

Efectos de los cambios climáticos y en el uso del suelo sobre el funcionamiento de ecosistemas sudamericanos: Un análisis basado en experimentos naturales utilizando técnicas de teledetección

*Tesis presentada para optar al título de Doctor de la Universidad de Buenos Aires,
Área Ciencias Agropecuarias*

Hernán Darío Dieguez

Licenciado en Ciencias Ambientales - Universidad de Buenos Aires - 2009

Lugar de trabajo:

Laboratorio de Análisis Regional y Teledetección
Instituto de investigaciones fisiológicas y ecológicas vinculadas a la agricultura
(IFEVA-CONICET)
Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires



FAUBA

Escuela para Graduados Ing. Agr. Alberto Soriano
Facultad de Agronomía – Universidad de Buenos Aires



COMITÉ CONSEJERO

Director de tesis

José María Paruelo

Ingeniero Agrónomo (Universidad de Buenos Aires)

M. Sc. (Universidad de Buenos Aires)

Ph. D. (Colorado State University, EEUU)

Co-director

Gervasio Piñeiro

Ingeniero Agrónomo (Universidad de la República, Uruguay)

Doctor (Universidad de Buenos Aires)

JURADO DE TESIS

JURADO

Germán Baldi

Licenciado en Cs. Biológicas (Universidad de Buenos Aires)

Magister (Universidad de Buenos Aires)

Doctor (Universidad de Buenos Aires)

JURADO

Walter Baethgen

Ingeniero Agrónomo (Universidad de la República, Uruguay)

Master of Science (Virginia Polytechnic Institute and State University, EEUU)

Ph.D. (Virginia Polytechnic Institute and State University, EEUU)

JURADO

Gerhard Overbeck

Ingeniero Ambiental (Technische Universitaet Muenchen, Alemania)

Doctor (Technische Universitaet Muenchen, Alemania)

Fecha de defensa de la tesis: 4 de Octubre de 2023

A Alicia y Raúl

Agradecimientos

A José, por dedicarme tanto tiempo, por estar a pesar de todo y por enseñarme muchísimas cosas.

A Gervasio, por no dejar nunca de insistir.

Los quiero, los admiro y les agradezco que hayan participado de manera tan activa en mi formación.

Al LART, ese intangible de límites difusos que brinda el contexto científico, financiero y humano a mi carrera profesional. En particular a Lola por hacer todo más fácil y divertido.

Al LabFo, por esa entropía incontenible.

A Lu, Seba, Pablo, Gonza, Cami, Pauli y Marcucho, por todos los intercambios en múltiples dimensiones. En particular a mis compañeros de OT por el 2022, el mejor segundo cuatrimestre que recuerde.

A Vivi Bond, por los últimos 9 años y en particular por los últimos 10 meses.

A Gris aka Romeo, por aparecer para mitigar los efectos del exceso de cortisol.

A los fueguinos, en particular a Noelia, Julio y Jazmín por esos primeros años. En especial a Alicia, por mostrarme el lado humano de una carrera científica. A mi amigo Mauro por las noches en Zion y los viajes al lado oscuro.

A Enrique Chaneton y Antonio Hall, por su confianza en momentos clave.

A Martín Aguiar, por activar el mecanismo que desencadenó el final.

A Juan Fiorenza, por el ejemplo de responsabilidad. Sin saberlo me impulsó a terminar.

A Santiago Verón, con quien discutí algunas ideas y resultados, y a Carlos Di Bella porque contagia su vocación docente.

A Adriana Kippes, por las herramientas para destrabar la última etapa.

A Romina Profumo, por responder con paciencia y dedicación todas mis consultas administrativas a la EPG.

A mis viejos por llevarme a Patagonia cuando era chico. Y de más grande, a Wamani.

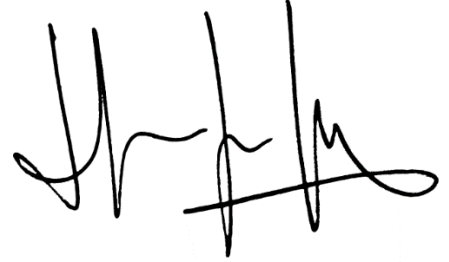
A Lu y Yor, porque seguramente sufrieron conmigo y ahora se alegran. A Fede, Migue y el Gallego, fusibles en los que a veces descargo.

A todos los que desarrollaron los insumos libres y gratuitos que se usaron en esta tesis. En particular a Alexandra Elbakyan por hacer mucho más fácil una parte importante del proceso.

A la EPG y a la UBA por haberme permitido, a través de una excepción, saldar la deuda que tenía con el CONICET, mis directores y la sociedad que financió mis becas.

A Néstor y Cristina por jerarquizar el sistema científico, técnico y universitario argentino. Por ofrecerme una visión de futuro cuando no la había.

Declaro que el material incluido en esta tesis es, a mi mejor saber y entender, original producto de mi propio trabajo (salvo en la medida en que se identifique explícitamente las contribuciones de otros), y que este material no lo he presentado, en forma parcial o total, como una tesis en esta u otra institución.

A handwritten signature in black ink, consisting of several vertical strokes and a horizontal line at the bottom, likely representing the author's name.

PUBLICACIONES DERIVADAS DE LA TESIS

Dieguez, H.D. & J.M. Paruelo. 2017. Disentangling the signal of climatic fluctuations from land use: changes in ecosystem functioning in South American protected areas (1982-2012). *Remote sensing in Ecology and Conservation*. 3(4):177-189. <https://doi.org/10.1002/rse2.39>

ÍNDICE GENERAL

ÍNDICE GENERAL	vii
ÍNDICE DE CUADROS	ix
ÍNDICE DE FIGURAS.....	x
ABREVIATURAS.....	xiii
RESUMEN.....	xiv
ABSTRACT	xvii
Capítulo 1. Introducción general	2
1.1 El Cambio Global	2
1.2 El funcionamiento ecosistémico.....	3
1.2.1 Las ganancias de C	4
1.2.2 Otras variables biofísicas descriptoras del funcionamiento ecosistémico.....	8
1.3 La percepción remota del funcionamiento ecosistémico	9
1.4 Los experimentos naturales	12
1.4.1 Áreas protegidas	13
1.4.2 Plantaciones forestales.....	15
1.5 Objetivos y organización de la tesis	16
Capítulo 2: Tres décadas de cambios en las áreas protegidas de América del Sur: Aislando los efectos del cambio climático de los producidos por el uso del territorio	22
2.1 Introducción.....	22
2.2 Materiales y Métodos	25
2.3 Resultados	29
2.4 Discusión	36
2.5 Conclusión.....	39
Capítulo 3: Sensibilidad y determinación climática de las ganancias de C de los ecosistemas terrestres de América del Sur.....	41
3.1 Introducción.....	41
3.2 Materiales y métodos.....	45
3.3 Resultados	46
3.4 Discusión	54
3.5 Conclusión.....	59
Capítulo 4: Consecuencias biofísicas de la forestación con <i>Pinus spp</i>.....	61
4.1 Introducción.....	61
4.2 Materiales y métodos.....	67
4.3 Resultados	74
4.4 Discusión	81
4.4 Conclusión.....	87
Capítulo 5: Discusión general	89
5.1 Aportes y principales resultados de la tesis.....	89
5.1.1 Tres décadas de cambios en las áreas protegidas de América del Sur: Aislando los efectos del cambio climático de los producidos por el uso del territorio	89

5.1.2 Sensibilidad y determinación climática de las ganancias de C de los ecosistemas terrestres de América del Sur	90
5.1.3 Consecuencias biofísicas de la forestación con <i>Pinus</i> spp.	92
5.2 Incertidumbres en la respuesta de las ganancias de C a las variaciones del clima	94
5.3 ¿Plantar árboles para combatir el calentamiento global?	96
5.4 Consideraciones finales	98
Bibliografía	101
ANEXO	130

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 2.1: Categorías de gestión de áreas protegidas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN). Tomado de Dudley (2008).....	27
Cuadro 2.2: Número de áreas protegidas (n=201) que muestran tendencias positivas (+), negativas (-) y no significativas (ns) en el promedio anual del Índice de Vegetación Normalizado (IVNp), en el coeficiente de variación intraanual del Índice de Vegetación Normalizado (CVi), en la precipitación total anual (PTA) y en la temperatura media anual (TMA). Las tendencias fueron estimadas a partir de la prueba de Mann Kendall para la variable y el tiempo durante el período 1982-2012. Tendencias con un valor $p < 0.05$ fueron consideradas significativamente diferentes a cero.	31
Cuadro 2.3: Número de áreas protegidas (n=201) por país que muestran tendencias positivas (+), negativas (-) y no significativas (ns) en el promedio anual del Índice de Vegetación Normalizado (IVNp), en el coeficiente de variación intraanual del Índice de Vegetación Normalizado (CVi), en la precipitación total anual (PTA) y en la temperatura media anual (TMA). Las tendencias fueron estimadas a partir de la prueba de Mann Kendall para la variable y el tiempo durante el período 1982-2012. Tendencias con un valor $p < 0.05$ fueron consideradas significativamente diferentes a cero.	32
Cuadro 4.1: Fuentes de datos y cantidad de pares analizados por región.....	72
Cuadro 4.2: EVIp y EVIcv (promedios del período 2000-2016) en 97 pares de plantaciones de <i>Pinus</i> spp. y áreas contiguas con vegetación espontánea concentrados en 5 focos forestales. D.E.: Desvío estándar. Los asteriscos indican el valor p de la prueba de t pareada: ‘***’ $p < 0.001$, ‘**’ $p < 0.05$ y ‘*’ $p < 0.1$	74
Cuadro 4.3: Promedio y desvío estándar (entre paréntesis) del albedo, la evapotranspiración (ET) y la temperatura superficial (Ts) en pares de plantaciones de <i>Pinus</i> spp. y áreas contiguas con vegetación espontánea concentrados en 5 focos forestales. Para cada variable se indica el número de pares analizados. Los asteriscos indican el valor p de la prueba de t pareada: ‘***’ $p < 0.001$, ‘**’ $p < 0.05$ y ‘*’ $p < 0.1$. No se incluyen medidas de dispersión ni se realizó el análisis estadístico para la Ts por el reducido número de pares en cada región.	80
Cuadro 4.4: Promedio y desvío estándar (entre paréntesis) de la radiación incidente (R_i), la diferencia en albedo ($\Delta\alpha$), la transmitancia atmosférica (T_{atm}), el forzamiento radiativo por cambios en albedo ($FR\alpha$) y su equivalente en C (EEFR α) en 54 pares de plantaciones de <i>Pinus</i> spp. y áreas contiguas con vegetación espontánea concentrados en 5 focos forestales.	81

ÍNDICE DE FIGURAS

- Figura 1.1:** Dinámica estacional de un índice de vegetación (IV). El promedio anual es un indicador de la productividad primaria neta aérea. La variación del IV a lo largo del año es un indicador de la estacionalidad de la producción de biomasa. Max y Min son los valores máximo y mínimo del IV respectivamente y junto a los momentos en que ocurren informan acerca de aspectos relacionados con la fenología. 10
- Figura 1.2:** Distribución geográfica de los sitios analizados en esta tesis. Con círculos se muestran 201 áreas protegidas correspondientes a las categorías de protección más estricta según los lineamientos de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza. Los triángulos muestran un conjunto de sitios donde fueron establecidas plantaciones forestales en reemplazo de distintos tipos de vegetación espontánea. 18
- Figura 2.1:** a) Distribución geográfica de las áreas protegidas incluidas en este estudio (en puntos negros), y su distribución en el contexto de b) el promedio anual y el coeficiente de variación intraanual del Índice de Vegetación Normalizado (IVNp y CVi respectivamente), c) la temperatura media anual (TMA) y la precipitación media anual (PMA) durante el período 1982-2012 y d) el promedio de 5 variables que miden el impacto directo e indirecto sobre el ambiente en una escala de 0 a 10 (Venter et al. 2016a, 2016b). En gris se muestran 10000 puntos distribuidos aleatoriamente en América del Sur. 30
- Figura 2.2:** Distribución geográfica de las tendencias temporales en el promedio anual, el coeficiente de variación intraanual, el mínimo y máximo valor anual del Índice de Vegetación Normalizado (IVNp, Cvi, Min y Max respectivamente), en la precipitación total anual (PTA) y en la temperatura media anual (TMA). Las tendencias fueron estimadas a partir de la prueba de Mann Kendall para la variable y el tiempo durante el período 1982-2012. Tendencias con un valor $p < 0.05$ fueron consideradas significativamente diferentes a cero. Los puntos señalan la ubicación de 201 áreas protegidas correspondientes a las categorías I y II de la IUCN y muestran tendencias positivas (en azul), no significativas (en gris) y negativas (en rojo). BHTS: Bosques húmedos tropicales y subtropicales. BSTS: Bosques secos tropicales y subtropicales. BT: Bosques templados. PSATS: Pastizales, sabanas y arbustales tropicales y subtropicales. PSAT: Pastizales, sabanas y arbustales templados. PSI: Pastizales y sabanas inundables. PAM: Pastizales y arbustales montanos. BAM: Bosques y arbustales mediterráneos. DAX: Desiertos y arbustales xéricos. M: Manglares. 33
- Figura 2.3:** Proporción de la superficie protegida en cada bioma donde se observan tendencias positivas (en azul), negativas (en rojo) o no significativas (en blanco) en el promedio anual del Índice de Vegetación Normalizado (IVNp), en el coeficiente de variación intraanual del Índice de Vegetación Normalizado (CVi), en la precipitación total anual (PTA) y en la temperatura media anual (TMA). Las tendencias fueron estimadas a partir de la prueba de Mann Kendall para la variable y el tiempo durante el período 1982-2012. Tendencias con un valor $p < 0.05$ fueron consideradas significativamente diferentes a cero. BHTS: Bosques húmedos tropicales y subtropicales. BSTS: Bosques secos tropicales y subtropicales. BT: Bosques templados. PSATS: Pastizales, sabanas y arbustales tropicales y subtropicales. PSAT: Pastizales, sabanas y arbustales templados. PSI: Pastizales y sabanas inundables. PAM: Pastizales y arbustales montanos. DAX: Desiertos y arbustales xéricos. M: Manglares. 35
- Figura 3.1:** Modelos construidos por a) Sala y Lauenroth (1992) y b) Sala et al. (2012) que muestran una mayor asociación entre las ganancias de C y las fluctuaciones climáticas en el espacio que en el tiempo. 43

Figura 3.2: Distribución geográfica de las relaciones entre el promedio anual del IVN (IVNp), y a) la precipitación total acumulada (PTA) y b) la temperatura media anual (TMA). Las relaciones se caracterizaron a partir de las pendientes de modelos lineales ajustados entre los valores anuales del IVNp, como variable dependiente y PTA o TMA como variables independientes para el período 1982-2012 (n=31). Pendientes con un valor $p < 0.05$ fueron consideradas significativamente diferentes a cero. Los puntos señalan la ubicación de 201 áreas protegidas correspondientes a las categorías I y II de la UICN y muestran relaciones directas (pendientes positivas, en azul), ausencia de relación (pendientes no significativamente distintas de cero, en gris) e inversas (pendientes negativas, en rojo). BHTS: Bosques húmedos tropicales y subtropicales. BSTS: Bosques secos tropicales y subtropicales. BT: Bosques templados. PSATS: Pastizales, sabanas y arbustales tropicales y subtropicales. PSAT: Pastizales, sabanas y arbustales templados. PSI: Pastizales y sabanas inundables. PAM: Pastizales y arbustales montanos. BAM: Bosques y arbustales mediterráneos. DAX: Desiertos y arbustales xéricos. M: Manglares..... 47

Figura 3.3: Sensibilidad del promedio anual del IVN (IVNp), a las fluctuaciones interanuales en la precipitación total acumulada (PTA; círculos, eje izquierdo) y la temperatura media anual (TMA; cruces, eje derecho) a lo largo de un gradiente de humedad caracterizado mediante el Índice de Aridez. En negro se muestran las áreas protegidas (AP) donde la relación entre el IVNp y PTA o TMA a través del tiempo fue significativa y en gris las AP donde no lo fue. Pendientes con un valor $p < 0.05$ fueron consideradas significativamente diferentes a cero. Las curvas negras corresponden a $IVNp = -1E-04 \ln(PTA) + 1E-05$ (n=29, $p < 0.001$, $R^2 = 0.68$) y $IVNp = 0.035 \ln(TMA) + 0.0247$ (n=60, $p < 0.001$, $R^2 = 0.36$). Estos modelos solo consideran los sitios con relaciones significativas entre el IVNp y la variable climática. Índice de Aridez (IA) = precipitación media anual/evapotranspiración potencial media anual. La aridez decrece a medida que aumenta el valor del índice..... 49

Figura 3.4: Distribución de la sensibilidad del promedio anual del IVN (IVNp) a las fluctuaciones interanuales en la precipitación total acumulada (PTA; izquierda) y la temperatura media anual (TMA; derecha) para las 201 AP correspondientes a los climas árido ($IA < 0.2$), semiárido ($0.2 > IA < 0.45$), subhúmedo seco ($0.45 > IA < 0.65$), subhúmedo ($0.65 > IA < 0.75$) o húmedo ($IA > 0.75$) (Le Houérou, 1996). IA= Índice de Aridez = precipitación media anual/evapotranspiración potencial media anual. La aridez decrece a medida que aumenta el valor del índice. La caja abarca desde el percentil 25 al 75 y las líneas verticales se extienden hasta el valor mínimo y máximo. La línea horizontal dentro de la caja indica el valor mediano, la cruz indica el valor promedio y los puntos por fuera de las líneas indican los valores que se alejan de los percentiles 25 y 75 al menos 1.5 veces el rango intercuartil. 50

Figura 3.5: Distribución del coeficiente de determinación (R^2) de las relaciones entre el promedio anual del IVN (IVNp) y la precipitación total acumulada (PTA; izquierda) y la temperatura media anual (TMA; derecha) para las AP correspondientes a los climas árido ($IA < 0.2$), semiárido ($0.2 > IA < 0.45$), subhúmedo seco ($0.45 > IA < 0.65$), subhúmedo ($0.65 > IA < 0.75$) o húmedo ($IA > 0.75$) (Le Houérou, 1996). IA= Índice de Aridez = precipitación media anual/evapotranspiración potencial media anual. La aridez decrece a medida que aumenta el valor del índice. La caja abarca desde el percentil 25 al 75 y las líneas verticales se extienden hasta el valor mínimo y máximo. La línea horizontal dentro de la caja indica el valor mediano, la cruz indica el valor promedio y los puntos por fuera de las líneas indican los valores que se alejan de los percentiles 25 y 75 al menos 1.5 veces el rango intercuartil. 51

Figura 3.6: Coeficiente de determinación (R^2) de las relaciones entre el promedio anual del IVN (IVNp) y a) la precipitación total acumulada (PTA) y b) la temperatura media anual (TMA)

ajustando modelos lineales (eje horizontal) y logarítmicos (eje vertical). Distribución de las diferencias entre el R^2 de los modelos lineales y logarítmicos que tienen a c) la PTA y d) la TMA como variables independientes para las AP correspondientes a climas árido ($IA < 0.2$), semiárido ($0.2 > IA < 0.45$), subhúmedo seco ($0.45 > IA < 0.65$), subhúmedo ($0.65 > IA < 0.75$) o húmedo ($IA > 0.75$) (Le Houérou, 1996). $IA =$ Índice de Aridez = precipitación media anual/evapotranspiración potencial media anual. La caja abarca desde el percentil 25 al 75 y las líneas verticales se extienden hasta el valor mínimo y máximo. La línea horizontal dentro de la caja indica el valor mediano, la cruz indica el valor promedio y los puntos por fuera de las líneas indican los valores que se alejan de los percentiles 25 y 75 al menos 1.5 veces el rango intercuartil.

..... 52

Figura 3.7: Distribución de las diferencias en la variación (estimado a través del coeficiente de variación, cv) del promedio del IVN (IVN_p) entre años con precipitaciones por encima y por debajo del promedio (izquierda) y con temperatura por encima y debajo del promedio (derecha) para las AP correspondientes a climas árido ($IA < 0.2$), semiárido ($0.2 > IA < 0.45$), subhúmedo seco ($0.45 > IA < 0.65$), subhúmedo ($0.65 > IA < 0.75$) o húmedo ($IA > 0.75$) (Le Houérou, 1996). $IA =$ Índice de Aridez = precipitación media anual/evapotranspiración potencial media anual. La caja abarca desde el percentil 25 al 75 y las líneas verticales se extienden hasta el valor mínimo y máximo. La línea horizontal dentro de la caja indica el valor mediano, la cruz indica el valor promedio y los puntos por fuera de las líneas indican los valores que se alejan de los percentiles 25 y 75 al menos 1.5 veces el rango intercuartil. 53

Figura 4.1: a) Distribución geográfica de los 5 focos forestales en los que se concentran los 97 rodales analizados en este capítulo. De Oeste a Este, Patagonia, Córdoba, Entre Ríos-Corrientes, Iberá y Misiones. b) Detalle de un par compuesto por un rodal de *Pinus spp.* (delimitado por líneas interrumpidas) y un área contigua cubierta por vegetación espontánea (delimitado por líneas llenas). Dentro de cada polígono se muestran los píxeles MODIS seleccionados para caracterizar cada cobertura. De fondo se observa una imagen satelital de alta resolución. 68

Figura 4.2: Promedio anual (a) y coeficiente de variación intraanual (b) del EVI (promedios del período 2000-2016) en 97 pares de plantaciones de pinos (triángulos) y áreas contiguas con vegetación espontánea (círculos), distribuidos a lo largo de un gradiente de precipitación media anual (PMA) y concentrados en 5 focos forestales (Patagonia= Marrón, Córdoba= Rojo, Iberá= Azul, Norte de Entre Ríos - Sur de Corrientes= Verde, Misiones= Amarillo). Las líneas muestran la recta de ajuste entre el EVI_p o el EVI_{cv} y la PMA para plantaciones de pinos (línea punteada) y áreas contiguas con vegetación espontánea (línea llena). 76

Figura 4.3: Pendiente (arriba) y coeficiente de determinación (R^2 , abajo) de la relación entre el EVI y la precipitación durante el período 2000-2016 para plantaciones de pinos (verde) y áreas contiguas con vegetación espontánea (naranja) en 5 focos forestales. La caja abarca desde el percentil 25 al 75 y las líneas verticales se extienden hasta el valor mínimo y máximo. La línea horizontal dentro de la caja indica el valor mediano, la cruz indica el valor promedio y los puntos por fuera de las líneas indican los valores que se alejan de los percentiles 25 y 75 al menos 1,5 veces el rango intercuartil. Las líneas de color muestran la recta de ajuste entre la pendiente o el R^2 y la precipitación media anual para ambas coberturas. 78

Figura 4.4: Forzamiento radiativo por cambios en el albedo ($FR\alpha$) y su equivalente en C ($EEFR\alpha$) debido al reemplazo de vegetación espontánea por plantaciones de *Pinus spp.* en 5 focos forestales. La línea horizontal dentro de la caja indica el valor mediano, la cruz indica el valor promedio y los puntos por fuera de las líneas indican los valores que se alejan de los percentiles 25 y 75 al menos 1.5 veces el rango intercuartil. 80

ABREVIATURAS

°C: Grados centígrados

AP: Área protegida

AVHRR: Advanced Very High Resolution Radiometer

BAM: Bosques y arbustales mediterráneos

BHTS: Bosques húmedos tropicales y subtropicales

BSTS: Bosques secos tropicales y subtropicales

BT: Bosques templados.

C: Carbono

CO₂: Dióxido de Carbono

CRU: Climatic Research Unit

CUCS: Cambios en el uso del suelo

CVi: Coeficiente de variación intraanual

DAX: Desiertos y arbustales xéricos

EE.UU.: Estados Unidos

EEFR α : Emisiones de C equivalentes al forzamiento radiativo por cambios en el albedo de la superficie

ET: Evapotranspiración

EVI: Enhanced vegetation index

EVI_{cv}: Coeficiente de variación intraanual del EVI

EVI_p: Promedio anual del EVI

FAO: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura

FR: Forzamiento radiativo

FR α : Forzamiento radiativo por cambios en el albedo de la superficie

fRFAA: Fracción de radiación fotosintéticamente activa absorbida

GIMMS: Global Inventory Modeling and Mapping Studies

Gt: Giga tonelada

ha: Hectárea

IA: Índice de aridez

IPBES: Plataforma Intergubernamental Científico-normativa sobre Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos

IPCC: Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático

IUCN: Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza

IVN: Índice de Vegetación Normalizado

IVNp: Promedio anual del IVN

M: Manglares

MAGyP: Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca

Max: Máximo

MAyDS: Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable

MEA: Millenium Ecosistem Assessment

Min: Mínimo

MODIS: Moderate-Resolution Imaging Spectroradiometer

N: Nitrógeno

NASA: National Aeronautics and Space Administration

NDVI3g: tercera generación de IVN de AVHRR

NOAA: National Oceanic & Atmospheric Agency

P: Precipitación

PAM: Pastizales y arbustales montanos

PPN: Productividad primaria neta

PPNA: Productividad primaria neta aérea

PSAT: Pastizales, sabanas y arbustales templados

PSATS: Pastizales, sabanas y arbustales tropicales y subtropicales

PSI: Pastizales y sabanas inundables

PTA: Precipitación total anual

R²: Coeficiente de determinación

SE: Servicios Ecosistémicos

T: Temperatura

TMA: Temperatura media anual

TMPA-TRMM: Análisis de precipitación multisatélite de la Misión de Medición de Precipitación Tropical

Ts: Temperatura superficial

UN: Naciones Unidas

RESUMEN

Efectos de los cambios climáticos y en el uso del suelo sobre el funcionamiento de ecosistemas sudamericanos: Un análisis basado en experimentos naturales utilizando técnicas de teledetección

América del Sur experimentó profundos cambios climáticos y en el uso del suelo en las últimas décadas, y otros se pronostican para el futuro. En esta tesis, mediante técnicas de teledetección y *experimentos naturales*, se estudiaron algunos impactos de estos cambios sobre el funcionamiento de distintos ecosistemas. Se analizaron ≈ 402300 km² de ecosistemas protegidos para separar los efectos del clima de aquellos producidos por el uso del suelo. Se observó que las señales más frecuentes de cambio ambiental en el período 1981-2012 fueron aumentos en la temperatura, en las ganancias de C y en su estacionalidad. Sin embargo, se observó una disminución en las ganancias de C en sitios donde simultáneamente aumentaron las temperaturas y disminuyeron las precipitaciones. Se provee evidencia de una correlación entre los cambios funcionales y los cambios climáticos. A través del tiempo, las ganancias de C de los ecosistemas áridos aumentaron con la precipitación y disminuyeron con la temperatura, mientras que en los ecosistemas húmedos se observó lo opuesto. La ubicación a lo largo de un gradiente de humedad explicó el 68% y el 36% de las variaciones espaciales en la sensibilidad a la precipitación y a la temperatura, respectivamente. Los cambios interanuales en las ganancias de C fueron explicados principalmente por cambios en la precipitación en los sitios áridos y por cambios en la temperatura en los húmedos (R^2 : 0.15-0.55). Se identificó a los ecosistemas de sitios semiáridos como los más vulnerables. A partir del análisis de ≈ 33000 ha forestadas con *Pinus spp.*, distribuidas en un amplio gradiente ambiental, se

detectaron profundas modificaciones en el intercambio de C, agua y energía entre el ecosistema y la atmósfera. Se determinó que los beneficios climáticos de la forestación por secuestro de C pueden ser contrarrestados en un 18-83% por los cambios observados en el albedo.

Palabras clave: Áreas protegidas, Plantaciones forestales, *Pinus spp.*, Cambios en el uso del suelo, Análisis regional, Sensores remotos, Sensibilidad climática, Cambio Global, Forzamiento radiativo.

ABSTRACT

Effects of climate and land use changes on the functioning of South American ecosystems: An analysis based on natural experiments using remote sensing techniques.

South America has undergone significant changes in both climate and land use in recent years, and further changes are expected in the future. This thesis investigates the impact of these changes on various ecosystems, using remote sensing techniques and natural experiments. A total of approximately 402,300 km² of protected ecosystems were analyzed to separate the effects of climate from those caused by land use. The results of the study indicate that, from 1981-2012, the most common indicators of environmental change were increases in temperature, productivity, and seasonality in biomass production. However, a decrease in productivity was observed in areas where temperature rose and rainfall decreased simultaneously. The study also provides evidence of a correlation between functional and climatic changes. Over time, carbon gains in arid ecosystems increased with precipitation and decreased with temperature, while the opposite was observed in humid ecosystems. Location along a moisture gradient explained 68% and 36% of the spatial variations in precipitation and temperature sensitivity, respectively. Interannual changes in carbon gains were mainly explained by changes in precipitation in arid sites and by changes in temperature in humid sites, with an R² range of 0.15-0.55. The study identified semi-arid site ecosystems as being the most vulnerable to climate changes. From the analysis of approximately 33,000 hectares of *Pinus spp.* forest plantations, distributed across a wide environmental gradient, deep modifications in the exchange of carbon, water, and energy between the ecosystem and

the atmosphere were characterized. It was determined that the climate benefits of afforestation through carbon sequestration can be counteracted by 18-83% due to changes in albedo.

Keywords: Protected areas, Forest plantations, *Pinus spp.*, Land use changes, Regional analysis, Remote sensing, Climate sensitivity, Global Change, Radiative Forcing.

CAPÍTULO 1
INTRODUCCIÓN GENERAL

Capítulo 1. Introducción general

1.1 El Cambio Global

El Cambio Global es un fenómeno complejo en el que es posible reconocer distintas dimensiones, i.e. *cambios globales*, entre las que se destacan la alteración de los ciclos biogeoquímicos del Carbono (C) y el Nitrógeno (N), las modificaciones en el uso y la cobertura del suelo y los cambios en el clima y la composición atmosférica (Chapin et al., 2002; Ellis & Ramankutty, 2008; Steffen et al., 2005; Vitousek, 1994). El Cambio Global reduce la capacidad de la biósfera de mantener sus niveles de biodiversidad y de proveer Servicios Ecosistémicos (SE) fundamentales para la supervivencia humana (Dirzo et al., 2014; IPBES, 2019; Pecl et al., 2017; Rockström et al., 2009; Sala et al., 2000; Vitousek, 1994). Una de las características sobresalientes de este conjunto de transformaciones inducidas por el hombre es la escala espacial de sus consecuencias: el planeta. Mas aún, dada la correlación entre la escala espacial y temporal de un fenómeno (Urban & Shugart, 1987), los cambios globales afectarán al sistema planetario por períodos relativamente largos (más de una generación humana).

En el último tercio del siglo XX, y particularmente en años recientes, el estudio de las consecuencias de las actividades humanas sobre los ecosistemas pasó a ocupar un lugar destacado en la agenda científica (IPBES, 2019; Rockström et al., 2009; Steffen et al., 2011; Turner et al., 2020; White, 1967). El aumento en la concentración de CO₂ en la atmósfera es el aspecto mejor documentado y más difundido del Cambio Global (Friedlingstein et al., 2022; IPCC, 2021; Vitousek, 1994). Este aumento tiene causas de origen antrópico dado que las actividades humanas provocan desde hace siglos la transferencia a la atmósfera de C almacenado en la materia orgánica de suelos, en biomasa vegetal y en reservorios geológicos (Houghton, 1999; IPCC, 2021). Estas actividades

humanas, al mismo tiempo, aumentaron la disponibilidad y la movilidad de N en los ecosistemas (Galloway et al., 2008; Vitousek et al., 1997a). Asimismo, las evidencias acerca de cambios climáticos antropogénicos, como aumentos globales en la temperatura y modificaciones en el patrón de las precipitaciones, son concluyentes y existe consenso en la comunidad científica acerca de ellos (Cook et al., 2016; Huntington, 2006; IPBES, 2019; IPCC, 2021; Mann et al., 2008). Al mismo tiempo, los cambios en el uso y la cobertura del suelo están modificando la superficie terrestre a tasas inéditas, a través de la expansión agrícola, la intensificación de las actividades ganaderas, la forestación y deforestación, la urbanización y la construcción de infraestructura (DeFries et al., 2004; Ellis & Ramankutty, 2008; Foley et al., 2005). El estudio de la respuesta de los ecosistemas a los cambios globales revela la vulnerabilidad de los procesos ecosistémicos y el bienestar humano frente a algunas de las consecuencias de las propias actividades humanas sobre el planeta (Foley et al., 2005; Nelson et al., 2013; Rustad, 2008).

1.2 El funcionamiento ecosistémico

Los cambios globales modifican aspectos estructurales de los ecosistemas como la fisonomía de la vegetación, el ensamble de especies o el tipo y nivel de cobertura del suelo (Ellis & Ramankutty, 2008; Hansen et al., 2013; Sala et al., 2000), pero también alteran profundamente el funcionamiento ecosistémico, es decir, los intercambios de materia y energía entre la comunidad biótica y la atmósfera (Jax, 2010; Virginia & Wall, 2001). En este sentido, la caracterización funcional de los ecosistemas basada en la medición o estimación de diferentes aspectos o procesos clave que gobiernan el ciclo del C, del agua y el balance de energía presenta características atractivas para estudios ecológicos con una escala regional (Paruelo, 2008). Por un lado, el análisis del funcionamiento ecosistémico permite revelar el impacto sobre los ecosistemas de

fenómenos que, por la inercia en la respuesta, no producen cambios estructurales inmediatos (Milchunas & Lauenroth, 1995; Pennington, 1986). Además, permite realizar una valoración cuantitativa directa de SE cuyo nivel de provisión está relacionado con los procesos analizados (Fisher et al., 2009; Paruelo et al., 2016). Dado que los procesos ecosistémicos determinan en buena medida los beneficios que los humanos obtenemos de los ecosistemas (Haines-Young & Potschin, 2010; IPBES, 2019) y que la interacción entre la biósfera y la atmósfera determina el clima global (Pielke et al., 2002) entre otros aspectos, los cambios en el funcionamiento ecosistémico constituyen un tema principal en la agenda científica (MEA, 2003; Omenn, 2006) y se ha promovido su consideración en el diseño de políticas públicas y procesos de planificación del territorio (Noss, 1990; Paruelo et al., 2014).

1.2.1 Las ganancias de C

Entre los procesos afectados por el Cambio Global, adquiere especial relevancia la biogeoquímica y en particular las ganancias de C (Chapin et al., 2002; Peñuelas & Filella, 2001; Schlesinger, 1997). Los principales determinantes de las ganancias de C (composición florística de la comunidad, régimen de disturbios, disponibilidad hídrica, temperatura, provisión de nutrientes, concentración de CO₂) son directamente afectados por el Cambio Global (IPCC, 2021; Vitousek, 1994). En distintas áreas del planeta se han detectado tanto aumentos como disminuciones en las ganancias de C durante las últimas décadas. Estos cambios fueron identificados utilizando técnicas de teledetección (Eastman et al., 2013; Nemani et al., 2003; Paruelo et al., 2004; Zhu et al., 2016), técnicas basadas en dendrocronología (Lopatin et al., 2008; Spiecker, 1999) u otras fuentes de datos (Boisvenue & Running, 2006; Feeley et al., 2007; Melillo et al., 1993; Phillips et al., 1998; Zhu et al., 2016).

Como determinantes de los cambios en las ganancias de C se identificaron controles ambientales relacionados con cambios climáticos (e.g. Nemani et al., 2003) y de la composición atmosférica (e.g. Zhu et al., 2016), pero también se encontraron controles vinculados al uso del territorio (Eastman et al., 2013; Foley et al., 2005; Paruelo et al., 2004). La magnitud y la dinámica temporal de las ganancias de C en los ecosistemas se modifica profundamente por efecto de los cambios en el uso y la cobertura del suelo (Eastman et al., 2013; Guerschman et al., 2003; Guerschman & Paruelo, 2005; Paruelo et al., 2001; Volante et al., 2012). La respuesta de los ecosistemas a los cambios en el uso del suelo es dependiente del tipo de cambio, del bioma en el que ocurre y de las condiciones ambientales en las que se desarrolla (DeFries et al., 2004). Por otro lado, un gran cúmulo de evidencia señala que la temperatura y la precipitación controlan la heterogeneidad espacial y temporal de las ganancias de C (del Grosso et al., 2008; Huxman et al., 2004; Knapp et al., 2017; Lieth, 1973; Rosenzweig, 1968; Sala et al., 2012). Recientemente este tema ha recibido aportes teóricos, revisiones, síntesis de evidencias empíricas (Fernández, 2007; Hsu et al., 2012; Knapp et al., 2017; Sala et al., 2012; Wu et al., 2011) y repetidos llamados a realizar investigaciones bajo marcos unificados (Rustad, 2008; Smith et al., 2009, 2017; Vicca et al., 2012). Sin embargo, la comprensión de la naturaleza y el alcance de la influencia de los cambios climáticos en las ganancias de C está lejos de ser completa. Las conclusiones acerca de la existencia de patrones generales son preliminares, ya que hasta ahora se han analizado un conjunto pequeño de ecosistemas ubicados en su gran mayoría en el bioma pastizal (Rustad, 2008). Sorprendentemente, estudios que exploren la respuesta de las ganancias de C a las variaciones interanuales de la temperatura son aún más escasos (Wu et al., 2011).

Identificar los controles de las variaciones interanuales en las ganancias de C es importante desde las perspectivas climática, ecológica y socioeconómica. Los

ecosistemas terrestres regulan el clima a través de mecanismos biogeoquímicos (absorción o emisión de gases de efecto invernadero, principalmente C) y biofísicos (regulación de los flujos de agua y energía). Los mecanismos biogeoquímicos de regulación del clima son relevantes, porque a pesar de que más del 70% de la superficie de la Tierra corresponde a océanos, y del remanente una parte no posee vegetación, el almacenamiento de C de los ecosistemas terrestres equivale a 2.5 veces el de la atmósfera (2150 vs 875 GtC; Friedlingstein et al., 2022). Mediante la fotosíntesis se fijan anualmente 130 GtC mientras que las emisiones originadas por el uso de combustibles fósiles se estiman en 9.5 GtC al año (Friedlingstein et al., 2022), lo que implica que una perturbación de tan solo el 7% en las ganancias de C sería equivalente al total de las emisiones del transporte y la industria. A su vez, la acumulación de C en el suelo, un destino prioritario en estrategias de secuestro de C (Griscom et al., 2017; Lal, 2004; Powlson et al., 2011), depende en buena medida de los aportes de la vegetación, que están estrechamente relacionados a las ganancias de C (Jackson et al., 2017; Jobbágy & Jackson, 2000).

Desde la perspectiva ecológica, las ganancias de C son importantes porque constituyen la principal entrada de C y energía a los ecosistemas (Odum, 1969). Por esta razón, y por estar fuertemente relacionadas con otros procesos y atributos ecosistémicos, se propuso considerar a las ganancias de C como una variable integradora del funcionamiento ecosistémico (McNaughton et al., 1989; Virginia & Wall, 2001) y en ese sentido, indicadora de la salud del ecosistema (Costanza et al., 1992; Rapport et al., 1998; Schlesinger, 1997). Mas recientemente, Paruelo et al. (2016) mostraron que la magnitud y la estacionalidad de las ganancias de C explican en buena medida la variación espacial del nivel de provisión de SE tan diversos como el rendimiento hidrológico, la regulación del nivel del agua subterránea, el secuestro de C o la biodiversidad de aves.

Finalmente, la importancia en la perspectiva socioeconómica radica en que la humanidad satisface sus deseos y necesidades de comida, fibra y combustible a partir de la apropiación del 24-39% de lo que produce la biósfera cada año (Haberl et al., 2014). Mas aún, se espera que la demanda de productos agrícolas crezca significativamente en las próximas décadas debido al crecimiento de la población, a los cambios en las dietas y en los patrones de consumo (Johnson et al., 2014). Las proyecciones climáticas indican un aumento de la temperatura junto a mayor variabilidad en las precipitaciones y una mayor frecuencia de eventos extremos (IPCC, 2021), de ahí la importancia de comprender mejor los impactos sobre la vegetación para anticiparse a las retroalimentaciones climáticas y las consecuencias ecológicas y socioeconómicas de los cambios en el clima y las ganancias de C.

Las estimaciones de productividad primaria neta (PPN) mediante cortes de biomasa son caras y difíciles de realizar, incluso en sistemas estructuralmente simples como los pastizales (Clark et al., 2001; Sala & Austin, 2000). De hecho, son muy escasas las series de productividad repetidas en el tiempo. Un estudio relativamente reciente recopiló estimaciones de productividad realizadas mediante cortes de biomasa durante al menos 10 años y encontró que solo existen para 37 sitios en todo el planeta; solamente uno de ellos está ubicado en el hemisferio sur (Rio Mayo, Chubut) y sólo 2 corresponden a bosques (Hsu et al., 2012). Frente a la carencia de series de mediano o largo plazo de estimaciones de productividad realizadas mediante cosechas sucesivas de biomasa es necesario recurrir a otras fuentes de información que abarquen mayor diversidad de ecosistemas y una ventana temporal más amplia (Shi et al., 2017).

1.2.2 Otras variables biofísicas descriptoras del funcionamiento ecosistémico

La energía disponible en el ecosistema controla el ciclo hidrológico que es, a su vez, uno de los principales determinantes del ciclado de nutrientes y la fijación de C por parte de la vegetación (Chapin et al., 2002). De la energía que incide sobre la superficie terrestre, una parte es reflejada y se denomina albedo. El albedo determina la cantidad de energía total que ingresa al ecosistema y varía según el tipo de vegetación, la cobertura vegetal y características del suelo. Distintos procesos naturales como así también las actividades humanas pueden modificar el albedo de la superficie tanto en el espacio como en el tiempo (Chrysoulakis et al., 2019). Pequeños cambios en el albedo son suficientes para alterar el clima a escala regional y global (Zeng & Yoon, 2009).

La radiación neta (la diferencia entre la radiación global incidente y el albedo) es absorbida por la vegetación y el suelo, y mayoritariamente se particiona en flujos de calor sensible y latente. Es usual asumir como despreciables otros potenciales destinos, por ejemplo, el flujo de calor geotérmico, la energía utilizada en la fotosíntesis y la almacenada por el canopeo (Jackson et al., 1977; Zhang et al., 2016). El flujo de calor sensible eleva la temperatura de la superficie, y por convección y turbulencia del aire, eleva la temperatura de la atmósfera. La porción de la energía correspondiente al flujo de calor latente convierte agua líquida en vapor ya sea en la superficie del suelo (evaporación) o en los estomas de las plantas (transpiración). El cambio de fase del agua de líquido (o sólido en el caso de la nieve y el hielo) a vapor, absorbe energía y enfría la superficie. El total de agua evaporada y transpirada se denomina evapotranspiración. La evapotranspiración traslada energía de la superficie terrestre a la atmósfera, donde la condensación del vapor de agua libera la porción de la energía absorbida por la superficie y utilizada en el cambio de fase. La transpiración está estrechamente relacionada con el

intercambio de CO₂ entre el canopeo y la atmósfera a través del proceso de fotosíntesis y, por lo tanto, vincula el balance de energía con los ciclos de agua y de C.

1.3 La percepción remota del funcionamiento ecosistémico

El análisis del funcionamiento ecosistémico basado en técnicas de teledetección, ampliamente difundido, constituye una aproximación metodológica adecuada para estudiar los sistemas ecológicos en la escala espacial y temporal en que se manifiestan los efectos de los cambios globales (Cabello et al., 2012; Chuvieco, 2002; Kerr & Ostrovsky, 2003; Pettorelli et al., 2005; Senf, 2022). Utilizar técnicas de teledetección presenta la ventaja de proveer resultados espacial y temporalmente explícitos, a diferentes escalas y consistentes entre diferentes tipos de cobertura. En las últimas décadas aumentó la disponibilidad y acceso a imágenes satelitales (en cantidad y tipo) y a plataformas de geoprocusamiento como Google Earth Engine (Gorelick et al., 2017). Así, el análisis del funcionamiento ecosistémico basado en técnicas de teledetección permite superar algunas de las limitaciones logísticas y metodológicas que tienen las mediciones en el terreno, por ejemplo, las cosechas de biomasa (Clark et al., 2001; Sala & Austin, 2000).

Desarrollos teóricos y evidencia empírica demuestran que procesos biofísicos que ocurren a nivel de ecosistema pueden ser caracterizados a partir de información espectral provista por sensores remotos (Chuvieco, 2002; Kerr & Ostrovsky, 2003; Paruelo, 2008). Los índices de vegetación como el Índice de vegetación normalizado (IVN) o el Índice de vegetación mejorado (EVI, por sus siglas en inglés) integran dos aspectos clave del comportamiento espectral de los tejidos fotosintéticos: la baja reflectancia en longitudes de onda correspondientes al rojo (debido a la absorción por parte de las clorofilas) y la alta reflectancia en la porción del espectro electromagnético correspondiente al infrarrojo cercano (debido a la refracción en el mesófilo de las hojas). Estos índices son estimadores

directos de la fracción de radiación fotosintéticamente activa absorbida por los tejidos verdes (fRFAA, Baret & Guyot, 1991; di Bella et al., 2004) y son provistos por sensores a bordo de distintas plataformas satelitales (Pettorelli, 2013). Por su parte, la fRFAA se relaciona linealmente con la PPN aérea (Monteith, 1972; Piñeiro et al., 2006b). Numerosos estudios relacionan información satelital, como el IVN o el EVI, con la PPN aérea en diferentes regiones y ecosistemas, encontrando una fuerte correlación entre la respuesta espectral y variables que describen el funcionamiento de la vegetación (Paruelo et al., 1997, 2000; Pettorelli, 2013; Piñeiro et al., 2006a; Shi et al., 2017). La descripción de la curva estacional de los índices de vegetación (Figura 1.1), mediante una serie de atributos que resumen sus características principales, permite caracterizar la fenología de la vegetación y sus tendencias temporales (Alcaraz-Segura et al., 2008; Pettorelli et al., 2005) y de esta manera evaluar patrones espaciales, temporales y las consecuencias de distintos factores de estrés (Cabello et al., 2012; Pettorelli et al., 2014).

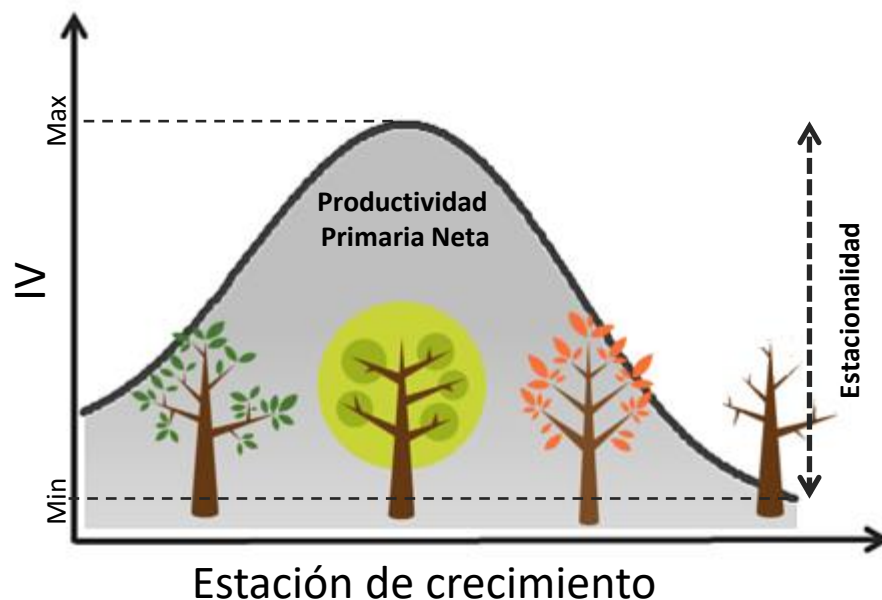


Figura 1.1: Dinámica estacional de un índice de vegetación (IV). El promedio anual es un indicador de la productividad primaria neta aérea. La variación del IV a lo largo del año es un indicador de la estacionalidad de la producción de biomasa. Max y Min son los valores máximo

y mínimo del IV respectivamente y junto a los momentos en que ocurren informan acerca de aspectos relacionados con la fenología.

La información espectral provista por sensores a bordo de satélites también puede ser utilizada para la estimación del albedo (Qu et al., 2015), la temperatura superficial (Tomlinson et al., 2011) y la evapotranspiración (Zhang et al., 2016), procesos clave que gobiernan el ciclo del agua y el balance de energía. El albedo puede ser estimado directamente a partir de datos de reflectancia derivados de imágenes satelitales (Liang, 2000; Liang et al., 2019; Qu et al., 2015; Schaaf et al., 2002). Existen distintas bases de datos globales que proveen el albedo bajo condiciones de iluminación difusa (*white-sky albedo*) o directa (*black-sky albedo*). Recientemente, se desarrollaron nuevos productos que al combinar el albedo con otros productos satelitales que informan sobre la transparencia atmosférica, permiten modelar la proporción de iluminación directa y difusa que recibe la superficie a lo largo del día y estimar el albedo en situaciones de iluminación más realistas (*blue-sky albedo*; Chrysoulakis et al., 2019; Jia et al., 2022).

La temperatura de la superficie terrestre se puede estimar con sensores remotos a partir de la inversión de la ley de Planck, que establece que la energía emitida por una superficie está directamente relacionada a su temperatura. Diversas plataformas satelitales cuentan con sensores que registran la radiación emitida por la superficie terrestre en longitudes de onda entre los 8 y 15 micrómetros, y a partir de correcciones que consideran la transparencia atmosférica y la emisividad de la superficie se generan productos que se encuentran a disposición de los usuarios (Tomlinson et al., 2011). Por último, desde finales de los '70 se han desarrollado distintos métodos que utilizan índices de vegetación, albedo y temperatura superficial derivados de datos satelitales para estimar la evapotranspiración y se generan productos de libre acceso que se encuentran disponibles para su uso con fines académicos (Jackson et al., 1977; Mu et al., 2007; Zhang

et al., 2016). En resumen, en la actualidad se encuentra disponible una amplia variedad de productos globales de albedo, temperatura superficial y evapotranspiración, algunos de ellos con una resolución espacial y temporal suficiente para análisis detallados.

1.4 Los experimentos naturales

En casos donde no es posible o es muy dificultoso realizar experimentos de laboratorio o de campo, recurrir a la observación en condiciones naturales puede resultar valioso (Diamond, 1983; Fukami & Wardle, 2005). Los experimentos manipulativos, los más potentes para dilucidar relaciones causales, abarcan típicamente una escala temporal y espacial reducida, incluso aquellos que se realizan a nivel de ecosistema. Sus resultados pueden estar afectados por legados de años anteriores o por inercias y la extrapolación de esos resultados de corto plazo a periodos más largos puede llevar a conclusiones equivocadas (Rustad, 2006). Además, el comportamiento de una parcela de pocos metros cuadrados de superficie puede ser distinto al comportamiento de los paisajes (Diamond, 1983).

Establecer experimentos manipulativos que contemplen la escala espacial y temporal en la que operan los cambios globales, con una amplia variación en los niveles de sus tratamientos, debidamente replicados, controlando múltiples factores, y en diferentes ecosistemas implicaría un enorme desafío logístico, metodológico y económico, y sería impracticable en algunos casos (Davies & Gray, 2015; Hargrove & Pickering, 1992). Por otro lado, también sería imposible asignar los tratamientos al azar. En su lugar, estudios observacionales retrospectivos de largo plazo, generalmente correlativos, que aprovechan gradientes climáticos naturales u otros factores relativamente controlados ofrecen una alternativa atractiva para estudiar los efectos de los cambios globales sobre los ecosistemas (Fukami & Wardle, 2005; Sagarin &

Pauchard, 2010). A este tipo de estudios, en donde el investigador no impone la perturbación, sino que selecciona sitios donde la perturbación ocurrió o está ocurriendo, se los ha denominado *experimentos naturales* (Diamond, 1983).

En América del Sur, amplios gradientes ambientales determinan una gran diversidad de ecosistemas, entre los que se encuentran algunos de los sitios más secos y húmedos del planeta, junto a desiertos, pastizales, sabanas, bosques secos y húmedos, y selvas. Además, cambios climáticos significativos fueron observados en las últimas décadas (Skansi et al., 2013) y otros son previstos para el futuro (IPCC, 2021). Por su parte, mientras aproximadamente el 20% de la superficie terrestre del continente se encuentra bajo algún tipo de categoría de conservación, intensos procesos de transformación del territorio tienen lugar actualmente (Hansen et al., 2013; Song et al., 2021; Stanimirova et al., 2022). Por estas razones, América del Sur constituye un *laboratorio* apropiado para estudiar las consecuencias de distintas dimensiones del Cambio Global.

1.4.1 Áreas protegidas

Las áreas protegidas (APs) constituyen la piedra angular de los esfuerzos dedicados a la conservación de la biodiversidad in-situ, y también están destinadas a asegurar la provisión de múltiples SE (Dudley et al., 2014; Lopoukhine et al., 2012; Watson et al., 2014). La proporción de superficie terrestre protegida en América del Sur está en aumento y supera la de los otros continentes al haber alcanzado el 20,4% durante la primera década del siglo XXI (UN, 2011). Sin embargo, las APs no están aisladas completamente del contexto socioecológico en el que se encuentran (Cumming et al., 2015) y por lo tanto, son afectadas por distintos cambios globales, en particular los cambios climáticos (Halpin, 1997; Pettorelli et al., 2012). A pesar de que se han reportado

signos de degradación dentro de los límites de las APs (Leisher et al., 2013) es razonable asumir que el uso del suelo está restringido y controlado (Dudley, 2008). Por este motivo constituyen los sitios más adecuados para observar los efectos de los cambios climáticos, sin que estos se encuentren compensados o sobrepuestos a efectos producidos por cambios en el uso o la cobertura del suelo.

Mediante la caracterización funcional de las APs se puede estimar una línea de base o situación de referencia que se corresponde con el funcionamiento potencial de los distintos tipos de ecosistema (Garbulsky & Paruelo, 2004), se pueden detectar los efectos de cambios globales que no son producto de cambios en el uso del suelo (Pettorelli et al., 2012) y también estimar el impacto de los usos alternativos del territorio (Fernández et al., 2010; Roldán et al., 2010). De manera accesoria, brinda la posibilidad de monitorear el estado y la evolución de los ecosistemas protegidos y evaluar la efectividad de las acciones de gestión implementadas en dicha área (Alcaraz-Segura et al., 2009; Gross et al., 2009; Paruelo et al., 2005). Por otro lado, la caracterización funcional de APs puede utilizarse como manera de contribuir a establecer prioridades e identificar limitantes y oportunidades para la conservación (Baldi et al., 2017; Wiens et al., 2009).

Hasta ahora, el análisis regional de los efectos de los cambios climáticos sobre los ecosistemas sudamericanos formó parte de estudios globales (Ichii et al., 2002; Nemani et al., 2003; Schultz & Halpert, 1993; Seddon et al., 2016; Zhang et al., 2022) o puso el foco en biomas particulares (Texeira et al., 2015). Los cambios climáticos observados en las últimas décadas y previstos para el futuro (IPCC, 2021; Skansi et al., 2013) y las evidencias parciales de sus efectos sobre los ecosistemas resaltan la necesidad de profundizar el análisis a través de una metodología consistente para distintos tipos de cobertura que permita aislar el efecto de los cambios climáticos de los producidos por cambios en el uso del suelo.

1.4.2 Plantaciones forestales

En Argentina hay más de 1.3 millones de hectáreas forestadas con distintas especies de los géneros *Pinus* y *Eucalyptus* y de la familia de las Salicáceas (Ministerio de Agricultura Ganadería y Pesca [MAGyP], s. f.). Estas plantaciones reemplazan vegetación espontánea como selvas en Misiones, pastizales de alta productividad en la Mesopotamia y bosques, arbustales y pastizales xéricos en Patagonia, causando diversos efectos en la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas (Jobbágy et al., 2006; Schlichter & Laclau, 1998; Vassallo et al., 2013). Las plantaciones monoespecíficas y coetáneas, tanto en macizos como en cortinas distribuidas a través de amplios gradientes ambientales ofrecen la posibilidad de diseñar estudios donde el factor *vegetación* se encuentre controlado y se conozca, al menos en parte, el régimen de perturbaciones. Esta oportunidad no ha sido aprovechada hasta el momento como base para análisis regionales que busquen identificar los efectos relativos de distintos controles ambientales sobre los ecosistemas. Por otro lado, el conocimiento de los efectos sobre el funcionamiento ecosistémico del reemplazo de vegetación natural por plantaciones forestales es aún incompleto, los antecedentes comprenden estudios con una escala espacial limitada y metodologías diversas (e.g. Nosetto et al., 2005; Vassallo et al., 2013).

El establecimiento de plantaciones forestales modifica variables biofísicas como el albedo, la temperatura y la emisividad de la superficie, la evapotranspiración, la partición entre calor sensible y latente, la rugosidad y conductancia del canopy, la humedad del suelo, el área foliar y la profundidad radical (Anderson et al., 2011; Betts et al., 2007; Zhao & Jackson, 2014). En conjunto, estas modificaciones pueden provocar alteraciones del clima a escala local y global (Beltrán-Przekurat et al., 2011; Pielke et al., 2007), incluso contrarrestando eventuales efectos climáticos positivos del aumento de los reservorios de C en la vegetación (Betts, 2000). A pesar del creciente reconocimiento de

la regulación biofísica del clima por parte de los ecosistemas, cuantificar sus efectos es todavía un desafío para la comunidad académica, y está lejos de ser contemplada a la hora de definir políticas, que aún se encuentran centradas en el C (West et al., 2011), como sucede por ejemplo con el mecanismo REDD+.

Las comparaciones de los efectos climáticos del secuestro de C (vía biogeoquímica) y de cambios en el albedo (vía biofísica) generalmente se evalúan en términos de forzamiento radiativo (FR), definido como la perturbación del balance de radiación a nivel global (Betts, 2000). Para el éxito de las estrategias de mitigación del cambio climático basadas en el secuestro de C se necesitan mejores evaluaciones de los efectos climáticos de los cambios en el uso del suelo por la vía biofísica (Bright et al., 2015; Jackson et al., 2008; Pielke et al., 1998). El aumento sostenido de la superficie forestada en distintas regiones del país promovido por políticas públicas activas, y las evidencias parciales de las consecuencias sobre el funcionamiento ecosistémico resaltan la necesidad de profundizar en esta temática (Jobbágy et al., 2006).

1.5 Objetivos y organización de la tesis

El estudio de la respuesta de los ecosistemas al Cambio Global es una tarea compleja. Para llevarla a cabo es necesario el abordaje multidisciplinario que involucre la realización de estudios de largo plazo, la reconstrucción de eventos pasados, la sustitución de espacio por tiempo mediante estudios de gradientes, y manipulaciones experimentales coordinadas en distintos ambientes. En esta tesis, mediante técnicas de teledetección, se abordaron los impactos de las fluctuaciones climáticas y de un cambio en el uso y la cobertura del suelo poco estudiado sobre el funcionamiento de distintos ecosistemas, explorando amplios gradientes ambientales. En particular, se analizó la magnitud y dinámica de las ganancias de C, sus tendencias de mediano plazo (décadas) y

determinantes en áreas protegidas de América del Sur, y se evaluó el impacto sobre las ganancias de C, el albedo, la temperatura superficial y la evapotranspiración del reemplazo de vegetación espontánea por plantaciones forestales.

La figura 1.2 muestra los *experimentos naturales* con los que se trabajó en esta tesis. Por un lado, un conjunto de áreas protegidas (n=201) bajo las categorías de protección más estricta según los lineamientos de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza. Por otro lado, cinco focos forestales donde fueron establecidas plantaciones de *Pinus* en reemplazo de distintos tipos de vegetación. La utilización de *experimentos naturales* como las áreas protegidas y las plantaciones forestales en condiciones contrastantes constituye una aproximación atractiva y novedosa para comprender la heterogeneidad espacial y los efectos de corto y mediano plazo que tienen los cambios ambientales y en el uso del suelo sobre el funcionamiento de los ecosistemas.

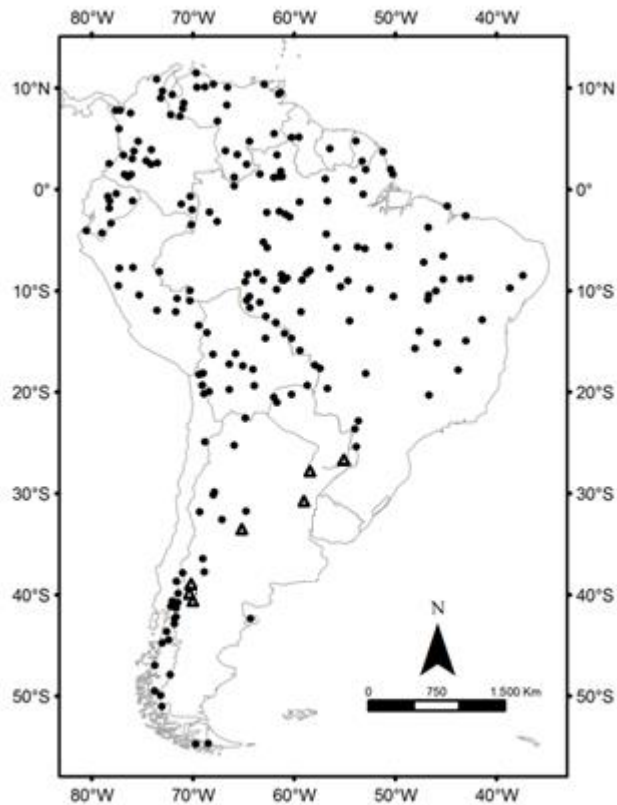


Figura 1.2: Distribución geográfica de los sitios analizados en esta tesis. Con círculos se muestran 201 áreas protegidas correspondientes a las categorías de protección más estricta según los lineamientos de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza. Los triángulos muestran un conjunto de sitios donde fueron establecidas plantaciones forestales en reemplazo de distintos tipos de vegetación espontánea.

El objetivo general de esta tesis fue describir los efectos de los cambios climáticos y de un cambio en el uso y la cobertura del suelo poco estudiado, el establecimiento de plantaciones forestales, sobre las ganancias de C y otros aspectos del funcionamiento ecosistémico de distintos ecosistemas sudamericanos. A lo largo de la tesis se describen los cambios ambientales observados en las áreas protegidas de América del Sur en un período de 30 años (**Capítulo 2**), y se analiza la relación entre las fluctuaciones climáticas y las variaciones interanuales de las ganancias de C (**Capítulo 3**), con el fin de identificar aquellos ecosistemas más vulnerables a los cambios climáticos. A continuación, aprovechando la amplia distribución de las plantaciones forestales de *Pinus* en la región templada de América del Sur, se describen las alteraciones en distintas dimensiones del

funcionamiento ecosistémico que se observan cuando las plantaciones reemplazan distintos tipos de vegetación para finalmente cuantificar el cambio en el forzamiento radiativo de la atmósfera, y su equivalente en C, como consecuencia del reemplazo de vegetación (**Capítulo 4**).

La tesis está organizada en cinco capítulos:

Capítulo 1. Introducción general al problema abordado en la tesis. Se establece la relevancia del problema, se presentan los principales antecedentes destacando los vacíos de información, se describe de manera sinóptica la aproximación metodológica y se plantean los objetivos de la investigación.

Capítulo 2. Se describen los cambios observados en 201 áreas protegidas ampliamente distribuidas en América del Sur (abarcando 13 países, 9 biomas y 61 ecorregiones) en las tendencias durante el período 1981-2012 de la temperatura media anual, la precipitación anual acumulada y estimadores de la magnitud y la estacionalidad de las ganancias de C derivados de imágenes satelitales. Este propósito persigue un doble objetivo. Por un lado, analizar la heterogeneidad espacial de los cambios en el funcionamiento de los ecosistemas sudamericanos y de los cambios climáticos observados en las últimas décadas. Por otro lado, destacar los cambios en la red de AP de América del Sur en un contexto de Cambio Global. Se presentan los resultados a distintas escalas espaciales (área protegida individual, bioma y país).

Capítulo 3. Se caracteriza la relación entre las variaciones interanuales de la precipitación, la temperatura y las ganancias de C a lo largo de 31 años y en 201 áreas protegidas de América del Sur. Las preguntas que guiaron este análisis fueron: ¿Cómo responden los ecosistemas a los cambios interanuales en precipitación y temperatura?

¿Cómo se distribuyen espacialmente estas respuestas? ¿Hay diferencias entre años húmedos y secos o cálidos y fríos?

Capítulo 4. Se caracteriza la dinámica de la intercepción de radiación de 97 rodales forestados con distintas especies del género *Pinus* distribuidos a lo largo de un amplio gradiente ambiental, que abarca un rango de precipitación media anual de 500 a 1850 mm, y de temperatura media anual de 12 a 28 °C. Se establece el grado de control que ejerce la precipitación sobre la variación espacial y temporal de las ganancias de C. A partir de un análisis pareado entre un subconjunto de los rodales y áreas contiguas de vegetación espontánea se describen las consecuencias sobre el albedo, la temperatura superficial y la evapotranspiración del reemplazo de estepas, pastizales, bosques y selvas por plantaciones forestales. A partir de los cambios en el albedo, se cuantifica el cambio en el forzamiento radiativo de la atmósfera, y su equivalente en C, como consecuencia del reemplazo de vegetación.

Capítulo 5. Por último, el capítulo final sintetiza los principales resultados de esta tesis para ser discutidos en conjunto y en el contexto del conocimiento existente. Se destacan los aportes originales realizados, sus limitaciones, se discute como complementan al conocimiento actual y se plantean futuras líneas de investigación.

CAPÍTULO 2¹

TRES DÉCADAS DE CAMBIOS EN LAS ÁREAS PROTEGIDAS DE AMÉRICA DEL SUR: AISLANDO LOS EFECTOS DEL CAMBIO CLIMÁTICO DE LOS PRODUCIDOS POR EL USO DEL TERRITORIO

¹ Dieguez, H.D. & J.M. Paruelo. 2017. Disentangling the signal of climatic fluctuations from land use: changes in ecosystem functioning in South American protected areas (1982-2012). *Remote sensing in Ecology and Conservation*. 3(4):177-189. <https://doi.org/10.1002/rse2.39>

Capítulo 2: Tres décadas de cambios en las áreas protegidas de América del Sur: Aislando los efectos del cambio climático de los producidos por el uso del territorio

2.1 Introducción

El clima en la Tierra está cambiando de manera heterogénea pero veloz (IPCC, 2021). Las evidencias que muestran aumentos globales en la temperatura y modificaciones en el patrón de las precipitaciones son concluyentes y existe consenso en la comunidad científica acerca de ellos (Cook et al., 2016; Huntington, 2006; IPCC, 2021; Mann et al., 2008). Entre las consecuencias de los cambios climáticos se destacan la alteración de la fenología y la distribución de numerosas especies de plantas y animales (Parmesan, 2006; Peñuelas et al., 2009), la disminución de la biodiversidad (Dirzo et al., 2014; Pounds et al., 2006; Root et al., 2003; Sala et al., 2000) y la alteración de los intercambios de materia y energía entre los ecosistemas y la atmósfera (Douville et al., 2012; Nemani et al., 2003; Wu et al., 2011; N. Zeng & Yoon, 2009). En este contexto se hace crucial identificar los sitios que sufren estos cambios con mayor intensidad, ya que serán probablemente los que requieran algún tipo de intervención para conservar sus niveles de biodiversidad y de provisión de Servicios Ecosistémicos (SE), de los que deriva en última instancia el bienestar humano (Haines-Young & Potschin, 2010). Las áreas protegidas (APs) constituyen los sitios más adecuados para observar los efectos de los cambios climáticos, sin que estos se encuentren compensados o sobrepuestos a efectos producidos por cambios en el uso o la cobertura del suelo (Alcaraz-Segura et al., 2009; Garbulsky & Paruelo, 2004; Pettorelli et al., 2012), dado que dentro de sus límites el uso antrópico está restringido y controlado (Dudley, 2008).

Las APs constituyen la piedra angular de los esfuerzos dedicados a la conservación de la biodiversidad a escala local, regional y global. En muchos casos, son

los únicos remanentes de áreas naturales en regiones enteras y muchas especies amenazadas sólo se encuentran dentro de sus límites (Ricketts et al., 2005). Más aún, las APs no son únicamente refugios de biodiversidad, sino que también están destinadas a asegurar la provisión de múltiples Servicios Ecosistémicos como así también conservar valores culturales (Dudley et al., 2014; Lopoukhine et al., 2012; Watson et al., 2014). Sin embargo, las APs no están aisladas completamente del contexto socioecológico en el que se encuentran (Cumming et al., 2015) y por lo tanto, son afectadas por distintos cambios globales, en particular los cambios climáticos (Halpin, 1997). La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN por sus siglas en inglés) define a las APs como aquellos sitios dedicados a la conservación de la naturaleza en el largo plazo (Dudley, 2008) por lo que contar con una evaluación de la efectividad de las APs en cumplir este objetivo se hace imprescindible de cara a los desafíos que plantean los cambios climáticos en el siglo XXI (Hannah et al., 2007).

Se han llevado adelante numerosos análisis para evaluar en qué medida las APs contribuyen a conservar variables estructurales de los ecosistemas, a partir de estudiar por ejemplo la representatividad de hábitats y biomas (Baldi et al., 2019; Hoekstra et al., 2005; Watson et al., 2014), la biodiversidad que albergan (Gaston et al., 2008; Rodrigues et al., 2004) o la deforestación dentro de sus límites (Andam et al., 2008; Leisher et al., 2013). Sin embargo, son más escasos los trabajos que exploran la manera en que las APs contribuyen a conservar funciones de los ecosistemas a lo largo del tiempo (Tang et al., 2011). Mediante la caracterización funcional de las APs y análisis retrospectivos se puede estimar una línea de base o situación de referencia que se corresponde con el funcionamiento potencial de los distintos tipos de ecosistema (Cabello et al., 2008, 2012; Garbulsky & Paruelo, 2004), se pueden detectar los efectos de cambios globales que no son producto de cambios en el uso del suelo (Pettorelli et al., 2012) o también estimar el

impacto de los usos alternativos del territorio (Fernández et al., 2010; Roldán et al., 2010). De manera accesoria, este tipo de análisis brinda la posibilidad de monitorear el estado y la evolución de los ecosistemas protegidos y evaluar la efectividad de las acciones de gestión implementadas en dicha área (Alcaraz-Segura et al., 2009; Gross et al., 2009; Paruelo et al., 2005). Por otro lado, la caracterización funcional de APs puede utilizarse como manera de contribuir a establecer prioridades e identificar limitantes y oportunidades para la conservación (Baldi et al., 2017; Wiens et al., 2009).

Para el análisis funcional de los ecosistemas a escala regional es particularmente útil el Índice de Vegetación Normalizado (IVN), un estimador de un atributo funcional muy importante: la radiación absorbida por los tejidos verdes (di Bella et al., 2004; Pettorelli, 2013; Virginia & Wall, 2001). La absorción de radiación es uno de los principales controles de las ganancias de C (Monteith, 1972), que a su vez es una variable integradora de las funciones ecosistémicas (McNaughton et al., 1989; Virginia & Wall, 2001). Las ganancias de C son consideradas indicadores de la salud del ecosistema (Costanza, 1992; Rapport et al., 1998; Schlesinger, 1997) y recientemente se demostró que su magnitud y la estacionalidad, estimadas a partir de índices espectrales, explican en buena medida la variación espacial del nivel de provisión de SE tan diversos como el rendimiento hidrológico, la regulación del nivel del agua subterránea, el secuestro de C o la biodiversidad de aves (Paruelo et al., 2016). Utilizar técnicas de teledetección para estimar ganancias de C presenta la ventaja de proveer resultados espacial y temporalmente explícitos y consistentes entre diferentes tipos de cobertura.

Hasta ahora, el análisis regional de los efectos de los cambios globales sobre los ecosistemas sudamericanos formó parte de estudios globales (Ichii et al., 2002; Nemani et al., 2003; Schultz & Halpert, 1993; Seddon et al., 2016), puso el foco en los cambios en el uso del suelo (Baeza et al., 2022; Baldi et al., 2008; Paruelo et al., 2004; Souza et

al., 2020) o en biomas particulares (Texeira et al., 2015). Los cambios climáticos observados en América del Sur durante las últimas décadas y los previstos para el futuro (IPCC, 2021; Skansi et al., 2013) y las evidencias parciales de sus efectos sobre los ecosistemas destacan la necesidad de profundizar el análisis a través de una metodología consistente para distintos tipos de cobertura y aislando el efecto de los cambios climáticos de los producidos por cambios en el uso del suelo. Análisis de este tipo han sido llevados a cabo en la península ibérica (Alcaraz-Segura et al., 2009) y en África (Pettorelli et al., 2012), pero no en América del Sur, donde el 20.4% de la superficie terrestre se encuentra bajo algún tipo de protección, una proporción superior a la de los otros continentes (UN, 2011).

En este capítulo se describen los cambios observados en 201 áreas protegidas ampliamente distribuidas en América del Sur (abarcando 13 países, 9 biomas y 61 ecorregiones) en las tendencias durante el período 1981-2012 de la temperatura media anual, la precipitación anual acumulada y estimadores de la magnitud y la estacionalidad de las ganancias de C derivados de imágenes satelitales. Este propósito persigue un doble objetivo. Por un lado, analizar la heterogeneidad espacial de los cambios en el funcionamiento de los ecosistemas sudamericanos y de los cambios climáticos observados en las últimas décadas. Por otro lado, destacar los cambios en la red de AP de América del Sur en un contexto de Cambio Global. Se presentan los resultados a distintas escalas espaciales (área protegida individual, bioma y país).

2.2 Materiales y Métodos

Este estudio se basó en el análisis de series temporales de IVN (o NDVI por sus siglas en inglés) derivados del sensor AVHRR (Advanced Very High Resolution Radiometer) que orbita la Tierra a bordo de satélites de la agencia norteamericana NOAA

(National Oceanic & Atmospheric Agency). El IVN es calculado a partir del cociente entre la diferencia de la reflectancia registrada en los canales 1 y 2 del sensor AVHRR (en el numerador) y la suma de la reflectancia registrada en ambos canales (en el denominador). El canal 1 registra la porción del espectro electromagnético correspondiente al rojo (580-680 nm de longitud de onda) y el canal 2 la correspondiente al infrarrojo (730-1100 nm). Dentro de los productos derivados de observaciones de AVHRR, los denominados GIMMS (Tucker et al., 2005) son los más utilizados para describir patrones y tendencias a escala regional (Pettorelli, 2013), dado que son los únicos disponibles para un intervalo de tiempo mayor a 30 años, abarcando actualmente el período comprendido entre los años 1981 y 2015. A pesar de que su precisión y utilidad ha sido puesta en duda (Alcaraz-Segura et al., 2010; Baldi et al., 2008), se observó que sus resultados son consistentes con los de otras bases de datos basadas en información espectral de AVHRR o de otros sensores de observación terrestre (Beck et al., 2011; Song et al., 2010; Zeng et al., 2013).

Se utilizó una base de datos de la familia GIMMS denominada AVHRR NDVI3g provista por la Administración Nacional de Aeronáutica y el Espacio de EE.UU. (NASA por sus siglas en inglés, descargada de: <https://ecocast.arc.nasa.gov>). Esta base de datos fue construida teniendo en cuenta y corrigiendo distorsiones producidas por la degradación del sensor, deriva orbital, erupciones volcánicas, nubosidad y otros efectos no producidos por cambios en la vegetación (Pinzon & Tucker, 2014). NDVI3g abarca el período comprendido entre Julio de 1981 y Diciembre de 2012, posee una resolución espacial de 64 km² y una resolución temporal quincenal lograda a partir de la generación de imágenes compuestas con el valor diario de IVN más alto en cada período de 15 días. Además del valor de IVN, cada píxel posee una evaluación de la calidad de ese valor basado en las condiciones en que fue obtenido.

Los límites de las APs fueron obtenidos de la base de datos más completa según la IUCN (<https://www.protectedplanet.net/>). Se seleccionaron únicamente las APs categorizadas como I o II por la IUCN como representativas de ecosistemas naturales con el menor grado de intervención humana (Cuadro 2.1). Para evaluar el supuesto que establece que en estas APs el uso antrópico está minimizado, se comparó el impacto humano dentro y fuera de sus límites a partir de índices estandarizados de uso del suelo, infraestructura y accesibilidad como forma de resumir presiones directas e indirectas sobre los ecosistemas (Venter et al., 2016a, 2016b). Se recurrió al mapa global desarrollado por Olson et al. (2001) para delimitar las unidades de vegetación.

Cuadro 2.1: Categorías de gestión de áreas protegidas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN). Tomado de Dudley (2008).

Categoría IUCN	Descripción
Ia) Reserva natural estricta	Áreas estrictamente protegidas reservadas para proteger la biodiversidad, así como los rasgos geológicos/geomorfológicos en las cuales las visitas, el uso y los impactos están estrictamente controlados y limitados para asegurar la protección de los valores de conservación. Estas áreas protegidas pueden servir como áreas de referencia indispensables para la investigación científica y el monitoreo.
Ib) Área silvestre	Áreas no modificadas o ligeramente modificadas de gran tamaño, que retienen su carácter e influencia natural, sin asentamientos humanos significativos o permanentes, que están protegidas y gestionadas para preservar su condición natural.
II) Parque Nacional	Áreas naturales o casi naturales establecidas para proteger procesos ecológicos a gran escala, junto con el complemento de especies y ecosistemas característicos del área, que también proporcionan la base para oportunidades espirituales, científicas, educativas, recreativas y de visita que sean ambiental y culturalmente compatibles.

Se utilizaron datos grillados de precipitación acumulada y temperatura media mensual provistos por la Unidad de Investigación Climática (Climatic Research Unit, CRU) de la Universidad de East Anglia (<http://www.cru.uea.ac.uk/data/>). Esta base de

datos fue construida y es actualizada a partir de estaciones meteorológicas distribuidas en todo el planeta. Harris et al. (2014) compararon el producto de CRU con otras bases de datos y encontraron una muy buena concordancia entre ellas en América del Sur. En general, para los datos climáticos grillados se reportaron mejores resultados para la temperatura que para la precipitación y una variación espacial en la precisión que indica que las zonas planas son mejor representadas que las montañosas (Behnke et al., 2016). Los datos obtenidos de CRU, que cuentan con una resolución espacial de $0,5^\circ$ fueron llevados a la resolución espacial de NDVI3g a través de una interpolación bilinear y fueron agregados a valores anuales mediante la suma de la precipitación mensual para obtener la precipitación total anual (PTA) y el promedio de la temperatura media mensual para obtener la temperatura media anual (TMA) durante el período comprendido entre los años 1982 y 2012.

Se construyó una serie de tiempo de IVN con un intervalo mensual durante el período 1982-2012 para cada píxel NDVI3g completamente contenido en un AP categorizada I o II por la IUCN y no intersectado por límites de biomas. En primer lugar, se aplicó un filtro basado en la evaluación de calidad de los valores de IVN para excluir datos poco fiables, conservándose sólo los datos reportados como de mejor calidad (1 o 2 según la categorización NDVI3g). También se eliminaron de la base de datos aquellos píxeles sin cobertura vegetal ($IVN < 0,1$). Adicionalmente, para cada píxel se seleccionó el valor más alto entre las dos quincenas de cada mes con el fin de minimizar la presencia de datos poco fiables que no fueran removidos en el procesamiento original o durante el filtrado por calidad (Holben, 1986), como método para lidiar con los datos faltantes. Sólo fueron incluidos en el análisis los píxeles con al menos 9 meses por año con datos fiables y se excluyeron aquellos píxeles que no cumplieran esta condición al menos 7 años en cada década.

Para cada AP se calculó el promedio de PTA, TMA y del IVN mensual, y a partir de la dinámica estacional del IVN se derivaron 4 atributos como indicadores de la magnitud y la estacionalidad de las ganancias de C (Figura 1.1): i) el promedio anual del IVN (IVNp), un estimador de la radiación total interceptada y la productividad primaria neta aérea (PPNA), ii) el valor mínimo (Min) y iii) máximo (Max) de IVN en el año, relacionados con la mínima y máxima capacidad fotosintética de los ecosistemas y iv) el coeficiente de variación anual del IVN (CVi), un índice normalizado de la estacionalidad de la producción de biomasa (Alcaraz-Segura et al., 2009; Paruelo & Lauenroth, 1998; Pettorelli et al., 2005; Volante et al., 2012).

Las tendencias, definidas como la pendiente de la relación entre la variable (PTA, TMA, IVNp, Max, Min, CVi) y el tiempo, fueron evaluadas utilizando la prueba de Mann Kendall (Wilcox, 2003). Este es un método no paramétrico, robusto frente a distribuciones no normales, datos faltantes, heterocedasticidad y autocorrelación temporal (Wilcox, 2003). La asociación entre las tendencias en los atributos de la curva estacional del IVN y las variables climáticas fue evaluada mediante la prueba de independencia Chi-cuadrado. Pendientes con un valor $p < 0.05$ fueron consideradas diferentes a cero. Todos los análisis fueron realizados en R (www.r-project.org).

2.3 Resultados

De las 803 APs bajo la categoría I o II de la IUCN ubicadas en América del Sur, 231 son lo suficientemente grandes para contener al menos un píxel NDVI3g completamente dentro de sus límites. De este subconjunto, se excluyeron del análisis 30 APs debido a la falta de datos de calidad aceptable. Las 201 APs restantes abarcan 6286 píxeles NDVI3g (402304 km²) y contienen una media de 31 píxeles (1984 km²) cada una, variando entre 1 (64 km²) y 353 píxeles (22592 km²). Las APs analizadas en este estudio

pertenecen a 61 ecorregiones, 9 biomas y 13 países, 35 (17%) corresponden a la categoría I y 166 (83%) a la categoría II de la IUCN. Están distribuidas a lo largo de amplios gradientes ambientales y funcionales (Figura 2.1). En el período 1982-2012 los promedios de TMA, PTA, IVNp y CVi estuvieron comprendidos entre los 4°C, 39 mm, 0.12 y 0.04 y los 28°C, 5400 mm, 0.85 y 0.48, respectivamente. Sólo los más variables de los ecosistemas menos productivos, es decir los salares, los altos Andes y algunos de los desiertos más secos están subrepresentados en nuestro conjunto de datos, ya que deliberadamente fueron excluidas las zonas sin vegetación y por el hecho de que esos sitios tienen una cobertura baja en la red de APs de América del Sur (Juffe-Bignoli et al., 2014). La impronta humana, caracterizada a partir del uso del suelo, la infraestructura y la accesibilidad, fue considerablemente menor en las APs que en las zonas no protegidas (Figura 2.1d).

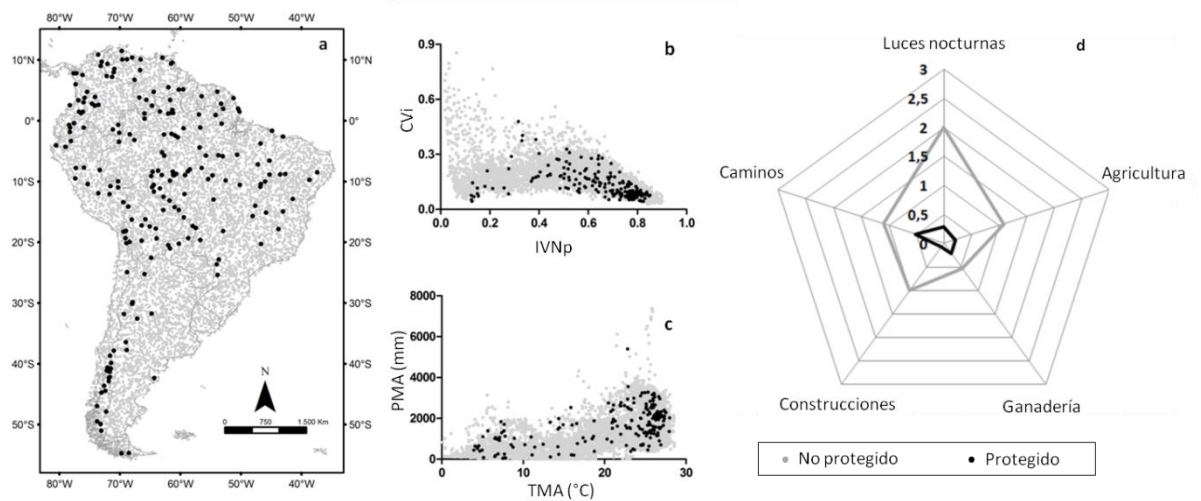


Figura 2.1: a) Distribución geográfica de las áreas protegidas incluidas en este estudio (en puntos negros), y su distribución en el contexto de b) el promedio anual y el coeficiente de variación intraanual del Índice de Vegetación Normalizado (IVNp y CVi respectivamente), c) la temperatura media anual (TMA) y la precipitación media anual (PMA) durante el período 1982-2012 y d) el promedio de 5 variables que miden el impacto directo e indirecto sobre el ambiente en una escala de 0 a 10 (Venter et al. 2016a, 2016b). En gris se muestran 10000 puntos distribuidos aleatoriamente en América del Sur.

Tanto el IVNp como el CVi aumentaron significativamente durante el período 1982-2012 en los ecosistemas protegidos de América del Sur. Al comparar los últimos 5 años del período de análisis (2008-2012) con los primeros 5 años (1982-1986), se observó un aumento de 2.7% en el IVNp y de 11.2% en el CVi. Por su parte, la temperatura aumentó de manera significativa. La pendiente de la relación entre TMA y el tiempo para las 201 APs en conjunto fue de 0.02°C por año. Este valor representa un aumento en la TMA de 0.65°C en las últimas tres décadas. Por el contrario, la precipitación no mostró una tendencia significativa al considerar todas las APs. A nivel de AP individual (Figura 2.2, Cuadro 2.2 y Anexo), los aumentos significativos en IVNp y TMA fueron más frecuentes que las disminuciones y la mayoría de las APs no mostró cambios significativos en CVi y PTA.

Cuadro 2.2: Número de áreas protegidas (n=201) que muestran tendencias positivas (+), negativas (-) y no significativas (ns) en el promedio anual del Índice de Vegetación Normalizado (IVNp), en el coeficiente de variación intraanual del Índice de Vegetación Normalizado (CVi), en la precipitación total anual (PTA) y en la temperatura media anual (TMA). Las tendencias fueron estimadas a partir de la prueba de Mann Kendall para la variable y el tiempo durante el período 1982-2012. Tendencias con un valor $p < 0.05$ fueron consideradas significativamente diferentes a cero.

		IVNp			Cvi			PTA		
		-	ns	+	-	ns	+	-	ns	+
Cvi	-	0	4	0						
	ns	3	97	49						
	+	7	19	22						
PTA	-	4	3	0	0	4	3			
	ns	6	105	60	4	128	39			
	+	0	12	11	0	17	6			
TMA	-	1	13	5	0	13	6	1	18	0
	ns	4	51	12	4	50	13	0	60	7
	+	5	56	54	0	86	29	6	93	16

A nivel de país, lo más destacable es que casi el 50% de las APs de Brasil y Colombia muestran aumentos significativos en el IVNp, acompañado de un generalizado aumento de temperatura en la región tropical del continente. Por el contrario, todas las

APs localizadas en Paraguay muestran disminuciones en el IVNp y aumentos en CVi, junto a un proceso de aridización ocasionado por aumentos de temperatura y disminución en las precipitaciones, en ambos casos significativos (Cuadro 2.3).

Cuadro 2.3: Número de áreas protegidas (n=201) por país que muestran tendencias positivas (+), negativas (-) y no significativas (ns) en el promedio anual del Índice de Vegetación Normalizado (IVNp), en el coeficiente de variación intraanual del Índice de Vegetación Normalizado (CVi), en la precipitación total anual (PTA) y en la temperatura media anual (TMA). Las tendencias fueron estimadas a partir de la prueba de Mann Kendall para la variable y el tiempo durante el período 1982-2012. Tendencias con un valor $p < 0.05$ fueron consideradas significativamente diferentes a cero.

	IVNp			CVi			PTA			TMA		
	-	ns	+	-	ns	+	-	ns	+	-	ns	+
Argentina	3	17	1	1	14	6	18	3		20	1	
Bolivia	2	10	1		10	3	2	11		6	5	2
Brasil	1	47	40		66	22	2	78	8		6	82
Chile	1	10	2	1	9	3		11	2	2	11	
Colombia		10	11		18	3		14	7	3	12	6
Ecuador		5	1		4	2		6		6		
Guyana Fr.			2		1	1		2			1	1
Guyana			1		1			1			1	
Panamá		1			1			1			1	
Perú		7	3	1	9			10		2	5	3
Paraguay	3					3	3					3
Surinam			1			1			1			1
Venezuela		13	8	1	16	4		19	2		5	16

Las tendencias al alza en IVNp fueron impulsadas principalmente por aumentos en Max, mientras que los aumentos en Min fueron menos comunes. Los incrementos en Max superan ampliamente las disminuciones, y de manera contraria, los aumentos en Min fueron escasos y las disminuciones generalizadas. La prueba de Chi-cuadrado mostró que las tendencias en el IVNp se asociaron a tendencias en PTA y TMA ($p < 0.01$), mientras que las tendencias en CVi fueron independientes de las tendencias observadas en las variables climáticas.

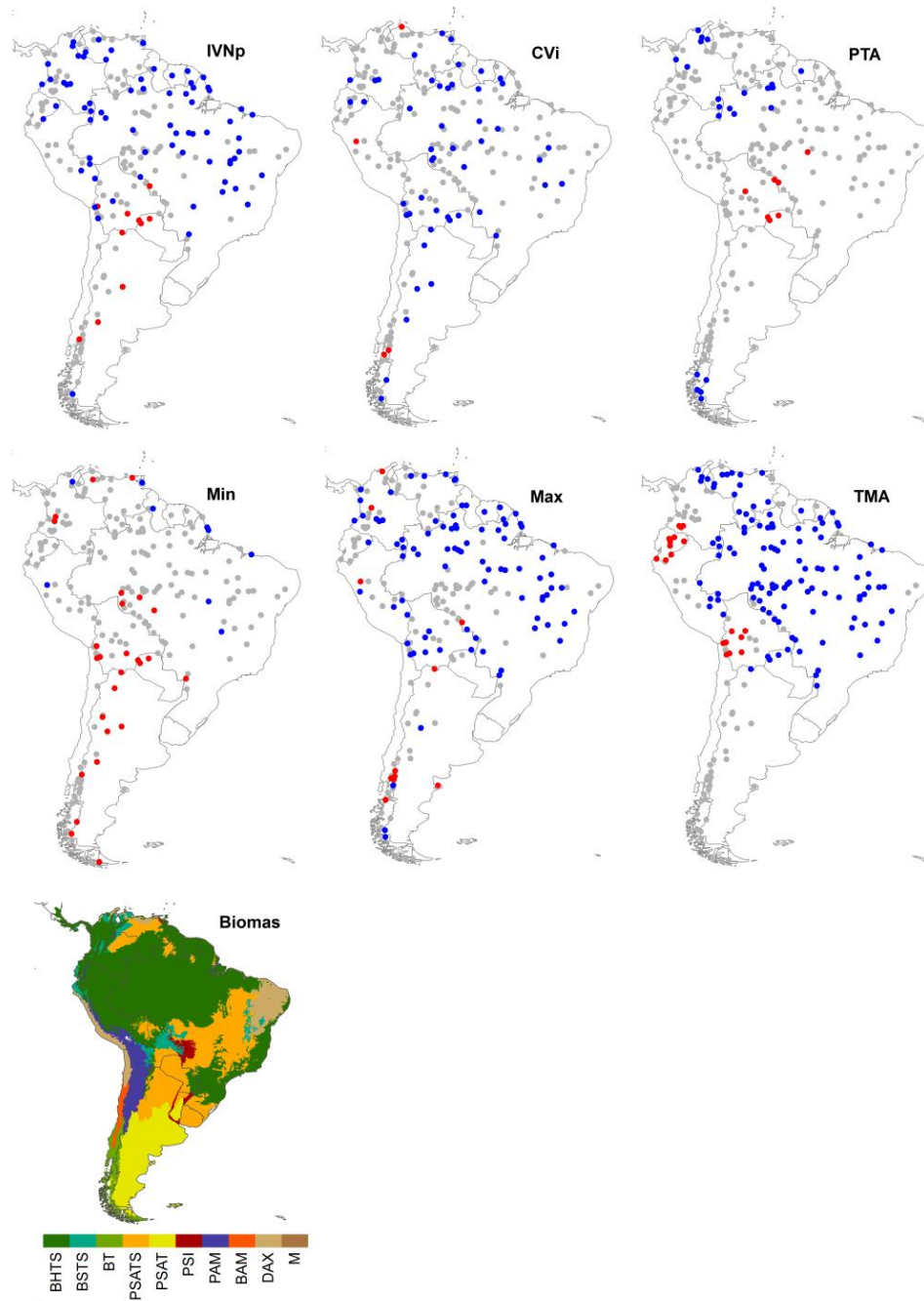


Figura 2.2: Distribución geográfica de las tendencias temporales en el promedio anual, el coeficiente de variación intraanual, el mínimo y máximo valor anual del Índice de Vegetación Normalizado (IVNp, Cvi, Min y Max respectivamente), en la precipitación total anual (PTA) y en la temperatura media anual (TMA). Las tendencias fueron estimadas a partir de la prueba de Mann Kendall para la variable y el tiempo durante el período 1982-2012. Tendencias con un valor $p < 0.05$ fueron consideradas significativamente diferentes a cero. Los puntos señalan la ubicación de 201 áreas protegidas correspondientes a las categorías I y II de la IUCN y muestran tendencias positivas (en azul), no significativas (en gris) y negativas (en rojo). BHTS: Bosques húmedos tropicales y subtropicales. BSTS: Bosques secos tropicales y subtropicales. BT: Bosques templados. PSATS: Pastizales, sabanas y arbustales tropicales y subtropicales. PSAT: Pastizales, sabanas y arbustales templados. PSI: Pastizales y sabanas inundables. PAM: Pastizales y

arbustales montanos. BAM: Bosques y arbustales mediterráneos. DAX: Desiertos y arbustales xéricos. M: Manglares.

Los biomas difieren en la extensión y el sentido de los cambios (Figura 3.3). Aumentos significativos en IVNp y CVi fueron más frecuentes que las disminuciones, sin embargo, los cambios no significativos fueron dominantes. La proporción de superficie bajo protección que mostró aumentos en el IVNp osciló entre 30% y 41% en los biomas tropicales y subtropicales; pero también se observaron disminuciones en el IVNp en el 17% de sus pastizales, sabanas y arbustales y en menos del 5% de sus bosques. Un patrón similar se encontró para el CVi en esos biomas. Lo contrario ocurrió en los pastizales y sabanas inundables, donde las disminuciones significativas en IVNp excedieron los cambios positivos (26% frente al 9% de la superficie protegida total) y el CVi aumentó significativamente en casi el 60% de su área. Los pastizales, sabanas y arbustales templados mostraron cambios significativos en el IVNp en sólo el 8% (en CVi en 15%) de su superficie protegida. Más del 80% del área ubicada en APs en manglares, pastizales y sabanas inundables, pastizales tropicales y subtropicales, sabanas, arbustales y bosques húmedos mostraron aumentos significativos en TMA, mientras que en desiertos y arbustales xéricos y bosques tropicales y subtropicales secos el aumento fue significativo en cerca del 40% del área. Por el contrario, los pastizales y arbustales montanos mostraron una disminución significativa de TMA en el 42% de su área. En cuanto a la PTA, aumentó significativamente en el 42% de la superficie de bosques templados y el 13% de los pastizales, sabanas y arbustales templados mientras que disminuyó en el 50% de los bosques tropicales y subtropicales y en el 16% de los pastizales, sabanas y arbustales tropicales y subtropicales. Más del 90% de la zona ubicada en los otros biomas mostró tendencias no significativas.

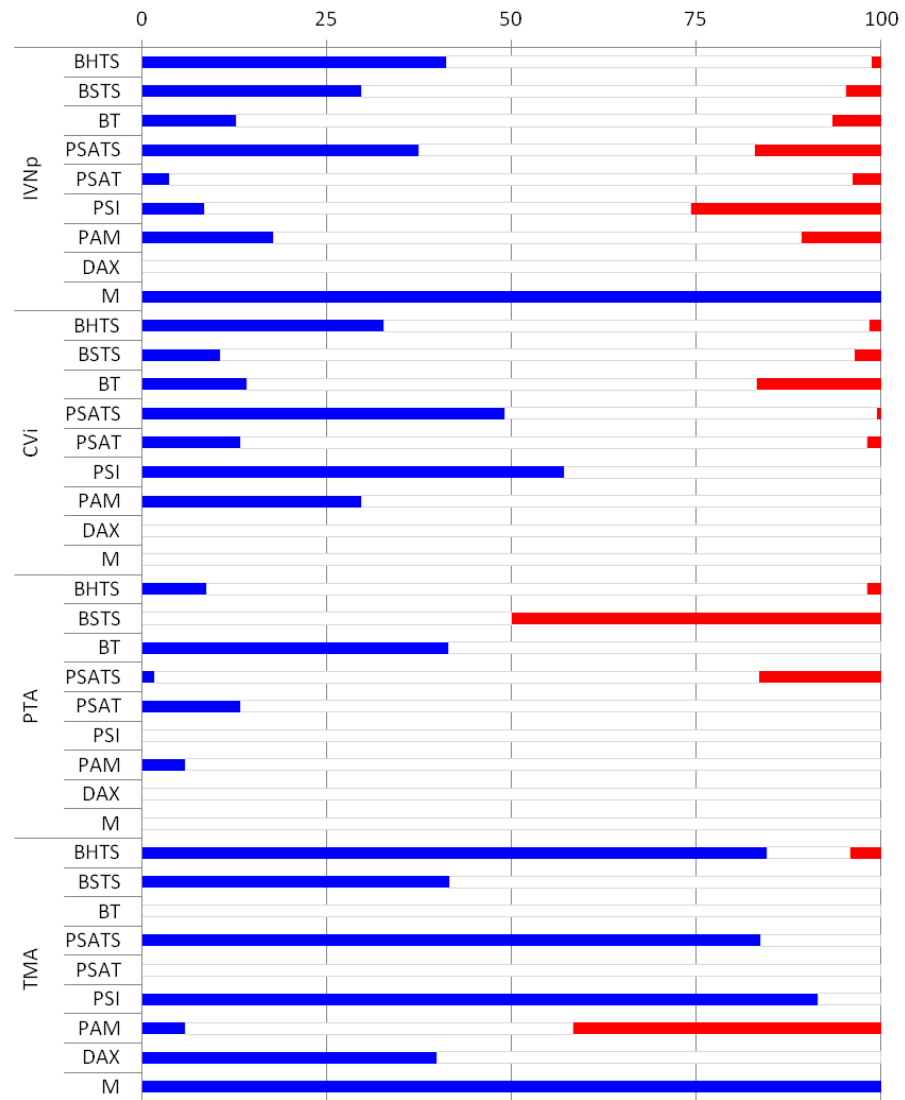


Figura 2.3: Proporción de la superficie protegida en cada bioma donde se observan tendencias positivas (en azul), negativas (en rojo) o no significativas (en blanco) en el promedio anual del Índice de Vegetación Normalizado (IVNp), en el coeficiente de variación intraanual del Índice de Vegetación Normalizado (CVi), en la precipitación total anual (PTA) y en la temperatura media anual (TMA). Las tendencias fueron estimadas a partir de la prueba de Mann Kendall para la variable y el tiempo durante el período 1982-2012. Tendencias con un valor $p < 0.05$ fueron consideradas significativamente diferentes a cero. BHTS: Bosques húmedos tropicales y subtropicales. BSTS: Bosques secos tropicales y subtropicales. BT: Bosques templados. PSATS: Pastizales, sabanas y arbustales tropicales y subtropicales. PSAT: Pastizales, sabanas y arbustales templados. PSI: Pastizales y sabanas inundables. PAM: Pastizales y arbustales montanos. DAX: Desiertos y arbustales xéricos. M: Manglares.

2.4 Discusión

En este capítulo se analizaron unos 402300 km² de ecosistemas protegidos en América del Sur, cuya superficie acumulada equivale a la de la República del Paraguay. Los sitios analizados abarcan desiertos, pastizales, sabanas, bosques secos, templados y selvas, e incluyen algunos de los sitios más húmedos (Utria, Colombia) y más secos (Salar de Huasco, Chile) del planeta. Mayor productividad y estacionalidad, asociada a cambios climáticos, es la señal más frecuente en los ambientes menos modificados del continente. Sin embargo, algunos sitios que mostraron simultáneamente un aumento en la temperatura y disminución en la precipitación exhibieron caídas significativas en su productividad. Estos resultados evidencian la vulnerabilidad de los ecosistemas a los cambios futuros dado que los modelos climáticos pronostican aumentos sostenidos en la temperatura y mayor variabilidad en las precipitaciones (IPCC, 2021). El funcionamiento de los ecosistemas depende de las interacciones entre el clima con otros factores, como la disponibilidad de nutrientes, la radiación incidente y la composición y estructura de las comunidades. El balance final de estas interacciones constituye una de las mayores incertidumbres a la hora de proyectar los cambios en el funcionamiento ecosistémico.

Se encontraron evidencias de un aumento en las ganancias de C (IVNp) durante las últimas tres décadas en la mayoría de la APs de América del Sur, principalmente en las ubicadas en los trópicos y subtrópicos. Un aumento general en las ganancias de C durante las últimas décadas (evaluado utilizando datos de AVHRR-NOAA) ya había sido reportado previamente (Baldi et al., 2008; Beck et al., 2011; Nemani et al., 2003; Paruelo et al., 2004). Un patrón similar fue informado a partir del monitoreo a largo plazo de parcelas de bosque (Phillips et al., 1998). Nemani et al. (2003) relacionó los aumentos en las ganancias de C con la liberación de restricciones climáticas, como la disminución de la cobertura de nubes en el Amazonas. Mueller et al. (2014) sugirieron que las prácticas

de uso de la tierra podrían estar detrás de los cambios en el IVN y encontraron que las tendencias positivas estaban asociadas con la intensificación del uso del suelo. En este sentido, análisis más detallados mostraron que el desmonte para agricultura y el pastoreo excesivo podrían ocasionar una reducción en las ganancias de C a través de los años mientras que la forestación genera incrementos en el IVN (Baldi et al., 2008; Eastman et al., 2013; Paruelo et al., 2004; Texeira et al., 2015; Vassallo et al., 2013).

Los aumentos de las ganancias de C deben considerarse con precaución dado que no siempre implican secuestro de C, ya que la respiración frecuentemente muestra mayor sensibilidad al calentamiento (Heimann & Reichstein, 2008) y por lo tanto las pérdidas de C pueden, potencialmente, compensar a las ganancias de C (Crowther et al., 2016). Por otro lado, la disminución de las ganancias de C observados en este estudio en algunos sitios áridos y semiáridos puede comprometer la provisión de Servicios Ecosistémicos y la biodiversidad (Paruelo et al., 2016). Otras causas pueden ser invocadas para explicar cambios en las ganancias C (e.g., fertilización con CO₂, invasiones biológicas, aumento de la deposición de N) y merecen una investigación más detallada (Zhu et al., 2016).

Al poner el foco en las APs, y por lo tanto minimizando los efectos del uso de la tierra, encontramos evidencia correlativa de una relación positiva entre las tendencias en las ganancias de C y las tendencias en temperatura y precipitación. Sin embargo, se encontraron todas las combinaciones posibles entre las tendencias en el IVNp y las tendencias en PTA o TMA (aunque con diferentes frecuencias) lo que apoya la idea de que la respuesta a las variables climáticas varía entre los ecosistemas. Si bien la liberación de las restricciones climáticas puede ser verdadera para los ecosistemas tropicales y subtropicales, los aumentos de temperatura y la disminución de las precipitaciones pueden limitar la productividad en algunos sitios templados y semiáridos. Las tendencias al alza en el coeficiente de variación intraanual del IVN, lo que significa una mayor

variación de la productividad primaria a lo largo del año, superaron ampliamente las disminuciones.

La estacionalidad aumenta cuando el IVN mínimo se hace más bajo y/o el IVN máximo se hace más alto. Al igual que con el IVNp, los aumentos en CVi fueron impulsados principalmente por aumentos en Max, que indican aumentos de la productividad durante la temporada de crecimiento mientras que durante el período de dormancia no se presentaron cambios notables. No se encontró una asociación entre los cambios climáticos y los cambios en el CVi, probablemente debido a la escala temporal del análisis (anual), sin embargo, se encontró una asociación significativa entre los cambios en Min y PTA y los cambios en Max y TMA. Se ha sugerido que la estacionalidad de la vegetación es profundamente impactada por los cambios en el uso del suelo, con aumentos significativos después del desmonte para la agricultura (Guerschman et al., 2003; Volante et al., 2012). Los resultados del presente estudio, que provienen de los ecosistemas menos modificados del continente, apoyan la idea de que otros factores además de las intervenciones humanas directas pueden estar operando para generar cambios en la estacionalidad. Los cambios en la estacionalidad atribuidos a los cambios en el uso del suelo (e.g. Baldi et al., 2008) pueden confundirse o sobreestimarse si no se tienen en cuenta los cambios concurrentes de la estacionalidad en los sistemas naturales. Además, al igual que la disminución de las ganancias de C, el aumento de la estacionalidad puede comprometer la provisión de Servicios Ecosistémicos y la biodiversidad (Paruelo et al., 2016).

Un conjunto no despreciable de las APs analizadas en este estudio mostraron disminuciones en las ganancias de C y/o aumentos en la estacionalidad de la producción de biomasa. Ambas situaciones, aisladas o en conjunto, pueden estar asociadas a una disminución en la provisión de Servicios Ecosistémicos y la biodiversidad (Paruelo et al.,

2016). Por otro lado, se esperan aumentos sostenidos en la temperatura y mayor variabilidad en las precipitaciones (IPCC, 2021) para las próximas décadas en el continente, que podrían asociarse a una reducción en las ganancias de C, como sugieren los resultados del presente estudio. La conservación de la naturaleza en el largo plazo, como lo establece la IUCN (Dudley, 2008), podría no estar asegurada dentro de las APs, por lo que se deben buscar alternativas para asegurar los niveles de provisión de Servicios Ecosistémicos y de biodiversidad que promuevan el bienestar humano fuera de las áreas protegidas (Kremen, 2015; Perfecto & Vandermeer, 2010).

2.5 Conclusión

Se observó que aumentos en la temperatura, la productividad y la estacionalidad en la producción de biomasa son las señales más frecuentes de cambio ambiental en los sitios menos modificados de los biomas sudamericanos. Sin embargo, también se observó una disminución en la productividad en algunos sitios donde simultáneamente aumentaron las temperaturas y disminuyeron las precipitaciones. Se provee evidencia de una correlación entre los cambios funcionales y los cambios climáticos, al menos en algunos sitios. Es importante resaltar que se observó que las consecuencias funcionales de los cambios climáticos pueden ser similares a los reportados ante cambios en la cobertura del suelo. Para reducir las incertidumbres en torno a los efectos de los cambios globales sobre los ecosistemas es necesario construir redes que evalúen deposiciones atmosféricas y mapas de distribución de especies invasoras, junto a análisis más detallados basados en experimentos de campo y modelos de simulación para comprender mejor los mecanismos que modulan la respuesta de los diferentes ecosistemas al aumento de CO₂.

CAPÍTULO 3

SENSIBILIDAD Y DETERMINACIÓN CLIMÁTICA DE LAS GANANCIAS DE C DE LOS ECOSISTEMAS TERRESTRES DE AMÉRICA DEL SUR

Capítulo 3: Sensibilidad y determinación climática de las ganancias de C de los ecosistemas terrestres de América del Sur

3.1 Introducción

Los cambios climáticos producen alteraciones crónicas, acumulativas y direccionales en la disponibilidad de recursos afectando las interacciones de los seres vivos entre ellos y con su ambiente (Rustad, 2008). Todos los ecosistemas van a ser impactados por los cambios climáticos, sin embargo, el grado del impacto como también la magnitud de la respuesta del ecosistema probablemente sean variables. El impacto de los cambios climáticos sobre los procesos ecosistémicos es un tema actual y de crítica importancia en Ecología por los potenciales efectos sobre la biodiversidad, la oferta de Servicios Ecosistémicos y en última instancia sobre el bienestar humano (Haines-Young & Potschin, 2010; Nelson et al., 2013; Omenn, 2006). Dada la magnitud de los cambios climáticos registrados en las últimas décadas y los pronosticados para el futuro (IPCC, 2021; Skansi et al., 2013) resulta imperativo profundizar el conocimiento sobre sus efectos sobre los ecosistemas (García et al., 2014).

Se pueden identificar dos enfoques empíricos para analizar los efectos del cambio climático sobre el funcionamiento ecosistémico: i) la manipulación experimental de la precipitación y la temperatura (revisado por Wu et al. 2011) y ii) la caracterización de la relación entre alguna variable descriptora del funcionamiento del ecosistema y las variables climáticas a lo largo del tiempo (Knapp et al., 2017; Lauenroth & Sala, 1992; Verón & Paruelo, 2010). Ambos enfoques tienen ventajas y desventajas (Diamond, 1986). Por ejemplo, los experimentos son herramientas poderosas para dilucidar relaciones causales, pero sus resultados, generalmente respuestas de corto plazo, pueden ser transitorios o no escalar a nivel de paisaje (Rustad, 2008). Por otro lado, las

correlaciones permiten describir relaciones de largo plazo, pero factores covariantes pueden ser difíciles de aislar (Mowll et al., 2015; Wilcox et al., 2016). Además, este tipo de estudios están limitados por la escasez de series de mediano o largo plazo de estimaciones de productividad.

Un gran cúmulo de evidencia señala que la precipitación (P) y la temperatura (T) controlan la heterogeneidad espacial de las ganancias de C (del Grosso et al., 2008; Lieth, 1973; Ponce Campos et al., 2013; Rosenzweig, 1968). Sin embargo, para estudiar los efectos de los cambios climáticos sobre las ganancias de C no es adecuado reemplazar espacio por tiempo (e.g. de Frenne et al., 2013), dado que Lauenroth y Sala (1992) mostraron que un modelo *espacial*, que relaciona la precipitación media anual y la productividad primaria neta aérea (PPNA) a lo largo de un gradiente regional, presenta una asociación más fuerte y una pendiente más empinada que un modelo *temporal*, que relaciona para un mismo sitio la precipitación y la PPNA a lo largo del tiempo (Figura 3.1a). Este análisis fue complementado con modelos espaciales de África y Asia y modelos temporales de 16 sitios de pastizal (Sala et al., 2012) que corroboraron las conclusiones originales (Figura 3.1b), que no cambian si se analizan también otros biomas (Huxman et al., 2004; Knapp et al., 2017).

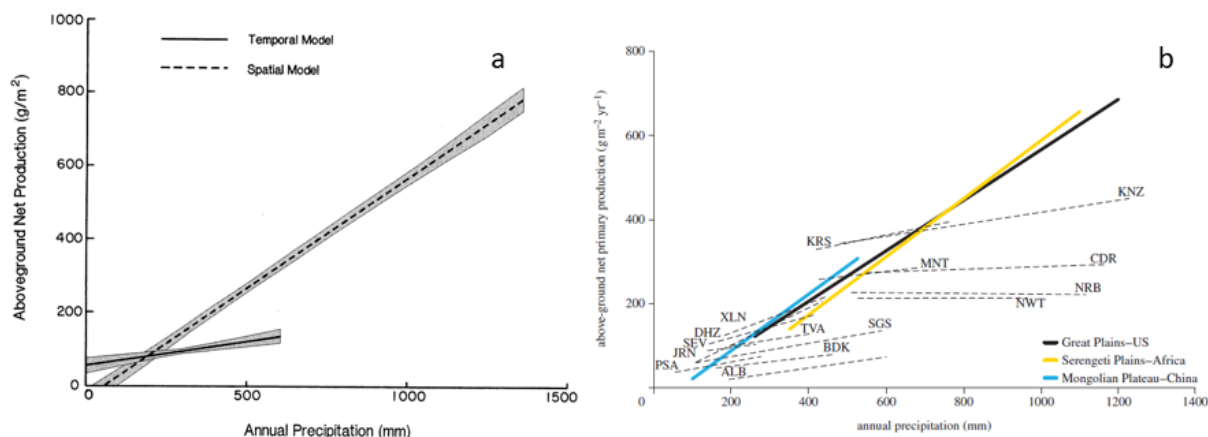


Figura 3.1: Modelos construidos por a) Sala y Lauenroth (1992) y b) Sala et al. (2012) que muestran una mayor asociación entre las ganancias de C y las fluctuaciones climáticas en el espacio que en el tiempo.

Un estudio reciente recopiló estimaciones de PPNA realizadas mediante cortes de biomasa con una continuidad de al menos 10 años y encontró que solo existían para 37 sitios en todo el planeta, solamente uno ubicado en el hemisferio sur (Río Mayo, Chubut) y 2 correspondientes a bosques (Hsu et al., 2012). Con esta aproximación hasta ahora sólo se han analizado un conjunto pequeño de ecosistemas en relación con sus respuestas a la precipitación, ubicados en su gran mayoría en el bioma de pastizal y en el hemisferio norte. Sorprendentemente, estudios que exploren la respuesta de los ecosistemas a las variaciones interanuales de la temperatura son aún más escasos (Mowll et al., 2015; Wu et al., 2011). Yu et al. (2019) utilizaron series temporales de pocos años de extensión, pero de resolución mensual derivados de torres de *eddy covariance* para analizar la asociación entre los cambios en variables climáticas y distintos descriptores del funcionamiento ecosistémico, entre ellos las ganancias de C. En este estudio, se analizaron 204 sitios abarcando un gradiente ambiental muy amplio y diverso, pero también con un sesgo notable hacia el hemisferio norte, solo 7 sitios estaban ubicados en América del Sur, de los cuales 6 eran bosques tropicales y el restante un área bajo uso agrícola. La creciente oferta de datos derivados de imágenes satelitales y bases de datos

globales de variables meteorológicas ofrecen la oportunidad de caracterizar la respuesta de los ecosistemas a los cambios climáticos aprovechando amplios gradientes espaciales y una extensión temporal que abarca las últimas décadas (Pettorelli et al., 2017), y de esta manera evitar los sesgos de trabajos previos.

El control que ejercen las variaciones interanuales de P y T sobre las variaciones interanuales de las ganancias de C es un aspecto sobre el cual hasta ahora no se conocen patrones generales. Recientemente este tema ha recibido aportes teóricos, revisiones, síntesis de evidencias empíricas (Fernández, 2007; Hsu et al., 2012; Knapp et al., 2017; Rustad, 2008; Sala et al., 2012; Wu et al., 2011) y repetidos llamados a realizar investigaciones bajo marcos unificados (Smith et al., 2009, 2017; Vicca et al., 2012). Muchos de estos estudios se limitan al bioma de pastizal (Mowll et al., 2015; Sala et al., 2012; Wilcox et al., 2016). Estudios más exhaustivos tienen un fuerte sesgo hacia sitios ubicados en el hemisferio norte (Yu et al., 2019). Basados en datos provistos por sensores remotos, estudios globales no permiten separar los efectos del clima de los impactos del uso del suelo (Seddon et al., 2016; Zhang et al., 2022). Más aún, incluso los términos "sensibilidad" y "respuesta", frecuentemente utilizados en estos estudios, rara vez se definen y generalmente se confunden (Smith et al., 2017). La comprensión de la naturaleza y el alcance de la influencia de los cambios climáticos en las ganancias de C está lejos de ser completa.

En este capítulo se caracteriza la relación entre las variaciones interanuales de la precipitación, la temperatura y el IVN (un estimador de las ganancias de C) a lo largo de 31 años y en 201 áreas protegidas de América del Sur. En estos sitios, que recorren amplios gradientes ambientales, el uso antrópico está limitado y controlado, y como se mostró en el Capítulo 2 (Figura 2.1) son los sitios más adecuados para observar los efectos de los cambios climáticos, sin que estos se encuentren compensados o sobrepuestos a

efectos producidos por cambios en el uso o la cobertura del suelo. Las preguntas que guiaron este análisis fueron: ¿Cómo responden los ecosistemas a los cambios interanuales en precipitación y temperatura? ¿Cómo se distribuyen espacialmente estas respuestas? ¿Hay diferencias entre años húmedos y secos o cálidos y fríos?

3.2 Materiales y métodos

El presente análisis utiliza la base de datos generada para el Capítulo 2 de esta tesis. En particular, se utilizó la precipitación total acumulada (PTA), la temperatura media anual (TMA) y un estimador de la proporción de la radiación total interceptada por los tejidos verdes y las ganancias de C, el promedio anual del IVN (IVN_p; Paruelo et al., 1997; Pettoirelli et al., 2005), calculados para cada AP (n=201) y cada año del período 1982-2012 (n=31). Adicionalmente, para cada sitio se estimó el Índice de Aridez (IA), i.e. el cociente entre la precipitación media anual y la evapotranspiración potencial (UNEP 1992) a partir de los datos de Trabucco y Zomer (2009), como un indicador del balance entre la oferta y la demanda de agua. Cada sitio fue caracterizado como Árido ($IA < 0.2$; n=11), Semiárido ($0.2 > IA < 0.45$; n=15), Subhúmedo seco ($0.45 > IA < 0.65$; n=7), Subhúmedo ($0.65 > IA < 0.75$; n=13) o Húmedo ($IA > 0.75$; n=155) (Le Houérou, 1996).

La respuesta de diferentes ecosistemas a las variaciones de la precipitación y la temperatura se caracterizó ajustando modelos de regresión simple entre los valores anuales del IVN_p, como variable dependiente y la PTA o la TMA como variables independientes. La pendiente de la relación es la respuesta marginal a la variable climática, es decir, el cambio en IVN_p por unidad de cambio en PTA o TMA, y se la consideró como una medida de la intensidad de la respuesta de las ganancias de C a cambios interanuales en la precipitación o la temperatura, es decir como estimador de la sensibilidad climática (Huxman et al., 2004; Verón et al., 2005). El coeficiente de

determinación, es decir, la proporción de los cambios en IVNp explicada por cambios en PTA o TMA, se consideró una medida de la determinación climática del ecosistema, es decir, del acople o grado de asociación entre las ganancias de C y el clima. La colinealidad entre PTA y TMA fue baja (en todos los sitios el valor absoluto del coeficiente de correlación de Pearson fue menor a 0.4 y el factor de inflación de la variancia fue menor a 1.7, siendo 0.7 y 5 los valores umbrales respectivamente según Dormann et al. (2013)). Aun así, no se ajustaron modelos de regresión múltiple dado que una de sus principales limitaciones es que los coeficientes de cada variable predictora y la suma de cuadrados del error dependen de qué otras variables predictoras se incluyan en el modelo y del orden en que se introducen.

Para analizar el cambio en IVNp observado entre años húmedos y secos, es decir con precipitación anual por encima o debajo de la media respectivamente, y entre cálidos y fríos, considerando los años por encima o debajo de la TMA se ajustaron modelos de regresión logarítmica entre el IVNp, como variable dependiente y PTA o TMA como variables independientes. Un mejor ajuste del modelo logarítmico con respecto al lineal indica un mayor cambio en el IVNp de los años secos con respecto al cambio observado en los años húmedos, o de los fríos con respecto a los cálidos. Adicionalmente, se comparó el coeficiente de variación del IVNp de los años húmedos con el de los años secos, así como también el de los años cálidos con el de los años fríos. Todos los análisis fueron realizados en R (www.r-project.org) y el nivel de significancia para las pruebas estadísticas fue de 5%.

3.3 Resultados

Las variaciones interanuales del IVNp estuvieron significativamente relacionadas con las de la PTA, la TMA o ambas en 80 de 201 AP (Figura 3.2). Relaciones

significativas entre el IVNp y la precipitación se observaron en 29 AP, de las cuales 20 fueron relaciones directas y 9 inversas. Se encontraron relaciones significativas entre el IVNp y la temperatura en 60 AP, de las cuales 53 fueron relaciones directas y 7 inversas. Nueve AP mostraron relaciones significativas entre el IVNp y ambas variables climáticas. Las relaciones directas entre el IVNp y la PTA e inversas entre el IVNp y la TMA se observaron principalmente en pastizales y arbustales (por ejemplo, en AP de la Patagonia argentina y la Caatinga brasilera). Por el contrario, el IVNp de AP en los bosques templados de la Patagonia mostró relaciones directas con TMA e inversas con PTA. En AP de los bosques tropicales y subtropicales amazónicos el IVNp se relacionó de forma directa con la TMA y en general no tuvo una relación significativa con la PTA.

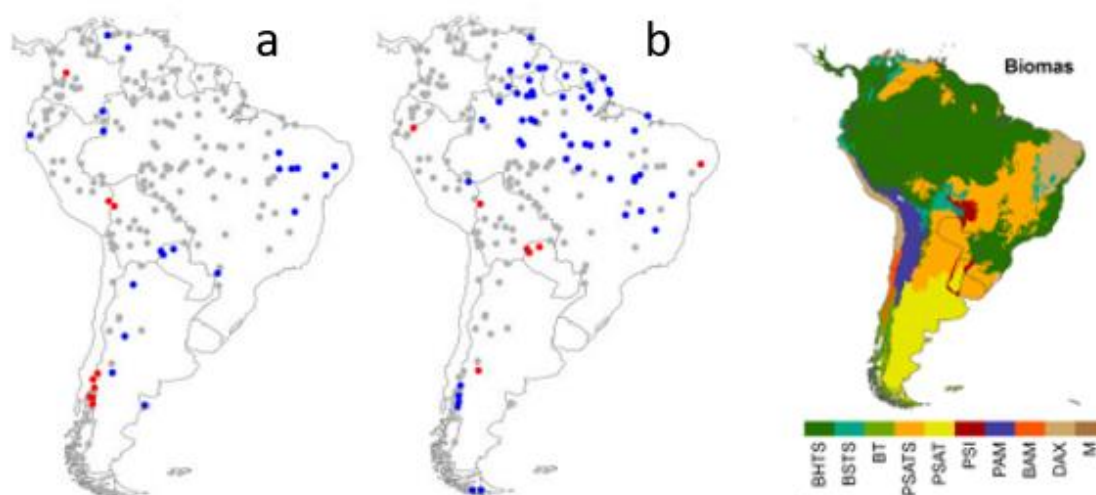


Figura 3.2: Distribución geográfica de las relaciones entre el promedio anual del IVN (IVNp), y a) la precipitación total acumulada (PTA) y b) la temperatura media anual (TMA). Las relaciones se caracterizaron a partir de las pendientes de modelos lineales ajustados entre los valores anuales del IVNp, como variable dependiente y PTA o TMA como variables independientes para el período 1982-2012 (n=31). Pendientes con un valor $p < 0.05$ fueron consideradas significativamente diferentes a cero. Los puntos señalan la ubicación de 201 áreas protegidas correspondientes a las categorías I y II de la UICN y muestran relaciones directas (pendientes positivas, en azul), ausencia de relación (pendientes no significativamente distintas de cero, en gris) e inversas (pendientes negativas, en rojo). BHTS: Bosques húmedos tropicales y subtropicales. BSTS: Bosques secos tropicales y subtropicales. BT: Bosques templados. PSATS: Pastizales, sabanas y arbustales tropicales y subtropicales. PSAT: Pastizales, sabanas y arbustales templados. PSI: Pastizales y sabanas inundables. PAM: Pastizales y arbustales montañosos. BAM: Bosques y arbustales mediterráneos. DAX: Desiertos y arbustales xéricos. M: Manglares.

La sensibilidad climática de los ecosistemas, varió en magnitud y signo en función de la ubicación de cada sitio en un gradiente de humedad (Figura 3.3). La sensibilidad a la precipitación de los sitios áridos, subhúmedos y húmedos fue de baja magnitud, con valores medianos cercanos a cero, mientras que en los sitios semiáridos y subhúmedos secos se observaron valores de mayor magnitud y en la gran mayoría de los casos, positivos (Figura 3.4). La sensibilidad a la temperatura de los sitios áridos fue de baja magnitud, con valores medianos cercanos a cero, mientras que en los sitios semiáridos se observaron valores de mayor magnitud y en la mayoría de los casos, negativos. Por el contrario, los sitios subhúmedos y húmedos presentaron valores positivos en la mayoría de los casos (Figura 3.4). Al considerar las AP con relaciones significativas entre el IVNp y las variables climáticas se observaron en general relaciones directas entre el IVNp y la PTA e inversas con la TMA en los sitios más secos. Por el contrario, en los ecosistemas húmedos las relaciones fueron directas con la TMA e inversas con la PTA. La ubicación a lo largo de un gradiente de humedad explicó el 68% y el 36% de las variaciones espaciales en la sensibilidad a la precipitación y a la temperatura respectivamente (Figura 3.3).

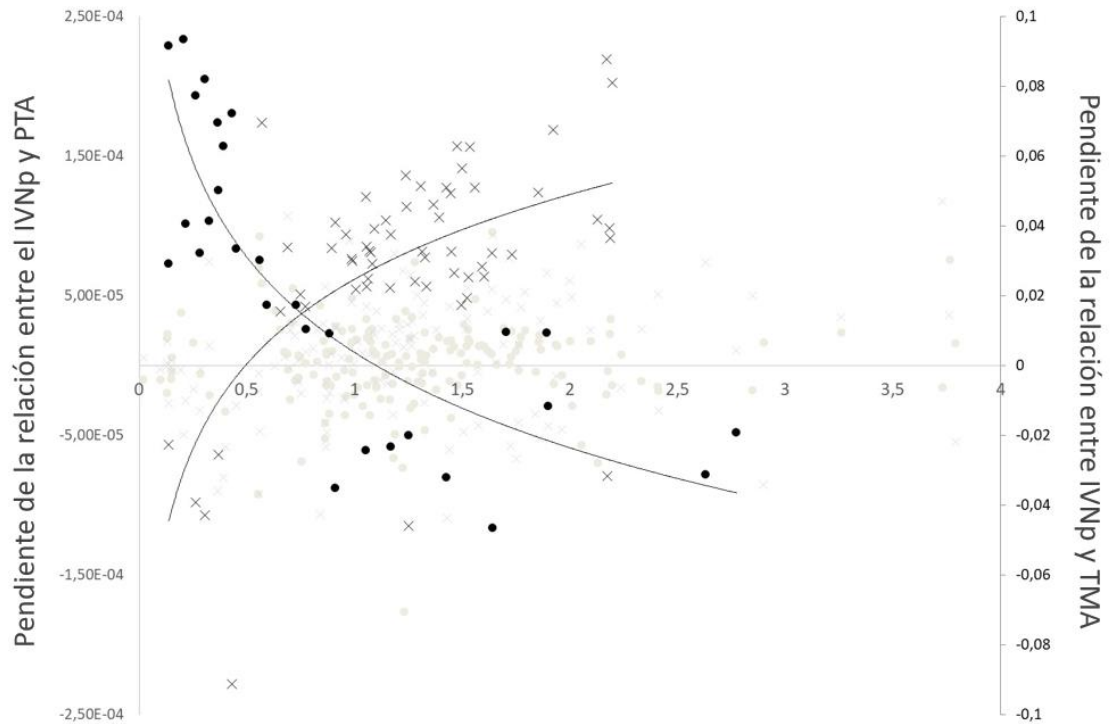


Figura 3.3: Sensibilidad del promedio anual del IVN (IVNp), a las fluctuaciones interanuales en la precipitación total acumulada (PTA; círculos, eje izquierdo) y la temperatura media anual (TMA; cruces, eje derecho) a lo largo de un gradiente de humedad caracterizado mediante el Índice de Aridez. En negro se muestran las áreas protegidas (AP) donde la relación entre el IVNp y PTA o TMA a través del tiempo fue significativa y en gris las AP donde no lo fue. Pendientes con un valor $p < 0.05$ fueron consideradas significativamente diferentes a cero. Las curvas negras corresponden a $IVNp = -1E-04 \ln(PTA) + 1E-05$ ($n=29$, $p < 0.001$, $R^2=0.68$) y $IVNp = 0.035 \ln(TMA) + 0.0247$ ($n=60$, $p < 0.001$, $R^2=0.36$). Estos modelos solo consideran los sitios con relaciones significativas entre el IVNp y la variable climática. Índice de Aridez (IA) = precipitación media anual/evapotranspiración potencial media anual. La aridez decrece a medida que aumenta el valor del índice.

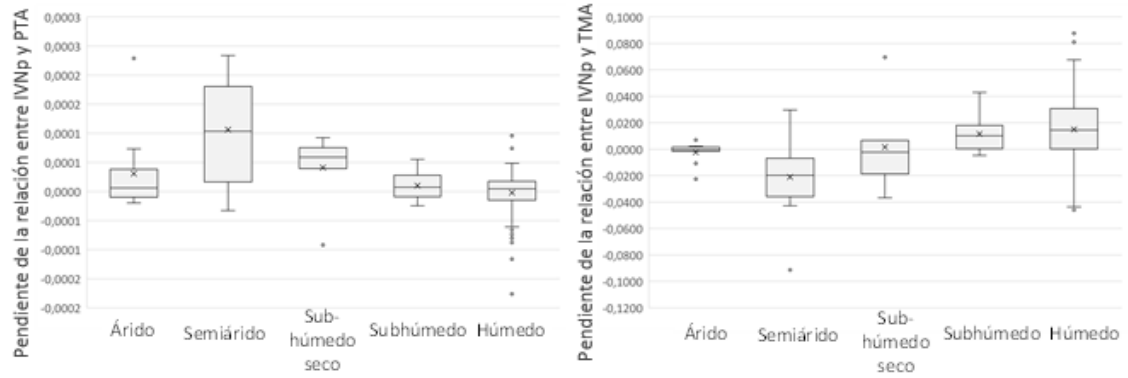


Figura 3.4: Distribución de la sensibilidad del promedio anual del IVN (IVNp) a las fluctuaciones interanuales en la precipitación total acumulada (PTA; izquierda) y la temperatura media anual (TMA; derecha) para las 201 AP correspondientes a los climas árido ($IA < 0.2$), semiárido ($0.2 > IA < 0.45$), subhúmedo seco ($0.45 > IA < 0.65$), subhúmedo ($0.65 > IA < 0.75$) o húmedo ($IA > 0.75$) (Le Houérou, 1996). $IA =$ Índice de Aridez = precipitación media anual/evapotranspiración potencial media anual. La aridez decrece a medida que aumenta el valor del índice. La caja abarca desde el percentil 25 al 75 y las líneas verticales se extienden hasta el valor mínimo y máximo. La línea horizontal dentro de la caja indica el valor mediano, la cruz indica el valor promedio y los puntos por fuera de las líneas indican los valores que se alejan de los percentiles 25 y 75 al menos 1.5 veces el rango intercuartil.

El coeficiente de determinación (R^2) de las relaciones entre el IVNp y la PTA o la TMA a través del tiempo, como indicador de la determinación climática de los ecosistemas, varió en magnitud en función de la ubicación de cada sitio en un gradiente de humedad (Figura 3.5). La proporción de las variaciones interanuales del IVNp explicadas por las de la PTA en los sitios áridos, subhúmedos y húmedos fue de baja magnitud, en general menor al 10%, mientras que en los sitios semiáridos y subhúmedos secos se observaron valores de mayor magnitud, con máximos de 49% y 31% respectivamente. La proporción de las variaciones interanuales del IVNp explicadas por las de la TMA fue de baja magnitud, en general menor al 20%, en los sitios subhúmedos y húmedos se observaron los valores de mayor magnitud, con máximos de 30% y 52% respectivamente.

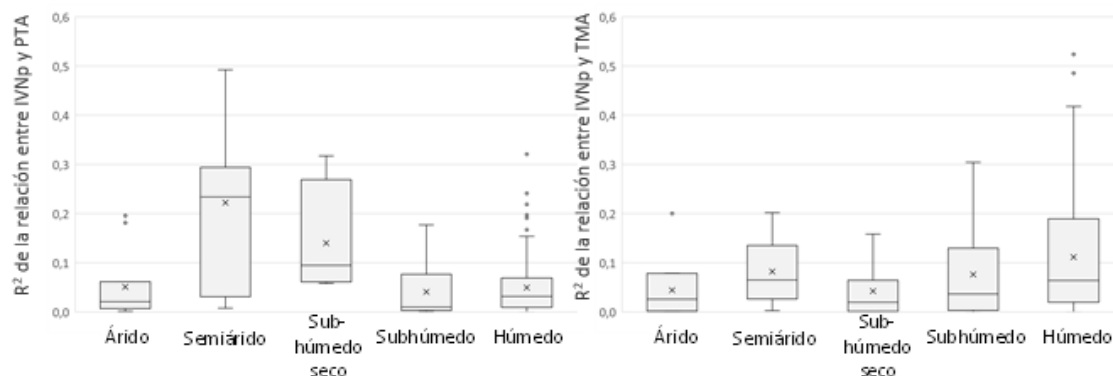


Figura 3.5: Distribución del coeficiente de determinación (R^2) de las relaciones entre el promedio anual del IVN (IVNp) y la precipitación total acumulada (PTA; izquierda) y la temperatura media anual (TMA; derecha) para las AP correspondientes a los climas árido ($IA < 0.2$), semiárido ($0.2 > IA < 0.45$), subhúmedo seco ($0.45 > IA < 0.65$), subhúmedo ($0.65 > IA < 0.75$) o húmedo ($IA > 0.75$) (Le Houérou, 1996). $IA = \text{Índice de Aridez} = \text{precipitación media anual} / \text{evapotranspiración potencial media anual}$. La aridez decrece a medida que aumenta el valor del índice. La caja abarca desde el percentil 25 al 75 y las líneas verticales se extienden hasta el valor mínimo y máximo. La línea horizontal dentro de la caja indica el valor mediano, la cruz indica el valor promedio y los puntos por fuera de las líneas indican los valores que se alejan de los percentiles 25 y 75 al menos 1.5 veces el rango intercuartil.

Al comparar los coeficientes de determinación (R^2) de modelos lineales y logarítmicos, se hallaron diferencias en las relaciones entre el IVNp y la PTA, donde la recta de ajuste entre los R^2 de los distintos modelos tuvo una pendiente significativamente mayor a 1, pero no en las relaciones entre el IVNp y la TMA (Cuadro 3.1, Figura 3.6a y 3.6b). El R^2 de los modelos logarítmicos que relacionan el IVNp y la PTA fue mayor que el de los modelos lineales en aquellos sitios que a su vez presentaron los valores más altos de R^2 , es decir las AP localizadas en sitios semiáridos y subhúmedos secos (Figura 3.6c). En esos sitios, la proporción de las variaciones interanuales del IVNp explicadas por las de la PTA fue hasta un 17% superior mediante modelos logarítmicos que mediante modelos lineales (Figura 3.6c). La diferencia entre la proporción de las variaciones interanuales del IVNp explicadas por las de la TMA mediante modelos logarítmicos y lineales fue menor al 2% en todos los casos (Figura 3.6d).

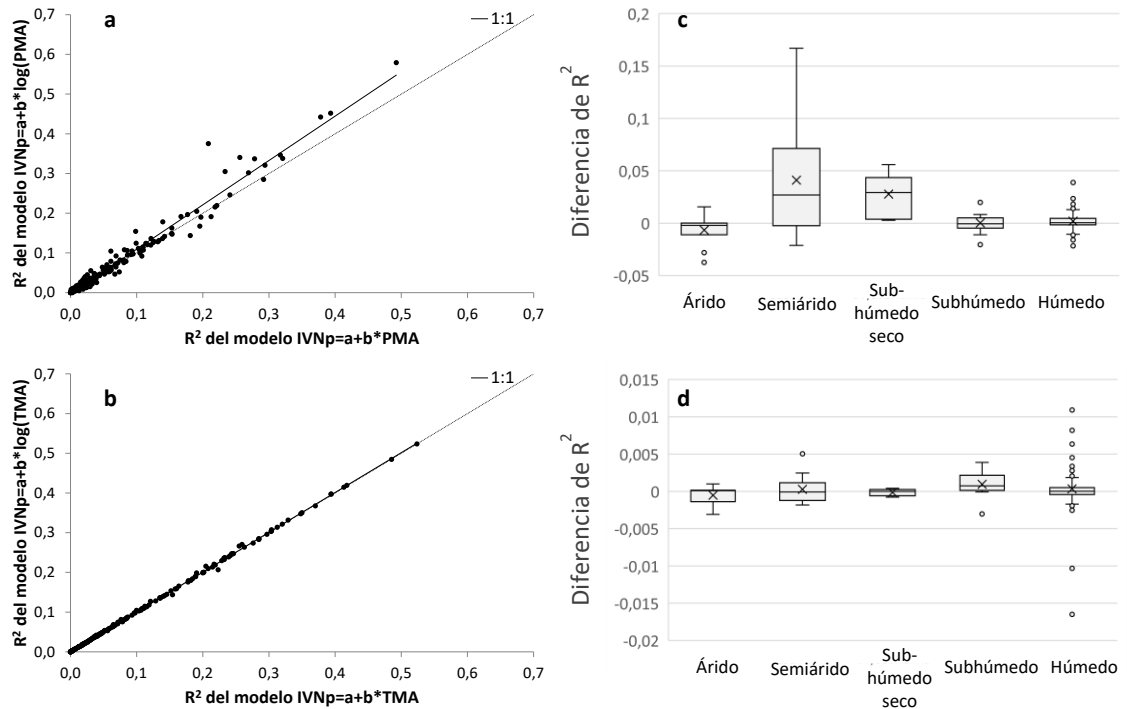


Figura 3.6: Coeficiente de determinación (R^2) de las relaciones entre el promedio anual del IVN (IVNp) y a) la precipitación total acumulada (PTA) y b) la temperatura media anual (TMA) ajustando modelos lineales (eje horizontal) y logarítmicos (eje vertical). Distribución de las diferencias entre el R^2 de los modelos lineales y logarítmicos que tienen a c) la PTA y d) la TMA como variables independientes para las AP correspondientes a climas árido ($IA < 0.2$), semiárido ($0.2 > IA < 0.45$), subhúmedo seco ($0.45 > IA < 0.65$), subhúmedo ($0.65 > IA < 0.75$) o húmedo ($IA > 0.75$) (Le Houérou, 1996). $IA =$ Índice de Aridez = precipitación media anual/evapotranspiración potencial media anual. La caja abarca desde el percentil 25 al 75 y las líneas verticales se extienden hasta el valor mínimo y máximo. La línea horizontal dentro de la caja indica el valor mediano, la cruz indica el valor promedio y los puntos por fuera de las líneas indican los valores que se alejan de los percentiles 25 y 75 al menos 1.5 veces el rango intercuartil.

Cuadro 3.1: Parámetros de la recta de ajuste entre los coeficientes de determinación (R^2) de modelos lineales (lin) y logarítmicos (log) entre el promedio anual del IVN (IVNp) y variables climáticas a través del tiempo. Entre paréntesis se muestran los intervalos de confianza (para un nivel de significación de 5%). PTA: Precipitación total acumulada. TMA: Temperatura media anual. RMSE: Raíz del error cuadrático medio.

	Intercepto	Pendiente	R^2	RMSE
R^2 IVNp-PTA lin vs log	-0.002 (-0.005;0.001)	1.112 (1.088;1.146)	0.967	0.02
R^2 IVNp-TMA lin vs log	0 (-0.0004;0.0004)	1 (-1.006;1.006)	0.999	0.002

La variación del IVNp fue distinta los años húmedos vs secos o cálidos vs fríos según la ubicación de cada sitio en un gradiente de humedad (Figura 3.7). En los años con precipitaciones por debajo de la media el IVNp fue más variable que en los años con

precipitaciones por encima de la media en la mayoría de las AP localizadas en sitios con clima semiárido o subhúmedo seco. Las diferencias de mayor magnitud se observaron en los sitios semiáridos. En las AP localizadas en sitios con clima árido, subhúmedo y húmedo las diferencias entre años húmedos y secos se repartieron equitativamente entre positivas y negativas y fueron en general similares y de baja magnitud. En los años con temperatura por debajo de la media el IVNp fue más variable que en los años con temperatura por encima de la media en la mayoría de las AP localizadas en sitios con clima húmedo. Por el contrario, en la mayoría de las AP localizadas en sitios con clima árido y semiárido el IVNp fue más variable los años cálidos que los fríos. Las diferencias de mayor magnitud se observaron en los sitios semiáridos. En las AP localizadas en sitios con clima subhúmedo seco y subhúmedo las diferencias entre años cálidos y fríos se repartieron equitativamente entre positivas y negativas y fueron en general similares y de baja magnitud.

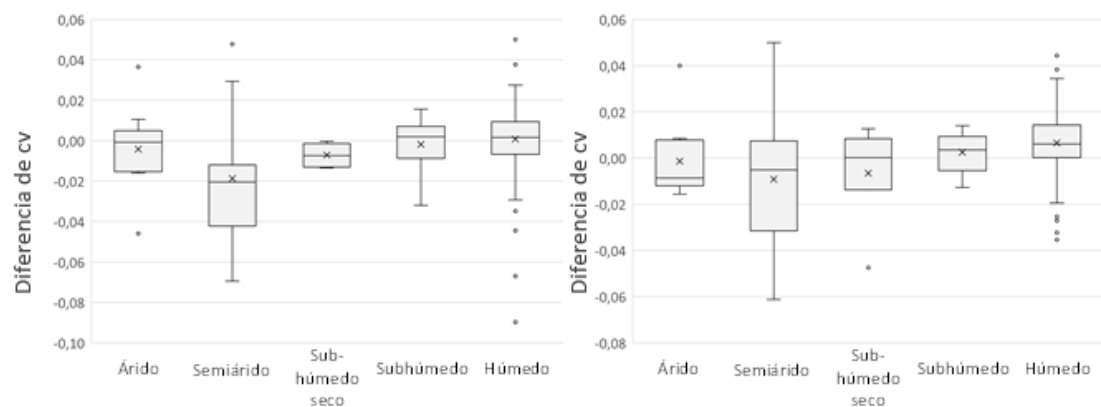


Figura 3.7: Distribución de las diferencias en la variación (estimado a través del coeficiente de variación, cv) del promedio del IVN (IVNp) entre años con precipitaciones por encima y por debajo del promedio (izquierda) y con temperatura por encima y debajo del promedio (derecha) para las AP correspondientes a climas árido ($IA < 0,2$), semiárido ($0,2 > IA < 0,45$), subhúmedo seco ($0,45 > IA < 0,65$), subhúmedo ($0,65 > IA < 0,75$) o húmedo ($IA > 0,75$) (Le Houérou, 1996). $IA = \text{Índice de Aridez} = \text{precipitación media anual} / \text{evapotranspiración potencial media anual}$. La caja abarca desde el percentil 25 al 75 y las líneas verticales se extienden hasta el valor mínimo y máximo. La línea horizontal dentro de la caja indica el valor mediano, la cruz indica el valor promedio y los puntos por fuera de las líneas indican los valores que se alejan de los percentiles 25 y 75 al menos 1.5 veces el rango intercuartil.

3.4 Discusión

En este capítulo se caracterizó la respuesta de los ecosistemas a las variaciones del clima mediante un criterio más exhaustivo que los utilizados hasta el momento. Por un lado, se cuantificó la intensidad del cambio en las ganancias de C ante cambios en las variables climáticas (sensibilidad climática) y el grado de asociación entre ellas (determinación climática). Por otro lado, se abarcó un amplio gradiente ambiental considerando únicamente sitios con una huella humana mínima. Aún en el contexto de alta variabilidad como consecuencia de respuestas idiosincráticas, los resultados de este trabajo sugieren que la sensibilidad y la determinación climática son moduladas por el balance hídrico, con comportamientos contrastantes de los ecosistemas a un lado y otro del punto del gradiente ambiental en que se superan los déficits de agua al satisfacer la demanda atmosférica. Así, se identificó a los ecosistemas localizados en sitios con clima semiárido como los más vulnerables (por ser los de mayor sensibilidad y determinación climática, además de presentar una respuesta asimétrica entre años secos vs húmedos y fríos vs secos). Estos sitios requerirán potencialmente intervenciones activas para la conservación de la biodiversidad, la oferta de servicios ecosistémicos y el bienestar humano si los cambios direccionales en el clima reducen la disponibilidad de agua para la vegetación, lo que se espera del aumento de la temperatura y la mayor variabilidad en las precipitaciones pronosticados por los modelos climáticos (IPCC, 2021).

En los ecosistemas protegidos de América del Sur, las relaciones entre las fluctuaciones interanuales de las ganancias de C y las de variables climáticas son consistentes con la evidencia experimental generada a nivel de parcela o mediante observaciones a nivel de paisaje en otras regiones. En general, dominan las relaciones directas entre las ganancias de C y la precipitación en sitios áridos e inversas en sitios húmedos (Mowll et al., 2015; Pettorelli et al., 2012; Sala et al., 2012; Schuur, 2003; Wu

et al., 2011; Zhao & Running, 2010). En sitios montañosos se observaron relaciones inversas entre las ganancias de C y la precipitación que pueden estar asociadas al control que ejerce la presencia de nieve sobre la extensión de la temporada de crecimiento (Los et al., 2001). Por el contrario, se observó que el incremento en la temperatura aumentó las ganancias de C en ecosistemas fríos o sin limitaciones por agua (Goetz et al., 2005; Kirwan et al., 2009; MacIas-Fauria et al., 2012; Rustad et al., 2001; Seddon et al., 2016), pero las redujo en sitios con limitaciones hídricas para la vegetación, después de olas de calor o en combinación con sequía (Ciais et al., 2005; Mowll et al., 2015; Niu et al., 2008; Wu et al., 2011).

Los mecanismos que podrían explicar una relación negativa entre IVNp y PTA son: 1) una correlación negativa entre PTA y TMA (aunque en ningún caso se observó un $R > 0.4$) y 2) una correlación negativa entre PTA y la radiación incidente, un determinante importante de las ganancias de C en sitios no limitados por agua (esta correlación no fue evaluada en esta tesis). Las AP donde se observó una relación negativa entre IVNp y PTA corresponden a climas húmedos y a zonas montañosas. Incluyen áreas donde las precipitaciones son particularmente abundantes (por ej. Madidi, PN Los Alerces) pero también otros donde las precipitaciones pueden no ser elevadas, pero por su ubicación altitudinal o latitudinal experimentan una demanda atmosférica relativamente baja. De esto se desprende que se trata de sitios donde el factor limitante para el crecimiento no es el agua y entonces no es esperable (y no se observó en el análisis) una relación positiva entre PTA y IVNp. Por el contrario, se observó una relación negativa. Los años más lluviosos implican una temporada de crecimiento más corta por una mayor extensión espacial y temporal del área cubierta por nieve (particularmente en Patagonia el régimen de precipitaciones es mediterráneo, las precipitaciones se concentran en los meses fríos). También es razonable pensar que los años más lluviosos

la nubosidad reduzca la carga de radiación en el sistema, provocando años más fríos y en los que la radiación sea el factor limitante al crecimiento de las plantas.

La sensibilidad de los ecosistemas a las variaciones interanuales de la precipitación tiene su pico en sitios semiáridos. La disminución de la sensibilidad a la precipitación a medida que aumenta la disponibilidad de agua observada en este trabajo complementa resultados similares reportados por Huxman et al. (2004) y Zhang et al. (2022). A medida que aumenta la disponibilidad de agua para la vegetación otros recursos diferentes al agua se convierten en limitantes, como los nutrientes (Austin & Vitousek, 1998; Veron et al., 2002) o la radiación (Seddon et al., 2016), restringiendo los cambios en las ganancias de C ante cambios en la precipitación. Los resultados de este capítulo muestran que también el extremo más árido del gradiente presenta una sensibilidad baja a los cambios de la precipitación, de manera similar a lo hallado por Paruelo et al. (1999), Knapp y Smith (2001) y Hsu et al. (2012). La escasa sensibilidad de los sitios más áridos del gradiente probablemente se deba a que la baja densidad de plantas y meristemas, las adaptaciones a la aridez y la baja tasa de crecimiento de la vegetación típica de los desiertos restringen su respuesta a los cambios en la precipitación (Paruelo et al., 1999; Yahdjian & Sala, 2006). Por otro lado, aunque sería esperable que estos sistemas limitados por agua respondieran de forma positiva a un incremento en las precipitaciones, es posible que los eventos de precipitación no se traduzcan en agua disponible para las plantas por su duración, profundidad del perfil alcanzada o el momento del año en el que ocurren (Fernández, 2007).

Los cambios interanuales en las ganancias de C estuvieron asociados en mayor medida a cambios en la precipitación que en la temperatura en los sitios de clima semiárido y subhúmedo seco y en forma opuesta en los sitios más húmedos. En los sitios limitados por agua, las ganancias de C cayeron los años secos más de lo que aumentaron

los años húmedos, y fueron más variables los años cálidos que los fríos. Asimetrías de este tipo también se observaron en otros sistemas similares, pero una respuesta mayor en los años con precipitaciones por encima del promedio es más frecuente (Knapp et al., 2017; Wilcox et al., 2017; Wu et al., 2011). Los efectos negativos de la temperatura en las ganancias de C estarían asociados a efectos indirectos por aumentos en la evapotranspiración y una disminución en el agua disponible para las plantas ante altas temperaturas, como se mostró en estudios experimentales y observacionales (Epstein et al., 1997; Niu et al., 2008; Smith et al., 2020; Xu et al., 2013) y son importantes, aunque menores que los efectos de la precipitación (Epstein et al., 1997; Ichii et al., 2002; Mowll et al., 2015). En los sitios más húmedos, las ganancias de C correlacionan mejor con la temperatura que con la precipitación, como también reportó Huxman et al. (2004). De hecho, los coeficientes de correlación más altos hallados en este capítulo corresponden a AP del norte de Brasil que conservan manglares, donde la disponibilidad de agua es abundante y permanente, de forma independiente a las precipitaciones.

También en los bosques tropicales del Amazonas se observó una respuesta positiva de las ganancias de C a los aumentos en la temperatura, con mayor variabilidad los años con temperatura por debajo de la media, pero sin evidencias de saturación los años más cálidos, lo que indicaría que al menos en esos sitios no se alcanzó aún el umbral térmico de funcionamiento, de acuerdo con lo reportado por Smith et al. (2020), aunque otros trabajos proponen lo contrario (Mau et al., 2018). Sin embargo, de continuar los cambios direccionales en la temperatura, tal como está previsto (IPCC, 2021) el calentamiento global puede llevar la temperatura, y en particular sus valores extremos, a situaciones sin precedentes para los cuales los bosques no estén adaptados, considerando que las variaciones interanuales en la temperatura son sensiblemente menores que las de la precipitación.

Los cambios interanuales en las ganancias de C estuvieron asociadas a las fluctuaciones climáticas en el 40% de los sitios analizados, una proporción similar a la reportada en estudios previos basados en datos satelitales (Ichii et al., 2002) o cortes de biomasa (Sala et al., 2012). Esto puede ser el resultado de varias limitaciones biogeoquímicas y de la vegetación en la respuesta a las fluctuaciones climáticas (Fernández, 2007; Huxman et al., 2004; Mowll et al., 2015; Sala et al., 2012; Yahdjian & Sala, 2006). Aun así, la proporción de las variaciones interanuales en las ganancias de C explicada por el clima fue menor a la reportada por estudios previos (Hsu et al., 2012; Ichii et al., 2002; Sala et al., 2012). Al estimar las respuestas de las ganancias de C a las fluctuaciones climáticas en áreas protegidas como una forma de aislar los efectos climáticos de los del uso del suelo, tratamos con ecosistemas de sucesión tardía, que fue sugerido (Odum, 1969) y luego demostrado (Grime et al., 2000; Kröel-Dulay et al., 2015) que son más resistentes a las perturbaciones que los de sucesión temprana. Dado que el uso humano del suelo generalmente lleva a los territorios a etapas tempranas de sucesión, la respuesta de las ganancias de C a las fluctuaciones climáticas de este trabajo pueden ser conservadoras.

Además de las diferencias intrínsecas en la sensibilidad a los cambios en el clima, otros factores relacionados con la escala temporal del análisis (por ejemplo, retrasos en las respuestas que resultan de legados de años anteriores (Sala et al., 2012), estacionalidad, momento e intensidad de eventos extremos) pueden explicar la falta de respuesta de algunos ecosistemas a la fluctuación climática. Se suma a lo anterior que el presente análisis no captura de manera completa aspectos relacionados con la no linealidad o la existencia de umbrales en la respuesta de las ganancias de C a la fluctuación climática. Además, otros factores interactúan con el clima para explicar las variaciones interanuales en las ganancias de C, entre ellos se encuentran la disponibilidad de

nutrientes, la radiación (Nemani et al., 2003; Seddon et al., 2016) y los cambios en la composición y estructura de la comunidad vegetal (Mowll et al., 2015; Wilcox et al., 2016). Por último, es importante destacar que la sensibilidad climática de los ecosistemas no debe considerarse como un atributo invariable. Estudios recientes reportaron que los aumentos en la concentración de CO₂ de las últimas décadas fueron acompañados por aumentos en la sensibilidad climática tanto en sitios áridos (Zhang et al., 2022) como en sitios húmedos (Zuidema et al., 2020).

3.5 Conclusión

En este capítulo se demostró la utilidad del uso de métricas simples derivadas del análisis de regresión, como la sensibilidad y la determinación del clima, para evaluar la respuesta de los ecosistemas al cambio climático. Esta constituye una etapa inicial de evaluación que debe ser complementada por investigaciones tendientes a comprender las causas subyacentes y los procesos ecológicos que conducen a las diferencias en sensibilidad y determinación climática de los distintos ecosistemas, como también por el desarrollo de modelos que, integrados a proyecciones climáticas, permitan predecir cambios futuros en los ecosistemas.

CAPÍTULO 4
CONSECUENCIAS BIOFÍSICAS DE LA FORESTACIÓN CON PINUS SPP.

Capítulo 4: Consecuencias biofísicas de la forestación con *Pinus spp.*

4.1 Introducción

Los cambios en el uso y la cobertura del suelo (CUCS) constituyen, junto a las modificaciones en los ciclos biogeoquímicos y las alteraciones del clima, una de las dimensiones más importantes del Cambio Global (Haberl et al., 2014; Vitousek, 1994). En particular, los CUCS son considerados los principales responsables de la pérdida de biodiversidad (Dirzo et al., 2014; Foley et al., 2005; Sala et al., 2000) y de la degradación de diversos servicios ecosistémicos (SE) que contribuyen al bienestar humano (Daily, 1997; IPBES, 2019). Si bien la transformación de los ecosistemas naturales por los humanos se remonta a miles de años atrás (Ellis, 2011; Redman, 1999), en América del Sur este proceso se ha intensificado durante las últimas décadas (Hansen et al., 2013; Song et al., 2021; Stanimirova et al., 2022).

Los CUCS modifican la composición y la estructura de los ecosistemas y también alteran profundamente el conjunto de procesos que definen los intercambios de materia y energía entre la superficie terrestre, la biota y la atmósfera (DeFries et al., 2004; IPBES, 2019; Vitousek et al., 1997b), es decir su funcionamiento (Jax 2010). Las modificaciones estructurales asociadas a los CUCS fueron ampliamente documentadas en América del Sur, aunque de manera fragmentada, y en la actualidad son objeto de iniciativas que se están empezando a extender espacial y temporalmente (Baeza et al., 2022; Souza et al., 2020). Sin embargo, mucho menos se sabe de las consecuencias en el funcionamiento ecosistémico que esos cambios provocaron y continúan provocando. Comprender las consecuencias de los CUCS de manera integral es clave para guiar la toma de decisiones en el manejo de los recursos naturales y anticiparse a posibles conflictos por usos alternativos del territorio (Scheffer et al., 2000).

La transformación de la vegetación espontánea en plantaciones forestales de especies de rápido crecimiento es una actividad importante a nivel global. De acuerdo con datos recientes de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura [FAO por sus siglas en inglés] (2021), en todo el planeta existen 131 millones de hectáreas de forestaciones y América del Sur duplicó su superficie forestada en las últimas dos décadas incorporando 538000 ha cada año hasta alcanzar las 20.245 millones de ha con plantaciones forestales en 2020. A diferencia de lo que ocurre en otros continentes, en América del Sur se utilizan de forma casi exclusiva (97% de la superficie) especies exóticas (FAO, 2021). En Argentina, más de 1320000 ha están dedicadas a plantaciones forestales (Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca [MAGyP], s. f.). La rentabilidad como producto de altas tasas de crecimiento, bajos costos laborales y del valor de la tierra, junto a una fuerte promoción por políticas públicas activas de incentivo a la actividad, explican la expansión forestal en el país y la región (Cubbage et al., 2007; Laclau et al., 2002). El desarrollo de mercados de C, además de los de pulpa de celulosa y madera, representa una fuente de ingresos alternativa o adicional para la actividad y se constituye como otro incentivo para el aumento de la superficie forestada (Grafton et al., s. f.; Wright et al., 2000). Así, los sectores privado y público argentinos proyectan un aumento de la superficie forestada en la próxima década hasta llegar a los 2 millones de ha para el 2030 (Mesa de Competitividad Foresto Industrial, 2020, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable [MAyDS], 2020).

La actividad forestal se concentra en algunos géneros y regiones. El 61% de la superficie forestada en el país (más de 810000 hectáreas) corresponde a especies de coníferas exóticas de rápido crecimiento del género *Pinus* (MAGyP, s. f.). El 82% (668000 ha) se encuentran repartidas casi en partes iguales entre las provincias de Misiones y Corrientes. La otra provincia mesopotámica, Entre Ríos, posee 12000 ha

forestadas con pinos. En la región norte de Patagonia, las provincias de Neuquén, Río Negro y Chubut albergan 61000, 34000 y 9000 ha, respectivamente. En Córdoba se encuentran 17000 ha y en otras provincias, como Buenos Aires, La Pampa, Catamarca y Tucumán se reparte la superficie restante, apenas superior al 1% del total forestado con pinos en el país. Mientras en Misiones las plantaciones reemplazan relictos de selva paranaense, un *hotspot* global de biodiversidad que perdió el 93% de su superficie original (Myers et al., 2000), en Corrientes y Entre Ríos fueron establecidas sobre pastizales de alta productividad y en las zonas altas de humedales de importancia para la conservación (Oyarzabal et al., 2018; Nanni et al., 2020). En Patagonia, las plantaciones forestales reemplazan bosques, pero principalmente estepas y arbustales (Schlichter & Laclau, 1998), al igual que en Córdoba (Oyarzabal et al., 2018).

Junto a la producción de fibra de celulosa o madera, estudios locales, regionales y globales reportan evidencias acerca de las alteraciones en la composición, estructura y funcionamiento de los ecosistemas como consecuencia del establecimiento de pinos en reemplazo de la vegetación espontánea de distintos biomas. Además del evidente impacto del monocultivo forestal sobre los productores primarios, se observaron pérdidas de biodiversidad en toda la red trófica (Brockerhoff et al., 2008; Veldman et al., 2015). Más aún, algunas especies forestales se comportan a su vez como invasoras en los ecosistemas naturales adyacentes constituyendo una amenaza más allá de los límites de la forestación (Richardson, 1998). En particular, se reportaron invasiones en la mayoría de los países donde se encuentran plantaciones con especies del género *Pinus* (Richardson & Rejmánek, 2004) y Argentina no es una excepción (Simberloff et al., 2010).

En los suelos de sitios forestados se han reportado procesos de acidificación y redistribución o pérdida de nutrientes que en muchos casos generan disminuciones en la fertilidad y ponen en peligro la sustentabilidad de la actividad si no se toman medidas de

manejo para atenuar o contrarrestar dichos impactos (Berthrong et al., 2009; Jobbágy & Jackson, 2003). Metaanálisis y síntesis globales muestran que luego del establecimiento de plantaciones forestales las pérdidas en el C del suelo son más frecuentes que las ganancias, pero el sentido y la magnitud del cambio es dependiente del tipo de reemplazo, el tiempo desde la transformación y el contexto ambiental (Berthrong et al., 2009; Guo & Gifford, 2002; Li et al., 2012; Nave et al., 2013; Paul et al., 2002).

El consumo de agua de las plantaciones forestales es en muchos casos mayor que el de la vegetación que reemplazan (Gyenge et al., 2011; Jackson et al., 2005; Milkovic et al., 2019; Noretto et al., 2005) lo que provoca la salinización de los suelos (Jobbágy & Jackson, 2004a; Noretto et al., 2008), la alteración de la química de arroyos (Farley et al., 2008) y disminuciones de caudal (Farley et al., 2005; Jackson et al., 2005). Por último, el establecimiento de plantaciones forestales modifica además variables biofísicas como el albedo, la temperatura y la emisividad de la superficie, la evapotranspiración, la partición entre calor sensible y latente, la rugosidad y conductancia del canopy, la humedad del suelo, el área foliar y la profundidad radical (Anderson et al., 2011; Betts et al., 2007; Zhao & Jackson, 2014). Mientras que los impactos que se reseñaron exponen algunos efectos negativos de la transformación en plantaciones forestales de ecosistemas con una composición, estructura y funcionamiento conservados, en presencia de ecosistemas degradados y cuando la probabilidad de recuperación es baja, ciertamente las plantaciones pueden presentar oportunidades como estrategia de restauración (Brockerhoff et al., 2008; Jobbágy et al., 2012; Paruelo, 2015).

El forzamiento radiativo (FR) es una métrica de uso común y de cálculo relativamente sencillo que permite una comparación cuantitativa y robusta de los efectos climáticos de diferentes cambios en el planeta (Betts, 2000; Bright & Lund, 2021). Los cambios en las variables biofísicas como consecuencia del establecimiento de

plantaciones forestales, así como la emisión o remoción de gases de efecto invernadero (GEI), cambian el equilibrio entre la radiación solar entrante y la radiación saliente del sistema terrestre. Se los denomina agentes de forzamiento para indicar que el equilibrio radiativo de la Tierra se aleja de su estado normal. Así, el FR es una medida de la alteración en el balance energético global como resultado de un cambio en un agente de forzamiento que ha sido adoptada por el protocolo de Kioto y el IPCC (IPCC, 2021).

La presencia de GEI afecta naturalmente el equilibrio climático de la Tierra. La capacidad de los GEI para absorber la radiación proveniente de la Tierra (que de otro modo se perdería en el espacio), determina el aumento del FR y, por lo tanto, de la temperatura global. El secuestro de C tendría el efecto contrario, al remover C de la atmósfera disminuye el FR y, por lo tanto, la temperatura global a través de la denominada vía biogeoquímica. Dentro de los factores biofísicos, el albedo de la superficie terrestre es de particular importancia porque controla la porción de la radiación solar retenida en el sistema terrestre. Una disminución del albedo como usualmente se observa como consecuencia de la forestación (Milkovic et al., 2019; Noretto et al., 2005), determina el aumento del FR y, por lo tanto, de la temperatura global por la denominada vía biofísica.

El balance neto del enfriamiento por la vía biogeoquímica (secuestro de C) y el calentamiento por la vía biofísica (cambios en albedo) va a depender de la magnitud relativa de estos dos procesos opuestos en cada sitio. En sitios de alta latitud o altitud, debido a la presencia de nieve una parte del año, el efecto biofísico es mayor que el biogeoquímico, y el balance neto de las forestaciones es de calentamiento del sistema climático (Betts, 2000). Incluso a menores latitudes, los efectos biofísicos pueden ser mayores que los biogeoquímicos durante varios años (Kirschbaum et al., 2011) y reducir sensiblemente los beneficios climáticos de la captura de C (Rohatyn et al., 2022). Aunque el balance de los efectos sobre el sistema climático de los cambios biogeoquímicos y

biofísicos fue estudiado en la región para los cambios en el uso del suelo que involucran la deforestación de bosques secos (Houspanossian et al., 2013, 2017), las consecuencias climáticas que provoca el reemplazo de vegetación espontánea por plantaciones forestales no fueron abordadas de manera integral.

Desarrollos teóricos y evidencia empírica demuestran que procesos biofísicos que ocurren a nivel de ecosistema pueden ser caracterizados a partir de información espectral derivada de sensores remotos a bordo de plataformas satelitales (Chuvieco, 2002; Kerr & Ostrovsky, 2003; Paruelo, 2008). Así, el funcionamiento ecosistémico puede ser descrito a través de la medición o estimación de diferentes aspectos o procesos claves que gobiernan el ciclo del C, del agua y el balance de energía. Entre estos aspectos y procesos se cuentan flujos intangibles de difícil medición en el terreno como las ganancias de C (Piñeiro et al., 2006b; Prince, 1991; Shi et al., 2017), la evapotranspiración (di Bella et al., 2000; Zhang et al., 2016), la temperatura superficial y el albedo (Qu et al., 2015; Tomlinson et al., 2011). Mas aún, las técnicas de teledetección permiten caracterizar el funcionamiento ecosistémico en áreas extensas y heterogéneas bajo un mismo protocolo de observación consistente entre diversos tipos de cobertura, de manera espacial y temporalmente continua y explícita, y a un bajo costo (Cabello et al., 2012; Paruelo, 2008; Pettorelli et al., 2017).

El aumento sostenido de la superficie forestada en distintas regiones del país, las proyecciones que indican una expansión de la actividad y las evidencias parciales de los impactos sobre el funcionamiento ecosistémico resaltan la necesidad de profundizar en el conocimiento de las consecuencias del remplazo de vegetación espontánea por plantaciones forestales. El objetivo de este capítulo fue caracterizar, usando un protocolo común basado en técnicas de teledetección y a lo largo del amplio gradiente ambiental en el que se establecieron plantaciones del género *Pinus* en Argentina, las consecuencias de

esta transformación sobre distintos aspectos del funcionamiento ecosistémico. Se analizó la intercepción de radiación y su variación intraanual, y el control ejercido por las precipitaciones sobre la intercepción de radiación. Además, se evaluaron los cambios en el albedo, la temperatura superficial y la evapotranspiración. Por último, se cuantificó el cambio en el FR de la atmósfera y su equivalente en C como resultado del reemplazo de vegetación.

4.2 Materiales y métodos

Mediante la fotointerpretación de imágenes satelitales de alta resolución espacial disponibles en servidores de acceso libre se identificaron 97 plantaciones forestales distribuidas a lo largo de un gradiente ambiental que abarca un rango de precipitación media anual de 500 a 1850 mm y de temperatura media anual de 12 a 28°C. Las plantaciones identificadas se encuentran concentradas en 5 focos forestales (Figura 4.1a): Patagonia (n=23), Córdoba (n=15), Sur de Corrientes y Norte de Entre Ríos (n=21), Norte de Corrientes (Iberá, n=13) y Misiones (n=25). La superficie de los rodales varió entre 18 y 5440 ha, con una mediana de 171 ha. Se utilizó información del Área SIG e Inventario Forestal de la Dirección Nacional de Desarrollo Foresto Industrial del MAGyP (<https://visor-geoforestal.sigforestal.repl.co/>) para discriminar los rodales de *Pinus spp.* de los de otros géneros y familias. Para cada rodal forestal se identificó un área contigua de superficie similar sin transformación de la vegetación espontánea (Figura 4.1b). Al examinar sitios pareados, se intentó aislar el efecto de la vegetación separándolo de otros que pueden influir sobre las variables biofísicas analizadas, como pueden ser el tipo de suelo, la topografía, el ángulo solar, la precipitación, la temperatura, etc.

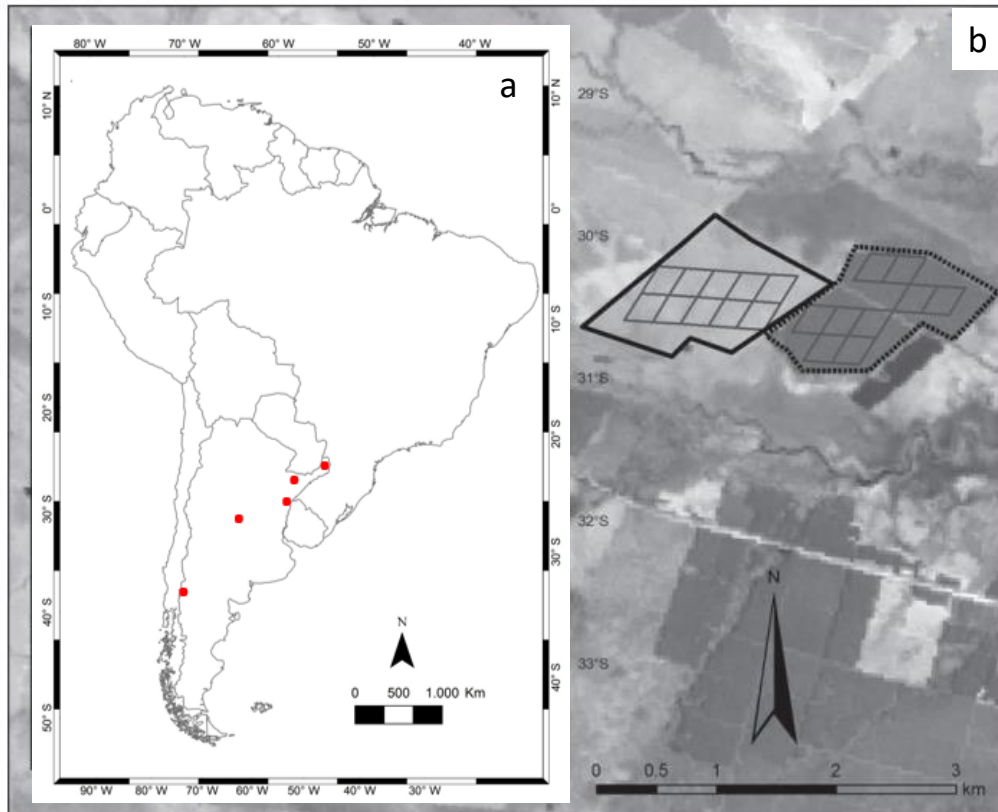


Figura 4.1: a) Distribución geográfica de los 5 focos forestales en los que se concentran los 97 rodales analizados en este capítulo. De Oeste a Este, Patagonia, Córdoba, Entre Ríos-Corrientes, Iberá y Misiones. b) Detalle de un par compuesto por un rodal de *Pinus spp.* (delimitado por líneas interrumpidas) y un área contigua cubierta por vegetación espontánea (delimitado por líneas llenas). Dentro de cada polígono se muestran los píxeles MODIS seleccionados para caracterizar cada cobertura. De fondo se observa una imagen satelital de alta resolución.

Las variables consideradas en este análisis fueron la interceptación de radiación y su variación intraanual (estimados a partir de datos del índice espectral EVI), la temperatura superficial (T_s), la evapotranspiración (ET) y el albedo (Cuadro 4.1). El análisis se basó en datos derivados del sensor MODIS, que orbita a bordo de los satélites Terra y Aqua de la Administración Nacional de Aeronáutica y el Espacio de EE.UU. (NASA por sus siglas en inglés). El equipo de MODIS proporciona a los usuarios un conjunto de productos de datos estándar disponibles y distribuidos gratuitamente por el Centro de datos del Servicio Geológico de EE.UU. (<http://edc.usgs.gov>) que también se encuentran disponibles para su procesamiento en la plataforma Google Earth Engine

(<https://earthengine.google.com/>; Gorelick et al., 2017). Para todas estas variables se analizaron datos desde el año 2000 hasta el 2016.

Para caracterizar la dinámica de la intercepción de radiación se utilizó el índice espectral EVI del producto MOD13Q1, que tiene una resolución espacial de 231 m y revisita diaria a partir del cual se realizan imágenes compuestas con el valor más alto en períodos de 16 días (23 escenas por año). El EVI es un índice espectral que al igual que el IVN presenta una relación directa con la fracción de la radiación fotosintéticamente activa absorbida por los tejidos verdes y se ha utilizado ampliamente como indicador de las ganancias de C (Huete et al., 2002; Shi et al., 2017). La ET se obtuvo del producto MOD16A2, que tiene una resolución espacial de 463 m y reporta la ET acumulada en períodos de 8 días (46 escenas por año). El algoritmo para estimar ET (Mu et al., 2011) se basa en la ecuación de Penman-Monteith (Monteith, 1965) e incluye la evaporación del agua del suelo, del agua de lluvia interceptada por el dosel antes de que llegue al suelo y la transpiración a través de los estomas en las hojas y tallos de las plantas. La T_s se obtuvo del producto MOD11A2 (Wan, 2008), que tiene una resolución espacial de 926 m y revisita diaria a partir del cual se realizan imágenes compuestas con el valor promedio en períodos de 8 días (46 escenas por año).

Para el análisis del albedo, se utilizó una serie de imágenes preprocesadas (Jia et al., 2022) que tiene una resolución espacial de 463 m y reporta el albedo promedio en períodos de 8 días (46 escenas por año). Esta base de datos combina el producto de albedo de MODIS MCD43A3 (Schaaf et al., 2002) con otros productos satelitales que informan sobre la transparencia atmosférica, modelando la proporción de iluminación directa y difusa que recibe la superficie a lo largo del día y estimando el albedo en situaciones de iluminación más realistas (*blue-sky albedo*), a diferencia de los productos con datos de

white-sky albedo (100% iluminación difusa) o *dark-sky albedo* (100% iluminación directa).

Se desarrollaron series temporales de resolución mensual para las distintas variables y para cada sitio forestado y de vegetación espontánea a lo largo de 16 temporadas de crecimiento (agosto de 2000 a julio de 2016). En primer lugar, se seleccionaron píxeles MODIS representativos de cada parcela, descartando aquellos que incluyeran caminos, construcciones, agua, etc. (Figura 4.1b). Esta selección provocó que la cantidad de sitios varíe para cada variable en función del tamaño de píxel de cada producto utilizado (Cuadro 4.1). En segundo lugar, se aplicó un filtro de calidad basado en indicadores de calidad provistos por MODIS para excluir píxeles de baja calidad y/o poco fiables debido a la presencia de nubes y/o aerosoles. En tercer lugar, se asignó el valor de la variable de 8 o 16 días a cada uno de los días incluidos en el período del compuesto, y se obtuvo un valor mensual al promediar los valores diarios. Luego, se promediaron los valores mensuales de todos los píxeles incluidos en cada parcela.

A partir de estas series temporales de resolución mensual, se verificó visualmente la dinámica estacional e interanual del EVI de las parcelas forestadas y de vegetación espontánea para excluir las plantaciones de árboles cosechados y no reforestados y las transiciones a otros usos del suelo, como por ejemplo cultivos (identificados por valores extremadamente bajos de EVI y caídas abruptas). En particular, para describir la magnitud y la estacionalidad de la intercepción de radiación durante la estación de crecimiento para los distintos usos del suelo, se derivaron dos atributos de la curva estacional del EVI: i) el promedio del EVI (EVI_p), un estimador de la radiación total interceptada y la productividad primaria neta aérea (PPNA) y ii) el coeficiente de variación del EVI (EVI_{cv}), un índice normalizado de la estacionalidad de la intercepción

de radiación y la producción de biomasa (Alcaraz-Segura et al., 2009; Paruelo & Lauenroth, 1998; Pettoirelli et al., 2005).

Para evaluar el control que ejerce la precipitación en la interceptación de radiación se ajustaron modelos de regresión simple entre los valores de EVIp de cada estación de crecimiento como variable dependiente, y la precipitación acumulada en el mismo período (PTA) como variable independiente. La pendiente de la relación se la consideró como una medida de la intensidad de la respuesta de las ganancias de C a cambios interanuales en la precipitación, es decir la sensibilidad climática, mientras el coeficiente de determinación se la consideró una medida de la determinación climática del ecosistema, es decir, del acople o grado de asociación entre las ganancias de C y el clima.

Los datos de precipitación se obtuvieron de TerraClimate, una base de datos climáticos mensuales de alta resolución desarrollada por la Universidad de Idaho y la NASA (Abatzoglou, 2013). TerraClimate cubre todo el planeta desde 1958 hasta la actualidad. El producto de precipitación proporciona estimaciones mensuales de la precipitación a una resolución de aproximadamente 5 km (píxeles que abarcan 25 km²). Los datos se derivan de observaciones terrestres y datos satelitales, y han sido procesados e integrados para proporcionar una estimación consistente a lo largo del tiempo. Aunque son ampliamente utilizados, los datos grillados de precipitación suelen presentar los mayores errores en áreas topográficamente complejas (Behnke et al., 2016). Para este estudio, se acumuló la precipitación de cada estación de crecimiento sumando las precipitaciones observadas entre Agosto y Julio en el período 2000-2016.

Cuadro 4.1: Fuentes de datos y cantidad de pares analizados por región.

	Producto	Fuente	Resolución		N° de pares analizados					
			espacial	temporal	Patagonia	Córdoba	Iberá	ER-Corr	Misiones	Total
Intercepción de radiación (EVI)	MOD13Q1	Huete et al. 2002	231 m	16 días	23	15	13	21	25	97
Evapotranspiración	MOD16A2	Mu et al. 2011	463 m	8 días	6	5	5	18	19	53
Temperatura superficial	MOD11A2	Wan 2008	926 m	8 días	2	2	1	5	4	14
Albedo	GLASS Blue Albedo	Jia et al. 2022	463 m	8 días	6	5	5	18	19	53

El forzamiento radiativo (FR), i.e. la perturbación del balance de radiación a nivel global, permite comparar los efectos sobre el clima producidos por modificaciones en el balance de radiación y en los reservorios de C tras un cambio en la cobertura del suelo (Betts, 2000; Bright & Lund, 2021). Los cambios en la cobertura del suelo inducen FR por cambios en el albedo ($FR\alpha$). La magnitud del $FR\alpha$ depende de la amplitud del cambio en el albedo, de la radiación solar de onda corta incidente sobre la superficie y de la transmitancia atmosférica:

$$FR\alpha \text{ (W m}^{-2}\text{)} = R_i \Delta\alpha T_{\text{atm}} = R_i \Delta\alpha \sqrt{\frac{R_i}{R_{\text{toa}}}} \quad (\text{Ec. 4.1})$$

donde R_i es la radiación de onda corta incidente sobre la superficie (W m^{-2}), $\Delta\alpha$ es la diferencia de albedo debido al cambio en la cobertura del suelo y T_{atm} es la transmitancia de la atmósfera. La representación de T_{atm} a partir de la raíz cuadrada del índice de claridad (R_i/R_{toa} , donde R_{toa} es la radiación incidente al tope de la atmósfera) fue propuesta por Bright & O'Halloran (2019) basándose en una parametrización empírica de modelos de circulación general y es una opción superadora al uso de valores constantes (e.g. Montenegro et al., 2009; Weaver et al., 2001). El $FR\alpha$ anual surge de la acumulación del $FR\alpha$ mensual para capturar las variaciones estacionales de sus tres factores determinantes. R_i se obtuvo de ERA5 (Muñoz Sabater, 2019), una base de datos global que es producida por el Centro Europeo de Predicción Meteorológica a Mediano Plazo (ECMWF, por sus siglas en inglés), y posee una resolución espacial de 0.25° y una

resolución temporal horaria a partir de la cual se generan imágenes con el valor promedio mensual. El índice de claridad se calculó a partir de datos de radiación incidente en la superficie y al tope de la atmósfera obtenidos de la base de datos generada por la NASA denominada MERRA (Global Modeling and Assimilation Office [GMAO], 2015), que posee una resolución espacial de 62 km² y una resolución temporal horaria a partir de la cual se generan imágenes con el valor promedio mensual. El equivalente en emisiones de C que expresa los cambios de FR α en términos de las emisiones de C que ejercerían el mismo FR (EEFR α), se estimó utilizando una inversión de la ecuación para estimar el FR del C (Betts, 2000; Bright & Lund, 2021):

$$EEFR\alpha \text{ (Mg ha}^{-1}\text{)} = C_0 \frac{FR\alpha k}{RE AE AF} \quad (\text{Ec. 4.2})$$

donde C_0 es la concentración atmosférica de CO₂ de referencia ($C_0=386$ ppm, el promedio del período 2000-2016, <https://scrippsco2.ucsd.edu/>, Keeling et al., 2005), FR α es el promedio del cambio en el forzamiento radiativo al tope de la atmósfera como resultado de cambios en el albedo (Ec. 4.1), k es el factor que convierte ppm de CO₂ a Mg de C ($k=2.13 \times 10^9$, 1 ppm de CO₂ equivale a 2.13 GtC, Joos et al., 1996), RE representa el cambio neto en el forzamiento radiativo como resultado del cambio en la concentración de CO₂ ($RE=5.35 \text{ W m}^{-2}$, Myrhe et al., 1998), AE es la superficie de la Tierra ($AE=5.1 \times 10^8$ ha) y AF es la porción de las emisiones de C que permanecen en la atmósfera después de descontar lo absorbido por sumideros terrestres y oceánicos ($AF=0.44$, Friedlingstein et al., 2022). Así, la emisión de 1 tonelada de C es equivalente a un forzamiento radiativo por cambios en el albedo de 46.2 GJ.

Los análisis se realizaron en QGIS (QGIS Association. <http://www.qgis.org>), R (www.r-project.org) y Google Earth Engine (<https://earthengine.google.com/>). Las comparaciones se realizaron a través de pruebas de t para muestras pareadas. Los valores

que se reportan corresponden al promedio de las 16 estaciones de crecimiento del período Agosto del 2000 a Julio de 2016.

4.3 Resultados

Las diferencias entre el EVIp de las forestaciones y el de la vegetación espontánea que reemplazan variaron en magnitud y en signo en función de la posición en el gradiente de precipitación, pero fueron estadísticamente significativas en todos los casos (Figura 4.2a, Cuadro 4.2). El EVIp fue mayor en las forestaciones que en pastizales xéricos, subhúmedos o arbustales, pero menor que en las selvas. La mayor y menor diferencia se observó en la Patagonia y Misiones, respectivamente. La magnitud de la diferencia aumentó hacia el extremo más árido del gradiente de precipitación. La precipitación media anual (PMA), calculada como el promedio de la precipitación acumulada en cada sitio durante los 16 años del período de estudio, explicó el 83% y el 66% de las variaciones espaciales del EVIp de la vegetación espontánea y de las forestaciones, respectivamente. Tanto el EVIp de las forestaciones como el de la vegetación espontánea mostró una relación directa con la PMA, sin embargo, la pendiente de la relación fue mayor para la vegetación espontánea que para las forestaciones y lo contrario ocurrió con la ordenada al origen (Figura 4.2b).

Cuadro 4.2: EVIp y EVIcv (promedios del período 2000-2016) en 97 pares de plantaciones de *Pinus* spp. y áreas contiguas con vegetación espontánea concentrados en 5 focos forestales. D.E.: Desvío estándar. Los asteriscos indican el valor p de la prueba de t pareada: ‘****’ $p < 0.001$, ‘***’ $p < 0.05$ y ‘*’ $p < 0.1$.

	EVIp						EVIcv					
	Veg. espontánea		Pinus spp.		Diferencia		Veg. espontánea		Pinus spp.		Diferencia	
	Media	D.E.	Media	D.E.	Media	D.E.	Media	D.E.	Media	D.E.	Media	D.E.
Patagonia	0.160	0.033	0.350	0.042	0,189***	0.046	0.218	0.073	0.119	0.028	-0,099***	0.069
Córdoba	0.260	0.031	0.369	0.027	0,109***	0.034	0.225	0.050	0.102	0.025	-0,124***	0.056
Iberá	0.362	0.020	0.417	0.030	0,055***	0.026	0.177	0.020	0.119	0.025	-0,058***	0.032
ER-Corr	0.370	0.031	0.430	0.040	0,06***	0.030	0.160	0.017	0.116	0.022	-0,043***	0.026
Misiones	0.537	0.021	0.491	0.021	-0,046***	0.023	0.145	0.014	0.134	0.011	-0,011**	0.190

El EVIcv de la vegetación espontánea fue mayor que en las forestaciones en todas las regiones y la magnitud de las diferencias aumentó hacia el extremo más árido del gradiente de precipitación (Figura 4.2b, Cuadro 4.1). En todos los casos las diferencias fueron estadísticamente significativas (Cuadro 4.1). La mayor y menor diferencia se observó en Córdoba y en Misiones, respectivamente. La PMA explicó el 36% y el 9% de las variaciones espaciales del EVIcv de la vegetación espontánea y de las forestaciones, respectivamente. El EVIcv de las forestaciones mostró una relación directa pero débil con la PMA mientras que el de la vegetación espontánea se relacionó de forma inversa y más fuerte con la PMA. La pendiente de la relación fue mayor para la vegetación espontánea que para las forestaciones, al igual que la ordenada al origen (Figura 4.2b).

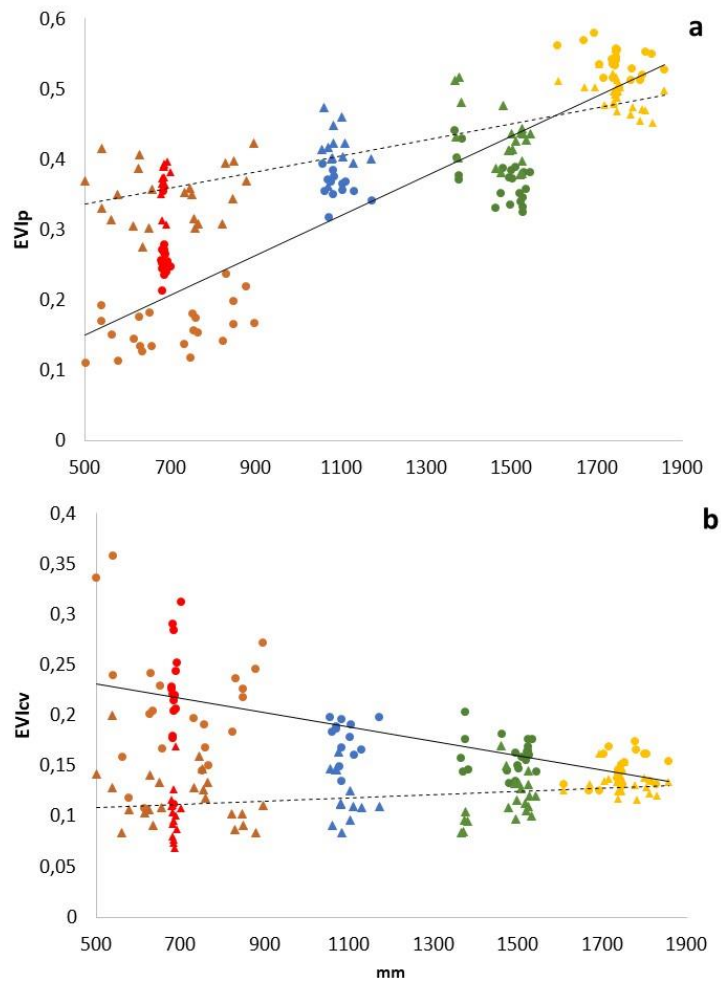


Figura 4.2: Promedio anual (a) y coeficiente de variación intraanual (b) del EVI (promedios del período 2000-2016) en 97 pares de plantaciones de pinos (triángulos) y áreas contiguas con vegetación espontánea (círculos), distribuidos a lo largo de un gradiente de precipitación media anual (PMA) y concentrados en 5 focos forestales (Patagonia= Marrón, Córdoba= Rojo, Iberá= Azul, Norte de Entre Ríos - Sur de Corrientes= Verde, Misiones= Amarillo). Las líneas muestran la recta de ajuste entre el EVIp o el EVIcv y la PMA para plantaciones de pinos (línea punteada) y áreas contiguas con vegetación espontánea (línea llena).

La relación entre las variaciones interanuales del EVIp y las de las PTA fue diferente para los distintos tipos de cobertura y varió en función de la posición en el gradiente de precipitación para la vegetación espontánea, pero no para las forestaciones (Figura 4.3). Se observó una relación significativa (pendientes diferentes a cero) entre el EVIp y la PTA en 36 de 97 (37%) sitios de vegetación espontánea (11/23 en Patagonia, 12/15 en Córdoba, 6/13 en Iberá, 6/21 en Entre Ríos-Corrientes y 1/25 en Misiones) y

solo en 5 forestaciones (3 en Patagonia y 2 en Córdoba). La sensibilidad a las variaciones interanuales de la precipitación fue mayor en la vegetación espontánea de Patagonia y Córdoba (los focos forestales más áridos de este análisis) que en las otras regiones analizadas y a la vez fue mayor que la sensibilidad de las forestaciones. Mientras que la sensibilidad de la vegetación espontánea disminuyó hacia el extremo más húmedo del gradiente, la de las forestaciones se mantuvo estable. La proporción de las variaciones interanuales de la interceptación de radiación explicadas por las variaciones interanuales de la precipitación fue muy baja y estable en las plantaciones forestales, en todos los casos por debajo del 25%. Sin embargo, en la vegetación espontánea se observó un aumento hacia el extremo más árido del gradiente, alcanzando valores de hasta 60%. La posición en el gradiente de precipitaciones explicó el 49 y el 36% de los cambios en la sensibilidad y la determinación climática de la vegetación espontánea, respectivamente, mientras que en las forestaciones explicó menos del 1.5% de ambas medidas.

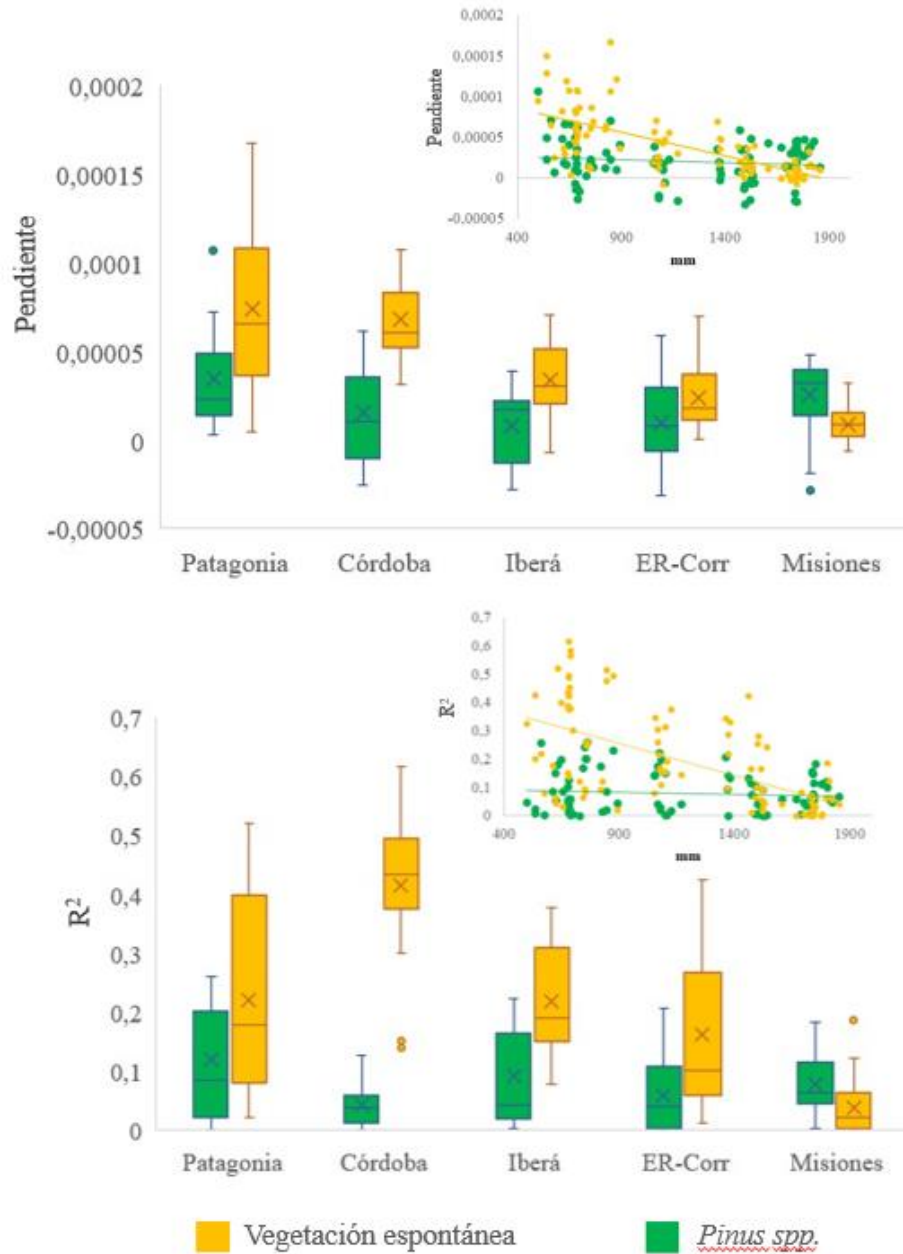


Figura 4.3: Pendiente (arriba) y coeficiente de determinación (R^2 , abajo) de la relación entre el EVI y la precipitación durante el período 2000-2016 para plantaciones de pinos (verde) y áreas contiguas con vegetación espontánea (naranja) en 5 focos forestales. La caja abarca desde el percentil 25 al 75 y las líneas verticales se extienden hasta el valor mínimo y máximo. La línea horizontal dentro de la caja indica el valor mediano, la cruz indica el valor promedio y los puntos por fuera de las líneas indican los valores que se alejan de los percentiles 25 y 75 al menos 1,5 veces el rango intercuartil. Las líneas de color muestran la recta de ajuste entre la pendiente o el R^2 y la precipitación media anual para ambas coberturas.

Las diferencias en el albedo, la ET y la Ts de las forestaciones y el de la vegetación espontánea que reemplazan variaron en magnitud y signo en los distintos focos forestales

(Cuadro 4.3). El albedo fue mayor que en las forestaciones en pastizales xéricos, subhúmedos o arbustales y menor en las selvas. La mayor y menor diferencia se observó en Córdoba y Misiones, respectivamente. El albedo de cada tipo de cobertura y las diferencias entre ellas no estuvieron asociadas a la posición en el gradiente de precipitación. La ET fue significativamente menor en pastizales xéricos, subhúmedos o arbustales que en las forestaciones. Por el contrario, fue mayor en las selvas, aunque la diferencia fue de menor magnitud. La mayor y menor diferencia absoluta se observó en Entre Ríos-Corrientes y Misiones, respectivamente, pero en términos relativos la mayor diferencia se observó en Córdoba, donde la forestación más que duplicó la ET. La PMA explicó el 71 y el 80% de las variaciones espaciales de la ET de la vegetación espontánea y de las forestaciones, respectivamente. Las diferencias entre coberturas no estuvieron asociadas a su posición en el gradiente de precipitación. La Ts fue mayor en pastizales xéricos, subhúmedos o arbustales que en las forestaciones y muy similar en las selvas. La mayor y menor diferencia se observó en Patagonia y Misiones, respectivamente. La magnitud de la diferencia aumentó hacia el extremo más árido del gradiente de precipitación superando los 5 °C. La PMA explicó el 85% de las variaciones espaciales en las diferencias porcentuales entre la Ts de la vegetación espontánea y la de las forestaciones.

Cuadro 4.3: Promedio y desvío estándar (entre paréntesis) del albedo, la evapotranspiración (ET) y la temperatura superficial (Ts) en pares de plantaciones de *Pinus spp.* y áreas contiguas con vegetación espontánea concentrados en 5 focos forestales. Para cada variable se indica el número de pares analizados. Los asteriscos indican el valor p de la prueba de t pareada: ‘***’ $p < 0.001$, ‘**’ $p < 0.05$ y ‘*’ $p < 0.1$. No se incluyen medidas de dispersión ni se realizó el análisis estadístico para la Ts por el reducido número de pares en cada región.

		Patagonia	Córdoba	Iberá	ER-Corr	Misiones
Albedo (n=53)	Veg. espontánea	0.124 (0.019)	0.136 (0,009)	0.138 (0.012)	0.145 (0.007)	0.118 (0.004)
	<i>Pinus spp.</i>	0.108 (0.012)	0.109 (0,008)	0.130 (0.013)	0.123 (0.008)	0.120 (0.003)
	Diferencia	-0.016* (0.017) -13%	-0.028*** (0,013) -20%	-0.008* (0.009) -6%	-0.021*** (0.006) -15%	0.003*** (0.003) 1.7%
ET (mm año ⁻¹ , n=53)	Veg. espontánea	335.9 (65.8)	383.2 (76.6)	635.2 (46.7)	692.4 (77.9)	1487.8 (35.1)
	<i>Pinus spp.</i>	561.1 (167.8)	820.2 (265.5)	876.2 (214.7)	1143.5 (223)	1431.6 (35.7)
	Diferencia	225.2** (150.3) 67%	437** (278.3) 114%	241** (175.1) 38%	451.1*** (197.7) 65%	-56.3*** (19) -4%
Ts (°C, n=14)	Veg. espontánea	19.34	22.84	22.69	25.63	23.45
	<i>Pinus spp.</i>	14.07	19.75	24.56	23.96	23.21
	Diferencia	-5.26 -27%	-3.08 -13.5%	-1.86 -7.6%	-1.67 -6.5%	-0.24 -1%

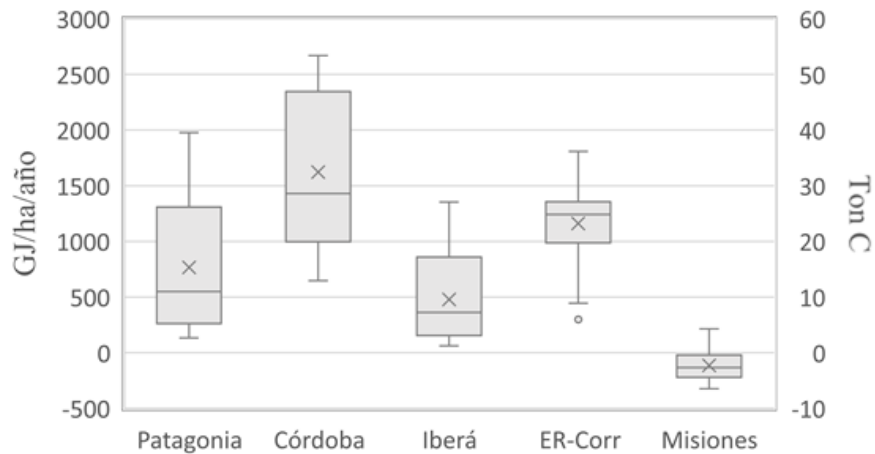


Figura 4.4: Forzamiento radiativo por cambios en el albedo ($FR\alpha$) y su equivalente en C ($EEFR\alpha$) debido al reemplazo de vegetación espontánea por plantaciones de *Pinus spp.* en 5 focos forestales. La línea horizontal dentro de la caja indica el valor mediano, la cruz indica el valor promedio y los puntos por fuera de las líneas indican los valores que se alejan de los percentiles 25 y 75 al menos 1.5 veces el rango intercuartil.

El $FR\alpha$ y el $EEFR\alpha$ varió en magnitud y signo entre zonas como resultado de las diferencias en R_i , albedo y T_{atm} (Figura 4.4, Cuadro 4.4). El $FR\alpha$ fue positivo, es decir

que la forestación induce el calentamiento de la atmósfera por la vía biofísica, cuando las plantaciones forestales reemplazaron vegetación no boscosa. Por el contrario, en la gran mayoría de los sitios de Misiones el $FR\alpha$ fue negativo, es decir que la forestación induce el enfriamiento de la atmósfera por la vía biofísica. Allí, la magnitud de $FR\alpha$ y el $EEFR\alpha$ fue sensiblemente inferior al de las otras zonas debido a que las diferencias en el albedo producidas por el cambio de cobertura ($\Delta\alpha$) fue la más baja de todas las regiones analizadas. Los valores más elevados de $FR\alpha$ y $EEFR\alpha$ se observaron en Córdoba, en donde R_i y T_{atm} son mayores que en las otras zonas y a la vez $\Delta\alpha$ fue máximo. La variación que se observa dentro de cada foco forestal está explicada en mayor medida por la variabilidad de $\Delta\alpha$ entre los pares analizados y en menor medida por la de R_i o T_{atm} . En promedio, el $FR\alpha$ del reemplazo de vegetación espontánea por plantaciones forestales de *Pinus spp.* fue de 766, 1623, 478 y 1161 $GJ\ ha^{-1}\ año^{-1}$ en Patagonia, Córdoba, Iberá y ER-Corr respectivamente, lo que es equivalente a emisiones por 16.6, 35.1, 10.3 y 25.1 Ton C. En Misiones, el $FR\alpha$ en promedio fue de $-115\ GJ\ ha^{-1}\ año^{-1}$, lo que es equivalente al secuestro de 2.5 Ton C.

Cuadro 4.4: Promedio y desvío estándar (entre paréntesis) de la radiación incidente (R_i), la diferencia en albedo ($\Delta\alpha$), la transmitancia atmosférica (T_{atm}), el forzamiento radiativo por cambios en albedo ($FR\alpha$) y su equivalente en C ($EEFR\alpha$) en 54 pares de plantaciones de *Pinus spp.* y áreas contiguas con vegetación espontánea concentrados en 5 focos forestales.

	Patagonia	Córdoba	Iberá	ER-Corr	Misiones
R_i ($MJ\ m^{-2}\ mes^{-1}$)	548 (41.3)	554 (1.4)	536 (1.3)	529 (2.3)	522 (4)
$\Delta\alpha$	0.016 (0.02)	0.028 (0.013)	0.008 (0.009)	0.021 (0.006)	-0.003 (0.003)
T_{atm}	0.899 (0.011)	0.898 (0.001)	0.884 (0.001)	0.879 (0.003)	0.876 (0.001)
$FR\alpha$ ($GJ\ ha^{-1}\ año^{-1}$)	766 (678)	1623 (762)	478 (505)	1161 (363)	-115 (135)
$EEFR\alpha$ (Ton C)	16.6 (14.7)	35.1 (16.5)	10.3 (10.9)	25.1 (7.8)	-2.5 (2.9)

4.4 Discusión

A partir del análisis de más de 33000 ha forestadas con *Pinus spp.* distribuidas en un amplio gradiente ambiental, en este capítulo se caracterizaron los profundos efectos

sobre distintos atributos del funcionamiento ecosistémico que provoca la transformación de la vegetación de distintos biomas en plantaciones forestales. Al reemplazar estepas, pastizales y arbustales e incluso selvas, aunque allí los cambios son de menor magnitud, el establecimiento de plantaciones forestales modifica sustancialmente el intercambio de C, agua y energía entre el ecosistema y la atmósfera. Estos cambios pueden provocar alteraciones del clima a escala local y global, dada la influencia que ejercen los ecosistemas en el sistema climático (Beltrán-Przekurat et al., 2011; Pielke et al., 2007; Salazar et al., 2015). Los resultados de este capítulo, producto de técnicas de teledetección, son consistentes con la evidencia parcial que surge de estudios realizados en distintas porciones del gradiente analizado, algunos de ellos basados en datos relevados en el terreno. En este sentido, pueden nutrir futuros estudios que investiguen las consecuencias climáticas del reemplazo de vegetación espontánea por plantaciones forestales, que aún no fueron abordadas de manera integral en la región.

El establecimiento de plantaciones forestales modifica la magnitud de las ganancias de C y su dinámica estacional. Las ganancias de C de las forestaciones son mayores que las de la vegetación original cuando reemplazan estepas, pastizales o arbustales, aunque esto no implica necesariamente un secuestro de C a largo plazo. En concordancia con los resultados de este capítulo, distintos estudios basados en datos relevados en el terreno o información satelital mostraron que las forestaciones acumulan más C en biomasa que la vegetación que reemplazan cuando se establecen sobre pastizales o arbustales (Laclau, 2003; Noretto et al., 2006; Peri et al., 2017; Vassallo et al., 2013) pero por el contrario, al reemplazar selvas o bosques tropicales, el C almacenado por las forestaciones es menor cuando se lo integra a lo largo del ciclo forestal (Díaz Villa et al., 2022; Zaninovich & Gatti, 2020). Mas aún, estudios locales mostraron que las plantaciones forestales pueden mantener o aumentar el contenido de C de los

suelos en sitios áridos o semiáridos, pero lo pierden en sistemas más húmedos (Berthrong et al., 2012; Ecclesia et al., 2012; Laclau, 2003; Noretto et al., 2006; Zaninovich & Gatti, 2020). Sin embargo, si bien las forestaciones pueden capturar C a través de la acumulación de biomasa y en algunos casos aumentar los contenidos de C del suelo, se ha planteado que la implantación de árboles no configura sumideros de C que aseguren su permanencia a largo plazo (Kirschbaum, 2006), dado que una parte importante del C acumulado puede ser consumido por incendios (Gómez-González et al., 2020), o exportado del sistema con el fin de producir bienes de ciclo de vida corto.

La forestación no solo modificó la magnitud de las ganancias de C, sino también su dinámica estacional. La variación intraanual del EVI fue menor en plantaciones forestales que en pastizales y arbustales (Figura 4.2b, Cuadro 4.2), lo que sugiere una intercepción anual de radiación más estable. La menor variabilidad intraanual en las plantaciones forestales puede tener importantes consecuencias para la evapotranspiración y el rendimiento hidrológico del ecosistema (Farley et al., 2005). Este comportamiento podría estar relacionados con las diferencias fenológicas entre los pastizales y arbustales, y las plantaciones forestales. Mientras las especies de *Pinus* son siempreverdes, los ecosistemas no boscosos que reemplazan poseen e incluso pueden estar dominados por gramíneas C4 (Oyarzabal et al., 2018) y la comunidad vegetal puede mostrar una disminución marcada en la tasa de crecimiento durante los meses de invierno. Esto se ve reflejado en que las diferencias en la dinámica estacional de las ganancias de C disminuyen a medida que aumenta la temperatura media de los sitios analizados.

El establecimiento de plantaciones forestales disminuye el control que ejercen las precipitaciones sobre las variaciones en las ganancias de C (descrita a través de promedio anual del EVI), tanto en el espacio como en el tiempo. En el espacio, es conocido que la precipitación es el principal control de las ganancias de C en pastizales

(Lauenroth & Sala, 1992; Sala et al., 2012), pero no en bosques (Webb et al., 1978). En el tiempo, como muestran los resultados de este capítulo y como ha sido descrito en otros sistemas (ver el Capítulo 3 de esta tesis) la respuesta marginal de las ganancias de C a la precipitación de la vegetación espontánea decrece a lo largo de un gradiente de aumento de las lluvias, aunque los sitios más áridos pueden mostrar una respuesta limitada por restricciones vegetacionales (Fernández, 2007; Paruelo et al., 1999). En el caso de plantaciones forestales la respuesta de las ganancias de C a variaciones interanuales de las precipitaciones fue baja y uniforme a lo largo del gradiente de condición hídrica estudiado. De manera consecuente, el grado de determinación de las ganancias de C respecto de las precipitaciones en las áreas forestadas fue bajo y tampoco varió a lo largo del gradiente. Los árboles podrían acceder a fuentes de agua más profundas que la vegetación que reemplazan (Jackson et al., 2000) y de esta manera reducir su dependencia de las precipitaciones como fuente de agua. En el mismo sentido, por sus raíces más profundas podrían aprovechar eventos de precipitación que la vegetación de raíces más someras no puede aprovechar (Fernández, 2007). En este sentido Jobágyy y Sala (2000) mostraron una respuesta marginal a la precipitación diferencial entre plantas y arbustos en función de la profundidad de sus raíces. Por el contrario, Vassallo et al. (2013) mostraron un mayor acople de las ganancias de C de las forestaciones a las variaciones interanuales en la precipitación con respecto a los pastizales que reemplazan en el litoral del Río Uruguay. Algunas diferencias metodológicas hacen poco comparables los resultados de ambos análisis. Futuros estudios son necesarios para resolver la discrepancia entre estos resultados potencialmente opuestos.

Por la vía biofísica, las plantaciones forestales inducen el calentamiento global al reemplazar ecosistemas no boscosos, a pesar de un aparente enfriamiento local. Aunque

las forestaciones absorben más radiación solar debido a su menor albedo en comparación con la vegetación que reemplazan, presentan una temperatura superficial significativamente menor. Esto es posible por aumentos notables en la evapotranspiración y el consumo de agua, que disminuyen significativamente el rendimiento hidrológico en las cuencas forestadas (Farley et al. 2005). La evapotranspiración traslada energía de la superficie a la atmósfera, que se emite como calor cuando se condensa el vapor de agua. Resultados similares a los de este capítulo fueron reportados en estudios realizados en Argentina (Cristiano et al., 2020; Milkovic et al., 2019; Nosetto et al., 2005) y el hemisferio norte (Kirschbaum et al., 2011; Montenegro et al., 2009; Zhang et al., 2001; Zhao & Jackson, 2014). Una mayor profundidad de raíces, el acceso a fuentes de agua subterránea, un mayor índice de área foliar y un canopy con más rugosidad pueden ser responsables de la mayor evapotranspiración (Canadell et al., 1996; Jobbágy & Jackson, 2004b). Efectos indirectos de este proceso, como el aumento del albedo atmosférico por la formación de nubes y el efecto invernadero del vapor de agua son más difíciles de cuantificar (Bright et al., 2015). Si bien mediante el uso de modelos se sugirió un aumento en la cobertura de nubes (y albedo atmosférico) en regiones forestadas (Bala et al., 2007; Cerasoli et al., 2021), otros estudios mostraron una disminución en la convección y la cobertura de nubes en latitudes medias (Laguë & Swann, 2016; Rabin & Martin, 1996). Mas aun, Swann et al. (2010) sugirieron que la alteración en la evapotranspiración y la temperatura de la superficie pueden inducir un FR comparable al inducido por albedo en ciertas condiciones. La combinación de modelos de circulación global, observaciones basadas en sensores remotos y análisis climáticos retrospectivos pueden contribuir a disminuir las incertidumbres en torno a las retroalimentaciones climáticas del aumento de la evapotranspiración.

El balance neto de los efectos sobre el clima del establecimiento de plantaciones forestales se vuelve difícil de anticipar cuando se consideran tanto la vía biofísica como la biogeoquímica. Esta incertidumbre en parte es resultado de las diferencias estructurales y de manejo en los distintos rodales forestales y en la vegetación que reemplazan, que afectan no solo a sus reservorios y tasa de absorción de C, sino también su albedo y otras variables biofísicas como la rugosidad y conductancia del canopeo. Las estimaciones pareadas del C almacenado en plantaciones forestales y en la vegetación que reemplazan son muy escasas. Los escasos registros indican una diferencia en la biomasa aérea y subterránea de 23-91 Ton C ha⁻¹ en Patagonia (Laclau, 2003; Nosoetto et al., 2006) y 30 Ton C ha⁻¹ en la Mesopotamia (Peri et al., 2017). De acuerdo con dichas estimaciones y las de EEFR α de este capítulo, el efecto biogeoquímico de la forestación superaría el efecto biofísico mediado por la disminución del albedo, y entonces cuando las plantaciones reemplazan vegetación no boscosa el efecto climático neto sería de enfriamiento. Sin embargo, entre el 18 y el 83% del enfriamiento producto de la acumulación de C en la biomasa vegetal podría ser contrarrestado por el cambio en el albedo. En Misiones, el enfriamiento producto del aumento en el albedo luego de la forestación (en promedio equivalente a la remoción de la atmósfera de 2.5 Ton C ha⁻¹), no alcanza a compensar la diferencia en los reservorios de C en biomasa entre forestaciones y selvas, que toma valores de 14-209 Ton C ha⁻¹ (Díaz Villa et al., 2022; Zaninovich & Gatti, 2020), por lo que el efecto climático neto del reemplazo de selvas por forestaciones sería de calentamiento. Los cambios en el C del suelo con la forestación son aún más inciertos, dado que metaanálisis y síntesis globales muestran que luego del establecimiento de plantaciones forestales las pérdidas en el C del suelo son más frecuentes que las ganancias (Berthrong et al., 2009, 2012; Guo & Gifford, 2002). Aunque la forestación en Argentina podría tener un impacto significativo en el clima debido a la

extensa superficie que podría ser forestada (Mesa de Competitividad Foresto Industrial, 2020, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable [MAyDS], 2020), los resultados de este capítulo sugieren que la consideración del $FR\alpha$ podría descontar una fracción significativa del C secuestrado en biomasa. Ciertamente, también es importante y necesario contar con mejores estimaciones de los reservorios de C en los ecosistemas y sus cambios después de la forestación para tener estimaciones más precisas del balance neto de los efectos climáticos por la vía biofísica y la biogeoquímica.

4.4 Conclusión

Los resultados de este capítulo revelan los profundos efectos sobre distintos atributos del funcionamiento ecosistémico que provoca la transformación de la vegetación en plantaciones forestales. En particular, se mostró que la disminución del albedo provocado por el establecimiento de plantaciones forestales puede neutralizar una parte significativa del potencial beneficio climático de la acumulación de C en biomasa. A pesar de que trabajos previos relativizaron los efectos del albedo en latitudes medias (Bala et al., 2007; Betts, 2000) este trabajo y otros recientes (Rohatyn et al., 2022) demuestran claramente que estos efectos también pueden ser significativos debido a un cambio importante en el albedo y una alta carga de radiación solar. Además, existen consecuencias biofísicas adicionales y menos entendidas debido a la alteración de los flujos de calor en la superficie, que pueden tener un mayor impacto en el clima local, y efectos indirectos por el mayor aporte de vapor de agua a la atmósfera, con potenciales impactos locales y globales. Es importante no subestimar ni ignorar las consecuencias biofísicas de los cambios en el uso del suelo sobre el clima, ya que esto reducirá la eficacia de las acciones de mitigación del calentamiento que se centran en la expansión de la cobertura forestal (Jackson et al., 2008).

CAPÍTULO 5
DISCUSIÓN GENERAL

Capítulo 5: Discusión general

En esta tesis se describieron los efectos de los cambios climáticos y de un cambio en el uso y la cobertura del suelo poco estudiado, el establecimiento de plantaciones forestales, sobre las ganancias de C y otras dimensiones del funcionamiento ecosistémico en distintos ecosistemas sudamericanos. La aproximación metodológica involucró técnicas de teledetección y el aprovechamiento de experimentos naturales. En este capítulo se sintetizan los principales resultados, contribuciones y limitantes de esta tesis, así como también se proponen futuras líneas de investigación. Finalmente, se discuten dos problemas ambientales globales en los que se enmarcan los objetivos de esta tesis.

5.1 Aportes y principales resultados de la tesis

5.1.1 Tres décadas de cambios en las áreas protegidas de América del Sur: Aislando los efectos del cambio climático de los producidos por el uso del territorio

Se analizaron c. 402300 km² de ecosistemas protegidos en América del Sur, cuya superficie acumulada equivale a la de la República del Paraguay. Entre los sitios analizados se encuentran algunos de los más húmedos (Utria, Colombia) y más secos (Salar de Huasco, Chile) del planeta junto a desiertos, pastizales, sabanas, bosques secos, templados y húmedos, y selvas. Se observó que las señales más frecuentes de cambio ambiental en el período 1981-2012 en los sitios menos modificados de los biomas sudamericanos fueron aumentos en la temperatura del aire, en la productividad y en la estacionalidad en la producción de biomasa. Sin embargo, también se observó una disminución en la productividad en algunos sitios donde simultáneamente aumentaron las temperaturas y disminuyeron las precipitaciones. Esta tesis aporta evidencia de una correlación entre los cambios funcionales de los ecosistemas y los cambios climáticos, para muchos de los sitios analizados. Es importante resaltar que se observó que las

consecuencias de los cambios climáticos en el funcionamiento de los ecosistemas pueden ser similares a los reportados ante cambios en el uso o la cobertura del suelo, en particular se observó un aumento en la estacionalidad de la producción de biomasa.

5.1.2 Sensibilidad y determinación climática de las ganancias de C de los ecosistemas terrestres de América del Sur

Se caracterizó la relación entre las variaciones interanuales de la precipitación, la temperatura y el IVN (un estimador de las ganancias de C) a lo largo de 31 años y en 201 áreas protegidas de América del Sur. Los resultados mostraron que a través del tiempo las ganancias de C de los ecosistemas áridos aumentan con la precipitación y disminuyen con la temperatura, mientras que en los ecosistemas húmedos aumentan con la temperatura y disminuyen con la precipitación. Es decir que en los años con precipitación por encima de la media los sitios áridos aumentan sus ganancias de C y los húmedos las disminuyen, mientras que en los años con precipitaciones por debajo de la media ocurre lo opuesto. Por su parte, en los años con temperatura por encima de la media los sitios áridos disminuyen sus ganancias de C y los húmedos las aumentan, mientras que en los años con temperatura por debajo de la media se observa lo contrario. A su vez, la ubicación a lo largo de un gradiente de humedad explicó el 68% y el 36% de las variaciones espaciales en la sensibilidad a la precipitación y a la temperatura respectivamente. Por otro lado, los cambios interanuales en las ganancias de C fueron explicados principalmente por cambios en la precipitación en los sitios áridos y por cambios en la temperatura en los sitios húmedos (R^2 entre 0.15 y 0.55). Esta tesis aporta evidencia que indica que los ecosistemas localizados en sitios con clima semiárido serían los más vulnerables (por ser los de mayor sensibilidad y determinación climática, además de presentar una respuesta asimétrica entre años secos vs húmedos y fríos vs secos). Estos

sitios necesitarán potencialmente intervenciones activas para la conservación de la biodiversidad, la oferta de servicios ecosistémicos y el bienestar humano si los cambios direccionales en el clima reducen la disponibilidad de agua para la vegetación, lo que se espera de los aumentos en la temperatura y la mayor variabilidad en las precipitaciones pronosticados por los modelos climáticos.

Las principales contribuciones de los Capítulos 2 y 3 incluyen en primer lugar la descripción de los cambios direccionales, y su heterogeneidad espacial, en variables climáticas y en la magnitud y la dinámica de las ganancias de C de distintos ecosistemas. Las técnicas de teledetección empleadas permitieron realizar esta caracterización con un protocolo consistente para los distintos tipos de ecosistemas a pesar de sus diferencias estructurales. En particular, el análisis incluyó sitios en un gradiente ambiental cuya amplitud no cuenta con antecedentes. También se describió el control que ejercen la temperatura y la precipitación en las variaciones interanuales de las ganancias de C, con una aproximación novedosa al descomponer el análisis en la sensibilidad y la determinación climática. Al poner el foco en las áreas protegidas, por primera vez se aisló el efecto climático del efecto del uso del territorio en la región. Por último, se aportó evidencia que complementa investigaciones previas que mostraron que las áreas protegidas no son sistemas estáticos, sino parte de un contexto socioecológico más amplio y, a su vez, son afectadas por cambios ambientales globales. Entre las limitaciones del estudio se cuenta el compromiso existente entre la resolución espacial de los productos satelitales utilizados y su extensión temporal. Poder analizar 30 años se hizo al costo de un tamaño de píxel de 64 km². Por otro lado, la metodología utilizada no permite capturar aspectos relacionados a respuestas no lineales o umbrales. Otros factores relacionados con la escala temporal no se consideraron en esta tesis (por ejemplo, desfases que resultan de los legados de años anteriores, la variabilidad intraanual o el momento e intensidad de

eventos climáticos). En futuras investigaciones se podría aprovechar el reciente desarrollo de la plataforma Google Earth Engine para el análisis masivo de grandes cantidades de datos que surgen de la mayor oferta de productos satelitales y bases de datos climáticas. Por ejemplo, la mayor resolución espacial de los productos MODIS, que tiene un tamaño de píxel de 5 ha ya cuenta con una extensión temporal de 22 años, permitiría análisis más detallados espacialmente. Por otro lado, se podría aumentar el detalle temporal del análisis para incorporar los factores relacionados a la resolución temporal mencionados anteriormente. En la sección 5.2 se discute una aproximación para el estudio de los efectos de los cambios climáticos sobre los ecosistemas complementaria al análisis regional mediante sensores remotos.

5.1.3 Consecuencias biofísicas de la forestación con *Pinus spp.*

A partir del análisis de más de 33000 ha forestadas con *Pinus spp.* distribuidas en un amplio gradiente ambiental, se caracterizaron los profundos efectos sobre distintos atributos del funcionamiento ecosistémico que provoca la transformación de la vegetación de distintos biomas en plantaciones forestales. Al reemplazar estepas, pastizales y arbustales e incluso selvas, aunque allí los cambios son de menor magnitud, el establecimiento de plantaciones forestales modificó sustancialmente el intercambio de C, agua y energía entre el ecosistema y la atmósfera. Las ganancias de C de las forestaciones son mayores que las de la vegetación original cuando reemplazan estepas, pastizales o arbustales. En estos sitios, las forestaciones inducen el calentamiento global por la vía biofísica al presentar menor albedo que la vegetación que reemplazan. Un cambio en la partición entre calor latente y sensible provoca que, si bien eventualmente puede observarse enfriamiento local, evidenciado por una temperatura de la superficie más baja, al mismo tiempo se observan aumentos notables en la evapotranspiración. Por

otro lado, la forestación disminuyó el control que ejercen las precipitaciones sobre las variaciones en las ganancias de C, tanto en el espacio como en el tiempo. Se cuantificó el calentamiento inducido por la disminución del albedo de la superficie y su equivalente en C, que debe ser descontado del C secuestrado en biomasa al hacer evaluaciones del beneficio climático de las plantaciones forestales.

Las principales contribuciones del Capítulo 4 incluyen en primer lugar la descripción por primera vez de las consecuencias del reemplazo de vegetación espontánea por plantaciones forestales sobre la magnitud y la dinámica de las ganancias de C con un protocolo consistente a lo largo de un amplio gradiente ambiental. Además, se aportó evidencia que complementa investigaciones previas que mostraron un aumento notable del consumo de agua luego de la forestación. Finalmente, por primera vez se cuantificó en la región el equivalente en C del forzamiento radiativo por cambios en el albedo como consecuencia del reemplazo de vegetación espontánea por plantaciones forestales. Las principales limitaciones de los resultados de este capítulo están asociadas a que la resolución espacial de los productos satelitales utilizados restringió el análisis al subconjunto de las plantaciones de mayor extensión. Sin embargo, los patrones observados no serían dependientes de la escala espacial y por lo tanto pueden ser extrapolados a plantaciones de menor tamaño. Por otro lado, aunque probablemente el albedo sea el principal forzante de la vía biofísica, la caracterización del forzamiento radiativo de la vía biofísica se encuentra incompleta dado que otros forzantes no fueron incluidos en el análisis por no haberse desarrollado aun las metodologías apropiadas. Por último, son escasas las estimaciones pareadas del tamaño de los reservorios de C en las plantaciones forestales y de la vegetación que reemplazan. La cantidad limitada de investigaciones de este tipo documentadas podrían presentar sesgos que afecten las comparaciones de este capítulo.

Futuras investigaciones deberían enfocarse en desarrollar metodologías y productos para realizar análisis equivalentes a los realizados en este capítulo con una resolución espacial de mayor detalle, y así poder caracterizar mejor la heterogeneidad de cada zona y extender el análisis a otros contextos ambientales. Por otro lado, se hace necesario cuantificar el forzamiento radiativo y su equivalente en C de otras consecuencias de la forestación. Por ejemplo, el aumento en la evapotranspiración aporta vapor de agua a la atmósfera que a la vez que actúa como un gas de efecto invernadero aumenta el albedo de la atmósfera. La estimación del efecto neto de estos forzantes de signo opuesto no cuenta con antecedentes y es un desafío importante para la investigación de los impactos de los cambios en el uso de suelo y su mitigación. Finalmente, es necesario generar estimaciones más precisas del C acumulado en la biomasa tanto en las plantaciones forestales como en la vegetación que reemplazan, en los distintos contextos ambientales en los que esta transformación tiene lugar.

5.2 Incertidumbres en la respuesta de las ganancias de C a las variaciones del clima

Caracterizar la respuesta a los cambios climáticos, como se ha hecho en esta tesis, es un primer paso necesario para avanzar en la identificación y comprensión de los procesos y mecanismos subyacentes que resultan en diferentes respuestas de la vegetación a las variaciones del clima. Se ha propuesto que los experimentos manipulativos son los más indicados para dilucidar esos mecanismos (Luo et al., 2017; Mowll et al., 2015). Así, las redes globales de experimentos coordinados ofrecen la posibilidad tanto de comparar la sensibilidad de los ecosistemas a distintas dimensiones del Cambio Global como de identificar los mecanismos que subyacen a esas respuestas (Borer et al., 2014; Fraser et al., 2013; Yahdjian et al., 2021). Estas iniciativas contemplan protocolos comunes para la medición de variables de una manera que puedan ser

comparables entre sí, dado que el uso de metodologías diversas limita la fortaleza de las inferencias que se extraen de síntesis globales (Bondaruk et al., 2022; Vicca et al., 2012).

Los experimentos distribuidos y coordinados deberían contemplar diseños multifactoriales, dado que los efectos de la precipitación y la temperatura pueden no ser aditivos y existir interacciones complejas (Mowll et al., 2015; Wu et al., 2011). En el caso de la precipitación, se hace necesario evaluar el efecto de la estacionalidad, intensidad y frecuencia de los eventos, además de la cantidad total de agua precipitada. Mas aún, es necesario comprender cómo se afecta la disponibilidad de agua para las plantas luego de cada evento de precipitación (Fernández, 2007). Por otro lado, Mowll et al. (2015) señalaron distintos motivos por los cuales los estudios de gradientes pueden ser inadecuados para describir la sensibilidad de las ganancias de C a cambios en la temperatura y propusieron que sea estudiada mediante manipulaciones controladas. En un contexto de cambios direccionales, los experimentos deben contemplar niveles que exploren situaciones extremas y sin análogos en el pasado (Knapp et al., 2017). Dado que la capacidad de estas redes para arrojar luz sobre la sensibilidad de los ecosistemas al Cambio Global depende del grado en que cubran una proporción significativa del rango global de variables climáticas, del suelo y de la vegetación (Yahdjian et al., 2021), se hace necesario extender el establecimiento de experimentos a biomas y regiones subrepresentados, para reducir el sesgo que existe actualmente hacia el bioma pastizal y sitios ubicados en el hemisferio norte (Wu et al., 2011).

Por último, se ha propuesto dedicarles más atención a procesos subterráneos como la productividad primaria neta subterránea, la respiración del suelo, la biomasa microbiana y la dinámica del C del suelo (Jackson et al., 2017; Luo et al., 2017; Wu et al., 2011). El intercambio neto de C entre el ecosistema y la atmósfera depende no solo de las ganancias de C y su aporte a la biomasa aérea, sino también de otros procesos en

general menos estudiados y que pueden tener distintas sensibilidades a los cambios climáticos (Heimann & Reichstein, 2008). Futuros estudios son necesarios en esa dirección.

5.3 ¿Plantar árboles para combatir el calentamiento global?

El rol de las plantaciones forestales en el marco de una estrategia global para mitigar los efectos del cambio climático a través del secuestro de C forma parte de la agenda de política ambiental de los gobiernos y está en debate en la comunidad científica. Un informe reciente del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático indica que sería necesario un aumento de 9.5 millones de km² en la superficie cubierta por bosques para limitar el calentamiento global a 1.5 °C para 2050 (IPCC, 2018). La propuesta de plantar billones de árboles en los próximos años integra acuerdos y programas de cooperación internacional como la Estrategia de Comisión Europea para la Biodiversidad 2030 (Comisión Europea, s.f.) o la iniciativa “Desafío de Bonn” de la Unión Internacional para la conservación de la Naturaleza (Dave et al., 2019). Dentro de los compromisos asumidos en el Acuerdo de Paris, tanto Argentina como otros países de la región y el mundo se comprometieron a incrementar la superficie ocupada por plantaciones forestales para contrarrestar sus emisiones de C a la atmósfera (Alvarez-Garreton et al., n.d.; Gallo & Albrecht, 2019; MAyDS, 2020). Organizaciones No Gubernamentales de alcance global, regional o local lanzaron iniciativas en las que proponen implantar árboles en el orden del billón (Holl & Brancalion, 2020) y el desarrollo de mercados de C puede constituir el marco financiero para que estas propuestas prosperen, además de incentivar el aumento de las plantaciones comerciales (Grafton et al., n.d.; Lewis et al., 2019).

A nivel global, Bastin et al. (2019) identificaron 9 millones de km² que actualmente no sostienen bosques, áreas urbanas o bajo uso agrícola en donde proponen que se implanten árboles como la mejor estrategia para limitar el aumento de la concentración de CO₂ en la atmósfera. En contraposición, Baldocchi y Peñuelas (2019) pusieron en duda la efectividad de esta propuesta al señalar que la tasa de captura de C de la vegetación en general es sensiblemente menor a la tasa a la que las actividades humanas emiten gases de efecto invernadero. Se suma a lo anterior, que la implantación de árboles no configura sumideros de C que aseguren su permanencia a largo plazo, por ejemplo, ante el riesgo de incendios (Gómez-González et al., 2020), y mucho menos si se trata de plantaciones comerciales que reemplazan o se establecen en sitios originalmente cubiertos por bosques, dado que las plantaciones secuestran una cantidad de C sensiblemente menor al que se secuestraría al restaurar los bosques nativos (Lewis et al., 2019; Poorter et al., 2016; Zaninovich & Gatti, 2020). Además, metaanálisis y síntesis globales muestran que luego del establecimiento de plantaciones forestales las pérdidas en el C del suelo son más frecuentes que las ganancias (Berthrong et al., 2009; Guo & Gifford, 2002; Li et al., 2012; Nave et al., 2013; Paul et al., 2002). Otros estudios alertaron sobre la amenaza que estas propuestas ejercen sobre la regulación del ciclo hidrológico (Farley et al., 2005; Jackson et al., 2005; Jobbágy et al., 2012b) y la conservación de la biodiversidad (Bond et al., 2019; Seddon et al., 2021; Veldman et al., 2015).

Los resultados de esta tesis y trabajos previos (Betts, 2000; Rohatyn et al., 2022) demuestran claramente que los beneficios climáticos de la forestación estarían sobreestimados si no son consideradas las consecuencias biofísicas de la transformación del territorio. En este sentido, es necesario contemplar los efectos biofísicos en el desarrollo de políticas, regulaciones y mecanismos internacionales porque de no hacerlo se corre el riesgo de promover soluciones subóptimas o que incluso exacerben el

problema del calentamiento global mediante incentivos perversos. En particular, aquellos *instrumentos económicos basados en mercados para la conservación de la naturaleza*, como los sistemas de emisiones de C negociables o la certificación por organizaciones privadas de “Unidades verificadas de Carbono” (Yamin, 2014), que apunten a comercializar C capturado en plantaciones forestales deberían descontar el equivalente en C del forzamiento radiativo por la vía biofísica que provoca la forestación. Los resultados de esta tesis aportan evidencia en ese sentido y pueden nutrir futuros estudios que investiguen el balance de los efectos sobre el clima de los cambios biogeoquímicos y biofísicos que provoca el reemplazo de vegetación espontánea por plantaciones forestales, un tema que debe ser profundizado en la región.

5.4 Consideraciones finales

Esta tesis se enmarca en el enorme desafío que representa para la humanidad enfrentar las consecuencias negativas en el ambiente de sus propias actividades, dado que la sustentabilidad de los ecosistemas de todo el planeta y el bienestar humano se encuentran amenazados por el Cambio Global antropogénico. Se utilizaron técnicas de teledetección para buscar respuestas a preguntas relativamente poco exploradas por la comunidad científica analizando *experimentos naturales*. Los experimentos manipulativos resultan prácticamente imposibles a la escala espacial y temporal de los fenómenos abordados. Debido a ello, una parte importante de la tesis está basada en estudios observacionales y análisis correlativos a partir de los cuales, si bien no se puede determinar causalidad, a la luz del conocimiento previo permiten hacer inferencias y especulaciones con robustez. En conjunto, los resultados y conclusiones presentados en esta tesis poseen las limitaciones propias de la aproximación utilizada y del intento de abordar procesos complejos mediante ineludibles simplificaciones. Sin embargo, la

necesidad urgente de comprender los fenómenos abordados justifica este tipo de aproximaciones, que son capaces de contribuir al estudio del Cambio Global. Ciertamente, dada la magnitud del fenómeno y su complejidad, su estudio requiere un abordaje multidisciplinario que involucre la realización de estudios de largo plazo, la reconstrucción de eventos pasados, la sustitución de espacio por tiempo mediante estudios de gradientes, y manipulaciones experimentales. La coordinación de estos esfuerzos es necesaria para la comprensión de las consecuencias del Cambio Global y definir caminos de acción colectiva. Se hace necesario, y de manera cada vez más urgente, modificar normas o conductas sociales y la acción coordinada de múltiples actores sociales para el diseño y la ejecución de políticas públicas y prácticas de manejo de los recursos naturales que aseguren la sustentabilidad de los ecosistemas, la conservación de la biodiversidad y la provisión de los servicios ecosistémicos que sostienen el bienestar de los habitantes del planeta.

BIBLIOGRAFÍA

Bibliografía

- Abatzoglou, J. T. (2013). Development of gridded surface meteorological data for ecological applications and modelling. *International Journal of Climatology*, 33(1), 121–131. <https://doi.org/10.1002/joc.3413>
- Alcaraz-Segura, D., Cabello, J., Paruelo, J. M., & Delibes, M. (2008). Trends in the surface vegetation dynamics of the national parks of Spain as observed by satellite sensors. In *Applied Vegetation Science* (Vol. 11). <https://doi.org/10.3170/2008-7-18522>
- Alcaraz-Segura, D., Cabello, J., Paruelo, J. M., & Delibes, M. (2009). Use of descriptors of ecosystem functioning for monitoring a national park network: A remote sensing approach. *Environmental Management*, 43(1), 38–48. <https://doi.org/10.1007/s00267-008-9154-y>
- Alcaraz-Segura, D., Liras, E., Tabik, S., Paruelo, J., & Cabello, J. (2010). Evaluating the consistency of the 1982–1999 NDVI trends in the Iberian Peninsula across four time-series derived from the AVHRR sensor: LTDR, GIMMS, FASIR, and PAL-II. *Sensors*, 10(2), 1291–1314.
- Alvarez-Garreton, C., Lara, A., Boisier, J., Forests, M. G., & 2019, undefined. (n.d.). The impacts of native forests and forest plantations on water supply in Chile. *Mdpi.Com*. Retrieved October 23, 2022, from <https://www.mdpi.com/471532>
- Andam, K. S., Ferraro, P. J., Pfaff, A., Sanchez-Azofeifa, G. A., & Robalino, J. A. (2008). Measuring the effectiveness of protected area networks in reducing deforestation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105(42), 16089–16094. <https://doi.org/10.1073/pnas.0800437105>
- Anderson, R. G., Canadell, J. G., Randerson, J. T., Jackson, R. B., Hungate, B. A., Baldocchi, D. D., Ban-Weiss, G. A., Bonan, G. B., Caldeira, K., Cao, L., Diffenbaugh, N. S., Gurney, K. R., Kueppers, L. M., Law, B. E., Luysaert, S., & O'Halloran, T. L. (2011). Biophysical considerations in forestry for climate protection. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(3), 174–182. <https://doi.org/10.1890/090179>
- Austin, A. T., & Vitousek, P. M. (1998). Nutrients dynamics on a precipitation gradient in Hawaii. *Oecologia*, 113, 519–529.
- Baeza, S., Vélez-Martin, E., de Abelleira, D., Bancharo, S., Gallego, F., Schirmbeck, J., Veron, S., Vallejos, M., Weber, E., Oyarzabal, M., Barbieri, A., Petek, M., Guerra Lara, M., Sarrailhé, S. S., Baldi, G., Bagnato, C., Bruzzone, L., Ramos, S., & Hasenack, H. (2022). Two decades of land cover mapping in the Río de la Plata grassland region: The MapBiomias Pampa initiative. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 28, 100834. <https://doi.org/10.1016/J.RSASE.2022.100834>
- Bala, G., Caldeira, K., Wickett, M., Phillips, T. J., Lobell, D. B., Delire, C., & Mirin, A. (2007). Combined climate and carbon-cycle effects of large-scale deforestation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*,

- 104(16), 6550–6555.
https://doi.org/10.1073/PNAS.0608998104/SUPPL_FILE/08998SIFIG5.PDF
- Baldi, G., Noretto, M. D., Aragón, R., Aversa, F., Paruelo, J. M., & Jobbágy, E. G. (2008). Long-term satellite NDVI data sets: Evaluating their ability to detect ecosystem functional changes in South America. *Sensors*, 8(9), 5397–5425. <https://doi.org/10.3390/s8095397>
- Baldi, G., Schauman, S., Texeira, M., Marinaro, S., Martin, O. A., Gandini, P., & Jobbágy, E. G. (2019). Nature representation in South American protected areas: Country contrasts and conservation priorities. *PeerJ*, 2019(7), e7155. <https://doi.org/10.7717/PEERJ.7155/SUPP-8>
- Baldi, G., Texeira, M., Martin, O. A., Grau, H. R., & Jobbágy, E. G. (2017). Opportunities drive the global distribution of protected areas. *PeerJ*, 5, e2989. <https://doi.org/10.7717/peerj.2989>
- Baldocchi, D., & Penuelas, J. (2019). The physics and ecology of mining carbon dioxide from the atmosphere by ecosystems. *Global Change Biology*, 25(4), 1191–1197. <https://doi.org/10.1111/GCB.14559>
- Baret, F., & Guyot, G. (1991). Potentials and limits of vegetation indices for LAI and APAR assessment. *Remote Sensing of Environment*, 35, 161–173.
- Bastin, J. F., Finegold, Y., Garcia, C., Mollicone, D., Rezende, M., Routh, D., Zohner, C. M., & Crowther, T. W. (2019). The global tree restoration potential. *Science*, 364(6448), 76–79. https://doi.org/10.1126/SCIENCE.AAX0848/SUPPL_FILE/AAX0848_BASTIN_S_M_DATA-FILE-S1.CSV
- Beck, H. E., McVicar, T. R., van Dijk, A. I. J. M., Schellekens, J., de Jeu, R. A. M., & Bruijnzeel, L. A. (2011). Global evaluation of four AVHRR–NDVI data sets: Intercomparison and assessment against Landsat imagery. *Remote Sensing of Environment*, 115(10), 2547–2563. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.05.012>
- Behnke, R., Vavrus, S., Allstadt, A., Albright, T., Thogmartin, W. E., & Radeloff, V. C. (2016). Evaluation of downscaled, gridded climate data for the conterminous United States. *Ecological Applications*, 26(5), 1338–1351. <https://doi.org/10.1002/15-1061>
- Beltrán-Przekurat, A., Pielke, R. A., Eastman, J. L., & Coughenour, M. B. (2011). Modeling the effects of land-use/land-cover changes on the near-surface atmosphere in southern South America. *International Journal of Climatology*, 31, n/a-n/a.
- Berthrong, S. T., Jobbágy, E. G., & Jackson, R. B. (2009). A global meta-analysis of soil exchangeable cations, pH, carbon, and nitrogen with afforestation. *Ecological Applications*, 19(2228–41).
- Berthrong, S. T., Piñeiro, G., Jobbágy, E. G., & Jackson, R. B. (2012). Soil C and N changes with afforestation of grasslands across gradients of precipitation and plantation age. *Ecological Applications*, 22(1), 76–86. <https://doi.org/10.1890/10-2210.1>

- Betts, R. A. (2000). Offset of the potential carbon sink from boreal forestation by decreases in surface albedo. *Nature* 2000 408:6809, 408(6809), 187–190. <https://doi.org/10.1038/35041545>
- Betts, R. A., Falloon, P. D., Goldewijk, K. K., & Ramankutty, N. (2007). Biogeophysical effects of land use on climate: Model simulations of radiative forcing and large-scale temperature change. *Agricultural and Forest Meteorology*, 142, 216–233.
- Boisvenue, C., & Running, S. W. (2006). Impacts of climate change on natural forest productivity - evidence since the middle of the 20th century. *Global Change Biology*, 12, 862–882.
- Bond, W. J., Stevens, N., Midgley, G. F., & Lehmann, C. E. R. (2019). The Trouble with Trees: Afforestation Plans for Africa. *Trends in Ecology & Evolution*, 34(11), 963–965. <https://doi.org/10.1016/J.TREE.2019.08.003>
- Bondaruk, V. F., Oñatibia, G. R., Wilcox, K. R., Yahdjian, L., & Morgan, J. (2022). Standardized indices to estimate sensitivity to drought across ecosystems. *Applied Vegetation Science*, 25(3), e12674. <https://doi.org/10.1111/AVSC.12674>
- Borer, E. T., Harpole, W. S., Adler, P. B., Lind, E. M., Orrock, J. L., Seabloom, E. W., & Smith, M. D. (2014). Finding generality in ecology: a model for globally distributed experiments. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(1), 65–73. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12125>
- Bright, R. M., & Lund, M. T. (2021). CO₂-equivalence metrics for surface albedo change based on the radiative forcing concept: A critical review. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 21(12), 9887–9907. <https://doi.org/10.5194/ACP-21-9887-2021>
- Bright, R. M., & T.L. O'Halloran. (2019). A monthly shortwave radiative forcing kernel for surface albedo change using CERES satellite data ver 1. *Environmental Data Initiative*.
- Bright, R. M., Zhao, K., Jackson, R. B., & Cherubini, F. (2015). Quantifying surface albedo and other direct biogeophysical climate forcings of forestry activities. *Global Change Biology*, 21(9), 3246–3266. <https://doi.org/10.1111/GCB.12951>
- Brockerhoff, E. G., Jactel, H., Parrotta, J. A., Quine, C. P., & Sayer, J. (2008). Plantation forests and biodiversity: Oxymoron or opportunity? *Biodiversity and Conservation*, 17(5), 925–951. <https://doi.org/10.1007/S10531-008-9380-X/FIGURES/2>
- Cabello, J., Alcaraz-Segura, D., Altesor, A., Delibes, M., Baeza, S., & Liras, E. (2008). Funcionamiento ecosistémico y evaluación de prioridades geográficas en conservación. In *Revista Ecosistemas* (Vol. 17, Issue 3). <https://doi.org/10.7818/re.2014.17-3.00>
- Cabello, J., Fernández, N., Alcaraz-Segura, D., Oyonarte, C., Piñeiro, G., Altesor, A., Delibes, M., & Paruelo, J. M. (2012). The ecosystem functioning dimension in conservation: Insights from remote sensing. *Biodiversity and Conservation*, 21(13), 3287–3305. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0370-7>

- Canadell R.B. Jackson, J.B. Ehleringer, H.A. Mooney, O.E. Sala, and E.D. Schulze., J. (1996). Maximum rooting depth of vegetation types at the global scale. *Oecologia*, 108, 583–595.
- Cerasoli, S., Yin, J., & Porporato, A. (2021). Cloud cooling effects of afforestation and reforestation at midlatitudes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 118(33), e2026241118. https://doi.org/10.1073/PNAS.2026241118/SUPPL_FILE/PNAS.2026241118.SAPP.PDF
- Chapin, F. S., Matson, P. A., & Mooney, H. A. (2002). *Principles of terrestrial ecosystem ecology*. Springer.
- Chrysoulakis, N., Mitraka, Z., & Gorelick, N. (2019). Exploiting satellite observations for global surface albedo trends monitoring. *Theoretical and Applied Climatology*, 137(1–2), 1171–1179. <https://doi.org/10.1007/S00704-018-2663-6/FIGURES/3>
- Chuvieco, E. (2002). *Teledetección Ambiental: la observación de la Tierra desde el espacio*. Ariel Ciencia Ed.
- Ciais, P., Reichstein, M., Viovy, N., Granier, A., Ogée, J., Allard, V., Aubinet, M., Buchmann, N., Bernhofer, C., Carrara, A., Chevallier, F., de Noblet, N., Friend, A. D., Friedlingstein, P., Grünwald, T., Heinesch, B., Keronen, P., Knohl, A., Krinner, G., ... Valentini, R. (2005). Europe-wide reduction in primary productivity caused by the heat and drought in 2003. *Nature*, 437(7058), 529–533. <https://doi.org/10.1038/nature03972>
- Clark, D. A., Brown, S., Kicklighter, D. W., Chambers, J. Q., Thomlinson, J. R., & Ni, J. (2001). Measuring Net Primary Production in Forests: Concepts and Field Methods. *Ecological Applications*, 11(2), 356–370. <http://links.jstor.org/sici?sici=1051-0761%2528200104%252911%253A2%253C356%253AMNPPIF%253E2.0.CO%253B2-Q>
- Comisión Europea. (n.d.). *COMMITTEE AND THE COMMITTEE OF THE REGIONS EU Biodiversity Strategy for 2030 Bringing nature back into our lives*. Retrieved October 23, 2022, from <https://ec.europa.eu/research/environment/index.cfm?pg=nbs>
- Cook, J., Oreskes, N., Doran, P. T., Anderegg, W. R. L., Verheggen, B., Maibach, E. W., Carlton, J. S., Lewandowsky, S., Skuce, A. G., Green, S. A., Nuccitelli, D., Jacobs, P., Richardson, M., Winkler, B., Painting, R., & Rice, K. (2016). Consensus on consensus: a synthesis of consensus estimates on human-caused global warming. *Environmental Research Letters*, 11(4), 048002. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/4/048002>
- Costanza, R. (1992). *Towards an operational definition of ecosystem health*. En R. Costanza, B. G. Norton, & B. D. Haskell, editores. *Ecosystem health: new goals for environmental management*. Island Press, Washington, D.C., USA.
- Cristiano, P. M., Díaz Villa, M. V. E., de Diego, M. S., Lacoretz, M. v., Madanes, N., & Goldstein, G. (2020). Carbon assimilation, water consumption and water use

- efficiency under different land use types in subtropical ecosystems: from native forests to pine plantations. *Agricultural and Forest Meteorology*, 291, 108094. <https://doi.org/10.1016/J.AGRFORMET.2020.108094>
- Crowther, T. W., Todd-Brown, K. E. O., Rowe, C. W., Wieder, W. R., Carey, J. C., Machmuller, M. B., Snoek, B. L., Fang, S., Zhou, G., Allison, S. D., Blair, J. M., Bridgham, S. D., Burton, A. J., Carrillo, Y., Reich, P. B., Clark, J. S., Classen, A. T., Dijkstra, F. A., Elberling, B., ... Bradford, M. A. (2016). Quantifying global soil carbon losses in response to warming. *Nature*, 540(7631), 104–108. <https://doi.org/10.1038/nature20150>
- Cubbage, F., mac Donagh, P., Sawinski Júnior, J., Rubilar, R., Donoso, P., Ferreira, A., Hoeflich, V., Olmos, V., Ferreira, G., Balmelli, G., Siry, J., Báez, M., & Alvarez, J. (2007). Timber investment returns for selected plantations and native forests in South America and the Southern United States. *New Forests*, 33, 237–255.
- Cumming, G. S., Allen, C. R., Ban, N. C., Biggs, D., Biggs, H. C., Cumming, D. H. M., de Vos, A., Epstein, G., Etienne, M., Maciejewski, K., Mathevet, R., Moore, C., Nenadovic, M., & Schoon, M. (2015). Understanding protected area resilience: a multi-scale, social-ecological approach. *Ecological Applications*, 25(2), 299–319. <https://doi.org/10.1890/13-2113.1>
- Daily, G. C. (1997). *Nature's services*. Island Press.
- Dave, R., Saint-Laurent, C., Murray, L., Daldegan, G. A., Brouwer, R., Alberto, C., Scaramuzza, M., Raes, L., Simonit, S., Catapan, M., Contreras, G. G., Ndoli, A., Karangwa, C., Perera, N., Hingorani, S., & Pearson, T. (n.d.). *Second Bonn Challenge progress report Application of the Barometer in 2018*.
- Davies, G. M., & Gray, A. (2015). Don't let spurious accusations of pseudoreplication limit our ability to learn from natural experiments (and other messy kinds of ecological monitoring). *Ecology and Evolution*, 5(22), 5295–5304. <https://doi.org/10.1002/ECE3.1782>
- de Frenne, P., Graae, B. J., Rodríguez-Sánchez, F., Kolb, A., Chabrierie, O., Decocq, G., de Kort, H., de Schrijver, A., Diekmann, M., Eriksson, O., Gruwez, R., Hermy, M., Lenoir, J., Plue, J., Coomes, D. A., & Verheyen, K. (2013). Latitudinal gradients as natural laboratories to infer species' responses to temperature. *Journal of Ecology*, 101(3), 784–795. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12074>
- DeFries, R., Foley, J., & Asner, G. P. (2004). Land Use Choices: Balancing Human Needs and Ecosystem Function. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2(5), 249–257.
- del Grosso, S., Parton, W., Stohlgren, T., Zheng, D., Bachelet, D., Prince, S., Hibbard, K., & Olson, R. (2008). Global potential net primary production predicted from vegetation class, precipitation, and temperature. *Ecology*, 89(8), 2117–2126. <http://dx.doi.org/10.1890%252F07-0850.1>
- di Bella, C. M., Rebella, C. M., & Paruelo, J. M. (2000). Evapotranspiration estimates using NOAA AVHRR imagery in the Pampa region of Argentina. *International*

Journal of Remote Sensing, 21(4), 791–797.
<https://doi.org/10.1080/014311600210579>

- di Bella, C., Paruelo, J. M., Becerra, J. E., Bacour, C., & Baret, F. (2004). Effect of senescent leaves on NDVI-based estimates of fAPAR: experimental and modelling evidences. *International Journal of Remote Sensing*, 25(23), 5415–5427.
- Diamond, J. M. (1983). Ecology: Laboratory, field and natural experiments. *Nature*, 304(5927), 586–587.
- Diamond, J. M. (1986). Overview: Laboratory experiments, field experiments, and natural experiments. In J. M. Diamond & T. J. Case (Eds.), *Community ecology* (pp. 3–22). Harper and Row, Nueva York, USA.
- Díaz Villa, M. V. E., Cristiano, P. M., De Diego, M. S., Rodríguez, S. A., Efron, S. T., Bucci, S. J., Scholz, F., & Goldstein, G. (2022). Do selective logging and pine plantations in humid subtropical forests affect aboveground primary productivity as well as carbon and nutrients transfer to soil? *Forest Ecology and Management*, 503, 119736. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2021.119736>
- Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. J. B., & Collen, B. (2014). Defaunation in the Anthropocene. *Science*, 345(6195), 401–406. <https://doi.org/10.1126/SCIENCE.1251817>
- Dormann, C. F., Elith, J., Bacher, S., Buchmann, C., Carl, G., Carré, G., Marquéz, J. R. G., Gruber, B., Lafourcade, B., Leitão, P. J., Münkemüller, T., McClean, C., Osborne, P. E., Reineking, B., Schröder, B., Skidmore, A. K., Zurell, D., & Lautenbach, S. (2013). Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography*, 36(1), 27–46. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2012.07348.x>
- Douville, H., Ribes, A., Decharme, B., Alkama, R., & Sheffield, J. (2012). Anthropogenic influence on multidecadal changes in reconstructed global evapotranspiration. *Nature Climate Change* 2012 3:1, 3(1), 59–62. <https://doi.org/10.1038/nclimate1632>
- Dudley, N. (2008). *Guidelines for applying protected area management categories*. IUCN.
- Dudley, N., MacKinnon, K., & Stolton, S. (2014). The role of protected areas in supplying ten critical ecosystem services in drylands: a review. *Biodiversity*, 15(2–3), 178–184. <https://doi.org/10.1080/14888386.2014.928790>
- Eastman, J., Sangermano, F., Machado, E., Rogan, J., & Anyamba, A. (2013). Global Trends in Seasonality of Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), 1982–2011. *Remote Sensing*, 5(10), 4799–4818. <https://doi.org/10.3390/rs5104799>
- Eclesia, R. P., Jobbagy, E. G., Jackson, R. B., Biganzoli, F., & Piñeiro, G. (2012). Shifts in soil organic carbon for plantation and pasture establishment in native forests and grasslands of South America. *Global Change Biology*, 18(10), 3237–3251. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02761.x>
- Ellis, E. C. (2011). Anthropogenic transformation of the terrestrial biosphere. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and*

- Engineering Sciences*, 369(1938), 1010–1035.
<https://doi.org/10.1098/RSTA.2010.0331>
- Ellis, E. C., & Ramankutty, N. (2008). Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(8), 439–447.
<https://doi.org/10.1890/070062>
- Epstein, H. E., Lauenroth, W. K., & Burke, I. C. (1997). Effects of Temperature and Soil Texture on ANPP in the U.S. Great Plains. *Ecology*, 78(8), 2628.
<https://doi.org/10.2307/2265921>
- FAO. (2021). *Evaluación de los recursos forestales mundiales 2020 - Informe principal*. . Roma .
- Farley, K. A., Jobbágy, E. G., & Jackson, R. B. (2005). Effects of afforestation on water yield: A global synthesis with implications for policy. *Global Change Biology*, 11, 1565–1576.
- Farley, K., Piñeiro, G., Palmer, S., Jobbágy, E. G., & Jackson, R. (2008). Stream acidification and base cation losses with grassland afforestation. *Water Resources Research*, 45(7), art. no. W00A03.
- Feeley, K. J., Wright, S. J., Supardi, M. N. N., Kassim, A. R., & Davies, S. J. (2007). Decelerating growth in tropical forest trees. *Ecology Letters*, 10, 461–469.
- Fernández, N., Paruelo, J. M., & Delibes, M. (2010). Ecosystem functioning of protected and altered Mediterranean environments: A remote sensing classification in Doñana, Spain. *Remote Sensing of Environment*, 114(1), 211–220.
<https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.09.001>
- Fernández, R. (2007). On the frequent lack of response of plants to rainfall events in arid areas. *Journal of Arid Environments*, 68(4), 688–691.
- Fisher, B., Turner, R. K., & Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68(3), 643–653. D
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice, I. C., Ramankutty, N., & Snyder, P. K. (2005). Global Consequences of Land Use. *Science*, 309(5734), 570–574. <http://www.sciencemag.org/cgi/content/abstract/309/5734/570>
- Fraser, L. H., Henry, H. al, Carlyle, C. N., White, S. R., Beierkuhnlein, C., Cahill, J. F., Casper, B. B., Cleland, E., Collins, S. L., Dukes, J. S., Knapp, A. K., Lind, E., Long, R., Luo, Y., Reich, P. B., Smith, M. D., Sternberg, M., & Turkington, R. (2013). Coordinated distributed experiments: an emerging tool for testing global hypotheses in ecology and environmental science. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11(3), 147–155. <https://doi.org/10.1890/110279>
- Friedlingstein, P., Jones, M. W., O’Sullivan, M., Andrew, R. M., Bakker, D. C. E., Hauck, J., Le Quéré, C., Peters, G. P., Peters, W., Pongratz, J., Sitch, S., Canadell, J. G., Ciais, P., Jackson, R. B., Alin, S. R., Anthoni, P., Bates, N. R., Becker, M., Bellouin,

- N., ... Zeng, J. (2022). Global Carbon Budget 2021. *Earth System Science Data*, 14(4), 1917–2005. <https://doi.org/10.5194/ESSD-14-1917-2022>
- Fukami, T., & Wardle, D. A. (2005). Long-term ecological dynamics: reciprocal insights from natural and anthropogenic gradients. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 272(1577), 2105–2115. <https://doi.org/10.1098/RSPB.2005.3277>
- Gallo, P., & Albrecht, E. (2019). Brazil and the Paris Agreement: REDD+ as an instrument of Brazil's Nationally Determined Contribution compliance. *International Environmental Agreements: Politics, Law and Economics*, 19(1), 123–144. <https://doi.org/10.1007/S10784-018-9426-9>
- Galloway, J. N., Townsend, A. R., Erisman, J. W., Bekunda, M., Cai, Z., Freney, J. R., Martinelli, L. A., Seitzinger, S. P., & Sutton, M. A. (2008). Transformation of the Nitrogen Cycle: Recent Trends, Questions, and Potential Solutions. *Science*, 320(5878), 889–892. <https://doi.org/10.1126/science.1136674>
- Garbulsky, M. F., & Paruelo, J. M. (2004). Remote sensing of protected areas to derive baseline vegetation functioning characteristics. *Journal of Vegetation Science*, 15(5), 711–720. [https://doi.org/10.1658/1100-9233\(2004\)015\[0711:RSOPAT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1658/1100-9233(2004)015[0711:RSOPAT]2.0.CO;2)
- Garcia, R. A., Cabeza, M., Rahbek, C., & Araújo, M. B. (2014). Multiple Dimensions of Climate Change and Their Implications for Biodiversity. *Science*, 344(6183). <http://science.sciencemag.org/content/344/6183/1247579>
- Gaston, K. J., Jackson, S. F., Can u-Salazar, L., & Cruz-P on, G. (2008). The Ecological Performance of Protected Areas. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst*, 39, 93–113. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.39.110707.173529>
- Global Modeling and Assimilation Office [GMAO]. (2015). MERRA-2 3D IAU State, Meteorology Instantaneous 3-hourly. , Version 5.12.4, Greenbelt, MD, USA: Goddard Space Flight Center Distributed Active Archive Center (GSFC DAAC).
- Goetz, S. J., Bunn, A. G., Fiske, G. J., & Houghton, R. A. (2005). Satellite-observed photosynthetic trends across boreal North America associated with climate and fire disturbance. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 102(38), 13521–13525. <https://doi.org/10.1073/pnas.0506179102>
- Gómez-González, S., Ochoa-Hueso, R., & Pausas, J. G. (2020). Afforestation falls short as a biodiversity strategy. *Science*, 368(6498), 1439. <https://doi.org/10.1126/SCIENCE.ABD3064>
- Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D., & Moore, R. (2017). Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sensing of Environment*, 202, 18–27. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2017.06.031>
- Grafton, R. Q., Chu, H. L., Nelson, H., & Bonnis, G. (n.d.). *A global analysis of the cost-efficiency of forest carbon sequestration*. <https://doi.org/10.1787/e4d45973-en>
- Grime, J. P., Brown, V. K., Thompson, K., Masters, G. J., Hillier, S. H., Clarke, I. P., Askew, A. P., Corker, D., & KIELTY, J. P. (2000). The Response of Two Contrasting

- Limestone Grasslands to Simulated Climate Change. *Science*, 289(5480), 762–765. <https://doi.org/10.1126/science.289.5480.762>
- Gross, J. E., Goetz, S. J., & Cihlar, J. (2009). Application of remote sensing to parks and protected area monitoring: Introduction to the special issue. *Remote Sensing of Environment*, 113(7), 1343–1345. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.12.013>
- Guerschman, J. P., & Paruelo, J. M. (2005). Agricultural impacts on ecosystem functioning in temperate areas of North and South America. *Global and Planetary Change*, 47(2-4 SPEC. ISS.), 170–180. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2004.10.021>
- Guerschman, J. P., Paruelo, J. M., & Burke, I. C. (2003). Land Use Impacts on the Normalized Difference Vegetation Index in Temperate Argentina. *Ecological Applications*, 13(3), 616–628.
- Guo, L. B., & Gifford, R. M. (2002). Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biol*, 8(4), 345–360. <http://www.blackwell-synergy.com/links/doi/10.1046/j.1354-1013.2002.00486.x/abs>
- Gyenge, J. E., Fernández, M. E., Licata, J., Weigandt, M., Bond, B. J., & Schlichter, T. M. (2011). Uso del agua y productividad de los bosques nativos e implantados en el NO de la Patagonia: aproximaciones desde la ecohidrología y la ecofisiología. *Ecología Austral*, 21(3), 271–284.
- Haberl, H., Erb, K. H., & Krausmann, F. (2014). Human appropriation of net primary production: patterns, trends, and planetary boundaries. *Annual Review of Environment and Resources*, 39(1), 363–391.
- Haines-Young, R. H., & Potschin, M. P. (2010). The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In D. Raffaelli & C. Frid (Eds.), *Ecosystem Ecology: a new synthesis*. BES Ecological Reviews Series.
- Halpin, P. N. (1997). Global climate change and natural-area protection: Management responses and research directions. *Ecological Applications*, 73(828–843).
- Hannah, L., Midgley, G., Anelman, S., Araújo, M., Hughes, G., Martinez-Meyer, E., Pearson, R., & Williams, P. (2007). Protected area needs in a changing climate. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5(3), 131–138. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2007\)5\[131:PANIAC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2007)5[131:PANIAC]2.0.CO;2)
- Hansen, M. C., Potapov, P. v, Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S. A., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S. v, Goetz, S. J., Loveland, T. R., Kommareddy, A., Egorov, A., Chini, L., Justice, C. O., & Townshend, J. R. G. (2013). High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science (New York, N.Y.)*, 342(6160), 850–853. <https://doi.org/10.1126/science.1244693>
- Hargrove, W. W., & Pickering, J. (1992). Pseudoreplication: a sine qua non for regional ecology. *Landscape Ecology*, 6(4), 251–258. <https://doi.org/10.1007/BF00129703>

- Harris, I., Jones, P. D., Osborn, T. J., & Lister, D. H. (2014). Updated high-resolution grids of monthly climatic observations - the CRU TS3.10 Dataset. *International Journal of Climatology*, 34(3), 623–642. <https://doi.org/10.1002/joc.3711>
- Heimann, M., & Reichstein, M. (2008). Terrestrial ecosystem carbon dynamics and climate feedbacks. *Nature*, 451(7176), 289–292. <https://doi.org/10.1038/nature06591>
- Hoekstra, J. M., Boucher, T. M., Ricketts, T. H., & Roberts, C. (2005). Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters*, 8, 23–29. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00686.x>
- Holben, B. (1986). Characteristics of maximum value composite images from temporal AVHRR data. *International Journal of Remote Sensing*, 7, 1417–1434.
- Holl, K. D., & Brancalion, P. H. S. (2020). Tree planting is not a simple solution. *Science*, 368(6491), 580–581. https://doi.org/10.1126/SCIENCE.ABA8232/SUPPL_FILE/ABA8232_HOLL_SM.PDF
- Houghton, R. (1999). The annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land use: 1850-1990. *Tellus*, 50B, 298–313.
- Houspanossian, J., Giménez, R., Jobbágy, E., & Noretto, M. (2017). Surface albedo raise in the South American Chaco: Combined effects of deforestation and agricultural changes. *Agricultural and Forest Meteorology*, 232, 118–127. <https://doi.org/10.1016/J.AGRFORMET.2016.08.015>
- Houspanossian, J., Noretto, M., & Jobbágy, E. G. (2013). Radiation budget changes with dry forest clearing in temperate Argentina. *Global Change Biology*, 19(4), 1211–1222. <https://doi.org/10.1111/GCB.12121>
- Hsu, J. S., Powell, J., & Adler, P. B. (2012). Sensitivity of mean annual primary production to precipitation. *Global Change Biology*, 18(7), 2246–2255. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02687.x>
- Huete, A., Didan, K., Miura, T., Rodriguez, E. P., Gao, X., & Ferreira, L. G. (2002). Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of Environment*, 83, 195–213.
- Huntington, T. (2006). Evidence for intensification of the global water cycle: Review and synthesis. *Journal of Hydrology*, 319, 83–95.
- Huxman, T. E., Smith, M. D., Fay, P. A., Knapp, A. K., Shaw, M. R., Loik, M. E., Smith, S. D., Tissue, D. T., Zak, J. C., Weltzin, J. F., Pockman, W. T., Sala, O. E., Haddad, B. M., Harte, J., Koch, G. W., Schwinning, S., Small, E. E., & Williams, D. G. (2004). Convergence across biomes to a common rain-use efficiency. *Nature*, 429(6992), 651–654. <https://doi.org/10.1038/nature02561>
- Ichii, K., Kawabata, A., & Yamaguchi, Y. (2002). Global correlation analysis for NDVI and climatic variables and NDVI trends: 1982–1990. *International Journal of Remote Sensing*, 23(18), 3873–3878. <https://doi.org/10.1080/01431160110119416>

- IPBES. (2019). *Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. <https://doi.org/10.5281/ZENODO.6417333>
- IPCC. (2018). *Summary for Policymakers. In: Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty* (V. , Masson-Delmotte, P. Zhai, H.-O. Pörtner, D. Roberts, J. Skea, P.R. Shukla, A. Pirani, W. Moufouma-Okia, C. Péan, R. Pidcock, S. Connors, J.B.R. Matthews, Y. Chen, X. Zhou, M.I. Gomis, E. Lonnoy, T. Maycock, M. Tignor, & T. Waterfield, Eds.). Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, pp. 3-24. <https://doi.org/10.1017/9781009157940.001>.
- IPCC. (2021). *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (V. Masson-Delmotte, P. Zhai, A. Pirani, S.L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M.I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T.K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, & B. Zhou, Eds.). Cambridge University Press. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 2391 pp. doi:10.1017/9781009157896.
- Jackson, R. B., Jobbágy, E. G., Avissar, R., Roy, S. B., Barrett, D. J., Cook, C. W., Farley, K. A., le Maitre, D. C., McCarl, B. A., & Murray, B. C. (2005). Trading Water for Carbon with Biological Carbon Sequestration. *Science*, *310*(5756), 1944–1947. <http://www.sciencemag.org/cgi/content/abstract/310/5756/1944>
- Jackson, R. B., Lajtha, K., Crow, S. E., Hugelius, G., Kramer, M. G., Piñeiro, G., & Piñeiro, P. (2017). The Ecology of Soil Carbon: Pools, Vulnerabilities, and Biotic and Abiotic Controls. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst*, *48*, 419–464. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-112414>
- Jackson, R. B., Randerson, J. T., Canadell, J. G., Anderson, R. G., Avissar, R., Baldocchi, D. D., Bonan, G. B., Caldeira, K., Diffenbaugh, N. S., Field, C. B., Hungate, B. A., Jobbágy, E. G., Kueppers, L. M., Noretto, M. D., & Pataki, D. E. (2008). Protecting climate with forests. *Environmental Research Letters*, *3*(4), 44006.
- Jackson, R. B., Schenk, H. J., Jobbágy, E. G., Canadell, J., Colello, G. D., Dickinson, R. E., Dunne, T., Field, C. B., Friedlingstein, P., Heimann, M., Hibbard, K., Kicklighter, D. W., Kleidon, A., Neilson, R. P., Parton, W. J., Sala, O. E., & Sykes, M. T. (2000). Belowground consequences of vegetation change and their treatment in models. *Ecological Applications*, *10*, 470–483.
- Jackson, R. D., Reginato, R. J., & Idso, S. B. (1977). Wheat canopy temperature: A practical tool for evaluating water requirements. *Water Resources Research*, *13*(3), 651–656. <https://doi.org/10.1029/WR013i003p00651>
- Jax, K. (2010). *Ecosystem functioning*. Cambridge University Press. <http://www.cambridge.org/catalogue/catalogue.asp?isbn=9780521879538&ss=exc>

- Jia, A., Wang, D., Liang, S., Peng, J., & Yu, Y. (2022). Global Daily Actual and Snow-Free Blue-Sky Land Surface Albedo Climatology From 20-Year MODIS Products. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, *127*(8), e2021JD035987. <https://doi.org/10.1029/2021JD035987>
- Jobbágy, E. G., Baldi, G., & Noretto, M. D. (2012a). Tree plantation in South America and the water cycle: Impacts and emergent opportunities. *Forests in Development: A Vital Balance*, 9789400725768, 53–63. https://doi.org/10.1007/978-94-007-2576-8_5
- Jobbágy, E. G., Baldi, G., & Noretto, M. D. (2012b). Tree plantation in South America and the water cycle: Impacts and emergent opportunities. *Forests in Development: A Vital Balance*, 9789400725768, 53–63. https://doi.org/10.1007/978-94-007-2576-8_5/COVER
- Jobbágy, E. G., & Jackson, R. B. (2003). Patterns and mechanisms of soil acidification in the conversion of grasslands to forests. *Biogeochemistry*, *64*, 205–229.
- Jobbágy, E. G., & Jackson, R. B. (2004a). Groundwater use and salinization with grassland afforestation. *Global Change Biology*, *10*, 1299–1312.
- Jobbágy, E. G., & Jackson, R. B. (2004b). The uplift of soil nutrients by plants: biogeochemical consequences across scales. *Ecology*, *85*(9), 2380–2389.
- Jobbágy, E. G., & Sala, O. E. (2000). Controls of grass and shrub aboveground production in the Patagonian steppe. *Ecological Applications*, *10*, 541–549.
- Jobbágy, E., Vasallo, M., Farley, K., Piñeiro, G., Garbulsky, M., Noretto, M., Jackson, R., & Paruelo, J. (2006). Forestación en pastizales: hacia una visión integral de sus oportunidades y costos ecológicos. *Agrociencia*, *X*, 109–124.
- Joos, F., Bruno, M., Fink, R., Siegenthaler, U., Stocker, T. F., Le Quéré, C., & Sarmiento, J. L. (1996). An efficient and accurate representation of complex oceanic and biospheric models of anthropogenic carbon uptake. *Tellus B: Chemical and Physical Meteorology*, *48*(3), 397. <https://doi.org/10.3402/TELLUSB.V48I3.15921>
- Juffe-Bignoli, D., Burgess, N. D., Bingham, H., Belle, E. M. S., de Lima, M. G., Deguignet, M., Bertzky, B., Milam, A. N., Martinez-Lopez, J., Lewis, E., Eassom, A., Wicander, S., Geldmann, J., van Soesbergen, A., Arnell, A. P., O'Connor, B., Park, S., Shi, Y. N., Danks, F. S., ... Kingston, N. (2014). *Protected Planet Report 2014*. UNEP-WCMC.
- Keeling, C. D., Piper, S. C., Bacastow, R. B., Wahlen, M., Whorf, T. P., Heimann, M., & Meijer, H. A. (2005). Atmospheric CO₂ and ¹³CO₂ Exchange with the Terrestrial Biosphere and Oceans from 1978 to 2000: Observations and Carbon Cycle Implications. *A History of Atmospheric CO₂ and Its Effects on Plants, Animals, and Ecosystems*, 83–113. https://doi.org/10.1007/0-387-27048-5_5
- Kerr, J. T., & Ostrovsky, M. (2003). From space to species: ecological applications for remote sensing. *Trends in Ecology & Evolution*, *18*(6), 299–305. <http://www.sciencedirect.com/science/article/B6VJ1-48HXVNM-1/2/f608eb748490ac8ce334fe8f4e9ab48d>

- Kirschbaum, M. U. F. (2006). Temporary Carbon sequestration cannot prevent climate change. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, *11*, 1151–1164.
- Kirschbaum, M. U. F., Whitehead, D., Dean, S. M., Beets, P. N., Shepherd, J. D., & Ausseil, A. G. E. (2011). Implications of albedo changes following afforestation on the benefits of forests as carbon sinks. *Biogeosciences*, *8*(12), 3687–3696. <https://doi.org/10.5194/BG-8-3687-2011>
- Kirwan, M. L., Guntenspergen, G. R., & Morris, J. T. (2009). Latitudinal trends in *Spartina alterniflora* productivity and the response of coastal marshes to global change. *Global Change Biology*, *15*(8), 1982–1989. <https://doi.org/10.1111/J.1365-2486.2008.01834.X>
- Knapp, A. K., Ciais, P., & Smith, M. D. (2017). Reconciling inconsistencies in precipitation-productivity relationships: implications for climate change. *New Phytologist*, *214*(1), 41–47. <https://doi.org/10.1111/nph.14381>
- Knapp, A. K., & Smith, M. D. (2001). Variation among biomes in temporal dynamics of aboveground primary production. *Science*, *291*(5503), 481–484. <https://doi.org/10.1126/science.291.5503.481>
- Kremen, C. (2015). Reframing the land-sparing/land-sharing debate for biodiversity conservation. *Annals of the New York Academy of Sciences*, *1355*(1), 52–76. <https://doi.org/10.1111/nyas.12845>
- Kröel-Dulay, G., Ransijn, J., Schmidt, I. K., Beier, C., de Angelis, P., de Dato, G., Dukes, J. S., Emmett, B., Estiarte, M., Garadnai, J., Kongstad, J., Kovács-Láng, E., Larsen, K. S., Liberati, D., Ogaya, R., Riis-Nielsen, T., Smith, A. R., Sowerby, A., Tietema, A., & Penuelas, J. (2015). Increased sensitivity to climate change in disturbed ecosystems. *Nature Communications*, *6*, 6682. <https://doi.org/10.1038/ncomms7682>
- Laclau, P. (2003). Biomass and carbon sequestration of ponderosa pine plantations and native cypress forests in northwest Patagonia. *Forest Ecology and Management*, *180*(1–3), 317–333. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00580-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00580-7)
- Laclau, P., Pozo, L. M., Huerta, G., Andenmatten, E., & Letourneau, F. (2002). Rentabilidad de la forestación con pino ponderosa (*Pinus ponderosa* (Dougl.) Laws) en el noroeste de la Patagonia, Argentina. *Bosque*, *23*(1), 21–35. <https://doi.org/10.4206/BOSQUE.2002.V23N1-03>
- Laguë, M. M., & Swann, A. L. S. (2016). Progressive Midlatitude Afforestation: Impacts on Clouds, Global Energy Transport, and Precipitation. *Journal of Climate*, *29*(15), 5561–5573. <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-15-0748.1>
- Lauenroth, W. K., & Sala, O. E. (1992). Long-term forage production of north american shortgrass steppe. *Ecological Applications*, *2*(4), 397–403.
- Leisher, C., Touval, J., Hess, S., Boucher, T., & Reymondin, L. (2013). Land and Forest Degradation inside Protected Areas in Latin America. *Diversity*, *5*(4), 779–795. <https://doi.org/10.3390/d5040779>

- Lewis, S. L., Wheeler, C. E., Mitchard, E. T. A., & Koch, A. (2019). Restoring natural forests is the best way to remove atmospheric carbon. *Nature* 2021 568:7750, 568(7750), 25–28. <https://doi.org/10.1038/d41586-019-01026-8>
- Li, D., Niu, S., & Luo, Y. (2012). Global patterns of the dynamics of soil carbon and nitrogen stocks following afforestation: a meta-analysis. *New Phytologist*, 195(1), 172–181. <https://doi.org/10.1111/J.1469-8137.2012.04150.X>
- Liang, S. (2000). Narrowband to broadband conversions of land surface albedo. I Algorithms. *Remote Sensing of Environment*, 76, 213–238.
- Liang, S., Wang, D., He, T., & Yu, Y. (2019). Remote sensing of earth's energy budget: synthesis and review. *International Journal of Digital Earth*, 12(7), 737–780. <https://doi.org/10.1080/17538947.2019.1597189>
- Lieth, H. (1973). Primary production: Terrestrial ecosystems. *Human Ecology*, 1(4), 303–332. <https://doi.org/10.1007/BF01536729>
- Lopatin, E., Kolström, T., & Spiecker, H. (2008). Long-term trends in radial growth of Siberian spruce and Scots pine in Komi Republic (northwestern Russia). *Boreal Environmental Research*, 13, 539–553.
- Lopoukhine, N., Crawhall, N., Dudley, N., Figgis, P., Karibuhoye, C., Laffoley, D., Londoño, J. M., MacKinnon, K., & Sandwith, T. (2012). Protected areas: providing natural solutions to 21st Century challenges. *S.A.P.I.E.N.S*, 5.2. <http://sapiens.revues.org/1254>
- Los, S. O., Collatz, G. J., Bounoua, L., Sellers, P. J., & Tucker, C. J. (2001). Global Interannual Variations in Sea Surface Temperature and Land Surface Vegetation, Air Temperature, and Precipitation. *Journal of Climate*, 14(7), 1535–1549. [https://doi.org/10.1175/1520-0442\(2001\)014<1535:GIVISS>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0442(2001)014<1535:GIVISS>2.0.CO;2)
- Luo, Y., Jiang, L., Niu, S., & Zhou, X. (2017). Nonlinear responses of land ecosystems to variation in precipitation. *New Phytologist*, 214(1), 5–7. <https://doi.org/10.1111/NPH.14476>
- Macías-Fauria, M., Forbes, B. C., Zetterberg, P., & Kumpula, T. (2012). Eurasian Arctic greening reveals teleconnections and the potential for structurally novel ecosystems. *Nature Climate Change* 2012 2:8, 2(8), 613–618. <https://doi.org/10.1038/nclimate1558>
- MAGyP. (n.d.-a). Retrieved October 19, 2022, from <https://www.magyp.gob.ar/sitio/areas/desarrollo-foresto-industrial/inventarios/tablero.php>
- MAGyP. (n.d.-b). *Tablero de plantaciones forestales. Recuperado el 3 de Octubre de 2022 de <https://www.magyp.gob.ar/sitio/areas/desarrollo-foresto-industrial/inventarios/tablero.php>*
- Mann, M. E., Zhang, Z., Hughes, M. K., Bradley, R. S., Miller, S. K., Rutherford, S., & Ni, F. (2008). Proxy-based reconstructions of hemispheric and global surface temperature variations over the past two millennia. *Proceedings of The National*

- Academy of Sciences*, 105(36), 13252–13257.
<http://www.pnas.org/content/105/36/13252.abstract>
- Mau, A. C., Reed, S. C., Wood, T. E., & Cavaleri, M. A. (2018). Temperate and Tropical Forest Canopies are Already Functioning beyond Their Thermal Thresholds for Photosynthesis. *Forests* 2018, Vol. 9, Page 47, 9(1), 47. <https://doi.org/10.3390/F9010047>
- MAYDS. (2020). Segunda Contribución Determinada a Nivel Nacional de la República Argentina. *Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, República Argentina*.
- McNaughton, S. J., Oesterheld, M., Frank, D. A., & Williams, K. J. (1989). Ecosystem-level patterns of primary productivity and herbivory in terrestrial habitats. *Nature*, 341, 142–144.
- MEA. (2003). Millenium Ecosystem Assessment series. Ecosystems and Human Well-Being. A Framework for Assessment. *Island Press. Washington DC, USA. 212pp*.
- Melillo, J. M., McGuire, A. D., Kicklighter, D. W., Moore, B., Vorosmarty, C. J., & Schlos, A. (1993). Global climate change and terrestrial net primary production. *Nature*, 363, 234–240.
- Mesa de competitividad Foresto Industrial. (2020). *Plan Estratégico Forestal y Foresto-Industrial Argentina 2030. Recuperado de: <https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/publicacionforestales-versionfeb2020.pdf>*.
- Milchunas, D. G., & Lauenroth, W. K. (1995). Inertia in plant community structure: state changes after cessation of nutrient enrichment stress. *Ecological Applications*, 5, 1995–2005.
- Milkovic, M., Paruelo, J. M., & Nosetto, M. D. (2019). Hydrological impacts of afforestation in the semiarid Patagonia: A modelling approach. *Ecohydrology*, 12(6), e2113. <https://doi.org/10.1002/ECO.2113>
- Monteith, J. L. (1965). Evaporation and environment. In *Symposia of the society for experimental biology* (Vol. 19, pp. 205–234). Cambridge University Press.
- Monteith, J. L. (1972). Solar radiation and productivity in tropical ecosystems. *Journal of Applied Ecology*, 9, 747–766.
- Montenegro, A., Eby, M., Mu, Q., Mulligan, M., Weaver, A. J., Wiebe, E. C., & Zhao, M. (2009). The net carbon drawdown of small scale afforestation from satellite observations. *GLOBAL AND PLANETARY CHANGE*, 69(4), 195–204. <https://doi.org/10.1016/J.GLOPLACHA.2009.08.005>
- Mowll, W., Blumenthal, D. M., Cherwin, K., Smith, A., Symstad, A. J., Vermeire, L. T., Collins, S. L., Smith, M. D., & Knapp, A. K. (2015). Climatic controls of aboveground net primary production in semi-arid grasslands along a latitudinal gradient portend low sensitivity to warming. *Oecologia*, 177(4), 959–969. <https://doi.org/10.1007/s00442-015-3232-7>

- Mu, Q., Heinsch, F. A., Zhao, M., & Running, S. W. (2007). Development of a global evapotranspiration algorithm based on MODIS and global meteorology data. *Remote Sensing of Environment*, *111*(4), 519–536. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2007.04.015>
- Mu, Q., Zhao, M., & Running, S. W. (2011). Improvements to a MODIS global terrestrial evapotranspiration algorithm. *Remote Sensing of Environment*, *115*(8), 1781–1800. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2011.02.019>
- Mueller, T., Dressler, G., Tucker, C., Pinzon, J., Leimgruber, P., Dubayah, R., Hurtt, G., Böhning-Gaese, K., & Fagan, W. (2014). Human Land-Use Practices Lead to Global Long-Term Increases in Photosynthetic Capacity. *Remote Sensing*, *6*(6), 5717–5731. <https://doi.org/10.3390/rs6065717>
- Muñoz Sabater, J. (2019). ERA5-Land from Copernicus Climate Change Service (C3S). *Climate Data Store (CDS)*.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, *403*(6772), 853–858. <https://doi.org/10.1038/35002501>
- Myrhe, G., Highwood, E., Shine, K., & Stordal, F. (1998). New estimates of radiative forcing due to well mixed greenhouse gases. *Geophysical Research Letters*, *25*(14), 2715–2718. <http://www.climateaudit.org/pdf/others/myhre.1998.pdf>
- Nave, L. E., Swanston, C. W., Mishra, U., & Nadelhoffer, K. J. (2013). Afforestation Effects on Soil Carbon Storage in the United States: A Synthesis. *Soil Science Society of America Journal*, *77*(3), 1035–1047. <https://doi.org/10.2136/SSSAJ2012.0236>
- Nelson, E. J., Kareiva, P., Ruckelshaus, M., Arkema, K., Geller, G., Girvetz, E., Goodrich, D., Matzek, V., Pinsky, M., Reid, W., Saunders, M., Semmens, D., & Tallis, H. (2013). Climate change's impact on key ecosystem services and the human well-being they support in the US. *Frontiers in Ecology and the Environment*, *11*(9), 483–493. <https://doi.org/10.1890/120312>
- Nemani, R. R., Keeling, C. D., Hashimoto, H., Jolly, W. M., Piper, S. C., Tucker, C. J., Myneni, R., & Running, S. W. (2003). Climate-Driven increases in global terrestrial net primary production from 1982 to 1999. *Science*, *300*, 1560–1563.
- Niu, S., Wu, M., Han, Y., Xia, J., Li, L., & Wan, S. (2008). Water-mediated responses of ecosystem carbon fluxes to climatic change in a temperate steppe. *The New Phytologist*, *177*(1), 209–219. <https://doi.org/10.1111/J.1469-8137.2007.02237.X>
- Nosetto, M. D., Jobbágy, E. G., & Paruelo, J. M. (2005). Land-use change and water losses: The case of grassland afforestation across a soil textural gradient in central Argentina. *Global Change Biology*, *11*(7), 1101–1117. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.00975.x>
- Nosetto, M. D., Jobbágy, E. G., & Paruelo, J. M. (2006). Carbon sequestration in semi-arid rangelands: Comparison of *Pinus ponderosa* plantations and grazing exclusion in NW Patagonia. *Journal of Arid Environments*, *67*(1), 142–156. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2005.12.008>

- Nosetto, M. D., Jobbágy, E. G., Tóth, T., & Jackson, R. (2008). Regional patterns and controls of ecosystem salinization with grassland afforestation along a rainfall gradient. *Global Biogeochemical Cycles*, *22*, doi:10.1029/2007GB003000.
- NOSS, R. F. (1990). Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach. *Conservation Biology*, *4*(4), 355–364. <https://doi.org/10.1111/J.1523-1739.1990.TB00309.X>
- Odum, E. P. (1969). The strategy of ecosystem development. *Science*, *164*, 262–270.
- Olson, D. M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E. D., Burgess, N. D., Powell, G. V. N., Underwood, E. C., D'amico, J. A., Itoua, I., Strand, H. E., Morrison, J. C., Loucks, C. J., Allnutt, T. F., Ricketts, T. H., Kura, Y., Lamoreux, J. F., Wettengel, W. W., Hedao, P., & Kassem, K. R. (2001). Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth. *BioScience*, *51*(11), 933. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0933:TEOTWA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0933:TEOTWA]2.0.CO;2)
- Omenn, G. S. (2006). Grand Challenges and Great Opportunities in Science, Technology, and Public Policy. *Science*, *314*(5806), 1696–1704. <https://doi.org/10.1126/science.1135003>
- Oyarzabal, M., Clavijo, J., Oakley, L., Biganzoli, F., Tognetti, P., Barberis, I., Maturo, H. M., Aragón, R., Campanello, P. I., Prado, D., Oesterheld, M., & León, R. J. C. (2018). Unidades de vegetación de la Argentina. *Ecología Austral*, *28*(1), 040–063. <https://doi.org/10.25260/EA.18.28.1.0.399>
- Parmesan, C. (2006). Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, *37*, 637–669.
- Paruelo, J. (2008). La caracterización funcional de ecosistemas mediante sensores remotos. *Ecosistemas*, *17*(3), 4–22. <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/83>
- Paruelo, J. (2015). ¿Conviene seguir fomentando las plantaciones forestales en el norte de la Patagonia Argentina? ¿Dónde? ¿Para qué? ¿A quién le conviene? *Ecología Austral*, *25*(2), 112–118. http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1667-782X2015000200006&lng=es&nrm=iso&tlng=es
- Paruelo, J. M., Burke, I. C., & Lauenroth, W. K. (2001). Land-use impact on ecosystem functioning in eastern Colorado, USA J. M. Paruelo, I. C. Burke and W. K. Lauenroth. *Global Change Biology*, *7*, 631–639.
- Paruelo, J. M., Epstein, H. E., Lauenroth, W. K., & Burke, I. C. (1997). ANPP estimates from NDVI for the Central Grassland region of the US. *Ecology*, *78*, 953–958.
- Paruelo, J. M., Garbulsky, M. F., Guerschman, J. P., & Jobbágy, E. G. (2004). Two decades of Normalized Difference Vegetation Index changes in South America: identifying the imprint of global change. *International Journal of Remote Sensing*, *25*(14), 2793–2806. <https://doi.org/10.1080/01431160310001619526>

- Paruelo, J. M., Jobbágy, E. G., Lateral, P., Dieguez, H., Collazo, M. A. G., & Panizza, A. (Eds.). (2014). *Ordenamiento Territorial: Conceptos, métodos y experiencias*. FAO. <http://www.fao.org/3/a-i4195s.pdf>
- Paruelo, J. M., & Lauenroth, W. K. (1998). Interannual variability of the NDVI curves and their climatic controls in North American shrublands and grasslands. *Journal of Biogeography*, *25*, 721–733.
- Paruelo, J. M., Lauenroth, W. K., Burke, I. C., & Sala, O. E. (1999). Grassland precipitation use efficiency varies across a resource gradient. *Ecosystems*, *2*, 64–68.
- Paruelo, J. M., Oesterheld, M., di Bella, C. M., Arzadum, M., Lafontaine, J., Cahuepé, M., & Rebella, C. M. (2000). Estimation of primary production of subhumid rangelands from remote sensing data. *Applied Vegetation Science*, *3*(2), 189–195. <https://doi.org/10.2307/1478997>
- Paruelo, J. M., Piñeiro, G., Oyonarte, C., Alcaraz, D., Cabello, J., & Escribano, P. (2005). Temporal and spatial patterns of ecosystem functioning in protected arid areas of Southeastern Spain. *Applied Vegetation Science*, *8*, 93–102. http://www.agro.uba.ar/users/pineiro/Articulos/Paruelo2005_eco_funct_spain.pdf
- Paruelo, J. M., Teixeira, M., Staiano, L., Mastrángelo, M., Amdan, L., & Gallego, F. (2016). An integrative index of Ecosystem Services provision based on remotely sensed data. *Ecological Indicators*, *71*, 145–154. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.06.054>
- Paul, K. I., Polglase, P. J., Nyakuengama, J. G., & Khanna, P. K. (2002). Change in soil carbon following afforestation. *Forest Ecology and Management*, *168*(1–3), 241–257. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00740-X](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00740-X)
- Pecl, G. T., Araújo, M. B., Bell, J. D., Blanchard, J., Bonebrake, T. C., Chen, I.-C., Clark, T. D., Colwell, R. K., Danielsen, F., Evengård, B., Falconi, L., Ferrier, S., Frusher, S., Garcia, R. A., Griffis, R. B., Hobday, A. J., Janion-Scheepers, C., Jarzyna, M. A., Jennings, S., ... Williams, S. E. (2017). Biodiversity redistribution under climate change: Impacts on ecosystems and human well-being. *Science*, *355*(6332). <http://science.sciencemag.org/content/355/6332/eaai9214>
- Pennington, W. (1986). Lags in adjustment of vegetation to climate caused by the pace of soil development: evidence from Britain. *Vegetatio*, *67*, 105–118.
- Peñuelas, J., & Filella, I. (2001). Responses to a warming world. *Science*, *294*, 793–794.
- Peñuelas, J., Rutishauser, T., & Filella, I. (2009). Phenology Feedbacks on Climate Change. *Science*, *324*, 887–888.
- Perfecto, I., & Vandermeer, J. (2010). The agroecological matrix as alternative to the land-sparing/agriculture intensification model. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, *107*(13), 5786–5791. <https://doi.org/10.1073/pnas.0905455107>
- Peri, P. L., Banegas, N. R., Gasparri, I., Carranza, C. H., Rossner, B., Martínez Pastur, G. J., Cavallero, L., López, D. R., Loto, D. E., Fernández, P., Powell, P. A., Ledesma,

- M., Pedraza, R. O., Albanesi, A., Bahamonde, H. A., Ecclesia, R. P., & Piñeiro, G. (2017). Carbon Sequestration in Temperate Silvopastoral Systems, Argentina. *Integrating Landscapes: Agroforestry for Biodiversity Conservation and Food Sovereignty, Advances in Agroforestry*, 12(March), 11–45.
- Pettorelli, N. (2013). *The normalized difference vegetation index*. Oxford University Press.
- Pettorelli, N., Chauvenet, A. L. M., Duffy, J. P., Cornforth, W. A., Meillere, A., & Baillie, J. E. M. (2012). Tracking the effect of climate change on ecosystem functioning using protected areas: Africa as a case study. *Ecological Indicators*, 20, 269–276. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.02.014>
- Pettorelli, N., Laurance, W. F., O'Brien, T. G., Wegmann, M., Nagendra, H., & Turner, W. (2014). Satellite remote sensing for applied ecologists: opportunities and challenges. *Journal of Applied Ecology*, 51(4), n/a-n/a. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12261>
- Pettorelli, N., Schulte to Bühne, H., Tulloch, A., Dubois, G., Macinnis-Ng, C., Queirós, A. M., Keith, D. A., Wegmann, M., Schrodte, F., Stellmes, M., Sonnenschein, R., Geller, G. N., Roy, S., Somers, B., Murray, N., Bland, L., Geijzendorffer, I., Kerr, J. T., Broszeit, S., ... Nicholson, E. (2017). Satellite remote sensing of ecosystem functions: opportunities, challenges and way forward. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*. <https://doi.org/10.1002/rse2.59>
- Pettorelli, N., Vik, J. O., Mysterud, A., Gaillard, J. M., Tucker, C. J., & Stenseth, N. C. (2005). Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *Trends in Ecology & Evolution*, 20(99), 503–510.
- Phillips, O. L., Malhi, Y., Higuchi, N., Laurance, W. F., Nunez, P. v., Vasquez, R. M., Laurance, S. G., Ferreira, L. v, Stern, M., Brown, S., & Grace, J. (1998). Changes in the carbon balance of tropical forests: evidence from long-term plots. *Science*, 282, 411–439.
- Pielke, R. A., Avissar, R., Raupach, M., Dolman, A. J., Zeng, X., & Denning, A. S. (1998). Interaction between the atmosphere and terrestrial ecosystems: influence on weather and climate. *Global Change Biology*, 4, 461–475. <http://www.climatesci.org/publications/pdf/R-192.pdf>
- Pielke, R. A., Marland, G., Betts, R. A., Chase, T. N., Eastman, J. L., Niles, J. O., Niyogi, D., & Running, S. (2002). The influence of land-use change and landscape dynamics on the climate system- relevance to climate change policy beyond the radiative effect of greenhouse gases. *Philosophical Transactions of the Royal Society A*, 360, 1705–1719.
- Pielke, R. A. Sr., Adegoke, J., Beltran-Przekurat, A., Hiemstra, C. A., Lin, J., Nair, U. S., Niyogi, D., & Nobis, T. E. (2007). An overview of regional land use and land cover impacts on rainfall. *Tellus B*, 59, 587–601.
- Piñeiro, G., Oesterheld, M., & Paruelo, J. M. (2006a). Seasonal variation in aboveground production and radiation use efficiency of temperate rangelands estimated through remote sensing. *Ecosystems*, 9(3), 357–373.

- Piñeiro, G., Oesterheld, M., & Paruelo, J. M. (2006b). Seasonal variation in aboveground production and radiation-use efficiency of temperate rangelands estimated through remote sensing. *Ecosystems*, 9(3), 357–373. <https://doi.org/10.1007/s10021-005-0013-x>
- Pinzon, J., & Tucker, C. (2014). A Non-Stationary 1981–2012 AVHRR NDVI3g Time Series. *Remote Sensing*, 6(8), 6929–6960. <https://doi.org/10.3390/rs6086929>
- Ponce Campos, G. E., Moran, M. S., Huete, A., Zhang, Y., Bresloff, C., Huxman, T. E., Eamus, D., Bosch, D. D., Buda, A. R., Gunter, S. A., Heartsill-Scalley, T., Kitchen, S. G., Mcclaran, M. P., McNab, W. H., Montoya, D. S., Morgan, J. A., Peters, D. P. C., Sadler, E. J., Seyfried, M. S., & Starks, P. J. (2013). Ecosystem resilience despite large-scale altered hydroclimatic conditions. *Nature* 2013 494:7437, 494(7437), 349–352. <https://doi.org/10.1038/nature11836>
- Poorter, L., Bongers, F., Aide, T. M., Almeyda Zambrano, A. M., Balvanera, P., Becknell, J. M., Boukili, V., Brancalion, P. H. S., Broadbent, E. N., Chazdon, R. L., Craven, D., de Almeida-Cortez, J. S., Cabral, G. A. L., de Jong, B. H. J., Denslow, J. S., Dent, D. H., DeWalt, S. J., Dupuy, J. M., Durán, S. M., ... Rozendaal, D. M. A. (2016). Biomass resilience of Neotropical secondary forests. *Nature* 2016 530:7589, 530(7589), 211–214. <https://doi.org/10.1038/nature16512>
- Pounds, J. A., Bustamante, M. R., Coloma, L. A., Consuegra, J. A., Fogden, M. P. L., Foster, P. N., la Marca, E., Masters, K. L., Merino-Viteri, A., Puschendorf, R., Ron, S. R., Sánchez-Azofeifa, G. A., Still, C. J., & Young, B. E. (2006). Widespread amphibian extinctions from epidemic disease driven by global warming. *Nature*, 439(7073), 161–167. <https://doi.org/10.1038/nature04246>
- Prince, S. D. (1991). A model of regional primary production for use with coarse resolution satellite data. *International Journal of Remote Sensing*, 12, 1313–1330.
- Qu, Y., Liang, S., Liu, Q., He, T., Liu, S., & Li, X. (2015). Mapping Surface Broadband Albedo from Satellite Observations: A Review of Literatures on Algorithms and Products. *Remote Sensing* 2015, Vol. 7, Pages 990-1020, 7(1), 990–1020. <https://doi.org/10.3390/RS70100990>
- Rabin, R. M., & Martin, D. W. (1996). Satellite observations of shallow cumulus coverage over the central United States: An exploration of land use impact on cloud cover. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 101(D3), 7149–7155. <https://doi.org/10.1029/95JD02891>
- Rapport, D. J., Costanza, R., & McMichael, A. J. (1998). Assessing ecosystem health. *Trends in Ecology & Evolution*, 13(10), 397–402. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/21238359>
- Redman, C. L. (1999). *Human impact on ancient environments*. University of Arizona Press.
- Richardson, D. (1998). Forestry trees as invasive aliens. *Conservation Biology*, 12(1), 18–26.

- Richardson, D. M., & Rejmánek, M. (2004). Conifers as invasive aliens: a global survey and predictive framework. *Diversity and Distributions*, *10*(5–6), 321–331. <https://doi.org/10.1111/J.1366-9516.2004.00096.X>
- Ricketts, T. H., Dinerstein, E., Boucher, T., Brooks, T. M., Butchart, S. H. M., Hoffmann, M., Lamoreux, J. F., Morrison, J., Parr, M., Pilgrim, J. D., Rodrigues, A. S. L., Sechrest, W., Wallace, G. E., Berlin, K., Bielby, J., Burgess, N. D., Church, D. R., Cox, N., Knox, D., ... Wikramanayake, E. (2005). Pinpointing and preventing imminent extinctions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, *102*(51), 18497–18501. <https://doi.org/10.1073/pnas.0509060102>
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F. S., Lambin, E., Lenton, T. M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H. J., Nykvist, B., de Wit, C. A., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P. K., Costanza, R., Svedin, U., ... Foley, J. (2009). Planetary boundaries: Exploring the safe operating space for humanity. *Ecology and Society*, *14*(2).
- Rodrigues, A. S. L., Andelman, S. J., Bakarr, M. I., Boitani, L., Brooks, T. M., Cowling, R. M., Fishpool, L. D. C., da Fonseca, G. A. B., Gaston, K. J., Hoffmann, M., Long, J. S., Marquet, P. A., Pilgrim, J. D., Pressey, R. L., Schipper, J., Sechrest, W., Stuart, S. N., Underhill, L. G., Waller, R. W., ... Yan, X. (2004). Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature*, *428*(6983), 640–643. <https://doi.org/10.1038/nature02422>
- Rohatyn, S., Yakir, D., Rotenberg, E., & Carmel, Y. (2022). Limited climate change mitigation potential through forestation of the vast dryland regions. *Science (New York, N.Y.)*, *377*(6613), 1436–1439. https://doi.org/10.1126/SCIENCE.ABM9684/SUPPL_FILE/SCIENCE.ABM9684_DATA_S1_TO_S3.ZIP
- Roldán, M., Carminati, A., Biganzoli, F., & Paruelo, J. M. (2010). Las reservas privadas ¿son efectivas para conservar las propiedades de los ecosistemas? *Ecología Austral*, *20*(2), 185–199.
- Root, T. L., Price, J. T., Hall, K. R., Schneider, S. H., Rosenzweig, C., & Pounds, J. A. (2003). Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature*, *421*(6918), 57–60. <https://doi.org/10.1038/nature01333>
- Rosenzweig, M. L. (1968). Net primary productivity of terrestrial communities: prediction from climatological data. *American Naturalist*, *102*, 67–74.
- Rustad, L. (2006). From transient to steady-state response of ecosystems to atmospheric CO₂-enrichment and global climate change: conceptual challenges and need for an integrated approach. *Plant Ecology*, *182*, 43–62.
- Rustad, L. (2008). The response of terrestrial ecosystems to global climate change: Towards an integrated approach. *Science of The Total Environment*, *404*, 222–235.
- Rustad, L., Campbell, J., Marion, G., Norby, R., Mitchell, M., Hartley, A., Cornelissen, J., & Gurevitch, J. (2001). A meta-analysis of the response of soil respiration, net

- nitrogen mineralization, and aboveground plant growth to experimental ecosystem warming. *Oecologia*, 126(4), 543–562. <https://doi.org/10.1007/s004420000544>
- Sagarin, R., & Pauchard, A. (2010). Observational approaches in ecology open new ground in a changing world. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8(7), 379–386. <https://doi.org/10.1890/090001>
- Sala, O. E., & Austin, A. (2000). *Methods of Estimating Aboveground Net Primary Productivity*. Pp. 31-43 en: Sala, OE; RB Jackson; HA Mooney & RW Howarth (eds.). *Methods in Ecosystem Science*. Springer Verlag, New York.
- Sala, O. E., Chapin III, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L. F., Jackson, R. B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D. M., Mooney, H. A., Oesterheld, M., Poff, N. L., Sykes, M. T., Walker, B. H., Walker, M., & Wall, D. H. (2000). Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science*, 287(5459), 1770–1774. <http://www.sciencemag.org/cgi/content/abstract/287/5459/1770>
- Sala, O. E., Gherardi, L. A., Reichmann, L., Jobbágy, E., & Peters, D. (2012). Legacies of precipitation fluctuations on primary production: theory and data synthesis. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 367(1606), 3135–3144. <https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0347>
- Salazar, A., Baldi, G., Hirota, M., Syktus, J., & McAlpine, C. (2015). Land use and land cover change impacts on the regional climate of non-Amazonian South America: A review. *Global and Planetary Change*, 128, 103–119. <https://doi.org/10.1016/J.GLOPLACHA.2015.02.009>
- Schaaf, C. B., Gao, F., Strahler, A. H., Lucht, W., Li, X., Tsang, T., Strugnell, N. C., Zhang, X., Jin, Y., Muller, J. P., Lewis, P., Barnsley, M., Hobson, P., Disney, M., Roberts, G., Dunderdale, M., Doll, C., D'Entremont, R. P., Hu, B., ... Roy, D. (2002). First operational BRDF, albedo nadir reflectance products from MODIS. *Remote Sensing of Environment*, 83(1–2), 135–148. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00091-3](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00091-3)
- Scheffer, M., Brock, W., & Westley, F. (2000). Socioeconomic Mechanisms Preventing Optimum Use of Ecosystem Services: An Interdisciplinary Theoretical Analysis. *Ecosystems* 3:5, 3(5), 451–471. <https://doi.org/10.1007/S100210000040>
- Schlesinger, W. H. (1997). *Biogeochemistry. An analysis of global change* (2nd ed.). Academic Press.
- Schlichter, T., & Laclau, P. (1998). Ecotono estepa-bosque y plantaciones forestales en la Patagonia Norte. *Ecologia Austral*, 8, 285–296.
- Schultz, P. A., & Halpert, M. S. (1993). Global correlation of temperature, NDVI and precipitation. *Advances in Space Research*, 13(5), 277–280. [https://doi.org/10.1016/0273-1177\(93\)90559-T](https://doi.org/10.1016/0273-1177(93)90559-T)
- Schuur, E. A. (2003). Productivity and global climate revisited: the sensitivity of tropical forest growth to precipitation. *Ecology*, 84(5), 1165–1170.

- Seddon, A. W. R., Macias-Fauria, M., Long, P. R., Benz, D., & Willis, K. J. (2016). Sensitivity of global terrestrial ecosystems to climate variability. *Nature*, *531*(7593), 229–232. <https://doi.org/10.1038/nature16986>
- Seddon, N., Smith, A., Smith, P., Key, I., Chausson, A., Girardin, C., House, J., Srivastava, S., & Turner, B. (2021). Getting the message right on nature-based solutions to climate change. *Global Change Biology*, *27*(8), 1518–1546. <https://doi.org/10.1111/GCB.15513>
- Sen, P. K. (1968). Estimates of the Regression Coefficient Based on Kendall's Tau. *Journal of the American Statistical Association*, *63*(324), 1379–1389.
- Senf, C. (2022). Seeing the System from Above: The Use and Potential of Remote Sensing for Studying Ecosystem Dynamics. *Ecosystems* *2022*, 1–19. <https://doi.org/10.1007/S10021-022-00777-2>
- Shi, H., Li, L., Eamus, D., Huete, A., Cleverly, J., Tian, X., Yu, Q., Wang, S., Montagnani, L., Magliulo, V., Rotenberg, E., Pavelka, M., & Carrara, A. (2017). Assessing the ability of MODIS EVI to estimate terrestrial ecosystem gross primary production of multiple land cover types. *Ecological Indicators*, *72*, 153–164.
- Simberloff, D., Nuñez, M. A., Ledgard, N. J., Pauchard, A., Richardson, D. M., Sarasola, M., van Wilgen, B. W., Zalba, S. M., Zenni, R. D., Bustamante, R., Peña, E., & Ziller, S. R. (2010). Spread and impact of introduced conifers in South America: Lessons from other southern hemisphere regions. *Austral Ecology*, *35*(5), 489–504. <https://doi.org/10.1111/J.1442-9993.2009.02058.X>
- Skansi, M., Brunet, M., Sigró, J., Aguilar, E., Arevalo Groening, J., Bentancur, O., Castellon Geier, Y., Correa Amaya, R., Jacome, H., Malheiros Ramos, A., Oriá Rojas, C., Pasten, A. M., Sallons Mitro, S., Villaroel Jiménez, C., Martínez, R., Alexander, L., & Jones, P. D. (2013). Warming and wetting signals emerging from analysis of changes in climate extreme indices over South America. *Global and Planetary Change*, *100*, 295–307.
- Smith, M. D., Knapp, A. K., & Collins, S. L. (2009). A framework for assessing ecosystem dynamics in response to chronic resource alterations induced by global change. *Ecology*, *90*(12), 3279–3289. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/20120798>
- Smith, M. D., Wilcox, K. R., Power, S. A., Tissue, D. T., & Knapp, A. K. (2017). Assessing community and ecosystem sensitivity to climate change – toward a more comparative approach. *Journal of Vegetation Science*, *28*(2), 235–237. <https://doi.org/10.1111/JVS.12524>
- Smith, M. N., Taylor, T. C., van Haren, J., Rosolem, R., Restrepo-Coupe, N., Adams, J., Wu, J., de Oliveira, R. C., da Silva, R., de Araujo, A. C., de Camargo, P. B., Huxman, T. E., & Saleska, S. R. (2020). Empirical evidence for resilience of tropical forest photosynthesis in a warmer world. *Nature Plants* *2020* *6*:10, *6*(10), 1225–1230. <https://doi.org/10.1038/s41477-020-00780-2>
- Sofía Nanni, A., Piquer-Rodríguez, M., Rodríguez, D., Nuñez-Regueiro, M., Eugenia Periago, M., Aguiar, S., Ballari, S. A., Blundo, C., Derlindati, E., di Blanco, Y., Eljall,

- A., Grau, R. H., Herrera, L., Herrera, A. H., Izquierdo, A. E., Lescano, J., Macchi, L., Mazzini, F., Milkovic, M., ... Ignacio Gasparri, N. (2020). Threats on conservation associated to land-use in the terrestrial ecoregions of Argentina. *Ecologia Austral*, *30*(2), 304–320. <https://doi.org/10.25260/EA.20.30.2.0.1056>
- Song, X. P., Hansen, M. C., Potapov, P., Adusei, B., Pickering, J., Adami, M., Lima, A., Zalles, V., Stehman, S. v., di Bella, C. M., Conde, M. C., Copati, E. J., Fernandes, L. B., Hernandez-Serna, A., Jantz, S. M., Pickens, A. H., Turubanova, S., & Tyukavina, A. (2021). Massive soybean expansion in South America since 2000 and implications for conservation. *Nature Sustainability* 2021 4:9, 4(9), 784–792. <https://doi.org/10.1038/s41893-021-00729-z>
- Song, Y., Ma, M., & Veroustraete, F. (2010). Comparison and conversion of AVHRR GIMMS and SPOT VEGETATION NDVI data in China. *International Journal of Remote Sensing*, *31*(9), 2377–2392. <https://doi.org/10.1080/01431160903002409>
- Souza, C. M., Shimbo, J. Z., Rosa, M. R., Parente, L. L., Alencar, A. A., Rudorff, B. F. T., Hasenack, H., Matsumoto, M., Ferreira, L. G., Souza-Filho, P. W. M., de Oliveira, S. W., Rocha, W. F., Fonseca, A. v., Marques, C. B., Diniz, C. G., Costa, D., Monteiro, D., Rosa, E. R., Vélez-Martin, E., ... Azevedo, T. (2020). Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. *Remote Sensing* 2020, Vol. 12, Page 2735, 12(17), 2735. <https://doi.org/10.3390/RS12172735>
- Spiecker, H. (1999). Overview of recent growth trends in European forests. *Water, Air & Soil Pollution*, *116*, 33–46.
- Stanimirova, R., Graesser, J., Olofsson, P., & Friedl, M. A. (2022). Widespread changes in 21st century vegetation cover in Argentina, Paraguay, and Uruguay. *Remote Sensing of Environment*, *282*, 113277. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2022.113277>
- Steffen, W. L., Sanderson, A., Tyson, P. D., Jäger, J., Matson, P. A., Moore-III, B., Oldfield, F., Richardson, K., Schellnhuber, H. J., Turner-II, B. L., & Wasson, R. J. (2005). *Global change and the earth system : a planet under pressure*. Springer. <http://www.igbp.net/publications/igbpbookseries/igbpbookseries/globalchangeandtheearthsystem2004.5.1b8ae20512db692f2a680007462.html>
- Steffen, W., Persson, Å., Deutsch, L., Zalasiewicz, J., Williams, M., Richardson, K., Crumley, C., Crutzen, P., Folke, C., Gordon, L., Molina, M., Ramanathan, V., Rockström, J., Scheffer, M., Schellnhuber, H. J., & Svedin, U. (2011). The anthropocene: From global change to planetary stewardship. *Ambio*, *40*(7), 739–761. <https://doi.org/10.1007/S13280-011-0185-X>
- Swann, A. L., Fung, I. Y., Levis, S., Bonan, G. B., & Doney, S. C. (2010). Changes in arctic vegetation amplify high-latitude warming through the greenhouse effect. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, *107*(4), 1295–1300. <https://doi.org/10.1073/PNAS.0913846107/ASSET/4AB07C5A-6C7D-446A-81EE-2F4568504783/ASSETS/GRAPHIC/PNAS.0913846107EQ2.JPEG>

- Tang, Z., Fang, J., Sun, J., & Gaston, K. J. (2011). Effectiveness of protected areas in maintaining plant production. *PloS One*, 6(4), e19116. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0019116>
- Texeira, M., Oyarzabal, M., Pineiro, G., Baeza, S., & Paruelo, J. M. (2015). Land cover and precipitation controls over long-term trends in carbon gains in the grassland biome of South America. *Ecosphere*, 6(10), art196. <https://doi.org/10.1890/ES15-00085.1>
- Theil, H. (1950). A rank-invariant method of linear and polynomial regression analysis. *Indagationes Mathematicae*, 12, 85–91.
- Tomlinson, C. J., Chapman, L., Thornes, J. E., & Baker, C. (2011). Remote sensing land surface temperature for meteorology and climatology: a review. *Meteorological Applications*, 18(3), 296–306. <https://doi.org/10.1002/MET.287>
- Trabucco, A., & Zomer, R. J. (2009). *Global Aridity Index (Global-Aridity) and Global Potential Evapo-Transpiration (Global-PET) Geospatial Database*. CGIAR Consortium for Spatial Information. <http://www.csi.cgiar.org>.
- Tucker, C. J., Pinzon, J. E., Brown, M. E., Slayback, D., Pak, E. W., Mahoney, R., Vermote, E., & Saleous, N. el. (2005). An Extended AVHRR 8-km NDVI Data Set Compatible with MODIS and SPOT Vegetation NDVI Data. *International Journal of Remote Sensing*, 26(20), 4485–4498.
- Turner, B. I., Meyfroidt, P., Kuemmerle, T., Müller, D., & Roy Chowdhury, R. (2020). Framing the search for a theory of land use. *Taylor & Francis*, 15(4), 489–508. <https://doi.org/10.1080/1747423X.2020.1811792>
- UN. (2011). *The Millennium Development Goals Report 2011:Statistical Annex*. (United Nations, Ed.).
- UNEP. (1992). *World Atlas of Desertification*. Edward Arnold, London.
- Urban, D. L., & Shugart, H. J. (1987). Landscape Ecology. *BioScience*, 37, 119–127.
- Vassallo, M. M., Dieguez, H. D., Garbulsky, M. F., Jobbágy, E. G., & Paruelo, J. M. (2013). Grassland afforestation impact on primary productivity: a remote sensing approach. *Applied Vegetation Science*, 16, 390–403.
- Veldman, J. W., Overbeck, G. E., Negreiros, D., Mahy, G., le Stradic, S., Fernandes, G. W., Durigan, G., Buisson, E., Putz, F. E., & Bond, W. J. (2015). Where Tree Planting and Forest Expansion are Bad for Biodiversity and Ecosystem Services. *BioScience*, 65(10), 1011–1018. <https://doi.org/10.1093/BIOSCI/BIV118>
- Venter, O., Sanderson, E. W., Magrath, A., Allan, J. R., Beher, J., Jones, K. R., Possingham, H. P., Laurance, W. F., Wood, P., Fekete, B. M., Levy, M. A., & Watson, J. E. M. (2016a). Global terrestrial Human Footprint maps for 1993 and 2009. *Scientific Data*, 3. <https://doi.org/10.1038/sdata.2016.67>
- Venter, O., Sanderson, E. W., Magrath, A., Allan, J. R., Beher, J., Jones, K. R., Possingham, H. P., Laurance, W. F., Wood, P., Fekete, B. M., Levy, M. A., & Watson, J. E. M. (2016b). Sixteen years of change in the global terrestrial human

- footprint and implications for biodiversity conservation. *Nature Communications*, 7. <https://doi.org/10.1038/ncomms12558>
- Verón, S. R., Oesterheld, M., & Paruelo, J. M. (2005). Production as a function of resource availability: Slopes and efficiencies are different. *Journal of Vegetation Science*, 16(Hafner 2003), 351–354. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2005.tb02373.x>
- Verón, S. R., & Paruelo, J. M. (2010). Desertification alters the response of vegetation to changes in precipitation. *Journal of Applied Ecology*, 47(6), 1233–1241. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01883.x>
- Veron, S. R., Paruelo, J. M., Sala, O. E., & Lauenroth, W. K. (2002). *Environmental Controls of Primary Production in Agricultural Systems of the Argentine Pampas*. <https://doi.org/10.1007/s10021-002-0145-1>
- Vicca, S., Gilgen, A. K., Camino Serrano, M., Dreesen, F. E., Dukes, J. S., Estiarte, M., Gray, S. B., Guidolotti, G., Hoepfner, S. S., Leakey, A. D. B., Ogaya, R., Ort, D. R., Ostrogovic, M. Z., Rambal, S., Sardans, J., Schmitt, M., Siebers, M., van der Linden, L., van Straaten, O., & Granier, A. (2012). Urgent need for a common metric to make precipitation manipulation experiments comparable. *The New Phytologist*, 195(3), 518–522. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2012.04224.x>
- Virginia, R. A., & Wall, D. H. (2001). Ecosystem function principles. In S. A. Levin (Ed.), *Encyclopedia of Biodiversity*. Academic Press.
- Vitousek, P. M. (1994). Beyond global warming: Ecology and global change. *Ecology*, 75(7), 1861–1876.
- Vitousek, P. M., Aber, J. D., Howarth, R. W., Likens, G. E., Matson, P. A., Schindler, D. W., Schlesinger, W. H., & Tilman, D. G. (1997). Human alteration of the global nitrogen cycle: Sources and consequences. *Ecological Applications*, 7(3), 737–750.
- Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J., & Melillo, J. M. (1997). Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277(5325), 494–499.
- Volante, J. N., Alcaraz-Segura, D., Mosciaro, M. J., Viglizzo, E. F., & Paruelo, J. M. (2012). Ecosystem functional changes associated with land clearing in NW Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 154, 12–22. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.08.012>
- Wan, Z. (2008). New refinements and validation of the MODIS Land-Surface Temperature/Emissivity products. *Remote Sensing of Environment*, 112(1), 59–74. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2006.06.026>
- Watson, J. E. M., Dudley, N., Segan, D. B., & Hockings, M. (2014). The performance and potential of protected areas. *Nature*, 515(7525), 67–73. <https://doi.org/10.1038/nature13947>
- Weaver, A. J., Eby, M., Wiebe, E. C., Ewen, T. L., Fanning, A. F., MacFadyen, A., Matthews, H. D., Meissner, K. J., Saenko, O., Schmittner, A., Yoshimori, M., Bitz, C. M., Holland, M. M., Duffy, P. B., & Wang, H. (2001). The UVic earth system climate model: Model description, climatology, and applications to past, present and

- future climates. *Atmosphere-Ocean*, 39(4), 361–428.
<https://doi.org/10.1080/07055900.2001.9649686>
- Webb, W., Szarek, S., Lauenroth, W., Kinerson, R., & Smith, M. (1978). Primary productivity and water use in native forest, grassland and desert ecosystems. *Ecology*, 59, 1239–1247.
- West, P. C., Narisma, G. T., Barford, C. C., Kucharik, C. J., & Foley, J. A. (2011). An alternative approach for quantifying climate regulation by ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(2), 126–133. <https://doi.org/10.1890/090015>
- White, L. (1967). The Historical Roots of Our Ecologic Crisis. *Science*, 155(3767).
<http://science.sciencemag.org/content/155/3767/1203>
- Wiens, J., Sutter, R., Anderson, M., Blanchard, J., Barnett, A., Aguilar-Amuchastegui, N., Avery, C., & Laine, S. (2009). Selecting and conserving lands for biodiversity: The role of remote sensing. *Remote Sensing of Environment*, 113(7), 1370–1381.
<https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.06.020>
- Wilcox, K. R., Blair, J. M., Smith, M. D., & Knapp, A. K. (2016). Does ecosystem sensitivity to precipitation at the site-level conform to regional-scale predictions? *Ecology*, 97(3), 561–568. <https://doi.org/10.1890/15-1437>
- Wilcox, K. R., Shi, Z., Gherardi, L. A., Lemoine, N. P., Koerner, S. E., Hoover, D. L., Bork, E., Byrne, K. M., Cahill, J., Collins, S. L., Evans, S., Gilgen, A. K., Holub, P., Jiang, L., Knapp, A. K., LeCain, D., Liang, J., Garcia-Palacios, P., Peñuelas, J., ... Luo, Y. (2017). Asymmetric responses of primary productivity to precipitation extremes: A synthesis of grassland precipitation manipulation experiments. *Global Change Biology*, 23(10), 4376–4385. <https://doi.org/10.1111/GCB.13706>
- Wilcox, R. R. (2003). *Applying Contemporary Statistical Techniques*. Academic Press.
- Wright, J. A., di Nicola, A., & Gaitan, E. (2000). Latin American forest plantations - opportunities for carbon sequestration, economic development and financial returns. *Journal of Forestry*, 98, 20–23.
- Wu, Z., Dijkstra, P., Koch, G. W., Peñuelas, J., & Hungate, B. A. (2011). Responses of terrestrial ecosystems to temperature and precipitation change: a meta-analysis of experimental manipulation. *Global Change Biology*, 17(2), 927–942.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02302.x>
- Xu, X., Sherry, R. A., Niu, S., Li, D., & Luo, Y. (2013). Net primary productivity and rain-use efficiency as affected by warming, altered precipitation, and clipping in a mixed-grass prairie. *Global Change Biology*, 19(9), 2753–2764.
<https://doi.org/10.1111/GCB.12248>
- Yahdjian, L., & Sala, O. E. (2006). Vegetation Structure constrains primary production response to water availability in the Patagonian steppe. *Ecology*, 87(4), 952–962.
[https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87)

- Yahdjian, L., Sala, O. E., Piñeiro-Guerra, J. M., Knapp, A. K., Collins, S. L., Phillips, R. P., & Smith, M. D. (2021). Why coordinated distributed experiments should go global. *BioScience*, 71(9), 918–927.
- Yamin, F. (n.d.). *Climate change and carbon markets : a handbook of emissions reduction mechanisms*. Retrieved April 7, 2023, from <https://www.routledge.com/Climate-Change-and-Carbon-Markets-A-Handbook-of-Emissions-Reduction-Mechanisms/Yamin/p/book/9781138001961>
- Yu, R., Ruddell, B. L., Kang, M., Kim, J., & Childers, D. (2019). Anticipating global terrestrial ecosystem state change using FLUXNET. *Global Change Biology*, 25(7), 2352–2367. <https://doi.org/10.1111/GCB.14602>
- Zaninovich, S. C., & Gatti, M. G. (2020). Carbon stock densities of semi-deciduous Atlantic forest and pine plantations in Argentina. *Science of The Total Environment*, 747, 141085. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.141085>
- Zeng, F.-W., Collatz, G., Pinzon, J., & Ivanoff, A. (2013). Evaluating and Quantifying the Climate-Driven Interannual Variability in Global Inventory Modeling and Mapping Studies (GIMMS) Normalized Difference Vegetation Index (NDVI3g) at Global Scales. *Remote Sensing*, 5(8), 3918–3950. <https://doi.org/10.3390/rs5083918>
- Zeng, N., & Yoon, J. (2009). Expansion of the world's deserts due to vegetation-albedo feedback under global warming. *Geophysical Research Letters*, 36(17). <https://doi.org/10.1029/2009GL039699>
- Zhang, K., Kimball, J. S., & Running, S. W. (2016). A review of remote sensing based actual evapotranspiration estimation. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 3(6), 834–853. <https://doi.org/10.1002/WAT2.1168>
- Zhang, L., Dawes, W. R., & Walker, G. R. (2001). Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. *Water Resources Research*, 37(3), 701–708. <https://doi.org/10.1029/2000WR900325>
- Zhang, Y., Gentine, P., Luo, X., Lian, X., Liu, Y., Zhou, S., Michalak, A. M., Sun, W., Fisher, J. B., Piao, S., & Keenan, T. F. (2022). Increasing sensitivity of dryland vegetation greenness to precipitation due to rising atmospheric CO₂. *Nature Communications* 2022 13:1, 13(1), 1–9. <https://doi.org/10.1038/s41467-022-32631-3>
- Zhao, K., & Jackson, R. B. (2014). Biophysical forcings of land-use changes from potential forestry activities in North America. *Ecological Monographs*, 84(2), 329–353. <https://doi.org/10.1890/12-1705.1>
- Zhao, M., & Running, S. W. (2010). Drought-induced reduction in global terrestrial net primary production from 2000 through 2009. *Science*, 329(5994), 940–943. <https://doi.org/10.1126/science.1192666>
- Zhu, Z., Piao, S., Myneni, R. B., Huang, M., Zeng, Z., Canadell, J. G., Ciais, P., Sitch, S., Friedlingstein, P., Arneth, A., Cao, C., Cheng, L., Kato, E., Koven, C., Li, Y., Lian, X., Liu, Y., Liu, R., Mao, J., ... Zeng, N. (2016). Greening of the Earth and its drivers. *Nature Climate Change*, 6(8), 791–795. <https://doi.org/10.1038/nclimate3004>

Zuidema, P. A., Heinrich, I., Rahman, M., Vlam, M., Zwartsenberg, S. A., & van der Sleen, P. (2020). Recent CO₂ rise has modified the sensitivity of tropical tree growth to rainfall and temperature. *Global Change Biology*, 26(7), 4028–4041. <https://doi.org/10.1111/GCB.15092>

ANEXO

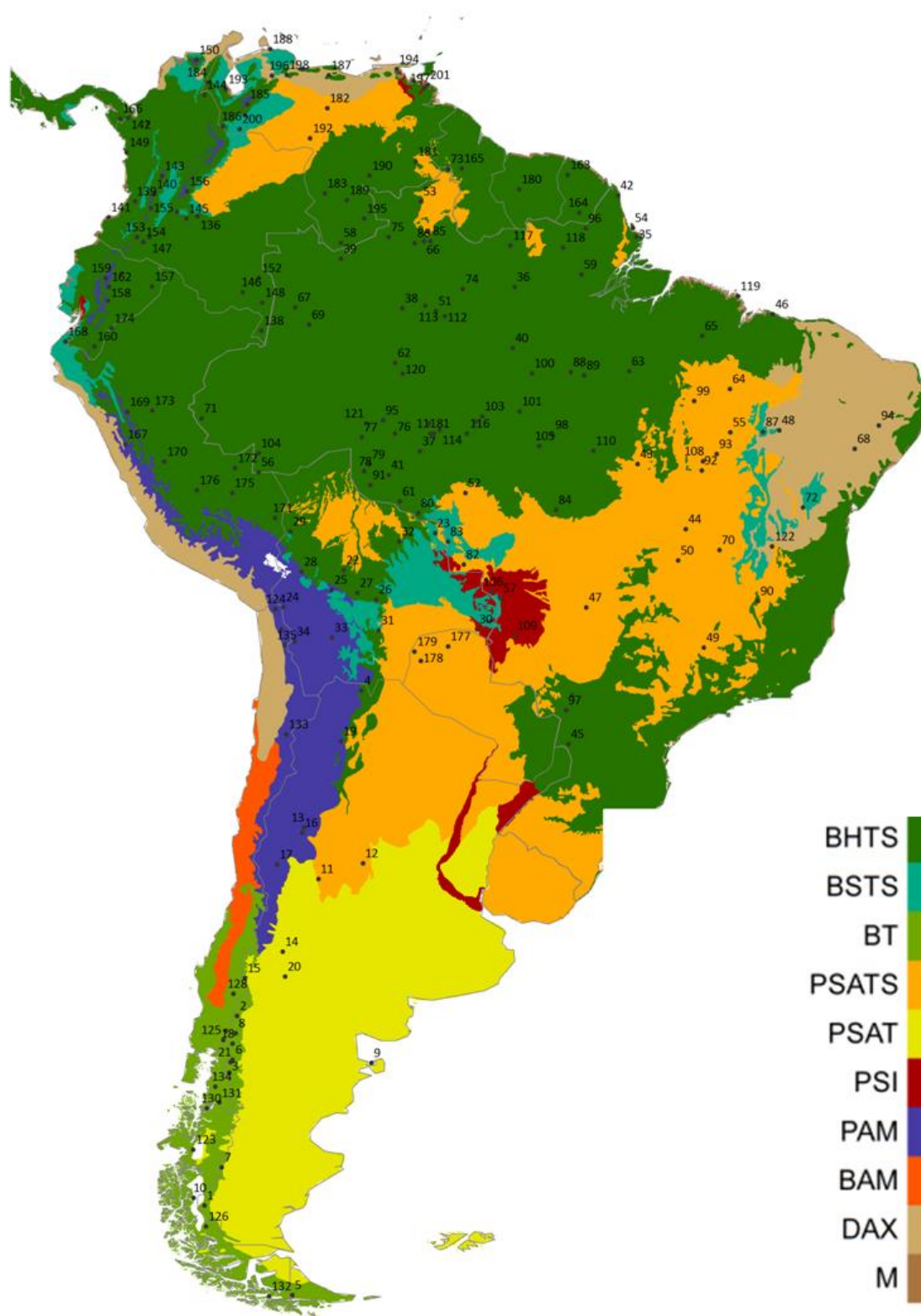


Fig. A1.1: Ubicación de las 201 áreas protegidas (APs) analizadas en este estudio. La identidad de las APs puede verse en la Tabla A1.1. Límites de biomas fueron tomados de Olson (2001). BHTS: Bosques húmedos tropicales y subtropicales. BSTS: Bosques secos tropicales y subtropicales. BT: Bosques templados. PSATS: Pastizales, sabanas y arbustales tropicales y subtropicales. PSAT: Pastizales, sabanas y arbustales templados. PSI: Pastizales y sabanas inundables. PAM: Pastizales y arbustales montañosos. BAM: Bosques y arbustales mediterráneos. DAX: Desiertos y arbustales xéricos. M: Manglares.

Tabla A1.1: Promedios y tendencias en el promedio anual del Índice de Vegetación Normalizado (IVNp), en el coeficiente de variación intraanual del Índice de Vegetación Normalizado (CVi), en la precipitación total anual (PTA) y en la temperatura media anual (TMA), y sensibilidad climática del IVNp a las fluctuaciones en PTA y TMA para las 201 áreas protegidas analizadas en este estudio. Las tendencias fueron estimadas a partir de la prueba de Mann Kendall para la variable y el tiempo durante el período 1982-2012. Tendencias con un valor $p < 0.05$ fueron consideradas significativamente diferentes a cero. La sensibilidad fue estimada como la pendiente de la relación entre el IVNp y la TMA o la PTA durante el período 1982-2012. *pend*: pendiente. *p*: valor p. *Ts*: coeficiente β asociado a la temperatura. *Ps*: coeficiente β asociado a la precipitación. ARG: Argentina, BOL: Bolivia, BRA: Brazil, CHL:Chile, COL: Colombia, ECU: Ecuador, GUF: France Guyane, GUY: Guyana, PAN: Panamá, PER: Perú, PRY: Paraguay, SUR: Surinam, VEN: Venezuela.

AP	Nombre	Pais	IVNp			CVi			PTA			TMA			Sensibilidad climática			
			<i>media</i>	<i>pend</i>	<i>p</i>	<i>media</i>	<i>pend</i>	<i>p</i>	<i>media</i> (mm)	<i>pend</i>	<i>p</i>	<i>media</i> (°C)	<i>pend</i>	<i>p</i>	<i>Ts</i>	<i>p</i>	<i>Ps</i>	<i>p</i>
1	Los Glaciares	ARG	0.332	0.001	0.040	0.403	0.001	0.053	443	8.170	<0.001	3.9	0.001	0.980	0.018	0.125	0.000	0.637
2	Lanín	ARG	0.656	-0.001	0.107	0.279	0.001	0.647	1125	-5.155	0.560	7.8	-0.002	0.827	0.047	0.010	0.000	0.016
3	Los Alerces	ARG	0.690	0.001	0.387	0.198	-0.002	0.013	1058	2.288	0.547	6.6	-0.005	0.513	0.047	0.018	0.000	0.544
4	Baritú	ARG	0.642	-0.002	0.007	0.205	0.002	0.007	765	-4.801	0.100	16.7	0.017	0.013	-0.028	0.246	0.000	0.389
5	Tierra del Fuego	ARG	0.512	0.000	0.787	0.328	0.000	0.920	521	-5.017	0.113	4.4	0.004	0.747	0.057	0.013	0.000	0.379
6	Lago Puelo	ARG	0.690	0.000	0.543	0.177	0.000	0.700	919	2.287	0.540	7.1	-0.002	0.920	0.033	0.011	0.000	0.104
7	Perito Moreno	ARG	0.330	0.000	0.300	0.375	0.002	<0.001	444	5.479	<0.001	4.9	-0.005	0.560	0.008	0.326	0.000	0.807
8	Nahuel Huapi 1	ARG	0.586	-0.001	0.067	0.211	-0.001	0.267	1073	0.903	0.807	7.1	-0.003	0.787	0.030	0.065	0.000	0.093
9	Golfo San José	ARG	0.189	-0.001	0.093	0.210	-0.002	0.107	234	-2.038	0.127	14.4	0.010	0.260	-0.006	0.648	0.000	0.022
10	Bernardo O'Higgins	CHL	0.446	0.000	0.787	0.188	0.001	0.340	652	9.512	<0.001	4.5	0.001	0.953	0.015	0.471	0.000	0.124
11	Sierra de las Quijadas	ARG	0.375	0.000	0.420	0.169	0.003	<0.001	384	-0.255	0.833	18.7	0.014	0.113	0.000	0.974	0.000	0.030
12	Quebrada del Condorito	ARG	0.650	-0.003	<0.001	0.142	0.004	<0.001	608	-3.143	0.073	14.3	0.004	0.713	0.006	0.644	0.000	0.125
13	Talampaya	ARG	0.153	0.000	0.460	0.073	0.000	0.947	211	-2.193	0.147	15.9	0.011	0.187	0.003	0.310	0.000	0.103
14	El Payén	ARG	0.211	0.000	0.980	0.114	0.000	0.693	209	-2.104	0.180	11.1	0.010	0.160	0.002	0.792	0.000	0.323
15	Copahue-Caviahue	ARG	0.387	0.001	0.107	0.380	0.000	0.920	580	-1.879	0.667	8.8	0.003	0.480	0.016	0.253	0.000	0.004

16	Ischigualasto	ARG	0.276	0.000	0.500	0.085	0.002	0.107	200	-1.955	0.100	16.2	0.009	0.227	0.010	0.256	0.000	0.405
17	El Leoncito	ARG	0.130	0.000	0.413	0.144	0.000	0.980	252	-3.109	0.120	7.7	0.010	0.187	-0.002	0.783	0.000	0.817
18	Nahuel Huapi -2-	ARG	0.728	-0.001	0.453	0.204	-0.001	0.213	1008	2.921	0.640	6.5	-0.003	0.780	0.047	0.003	0.000	0.013
19	Los Cardones	ARG	0.277	0.000	0.280	0.222	0.002	0.007	591	-4.286	0.133	11.4	0.009	0.180	-0.001	0.902	0.000	0.030
20	Auca Mahuida	ARG	0.258	-0.001	0.020	0.116	0.002	0.033	109	-0.868	0.280	13.3	0.009	0.233	-0.017	0.057	0.000	0.085
21	Lago Puelo	ARG	0.639	-0.001	0.627	0.275	0.001	0.233	972	2.406	0.547	6.9	-0.002	0.873	0.013	0.452	0.000	0.239
22	Isiboro Securé	BOL	0.830	0.000	0.193	0.060	0.001	0.053	1993	-14.705	0.020	24.5	-0.020	<0.001	-0.016	0.125	0.000	0.944
23	Noel Kempff Mercado	BOL	0.825	0.001	0.093	0.082	0.000	0.540	1377	-7.349	0.027	25.5	0.010	0.027	-0.025	0.251	0.000	0.139
24	Sajama	BOL	0.180	0.000	0.007	0.126	0.001	0.073	177	-0.516	0.833	6.6	-0.026	<0.001	0.005	0.180	0.000	0.494
25	Tunari	BOL	0.396	0.000	<0.001	0.180	0.002	0.007	727	-2.525	0.400	12.5	-0.021	<0.001	-0.004	0.177	0.000	0.346
26	Amboró	BOL	0.766	0.001	0.680	0.138	-0.001	0.293	984	-8.077	0.053	20.3	-0.001	0.900	-0.009	0.595	0.000	0.065
27	Carrasco	BOL	0.630	0.000	0.880	0.174	-0.001	0.307	1002	-6.714	0.053	18.5	-0.011	0.153	-0.012	0.514	0.000	0.204
28	Cotapata	BOL	0.287	0.001	0.540	0.288	0.002	0.233	708	3.477	0.293	10.2	-0.038	<0.001	-0.013	0.257	0.000	0.057
29	Madidi	BOL	0.771	0.000	0.467	0.088	0.000	0.753	1862	-7.782	0.160	21.3	-0.002	0.640	-0.045	0.012	0.000	0.019
30	Otuquis	BOL	0.775	0.000	0.980	0.138	0.002	0.053	1052	-3.093	0.447	25.6	0.013	0.007	-0.030	0.277	0.000	0.316
31	Iñao	BOL	0.835	-0.001	0.033	0.087	0.002	<0.001	842	-4.696	0.173	20.9	-0.011	0.080	0.001	0.940	0.000	0.104
32	Ríos Blanco y Negro	BOL	0.846	0.001	0.147	0.076	0.000	0.987	1414	-0.975	0.913	25.7	-0.002	0.760	-0.007	0.613	0.000	0.527
33	Yura	BOL	0.148	0.000	0.187	0.116	0.001	0.107	254	-2.206	0.220	6.9	-0.030	<0.001	0.002	0.220	0.000	0.535
34	Llica	BOL	0.149	0.000	0.603	0.085	0.002	<0.001	71	-0.491	0.293	7.7	-0.017	0.027	0.000	0.979	0.000	0.551
35	Lago Piratuba	BRA	0.719	0.002	<0.001	0.100	0.000	0.640	2477	-6.866	0.173	23.0	0.024	<0.001	0.073	<0.001	0.000	0.249
36	Rio Trombetas	BRA	0.780	0.001	0.413	0.071	0.001	0.160	1991	-5.120	0.393	27.3	0.031	<0.001	0.022	0.143	0.000	0.179
37	Jarú	BRA	0.806	0.000	0.707	0.087	0.001	0.060	1994	-3.478	0.327	25.9	0.033	<0.001	-0.003	0.834	0.000	0.470
38	Jaú	BRA	0.779	0.001	0.067	0.053	0.001	0.320	2396	9.736	0.127	27.3	0.040	<0.001	0.028	0.011	0.000	0.597

39	Pico da Neblina	BRA	0.817	0.001	0.060	0.045	0.001	0.073	2840	11.022	0.047	25.6	0.032	<0.001	0.029	0.022	0.000	0.314
40	Amazônia	BRA	0.761	0.001	0.027	0.095	0.001	0.007	2115	-5.209	0.387	27.3	0.038	<0.001	0.029	0.019	0.000	0.179
41	Pacaás Novos	BRA	0.804	0.001	0.307	0.090	0.000	0.840	1662	-1.519	0.767	25.3	0.019	<0.001	-0.006	0.771	0.000	0.155
42	Cabo Orange	BRA	0.717	0.002	<0.001	0.105	0.001	0.280	2645	0.828	0.833	21.9	0.018	<0.001	0.081	<0.001	0.000	0.862
43	Araguaia	BRA	0.667	0.002	<0.001	0.119	0.000	0.827	1867	-0.231	0.980	27.2	0.043	<0.001	0.034	0.003	0.000	0.347
44	Chapada dos Veadeiros	BRA	0.550	0.001	0.040	0.163	0.000	0.680	1493	1.464	0.773	24.4	0.030	<0.001	0.011	0.285	0.000	0.826
45	Iguaçu	BRA	0.817	0.001	0.133	0.073	0.000	0.633	1811	-5.444	0.447	21.0	0.022	<0.001	-0.005	0.705	0.000	0.597
46	Lençóis Maranhenses	BRA	0.557	0.002	0.007	0.100	-0.001	0.093	1506	2.568	0.887	23.2	0.023	<0.001	0.049	0.029	0.000	0.188
47	Emas	BRA	0.619	0.002	0.047	0.154	0.000	0.433	1611	-0.231	0.927	24.2	0.032	<0.001	0.022	0.082	0.000	0.052
48	Serra da Capivara	BRA	0.642	0.001	0.540	0.245	0.000	0.940	702	2.769	0.613	26.9	0.021	0.013	0.001	0.955	0.000	<0.001
49	Serra da Canastra	BRA	0.617	0.001	0.093	0.130	-0.001	0.320	1617	10.946	0.100	21.6	0.032	<0.001	0.009	0.361	0.000	0.526
50	Brasília	BRA	0.544	0.002	<0.001	0.134	0.000	0.920	1525	1.629	0.793	22.7	0.030	<0.001	0.038	<0.001	0.000	0.869
51	Anavilhanas	BRA	0.690	0.001	0.267	0.101	0.001	0.200	2287	6.990	0.120	27.5	0.033	<0.001	0.065	0.008	0.000	0.037
52	Iquê	BRA	0.838	0.000	0.713	0.083	0.001	<0.001	1824	-7.007	0.120	25.5	0.029	<0.001	-0.004	0.709	0.000	0.898
53	Maracá	BRA	0.767	0.002	<0.001	0.079	0.000	0.600	2336	11.844	0.233	26.5	0.027	<0.001	0.029	0.002	0.000	0.561
54	Maracá-Jipioca	BRA	0.629	0.003	<0.001	0.147	-0.001	0.393	2954	-5.404	0.340	26.8	0.027	<0.001	0.092	<0.001	0.000	0.509
55	Uruçui - Una	BRA	0.632	0.001	0.040	0.107	0.001	0.013	1151	12.707	0.080	26.4	0.032	<0.001	0.010	0.213	0.000	0.002
56	Rio Acre	BRA	0.815	0.001	<0.001	0.082	0.001	0.247	2285	1.274	0.967	24.8	0.023	<0.001	0.039	0.004	0.000	0.845
57	Pantanal Matogrossense	BRA	0.731	0.001	0.127	0.080	0.001	0.147	1259	-2.216	0.573	26.5	0.011	0.027	0.004	0.845	0.000	0.758
58	Pico da Neblina	BRA	0.772	0.000	0.847	0.066	0.001	0.073	2982	5.520	0.340	23.6	0.031	<0.001	0.015	0.299	0.000	0.366
59	Jari	BRA	0.766	0.002	<0.001	0.080	0.001	0.080	2135	-1.805	0.587	26.7	0.032	<0.001	0.046	<0.001	0.000	0.083
60	Caracaraí	BRA	0.779	0.001	0.040	0.075	0.001	0.007	2049	22.187	<0.001	26.8	0.028	<0.001	0.019	0.024	0.000	0.291

61	Guaporé	BRA	0.804	0.000	0.240	0.090	0.001	0.240	1570	4.056	0.500	26.2	0.015	0.007	-0.021	0.286	0.000	0.483
62	Abufari	BRA	0.761	0.001	<0.001	0.082	0.001	0.007	2323	2.841	0.547	27.0	0.047	<0.001	0.017	0.003	0.000	0.458
63	Tapirapé	BRA	0.759	0.002	0.007	0.135	0.000	0.280	2108	5.450	0.393	26.3	0.042	<0.001	0.034	0.005	0.000	0.052
64	Mirador	BRA	0.585	0.002	<0.001	0.124	0.000	1.000	1164	4.479	0.380	26.6	0.033	<0.001	0.023	0.022	0.000	0.002
65	Gurupi	BRA	0.750	0.003	<0.001	0.097	0.000	0.740	1938	7.865	0.493	26.6	0.037	<0.001	0.052	0.002	0.000	0.021
66	Niquiá	BRA	0.751	0.001	0.320	0.073	0.000	0.553	2156	20.832	<0.001	26.8	0.029	<0.001	0.019	0.022	0.000	0.268
67	Juami-Japurá	BRA	0.765	0.001	<0.001	0.058	0.001	0.013	2861	11.704	0.047	26.0	0.024	<0.001	0.032	0.032	0.000	0.111
68	Raso da Catarina	BRA	0.645	0.000	0.780	0.147	-0.001	0.367	449	-1.356	0.687	25.3	0.000	0.987	0.013	0.686	0.000	0.008
69	Jutaí-Solimoés	BRA	0.787	0.001	0.020	0.058	0.001	0.113	2649	8.861	0.033	26.2	0.028	<0.001	0.019	0.123	0.000	0.140
70	Grande Sertão Veredas	BRA	0.589	0.002	<0.001	0.120	0.001	0.033	1241	2.334	0.833	23.9	0.023	<0.001	0.037	0.001	0.000	0.381
71	Serra do Divisor	BRA	0.778	0.000	0.420	0.077	0.000	0.887	2002	2.849	0.860	26.3	0.029	<0.001	0.012	0.348	0.000	0.893
72	Chapada Diamantina	BRA	0.671	0.002	0.033	0.096	0.000	0.820	675	-2.704	0.427	22.7	0.014	0.040	0.086	0.006	0.000	0.034
73	Monte Roraima	BRA	0.699	0.001	0.060	0.104	0.002	<0.001	2622	6.779	0.520	22.4	0.011	0.233	0.028	0.020	0.000	0.245
74	Uatumã	BRA	0.776	0.000	0.680	0.077	0.001	0.260	2118	4.391	0.640	27.1	0.029	<0.001	0.021	0.126	0.000	0.308
75	Serra do Araçá	BRA	0.812	0.001	<0.001	0.048	0.001	0.007	2683	18.513	0.053	26.0	0.031	<0.001	0.041	<0.001	0.000	0.872
76	Samuel	BRA	0.797	0.001	0.273	0.102	0.000	0.660	2133	0.330	0.973	26.1	0.033	<0.001	0.014	0.290	0.000	0.956
77	Serra dos Três Irmãos	BRA	0.783	0.000	0.433	0.101	0.002	<0.001	1950	4.866	0.367	26.4	0.017	<0.001	-0.007	0.608	0.000	0.074
78	Rio Ouro Preto	BRA	0.847	0.000	0.760	0.073	0.001	<0.001	1605	3.665	0.413	26.0	0.007	0.087	-0.034	0.057	0.000	0.008
79	Guajará Mirim	BRA	0.796	0.001	0.147	0.091	0.001	0.033	1678	2.387	0.687	25.6	0.012	<0.001	-0.008	0.634	0.000	0.115
80	Corumbiara	BRA	0.719	0.001	0.013	0.103	0.001	0.207	1525	1.956	0.787	26.0	0.015	<0.001	-0.007	0.735	0.000	0.558
81	Rio Roosevelt	BRA	0.742	0.001	0.013	0.145	0.000	0.967	2138	-3.567	0.180	26.1	0.035	<0.001	0.026	0.162	0.000	0.980
82	Serra de Santa Bárbara	BRA	0.734	0.000	0.493	0.111	0.001	0.140	1276	-5.144	0.053	25.3	0.003	0.573	-0.023	0.124	0.000	0.970

83	Serra de Ricardo Franco	BRA	0.769	-0.002	<0.001	0.099	0.000	0.780	1324	-8.928	0.020	25.1	0.008	0.040	-0.038	0.138	0.000	0.493
84	Rio Ronuro	BRA	0.851	0.001	0.100	0.077	0.000	0.593	1983	2.247	0.220	26.3	0.032	<0.001	0.002	0.817	0.000	0.510
85	Viruí	BRA	0.668	0.001	0.080	0.067	0.001	0.067	2088	21.059	<0.001	27.0	0.029	<0.001	0.021	0.020	0.000	0.263
86	Serra da Mocidade	BRA	0.762	0.001	0.093	0.068	0.001	0.047	2275	19.722	0.007	26.6	0.031	<0.001	0.032	0.003	0.000	0.823
87	Serra das Confusões	BRA	0.692	0.000	0.480	0.180	0.001	0.073	897	1.293	0.733	26.7	0.024	0.007	0.015	0.452	0.000	0.006
88	Terra do Meio	BRA	0.769	0.002	<0.001	0.092	0.001	0.027	2050	3.092	0.533	26.3	0.039	<0.001	0.037	0.003	0.000	0.092
89	Serra do Pardo	BRA	0.781	0.002	<0.001	0.102	0.001	0.180	2070	3.835	0.473	26.1	0.040	<0.001	0.039	<0.001	0.000	0.002
90	Sempre-Vivas	BRA	0.641	0.002	<0.001	0.094	0.001	0.087	1225	8.957	0.340	22.0	0.021	<0.001	0.042	0.013	0.000	0.142
91	Serra da Cutia	BRA	0.809	0.000	0.800	0.097	0.000	0.687	1584	4.830	0.380	26.1	0.006	0.187	-0.018	0.418	0.000	0.054
92	Serra Geral do Tocantins	BRA	0.485	0.001	<0.001	0.113	0.001	0.007	1419	2.121	0.500	25.8	0.035	<0.001	0.018	0.007	0.000	0.488
93	Nascentes do Rio Parnaíba	BRA	0.564	0.001	<0.001	0.092	0.001	0.180	1268	6.043	0.153	25.7	0.035	<0.001	0.017	0.013	0.000	0.030
94	Catimbau	BRA	0.565	0.000	0.793	0.141	0.000	0.573	684	3.539	0.607	24.4	0.006	0.400	-0.031	0.315	0.000	<0.001
95	Cuniã	BRA	0.806	0.001	0.107	0.094	0.000	0.540	2162	1.712	0.593	26.3	0.029	<0.001	0.019	0.081	0.000	0.627
96	Montanhas do Tumucumaque	BRA	0.791	0.001	0.007	0.076	0.001	0.020	2504	-4.408	0.400	25.8	0.025	<0.001	0.064	<0.001	0.000	0.262
97	Ilha Grande	BRA	0.698	0.000	0.480	0.087	0.002	0.007	1636	-4.596	0.507	22.6	0.037	<0.001	-0.004	0.520	0.000	0.086
98	Nascentes da Serra do Cachimbo	BRA	0.782	0.001	<0.001	0.100	0.000	0.853	2176	0.650	0.453	25.3	0.037	<0.001	0.026	0.010	0.000	0.201
99	Chapada das Mesas	BRA	0.563	0.001	0.080	0.112	0.001	0.100	1562	6.505	0.373	26.9	0.042	<0.001	0.014	0.098	0.000	0.157
100	Jamanxim	BRA	0.770	0.001	<0.001	0.093	0.000	0.160	2159	-1.789	0.580	26.9	0.038	<0.001	0.033	0.019	0.000	0.186
101	Rio Novo	BRA	0.789	0.001	<0.001	0.090	0.001	0.007	2297	-1.417	0.347	25.5	0.034	<0.001	0.037	0.001	0.000	0.309
102	Campos Amazônicos	BRA	0.781	0.000	0.567	0.096	0.000	0.607	2177	-2.070	0.547	26.2	0.035	<0.001	0.009	0.494	0.000	0.766
103	Juruena	BRA	0.806	0.000	0.280	0.085	0.000	0.647	2319	-3.553	0.160	26.5	0.033	<0.001	0.018	0.231	0.000	0.523

104	Chandles	BRA	0.795	0.001	0.020	0.085	0.000	0.687	2227	1.343	0.793	25.5	0.027	<0.001	0.016	0.201	0.000	0.347
105	Cristalino II	BRA	0.838	0.000	0.553	0.094	0.000	0.720	2221	-1.026	0.013	25.6	0.036	<0.001	0.001	0.932	0.000	0.417
106	Guirá	BRA	0.543	0.002	0.087	0.209	0.000	0.587	1289	-0.315	0.987	26.5	0.010	0.027	0.043	0.075	0.000	0.782
107	Ivinhema	BRA	0.736	0.001	0.047	0.076	0.001	0.207	1553	-3.590	0.733	23.1	0.041	<0.001	0.013	0.081	0.000	0.374
108	Jalapão	BRA	0.519	0.002	<0.001	0.113	0.001	0.120	1407	3.602	0.380	26.1	0.036	<0.001	0.022	0.004	0.000	0.299
109	Pantanal do Rio Negro	BRA	0.760	0.000	0.133	0.073	0.001	0.020	1252	-4.092	0.140	26.1	0.018	0.013	0.005	0.629	0.000	0.518
110	Xingu	BRA	0.824	0.000	0.120	0.079	0.001	0.260	2050	-0.263	0.980	26.4	0.040	<0.001	0.011	0.125	0.000	0.459
111	Tucumã	BRA	0.798	0.001	0.347	0.115	0.001	0.040	2129	-2.820	0.287	26.1	0.034	<0.001	0.012	0.401	0.000	0.250
112	Rio Negro-Setor Sul	BRA	0.776	0.000	0.800	0.086	0.001	0.160	2281	4.141	0.520	27.5	0.033	<0.001	0.017	0.257	0.000	0.274
113	Rio Negro-Setor Norte	BRA	0.790	0.001	0.093	0.067	0.001	0.453	2307	9.864	0.047	27.4	0.035	<0.001	0.027	0.030	0.000	0.181
114	Guariba	BRA	0.772	0.000	0.747	0.101	0.000	0.473	2169	-5.087	0.147	26.3	0.035	<0.001	-0.002	0.871	0.000	0.886
115	Sucunduri	BRA	0.817	0.000	0.453	0.088	0.001	0.507	2294	-3.305	0.107	26.4	0.032	<0.001	0.017	0.157	0.000	0.182
116	Igarapés do Juruena	BRA	0.813	0.000	0.413	0.104	0.000	0.600	2226	-4.273	0.113	26.3	0.033	<0.001	0.022	0.066	0.000	0.043
117	Grão Pará	BRA	0.768	0.001	<0.001	0.064	0.001	0.047	1923	2.607	0.753	26.3	0.021	<0.001	0.048	<0.001	0.000	0.286
118	Maicuru	BRA	0.787	0.002	<0.001	0.074	0.001	0.067	2109	-3.074	0.640	26.1	0.027	<0.001	0.058	<0.001	0.000	0.172
119	Belém	BRA	0.702	0.002	<0.001	0.072	0.000	0.607	1904	10.191	0.347	23.3	0.028	<0.001	0.052	<0.001	0.000	0.064
120	Nascentes do Lago Jari	BRA	0.777	0.001	0.053	0.076	0.000	0.693	2278	2.843	0.320	26.9	0.043	<0.001	0.019	0.028	0.000	0.832
121	Mapinguari	BRA	0.785	0.000	0.500	0.087	0.000	0.253	2052	5.401	0.380	26.6	0.023	<0.001	0.011	0.393	0.000	0.819
122	Caminho dos Gerais	BRA	0.612	0.000	0.980	0.278	0.004	<0.001	690	1.020	0.780	24.7	0.015	<0.001	-0.002	0.903	0.000	0.002
123	Laguna San Rafael	CHL	0.523	0.002	0.073	0.159	-0.002	0.053	1098	7.828	<0.001	5.1	-0.004	0.553	0.013	0.709	0.000	0.777
124	Lauca	CHL	0.124	0.000	<0.001	0.076	0.002	<0.001	128	-0.515	0.780	6.5	-0.022	0.013	-0.001	0.333	0.000	0.400
125	Vicente Perez Rosales	CHL	0.794	-0.001	0.193	0.125	0.000	0.540	1299	2.437	0.707	7.4	-0.003	0.720	0.029	0.127	0.000	0.007

126	Torres del Paine	CHL	0.501	0.001	0.207	0.227	0.002	0.020	397	6.229	<0.001	4.7	0.004	0.833	0.021	0.179	0.000	0.087
127	Puyehue	CHL	0.765	-0.003	0.040	0.149	0.002	0.180	1389	1.184	0.860	7.6	-0.003	0.660	0.036	0.226	0.000	0.125
128	Conguillio	CHL	0.693	-0.001	0.567	0.250	0.002	0.140	1022	-2.299	0.547	8.9	-0.002	0.780	0.047	0.026	0.000	<0.001
129	Volcan Isluga	CHL	0.135	0.000	0.487	0.069	0.001	0.073	58	-0.282	0.513	7.8	-0.014	0.080	0.000	0.851	0.000	0.673
130	Isla Magdalena	CHL	0.741	-0.001	0.273	0.154	-0.002	0.213	1839	3.707	0.480	7.3	-0.008	0.187	0.050	0.058	0.000	0.448
131	Queulat	CHL	0.511	0.001	0.173	0.260	0.000	0.767	1389	5.071	0.367	5.7	-0.008	0.167	0.011	0.629	0.000	0.746
132	Alberto De Agostini	CHL	0.400	0.000	0.633	0.305	0.001	0.327	638	-2.499	0.240	4.1	0.006	0.367	0.040	0.042	0.000	0.549
133	Lullailaco	CHL	0.125	0.000	0.860	0.053	0.001	0.060	85	-0.221	0.407	5.1	-0.015	0.087	0.002	0.109	0.000	0.347
134	Corcovado	CHL	0.707	0.000	0.920	0.177	-0.002	0.013	1706	2.899	0.707	7.7	-0.010	0.087	0.020	0.337	0.000	0.509
135	Salar de Huasco	CHL	0.127	0.000	0.013	0.044	0.002	<0.001	39	-0.219	0.367	7.5	-0.014	0.033	-0.001	0.161	0.000	0.425
136	Sierra De La Macarena	COL	0.779	0.001	0.013	0.066	0.001	<0.001	2712	20.756	0.100	25.1	-0.003	0.860	-0.013	0.414	0.000	0.226
137	Paramillo	COL	0.646	0.001	0.147	0.128	0.000	0.747	2755	16.320	0.127	23.6	0.002	0.787	0.011	0.650	0.000	0.092
138	Amacayacu	COL	0.752	0.001	<0.001	0.067	0.001	0.053	2665	31.761	<0.001	25.8	0.017	<0.001	0.012	0.487	0.000	0.074
139	Los Farallones De Cali	COL	0.404	0.002	0.013	0.204	0.002	0.133	2541	10.804	0.473	22.8	-0.013	0.080	-0.002	0.916	0.000	0.972
140	Las Herosas	COL	0.480	-0.001	0.267	0.271	0.001	0.113	1687	11.502	0.067	14.9	-0.013	0.120	0.009	0.691	0.000	0.465
141	Sanquianga	COL	0.587	0.003	<0.001	0.174	0.002	<0.001	1813	3.544	0.407	13.3	-0.007	0.180	-0.031	0.396	0.000	0.579
142	Los Katios	COL	0.798	0.001	0.100	0.080	0.001	0.293	3223	15.712	0.167	26.1	0.002	0.680	0.031	0.089	0.000	0.777
143	Los Nevados	COL	0.437	-0.001	0.407	0.240	0.001	0.613	1992	20.177	<0.001	14.4	-0.009	0.247	-0.027	0.249	0.000	0.015
144	Catatumbo - Bari	COL	0.764	0.002	0.007	0.125	-0.001	0.180	2014	24.206	0.027	24.4	0.025	0.033	0.023	0.125	0.000	0.046
145	Tinigua	COL	0.813	0.001	<0.001	0.075	0.001	0.033	2427	19.806	0.060	25.3	-0.005	0.533	-0.022	0.112	0.000	0.887
146	Cahuinarí	COL	0.785	0.002	<0.001	0.055	0.001	0.180	3035	32.278	0.053	26.1	0.010	0.040	0.005	0.820	0.000	0.232
147	Alto Fragua - Indiwasi	COL	0.524	0.000	0.560	0.248	0.002	0.180	2420	9.776	0.260	21.0	-0.015	0.047	-0.022	0.426	0.000	0.546

148	Río Puré	COL	0.766	0.001	<0.001	0.052	0.000	0.300	2951	35.152	<0.001	25.9	0.014	0.007	0.013	0.493	0.000	0.111
149	Utría	COL	0.621	0.003	<0.001	0.158	-0.001	0.507	5400	34.998	0.047	22.8	-0.008	0.120	-0.011	0.712	0.000	0.396
150	Sierra Nevada De Santa Marta	COL	0.486	0.000	0.680	0.180	-0.001	0.327	1877	31.116	0.020	18.7	0.024	0.007	0.022	0.183	0.000	0.116
151	Cordillera De Los Picachos	COL	0.638	0.003	<0.001	0.167	0.000	0.587	1956	12.985	0.120	21.1	-0.007	0.260	-0.043	0.091	0.000	0.922
152	Yaigoje Apaporis	COL	0.769	0.002	<0.001	0.053	0.001	0.067	3153	32.597	0.007	25.9	0.016	0.007	0.010	0.622	0.000	0.034
153	Comp. Volc. D. Juana Cascabel	COL	0.679	0.000	0.660	0.175	0.000	0.907	1669	3.874	0.387	16.0	-0.019	0.033	-0.014	0.438	0.000	0.288
154	Serrania De Los Churumbelos	COL	0.603	0.000	0.607	0.166	0.000	0.907	2651	9.076	0.400	21.1	-0.018	0.040	0.008	0.630	0.000	0.144
155	Nevado Del Huila	COL	0.316	0.001	0.487	0.479	0.002	0.313	1746	6.796	0.340	16.6	-0.013	0.073	-0.030	0.210	0.000	0.190
156	Sumapaz	COL	0.473	0.001	0.087	0.274	0.000	0.867	2528	10.920	0.160	15.9	-0.006	0.520	-0.020	0.191	0.000	0.199
157	Yasuní	ECU	0.763	0.002	0.007	0.077	0.001	<0.001	3153	13.875	0.300	26.1	-0.016	0.020	-0.024	0.184	0.000	0.705
158	Sangay	ECU	0.445	0.001	0.267	0.193	0.000	0.820	1475	3.133	0.653	14.3	-0.035	<0.001	-0.002	0.867	0.000	0.723
159	Cotopaxi	ECU	0.503	0.002	0.103	0.193	0.000	0.787	1083	0.702	0.840	11.0	-0.032	<0.001	-0.024	0.098	0.000	0.856
160	Podocarpus	ECU	0.567	0.001	0.607	0.195	0.000	0.973	1046	1.052	0.813	17.4	-0.024	0.047	-0.009	0.474	0.000	0.842
161	Sumaco Napo Galeras	ECU	0.521	0.001	0.673	0.175	0.000	0.887	2753	7.233	0.540	20.5	-0.026	0.007	-0.004	0.778	0.000	0.514
162	Llanganates	ECU	0.435	0.001	0.527	0.183	0.002	0.033	1550	4.519	0.507	14.5	-0.033	<0.001	-0.005	0.691	0.000	0.662
163	Lucifer Dékou-Dékou	GUF	0.834	0.001	0.013	0.080	0.001	0.173	2539	2.375	0.780	26.0	0.011	0.053	0.033	0.011	0.000	0.364
164	Guyane (parc amazonien)	GUF	0.799	0.001	0.007	0.078	0.002	<0.001	2522	-1.306	0.840	25.7	0.021	<0.001	0.068	<0.001	0.000	0.446
165	Kaieteur	GUY	0.760	0.002	0.007	0.093	-0.001	0.427	3245	9.169	0.573	24.6	0.008	0.380	0.048	0.007	0.000	0.489
166	Darién	PAN	0.728	0.000	0.513	0.092	0.000	0.200	3277	13.893	0.247	25.3	0.002	0.780	-0.020	0.325	0.000	0.546
167	Huascarán	PER	0.369	0.001	0.167	0.153	0.000	0.940	710	0.506	0.933	8.5	0.002	0.787	0.003	0.620	0.000	0.252

168	Cerros de Amotape	PER	0.642	0.002	0.120	0.293	0.001	0.213	384	3.272	0.387	23.2	-0.035	0.020	0.016	0.358	0.000	0.060
169	Río Abiseo	PER	0.523	0.000	0.807	0.310	-0.003	<0.001	870	2.092	0.673	17.6	0.001	0.927	0.001	0.971	0.000	0.300
170	Yanachaga-Chemillén	PER	0.592	0.003	0.087	0.221	-0.003	0.147	1790	-9.077	0.507	20.9	0.012	0.233	-0.003	0.938	0.000	0.306
171	Bahuaja Sonene	PER	0.798	0.001	0.040	0.091	0.000	0.887	2946	-12.291	0.193	22.8	0.015	0.040	-0.023	0.224	0.000	0.035
172	Alto Purús	PER	0.789	0.001	0.087	0.075	0.000	0.680	2486	3.040	0.720	25.1	0.024	<0.001	0.012	0.416	0.000	0.689
173	Cordillera Azul	PER	0.763	0.000	0.433	0.091	0.000	0.373	1716	-4.025	0.567	25.6	0.013	0.120	0.014	0.297	0.000	0.431
174	Ichigkat Muja - Cordillera del Cóndor	PER	0.685	0.002	<0.001	0.144	-0.001	0.120	2427	8.553	0.433	23.3	-0.032	<0.001	-0.032	0.006	0.000	0.567
175	Manu	PER	0.786	0.001	0.013	0.066	0.000	0.247	2604	0.040	0.960	22.0	0.020	<0.001	-0.011	0.501	0.000	0.916
176	Otishi	PER	0.571	0.001	0.220	0.284	-0.001	0.420	1510	-2.618	0.740	21.0	0.013	0.187	-0.008	0.537	0.000	0.805
177	Defensores del Chaco	PRY	0.728	-0.002	<0.001	0.143	0.004	<0.001	734	-5.761	0.013	24.7	0.020	<0.001	-0.017	0.147	0.000	0.006
178	Tentiente Agripino Enciso	PRY	0.684	-0.003	0.013	0.164	0.003	<0.001	498	-5.820	0.027	23.5	0.019	0.007	-0.025	0.188	0.000	0.011
179	Médanos del Chaco	PRY	0.627	-0.002	0.013	0.192	0.003	<0.001	454	-3.814	0.047	23.7	0.014	0.040	-0.025	0.077	0.000	0.001
180	Central Suriname	SUR	0.787	0.002	<0.001	0.080	0.001	0.040	2585	14.709	0.013	25.1	0.011	0.020	0.062	<0.001	0.000	0.211
181	Canaima	VEN	0.684	0.000	0.620	0.053	0.001	0.060	2775	1.799	0.920	22.0	0.018	<0.001	0.024	0.010	0.000	0.297
182	Aguaro-Guariquito	VEN	0.489	0.001	0.020	0.183	0.000	0.653	1357	11.520	0.100	27.9	0.029	<0.001	0.001	0.892	0.000	0.059
183	Yapacana	VEN	0.785	0.000	0.473	0.074	0.000	0.893	3060	-1.377	0.613	26.7	0.036	0.007	0.006	0.424	0.000	0.200
184	Perijá	VEN	0.798	0.002	0.007	0.088	-0.001	0.080	1881	26.579	0.007	23.3	0.027	<0.001	0.015	0.247	0.000	0.344
185	Sierra Nevada	VEN	0.518	0.001	0.280	0.220	0.001	0.300	1111	0.600	0.880	18.6	0.028	<0.001	0.024	0.106	0.000	0.101
186	El Tamá	VEN	0.594	0.002	<0.001	0.167	0.001	0.507	2333	9.005	0.487	20.8	0.016	0.193	0.001	0.946	0.000	0.939
187	Guatopo	VEN	0.716	0.001	0.160	0.089	0.001	0.113	1291	4.469	0.387	24.8	0.047	<0.001	0.006	0.353	0.000	0.197
188	Medanos de Coro	VEN	0.501	0.001	0.387	0.170	-0.002	0.027	644	5.318	0.287	25.5	0.015	0.053	-0.005	0.858	0.000	0.683

189	Duida-Marahuaca	VEN	0.809	0.000	0.520	0.048	0.000	0.460	3257	0.917	0.953	25.0	0.032	<0.001	0.009	0.346	0.000	0.211
190	Jaua Sarisariñama	VEN	0.709	0.001	0.173	0.082	0.001	0.347	3554	2.205	0.947	22.9	0.027	<0.001	0.037	<0.001	0.000	0.086
191	San Esteban	VEN	0.669	0.001	0.267	0.137	0.000	0.533	1142	6.113	0.120	25.1	0.023	<0.001	0.007	0.699	0.000	0.146
192	Cinaruco-Capanaparo	VEN	0.508	0.001	0.013	0.118	0.001	0.013	2021	7.341	0.120	28.0	0.029	<0.001	0.008	0.094	0.000	0.699
193	Ciénagas del Catatumbo	VEN	0.736	0.000	0.887	0.085	0.000	0.220	1499	19.082	0.013	26.8	0.026	<0.001	0.005	0.684	0.000	0.611
194	Turuepano	VEN	0.798	0.000	0.630	0.065	0.001	0.013	1389	-2.889	0.493	25.7	0.021	0.040	0.007	0.498	0.000	0.432
195	Parima-Tapirapecó	VEN	0.824	0.001	0.093	0.044	0.001	0.033	3102	3.672	0.553	24.4	0.031	<0.001	0.031	0.005	0.000	0.324
196	Cerro Saroche	VEN	0.387	0.001	0.173	0.175	0.002	0.287	1160	4.762	0.507	24.2	0.030	<0.001	-0.010	0.490	0.000	0.010
197	Delta del Orinoco	VEN	0.728	0.001	0.133	0.052	0.001	0.007	1555	-2.134	0.500	26.6	-0.005	0.553	0.021	0.041	0.000	0.580
198	Tirgua	VEN	0.750	0.001	0.020	0.119	0.001	0.360	1294	4.958	0.287	25.0	0.029	<0.001	0.009	0.418	0.000	0.182
199	Tapo - Caparo	VEN	0.700	0.001	0.013	0.134	0.000	0.887	1448	-0.360	0.920	24.6	0.025	<0.001	0.012	0.172	0.000	0.490
200	Río Viejo	VEN	0.760	0.001	0.007	0.130	-0.001	0.147	1659	1.486	0.800	27.2	0.016	0.080	0.000	0.996	0.000	0.241
201	Delta del Orinoco	VEN	0.733	0.002	<0.001	0.069	0.000	0.960	1551	-1.324	0.740	26.9	-0.007	0.533	0.021	0.371	0.000	0.226

