y abióticos que capturaran las dinámicas de dichos flujos. Estas variables incluyeron la temperatura superficial del suelo (LST, por sus siglas en inglés), humedad del suelo (SM, por sus siglas en inglés), albedo, ET potencial (PET, por sus siglas en inglés), mediana y varianza de la altura del dosel de árboles. Para este propósito, se utilizó el promedio mensual de las variables obtenido de la estación del conjunto de datos detallado en el Cuadro 2. Cabe destacar que en el caso del albedo se empleó el *shortwave*, ya que, se refiere a la radiación solar que llega a la Tierra, por lo que tiene una mayor energía en comparación a la radiación *longwave*.

Cuadro 2. Productos satelitales utilizados en el estudio y sus características.

Variable	Nombre del Producto	Resolución espacial	Resolución temporal	Unidad	Referencia
LST	MODIS MOD11A2.061	1 km	1 día	Kelvin	Wan <i>et al.</i> , 2021
SM	SPL2SMAP_S	3 km	variable	cm ³ cm ⁻³	Das <i>et al.</i> , 2019; Das <i>et al.</i> , 2020
ALB	MODIS MCD43A1.061	500 m	1 día	μm	Schaaf y Wang, 2021
PET	MOD16A2GF.061	500 m	8 días	mm	Running <i>et al.</i> , 2021
ALT	ETH_GlobalCano pyHeight_2020_1 0m v1	10 m	-	m	Lang <i>et al.</i> , 2023

Los acrónimos se explican a continuación, LST: Temperatura superficial del suelo; SM: Humedad del suelo; ALB: Albedo, PET: Evapotranspiración potencial y ALT: Altura del dosel.

Se implementó un proceso de *downscaling* de los productos satelitales seleccionados que presentaban una resolución espacial superior a 500 m. Se empleó el método de Regresión Ponderada Geográficamente mediante el software QGIS (QGIS.org, 2023). Este proceso se

llevó a cabo para reducir la escala de la LST y la SM, requiriendo como dato de entrada el DEM (Duan y Li, 2016). Posteriormente, se realizó un *resample* utilizando el método de *Neighborhood-based interpolation* (NGB, por sus siglas en inglés), para que coincida con la resolución y extensión de los otros productos. La evaluación de la calidad del procesamiento se realizó a través de la elaboración de una grilla, la cual se dividió en cuadrículas para comparar los estadísticos R^2 y RMSE. El R^2 arrojó un valor promedio de 0,99, indicando una similitud sustancial entre los valores de la grilla de los datos originales y los reducidos. En cuanto al RMSE, las cuadrículas mostraron valores $< 0,1$, sugiriendo que se generaron predicciones precisas de los valores estimados. En base a esto, se concluyó que la reducción de la escala espacial es de alta calidad y precisión.

Para el caso de la altura del dosel, se empleó un proceso de *upscaling*, utilizando el cálculo de la mediana y la varianza en celdas de mayor tamaño. Posteriormente, se realizó un *resample* utilizando el método de NGB, para que coincida con la resolución y extensión de los otros productos y así obtener un producto final de mediana (ALT_M) y varianza de altura del dosel (ALT_V) a una resolución de 500 m. Estos procedimientos se realizaron a través de R (R Core Team, 2021). Por último, se elaboró una cartografía para visualizar el resultado del *upscaling* y observar la distribución espacial de la mediana de la altura del dosel, lo que permitió obtener una representación detallada de la altura del dosel forestal en el área de estudio.

Tras modificar la escala de los productos, se procedió a desarrollar correlaciones de Spearman, debido a la distribución no-normal de los datos. Para ello, se eliminaron los datos *outliers*, a través del método de umbrales, donde se excluyeron los valores inferiores al 1% y superiores a 99% respecto a las variables GPP y ET. Luego, se calcularon las correlaciones con cada una de las variables que caracterizan los flujos de C y agua durante la estación de verano de los años en cuestión. Estas variables incluyeron los patrones de paisaje que conforman FFI, tales como ED, MPA y PD. En el caso de GPP, se consideró ED, MPA, PD, LST, SM, ALB, ALT_M y ALT_V. Para ET, se seleccionaron las mismas variables y se incluyó PET, que para efectos prácticos se reconoce un *proxy* de la demanda atmosférica. Finalmente, se realizaron diagramas de dispersión de las relaciones más destacadas y cartografías de distribución espacial de valores medios en la temporada de verano en los años de estudio. Estos análisis se llevaron a cabo mediante la utilización de R (R Core Team, 2021) y el software QGIS (QGIS.org, 2023).

RESULTADOS

Grado de fragmentación de los bosques nordpatagónicos del norte de Chiloé

El histograma (Figura 2) muestra la distribución del FFI en la cuenca del río Huicha. La gráfica revela una variabilidad limitada de la fragmentación forestal, que fluctúa entre 0 y 0,486, con una frecuencia más marcada alrededor de 0,4. No obstante, en ésta se presentan principalmente cuatro de las cinco categorías de fragmentación, concentrándose mayormente en una fragmentación baja ($0,2 < \text{FFI} < 0,4$), seguida por las categorías escasa ($0 < \text{FFI} < 0,2$) y media ($0,4 < \text{FFI} < 0,6$).

La media del FFI en la cuenca es de 0,327, con una mediana de 0,359 y una desviación estándar de 0,11 (Figura 3), lo que indica una baja representación de datos en las distintas categorías de FFI. En contraste, los niveles de FFI en la zona norte de Chiloé abarcan un intervalo de 0 a 0,820 (Figura 2), con una media de 0,3, mediana de 0,360 y desviación estándar de 0,155. Esta área presenta las cinco categorías de fragmentación, aunque solo una celda se clasifica como fragmentación extrema. La mayoría se agrupa entre las categorías escasa y media ($0 < \text{FFI} < 0,6$) (Figura 3).

Por lo tanto, se selecciona esta área de estudio porque su escala espacial es más representativa del paisaje total. Además, la cantidad de celdas (píxeles) en esta área permite capturar mejor la variabilidad del paisaje, al contar con una mayor frecuencia en los diferentes rangos de FFI.

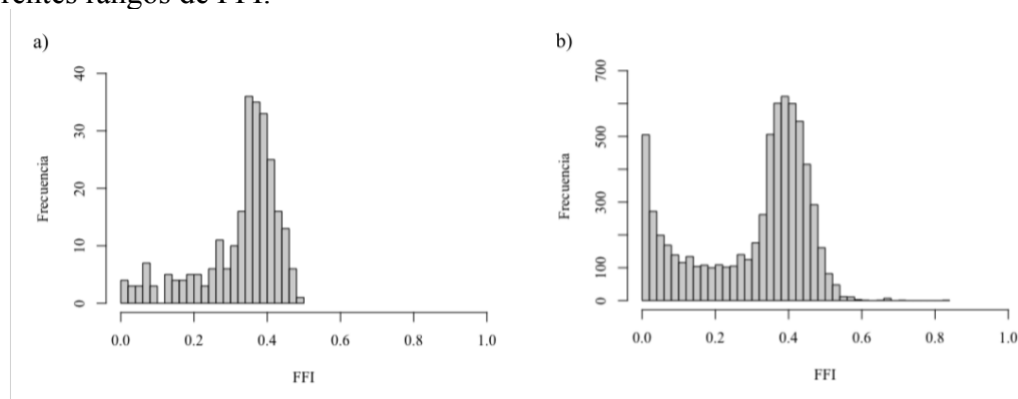


Figura 2. Distribución de frecuencias del FFI del bosque nordpatagónico. El panel a) corresponde a la cuenca del río Huicha y el panel b) a la zona norte de Chiloé.

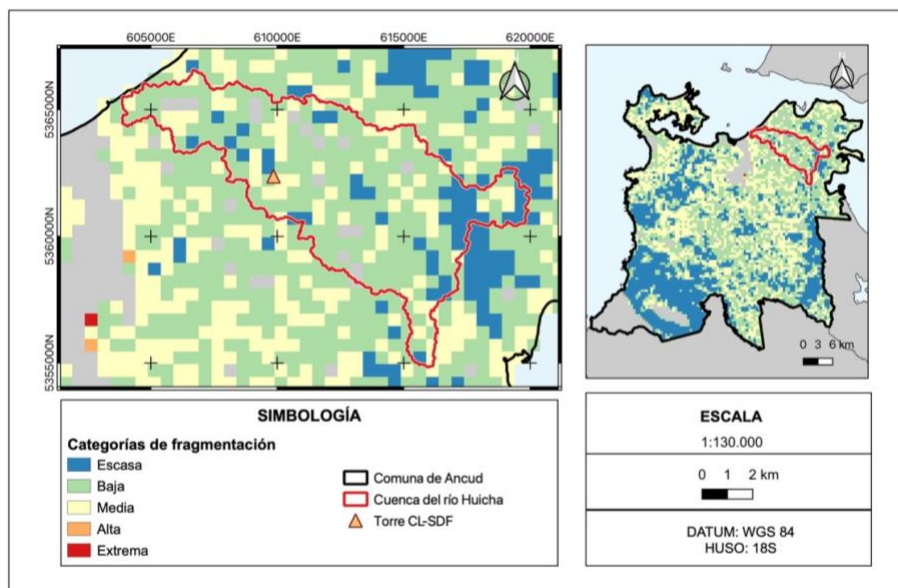


Figura 3. Grado de fragmentación del bosque nordpatagónico en la cuenca del río Huicha y área de estudio, a una resolución de 500 m en base a la clasificación de Li *et al.* (2022); a la derecha la ubicación del área de estudio en relación con la zona norte de la isla de Chiloé.

Es importante señalar que los valores más bajos del FFI (color azul) (Figura 3) dentro del área de estudio se encuentran cerca del río. Para confirmar esta observación, se calculó el promedio del FFI en un área de 500 m alrededor de la red hidrográfica, resultando en un valor de 0,346. Además, en la zona inferior izquierda se identifica un polígono homogéneo con valores bajos de fragmentación (Apéndice 3), que está rodeado por el Parque Nacional Chiloé y el Santuario de la Naturaleza Humedales de la cuenca de Chepu.

Por último, mediante el método de quiebres naturales se estimaron los rangos de los tres grupos de fragmentación forestal, de los cuales se seleccionaron únicamente los grupos extremos de FFI (0,004-0,152; 0,326-0,589), debido a su mayor frecuencia, representatividad en el análisis y su utilidad para simplificar la comparación entre estas categorías en relación con los flujos de C y agua.

Clases de cobertura en la zona norte de Chiloé

Mediante el análisis porcentual de las distintas clases de cobertura dentro del *landcover* de la zona norte de la isla de Chiloé (Ceballos *et al.*, n.d.), como se detalla en el Apéndice 4, se desprende que en la zona norte de la provincia de Chiloé, prevalece una cobertura significativa de bosque nativo templado, que abarca un 52% del área total. A ésta le sigue la presencia de matorrales, que constituyen un 14%, mientras que praderas y pastizales también representan otro 14%. Asimismo, las turberas ocupan un 10% del territorio en esta zona específica.

Selección de productos satelitales

Los estadígrafos (Apéndice 2) indican que el rendimiento de PML V2 es satisfactorio, ya que logra valores más altos para el coeficiente de determinación (R^2), menor coeficiente de Kling-Gupta (KGE) y varianza (σ) en comparación con los estadígrafos obtenidos a partir de los datos de MODIS. Sin embargo, PML V2 presenta deficiencias en términos de precisión (RMSE) y sesgo porcentual (pBias) para el producto de GPP en comparación con MODIS, ya que, a pesar de las correcciones realizadas, los valores siguen estando muy alejados de 0. Es relevante señalar que PML V2 está limitado temporalmente (2000-2017) en comparación con los datos disponibles de la torre Eddy covariance (2015-2021). Esta discrepancia dificulta la realización de ajustes con una serie temporal más extensa que ofrece una mejor calidad. Por lo tanto, para asegurar la coherencia en la utilización de un único producto satelital para ambas variables, se optó por seleccionar los productos satelitales *gap-filled* de MODIS.

Calibración y ajuste de los datos satelitales MODIS

En el caso de GPP (Figura 4), la ecuación de ajuste muestra un $R^2 = 0,89$, lo que indica que el modelo explica aproximadamente el 89% de la variabilidad de los datos. Además, se observa que los datos ajustados se sitúan en proximidad a la línea de regresión ajustada. Posterior a la corrección de datos, se evidencia una mejora en el coeficiente KGE, transformándose de un valor negativo a uno positivo, aunque aún inferior a 0,5. Asimismo, el RMSE disminuye en 12,6 unidades, lo que indica una reducción en la dispersión de los datos.

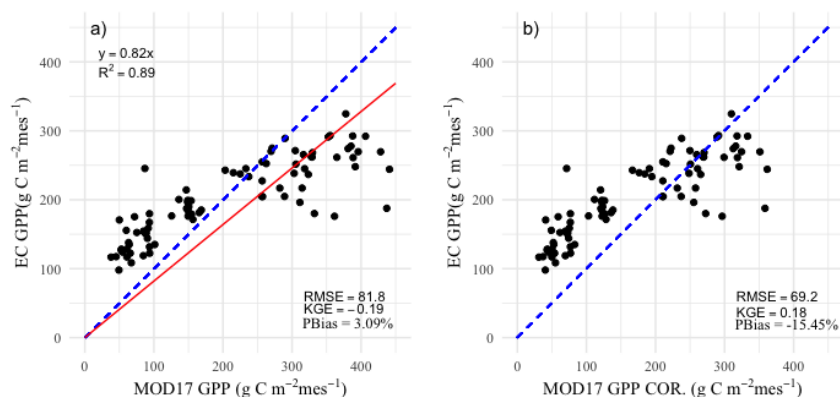


Figura 4. Ajuste de regresión lineal de los valores agregados mensuales de GPP ($\text{g C m}^{-2} \text{mes}^{-1}$) de MOD17 en relación a los datos mensuales EC de GPP ($\text{g C m}^{-2} \text{mes}^{-1}$). El panel a) corresponde a la regresión de los valores de GPP ($\text{g C m}^{-2} \text{mes}^{-1}$) de MOD17 y b) a la regresión de los valores de GPP del producto corregido, ambos respecto a la GPP de los datos EC ($\text{g C m}^{-2} \text{mes}^{-1}$) en CL-SDF. La línea azul corresponde a $y=x$; y la línea roja describe el modelo lineal.

A pesar de estos ajustes favorables, el sesgo porcentual (pBias) muestra un valor negativo (-15,45%), lo que indica una tendencia del modelo a subestimar los datos observados. A pesar de este sesgo, las demás estadísticas respaldan la calidad y precisión del ajuste de los valores, sugiriendo una adecuada concordancia entre los datos ajustados de MODIS (MOD17 COR.), los datos observados (EC), y los valores predichos por el modelo no ajustado (MOD17).

Al examinar la serie temporal (Apéndice 5), se verifica que la dinámica entre los datos ajustados de MODIS (MOD17 COR.) concuerda con los datos observados (EC) y se sitúa entre estos últimos y los valores predichos por el modelo no-ajustado (MOD17). Este análisis temporal respalda la coherencia del ajuste, confirmando que el modelo ajustado refleja de manera precisa las variaciones observadas en la serie temporal de GPP.

El análisis del ajuste de los datos MODIS de ET (Figura 5), revela una ecuación de ajuste con $R^2 = 0,89$. Además, se observa que los datos ajustados están cercanos a la línea de regresión ajustada. En términos del KGE, se mantiene constante después de la corrección de los datos, con un valor alrededor de 0,6. La reducción del RMSE en 6,07 unidades sugiere una disminución en la dispersión de los datos.

Así mismo, el sesgo porcentual (pBias) disminuye, acercándose a cero (valor óptimo), aunque manteniéndose negativo (-10,11%). Este indicador sugiere que el modelo tiende a subestimar los datos, aunque en menor medida después de la corrección de datos.

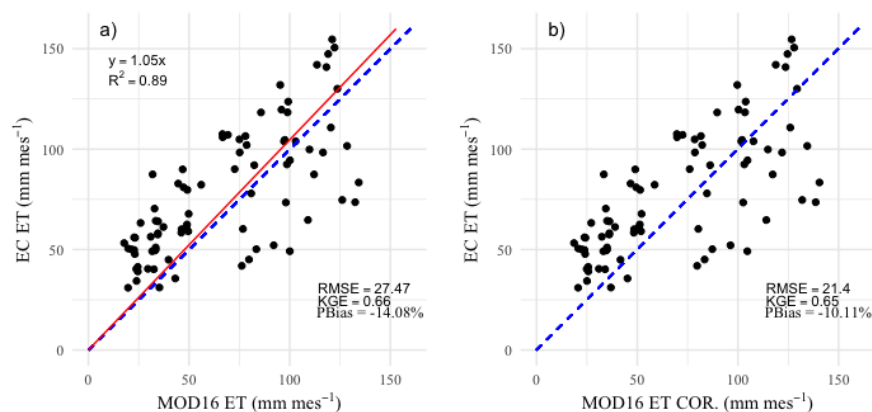


Figura 5. Ajuste de regresión lineal de los valores agregados mensuales de ET (mm mes⁻¹) de MOD16 en relación a los datos mensuales EC de ET (mm mes⁻¹). El panel a) corresponde a la regresión de los valores de ET (mm mes⁻¹) de MOD16 y b) a la regresión de los valores de ET del producto corregido, ambos respecto a la ET de los datos EC (mm mes⁻¹) en CL-SDF. La línea azul corresponde a $y=x$; y la línea roja describe el modelo lineal.

En la serie temporal (Apéndice 6), la ecuación ajustada, al ser cercana a la identidad $y=x$, indica que los datos de MODIS corregidos (MOD16 COR.) son próximos a los valores predichos por el modelo no-correctado (MOD16). Este resultado respalda la consistencia del

ajuste, mostrando que la corrección no introduce variaciones significativas en la dinámica temporal de la ET. En resumen, el análisis estadístico y temporal sugiere que el ajuste de los valores de ET mediante el modelo MODIS es de alta calidad y precisión, a pesar de la tendencia del modelo a subestimar los datos, la cual se mitiga con la corrección.

En los valores acumulados anuales de GPP y ET durante el periodo 2015-2021 (Apéndices 7 y 8), se destaca que los datos MODIS generalmente muestran valores comparables a los obtenidos a través de las mediciones de la torre de flujo (EC), con la excepción del año 2021, que presenta una desviación notable de esta tendencia. Al realizar la corrección de los datos, se evidencia una inclinación hacia la sobreestimación de los valores en comparación con los datos EC. Esta sobreestimación se refleja en una distancia aún mayor de todos los valores con respecto a 1, siendo todos inferiores a 1, a excepción del año 2021.

En cuanto a la ET (Apéndice 8), se observa una dinámica diferente, ya que los valores MODIS tienden a subestimar en su mayoría los datos EC. Sin embargo, al igual que en el caso de la GPP, el año 2021 exhibe un valor acumulado más elevado, indicando una sobreestimación de los datos EC. La corrección de los datos no altera esta tendencia, ya que la ecuación de ajuste se aproxima a una relación lineal, pero mejora la concordancia para los años 2018 y 2019, acercándose más al valor de 1.

Distribución de las densidades de GPP y ET en los distintos niveles de FFI

En el caso de la GPP, los gráficos de densidad en relación a FFI correspondientes (Apéndice 9 y 10) revelan una consistente tendencia anual y estacional, con variaciones notables únicamente en las magnitudes. No obstante, al analizar la ET para el año seco y compararla con la del año húmedo (Apéndice 11), se distinguen mayores disimilitudes. En el año húmedo, hay un rango más amplio de valores de ET a menor FFI, a diferencia del año seco, que concentra gran parte de los datos de ET en áreas de mayor fragmentación. Por otra parte, durante el verano de 2017 (Apéndice 12), se observa una disminución más pronunciada de la ET, acompañada de una alta variabilidad evidenciada por la dispersión de los valores de FFI.

Es crucial resaltar que tanto GPP como ET comparten la característica de exhibir un grupo principal y un subgrupo (Apéndices 9, 10, 11 y 12), además de una variabilidad significativa en los valores presentados para cada nivel de FFI. Sin embargo, difieren en el hecho de que GPP mantiene un comportamiento constante, tanto anual como estacional, a diferencia de la ET, que exhibe una mayor variación. En consecuencia, al examinar el comportamiento de los datos, se realiza una evaluación detallada para determinar la presencia de diferencias significativas entre estos grupos, específicamente en relación con la baja y alta fragmentación forestal.

Relación entre las clases de fragmentación (baja y alta) de bosque y la ET real y la GPP a escala anual y estacional

Al analizar las gráficas *beanplot* y *boxplot*, que ilustran los valores acumulados de la GPP en relación con las distintas clases de fragmentación, en las diferentes estaciones (Anual: Apéndice 13; Estaciones: Figura 7, Apéndices 14, 15 y 16), se evidencian diferencias significativas entre las categorías, independientemente de la estación o el año.

Asimismo, se observa un incremento en la GPP con una alta fragmentación. Este fenómeno se aprecia visualmente en las medidas de tendencia central (media y mediana) y la amplitud de los *beanplots*, que reflejan la frecuencia de los datos. A nivel anual, hay un aumento porcentual del 9% en ambos años. En términos estacionales, el incremento se sitúa entre el 6% y el 11%, siendo más pronunciada en invierno del 2017 (Apéndice 15) y menos marcada en primavera del mismo año (Apéndice 16). No obstante, no se identifica un patrón discernible de aumento asociado a la estacionalidad. Cabe destacar que esta relación presenta una significativa variabilidad en los valores, abarcando un amplio rango.

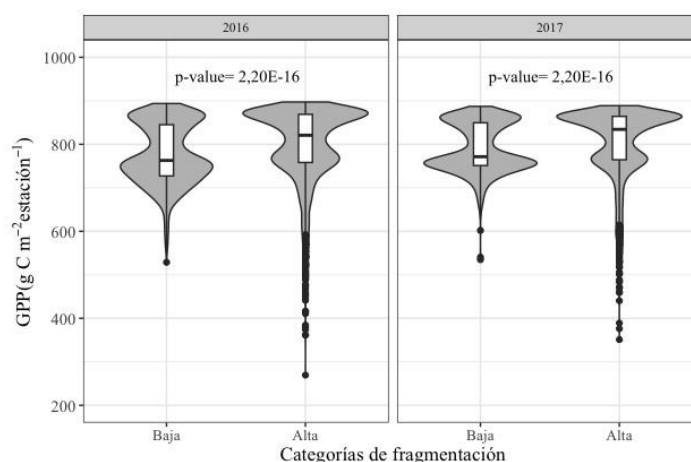


Figura 6. Gráfico de beanplot y boxplot de los valores acumulados de GPP en la estación de verano ($\text{g C m}^{-2} \text{ estación}^{-1}$) de los grupos extremos de FFI en la zona norte de la provincia de Chiloé. El panel a) corresponde al año seco (2016) y el panel b) al año húmedo (2017).

De manera análoga, al examinar los gráficos que representan los valores acumulados de la ET, en relación con las categorías de fragmentación en diferentes estaciones (Anual: Apéndice 17; Estaciones: Figura 7, Apéndices 18-20), se destacan principalmente diferencias significativas ($p\text{-value} < 0,05$) entre las clases baja y alta, tanto a nivel anual como estacional. Este resultado refuerza la conclusión de que la fragmentación forestal incide de manera significativa en las variables GPP y ET. Sin embargo, cabe señalar el caso destacado de la ET durante el verano del año seco, donde no se presentan diferencias significativas entre las clases.

El incremento a nivel anual de la ET, evaluado en términos de las medidas de tendencia central, para las categorías de fragmentación baja y alta, revela un ascenso moderado (1-3%). A pesar de ello, las estaciones exhiben un aumento sustancial en la ET desde la categoría baja a la alta, con aumentos que oscilan entre el 4 y 12%. Este aumento estacional es más discreto en otoño del año húmedo (Apéndice 18) y más pronunciado en invierno del mismo año (Apéndice 19). Es importante señalar que durante el año seco, la estación que registró el mayor incremento porcentual fue también el invierno, con un 8%. Sin embargo, este patrón de aumento no es normativo, ya que se observa una leve disminución de la ET para la estación de otoño del año seco (4%) y para el verano del año húmedo (2%). Al igual que con la GPP, se manifiesta una notable variabilidad en los datos, lo que podría haber influido en la anomalía mencionada.

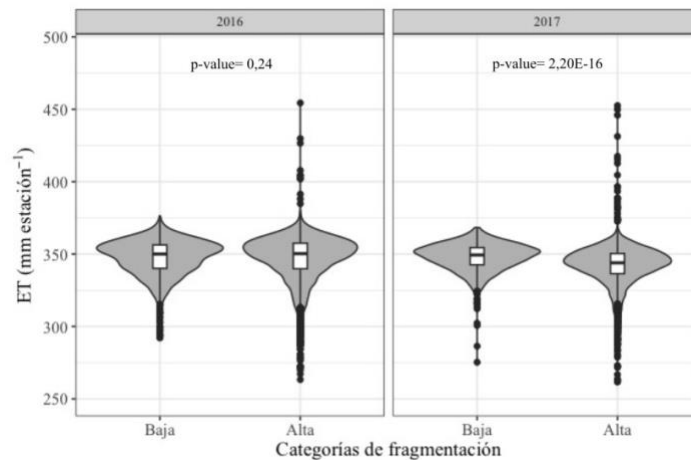


Figura 7. Gráfico de beanplot y boxplot de los valores acumulados de ET en la estación de verano (mm estación^{-1}) de los grupos extremos de FFI en la zona norte de la provincia de Chiloé. El panel a) corresponde al año seco (2016) y el panel b) al año húmedo (2017).

Correlaciones de GPP y ET con métricas de paisaje y factores bióticos y abióticos

Los resultados de la correlación de Spearman de la GPP se muestran en la Figura 8. En ambos años, la GPP presenta una correlación positiva, aunque no muy alta, con la ED ($r = 0,26$ y $r = 0,29$ respectivamente), mientras que el resto de las métricas de paisaje muestran valores de correlación muy bajos con la GPP. En tanto, las relaciones más fuertes con factores abióticos se observan con la LST ($r = 0,58$ y $r = 0,53$ respectivamente), seguida del albedo ($r = 0,32$ y $r = 0,31$ respectivamente). Además, la SM se correlaciona negativamente con la GPP ($r = -0,38$ y $r = -0,37$ respectivamente). En general, estos resultados sugieren una estabilidad en las correlaciones que son más altas a lo largo de los años, con cambios mínimos en los valores de correlación.

En las gráficas de dispersión que representan la GPP en función de la ED (Apéndice 21 y 22), se observa un patrón consistente en ambos años: a medida que la ED aumenta, también lo hace la GPP. Sin embargo, es relevante destacar que la GPP parece mostrar dos grupos

distintos de distribución de datos, fenómeno que también se evidencia en las gráficas de densidad en relación con FFI (Apéndice 10 y 11).

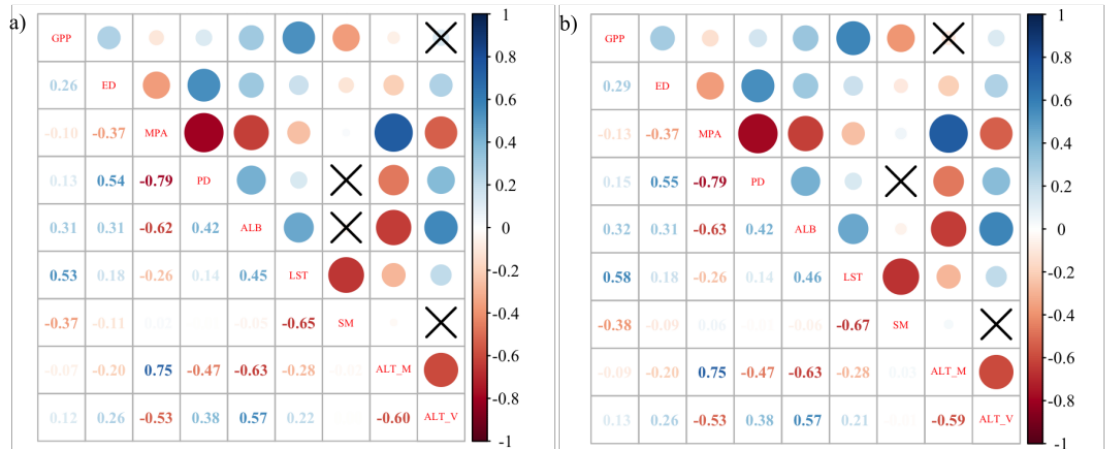


Figura 8. Diagrama de coeficientes de correlación de Spearman para la relación entre GPP ($\text{g C m}^{-2} \text{ estación}^{-1}$) y factores bióticos y abióticos en la temporada de verano. El panel a) corresponde al año seco y el panel b) al año húmedo. Los números en azul representan correlaciones positivas, mientras que los números en rojo representan correlaciones negativas. Colores más intensos indican correlaciones más fuertes. Basado en un criterio de significancia del 0,05 los cuadrados con cruces representan las correlaciones no significativas. (ED: densidad de borde; MPA: área promedio de parches; PD: densidad de parches; ALB: Albedo; LST: Temperatura superficial; SM: Humedad de suelo; ALT_M: Mediana de la altura del dosel de árboles; ALT_V: Varianza de la altura del dosel de árboles).

Por su parte, las variables que muestran correlaciones altas con la ET presentan variaciones significativas según el año (Figura 9). Durante el año seco, se observa una correlación positiva más alta con ED ($r = 0,25$), mientras que en el año húmedo (2017) esta relación no se mantiene, y en su lugar, se registra una correlación alta y positiva con MPA ($r = 0,30$). Además de ED, solo la PET muestra una correlación alta con la ET durante el año seco ($r = 0,50$). Sin embargo, en el año húmedo, la ET presenta correlaciones significativas con varias variables: positivamente con PET ($r = 0,57$), ALT_M ($r = 0,33$) y SM ($r = 0,3$), y negativamente con LST ($r = -0,28$).

La gráfica de dispersión de la ET en función de la ED para el año seco (Apéndice 23) muestra una tendencia al aumento de la ET en relación con la ED, aunque no es tan pronunciada. A pesar de ello, se observa la ausencia de valores bajos de ET a medida que aumenta la ED. En cuanto al año húmedo, la gráfica de dispersión de la ET en función de la MPA (Apéndice 24), presenta un factor de correlación de 0,30, pero no revela un patrón claro. Además, se identifican dos grupos principales de MPA, uno con áreas pequeñas y otro con áreas más grandes, lo que coincide con el patrón observado en el gráfico de distribución de densidades en relación con FFI (Apéndices 12 y 13).

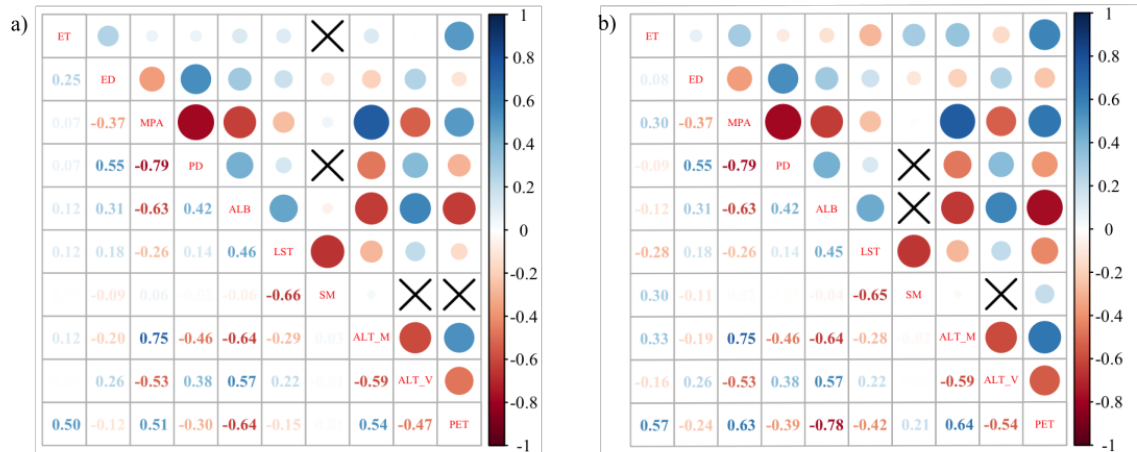


Figura 9. Diagrama de coeficientes de correlación de Spearman para la relación entre ET (mm estación⁻¹) y factores bióticos y abióticos en la temporada de verano. El panel a) corresponde al año seco (2016) y el panel b) al año húmedo (2017). Los números en azul representan correlaciones positivas, mientras que los números en rojo representan correlaciones negativas. Colores más intensos indican correlaciones más fuertes. Basado en un criterio de significancia del 0,05 los cuadrados con cruces representan las correlaciones no significativas. (ED: densidad de borde; MPA: área promedio de parches; PD: densidad de parches; ALB: Albedo; LST: Temperatura superficial; SM: Humedad de suelo; ALT_M: Mediana de la altura del dosel de árboles; ALT_V: Varianza de la altura del dosel de árboles, PET: Evapotranspiración potencial).

La relación entre las métricas de paisaje y la altura del dosel proporciona información relevante, como se puede observar en los altos coeficientes de correlación (Figura 8 y 9) y en las gráficas de dispersión (Apéndices 25 y 26). Los resultados indican que una mayor MPA está positivamente asociada con una mayor ALT_M ($r = 0,75$), pero se correlaciona negativamente con la ALT_V ($r = -0,53$), lo que indica que en áreas de mayor superficie hay mayor homogeneidad y árboles de mayor altura. Por otro lado, se observa que PD se relaciona negativamente con la ALT_M ($r = -0,46$), pero positivamente con la ALT_V ($r = 0,38$), lo que sugiere una mayor heterogeneidad y árboles de menor tamaño en áreas con más fragmentación forestal. Por último, la relación más débil entre las variables es entre la altura de los árboles y la ED. Aunque esta relación es negativa con ALT_M ($r = -0,19$), es positiva con ALT_V ($r = 0,26$), lo que se interpreta que, a mayor cantidad de borde en los parches de bosques, es posible encontrar menor altura del dosel y mayor heterogeneidad respecto a la estructura vertical.

La cartografía que muestra la distribución espacial de la mediana de la altura del dosel en el norte de Chiloé (Apéndice 27) exhibe un patrón espacial que guarda similitud con la distribución de los valores de FFI (Apéndice 3). Esto sugiere la posibilidad de que las áreas menos fragmentadas presenten una mayor altura. Además, se observa una correspondencia entre estas zonas y las áreas de mayor elevación topográfica. Esto lleva a la conclusión de que es probable que los bosques con una mayor altura del dosel sean de tipo primario.

Finalmente, al analizar las cartografías que muestran la distribución espacial de los valores medios de GPP y ET en los diferentes años de estudio (Figura 10 y 11), se observa que la GPP no experimenta variaciones espaciales importantes y mantiene un patrón consistente (Figura 10), con ligeras modificaciones en los valores mínimos y máximos (90 y 299 g C m⁻² estación⁻¹ para el año seco; 100 y 296 g C m⁻² estación⁻¹ para el año húmedo), siendo más altos durante el año húmedo. Los valores más altos tienden a concentrarse en el centro y sureste de la zona de estudio. En contraste, la distribución espacial de la ET muestra una variación notoria entre los años, con valores más altos en el área noroeste y oeste (Figura 11). Específicamente, se observa un aumento en los valores de ET en la zona suroeste durante el año húmedo. A pesar de ello, los valores mínimos y máximos son similares (88 y 148 mm estación⁻¹ para el año seco; 85 y 150 mm estación⁻¹ para el año húmedo).

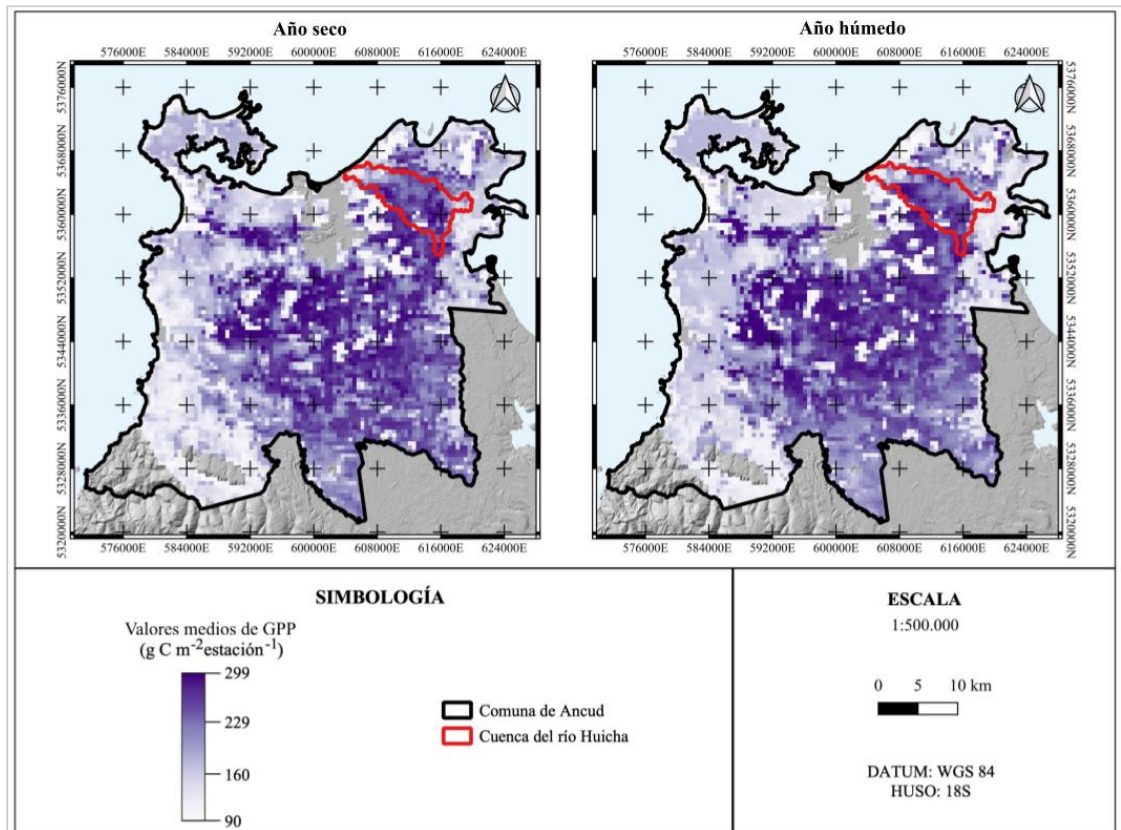


Figura 10. Distribución espacial de los valores medios de GPP (g C m⁻² estación⁻¹) en la temporada de verano del año seco (2016) y húmedo (2017).

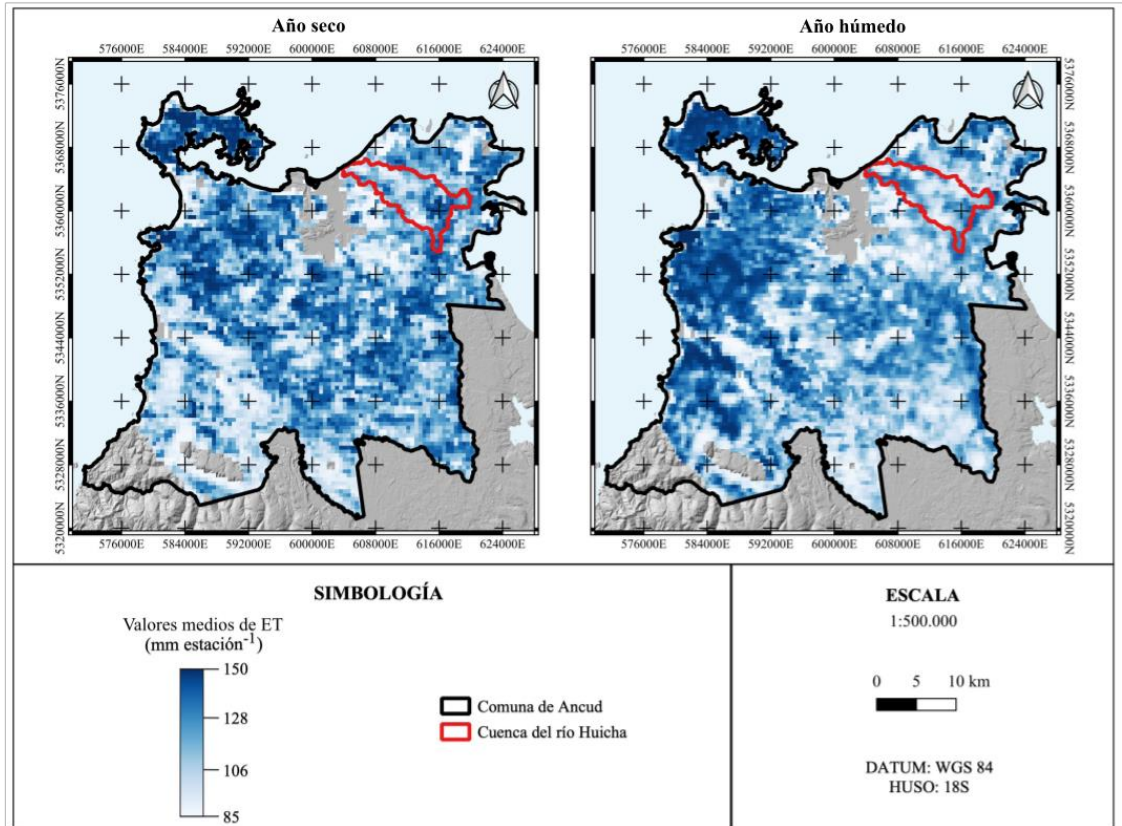


Figura 11. Distribución espacial de los valores medios de ET (mm estación⁻¹) en la temporada de verano del año seco (2016) y húmedo (2017).

Al relacionar la cartografía de altura del dosel (Apéndice 27) con las distribuciones espaciales de los valores medios de GPP y ET (Figura 10 y 11), se sugiere que los bosques con mayor altura de dosel podrían estar capturando menos C. Así también, estarían evapotranspirando más en la zona suroeste el año húmedo en comparación con el resto de los bosques en la zona norte de la isla.

DISCUSIÓN

Fragmentación de bosques nordpatagónicos de Chiloé

Los resultados obtenidos indican una menor frecuencia en los los distintos rangos de FFI en la cuenca del río Huicha, la cual se concentra mayormente en valores bajos ($0,2 < \text{FFI} < 0,4$), como se muestra en las Figuras 2 y 3. En contraste, la zona norte de Chiloé, presenta una mayor frecuencia en los niveles de fragmentación forestal, especialmente con predominancia de valores bajos ($0,2 < \text{FFI} < 0,4$) y medios ($0,4 < \text{FFI} < 0,6$) de FFI, y mayor representatividad a la cantidad de celdas. Esta elección del área más extensa se justifica por la frecuencia en los distintos valores de FFI, y por ende mayor representatividad, lo que permite obtener una perspectiva más amplia y significativa para comprender los flujos de C y agua en los paisajes forestales.

En contraste, investigaciones recientes, como la realizada por Ma *et al.* (2023), empleando el mismo método de estimación de fragmentación propuesto por Li *et al.* (2022), han identificado a nivel global, que los paisajes forestales con escasa fragmentación estática ($\text{FFI} < 0,2$) se distribuyen principalmente en los trópicos, el oeste de Canadá, el oeste de Siberia y el Lejano Oriente de Rusia. Mientras que, los bosques con extrema fragmentación ($\text{FFI} > 0,8$) se localizan mayormente en el este de América del Norte, el sur y centro de Europa, el sur de China y a lo largo de los bordes de los bosques tropicales. Estos hallazgos brindan un marco de referencia valioso para contextualizar los resultados específicos obtenidos en el paisaje forestal de la zona norte de Chiloé, que se sitúa en una categoría de fragmentación principalmente media ($0,2 - 0,6$) respecto a la categorización de Ma *et al.* (2023).

Respecto a la configuración espacial, el resultado de FFI (Figura 3) es congruente con el mapa de cobertura de suelos (Figura 1 y Apéndice 4), sugiriendo que la fragmentación se distribuye de manera desagregada. La concentración de la mayoría de los valores de FFI en el rango de 0,3 a 0,5 refleja una alta dispersión, lo que sugiere variabilidad en la estructura del paisaje. Además, la presencia de un polígono homogéneo (Apéndice 3) con valores de fragmentación nulos a escasos entre el Parque Nacional Chiloé y el Santuario de la Naturaleza Humedales de la cuenca de Chepu resalta a las áreas protegidas como punto clave en la conservación de bosques y reducción de la fragmentación forestal (Cuevas, 2021; Santiago-Ramos y Fera-Toribio, 2021). Cabe destacar que la información existente menciona que, la fragmentación ocurrida entre 1976 y 1999 se efectuó alejada de los cursos de agua (Echeverría *et al.*, 2008). En cambio, en el período 1987-2016, se señala que las zonas con ganancias de superficie forestales se sitúan cercanas a la costa y cursos de aguas, mientras que las pérdidas se encuentran agrupadas cerca del eje central de la isla, donde existe mayor accesibilidad antrópica (Cuevas, 2021). Esta información concuerda con los resultados de este estudio, los cuales muestran que el área cercana a la red hidrográfica presenta un nivel de fragmentación bajo ($\text{FFI} < 0,4$).

Es importante señalar que la calidad de los insumos es un factor relevante en la estimación de FFI, ya que, puesto que este índice se fundamenta en el mapa de cobertura de suelos (*Landcover*), cualquier imprecisión en la clasificación puede afectar las estimaciones y distorsionar los análisis de los patrones de paisaje debido a errores arrastrados (Echeverría *et al.*, 2006). En este estudio se usa una grilla en base al píxel, el cual medía 500m. Sin embargo, en otros casos donde el área de estudio es mayor, la grilla seleccionada era mayor (Li *et al.*, 2022; Ma *et al.*, 2023). Por consiguiente, tanto el tamaño de la grilla (unidad de mapeo) debe ajustarse cuidadosamente al contexto y al área de estudio. Asimismo, la selección del área de estudio desempeña un papel crucial, ya que como evidencian los resultados en casos donde el área es muy pequeña y presenta una cobertura homogénea, como la cuenca del río Huicha, la variabilidad de FFI puede ser baja, lo que dificulta el análisis de los flujos de C y agua y conduce a resultados no concluyentes.

Variabilidad de los flujos de carbono y agua dentro de los rangos de distribución de índice de fragmentación forestal

Los flujos de C y agua presentan una alta variabilidad dentro del rango de FFI en la zona norte de Chiloé. En los gráficos de distribución de frecuencias (Apéndices 9-12) es posible apreciar dos patrones distintivos: uno principal que representa la mayoría de los datos y un subgrupo más pequeño. En el primero, asociado a mayor fragmentación (y por ende mayor GPP y ET), la variabilidad se podría explicar por varios factores:

1. A medida que aumenta la fragmentación, la composición del píxel se ve alterada, incorporando otros ecosistemas además del bosque, como matorrales o pastizales (Apéndice 4).
2. Afecta la dispersión de semillas, el crecimiento y supervivencia de plantas (Bustamante y Castor, 1998; Echeverría *et al.*, 2006).
3. Facilita la invasión de especies exóticas (Bustamante y Grez, 1995; Bustamante *et al.*, 2003; Bustamante y Simonetti, 2005).
4. La respuesta específica de cada especie al aumento de fragmentación, asociado a sus formas de vida y rasgos funcionales; tales como: el uso del agua, tasa de fotosíntesis y respiración (Echeverría *et al.*, 2007).

Sumado a esto, se identifica una subpoblación de datos, correspondientes a bosques intactos, que presenta valores menores de GPP y ET, donde también se observa variabilidad. Ésta se debe a la distribución espacial de la composición y estructura del bosque siempreverde templado en el área de estudio, donde se presentan los tipos forestales: valdiviano, nordpatagónico y mixto (Gutiérrez y Huth, 2012; Cuevas 2021). Gutiérrez *et al.*, 2009 detalla que la composición y estructura del bosque se modifica según la edad y altura del bosque, temperatura, cercanía a la costa, latitud y elevación. Este resultado puede respaldarse con las cartografías de distribución espacial de la GPP y la ET (Figuras 10 y 11) que exhiben un patrón concordante respecto a algunas de estas variables como cercanía a la costa, elevación y altura del dosel (Apéndice 27). Los valores más altos de GPP se presentan en el centro y sureste (Figura 10), mientras que los valores más altos de ET se encuentran en el área noroeste y oeste de la zona de estudio (Figura 11).

¿La fragmentación impacta en la productividad primaria bruta y la evapotranspiración?

Los resultados revelan que la fragmentación podría estar provocando alteraciones en los flujos de C y agua (Figuras 6 y 7; Apéndices 13-20), ya que se evidenciaron diferencias significativas entre los grupos extremos (baja y alta fragmentación) durante los años de estudio correspondientes. Estos hallazgos sugieren que mayor fragmentación provoca un aumento de GPP y ET. En términos de magnitud, los valores más altos de GPP y ET se registran en la estación de verano, dado que esta estación representa el *peak* de la temporada de crecimiento en la zona (Perez-Quezada *et al.*, 2018) y se caracteriza por temperaturas más altas y mayor radiación solar. Es relevante señalar que para evaluar la significancia de la fijación de C es necesario considerar también la respiración ecosistémica, a fin de estimar el secuestro neto (Perez-Quezada *et al.*, 2018).

Las diferencias observadas entre clases de fragmentación en el caso de GPP (Figura 6; Apéndices 13-16), podrían atribuirse a que los bosques menos fragmentados estarían capturando menos C, evidenciándose un aumento a favor de la fragmentación alta, tanto en términos anuales como estacionales. Este patrón se alinea con investigaciones en bosques templados; por ejemplo, en el sur de Nueva Inglaterra se ha observado que la absorción y almacenamiento de C en los bordes del bosque, son mayores que en el bosque interno más intacto (Reinmann y Hutya, 2016). De manera similar, en el noreste de EE.UU. el crecimiento forestal y la biomasa de los bosques aumentaron significativamente en los bordes de los bosques adyacentes a las cubiertas terrestres antropogénicas, es decir, a favor de la fragmentación (Morreale *et al.*, 2021). En el noreste de China, también se encontró que la fragmentación de los bosques templados incrementa la GPP (Li *et al.*, 2022). Por el contrario, numerosos estudios han señalado que el secuestro de C de los bosques ha disminuido significativamente a favor de la fragmentación forestal en los trópicos (Chaplin-Kramer *et al.*, 2015, Brinck *et al.*, 2017, Ordway y Asner, 2020, Silva-Junior *et al.*, 2020, Qin *et al.*, 2021). Por lo tanto, se concluye que la respuesta de la fijación anual de C en los bosques frente a ésta es diferente en las distintas regiones y los resultados estarían evidenciando que la fragmentación en los bosques nordpatagónicos incrementa la GPP.

En cuanto a las disparidades entre las clases de fragmentación en relación con la ET (Figura 7; Apéndices 17-20), se observa un incremento general de la ET con una mayor fragmentación en la mayoría de los casos, salvo en el otoño del año seco y verano del año húmedo. Este hallazgo concuerda con investigaciones previas que indican que el efecto de borde influye en el uso del agua en parches pequeños (<10 ha), es decir, en áreas más fragmentadas. En bosques de más de 100 ha no se observa esta incidencia, lo que provoca que la PET sea notablemente más elevada cerca de los bordes del bosque en comparación con su interior (Herbst *et al.*, 2007). La razón es que fragmentos más pequeños concentran más efectos de borde, generando condiciones más secas y cálidas, debido a la insolación, el viento o la temperatura (Crockatt y Bebbber, 2014; Barros y Fearnside, 2016; Ma *et al.*, 2017). Este fenómeno modifica la cubierta arbórea, cambiando la resistencia aerodinámica y el albedo de la superficie, lo que afecta la transferencia de calor sensible y latente a la atmósfera (Chapin *et al.*, 2011; Swann *et al.*, 2018).

Por otra parte, la correlación positiva entre la GPP y la ED (Figura 8) sugiere que los sitios con más bordes de hábitat tienden a exhibir una mayor GPP. Esta condición propia de paisajes fragmentados, puede implicar un mayor ingreso de radiación fotosintética, lo que puede promover una fotosíntesis más activa y, por ende, una mayor productividad de la vegetación con respecto a áreas con una altura del dosel más homogéneo. Esta relación se condice con la correlación positiva existente entre la ED y el albedo, donde mayores valores de albedo estarían respondiendo a áreas con más suelo y vegetación herbácea expuesta. Estos descubrimientos coinciden con estudios anteriores (Perez-Quezada *et al.*, 2024), que identifican la influencia de la radiación solar como forzante del crecimiento de las plantas en este ecosistema específico. Sin embargo, la alta correlación positiva entre la GPP y la LST requiere una interpretación cuidadosa. Aunque un aumento en la LST puede inicialmente sugerir una mayor actividad fotosintética, también implica un incremento en el calor sensible, lo que a su vez puede reducir el calor latente (ETR) debido a la limitación de la radiación neta disponible. Este proceso puede llevar al cierre de estomas, afectando negativamente la captura de C y la producción de biomasa. Esta dinámica compleja está en línea con los factores climáticos que influyen en el crecimiento forestal en zonas templadas (Nemani *et al.*, 2003; Smith *et al.*, 2018). Por otro lado, la relación negativa entre la GPP y la SM sugiere que una excesiva disponibilidad de agua limita la producción de biomasa, debido a la restricción en la capacidad de las plantas para realizar la fotosíntesis en condiciones de anegamiento, situación recurrente en la isla de Chiloé (Perez-Quezada *et al.*, 2024).

En cuanto a la ET, se observan correlaciones positivas con la ED y la MPA, dependiendo del año (Figura 9). En el año seco, una mayor ED se asocia a valores de ET más elevados, posiblemente por las mismas razones que para la productividad. A su vez, se identifica una relación entre la ED y la varianza de altura del dosel (ALT_V) (Figura 10 y Apéndice 26), lo que estaría reflejando que ecosistemas con mayor heterogeneidad vertical propio a renovales con floreo, están consumiendo más agua (o mayor ET). Por otro lado, en el año húmedo, la ET se correlaciona con la MPA (Apéndice 24), donde también se observa que un mayor MPA se relaciona con una mayor mediana de la altura del dosel (ALT_M) y una menor ALT_V (Figura 11 y Apéndice 26), lo que sugiere que en el año húmedo, el mayor contenido de agua en el suelo promueve el crecimiento de la vegetación, resultando en una mayor superficie foliar disponible para la transpiración e interceptación (Vourlitis *et al.*, 2008; Costa *et al.*, 2010; Maeda *et al.*, 2015; Santiago *et al.*, 2021)

La correlación entre la ET y la demanda atmosférica de agua (medida como la PET), es destacable en ambos años, mostrando una relación positiva y significativa (Figura 9). Esto sugiere que la ET está estrechamente ligada a las condiciones climáticas que determinan la cantidad de agua requerida para la evaporación. En períodos con una alta demanda atmosférica, como se refleja en una PET elevada, es probable que las plantas aumenten su tasa de transpiración para satisfacer esa demanda. En el año húmedo, además de la PET, se observan correlaciones importantes con otras variables. La ALT_M muestra una relación positiva con la ET, lo que sugiere que áreas con una altura de dosel más alto pueden tener una mayor tasa de ET (Figura 11), debido a una mayor cantidad de follaje. Además, la correlación positiva con la SM se relaciona con las condiciones frecuentemente inundadas y húmedas en esta área, donde el agua se evapora directamente desde los suelos y follaje húmedo (Perez-Quezada *et al.*, 2024). Por otro lado, la relación negativa con la LST sugiere

que temperaturas más altas pueden reducir la tasa de transpiración, posiblemente como una estrategia de conservación de agua por parte de las plantas (Negret *et al.*, 2013).

Finalmente, se observa una correlación entre la distribución de la altura del dosel (Apéndice 27) y el FFI (Apéndice 3), lo que sugiere que las áreas menos fragmentadas podrían albergar bosques con una altura de dosel más alto, posiblemente de tipo primario (Cuevas, 2021). Además, al comparar las cartografías de la GPP (Figura 10) y la ET (Figura 11) en el verano de los años estudiados, GPP muestra un patrón estable entre los veranos del año húmedo y el año seco, la ET exhibe una variación espacial entre años. Esto insinúa una diferente eficiencia de uso en el agua a nivel espacial marcado por cambios en la ET en el año húmedo, disminuyendo en la zona suroeste.

CONCLUSIONES

La fragmentación en los bosques nordpatagónicos del norte de Chiloé tiene valores principalmente bajos y medios en comparación con otras regiones a nivel mundial. Sin embargo, existe una notable dispersión en los valores del índice de fragmentación forestal, evidenciando un patrón espacial desagrupado. Se destaca la presencia de un área homogénea de valores nulos a bajos en fragmentación asociados a áreas protegidas.

Los grupos extremos de fragmentación, definidos como baja y alta según el contexto de estudio, presentan diferencias estadísticamente significativas en los flujos de carbono (productividad primaria bruta) y agua (evapotranspiración), salvo en el caso de la evapotranspiración durante el verano del año seco. También, se evidencia un aumento de los flujos a mayor fragmentación, sugiriendo que los bosques menos fragmentados podrían capturar menos carbono y que la configuración del paisaje podría influir en el uso del agua, aumentando la evapotranspiración con la fragmentación.

Las correlaciones muestran estabilidad en las relaciones para la productividad primaria bruta sin importar si se trata de un año seco o húmedo, ya que las mismas variables mantienen correlaciones altas en ambos contextos climáticos. Destaca la correlación positiva entre la productividad primaria bruta y la densidad de borde en ambos años, indicando una relación entre la productividad vegetal y el grado de fragmentación del paisaje. Además, no se encuentran correlaciones importantes entre la densidad de borde y otros parámetros ambientales, lo que plantea la posibilidad de que la densidad de borde no tenga un impacto apreciable en otras variables climáticas.

La evapotranspiración, por otro lado, presenta correlaciones relevantes con distintas variables dependiendo del año, y exhibe una notable variación espacial en la estación de verano entre años. Respecto a las métricas de paisaje, durante el año seco, la evapotranspiración se correlaciona positivamente con la densidad de borde, mientras que durante el año húmedo, esta correlación cambia, mostrando una asociación más fuerte con el área promedio de los parches, la que a su vez se relaciona con una mayor mediana de la altura del dosel y una menor varianza del dosel. Esto resalta la importancia del follaje en la evapotranspiración y sugiere que cualquier modificación en el área transpirable podría tener un impacto considerable en los flujos de agua. Estos hallazgos resaltan la importancia de considerar el efecto de las modificaciones del paisaje en la gestión territorial de los bosques de Chiloé.

Por último, se observa una relación entre la distribución de la altura del dosel y el índice de fragmentación forestal, lo que sugiere que la estructura del dosel puede estar influenciada por la fragmentación. Asimismo, la evapotranspiración varía en su distribución espacial, aumentando en la zona suroeste durante el verano del año húmedo, lo que provoca una disminución en la eficiencia del uso del agua en esa área. En este contexto, se recomienda realizar investigaciones más exhaustivas para profundizar en estos aspectos y validar los resultados *in situ*, lo que contribuirá a una comprensión más precisa de los hallazgos de este estudio.

LITERATURA CITADA

- Alaback, P.B. 1991. Comparative ecology of temperate rainforests of the Americas along analogous climatic gradients. *Revista Chilena de Historia Natural*, 64: 399-412.
- Armesto, J. J., C. Smith-Ramírez, M.R. Carmona, J.L. Celis-Diez, I.A. Díaz, *et al.* 2009. Old-growth temperate rainforests of South America: conservation, plant–animal interactions, and baseline biogeochemical processes. p. 367-390. *In: Old-growth forests: Function, Fate and Value*. Springer, Berlin, Heidelberg.
- Asbjornsen, H., M.S. Ashton, D.J. Vogt y S. Palacios. 2004. Effects of habitat fragmentation on the buffering capacity of edge environments in a seasonally dry tropical oak forest ecosystem in Oaxaca, Mexico. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 103: 481– 495.
- Baidya Roy, S. 2011. Mesoscale moisture transport effects on forest edges in a fragmented landscape in Amazonia. *Climatic Change*, 108(609).
- Bannister, J. y P. Donoso. 2013. Forest typification to characterize the structure and composition of old-growth evergreen forests on Chiloe Island, North Patagonia (Chile). *Forests*, 4(4): 1087-1105.
- Barros, H. S., y P.M. Fearnside. 2016. Soil Carbon Stock Changes Due to Edge Effects in Central Amazon Forest Fragments. *Forest Ecology and Management*, 379: 30-36.
- Billings, S.A. y E.A. Gaydess. 2008. Soil nitrogen and carbon dynamics in a fragmented landscape experiencing forest succession. *Landscape Ecology*, 23(5): 581-593.
- Bivand, R. 2023. Package ‘classInt’. Disponible en: <https://cran.r-project.org/web/packages/classInt/classInt.pdf> (Consultado en mayo de 2023)
- Brinck, K., R. Fischer, J. Groeneveld, S. Lehmann, M.D. De Paula, *et al.* 2017. High resolution analysis of tropical forest fragmentation and its impact on the global carbon cycle. *Nature Communications*, 8(14855).
- Bustamante, R.O. y C. Castor. 1998. The decline of an endangered temperate ecosystem: the ruii (*Nothofagus alessandrii*) forest in central Chile. *Biodiversity & Conservation*, 7: 1607-1626.
- Bustamante, R.O., I.A. Serey y S.T.A. Pickett. 2003. Forest Fragmentation, Plant Regeneration and Invasion Processes Across Edges in Central Chile. p. 145-160. *In:*
- Bustamante, R.O. y A.A. Grez. 1995. Consecuencias ecológicas de la fragmentación de los bosques nativos. *Ambiente y Desarrollo*, 11(2): 58-63.

- Bustamante, R.O. y J.A. Simonetti. 2005. Is *Pinus radiata* invading the native vegetation in Central Chile? Demographic responses in a fragmented forest. *Biological Invasions*, 7: 243-249.
- Carmona, M., J.C. Aravena, M. Bustamante-Sánchez, J. Celis-Diez, A. Charrier, *et al.* 2010. Estación Biológica Senda Darwin: Investigación ecológica de largo plazo en la interfase ciencia-sociedad. *Revista Chilena de Historia Natural*, 83: 113-142.
- Ceballos, A., F. Gimeno y M. Galleguillos. n.d. En preparación. Dynamic landcover of the island of Chiloé.
- Chai, T. y R. Draxler. 2014. Root mean square error (RMSE) or mean absolute error (MAE)?. *Geoscientific Model Development Discussions*, 7(1): 1247-1250.
- Chapin, F.S., P.A. Matson y P.M. Vitousek. 2011. *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*. Springer, New York, USA.
- Chaplin-Kramer, R., I. Ramler, R. Sharp, N.M. Haddad, J.S. Gerber *et al.* 2015. Degradation in carbon stocks near tropical forest edges. *Nature Communications*, 6(10158).
- CONAF (Corporación Nacional Forestal). 2017. Catastro y Evaluación de los Recursos Vegetacionales Nativos de Chile. Disponible en <https://www.conaf.cl/nuestros-bosques/bosques-en-chile/catastro-vegetacional/> (Consultado en octubre de 2021)
- Costa, M.H., M.C. Biajoli, L. Sanches, L. Malhado, A.C.M. Hutyrá *et al.* 2010. Atmospheric versus vegetation controls of Amazonian tropical rain forest evapotranspiration: are the wet and seasonally dry rain forests any different? *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 15(G4).
- Cox, M.P., C.R. Dickman y J. Hunter. 2004. Effects of rainforest fragmentation on non-flying mammals of the Eastern Dorrigo Plateau, Australia. *Biological Conservation*, 115: 175-189.
- Cuevas, M. 2021. Cambios de cobertura y uso de suelo en el norte de Chiloé entre los años 1987 y 2016 y su proyección al año 2050. 48p. Tesis Pregrado. Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Agronómicas, Santiago, Chile.
- Crockatt, M.E. y D.P. Bebbler. 2014. Edge effects on moisture reduce wood decomposition rate in a temperate zone. *Global Change Biology*, 21(2): 698-707.
- Dantas de Paula, M., J. Groeneveld y A. Huth. 2015. Tropical forest degradation and recovery in fragmented landscapes – Simulating changes in tree community changes in tree community, forest hydrology and carbon balance. *Global Ecology and Conservation*, 3: 664-677.

Das, N., D. Entekhabi, S. Dunbar, J. Chaubell, A. Colliander *et al.* 2019. The SMAP and Copernicus Sentinel 1A/B microwave active-passive high resolution surface soil moisture product. *Remote Sensing of Environment*, 233.

Das, N., D. Entekhabi, R.S. Dunbar, S. Kim, S. Yueh *et al.* 2020. SMAP/Sentinel-1 L2 Radiometer/Radar 30-Second Scene 3 km EASE-Grid Soil Moisture, Version 3 [Data Set]. Boulder, Colorado USA. NASA National Snow and Ice Data Center Distributed Active Archive Center. Disponible en <https://doi.org/10.5067/ASB0EQO2LYJV> (Consultado en agosto de 2023)

Duan, S.-B. y Z.-L. Li. 2016. Spatial Downscaling of MODIS Land Surface Temperatures Using Geographically Weighted Regression: Case Study in Northern China. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 54(11): 6458-6469.

Echeverría, C., A. Newton, A. Lara, J.M. Rey y D. Coomes. 2007. Impacts of Forest Fragmentation on Species Composition and Forest Structure in the Temperate Landscape of Southern Chile. *Global Ecology and Biogeography*, 16(4): 426-439.

Echeverría, C., D.A. Coomes, J. Salas, J.M. Rey-Benayas, A. Lara *et al.* 2006. Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forests. *Biological Conservation*, 130(4): 481-494.

Echeverría, C., D.A. Coomes, M. Hall y A.C. Newton. 2008. Spatially explicit models to analyze forest loss and fragmentation between 1976 and 2020 in southern Chile. *Ecological Modelling*, 212(3-4): 439-449.

Echeverría, C. A. Newton, L. Nahuelhual, D. Coomes y 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.

Ellison, D., C.E. Morris, B. Locatelli, D. Sheil, J. Cohen *et al.* 2017. Trees, forests and water: Cool insights for a hot world. *Global Environmental Change*, 43: 51-61.

Erb, K., T. Kastner, C. Plutzer, A.L.S Bais, N. Carvalhais *et al.* 2018. Unexpectedly large impact of forest management and grazing on global vegetation biomass. *Nature*, 553: 73-76.

Ewers, R.M. y C. Banks-Leite. 2013. Fragmentation Impairs the Microclimate Buffering Effect of Tropical Forests. *PLoS One*, 8(3).

FAO y UNEP. 2020. *The State of the World's Forests 2020. Forests, biodiversity and people.* Roma, Italia.

Forman, R.T.T. y Godron, M. 1986. *Landscape ecology.* John Wiley & Sons. New York, USA.

- Fox, J., S. Weisberg y B. Price. 2023. car: Companion to Applied Regression. Disponible en: <https://cran.r-project.org/web/packages/car/index.html> (Consultado en julio de 2023)
- Frêne, C., G. Ojeda, J. Santibáñez, C. Donoso, J. Sanzana *et al.* 2014. Agua en Chile: Diagnósticos territoriales y propuestas para enfrentar la crisis hídrica.
- Fuenzalida, H. 2013. Clima. p. 199-281. En: Rojas, M. (ed.) Geografía económica de Chile. Tomo I. CORFO. Santiago, Chile.
- Gajardo, R. 1994. La vegetación natural de Chile: clasificación y distribución geográfica. Editorial Universitaria. Santiago, Chile.
- Gan, R., Y.Q. Zhang, H. Shi, Y.T. Yang, D. Eamus *et al.* 2018. Use of satellite leaf area index estimating evapotranspiration and gross assimilation for Australian ecosystems. *Ecohydrology*, 11(5).
- Garreaud, R. 2018. Record-breaking climate anomalies lead to severe drought and environmental disruption in western Patagonia in 2016. *Climate Research*(74): 217-229.
- Gaspari, F.J., A.M. Rodríguez, G.E. Senisterra, M.I. Delgado y S.I. Besteiro. 2013. Elementos Metodológicos para el Manejo de Cuencas Hidrográficas. Universidad Nacional de La Plata. La Plata, Argentina.
- GRASS Development Team, 2019. Geographic Resources Analysis Support System (GRASS) Software, Version 7.8. Open Source Geospatial Foundation.
- Gupta, H.V., H. Kling, K.K. Yilmaz y G.F. Martinez. 2009. Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modelling. *Journal of Hydrology*, 377(1-2), 80-91.
- Gutiérrez, A.G., J.J. Armesto y J.C. Aravena. 2004. Disturbance and regeneration dynamics of an old-growth North Patagonian rain forest in Chiloé Island, Chile. *Journal of Ecology*, 92(4): 598-608.
- Gutiérrez, A.G., J.J. Armesto, J. Aravena, M. Carmona, N.V. Carrasco *et al.* 2009. Structural and environmental characterization of old-growth temperate rainforests of northern Chiloé Island, Chile: Regional and global relevance. *Forest Ecology and Management*, 258(4): 376-388.
- Gutiérrez, A.G. y A. Huth. 2012. Successional stages of primary temperate rainforests of Chiloé Island, Chile. *Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics*, 14(4): 243-256.
- Haddad, N.M., L.A. Brudvig, J. Clobert, K.F. Davies, A. Gonzalez *et al.* 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, 1(2).

- Herbst, M., J.M. Roberts y D.D. Gowing. 2007. The influence of edge effects on evapotranspiration of fragmented woodlands. *Berichte des Meteorologischen Institutes der Universität Freiburg*, 16: 117-122.
- Herrera, M. 2022. Análisis espacio-temporal de la eficiencia del uso del agua en bosques templados siempreverdes y turberas de Chiloé mediante productos satelitales. 54p. Tesis Pregrado. Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Agronómicas, Santiago, Chile.
- Hesselbarth, M.H.K. 2019, M. Sciani, K.A. With, K. Wiegand y J. Nowosad. *landscapemetrics: an open-source R tool to calculate landscape metrics*. *Ecography*, 42: 1648-1657.
- Hijmans, R.J. 2022. raster: Geographic Data Analysis and Modeling. Disponible en: <https://cran.r-project.org/web/packages/raster/index.html> (Consultado en julio de 2022).
- Kling, H., M. Fuchs y M. Paulin. 2012. Runoff conditions in the upper Danube basin under an ensemble of climate change scenarios. *Journal of Hydrology*, 424: 264-277.
- Kljun, N., P. Calanca, M.W. Rotach y H.P. Schmid. 2015. A simple two-dimensional parameterization for Flux Footprint Prediction (FFP). *Geoscientific Model Development*, 8(1): 3695-3713.
- Kottek, M., J. Grieser, C. Beck, B. Rudolf y F. Rubel. 2006. World Map of the Köppen-Geiger Climate Classification Updated. *Meteorologische Zeitschrift*, 15: 259–263.
- Lang, N., W. Jetz, K. Schindler y J.D. Wegner. 2023. A high-resolution canopy height model of the Earth. *Nature Ecology & Evolution*, 1-12.
- Lara, A., R. Urrutia-Jalabert, R. Reyes, M.E. González, M. Miranda *et al.* 2019. Bosques Nativos. p. 171-215. En: Informe País, Estado del Medio Ambiente en Chile 2018. Instituto de Asuntos Públicos. Centro de Análisis de Políticas Públicas. Universidad de Chile. Santiago, Chile.
- Lawrence, D. y K. Vandecar. 2015. Effects of tropical deforestation on climate and agriculture. *Nature Climate Change*, 5: 27-36.
- Li, J., J. Ma, J. Xu, Y. Tang, Q. Wang, *et al.* 2022. Space evidence of enhanced photosynthetic carbon uptake under fragmented temperate forests. *Environmental Research Letters*, 17(4).
- Luebert, F. y P. Plischoff. 2017. Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile. 2^{da} edición. Editorial Universitaria. Santiago, Chile.
- Luyssaert, S., E. Detlef-Schulze, A. Börner, A. Knohl, D. Hessenmöller, *et al.* 2008. Old-growth forests as global carbon sinks. *Nature letters*, 455: 213-215.

- Ma, L., C. Shen, D. Luo, S. Fu y D. Guan. 2017. Ecosystem carbon storage in forest fragments of differing patch size. *Scientific Reports*, 7(13173).
- Ma, M., J. Liu, M. Liu, W. Zhu, C. Atzberger *et al.* 2022. Quantitative Assessment of the Spatial Scale Effects of the Vegetation Phenology in the Qinling Mountains. *Remote Sensing in Mountainous Vegetation*, 14(22): 5749.
- Ma, J., J. Li, W. Wu y J. Liu. 2023. Global forest fragmentation change from 2000 to 2020. *Nature Communications*, 14: 3752.
- Maeda, E.E., H. Kim, L.E.O.C Aragão, J.S. Famiglietti y T. Oki. 2015. Disruption of hydroecological equilibrium in southwest Amazon mediated by drought. *Geophysical Research Letters*, 42(18): 7546-7553.
- McGarigal, K. 2002. Landscape pattern metrics. p. 1135 –1142. *In*: El-Shaarawi, A.H. and W.W. Piegorsch (eds) *Encyclopedia of environmetrics*, Volume 2. John Wiley & Sons. Chichester, England.
- McGarigal, K., S.A. Cushman, M.C. Neel, y E. Ene. 2002. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for categorical maps. Disponible en: www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html (Consultado en noviembre del 2022).
- McGarigal, K. y B.J. Marks. 1995. FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. USDA Forest Service General Technical Report PNW-351, Corvallis.
- Morreale, L.L., J.R. Thompson, X. Tang, A.B. Reinmann y L.R. Huttyra. 2021. Elevated growth and biomass along temperate forest edges. *Nature Communications*, 12(7181).
- Narmada, K., D. Gogoi, Dhanusree y G. Bhaskaran. 2021. Landscape metrics to analyze the forest fragmentation of Chitteri Hills in Eastern Ghats, Tamil Nadu. *Journal of Civil Engineering and Environmental Sciences*, 7(1): 001-007.
- Negret B.S., F. Pérez, L. Markesteijn, M.J. Castillo y J.J. Diverging drought-tolerance strategies explain tree species distribution along a fog-dependent moisture gradient in a temperate rain forest. *Oecologia*, 173: 625–635.
- Nemani, R.R., C.D. Keeling, H. Hashimoto, W.M. Jolly, S.C. Piper *et al.* 2003. Climate-Driven Increases in Global Terrestrial Net Primary Production from 1982 to 1999. *Science*, 300(5625): 1560-1653.
- Ordway, E.M. y G.P. Asner. 2020. Carbon declines along tropical forest edges correspond to heterogeneous effects on canopy structure and function. *PNAS*, 117(7863).
- Pan, Y., R. Birdsey, J. Fang, H. Houghton, P. Kauppi, *et al.* 2011. A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests. *Science*, 333: 988-993.

- Pardini, R., D. Faria, G.M. Accacio, R.R. Laps, E. Mariano, *et al.* 2009. The challenge of maintaining Atlantic Forest biodiversity: a multi-taxa conservation assessment of an agro-forestry mosaic in southern Bahia. *Biological Conservation*, 142: 1178–1190.
- Pereira, H.M., P.W. Leadley, V. Proenca, R. Alkemade, J.P.W. Scharlemann, *et al.* 2010. Scenarios for global biodiversity in the 21st century. *Science*, 330: 1496–1501.
- Perez-Quezada, J., J. Celis-Diez, C. Brito, A. Gaxiola, M. Nunez-Avila, *et al.* 2018. Carbon fluxes from a temperate rainforest site in southern South America reveal a very sensitive sink. *Ecosphere*, 9: 1-16.
- Perez-Quezada, J., D. Trejo, J. Lopatin, D. Aguilera, B. Osborne *et al.* 2024. Comparison of carbon and water fluxes and the drivers of ecosystem water use efficiency in a temperate rainforest and a peatland in southern South America. *Biogeosciences*, 21: 1371-1389.
- Primack, R.B. y R.A. Morrison. 2013. Extinction, Causes of. p. 401-412. *In*: Levin, S.A. (ed) *Encyclopedia of Biodiversity*. 2th edition. Academic Press.
- QGIS.org. 2023. QGIS Geographic Information System. QGIS Association.
- Qin, Y., X. Xiao, J. Wigneron, P. Ciais, M. Brandt *et al.* 2021. Carbon loss from forest degradation exceeds that from deforestation in the Brazilian Amazon. *Nature Climate Change*, 11: 442-448.
- R Core Team. 2021. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Reinmann, A.B. y L.R. Huttyra. 2016. Edge effects enhance carbon uptake and its vulnerability to climate change in temperate broadleaf forests. *PNAS*, 114(1) : 107-112.
- Riitters, K., R.V. O'Neill, C.T. Hunsaker, J.D. Wickham y B.L. Jackson. 1995. A factor analysis of landscape pattern and structure metrics. *Landscape Ecology*, 10: 23–39.
- Rioseco, R. y C. Tesser. n.d. Cartografía Interactiva de los climas de Chile. Instituto de Geografía. Pontificia Universidad Católica de Chile. Disponible en www7.uc.cl/sw_educ/geografia/cartografiainteractiva/Inicio/Paginas/Untitled-1.htm (Consultado en mayo de 2021)
- Running, S. y M. Zhao. 2019. MOD17A2HGF MODIS/Terra Gross Primary Productivity Gap-Filled 8-Day L4 Global 500 m SIN Grid V006 [Data set]. NASA EOSDIS Land Processes Distributed Active Archive Center. Disponible en <https://doi.org/10.5067/MODIS/MOD17A2HGF.006> (Consultado en junio de 2023)
- Running, S., Q. Mu, M. Zhao y A. Moreno. 2021. MODIS/Terra Net Evapotranspiration Gap-Filled 8-Day L4 Global 500m SIN Grid V061 [Data set]. NASA EOSDIS Land Processes Distributed Active Archive Center. Disponible en <https://doi.org/10.5067/MODIS/MOD16A2GF.061> (Consultado en junio de 2023)

Santiago, D. de B., H.A. Barbosa y W.L.F. Correia Filho. 2021. Changes in water use efficiency related to climatic factors and land use and occupation in the MATOPIBA region. *Agrarian and Biological Sciences*, 10(9).

Santiago-Ramos, J. y J.M. Feria-Toribio. 2021. Assessing the effectiveness of protected areas against habitat fragmentation and loss: A long-term multi-scalar analysis in a mediterranean región. *Journal for Nature Conservation*, 64(126072).

Schaaf, C. y Z. Wang. 2021. MODIS/Terra+Aqua BRDF/Albedo Model Parameters Daily L3 Global - 500m V061[Data set]. NASA EOSDIS Land Processes Distributed Active Archive Center. Disponible en <https://doi.org/10.5067/MODIS/MCD43A1.061> (Consultado en julio de 2023)

Silva-Junior, C.H.L., L.E.O.C. Aragão, L.O. Anderson, M.G. Fonseca, Y.E. Shimabukuro *et al.* 2020. Persistent collapse of biomass in Amazonian Forest edges following deforestation leads to unaccounted carbon losses. *Science Advances*, 6(40).

Smith, I.A., L.R. Hutyra, A.B. Reinmann, J.K. Marris y J.R. Thompson. 2018. Piecing together the fragments: elucidating edge effects on forest carbon dynamics. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 16(4): 213-221.

Steffen, W., K. Richardson, J. Rockström, S.E. Cornell, I. Fetzer *et al.* 2015. Planetary boundaries: guiding human development on a changing planet. *Science*, 347(6223).

Swann, A.L.S., M. Lague, E.S. Garcia, J.P. Field, D.D. Breshears, *et al.* 2018. Continental-scale consequences of tree die-offs in North America: Identifying where forest loss matters most. *Environmental Research Letters*, 13(5): 055014.

Thornley, J. H. M. 1976. *Mathematical models in plant physiology*. Academic Press (Inc). London, England.

Turner, I.M. 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *Journal of Applied Ecology*, 33(2): 200–209.

Turner, M.G., R.H. Gardner y R.V. O'Neill. 2003. *Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process*. Springer. New York, USA.

Veblen, T. 2007. Temperate Forests of the Southern Andean Region. p. 217-231. *In*: Veblen, T.; A. Orme y K. Young (eds.) *The Physical Geography of South America*. Oxford University Press, Oxford, England.

Vourlitis, G.L., J.S. Nogueira, F.D.A. Lobo, K.M. Sendall, S.R. de Paulo *et al.* 2008. Energy balance and canopy conductance of a tropical semi-deciduous forest of the southern Amazon Basin. *Water Resources Research*, 44(3).

Wan, Z., S. Hook y G. Hulley. 2021. MODIS/Terra Land Surface Temperature/Emissivity 8-Day L3 Global 1km SIN Grid V061 [Data set]. NASA EOSDIS Land Processes

Distributed Active Archive Center. Disponible en:
<https://doi.org/10.5067/MODIS/MOD11A2.061> (Consultado en julio de 2023)

Wilcove, D.S., C.H. McClellan y A.P. Dobson. 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. P. 237-256. *In*: Soule, M.E. (ed) Conservation biology: the science of scarcity and diversity. Sinauer Associates, Sunderland, UK.

Yu, Q., Y. Zhang, Y. Liu y P. Shi. 2004. Simulation of the Stomatal Conductance of Winter Wheat in Response to Light, Temperature and CO₂. *Changes, Annals of Botany*, 93(4): 435–441.

Zambrano, M. 2020. hydroGOF v0.4-0. R Documentation. Disponible en:
<https://www.rdocumentation.org/packages/hydroGOF/versions/0.4-0> (Consultado en julio de 2022).

Zhang, K., J.S. Kimball y S.W. Running. 2016a. A review of remote sensing based actual evapotranspiration estimation. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 3(6): 834–853.

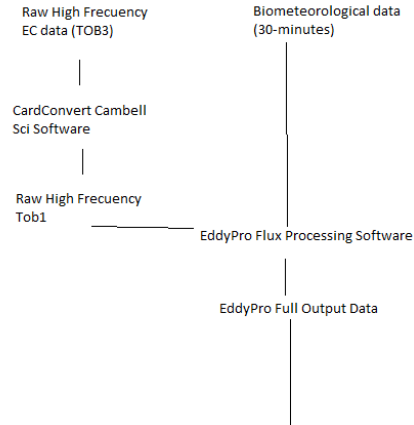
Zhang, Y., J.L. Peña-Arancibia, T.R. McVicar, F.H.S. Chiew, J. Vaze *et al.* 2016b. Multi-decadal trends in global terrestrial evapotranspiration and its components. *Scientific Reports*, 6(19124).

Zhang, Y., D. Kong, R. Gan, F.H.S. Chiew, T.R. McVicar *et al.* 2016. Coupled estimation of 500m and 8-day resolution global evapotranspiration and gross primary production in 2002-2017. *Remote Sensing of Environment*, 222: 165-182.

Zhao, Y., D. Feng, L. Yua, X. Wang, Y. Chen, *et al.* 2016. Detailed dynamic land cover mapping of Chile: accuracy improvement by integrating multi-seasonal land cover data. *Remote Sensing of Environment*, 183: 170–18.

ANEXOS

Anexo 1. Diagrama de flujo del procesamiento de los datos obtenidos de las torres de medición de Eddy Covariance en la EBSD

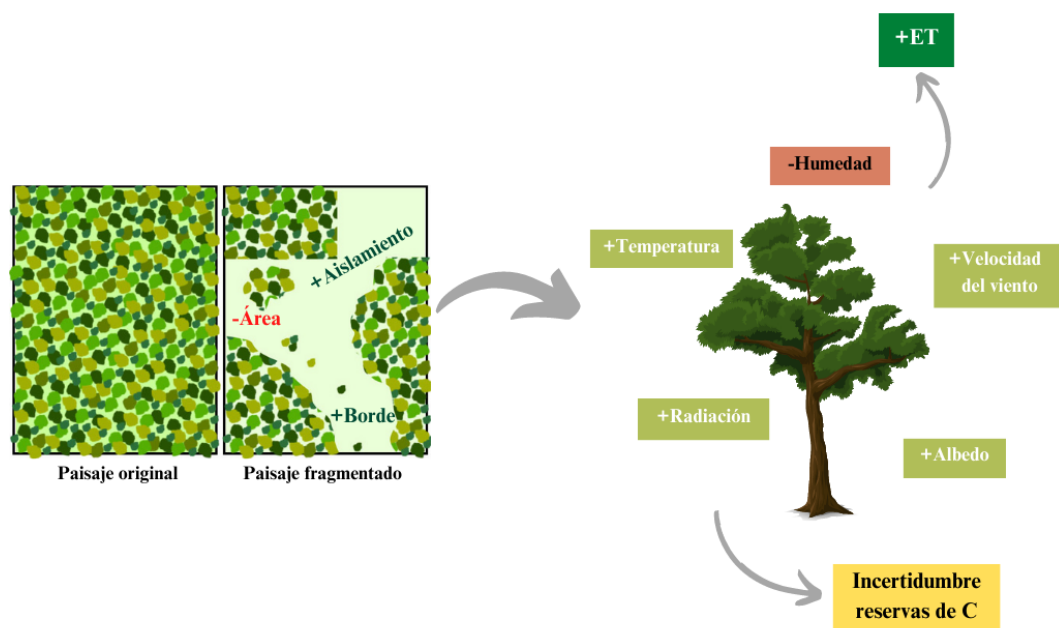


PostProcessing including quality screening, Biomet Gapfill (Regressions using ERA5 data as input), u^* threshold correction, footprint analysis (data within fetch), Gapfilling using MDS (Marginal Distribution Sampling), Night-time and day-time partitioning.

Fuente: Imagen otorgada por el Laboratorio de Ecología de Ecosistemas de la Universidad de Chile en el año 2022.

APÉNDICES

Apéndice 1. Esquema causal sobre cómo la fragmentación modifica el paisaje y las variables bióticas y abióticas que inciden en los flujos de agua y carbono



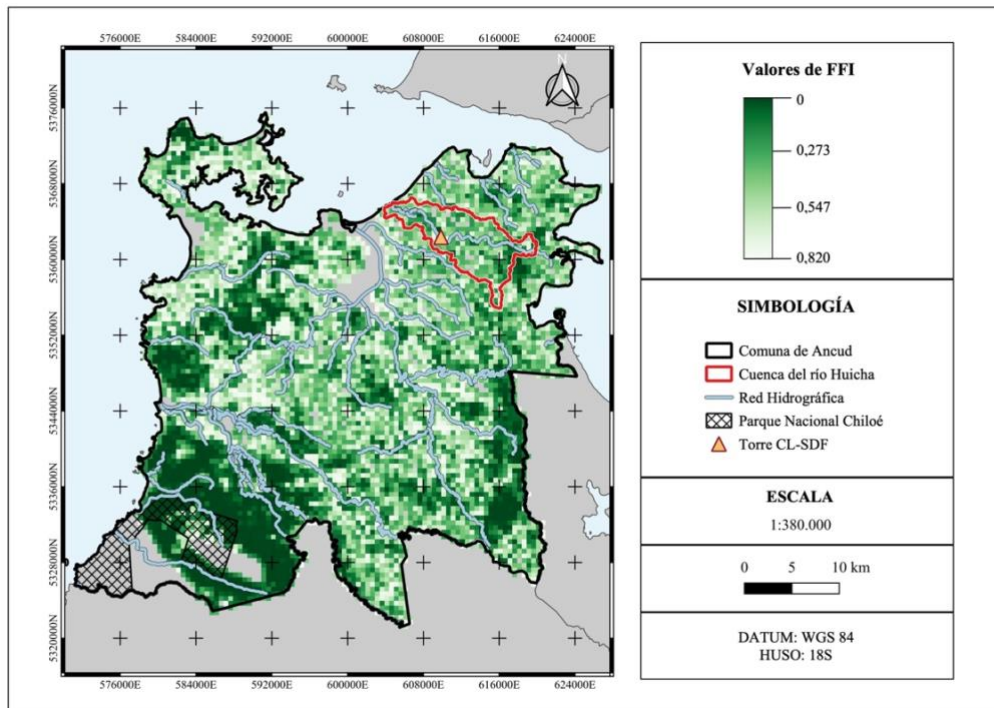
En base a: Crockatt y Bebbler, 2014; Haddad *et al.*, 2015; Barros y Fearnside, 2016; Swann *et al.*, 2018; Ma *et al.*, 2019; Li *et al.*, 2022.

Apéndice 2. Tablas de estadígrafos de calidad y precisión para los valores agregados mensuales de GPP ($\text{g C m}^{-2} \text{mes}^{-1}$) y ET (mm mes^{-1}) en el periodo 2015-2020 de los productos satelitales MODIS y PML V2 en relación con los datos EC

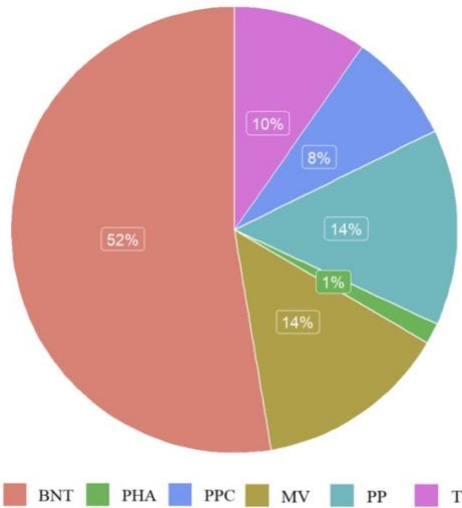
	GPP ($\text{g C m}^{-2} \text{mes}^{-1}$)			
	MODIS	MODIS COR	PML V2	PML V2 COR
R^2	0,89		0,98	
KGE	-0,19	0,18	-0,19	-0,17
σ	2,18	1,79	-0,85	0,19
RMSE	81,57	68,98	181,61	178,75
pBias	3,16	-15,34	-84,8	-83,46

ET (mm mes ⁻¹)				
	MODIS	MODIS COR.	PML V2	PML V2 COR.
R ²	0,89		0,95	
KGE	0,62	0,64	0,52	0,73
σ	1,26	1,19	0,62	0,80
RMSE	27,70	27,40	27,08	19,06
pBias	-5,35	-11,02	-22,86	-0.03

Apéndice 3. Distribución del FFI en el bosque nordpatagónico en la zona norte de la isla de Chiloé a una resolución de 500 m

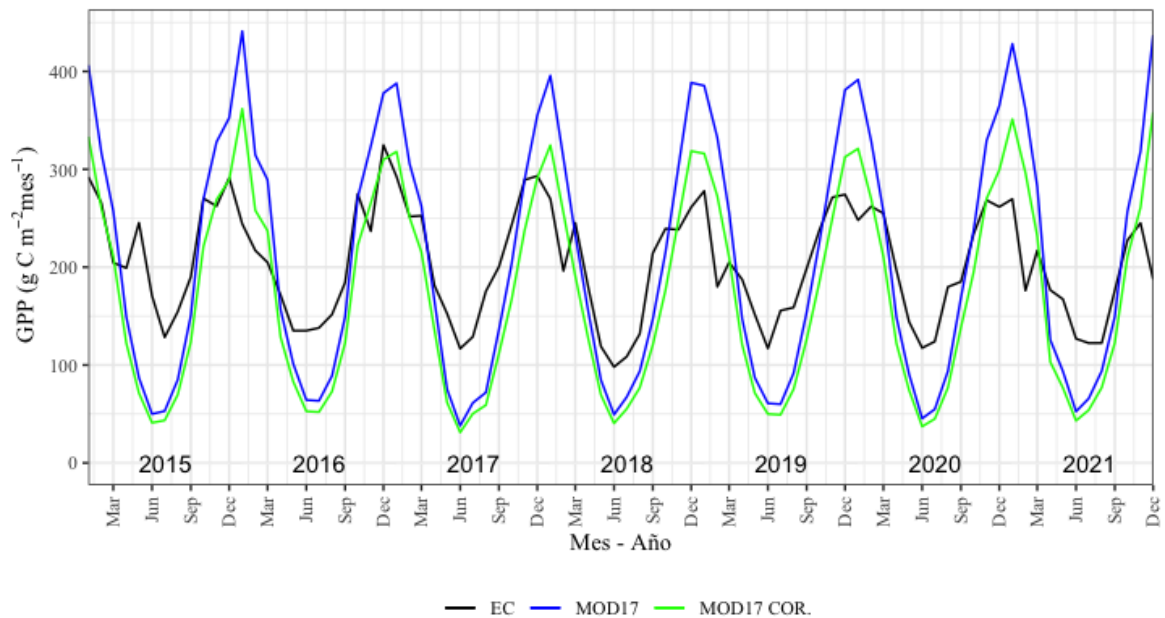


Apéndice 4. Gráfico circular de cantidad de pixeles de 500 m de las clases de cobertura más abundantes en la zona norte de la isla de Chiloé

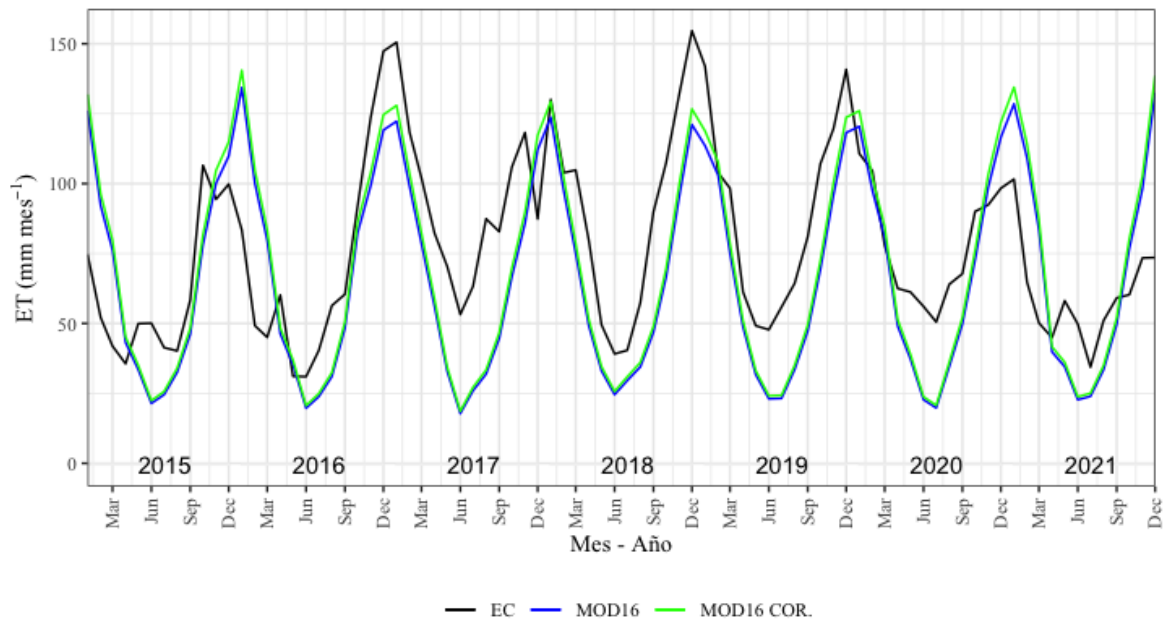


(BNT: Bosque nativo templado, PHA: Plantación de hoja ancha, PPC: Praderas, pastizales y cultivos anuales, MV: Matorrales y vegetación, PP: Praderas y pastizales, T: Turberas)
(En base a: Ceballos *et al.*, n.d.)

Apéndice 5. Series de tiempo de los datos de GPP mensual ($\text{g C m}^{-2} \text{mes}^{-1}$) de los datos EC (color negro), el producto satelital (MOD17) (color azul) y su corrección (MOD17 COR.) (color verde) para la estación CL-SDF



Apéndice 6. Series de tiempo de los datos de ET mensual (mm mes^{-1}) de los datos EC (color negro), el producto satelital (MOD16) (color azul) y su corrección (MOD16 COR.) (color verde) para la estación CL-SDF



Apéndice 7. Valores acumulados de años (2015-2021) de GPP ($\text{g C m}^{-2} \text{año}^{-1}$) en el sitio CL-SDF

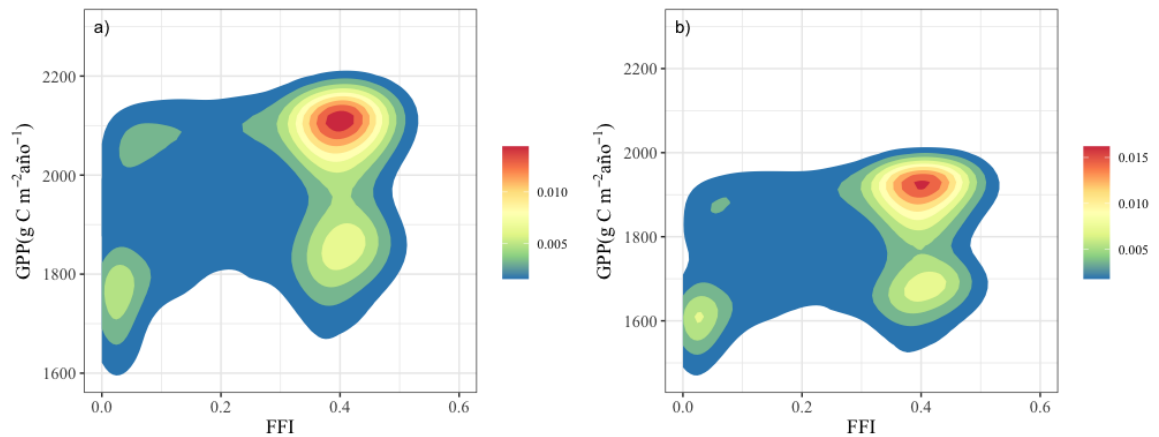
Año	GPP ($\text{g C m}^{-2} \text{año}^{-1}$)		
	EC	MOD17	MOD17 COR.
2015	2.674	2.505 (0,9)	2.054 (0,8)
2016	2.418	2.641 (1,1)	2.166 (0,9)
2017	2.557	2.352 (0,9)	1.929 (0,8)
2018	2.301	2.443 (1,1)	2.003 (0,9)
2019	2.415	2.485 (1,0)	2.038 (0,8)
2020	2.476	2.511 (1,0)	2.059 (0,8)
2021	2.214	2.665 (1,2)	2.186 (1,0)

Apéndice 8. Valores acumulados de años (2015-2021) de ET (mm año⁻¹) en el sitio CL-SDF

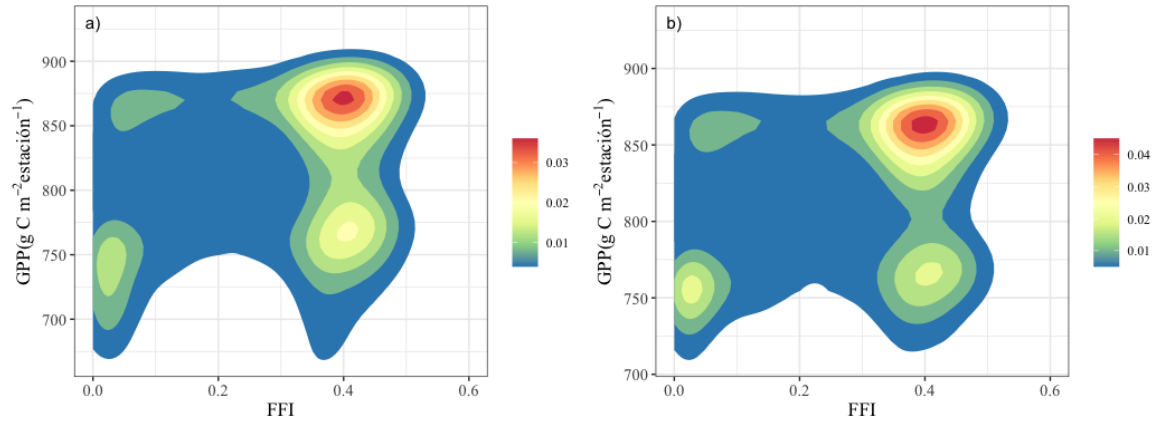
Año	ET (mm año ⁻¹)		
	EC	MOD16	MOD16 COR.
2015	745	784 (1,1)	820 (1,1)
2016	820	819 (1,0)	857 (1,0)
2017	1.122	774 (0,7)	809 (0,7)
2018	1.089	797 (0,7)	833 (0,8)
2019	1.071	782 (0,7)	819 (0,8)
2020	936	800 (0,9)	837 (0,9)
2021	721	832 (1,2)	871 (1,2)

Los números entre paréntesis al lado de los valores de GPP y ET de los productos originales y corregidos representan la razón de ese determinado valor con respecto al homólogo del dato EC: siendo 1 un valor similar, > 1 una sobrestimación del valor de EC, y < 1 una subestimación.

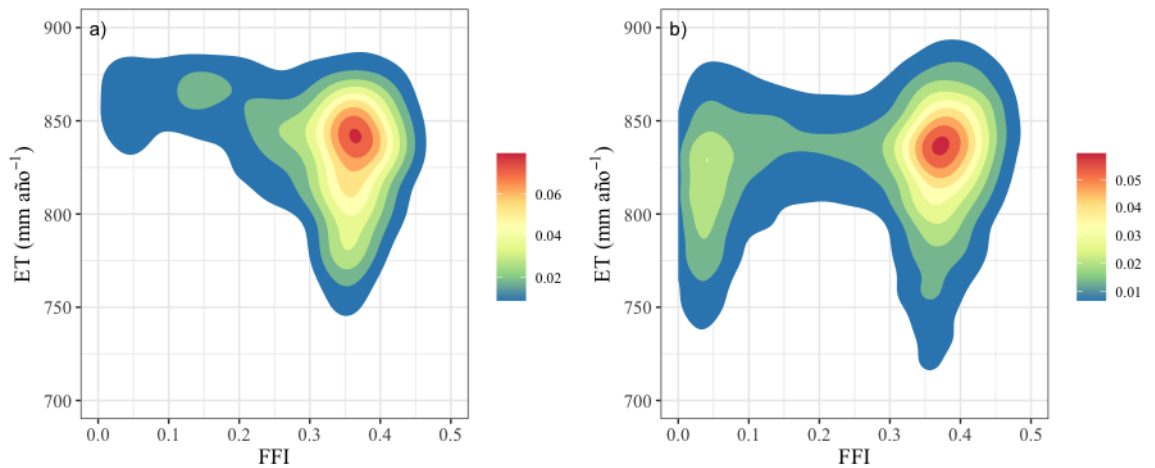
Apéndice 9. Gráfico de densidad de los valores acumulados de GPP anual (g C m⁻² año⁻¹) en la zona norte de la provincia de Chiloé. El panel a) muestra el año seco (2016) y el b) el año húmedo (2017). Los colores cálidos presentan una mayor frecuencia y los fríos una menor



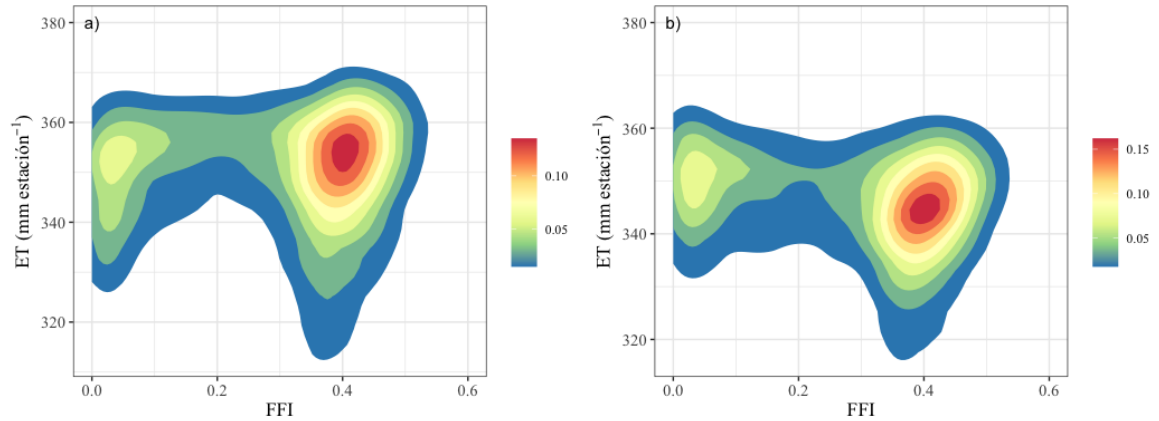
Apéndice 10. Gráfico de densidad de valores acumulados GPP en la estación de verano ($\text{g C m}^{-2} \text{ estación}^{-1}$) en la zona norte de la provincia de Chiloé. El panel a) muestra el año seco (2016) y el b) el año húmedo (2017). Los colores cálidos presentan una mayor frecuencia y los fríos una menor



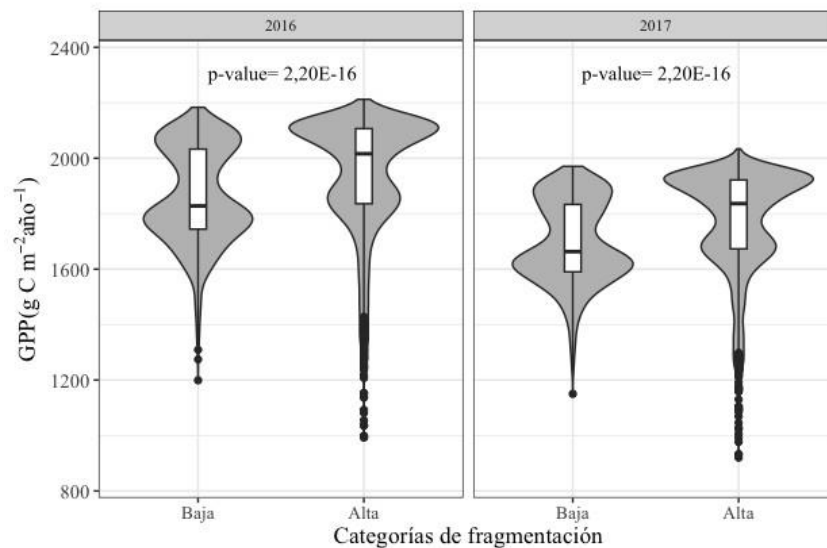
Apéndice 11. Gráfico de densidad de los valores acumulados de la ET anual (mm año^{-1}) en la zona norte de la provincia de Chiloé. El panel a) muestra el año seco (2016) y el b) el año húmedo (2017). Los colores cálidos presentan una mayor frecuencia y los fríos una menor



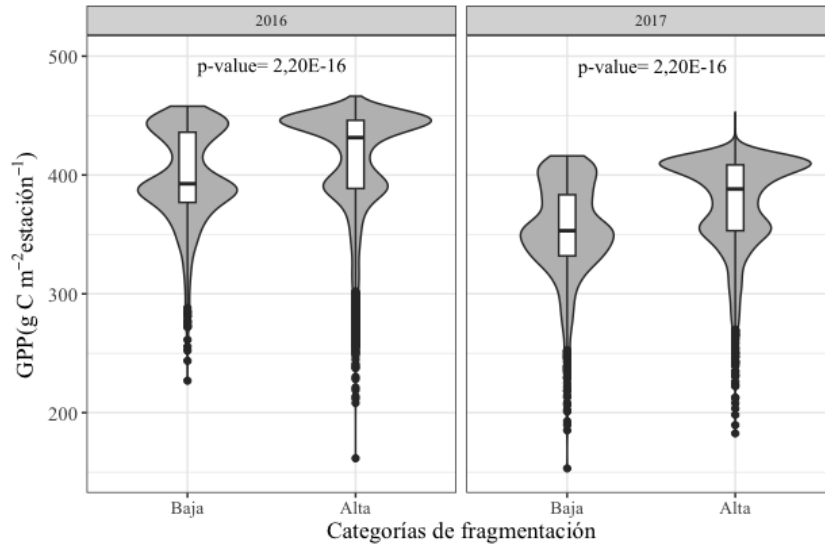
Apéndice 12. Gráfico de densidad de los valores acumulados de ET en la estación de verano (mm verano⁻¹) en la zona norte de la provincia de Chiloé. El panel a) muestra el año seco (2016) y el b) el año húmedo (2017). Los colores cálidos presentan una mayor frecuencia y los fríos una menor



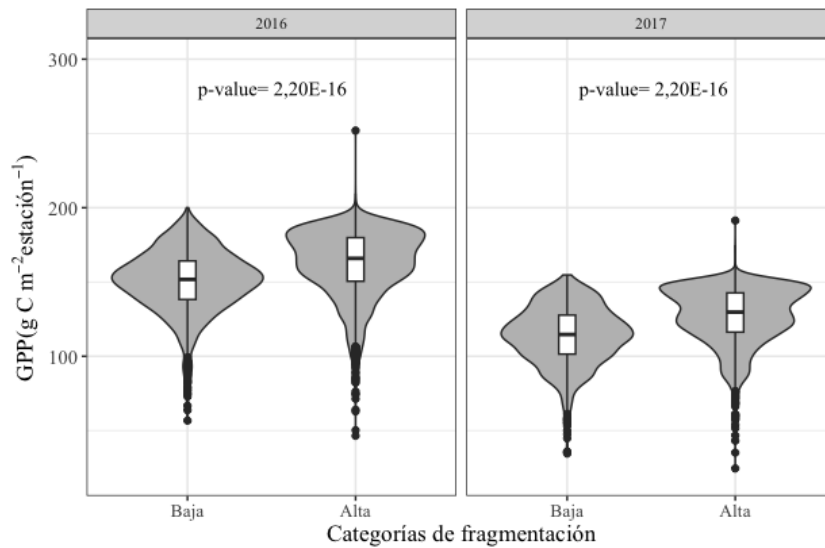
Apéndice 13. Gráfico de *beanplot* y *boxplot* de los valores acumulados de GPP anual (g C m⁻² año⁻¹) de los grupos extremos de FFI en la zona norte de la provincia de Chiloé. El panel a) corresponde al año seco (2016) y el panel b) al año húmedo (2017)



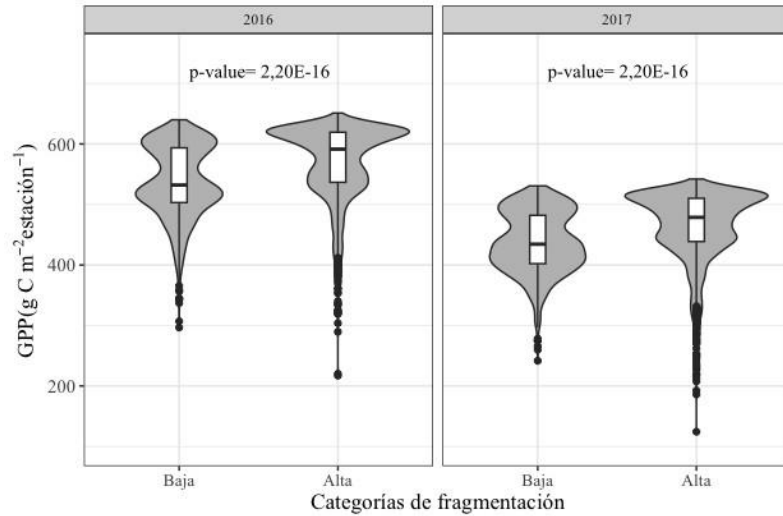
Apéndice 14. Gráfico de *beanplot* y *boxplot* de los valores acumulados de GPP en la estación de otoño ($\text{g C m}^{-2} \text{ estación}^{-1}$) de los grupos extremos de FFI en la zona norte de la provincia de Chiloé. El panel a) corresponde al año seco (2016) y el panel b) al año húmedo (2017)



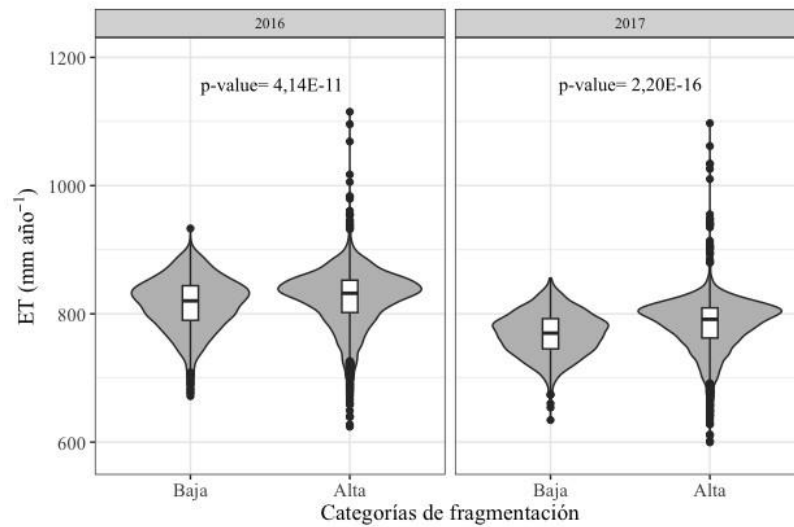
Apéndice 15. Gráfico de *beanplot* y *boxplot* de los valores acumulados de GPP en la estación de invierno de los grupos extremos de FFI en la zona norte de la provincia de Chiloé. El panel a) corresponde al año seco (2016) y el panel b) al año húmedo (2017)



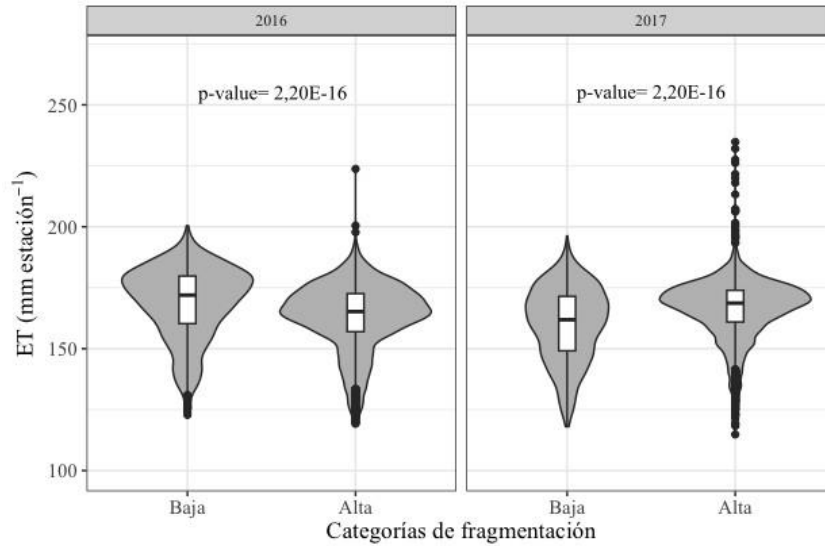
Apéndice 16. Gráfico de *beanplot* y *boxplot* de los valores acumulados de GPP en la estación de primavera ($\text{g C m}^{-2} \text{ estación}^{-1}$) de los grupos extremos de FFI en la zona norte de la provincia de Chiloé. El panel a) corresponde al año seco (2016) y el panel b) al año húmedo (2017)



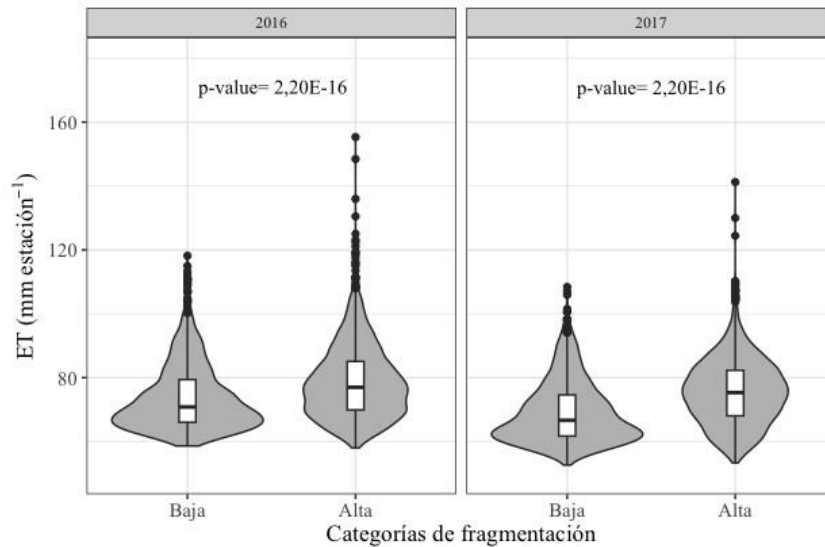
Apéndice 17. Gráfico de *beanplot* y *boxplot* de los valores acumulados de ET anual (mm año^{-1}) de los grupos extremos de FFI en la zona norte de la provincia de Chiloé. El panel a) corresponde al año seco (2016) y el panel b) al año húmedo (2017)



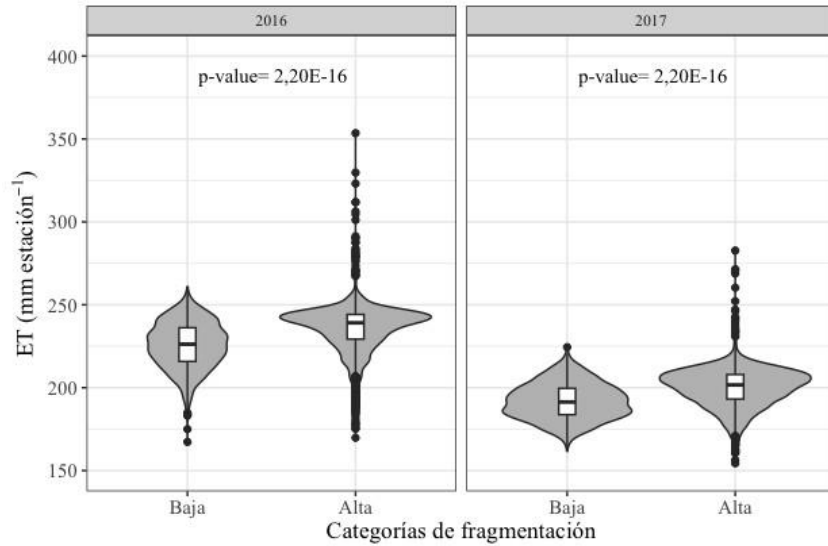
Apéndice 18. Gráfico de *beanplot* y *boxplot* de los valores acumulados de ET en la estación de otoño (mm estación^{-1}) de los grupos extremos de FFI en la zona norte de la provincia de Chiloé. El panel a) corresponde al año seco (2016) y el panel b) al año húmedo (2017)



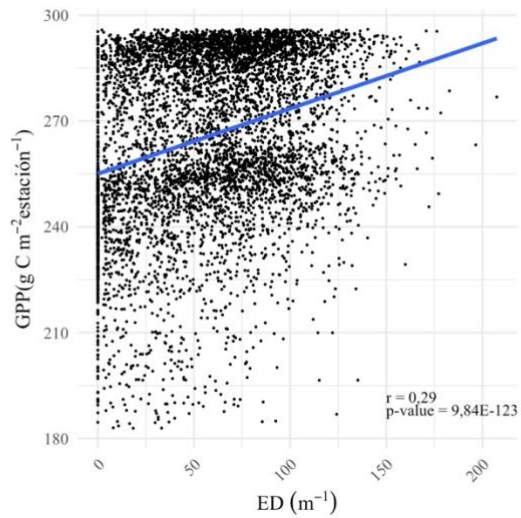
Apéndice 19. Gráfico de *beanplot* y *boxplot* de los valores acumulados de ET en la estación de invierno (mm estación^{-1}) de los grupos extremos de FFI en la zona norte de la provincia de Chiloé. El panel a) corresponde al año seco (2016) y el panel b) al año húmedo (2017)



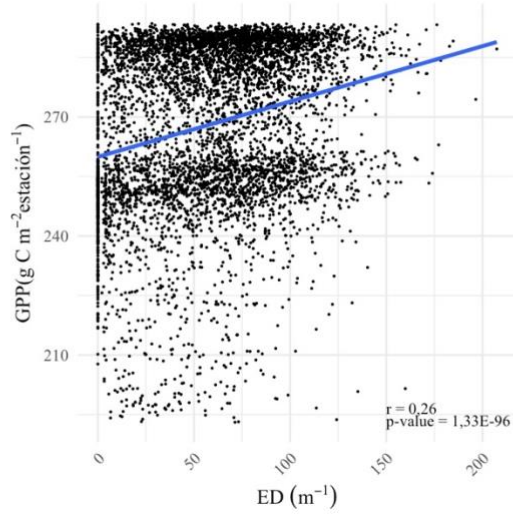
Apéndice 20. Gráfico de *beanplot* y *boxplot* de los valores acumulados de ET en la estación de primavera (mm estación⁻¹) de los grupos extremos de FFI en la zona norte de la provincia de Chiloé. El panel a) corresponde al año seco (2016) y el panel b) al año húmedo (2017)



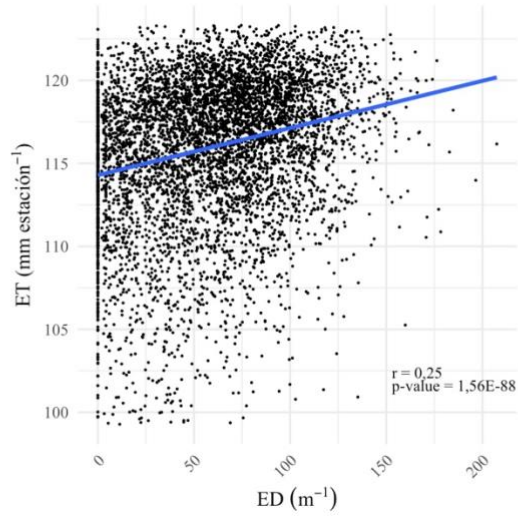
Apéndice 21. Gráfica de dispersión de los valores medios de GPP (g C m⁻² estación⁻¹) en función de ED (m⁻¹) en la temporada de verano del año seco (2016)



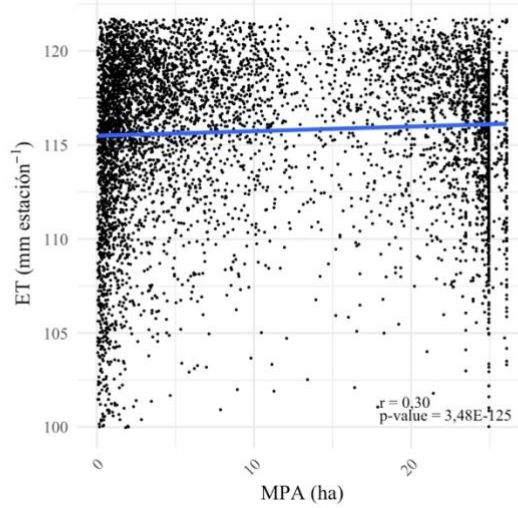
Apéndice 22. Gráfica de dispersión de los valores medios de GPP ($\text{g C m}^{-2} \text{ estación}^{-1}$) en función de ED (m^{-1}) en la temporada de verano del año húmedo (2017)



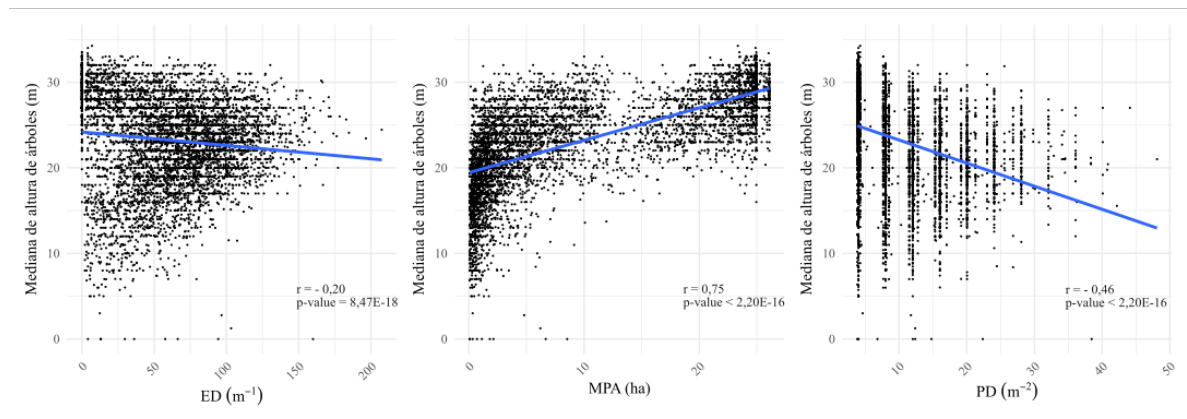
Apéndice 23. Gráfica de dispersión de los valores medios de ET (mm estación^{-1}) en función de ED (m^{-1}) en la temporada de verano del año seco (2016)



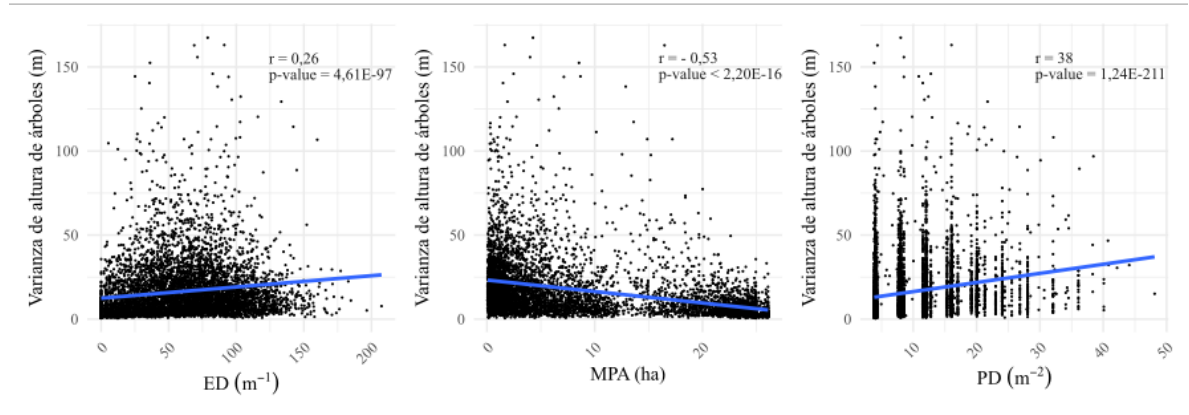
Apéndice 24. Gráfica de dispersión de los valores medios de ET (mm estación⁻¹) en función de MPA (ha) en la temporada de verano del año húmedo (2017)



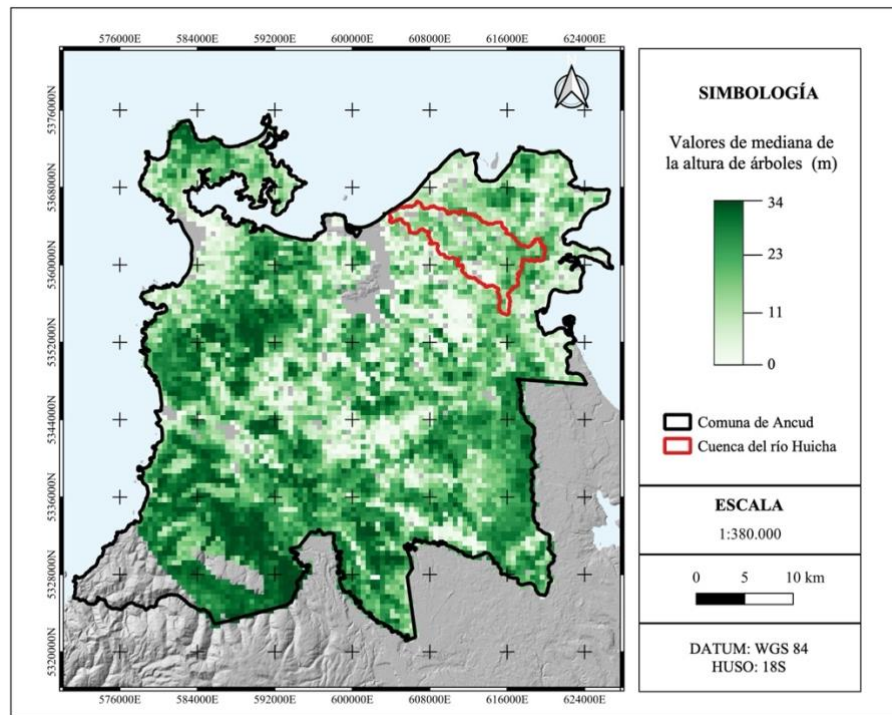
Apéndice 25. Gráficas de dispersión de la mediana de la altura del dosel de árboles (ALT_M) en función de las métricas de paisaje ED (m⁻¹), MPA (ha) y PD (m⁻²)



Apéndice 26. Gráficas de dispersión de la varianza de la altura del dosel de árboles (ALT_V) en función de las métricas de paisaje ED (m^{-1}), MPA (ha) y PD (m^{-2})



Apéndice 27. Distribución espacial de la mediana de la altura del dosel de árboles en el bosque nordpatagónico en la zona norte de la isla de Chiloé a una escala de 500 m



(En base a: Lang *et al.*, 2023)