### TRADUCCIÓN DEL TRABAJO ORIGINAL PUBLICADO EN

### ECOLOGICAL APPLICATIONS 32 (2022) e2526

https://doi.org/10.1002/eap.2526

Traductora: Jorgelina Brasca

# Grupos fenológicos de bosques en Argentina sobre la base de la fenología de la vegetación y el clima

Eduarda M. O. Silveira<sup>1\*</sup>, Volker C. Radeloff<sup>1</sup>, Guillermo J. Martínez Pastur<sup>2</sup>, Sebastián Martinuzzi<sup>1</sup>, Natalia Politi<sup>3</sup>, Leonidas Lizarraga<sup>4</sup>, Luis O. Rivera<sup>3</sup>, Gregorio I. Gavier-Pizarro<sup>5</sup>, He Yin<sup>6</sup>, Yamina M. Rosas<sup>2</sup>, Noelia C. Calamari<sup>5</sup>, María F. Navarro<sup>5</sup>, Yanina Sica<sup>7</sup>, Ashley M. Olah<sup>1</sup>, Julieta Bono<sup>8</sup>, Anna M. Pidgeon<sup>1</sup>

<sup>&</sup>lt;sup>1</sup> SILVIS Lab, Department of Forest and Wildlife Ecology, University of Wisconsin-Madison, 1630 Linden Drive, Madison WI 53706, USA. Email: esilveira@wisc.edu; radeloff@wisc.edu; martinuzzi@wisc.edu; ahannah@wisc.edu; apidgeon@wisc.edu

<sup>&</sup>lt;sup>2</sup> Centro Austral de Investigaciones Científicas (CADIC), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Houssay 200 (9410) Ushuaia, Tierra del Fuego, Argentina. Email: gpastur@conicet.gov.ar; ym.rosas@conicet.gov.ar

<sup>&</sup>lt;sup>3</sup> Instituto de Ecoregiones Andinas (INECOA), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Juan Bautista Alberdi 47 (Y4600DTA), Jujuy, Argentina. Email: npoliti@conicet.gov.ar; lrivera@conicet.gov.ar

<sup>&</sup>lt;sup>4</sup> Dirección Regional Noroeste, Administración de Parques Nacionales, Santa Fe 23 (CP4400), Salta, Argentina. Email: llizarraga@apn.gob.ar

<sup>&</sup>lt;sup>5</sup> Instituto Nacional de Tecnologia Agropecuaria (INTA), Buenos Aires, Argentina. Email: gavierpizarro.g@inta.gob.ar; calamari.noelia@inta.gob.ar; navarroderau.maria@inta.gob.ar

<sup>&</sup>lt;sup>6</sup> Department of Geography, Kent State University, 325 S. Lincoln Street, Kent, OH 44242, USA. Email: hyin3@kent.edu

<sup>&</sup>lt;sup>7</sup> Department of Ecology and Evolutionary Biology, Yale University, New Haven, CT, USA. Email: yanina.sica@yale.edu

<sup>&</sup>lt;sup>8</sup> Dirección Nacional de Bosques, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación, Buenos Aires, Argentina. Email: jbono@ambiente.gob.ar

<sup>\*</sup> Autor para correspondencia: esilveira@wisc.edu, +1(608) 770 3267

#### Resumen

Los mapas de bosques a gran escala que muestran especies de árboles o tipos de bosque -en contraposición con los que muestran presencia y ausencia de bosque, o clasificaciones muy generales- son muy útiles para la conservación de la biodiversidad y la elaboración de modelos de distribución de especies asociadas a bosques. Para entrenar estos modelos y evaluar su precisión, los mapas de bosques deberían obtenerse a partir de la clasificación de imágenes satelitales basadas en gran cantidad de datos tomados a campo. Sin embargo, en mucha partes del mundo no se cuenta con dichos datos. Muchos tipos de bosques y especies de árboles difieren en su fenología, y esto ofrece una oportunidad para generar mapas y caracterizar los bosques según la dinámica estacional de los índices de vegetación y datos auxiliares. El objetivo general fue elaborar un mapa y caracterizar los bosques sobre la base de la fenología de la superficie terrestre y los patrones climáticos, definidos en este trabajo como "grupos fenológicos de bosques". Aplicamos esta metodología en Argentina (2,8 millones de km²), donde existe una amplia variedad de bosques, desde selvas tropicales hasta bosques fríos-templados. Para calcular medidas de fenología, se ajustó una curva armónica de la serie de tiempo de 2018-2019 del índice de vegetación mejorado (EVI, por sus iniciales en inglés) derivado de datos de Sentinel 2 y Landsat 8 con una resolución de 30 m. Para el clima, calculamos la temperatura de la superficie terrestre (LST, por sus iniciales en inglés) a partir de la banda 10 del sensor térmico infrarrojo (TIRS) de Landsat 8, y la precipitación de Worldclim (BIO12). Realizamos una clasificación de grupos estratificada por medias y posteriormente un agrupamiento jerárquico. Los grupos resultantes se separaron en 54 tipos fenológicos de bosques con combinaciones únicas de fenología de vegetación y características climáticas. El percentil 90 de EVI resultó más importante que las medidas climáticas obtenidas y otras medidas de fenología en cuanto a que permitió la separación de los distintos grupos fenológicos de bosques. Nuestros resultados destacan la posibilidad de combinar medidas fenológicas tomadas por sensores remotos y datos climáticos para mejorar el mapeo de bosques a gran escala con distintos fines de manejo y conservación, ya que captan características funcionales en lugar de características estructurales o de composición entre especies arbóreas y de cada especie. Nuestro enfoque produce clasificaciones que van más allá de una categorización bosque-no bosque en áreas donde la falta de datos ecológicos detallados tomados a campo impide clasificaciones a nivel de especies de árboles, pero donde las necesidades de conservación son altas. El mapa de grupos fenológicos de bosques obtenido en este trabajo es una herramienta valiosa para la evaluación de los recursos naturales y el manejo del ambiente a escalas pertinentes para las acciones de conservación.

**Palabras clave:** Conservación, Grupo, EVI, Productividad, Landsat 8, Temperatura de la superficie terrestre, Precipitación, Sentinel 2.

### INTRODUCCIÓN

La conservación de la biodiversidad requiere la protección de los hábitats que las especies necesitan (Ceballos et al., 2015). Los bosques brindan muchos servicios ecosistémicos, como la regulación del clima, la producción de biomasa y la provisión de agua (Decocq et al., 2016; Brockerhoff et al., 2017; Mori et al., 2017); también ofrecen hábitat para muchas especies especializadas, tanto animales como vegetales (Pawson et al., 2013), incluido el hábitat de reproducción de las aves de bosques (Lindbladh et al., 2017) y refugio para los mamíferos de bosques (Simonetti et al., 2013). Sin embargo, cuáles son las especies que encuentran hábitat en un determinado bosque depende de la composición de especies arbóreas, entre otras características de los bosques. Por esta razón, los mapas de especies de árboles de bosques y de tipos de bosques son importantes para elaborar mapas de hábitat (Jansson and Angelstam, 1999), evaluar la biodiversidad (Shang and Chisholm, 2014) y manejar los recursos naturales de bosque (Dalponte et al., 2012; Heinzel and Koch, 2012; Zhu and Liu, 2014). No obstante, generar mapas de tipos de bosque a nivel de especie de árbol y para grandes áreas a partir de datos de campo resulta muy poco viable desde el punto de vista logístico (Zhu and Liu, 2014).

La clasificación de bosques a partir de datos satelitales en áreas extensas resulta un gran desafío cuando se realiza a nivel de especies arbóreas (Fassnacht et al., 2016). Es más común encontrar mapas de bosques de áreas extensas basados en clases amplias de bosques, como bosques de coníferas, caducifolios, de composición mixta (p.ej., Vogelmann et al., 2001; Erinjery et al., 2018; Pasquarella et al., 2018), porcentaje de cobertura de árboles (p. ej., Hansen et al., 2013) o simplemente presencia y ausencia de bosques (Blackard et al., 2008; Shimada et al., 2014; Martone et al., 2018). Las imágenes de

alta resolución (Fang et al., 2020), los datos hiperespectrales, LIDAR (Zhang et al., 2020) y los datos de radares (Erinjery et al., 2018) pueden ofrecer información sobre complejidad de la estructura y composición de la vegetación, como la altura del dosel (Potapov et al., 2021), la densidad de árboles y la biomasa (Fassnacht et al., 2017; Bouvet et al., 2018). En casos de acceso limitado a dichas bases de datos, pueden emplearse los datos satelitales de resolución media, que se encuentran disponibles (p.ej., Landsat) para elaborar mapas de tipos de bosque a escala de especies de árboles. Desde la apertura del archivo Landsat en 2008 (Woodcock et al., 2008), se incrementaron las oportunidades de mejorar la generación de mapas y la clasificación de tipos de bosque, lo que facilita el análisis de las propiedades espectrales, temporales, espaciales y estacionales (p.ej., fenología) entre distintos tipos de bosques (Zhu and Liu, 2014; Pasquarella et al., 2016), si se cuenta con suficientes datos de campo para entrenar al clasificador. En general, las clasificaciones de bosques funcionan de manera óptima cuando representan diferencias en la fenología de la vegetación entre especies de árboles y tipos de bosques (Stoffels et al., 2012; Melaas et al., 2013, 2016; Pasquarella et al., 2018).

La fenología de la superficie terrestre caracteriza los patrones estacionales de la vegetación detectados mediante sensores satelitales (de Beurs y Henebry, 2005). Dado que la fenología de la vegetación varía entre especies. resulta un rasgo útil discriminarlas (Fassnacht et al., 2016). El análisis de imágenes satelitales de períodos fenológicos específicos dentro de un período de crecimiento (p.ej., brotación y senescencia) favorable para la precisión de clasificación de especies de árboles (Wolter et al., 1995; Hill et al., 2010; Pasquarella et al., 2018). La dinámica estacional de los índices de vegetación (p.ej., el índice de vegetación mejorado -EVI, por sus iniciales en inglés- y

el índice de vegetación normalizado, (NDVI, por sus iniciales en inglés) tiene buena correlación con la dinámica estacional del área foliar fotosintéticamente activa (Mynemi et al., 1995; Huete et al., 2002; Melaas et al., 2016) y ambos índices son buenos sustitutos de los estados fenológicos de la vegetación (de Beurs and Henebry, 2005). La inclusión en los análisis del momento en que ocurren las transiciones estacionales (p.ej., el pico del período crecimiento) maximiza de las diferencias entre tipos de bosques (Pasquarella 2018), permite caracterizar heterogeneidad funcional de los ecosistemas (Paruelo et al., 2001) y, de ese modo, facilita la generación de mapas de gradientes complejos de vegetación (Schwieder et al., 2016; Pastor-Guzman et al., 2018).

Además de ser útil para la clasificación individual de tipos de bosques y especies de árboles, la fenología de la vegetación está vinculada a los recursos del paisaje porque determina la disponibilidad de alimentos para un amplio espectro de especies de bosques (Nielsen et al., 2010; Coops et al., 2012). Los paisajes fenológicamente diversos aumentan las oportunidades de alimentación de las especies que se desplazan (Armstrong et al., 2016), desde insectos y langostas (Searle et al., 2010) hasta mamíferos de gran tamaño como los osos pardos (Coogan et al., 2012; Schindler et al., 2013). Por ejemplo, en los paisajes que cuentan con alta diversidad de fenología de la vegetación, el ciervo colorado migratorio encuentra acceso a alimento de alta calidad durante un período prolongado (Pettorelli et al., 2005); asimismo, los ungulados siguen gradientes de vegetación durante la temporada de crecimiento impulsados por la selección de alimentos de alta calidad (Brown et al., 2019). Por lo tanto, la diversidad de la fenología de la vegetación, ya sea dada por diferencias entre especies vegetales o entre sectores de la distribución de una misma especie, resulta una medida de gran importancia.

Sin embargo, el uso de eventos fenológicos para clasificar bosques a partir de imágenes satelitales presenta desafíos, como la mezcla de señales y de fondos (White y Nemani, 2006; Morisette et al., 2009), series temporales con ruido, distintas escalas espaciales entre imágenes satelitales y las observaciones en el campo (Zeng et al., 2020), y la reflectancia espectral, que se ve alterada por enfermedades, estrés que sufren las plantas o por el pastoreo y las prácticas agrícolas (Hall-Beyer, 2003; Vina et al., 2004; Wardlow et al., 2006). Además, es difícil obtener información precisa sobre fenología vegetación en el terreno cuando los ambientes son complejos y cuentan con mediciones de campo limitadas (Pastor-Guzman et al., 2018). Finalmente, cuando se dan eventos de variaciones fenológicas dentro de una misma especie de árbol (McKown et al., 2013; Fajardo and Siefert, 2016; Cole and Sheldon, 2017), se presenta un desafío para las clasificaciones a nivel de especie. Cada árbol puede tener diferencias marcadas en la fenología en primavera, como los robles, en los que la aparición de brotes puede variar en más de tres semanas entre individuos (McKown et al., 2013). Estas diferencias en una determinada especie de árbol atribuyeron a la influencia de la latitud, temperatura elevación, (Kramer, 1995; Mickaël et al., 2007), composición del suelo (Wielgolaski, 2001) y edad de los árboles, así como a su genética. Si bien incluir la fenología en la clasificación de especies de árboles y de tipos de bosque usando imágenes satelitales tiene ventajas, también tiene desafíos intrínsecos relacionados con la detección de la fenología de la vegetación específica de una especie.

Además del momento en que ocurre la fenología de la superficie terrestre (p.ej., la fecha del pico de la temporada de crecimiento), se pueden emplear otras variables, como la productividad derivada de curvas anuales de fenología de la vegetación

(p.ej., los percentiles 10 y 90 de EVI) y el clima (p.ej., temperatura y vegetación) para clasificar tipos de bosque (Paruelo et al., 2001). La productividad de la vegetación está correlacionada positivamente productividad general (Sims et al., 2006). El uso de la productividad de la vegetación dio resultados satisfactorios como sustituto de disponibilidad de recursos (Currie, 1991) y para caracterizar los tipos funcionales de ecosistemas en América del Sur (Paruelo et al., 2001) y los gradientes de vegetación en la sabana brasileña (Ferreira et al., 2003; Schwieder et al., 2016). La temperatura y la precipitación determinan los tipos de bosques que crecen en un lugar (Woodward, 1994; Paruelo and Lauenroth, 1998; Paruelo et al., 2001; Veech y Crist, 2007), pero también puede haber gradientes de temperatura y precipitación entre bosques que tienen la misma composición de especies (Rosas et al., 2019b). La precipitación es un factor clave que afecta la distribución geográfica de especies. En general, a nivel de un continente, las áreas ocupadas por bosques son aquellas con mayor precipitación, pero la presencia de los bosques depende en igual medida de la distribución estacional de la precipitación y de la cantidad, ya que debe ocurrir en momentos del año en los que las raíces de las plantas pueden absorberla y cuando las tasas de transpiración son altas (Royal et al., 2012). No obstante, para algunas especies que habitan a lo largo de las márgenes de ríos, donde el agua no es un factor limitante, la temperatura es el factor más determinación importante en la distribución de las especies (Myklestad y Birks, 1993; Zhao et al., 2018). De esta manera, la combinación de la fenología de la superficie los eventos terrestre (tanto fenológicos de la vegetación como las medidas de productividad) y las variables climáticas permiten determinar las características funcionales de los ecosistemas -en lugar de las estructurales o de composición- a la vez que se considera la distribución geográfica de especies.

Los mapas actuales de bosques que cubren áreas extensas (Townshend y Justice, 2002; Hansen et al., 2013; Potapov et al., 2021) brindan información de gran valor en cuanto a los tipos de bosques y son útiles para las acciones de conservación (Wilson et al., 2006; Hmielowski et al., 2015). Sin embargo, los mapas a nivel de especies de árboles son escasos, y los de tipo de bosque no consideran las variaciones en la fenología de la vegetación (momento de los eventos y productividad) dentro de cada tipo o especie, o las variaciones en el clima (de aquí en adelante "grupos fenológicos de bosques"). La ventaja de usar grupos fenológicos para caracterizar los bosques radica en la capacidad de estos grupos de captar los gradientes de fenología y clima entre y dentro de los tipos de bosques y/o especies de árboles en lugares donde la falta de datos de campo impide realizar clasificaciones detalladas. La información de productividad cíclica y estacional que brindan los grupos fenológicos es útil para el manejo de la biodiversidad, especialmente para aportar información para la planificación territorial. Un mapa de grupos fenológicos puede resultar especialmente útil en lugares donde hay escasa información sobre ecología de bosques y donde las necesidades de conservación son altas, como en muchos países en desarrollo de áreas tropicales y subtropicales.

Se desarrollaron diversos abordajes para generar mapas de la distribución de fenómenos biológicos y ecológicos (Mackey et al., 2008), como los procedimientos de agrupamiento para delimitar ecorregiones fenológicas (Hargrove et al., 2009), la aptitud de hábitat para la vida silvestre (Hoagland et al., 2018) y las clases de bosque basadas en condiciones fenológicas a partir de series de tiempo de índices de vegetación obtenidos mediante datos satelitales de baja resolución (Bajocco et al., 2019; Dannemberg, et al., 2020; White et al., 2005). Estos abordajes se

desarrollaron a partir de datos satelitales de baja resolución (p.ej., 250 m) y no pueden mostrar información detallada de grupos fenológicos a mayor escala espacial. Además, resulta poco claro si la combinación de datos satelitales y climáticos es ventajosa cuando se busca obtener grupos fenológicos; tampoco está claro cómo derivar grupos fenológicos de la mejor manera a partir de datos satelitales de resolución media, como las imágenes de Landsat y Sentinel-2.

El objetivo general de este trabajo fue desarrollar mapas y caracterizar los bosques sobre la base de la fenología de la superficie terrestre y las características climáticas. Los objetivos específicos fueron: (1) agrupar los bosques según una combinación de datos satelitales de fenología, temperatura precipitación (i.e., grupos fenológicos bosques); (2) caracterizar y etiquetar cada grupo fenológico de bosque según su fenología de la vegetación, clima v principales características de los bosques basado en conocimiento de expertos y parcelas de inventario en el campo; y (3) evaluar dónde se encuentra la mayor diversidad de grupos fenológicos de bosques.

#### **MÉTODOS**

#### Área de estudio

estudio se realizó Argentina (aproximadamente 2,8 millones de km<sup>2</sup>), que ocupa un área entre las latitudes 20° y 60° S, y las longitudes 50° y 80° O (Figura 1). Argentina tiene una gran variedad de tipos de bosques naturales, desde selvas tropicales hasta bosques fríotemplados distribuidos en sus 24 provincias. La precipitación media anual oscila entre 19 y 2.580 mm año<sup>-1</sup> y la temperatura media anual, entre -10° y 24°C (Fick y Hijmans, 2017). Los bosques de Argentina se dividen en distintas ecorregiones (Peri et al., 2020). Para este análisis, realizamos una adaptación y consideramos ocho ecorregiones: (1) Bosques Patagónicos de Tierra del Fuego, (2) Bosques Patagónicos Continentales, (3) Delta e Islas del Paraná, (4) Espinal, (5) Monte de Sierras y Bolsones, (6) Selva Paranaense, (7) Yungas Australes y (8) Chaco Húmedo y Chaco Seco (Figura 1). Concentramos nuestro análisis en estas ocho ecorregiones de bosques y en las áreas con cobertura del dosel con una altura superior a 5 m, tal como se definió en el conjunto de datos de Global Forest Change (GFC) (Hansen et al., 2013).

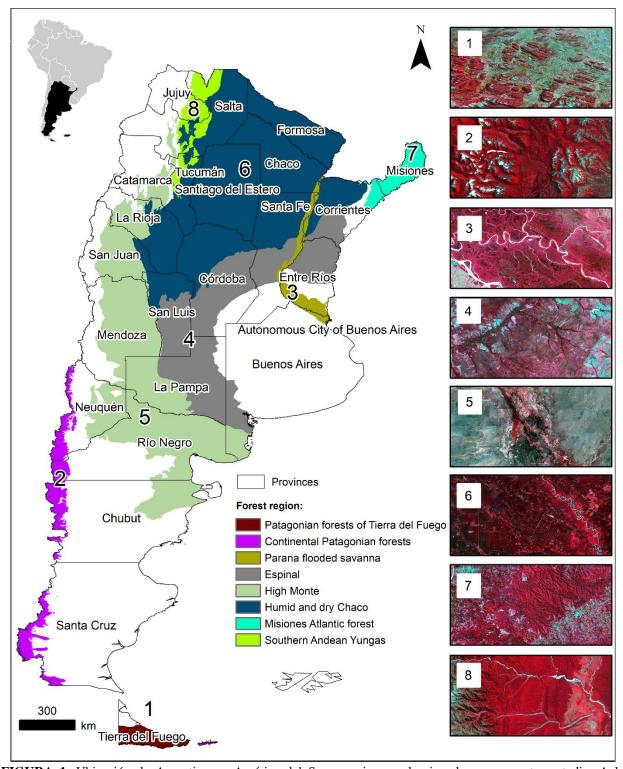
### Medidas obtenidas de datos satelitales y datos climáticos

Medidas de fenología de la superficie terrestre

Calculamos las medidas de fenología de la superficie terrestre a partir de EVI, sobre la base de la combinación de las series anuales de tiempo de Sentinel 2 y Landsat 8. Seleccionamos el EVI de las imágenes de resolución media porque este índice de vegetación brinda un rango de dinámica más amplio que otros índices para vegetación con gran área foliar (Huete et al., 2002). Cuantificamos cuatro medidas de fenología de la superficie terrestre, siguiendo cuatro pasos:

1. Adquisición de imágenes: Adquirimos datos de reflectancia de superficie de Sentinel 2 y Landsat 8, disponibles en Google Earth Engine (GEE; Gorelick et al., correspondientes 2017), al período comprendido entre el 1 de septiembre de 2018 y el 31 de octubre de 2019. El procesamiento de Sentinel incluye una corrección atmosférica aplicada a productos de ortoimágenes nivel 1C de la parte alta de la atmósfera que se computan haciendo correr sen2cor (Müller-Wilms, Usamos la banda de clasificación de escenas de Sentinel 2 para aplicar máscaras a los píxeles que estaban etiquetados como nube, sombra y nieve. Usamos superficie reflectancia de corregida atmosféricamente de Landsat 8 OLI/TIRS (Landsat 8 Surface Reflectance Tier 1), que se corrige atmosféricamente usando LaSRC (Vermote et al., 2016) e incluía una máscara de nube, sombra, agua y nieve

- producida usando CFMASK (Zhu and Woodcock, 2012).
- 2. Combinación de EVI derivado de Sentinel 2 y EVI derivado de Landsat 8: En promedio, se obtuvieron 81 imágenes válidas para toda Argentina, 31 de Landsat 8 y 50 de Sentinel 2. De esta manera, combinamos EVI de Sentinel 2 y de Landsat 8 para obtener una mayor frecuencia de imágenes para 2018-2019 que la que se puede lograr si se usan datos de cada uno de los sensores individualmente (Li and Roy, (Apéndice S1: Figura S1). Para ello, seleccionamos las imágenes de ambos sensores que fueron adquiridas con una diferencia de 30 minutos entre espacialmente superpuestas, y que tuvieran <1% de cobertura de nubes. Con este fin, remuestramos las imágenes de Sentinel 2 a 30 m sobre la base de la ponderación aérea de los píxeles superpuestos y sus valores de EVI. Luego parametrizamos una regresión lineal con el fin de encontrar los coeficientes para que todas las imágenes coincidieran (Zhang et al., 2018) sobre la base del 0.1% del área de estudio. Aplicamos una regresión por mínimos cuadrados ordinarios (MCO) incorporamos los coeficientes a la fórmula de EVI para generar el "nuevo" EVI para Sentinel 2 (Apéndice S1: Figura S2). Este paso nos permitió combinar los valores de EVI de Sentinel 2A con los de Landsat 8
- para ajustar una curva de fenología anual entre setiembre 2018 y octubre 2019.
- 3. Modelo armónico: Para ajustar la curva anual, adoptamos el modelo de regresión armónica GEE. La regresión armónica separa una señal en ondas de seno y coseno, cada una caracterizada por una fase y amplitud específicas (Zeng et al., 2020). Los análisis armónicos dan como resultado una representación precisa de la fenología de un solo año para distintos tipos de cobertura del suelo (Bradley et al., 2007; Zhou et al., 2016).
- 4. Medidas de fenología de la superficie: Del modelo de regresión armónica extrajimos (a) la amplitud de EVI para captar la variabilidad estacional (dentro de un año) (EVI máximo menos EVI mínimo) y (b) la fecha del pico de la temporada de crecimiento (POS), el día del año en el que EVI alcanza el máximo, (c) el percentil 90 de EVI como sustituto de productividad máxima y (d) el percentil 10 de EVI como sustituto de la productividad mínima. También evaluamos los componentes del Índice de Hábitat Dinámico, y latitud y longitud como posibles insumos para el agrupamiento. Sin embargo, encontramos que estos últimos componentes estaban correlacionados altamente con variables (coeficiente de correlación de Pearson r<0,8 y <-0,8) (Apéndice S1: Tabla S1); por lo tanto, no los incluimos, a fin de evitar redundancia.



**FIGURA 1**. Ubicación de Argentina en América del Sur y regiones seleccionadas para nuestro estudio. A la derecha, combinación de las bandas falso color rojo-5, verde-4 y azul-3 de Landsat 8, que muestra ejemplos de los paisajes que se encuentran en el área de estudio.

#### Datos climáticos

Como sustituto de temperatura, evaluamos la temperatura de la superficie terrestre (LST, por sus iniciales en inglés) de la Banda 10 del sensor infrarrojo térmico (TIRS) de Landsat 8, que USGS provee re-escalada a una resolución de 30 m. La LST de los datos satelitales indica calor o frío de la superficie terrestre y está altamente correlacionada con la temperatura del aire (Schwarz et al., 2012). comparación con datos de temperatura interpolados de estaciones meteorológicas, esta fuente de datos térmicos tiene la ventaja de ofrecer mediciones directas a resolución para áreas extensas. Aplicamos máscaras a los píxeles cubiertos por nubes y sombra según los indicadores de Evaluación de Calidad de MODIS; asimismo, aplicamos máscaras a los píxeles cubiertos de agua según un mapa de agua mundial (Hansen et al., 2013). Extrajimos los valores de mediana de la LST entre 2018 y 2019. Para la precipitación, descargamos BIO12 (precipitación media anual) de Wordclim (Fick and Hijmans, 2017) y lo re-escalamos a una resolución espacial de 30 m usando el muestreo del vecino más cercano.

### Clasificación de grupos fenológicos de bosque

Para generar los grupos fenológicos, agrupamos los bosques según nuestro conjunto de datos que combina cuatro medidas de fenología derivadas de datos satelitales (amplitud de EVI, POS, percentil 90 de EVI y percentil 10 de EVI) más las dos medidas climáticas (LST y BIO12). Elegimos una clasificación no supervisada, ya que este método no requiere un conjunto de datos de entrenamiento, es fácilmente repetible (Lang et al., 2008; Shao et al., 2014; Tutmez et al., 2018) v la identificación permite de ecorregiones en áreas extensas y ecológicamente complejas (Coops et al., 2018). Realizamos un procedimiento de agrupamiento estratificado para captar las variaciones locales en todo el territorio de Argentina y asegurarnos de que las clases resultantes fueran representativas del país (Gimaret-Carpentier et al., 1998; Gallego and Stibig, 2013). De esta manera, realizamos las clasificaciones de los grupos para cada región por separado porque es más fácil interpretar los resultados en bosques homogéneos y de tamaño pequeño que en todo el territorio del país.

Para cada región, implementamos un abordaje de agrupamiento de dos pasos, en el combinamos algoritmo el agrupamiento no clasificado de X-medias (Pelleg y Moore, 2000) (paso 1) con el análisis de agrupamiento jerárquico (paso 2), según lo propuesto por Tamura et al. (2014). Este método se aplicó para la regionalización ecológica en grandes extensiones con buenos resultados (Coops et al., 2009; Guo et al., 2017). El proceso de dos pasos tiene las brinda agrupamiento ventajas que el jerárquico, como la estructura anidada y la flexibilidad para determinar el número final de grupos mediante el uso de métricas de validación (Coops et al., 2018). El método de X-medias es una adaptación del algoritmo de agrupamiento de K-medias que estima el número de grupos de manera eficiente. El algoritmo de K-medias particiona los datos en K (número) grupos, donde cada celda pertenece exactamente a un grupo, y calcula la distancia cuadrática promedio de todos los píxeles al centroide de sus grupos en el espacio del atributo; sin embargo, tiene la desventaja que el número de grupos debe ser especificado por el usuario. X-medias realiza una búsqueda eficiente del mejor K, y selecciona el mejor modelo mediante el criterio de información bayesiano (BIC) (Pelleg y Moore, 2000). Configuramos los grupos mínimos y máximos en 20 y 100, respectivamente, y el número máximo de iteraciones totales, el número máximo de iteraciones para realizar en K-

medias, y el número máximo de iteraciones que es realizado a los centroides en 3, 1.000, y 1.000, respectivamente (es decir, valores de defecto). Usamos la distancia euclidiana y una semilla de aleatorización de 10.

Realizamos el análisis de agrupamiento jerárquico sobre la base del algoritmo de enlace completo y distancias euclidianas. De los dendrogramas resultantes, obtuvimos un conjunto de grupos fenológicos para cada región basado en una evaluación visual de clases y en valores de silueta (Zhao et al., 2018). Un valor de silueta de 1 significa que los grupos están claramente separados, un valor de 0 significa que los grupos se superponen, y un valor menor a 0 sugiere que los datos pueden ser incorrectos. Además, para determinar qué variables tienen la mayor capacidad de separar los grupos, calculamos el índice de Gini para medir la impureza (Raileanu and Stoffel, 2004). Normalizamos los valores del índice de Gini a un rango de 0-100% para poder realizar comparaciones. Finalmente, combinamos los mapas realizados a nivel de regiones para generar un mapa nacional de grupos fenológicos de bosque para todas las regiones de bosques de Argentina.

# Caracterización de los grupos fenológicos de bosque

Para caracterizar los grupos fenológicos de bosques, describimos y etiquetamos cada clase según las variables usadas como datos de entrada (datos satelitales y de clima) y las principales características de los bosques. Para ello, calculamos los valores medios de cada variable de entrada dentro de cada grupo fenológico de bosque y los clasificamos en valores bajos, medios y altos. Definimos los intervalos (Apéndice S1: Tabla S2) según el método de clasificación de desvío estándar. Creamos los quiebres de clases usando proporciones de igual valor del desvío estándar.

Etiquetamos los grupos fenológicos de bosques para facilitar la interpretación. Evaluamos las características principales de los bosques sobre la base de nuestros conocimientos sobre la región, por ej., la combinación de nuestro conocimiento de campo con imágenes de alta resolución y publicaciones dio como resultado tipos de bosque primario, composición de especies de árboles y regímenes de disturbios (Apéndice S1: Tabla S3). Para cada región, uno o dos integrantes de nuestro grupo, que cuenta con conocimiento de los bosques locales obtenidos mediante inventarios de campo investigación sobre bosques, dio una breve descripción acuerdo de con nuestro conocimiento de la región (Apéndice S1: Tabla S3, columna descripción). No nuestra intención describir los tipos de bosque y especies de árboles con precisión, sino dar una orientación general para la interpretación de los resultados.

Posteriormente. obtuvimos información de la estructura de los bosques y de la composición de especies de árboles a partir de 3.788 parcelas de campo que estaban incluidas en el inventario de bosques (2015-2020) recientemente realizado por el Gobierno Nacional de Argentina (Dirección Nacional de Bosques, 2021). Sobre la base de estos datos, caracterizamos cada grupo fenológico de bosques de acuerdo con su composición y riqueza de especies de árboles, área basal y altura. La información detallada del inventario forestal se encuentra en SGAyDS (2019). Dicha información muestra detalles ecológicos de lo que representan los grupos fenológicos.

# Diversidad de los grupos fenológicos de bosques

Para evaluar dónde se encuentra la mayor diversidad de grupos fenológicos de bosques, aplicamos una ventana móvil de 33 x 33 píxeles (aproximadamente 1 km²) y asignamos el número de grupos fenológicos de cada

ventana a su píxel central. Seleccionamos este tamaño de ventana móvil porque contiene un área lo suficientemente grande como para cubrir los territorios de los animales a la vez que capta los atributos del paisaje a una resolución relativamente alta (Jones, 2011).

#### **RESULTADOS**

### Algoritmo X-medias y análisis de agrupamiento jerárquico

Inicialmente, identificamos 199 grupos fenológicos en los bosques de Argentina mediante el algoritmo X-medias (primer paso). El número inicial de grupos fenológicos para cada región osciló entre 5 (en la región de Monte de Sierras y Bolsones) y 38 (en el Chaco Húmedo y Chaco Seco). Durante el análisis de agrupamiento jerárquico (segundo paso), este número inicial se redujo a 54 fenológicos bosques, grupos de variaciones que oscilaron entre 3 (Delta e Islas del Paraná) y 17 grupos (Chaco Húmedo y Seco). El valor medio de silueta (AS) varió entre 0,38 (Monte de Sierras y Bolsones) y 0,62 (Chaco Húmedo y Chaco Seco). No encontramos valores de AS menores a 0, lo que significa que los resultados de los grupos fenológicos son correctos (Tabla 1).

Los datos climáticos presentaron, en promedio, valores de índices de Gini (entre 16,52% y 25,43%) más altos que las medidas de fenología de la superficie terrestre (entre 12,28% y 16,74%), pero estas últimas medidas resultaron más importantes en la separación de grupos fenológicos que el clima en todas las regiones, excepto en el Delta e Islas del Paraná. En efecto, entre las variables evaluadas, el percentil 10 de EVI y la precipitación media anual (BIO12) permitieron la mejor separación entre los distintos grupos fenológicos de bosque (Figura2).

#### Grupos fenológicos de bosque en Argentina

Según la base de datos de GFC (Hansen et al., 2013), en Argentina los bosques ocupan 392.484 km<sup>2</sup>; además, los bosques del Chaco Húmedo y Chaco Seco representan el 67,50% del total del área de bosques (Tabla 1). Los grupos fenológicos 44, 48 y 51 fueron los dominantes, con un área ocupada de 39.272, 38.105 y 28.908 km<sup>2</sup>, respectivamente. Los 54 grupos fenológicos difieren en sus características fenológicas, de temperatura y de precipitación (Figura 3; Apéndice S1: Tabla S3), así como en las características estructurales de los bosques, y riqueza y composición de especies de árboles (Apéndice S1: Figura S3; Apéndice S1: Tabla S4).

Las medidas de fenología de la superficie terrestre y los datos climáticos presentaron patrones contrastantes en el territorio argentino (Figura 4). El percentil 90 de EVI osciló entre 0,23 y 0,70; el valor más alto se registró en las ecorregiones Selva Paranaense y Yungas Australes. El percentil 10 de EVI varió entre 0,08 y 0,44, y el valor más alto se registró en la Selva Paranaense v en el noreste de las regiones del Chaco Húmedo y Chaco Seco. La mayor amplitud de EVI se detectó en los Bosques Patagónicos de Tierra del Fuego, Bosque Continental Patagónico y las Yungas Australes. El pico del período de crecimiento (POS) varió entre octubre y abril, pero predominó en diciembre, enero y febrero. Las precipitaciones oscilaron entre 206 y 1.846 mm año<sup>-1</sup>, con el valor máximo en la Selva Paranaense, mientras que la LST varió entre 6,9 y 26 °C, y fue mayor en las áreas intermedias entre la región del Chaco Húmedo y Chaco Seco.

TABLA 1. Cantidad inicial de grupos fenológicos resultantes de la aplicación del algoritmo X-medias y cantidad

final de grupos fenológicos o	de bosques lu	ego de la aplicac	ión del análisis de a	grupamiento jerárquico.	

	Grupos fenológ	gicos de bosques	AS	Superficie	
Región de bosque	Paso 1	Paso 2	-	km²	%
TDF	27	6	0,58	7.326	1,9
PAT	27	7	0,39	22.869	5,8
PFS	25	3	0,4	5.619	1,4
ESP	21	5	0,52	32.036	8,2
HM	5	4	0,38	2.489	0,6
MAF	28	6	0,49	18.286	4,7
SAY	28	6	0,57	39.215	10,0
HDC	38	17	0,62	265.216	67,5
Total	199	54	-	393.057	100

Superficie en km<sup>2</sup> y en % del área total de bosques.

AS: valor promedio de silueta. TDF: Bosques Patagónicos de Tierra del Fuego, PAT: Bosques Patagónicos Continentales, PFS: Delta and Islas del Paraná, ESP: Espinal, HM: Monte de Sierras y Bolsones, MAF: Selva Paranaense, SAY: Yungas Australes, HDC = Chaco Húmedo y Chaco

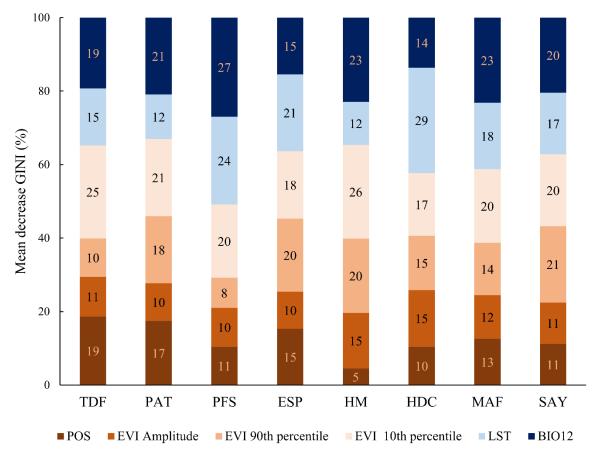
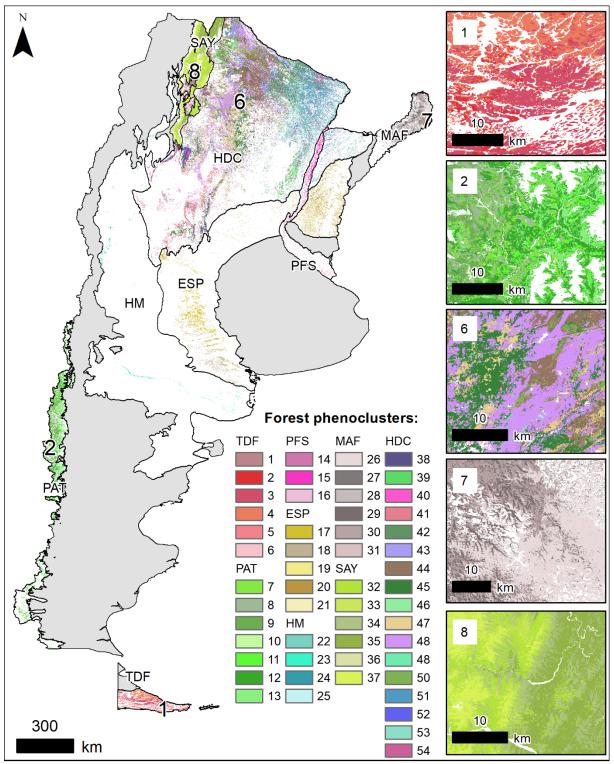
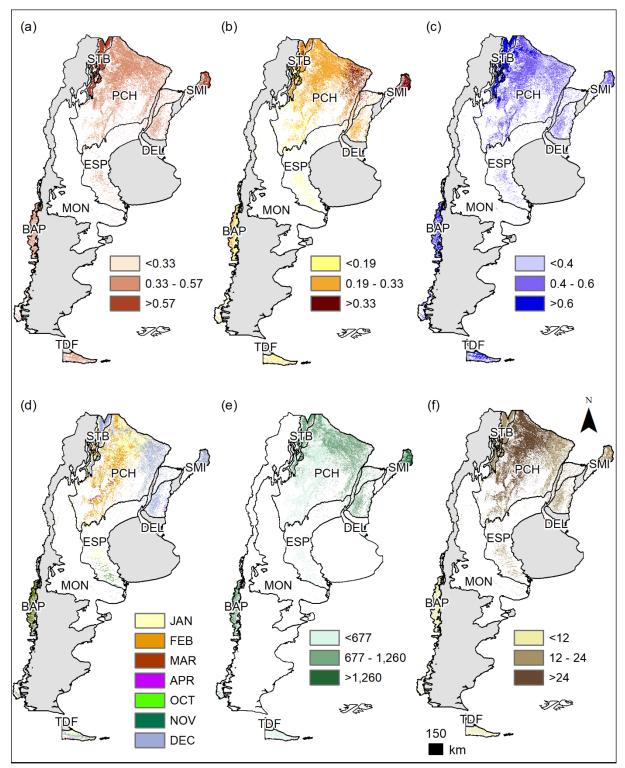


FIGURA 2. Importancia de las variables para la clasificación de grupos fenológicos de bosque. Disminución media de Gini, en %, en cada región: TDF: Bosques Patagónicos de Tierra del Fuego, PAT: Bosques Patagónicos Continentales, PFS: Delta e Islas del Paraná, ESP: Espinal, HM: Monte de Sierras y Bolsones, MAF: Selva Paranaense, SAY: Yungas Australes, HDC: Chaco Húmedo y Chaco Seco. POS: pico del período de crecimiento, EVI: Índice de vegetación mejorado, LST: temperatura de la superficie terrestre (°C), BIO12: precipitación media anual (mm año<sup>-1</sup>).



**FIGURA 3**. Clases de grupos fenológicos (total: 54) en Argentina y algunos ejemplos en cinco regiones. TDF: Bosques Patagónicos de Tierra del Fuego, PAT: Bosques Patagónicos Continentales, PFS: Delta e Islas del Paraná, ESP: Espinal, HM: Monte de Sierras y Bolsones, MAF: Selva Paranaense, SAY: Yungas Australes, HDC: Chaco Húmedo y Chaco Seco.



**FIGURA 4.** Distribución espacial de valores medios de medidas de fenología y de datos climáticos dentro de los grupos fenológicos de bosques: (a) percentil 90 de EVI, (b) percentil 10 de EVI, (c) amplitud de EVI, (d) mes del pico del período de crecimiento, (e) precipitación media anual (mm año<sup>-1</sup>), (f) temperatura de la superficie terrestre (°C). TDF: Bosques Patagónicos de Tierra del Fuego, PAT: Bosques Patagónicos Continentales, PFS: Delta e Islas del Paraná, ESP: Espinal, HM: Monte de Sierras y Bolsones, MAF: Selva Paranaense, SAY: Yungas Australes, HDC: Chaco Húmedo y Chaco Seco.

Los bosques con mayor productividad de la vegetación en ambos umbrales (percentil 90 de EVI >0,58 y percentil 10 de EVI >0,33; Apéndice S1: Tabla S2 y S3) se registraron en Selva Paranaense, la región subtropical, y estaban compuestos tanto de bosque nativo como de plantaciones forestales. Además de los bosques de la Selva Paranaense, los de las Yungas Australes y del Espinal también tuvieron altos valores de productividad de la vegetación, en lugares donde los grupos fenológicos se caracterizan por bosques montanos semicaducifolios o bosques pedemontanos (grupo fenológico 34 en las Yungas Australes) y plantaciones de Pinus y Eucalyptus (grupo fenológico 19 en la región del Espinal), respectivamente. Los grupos fenológicos de bosque con menor productividad de la vegetación se encontraron dispersos en el Espinal, Monte de Sierras y Bolsones, Chaco Húmedo y Chaco Seco (grupos fenológicos 18, 24, 41, and 49). Encontramos grupos fenológicos de bosques con mayor variabilidad estacional durante un año principalmente en la región de las Yungas Australes, mientras que esta variabilidad fue baja en el Espinal y en algunas áreas de las regiones del Chaco Húmedo y Chaco Seco.

Los grupos fenológicos de bosques se diferenciaron principalmente en el momento en que se registró el POS. El POS se registró principalmente en enero (45,11%), mientras que el 37% ocurrió en febrero, especialmente en las ecorregiones Chaco Húmedo y Chaco Seco. Aproximadamente el 18% de los bosques tuvieron el pico de EVI en diciembre (principalmente en la Selva Paranaense y en las Yungas Australes), y en 0,09%, 0,02%, 0,01% y 0,01% de los bosques, el POS se registró en noviembre (la mayoría de los Bosques Patagónicos Continentales), marzo (bosques húmedos en Patagonia Continental), octubre (bosques mixtos que crecen en turberas en los Bosques Patagónicos de Tierra del Fuego) y abril (plantaciones forestales en el Espinal), respectivamente. Los grupos fenológicos con alta precipitación media anual (>1.200 mm año¹¹) se encontraron en la Selva Paranaense y en algunas áreas de los bosques Patagónicos Continentales. La región de Monte de Sierras y Bolsones registró el régimen de precipitación media anual más bajo (<400 mm año¹¹). La LST más alta (>24 °C) se registró en el Chaco Húmedo y Chaco Seco, y la más baja (<11 °C) en los Bosques Patagónicos de Tierra del Fuego y Patagonia Continental.

Según el conjunto de datos del inventario de bosques, Argentina tiene 457 especies de árboles. Entre los fenológicos obtenidos, los grupos 51 (Chaco Húmedo y Seco), 44 (Chaco Húmedo y Chaco Seco), 30 (Selva Paranaense) y 32 (Yungas Australes) tuvieron la mayor riqueza de especies (155, 109, 108 and 106 especies, respectivamente). La altura de los árboles varió entre un promedio de 18.77 m en el grupo fenológico 1 (Patagonia Continental) para los valores altos y un promedio de entre 4.69 y 4.95 m para los valores bajos en el Monte de Sierras y Bolsones y el Chaco Húmedo y Chaco Seco, respectivamente (Apéndice S1: Tabla S4).

# Características de los grupos fenológicos para cada región

Identificamos distintos números y patrones de grupos fenológicos dentro de cada región en todo el territorio de Argentina (Apéndice S1: Tabla S1 y Tabla S3). En los Bosques Patagónicos de Tierra del Fuego, encontramos seis grupos fenológicos. Los grupos más representativos fueron el bosque dominado por *Nothofagus antarctica* (grupo fenológico 3) y el bosque dominado por *N. pumilio* (grupo fenológico 4), que ocupan el 35% y 25%, respectivamente, de los Bosques Patagónicos de Tierra del Fuego. Los bosques de composición mixta y las turberas (grupo fenológico 2) registraron la productividad general más alta, mientras que los bosques

dominados por N. antarctica formaron el grupo de menor productividad. Los bosques de composición mixta presentes en áreas de abundantes precipitaciones, en cercanías del Canal de Beagle (grupo fenológico 1) y los bosques de montaña (grupo fenológico 6) mostraron alta variabilidad estacional en el de un año. El **POS** ocurrió curso principalmente en diciembre y enero; sin embargo, los bosques de composición mixta y los que crecen en turberas, y los que se encuentran en el límite superior de la vegetación tuvieron fechas de POS en octubre y abril, respectivamente. La riqueza especies de árboles varió entre 1 y 3, mientras que el área basal osciló, en promedio, entre 16,63 y 50,81 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> y la altura de los árboles, entre 9,92 y 18.77 m. Las métricas percentil 10 de EVI y precipitación media anual fueron las variables más importantes en la discriminación de grupos fenológicos en los bosques Patagónicos de Tierra del Fuego, con un 25% y 19% de importancia, respectivamente.

En los **Bosques** Patagónicos Continentales, el análisis dio como resultado siete grupos fenológicos. Aproximadamente el 60% del área estuvo ocupada por bosques de ecotono (grupos fenológicos 11,12, y 13), el 25% por bosques de valles bajos (grupos fenológicos 7 y 8), el 15% por bosques mixtos de altura (grupo fenológico 9) y el 1% por bosques húmedos (grupo fenológico 10). Los productividad bosques de mayor encontraron en el grupo fenológico 9, y alcanzaron los percentiles 90 y 10 de EVI de 0.50 v 0.22, respectivamente. Los percentiles 10 de EVI más bajos se registraron en los grupos fenológicos de bosques dominados por bosques de ecotono a mayor altura, a menor altura y bosques secos (grupos fenológicos 11, 12, y 13, respectivamente), donde precipitación media anual fue menor a 900 mm año<sup>-1</sup>. El POS varió entre grupos fenológicos, pero se dio principalmente en noviembre. La riqueza de especies de árboles osciló entre 3 y 15 (grupo fenológico 8) y el área basal y la altura alcanzaron 45,84 m² ha¹¹ y 17,45 m en promedio, respectivamente. El percentil 10 de EVI y la precipitación media anual fueron las variables que más contribuyeron a la separación de los grupos fenológicos en los bosques de la Patagonia Continental, los que alcanzaron un 21% de importancia.

En el Delta e Islas del Paraná, encontramos tres grupos fenológicos de bosques; las variables que más contribuyeron a la separación de estos grupos fueron precipitación media anual y LST (27% y 24% de importancia, respectivamente). El área se caracteriza por bosques ribereños en distintas posiciones topográficas y sujetos a eventos periódicos de inundación. El grupo fenológico 16, caracterizado por bosques bajos en áreas ribereñas, estaba compuesto de bosque con productividad baja, con un percentil 90 de EVI, un percentil 10 de EVI y una amplitud de 0,47, 0,19 y 0,41, respectivamente. El POS en el Delta e Islas del Paraná se registró principalmente en diciembre. La riqueza máxima de especies fue de 17 y el área basal y la altura de los árboles alcanzó, en promedio, 9,48 m² ha<sup>-1</sup> y 9,84 m, respectivamente.

En la región de bosques del Espinal, identificamos cinco grupos fenológicos de bosques; los más representativos caracterizaron bosques caducifolios por subtropicales y templados (grupo fenológico 21), bosques de Caldén (Proposis caldenia; grupo fenológico 17) y bosque ribereño (grupo fenológico 20), los que ocuparon 34%, 27% y 25% de la región, respectivamente. El bosque se caracteriza por ribereño su mayor diversidad de árboles, arbustos y vegetación herbácea que el resto de los bosques del Espinal. Las especies de árboles más son importantes Sebastiania brasiliensis, Myrcianthes cisplatensis Sideroxylon obtusifolium, y la región se usa mayoritariamente para pastoreo de ganado (Muñoz et al., 2005). La mayor productividad de la vegetación se registró en el grupo

fenológico 19, representado por plantaciones forestales, principalmente de Pinus Eucalyptus, mientras que la menor productividad correspondió al grupo fenológico 18, compuesto principalmente por bosque degradado de Caldén. Los bosques de Caldén se encontraron en áreas precipitación media anual baja (<600 mm año <sup>1</sup>) y LST intermedia (alrededor de 20 °C). El POS en estos bosques nativos ocurrió en noviembre, diciembre y enero. La riqueza de especies de árboles varió entre 7 (grupo fenológico 18) y 63 (grupo fenológico 20). En promedio, el área basal osciló entre 8,38 y 12,81 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>, y la altura de árbol, entre 5,02 y 5,85 m. La LTS y el percentil 90 de EVI fueron las variables que mejor separaron los grupos fenológicos de bosque.

En la región de Monte de Sierras y Bolsones, encontramos cuatro grupos fenológicos de bosques. Esta región exhibió una baja precipitación media anual (<350 mm año<sup>-1</sup>), especialmente en áreas ocupadas por el grupo fenológico 24, que se caracterizó por bosques cerrados y algunos árboles dispersos en un terreno llano, y donde se registraron bajos valores de percentil 90 de EVI, percentil 10 de EVI y amplitud (0,23, 0,08 y 0,43, respectivamente). El grupo fenológico de bosque más representativo se caracterizó por bosques ribereños y bosques cerrados en terreno llano (52% de los bosques del Monte de Sierras y Bolsones), seguido por bosques cerrados en terreno llano y árboles dispersos (21%), bosques bajos y arbustales cerrados (15%), y árboles dispersos sobre laderas (13%). El POS ocurrió principalmente en V las variables diciembre que contribuyeron a la separación de los grupos fueron precipitación media anual y LST. El grupo fenológico 23 (el único que incluía parcelas de inventario forestal en esta región) presentó siete especies de árboles, área basal de 10,60 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> v altura de 4,69 m.

En la Selva Paranaense se registraron seis grupos fenológicos de bosques. En esta

región subtropical del noreste de Argentina, la precipitación media anual fue alta (>1.600 mm año<sup>-1</sup>) y la LST fue intermedia (entre 20,9 y 22,5 °C). Los grupos fenológicos de bosques ribereños y bosques degradados tuvieron la menor productividad (percentil 90 de EVI de 0,57 y percentil 10 de EVI de 0,36), mientras que la productividad más alta correspondió a bosques de Araucaria angustifolia presentes a mayor altura (grupo fenológico 27), que alcanzó un percentil 90 de EVI y un percentil 10 de EVI de 0,64 y 0,43, respectivamente. Además, el grupo fenológico 27 tuvo la precipitación media anual más alta (1.846 mm año<sup>-1</sup>) y la LST más baja (20,8 °C). La riqueza de especies de árboles fue alta, con un valor de 108 en el grupo fenológico 30. En promedio, el área basal alcanzó 18,95 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> (grupo fenológico 26) y una altura de 14,69 m (grupo fenológico 28). Las variables que más contribuyeron a la separación de los grupos fenológicos fueron la precipitación y el percentil 10 de EVI (23 y 20% de importancia, respectivamente).

Las Yungas Australes se agruparon en seis grupos fenológicos de bosque. Las variables que mejor separaron los grupos fueron el percentil 90 de EVI, la precipitación media anual y el percentil 10 de EVI, con 21%, 20% V 20% de importancia, respectivamente. La productividad más alta se registró en el grupo 34, caracterizado por bosques pedemontanos y montanos semicaducifolios (con un percentil 90 de EVI de 0,70 y un percentil 10 de EVI de 0,38). Los grupos fenológicos 36 y 37, que contenían bosques nublados, tuvieron la productividad más baja. Los bosques nublados en la zona de transición con pastizales de experimentaron la variabilidad estacional más alta en el trascurso de un año (amplitud de 0,8) como los valores más bajos de precipitación media anual (326 mm año<sup>-1</sup>) y LST (19.0 °C). En las Yungas Australes, el pico del período de crecimiento se registró en diciembre y enero. El grupo fenológico 32

presentó la riqueza de especies de árboles más alta (106), el promedio más alto de área basal (21,22 m² ha⁻¹) y el mayor promedio de altura (12,82 m).

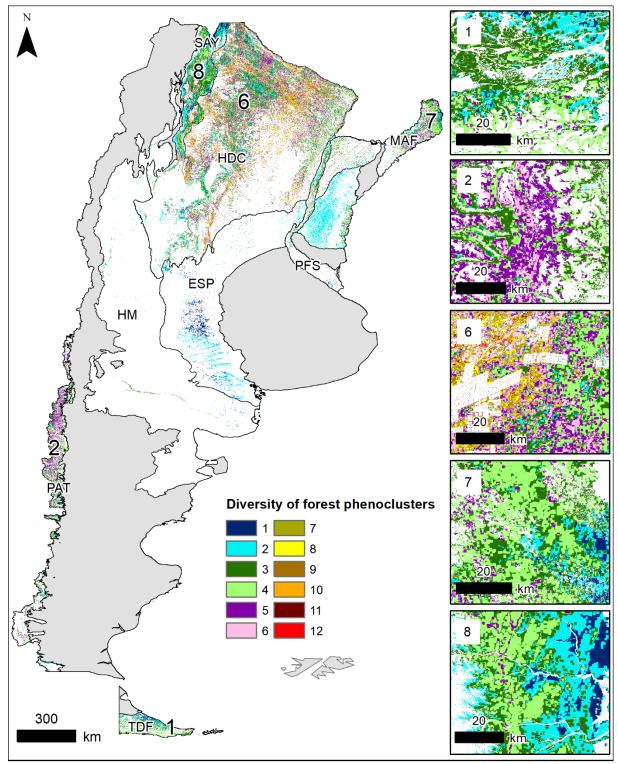
En las ecorregiones Chaco Húmedo y Seco. se registraron 17 Chaco grupos fenológicos de bosque. La mayor productividad de vegetación se dio en los fenológicos 51 V 52, ambos caracterizados por bosques ribereños densos, percentil 90 de EVI de 0,51 y 0,52, y percentil 10 de EVI de 0,34 y 0,29, respectivamente. Los bosques con baja productividad se encontraron incluidos en los grupos fenológicos 49 y 41, caracterizados por arbustales y árboles dispersos (percentil 90 de EVI de 0,31 y 0.33, y percentil 10 de EVI de 0,18 y 0,13, respectivamente). La mayor variabilidad durante un año se dio en los bosques del Chaco serrano (grupo fenológico 38), con amplitud de EVI de 0,68. El grupo fenológico con menor variabilidad durante un año estuvo dominado por palmares densos, unas pocas plantaciones de pinos y matorrales (amplitud de 0,32, grupo fenológico 54). La mayor LST (>25,0 °C) se registró en el bosque abierto con diversas extensiones de cobertura de arbustos y pastos (grupos fenológicos 46, 49), y los grupos fenológicos con la menor LST (38 y 39; LST 22-23) estuvieron dominados por bosques del Chaco serrano. El grupo fenológico 51 presentó la mayor riqueza de especies de árboles (155). En promedio, el área basal osciló entre 5,95 y 15,65 m² ha<sup>-1</sup>, y la altura, entre 4,95 y 7.42 m en promedio. El pico del período de crecimiento se dio en enero y febrero. La LST y el percentil 90 de EVI fueron las variables más importantes en la discriminación de grupos fenológicos de bosque, con una importancia de hasta 29% y 17%, respectivamente.

### Diversidad de los grupos fenológicos de bosque

Evaluamos en qué lugar de Argentina la diversidad de grupos fenológicos de bosques era más alta y encontramos que esta variable osciló entre 1 y 12 grupos ubicados dentro de 1 km<sup>2</sup> (Figura 5). La mayoría de las ventanas de 1 km tuvieron cuatro grupos fenológicos de bosques (21,34% de Argentina), seguido por tres (18,47%) y cinco (16,95%) grupos fenológicos (Apéndice S1: Figura S4). La mayor diversidad de grupos fenológicos se Bosques Patagónicos encontró en los Continentales, la Selva Paranaense, el Chaco Húmedo y el Chaco Seco (cuatro y cinco grupos fenológicos fueron los números más comunes). La región de menor diversidad se encontró en el Espinal, donde el 69,52% de su área tenía solamente dos grupos fenológicos dentro de 1 km<sup>2</sup> (Tabla 2).

### **DISCUSIÓN**

Elaboramos mapas y caracterizamos los bosques de Argentina sobre la base de la fenología de la superficie terrestre y las características climáticas; de esta manera, se definieron grupos fenológicos de bosques. Basamos nuestro análisis en la dinámica estacional de EVI asociada con la temperatura de la superficie terrestre y la precipitación media anual. Inicialmente generamos 199 grupos fenológicos, que agrupamos en 54 grupos fenológicos de bosques, y describimos estos últimos. Las descripciones pueden mejorarse según distintas estrategias de manejo y conservación, y de acuerdo con las capacidades de los grupos de interés. Los grupos fenológicos de bosques identificamos reflejan patrones de fenología de la vegetación y del clima que pueden afectar muchas funciones ecosistémicas y recursos de los que depende la vida silvestre (McKown et al., 2013). Además, los grupos fenológicos de bosques se caracterizaron de acuerdo con sus distintas riquezas de especies de árboles y variables estructurales de bosque (área basal y altura). El diseño del inventario forestal



**FIGURE 5**. Diversidad de grupos fenológicos de bosques en Argentina y algunos ejemplos en cinco regiones. TDF: Bosques Patagónicos de Tierra del Fuego, PAT: Bosques Patagónicos Continentales, PFS: Delta e Islas del Paraná, ESP: Espinal, HM: Monte de Sierras y Bolsones, MAF: Selva Paranaense, SAY: Yungas Australes, HDC: Chaco Húmedo y Chaco Seco.

TABLA 2. Diversidad de grupos fenológicos en cada región de Argentina (% de superficie).

Diversidad de					gión	e superirere).		
grupos			220	707		7.64.77		
fenológicos de	TDF	PAT	PFS	ESP	HM	MAF	SAY	HDC
bosques	8,25	1,66	11,12	21,08	20.06	3,31	8,8	1 10
1					20,96			1,18
2	20,09	5,88	32,77	69,52	24,99	7,58	32,82	6,89
3	35,77	23,44	53,77	8,42	37,9	20,26	32,88	15,31
4	33,81	24,94	0,56	0,71	16,07	43,84	21,18	22,07
5	2,07	35,25	0,78	0,14	0,07	23,94	3,07	19,88
6		8,82	0,47	0,05	0,02	1,08	0,47	14,36
7		0,01	0,28	0,03			0,35	9,42
8			0,13	0,02			0,19	5,19
9			0,06	0,01			0,11	2,82
10			0,03	0,01			0,06	1,48
11			0,01	0,01			0,03	0,77
12			0,01				0,01	0,37
13							0,01	0,17

Los valores más altos se indican en negrita.

TDF: Bosques Patagónicos de Tierra del Fuego, PAT: Bosques Patagónicos Continentales, PFS: Delta e Islas del Paraná, ESP: Espinal, HM: Monte de Sierras y Bolsones, MAF: Selva Paranaense, SAY: Yungas Australes, HDC: Chaco Húmedo y Chaco Seco.

recientemente elaborado en Argentina es a escala nacional y, por lo tanto, brinda una caracterización primera de los fenológicos. Sin embargo, para algunos grupos fenológicos de bosques de extensión reducida, es necesario contar con más datos de campo para lograr una caracterización más precisa. Los grupos fenológicos constituyen un método nuevo de clasificación que se concentra en características estructurales de los bosques en lugar de características de composición, y también considera factores climáticos que moldean la distribución geográfica de las especies. Los grupos fenológicos son útiles en los casos en que no se cuenta con datos de campo pormenorizados basados en especies, pero no lo son para realizar una clasificación de presencia/ausencia de bosque.

También evaluamos en qué lugares era mayor la diversidad de grupos fenológicos de bosques, para identificar áreas que provean más nichos potenciales debido a la alta diversidad de fenología de la vegetación, temperatura y precipitación. La diversidad de la fenología de la vegetación y del clima es un atributo importante de los bosques (Veech and

Crist, 2007; Coogan et al., 2012), y puede estar relacionada con la diversidad de los recursos. Los paisajes diversos pueden ofrecer recursos que le permitan a los animales persistir ante la variabilidad temporal de disponibilidad de recursos mediante el desplazamiento de sus actividades a las partes de bosque donde los recursos son más abundantes (Fryxell et al., 2005). Cuando la fenología es asíncrona en grupos que están próximos, se extiende el período durante el cual, por ejemplo, los alimentos vegetales están disponibles o son más nutritivos (Ims, 1990; Coogan et al., 2012). De este modo, algunas partes de los Bosques Patagónicos Continentales, los de la Selva Paranaense y los de las regiones Chaco Húmedo y Chaco Seco, donde cuatro a cinco grupos fenológicos se encontraban cerca (Tabla 2), pueden ser áreas particularmente importantes para la persistencia de especies.

# Medidas obtenidas mediante datos satelitales y datos climáticos

El grupo de medidas obtenidas mediante datos satelitales y climáticos mostraron que las

medidas de fenología de la superficie terrestre tuvieron mejor desempeño que los datos climáticos en la separación de los grupos fenológicos de bosques en todas las regiones, excepto en el Delta e Islas del Paraná (**Figura 2**). Consideradas individualmente, el percentil 10 de EVI y la precipitación media anual (BIO12) fueron las variables más importantes en este sentido.

Las medidas de fenología de la vegetación obtenidas mediante datos satelitales información sobre revelan la función ecológica. El percentil 90 de EVI y el percentil 10 de EVI son medidas de productividad de la vegetación y son sustitutos de productividad máxima y mínima, respectivamente, ya que captan los puntos más altos y más bajos de productividad durante un productividad máxima tiene implicancias para la hipótesis de energía disponible (p.ej., una mayor productividad se asocia a una mayor riqueza de especies) (Currie et al., 2004; Hurlbert, 2006), mientras que productividad mínima es un indicador de estrés ambiental (Mason et al., 2008; Radeloff et al., 2019). La amplitud de EVI capta el rango de variación de la productividad de la vegetación (Gerard et al., 2020) y POS cuantifica el momento en que se da la máxima productividad. La productividad mínima está correlacionada con la riqueza global de especies de anfibios (r = 0.73), mamíferos (r =(0.62) y aves residentes (r = 0.83; Radeloff et al., 2019). Este hallazgo destaca la importancia del percentil 10 de EVI que obtuvimos como medida de productividad de la vegetación para obtener información ecológica de los bosques. resultados sugieren Nuestros que combinación de medidas de la fenología de la superficie terrestre y de datos climáticos puede emplearse para distinguir con eficiencia grupos fenológicos de bosques en áreas extensas.

### Implicancias para el manejo y la conservación

Las características de la fenología de la vegetación y del clima están vinculadas con las funciones ecológicas, la disponibilidad de alimentos y el uso de hábitat para un amplio espectro de especies (Nielsen et al., 2010; Coops et al., 2012). Los mapas de grupos fenológicos de bosques generados en este trabajo pueden ser una fuente útil de información novedosa y ecológicamente pertinente para su aplicación en el manejo y la conservación de la biodiversidad, como por ejemplo, para estratificar las evaluaciones de biodiversidad (Shang and Chisholm, 2014) y generar mapas de hábitat de la vida silvestre (Jansson and Angelstam, 1999). Los grupos fenológicos de bosques podrían ser un conjunto de datos de entrada que beneficie ampliamente los modelos de distribución de especies en áreas extensas que cuentan con pocos datos (Rosas et al., 2021), como para los tapires (Tapirus terrestris) y los yaguaretés (Panthera ocupan onca), que varias ecorregiones de Argentina (de Bustos et al. 2019; Paviolo et al. 2019).

En 2007, Argentina aprobó una ley nacional que establece un plan de uso del suelo para proteger los bosques nativos y detener la pérdida de biodiversidad (Ley Nacional de Bosques N° 26331). Según esta ley, los distintos usos del suelo se categorizan en tres zonas (Honorable Congreso de la Nación. 2007; Seghezzo et al., 2011): (i) Zona I (roja): bosques de alto valor de conservación, en los que solo se permite el turismo, la investigación científica y la extracción de productos no maderables; (ii) Zona II (amarilla): bosques de valor de conservación intermedio, donde están permitidas las actividades productivas, como el pastoreo, las actividades silvopastoriles y la extracción sustentable de productos maderables y no maderables; y (iii) Zona III (verde): bosques de bajo valor conservación, que pueden ser convertidos a la agricultura, plantaciones pasturas o maderables si se aprueba una evaluación de impacto ambiental (Informe de estado de implementación de la Ley de Bosques, 2020). Para usar los recursos económicos de los bosques nativos y a la vez evitar la deforestación y garantizar la biodiversidad, es necesario contar con conjuntos de datos espaciales. Los grupos fenológicos de bosques y su diversidad constituyen un conjunto de datos espaciales novedoso y ecológicamente importante para tener en cuenta cuando sea necesario actualizar los límites de las zonas, ya que la inclusión de los grupos fenológicos en la Zona I podría disminuir el riesgo de pérdida de biodiversidad. De esta manera, los grupos fenológicos de bosques pueden ayudar a revisar los límites de las categorías.

Gran parte de la planificación de la conservación y el manejo de los bosques en Argentina se basó en la protección de una especie individual (p.ej., Nothofagus pumilio) y de grupos de especies. Sin embargo, muchos grupos de especies ocupan áreas extensas (p.ej., más de 2.000 km<sup>2</sup>) y su crecimiento exhibe diversos gradientes naturales (Rosas et al., 2019a). La principal estrategia para la conservación de la biodiversidad ha sido la designación de parques (p.ej., una estrategia que consiste en la protección de tierras), que se basa en la expectativa de que una o algunas áreas protegidas extensas puedan garantizar un conjunto representativo de funciones ecosistémicas y biodiversidad de los tipos de bosques protegidos (Martínez Pastur et al., 2020). Estas estrategias de planificación de manejo y conservación fracasaron a nivel de paisaje en Argentina, debido a que las áreas protegidas no pueden proteger toda biodiversidad que hay en cada tipo de bosque (Lorenzo et al., 2018). Además, el modelo único de silvicultura implementado en áreas productivas a veces fracasó porque respuesta de los distintos rodales fue variada a lo largo de los gradientes naturales (p.ej. la falta de regeneración natural, la alta presión de ramoneo y la caída de árboles por el viento se dan en forma de parches) (Martínez Pastur et al., 2021). El enfoque basado en grupos fenológicos de bosques explica algunas variaciones observadas a niveles de paisaje, p. ej., diferentes niveles de biodiversidad, patrones de invasión de especies exóticas (p.ej., castores) y respuestas a tratamientos de silvicultura (p.ej., corta con protección) (Huertas Herrera et al., 2018, 2020; Martínez Pastur et al., 2020).

aplicación La de los grupos fenológicos de bosques puede mejorar la planificación del paisaje, incluido el desarrollo de nuevas estrategias por fuera de las reservas estrategia que comprende (p.ej., uso compartido de tierras), basadas en variables funcionales (Villalba et al., 2011). En los bosques pedemontanos de las Yungas Australes, solo se protegió el 11% del hábitat potencial de las especies de aves asociadas con el bosque pedemontano maduro, lo que representa un déficit promedio de 61% en el cumplimiento del objetivo de representación de áreas de conservación (Politi et al. 2021). Sin embargo, la distribución potencial de especies de aves se modeló solamente con datos bioclimáticos; la incorporación de datos grupos fenológicos podría además contribuir a focalizar los esfuerzos de conservación en tipos de hábitats (grupo fenológico) menos representados. Además, mediante el uso de este modelo se pueden estimar los grupos fenológicos a distintas escalas, lo que los hace útiles para aplicar una variedad de modelos.

### **CONCLUSIONES**

Nuestro estudio representa un paso importante para mejorar la elaboración de mapas de bosques y la caracterización del paisaje a gran escala, y ofrece un abordaje para avanzar en la clasificación más allá de la de presencia/ausencia en áreas donde la falta de datos de campo pormenorizados impide las clasificaciones a nivel de especies de árboles. Agrupamos los bosques según las características fenológicas y climáticas para generar mapas de grupos fenológicos de bosques y su diversidad a escalas pertinentes para el manejo y la conservación. Nuestro abordaje de grupos fenológicos de bosques ofrece un método novedoso para clasificar bosques; de esta manera, se contribuve al manejo y la conservación de los paisajes de bosques. Los grupos fenológicos de bosques a nivel de 54 clases y su diversidad en Argentina encuentran disponibles en (https://doi.org/10.5061/dryad.qrfj6q5gd) y en http://silvis.forest.wisc.edu/data/Argentina for est\_phenoclusters.

#### **Agradecimientos**

Agradecemos National apoyo de Aeronautics and Space Administration (NASA) Biodiversity and **Ecological** proyecto Forecasting Program, 80NSSC19K0183. G. Gavier-Pizarro participó mediante el subsidio de Argentina PICT 2014-1481. Dr. I. Gasparri, Dr. S Torrella y Dr. M. Zak brindaron sugerencias muy valiosas sobre el etiquetado de los grupos fenológicos para las regiones del Chaco Húmedo y el Chaco Seco, y P. Aceñolaza, L. Butti, y D. Estelrich validaron los grupos fenológicos en la región del Espinal. La Dirección Nacional de Bosques del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de Argentina aportó datos de campo del segundo inventario nacional de bosques nativos e información complementaria. Dos revisores anónimos hicieron comentarios muy valiosos que ayudaron a mejorar el manuscrito.

#### Investigación de acceso abierto:

Datos almacenados en Dryad (https://doi.org/10.5061/dryad.qrfj6q5gd).

#### **REFERENCIAS**

Armstrong, J.B., Takimoto, G., Schindler,

D.E., Hayes, M.M., Kauffman, M.J., 2016. Resource waves: Phenological diversity enhances foraging opportunities for mobile consumers. Ecology 97, 1099–1112. https://doi.org/10.1890/15-0554.1

Bajocco, S., Ferrara, C., Alivernini, A., Bascietto, M., Ricotta, C., 2019. Remotely-sensed phenology of Italian forests: Going beyond the species. Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf. 74, 314–321. https://doi.org/10.1016/j.jag.2018.10.003

Blackard, J.A., Finco, M. V., Helmer, E.H., Holden, G.R., Hoppus, M.L., Jacobs, D.M., Lister, A.J., Moisen, G.G., Nelson, M.D., Riemann, R., Ruefenacht, B., Salajanu, Weyermann, D., D.L., Winterberger, K.C., Brandeis, T.J., Czaplewski, R.L., McRoberts, R.E., Patterson, P.L., Tymcio, R.P., 2008. Mapping U.S. forest biomass using nationwide forest inventory data and moderate resolution information. Remote Sens. Environ. 112, 1658–1677. https://doi.org/10.1016/j.rse.2007.08.021

Bouvet, A., Mermoz, S., Le Toan, T., Villard, L., Mathieu, R., Naidoo, L., Asner, G.P., 2018. An above-ground biomass map of African savannahs and woodlands at 25 m resolution derived from ALOS PALSAR. Remote Sens. Environ. 206, 156–173.

https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.12.030

Bradley, B.A., Jacob, R.W., Hermance, J.F., Mustard, J.F., 2007. A curve fitting procedure to derive inter-annual phenologies from time series of noisy satellite NDVI data. Remote Sens. Environ. 106, 137–145. https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.08.002

Brockerhoff, E.G., Barbaro, L., Castagneyrol, B., Forrester, D.I., Gardiner, B., González-Olabarria, J.R., Lyver, P.O.B., Meurisse, N., Oxbrough, A., Taki, H., Thompson, I.D., van der Plas, F., Jactel, H., 2017. Forest biodiversity, ecosystem functioning and the provision of

- ecosystem services. Biodivers. Conserv. 26, 3005–3035. https://doi.org/10.1007/s10531-017-1453-2
- Brown, J.F., Ji, L., Gallant, A., Kauffman, M., 2019. Exploring relationships of spring green-up to moisture and temperature across Wyoming, U.S.A. Int. J. Remote Sens. 40, 956–984. https://doi.org/10.1080/01431161.2018.1 519642
- Ceballos, G., Ehrlich, P.R., Barnosky, A.D., García, A., Pringle, R.M., Palmer, T.M., 2015. Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. Sci. Adv. 1, 9–13. https://doi.org/10.1126/sciadv.1400253
- Cole, E.F., Sheldon, B.C., 2017. The shifting phenological landscape: Within- and between-species variation in leaf emergence in a mixed-deciduous woodland. Ecol. Evol. 7, 1135–1147. https://doi.org/10.1002/ece3.2718
- Coogan, S.C.P., Nielsen, S.E., Stenhouse, G.B., 2012. Spatial and Temporal Heterogeneity Creates a "Brown Tide" in Root Phenology and Nutrition . ISRN Ecol. 2012, 1–10. https://doi.org/10.5402/2012/618257
- Coops, N.C., Hilker, T., Bater, C.W., Wulder, M.A., Nielsen, S.E., McDermid, G., Stenhouse, G., 2012. Linking ground-based to satellite-derived phenological metrics in support of habitat assessment. Remote Sens. Lett. 3, 191–200. https://doi.org/10.1080/01431161.2010.5 50330
- Coops, N.C., Kearney, S.P., Bolton, D.K., Radeloff, V.C., 2018. Remotely-sensed productivity clusters capture global biodiversity patterns. Sci. Rep. 8, 1–12. https://doi.org/10.1038/s41598-018-34162-8
- Coops, N.C., Wulder, M.A., Iwanicka, D., 2009. An environmental domain classification of Canada using earth

- observation data for biodiversity assessment. Ecol. Inform. 4, 8–22. https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2008.09.0
- Currie, D.J., 1991. Energy and Large-Scale Patterns of Animal- and Plant-Species Richness. Am. Soc. Nat. 137, 27–49.
- Currie, D.J., Mittelbach, G.G., Cornell, H. V., Field, R., Guégan, J.F., Hawkins, B.A., Kaufman, D.M., Kerr, J.T., Oberdorff, T., O'Brien, E., Turner, J.R.G., 2004. Predictions and tests of climate-based hypotheses of broad-scale variation in taxonomic richness. Ecol. Lett. 7, 1121–1134. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00671.x
- Dalponte, M., Bruzzone, L., Gianelle, D., 2012. Tree species classification in the Southern Alps based on the fusion of very high geometrical resolution multispectral/hyperspectral images and LiDAR data. Remote Sens. Environ. 123, 258–270.
  - https://doi.org/10.1016/j.rse.2012.03.013
- Dannenberg, M., Wang, X., Yan, D., Smith, W., 2020. Phenological characteristics of global ecosystems based on optical, fluorescence, and microwave remote sensing. Remote Sens. 12. https://doi.org/10.3390/rs12040671
- de Beurs, K.M., Henebry, G.M., 2005. Land surface phenology and temperature variation in the International Geosphere-Biosphere Program high-latitude transects. Glob. Chang. Biol. 11, 779–790. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.00949.x
- S., Varela, de Bustos, D., Lizárraga, L.,Cirignoli, S., Quiroga, V. Chalukián, S., Giombini, M., Juliá, J. P.,; Quse, V., Giraudo, A. R., Di Martino, S., Camino, M., Perovic, P. G., Albanesi, S., 2019. Tapirus terrestris. En: SAyDS-SAREM (eds.) Categorización 2019 de los mamíferos de Argentina según su riesgo de extinción. Lista Roja de los

- mamíferos de Argentina. Versión digital: http://cma.sarem.org.ar.
- Decocq, G., Andrieu, E., Brunet, J., Chabrerie, O., De Frenne, P., De Smedt, P., Deconchat, M., Diekmann, M., Ehrmann, S., Giffard, B., Mifsud, E.G., Hansen, K., Hermy, M., Kolb, A., Lenoir, J., Liira, J., Moldan, F., Prokofieva, I., Rosenqvist, L., Varela, E., Valdés, A., Verheyen, K., Wulf, M., 2016. Ecosystem Services from Small Forest Patches in Agricultural Landscapes. Curr. For. Reports 2, 30–44. https://doi.org/10.1007/s40725-016-0028-x
- Dirección Nacional de Bosques, 2021. Datos del Segundo Inventario Nacional de Bosques Nativos de la República Argentina. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación.
- Erinjery, J.J., Singh, M., Kent, R., 2018. Mapping and assessment of vegetation types in the tropical rainforests of the Western Ghats using multispectral Sentinel-2 and SAR Sentinel-1 satellite imagery. Remote Sens. Environ. 216, 345–354.
  - https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.07.006
- Fajardo, A., Siefert, A., 2016. Phenological variation of leaf functional traits within species. Oecologia 180, 951–959. https://doi.org/10.1007/s00442-016-3545-1
- Fang, F., McNeil, B.E., Warner, T.A., Maxwell, A.E., Dahle, G.A., Eutsler, E., Li, J., 2020. Discriminating tree species at different taxonomic levels using multitemporal WorldView-3 imagery in Washington D.C., USA. Remote Sens. Environ. 246, 111811. https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.111811
- Fassnacht, F.E., Latifi, H., Stereńczak, K., Modzelewska, A., Lefsky, M., Waser, L.T., Straub, C., Ghosh, A., 2016. Review of studies on tree species classification from remotely sensed data. Remote Sens. Environ. 186. 64–87.

- https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.08.013
- Fassnacht, F.E., Mangold, D., Schäfer, J., Immitzer, M., Kattenborn, T., Koch, B., Latifi, H., 2017. Estimating stand density, biomass and tree species from very high resolution stereo-imagery-towards an all-in-one sensor for forestry applications? Forestry 90, 613–631. https://doi.org/10.1093/forestry/cpx014
- Ferreira, L.G., Yoshioka, H., Huete, A., Sano, E.E., 2003. Seasonal landscape and spectral vegetation index dynamics in the Brazilian Cerrado: An analysis within the Large-Scale Biosphere-Atmosphere Experiment in Amazônia (LBA). Remote Sens. Environ. 87, 534–550. https://doi.org/10.1016/j.rse.2002.09.003
- Fick, S.E., Hijmans, R.J., 2017. WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. Int. J. Climatol. 37, 4302–4315. https://doi.org/10.1002/joc.5086
- Fryxell, J.M., Wilmshurst, J.F., Sinclair, A.R.E., Haydon, D.T., Holt, R.D., Abrams, P.A., 2005. Landscape scale, heterogeneity, and the viability of Serengeti grazers. Ecol. Lett. 8, 328–335. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00727.x
- Gallego, F.J., Stibig, H.J., 2013. Area estimation from a sample of satellite images: The impact of stratification on the clustering efficiency. Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf. 22, 139–146. https://doi.org/10.1016/j.jag.2012.03.003
- Gerard, F.F., George, C.T., Hayman, G., Chavana-Bryant, C., Weedon, G.P., 2020. Leaf phenology amplitude derived from MODIS NDVI and EVI: Maps of leaf phenology synchrony for Meso- and South America. Geosci. Data J. 1–14. https://doi.org/10.1002/gdj3.87
- Gimaret-Carpentier, C., Pélissier, R., Pascal, J.-P., Houllier, F., 1998. Sampling strategies for the assessment of tree species diversity. J. Veg. Sci. 9, 161–172.

- https://doi.org/10.2307/3237115
- Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D., Moore, R., 2017. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. Remote Sens. Environ. 202, 18–27. https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031
- Guo, X., Coops, N.C., Tompalski, P., Nielsen, S.E., Bater, C.W., John Stadt, J., 2017. Regional mapping of vegetation structure for biodiversity monitoring using airborne lidar data. Ecol. Inform. 38, 50–61. https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2017.01.0 05
- Hall-Beyer, M., 2003. Comparison of Single-Year and Multiyear NDVI Time Series Principal Components in Cold Temperate Biomes. IEEE Trans. Geosci. Remote Sens. 41, 2568–2574. https://doi.org/10.1109/TGRS.2003.8172
- 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 21stcentury forest cover change. Science (80) 342, 850-853. https://doi.org/10.1126/science.1244693
- Hargrove, W., Spruce, J.P., Gasser, G.E., Hoffman, F.M., 2009. Toward a National Early Warning Using Remotely Sensed Canopy. Photogramm. Eng. Remote Sens. 1150–1156.
- Heinzel, J., Koch, B., 2012. Investigating multiple data sources for tree species classification in temperate forest and use for single tree delineation. Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf. 18, 101–110. https://doi.org/10.1016/j.jag.2012.01.025
- Hill, R.A., Wilson, A.K., George, M., Hinsley, S.A., 2010. Mapping tree species in temperate deciduous woodland using time-series multi-spectral data. Appl.

- Veg. Sci. 13, 86–99. https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2009.01053.x
- Hmielowski, T.L., Carter, S.K., Spaul, H., Helmers, D.P., Radeloff, V.C., Zedler, P.H., 2015. Prioritizing land management efforts at a landscape scale: a case study using prescribed fire in Wisconsin. Ecol. Appl. 26, 1018–1029. https://doi.org/10.1890/15-0509.1
- Hoagland, S.J., Beier, P., Lee, D., 2018. Using MODIS NDVI phenoclasses and phenoclusters to characterize wildlife habitat: Mexican spotted owl as a case study. For. Ecol. Manage. 412, 80–93. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.12.0 17
- Honorable Congreso de la Nación, 2007. Ley n.º 26331 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos. Boletín Oficial de la República Argentina n.º 31310.
- Huertas Herrera, A., Cellini, J.M., Barrera, M., Lencinas, M.V., Martínez Pastur, G., 2018. Environment and anthropogenic impacts as main drivers of plant assemblages forest mountain in landscapes of Southern Patagonia. For. Ecol. Manage. 430, 380-393. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.08.0 33
- Huertas Herrera, A., Lencinas, M.V., Manríquez, M.T., Miller, J.A., Pastur, G.M., 2020. Mapping the status of the North American beaver invasion in the Tierra del Fuego archipelago. PLoS One 15, 1–19. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0232 057
- Huete, A., Didan, K., Miura, T., Rodriguez, E.P., Gao, X., Ferreir, L.G., 2002. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. Remote Sens. Environ. 83. 195–213. https://doi.org/10.1080/0965156x.2013.8

36857

- Hurlbert, A.H., 2006. Linking species-area and species-energy relationships in Drosophila microcosms. Ecol. Lett. 9, 284–291. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00870.x
- Ims, R.A., 1990. On the adaptive value of reproductive synchrony as a predator-swamping strategy. Am. Nat. 135, 506–526
- Informe de estado de implementación, 2020. Ley n.º 26331 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos
- Jansson, G., Angelstam, P., 1999. Threshold levels of habitat composition for the presence of the long-tailed tit (Aegithalos caudatus) in a boreal landscape. Landsc. Ecol. 14, 283–290. https://doi.org/10.1023/A:100808590205
- Jones, S.L., 2011. Territory size in mixed-grass prairie songbirds. Can. Field-Naturalist 125, 12–15. https://doi.org/10.22621/cfn.v125i1.1115
- Kramer, K., 1995. Phenotypic plasticity of the phenology of seven European tree species in relation to climatic warming. Plant. Cell Environ. 18, 93–104. https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.1995.tb00356.x
- Lang, R., Shao, G., Pijanowski, B.C., Farnsworth, R.L., 2008. Optimizing unsupervised classifications of remotely sensed imagery with a data-assisted labeling approach. Comput. Geosci. 34, 1877–1885. https://doi.org/10.1016/j.cageo.2007.10.0
- Li, J., Roy, D.P., 2017. A global analysis of Sentinel-2a, Sentinel-2b and Landsat-8 data revisit intervals and implications for terrestrial monitoring. Remote Sens. 9. https://doi.org/10.3390/rs9090902
- Lindbladh, M., Lindström, Å., Hedwall, P.O., Felton, A., 2017. Avian diversity in

- Norway spruce production forests How variation in structure and composition reveals pathways for improving habitat quality. For. Ecol. Manage. 397, 48–56. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.04.0 29
- Lorenzo, C., Kelly, J., Martínez Pastur, G., Estenssoro Saavedra, F., Lencinas, M.V., 2018. How are Argentina and Chile facing shared biodiversity loss? Int. Environ. Agreements Polit. Law Econ. 18, 801–810. https://doi.org/10.1007/s10784-018-9416-y
- Mackey, B.G., Berry, S.L., Brown, T., 2008. Reconciling approaches to biogeographical regionalization: A systematic and generic framework examined with a case study of the Australian continent. J. Biogeogr. 35, 213–229. https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2007.01822.x
- Martínez Pastur, G. J., Rosas, Y.M., Cellini, J.M., Barrera, M.D., Toro Manríquez, M.D., Huertas Herrera, A., Favoretti Bondar, S., Lencinas, M. V., Peri, P.L., 2020. Conservation values of understory vascular plants in even- and uneven-aged Nothofagus antarctica forests. Biodivers. Conserv. 29, 3783–3805. https://doi.org/10.1007/s10531-020-02049-8
- Martínez Pastur, G.J., Rosas, Y.M., Chaves, J., Cellini, J.M., Barrera, M.D., Favoretti, S., Lencinas, M. V., Peri, P.L., 2021. Changes in forest structure values along the natural cycle and different management strategies in Nothofagus antarctica forests. For. Ecol. Manage. 486, 118973. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.118
- Martínez Pastur, G. J., Schlichter, T., Matteucci, S.D., Gowda, J.H., Huertas Herrera, A., Toro Manríquez, M.D.R., Lencinas, M. V, Cellini, J.M., Peri, P.L.,

- 2020. Synergies and trade-offs of national conservation policy and agro-forestry management over forest loss in Argentina during the last decade, in: Lorenzo, C. (Ed.), Latin America in times of global environmental change. Springer International Publishing, Cham, pp. 135–155. https://doi.org/10.1007/978-3-030-24254-1
- Martone, M., Rizzoli, P., Wecklich, C., González, C., Bueso-Bello, J.L., Valdo, P., Schulze, D., Zink, M., Krieger, G., Moreira, A., 2018. The global forest/nonforest map from TanDEM-X interferometric SAR data. Remote Sens. Environ. 205, 352–373. https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.12.002
- Mason, N.W.H., Irz, P., Lanoiselée, C., Mouillot, D., Argillier, C., 2008. Evidence that niche specialization explains species-energy relationships in lake fish communities. J. Anim. Ecol. 77, 285–296. https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2007.01350.x
- McKown, A.D., Guy, R.D., Azam, M.S., Drewes, E.C., Quamme, L.K., 2013. Seasonality and phenology alter functional leaf traits. Oecologia 172, 653–665. https://doi.org/10.1007/s00442-012-2531-5
- Melaas, E.K., Friedl, M.A., Zhu, Z., 2013.

  Detecting interannual variation in deciduous broadleaf forest phenology using Landsat TM/ETM+ data. Remote Sens. Environ. 132, 176–185. https://doi.org/10.1016/j.rse.2013.01.011
- Melaas, E.K., Sulla-Menashe, D., Gray, J.M., Black, T.A., Morin, T.H., Richardson, A.D., Friedl, M.A., 2016. Multisite analysis of land surface phenology in North American temperate and boreal deciduous forests from Landsat. Remote Sens. Environ. 186, 452–464. https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.09.014
- Mickaël, H., Michaël, A., Fabrice, B., Pierre, M., Thibaud, D., 2007. Soil detritivore

- macro-invertebrate assemblages throughout a managed beech rotation. Ann. For. Sci. 64, 219–228. https://doi.org/10.1051/forest:2006106
- Mori, A.S., Lertzman, K.P., Gustafsson, L., 2017. Biodiversity and ecosystem services in forest ecosystems: a research agenda for applied forest ecology. J. Appl. Ecol. 54, 12–27. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12669
- Morisette, J.T., Richardson, A.D., Knapp, A.K., Fisher, J.I., Graham, E.A., Abatzoglou, J., Wilson, B.E., Breshears, D.D., Henebry, G.M., Hanes, J.M., Liang, L., 2009. Tracking the rhythm of the seasons in the face of global change: Phenological research in the 21 st century. Front. Ecol. Environ. 7, 253–260. https://doi.org/10.1890/070217
- Müller-Wilm, U., 2016. Sentinel-2 MSI Level-2A Prototype Processor Installation and User Manual. Eur. Sp. Agency, (Special Publ. ESA SP 49, 1–51.
- Muñoz, J., Milera S, Romero C, Brizuela A.B., (2005) Bosques nativos y selvas ribereñas en la provincia de Entre Ríos. INSUGEO. Misceláneas 14:169–182.
- Myklestad, A., Birks, H.J.B., 1993. A Numerical Analysis of the Distribution Patterns of Salix L. Species in Europe. J. Biogeogr. 20, 1. https://doi.org/10.2307/2845736
- Mynemi, R.B., Hall, F.G., Sellers, P.J., Marshak, A.L., 1995. The interpretation of spectral vegetation indexes. IEEE Trans. Geosci. Remote Sens. 33, 481–486.
- Nielsen, S.E., McDermid, G., Stenhouse, G.B., Boyce, M.S., 2010. Dynamic wildlife habitat models: Seasonal foods and mortality risk predict occupancy-abundance and habitat selection in grizzly bears. Biol. Conserv. 143, 1623–1634. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.04. 007
- Paruelo, J.M., Jobbágy, E.G., Sala, O.E., 2001.

- Current distribution of ecosystem functional types in temperate South America. Ecosystems 4, 683–698. https://doi.org/10.1007/s10021-001-0037-9
- Paruelo, J.M., Lauenroth, W.K., Interannual variability of NDVI and its relationship to climate for North American shrublands and grasslands. J. Biogeogr. 25. 721–733. https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.1998.2540721.x
- Pasquarella, V.J., Holden, C.E., Kaufman, L., Woodcock, C.E., 2016. From imagery to ecology: leveraging time series of all available Landsat observations to map and monitor ecosystem state and dynamics. Remote Sens. Ecol. Conserv. 2, 152–170. https://doi.org/10.1002/rse2.24
- Pasquarella, V.J., Holden, C.E., Woodcock, C.E., 2018. Improved mapping of forest type using spectral-temporal Landsat features. Remote Sens. Environ. 210, 193–207.
- https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.02.064
- Pastor-Guzman, J., Dash, J., Atkinson, P.M., 2018. Remote sensing of mangrove forest phenology and its environmental drivers. Remote Sens. Environ. 205, 71–84. https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.11.009
- Paviolo, Agustin; De Angelo, Carlos; de Bustos, Soledad; Perovic, Pablo G.; Quiroga, Verónica A.; Lodeiro Ocampo, Nicolás; Lizárraga, Leónidas; Varela, Diego; Reppucci, Juan I. (2019). Panthera onca. En: SAyDS—SAREM (eds.) Categorización 2019 de los mamíferos de Argentina según su riesgo de extinción. Lista Roja de los mamíferos de Argentina. Versión digital: http://cma.sarem.org.ar
- Pawson, S.M., Brin, A., Brockerhoff, E.G., Lamb, D., Payn, T.W., Paquette, A., Parrotta, J.A., 2013. Plantation forests, climate change and biodiversity.

- Biodivers. Conserv. 22, 1203–1227. https://doi.org/10.1007/s10531-013-0458-8
- Pelleg, D., Moore, A.W., 2000. Extending K-means with Efficient Estimation of the Number of Clusters. Seventeenth Int. Conf. Mach. Learn. 727–734.
- Peri, P. l., Martínez Pastur, G. J., Schlichter, T., 2020. Uso sustentable del bosque: Aportes desde la silvicultura argentina. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación Argentina, Buenos Aires, Argentina. 88 pp.
- Pettorelli, N., Mysterud, A., Yoccoz, N.G., Langvatn, R., Stenseth, N.C., 2005. Importance of climatological downscaling and plant phenology for red deer in heterogeneous landscapes. Proc. R. Soc. B Biol. Sci. 272, 2357–2364. https://doi.org/10.1098/rspb.2005.3218
- Politi, N., Rivera, L., Martinuzzi, S., Radeloff, V.C., Pidgeon, A.M. (2021). Conservation prioritization when species distribution data are scarce. Landscape and Urban Planning. 210, 104067. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.202 1.104067
- Potapov, P., Li, X., Hernandez-Serna, A., Tyukavina, A., Hansen, M.C., Kommareddy, A., Pickens, A., Turubanova, S., Tang, H., Silva, C.E., Armston, J., Dubayah, R., Blair, J.B., Hofton, M., 2021. Mapping global forest canopy height through integration of GEDI and Landsat data. Remote Sens. Environ. 253, 112165. https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.112165
- Radeloff, V C, Dubinin, M., Coops, N.C., Allen, A.M., Brooks, T.M., Clayton, M.K., Costa, G.C., Graham, C.H., Helmers, D.P., Ives, A.R., Kolesov, D., Pidgeon, A.M., Rapacciuolo, G., Razenkova, E., Suttidate, N., Young, B.E., Zhu, L., Hobi, M.L., 2019. The Dynamic Habitat Indices (DHIs) from MODIS and global biodiversity. Remote

- Sens. Environ. 222, 204–214. https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.12.009
- Radeloff, V. C., Dubinin, M., Coops, N.C., Allen, A.M., Brooks, T.M., Clayton, M.K., Costa, G.C., Graham, C.H., Helmers, D.P., Ives, A.R., Kolesov, D., A.M., Rapacciuolo, Pidgeon. Razenkova, E., Suttidate, N., Young, B.E., Zhu, L., Hobi, M.L., 2019. The Dynamic Habitat Indices (DHIs) from MODIS and global biodiversity. Remote Environ. 222, Sens. 204-214. https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.12.009
- Raileanu, L.E., Stoffel, K., 2004. Theoretical comparison between the Gini Index and Information Gain criteria. Ann. Math. Artif. Intell. 41, 77–93. https://doi.org/10.1023/B:AMAI.0000018 580.96245.c6
- Rosas, Y.M., Peri, P.L., Bahamonde, H., Cellini, J.M., Barrera, M.D., Herrera, A.H., Lencinas, M.V., Pastur, G.M., 2019a. Trade-offs between management and conservation for the provision of ecosystem services in the southern Patagonian forests, in: Stanturf, J. (Ed.), Achieving Sustainable Management of Boreal and Temperate Forests. pp. 177–210.
- https://doi.org/10.19103/as.2019.0057.07 Rosas, Y.M., Peri, P.L., Carrasco, J., Lencinas, M.V.. Pidgeon, A.M., Politi, Martinuzzi, S., Pastur, G.M., 2021. Improving potential biodiversity human footprint in Nothofagus forests of southern Patagonia through the spatial prioritization of their conservation values, in: Shit, P.K., Pourghasemi, H.R., Das, P., Bhunia, G.S. (Eds.), Spatial Modeling in Forest Resources Management: Rural Livelihood and Sustainable Development. Springer International Publishing, Cham, pp. 441–471. https://doi.org/10.1007/978-3-030-56542-8 19
- Rosas, Y.M., Peri, P.L., Lencinas, M.V., Martínez Pastur, G., 2019b. Potential

- biodiversity map of understory plants for Nothofagus forests in Southern Patagonia: Analyses of landscape, ecological niche and conservation values. Sci. Total Environ. 682, 301–309. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.0 5.179
- Royal, T., Society, G., Geographers, B., 2012. The Geographical Distribution of Plants in Relation to Climatic 67, 312–335.
- Schindler, D.E., Armstrong, J.B., Bentley, K.T., Jankowski, K., Lisi, P.J., Payne, L.X., 2013. Riding the crimson tide: Mobile terrestrial consumers track phenological variation in spawning of an anadromous fish. Biol. Lett. 9, 2013–2016.
  - https://doi.org/10.1098/rsbl.2013.0048
- Schwarz, N., Schlink, U., Franck, U., Großmann, K., 2012. Relationship of land surface and air temperatures and its implications for quantifying urban heat island indicators An application for the city of Leipzig (Germany). Ecol. Indic. 18, 693–704. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.01. 001
- Schwieder, M., Leitão, P.J., da Cunha Bustamante, M.M., Ferreira, L.G., Rabe, A., Hostert, P., 2016. Mapping Brazilian savanna vegetation gradients with Landsat time series. Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf. 52, 361–370. https://doi.org/10.1016/j.jag.2016.06.019
- Searle, K.R., Hobbs, N.T., Jaronski, S.T., Jaronski, S.R., Searle, K.R., Stefan, N.T.H., 2010. Asynchrony, fragmentation, and scale determine benefits of landscape heterogeneity to mobile herbivores. Global Change Ecology, 163, 815-824. https://doi.org/10.1007/s00442-010-1610-8
- SGAyDS-Secretaría de Gobierno de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, 2019. Segundo Inventario Nacional de Bosques Nativos: manual de campo.

- Buenos Aires: Secretaría de Gobierno de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación.
- Seghezzo, L., Volante, J.N., Paruelo, J.M., Somma, D.J., Buliubasich, E.C., Rodríguez, H.E., Gagnon, S., Hufty, M., 2011. Native forests and agriculture in Salta (Argentina): Conflicting visions of development. J. Environ. Dev. 20, 251–277. https://doi.org/10.1177/10704965114169
  - https://doi.org/10.1177/10704965114169
- Shang, X., Chisholm. L.A., 2014. Classification of Australian native forest using remote species hyperspectral sensing machine-learning and classification algorithms. IEEE J. Sel. Top. Appl. Earth Obs. Remote Sens. 7, 2481-2489.
  - https://doi.org/10.1109/JSTARS.2013.22 82166
- Shao, Gang, Pauli, B.P., Haulton, G.S., Zollner, P.A., Shao, Guofan, 2014. Mapping hardwood forests through a two-stage unsupervised classification by integrating Landsat Thematic Mapper and forest inventory data. J. Appl. Remote Sens. 8, 083546. https://doi.org/10.1117/1.jrs.8.083546
- Shimada, M., Itoh, T., Motooka, T., Watanabe, M., Shiraishi, T., Thapa, R., Lucas, R., 2014. New global forest/non-forest maps from ALOS PALSAR data (2007-2010). Remote Sens. Environ. 155, 13–31. https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.04.014
- Simonetti, J.A., Grez, A.A., Estades, C.F., 2013. Providing habitat for native mammals through understory enhancement in forestry plantations. 1117-1121. Biol. 27. Conserv. https://doi.org/10.1111/cobi.12129
- Sims, D.A., Rahman, A.F., Cordova, V.D., El-Masri, B.Z., Baldocchi, D.D., Flanagan, L.B., Goldstein, A.H., Hollinger, D.Y., Misson, L., Monson, R.K., Oechel, W.C., Schmid, H.P., Wofsy, S.C., Xu, L., 2006.

- On the use of MODIS EVI to assess gross primary productivity of North American ecosystems. J. Geophys. Res. Biogeosciences 111, 1–16. https://doi.org/10.1029/2006JG000162
- Stoffels, J., Mader, S., Hill, J., Werner, W., Ontrup, G., 2012. Satellite-based standwise forest cover type mapping using a spatially adaptive classification approach. Eur. J. For. Res. 131, 1071–1089. https://doi.org/10.1007/s10342-011-0577-2
- Tamura, Y., Obara, N., Miyamoto, S., 2014. A method of two-stage clustering with constraints using agglomerative hierarchical algorithm and one-pass k-means++. Adv. Intell. Syst. Comput. 245, 9–19. https://doi.org/10.1007/978-3-319-02821-7 3
- Townshend, J.R.G., Justice, C.O., 2002. Towards operational monitoring of terrestrial systems by moderate-resolution remote sensing. Remote Sens. Environ. 83, 351–359. https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00082-2
- Tutmez, B., Ozdogan, M.G., Boran, A., 2018. Mapping forest fires by nonparametric clustering analysis. J. For. Res. 29, 177–185. https://doi.org/10.1007/s11676-017-0417-4
- Veech, J.A., Crist, T.O., 2007. Habitat and climate heterogeneity maintain beta-diversity of birds among landscapes within ecoregions. Glob. Ecol. Biogeogr. 16, 650–656. https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00315.x
- Vermote, E., Justice, C., Claverie, M., Franch, B., 2016. Preliminary analysis of the performance of the Landsat 8/OLI land surface reflectance product. Remote Sens. Environ. 185, 46–56. https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.04.008
- Villalba, R., Luckman, B.H., Boninsegna, J., D'Arrigo, R.D., Lara, A., Villanueva-

- Diaz, J., Masiokas, M., Argollo, J., Soliz, C., LeQuesne, C., Stahle, D.W., Roig, F., Aravena, J.C., Hughes, M.K., Wiles, G., Jacoby, G., Hartsough, P., Wilson, R.J.S., Watson, E., Cook, E.R., Cerano-Paredes, J., Therrell, M., Cleaveland, M., Morales, M.S., Graham, N.E., Moya, J., Pacajes, J., Massacchesi, G., Biondi, F., Urrutia, R., Pastur, G.M., 2011. Dendroclimatology from Regional to Continental Scales: Understanding Regional Processes to Large-Scale Reconstruct Climatic Variations Across the Western Americas, in: Hughes, M.K., Swetnam, T.W., Diaz, H.F. (Eds.), Dendroclimatology: Progress and Prospects. Springer Netherlands, Dordrecht, 175-227. pp. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5725-0 7
- Vina, A., Gitelson, A.A., Rundquist, D.C., Keydan, G., Leavitt, B., Schepers, J., 2004. Monitoring Maize (Zea mays L.) Phenology with Remote Sensing. Remote Sens. 1147, 1139-1147.
- Vogelmann, J., Howard, S.M., Yang, L., Larson, C.R., Wylie, B.K., Driel, N. Van, 2001. Completation of the 1990s National Cover for Land Data Set Cinterminous United States from Landsat Thematic Mapper Data and Ancillary Data Sources. Photogramm. Eng. Remote Sensing. https://doi.org/10.1007/978-94-011-4976-1\_32
- Wardlow, B.D., Kastens, J.H., Egbert, S.L., 2006. Using USDA crop progress data for the evaluation of greenup onset date calculated from MODIS 250-meter data. Photogramm. Eng. Remote Sensing 72, 1225-1234.
- White, M.A., Hoffman, F., Hargrove, W.W., Nemani, R.R., 2005. A global framework for monitoring phenological responses to climate change. Geophys. Res. Lett. 32, 1–4.
- https://doi.org/10.1029/2004GL021961
- White, M.A., Nemani, R.R., 2006. Real-time

- monitoring and short-term forecasting of land surface phenology. Remote Sens. 104. 43-49. Environ. https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.04.014
- F.E., Wielgolaski, 2001. Phenological modifications in plants by edaphic factors. Int. J. Biometeorol. 45, 196–202.
  - https://doi.org/10.1007/s004840100100
- Wilson, K.A., McBride, M.F., Bode, M., Possingham, H.P., 2006. Prioritizing global conservation efforts. Nature 440, 337-340.
  - https://doi.org/10.1038/nature04366
- Wolter, P.T., Mladenoff, D.J., Host, G.E., Crow, T.R., 1995. Improved forest classification in the northern Lake States using multi-temporal Landsat imagery. Photogramm. Eng. Remote Sensing 61, 1129-1143.
- Woodcock, C.E., Allen, R., Anderson, M., Belward, A., Bindschadler, R., Cohen, W., Gao, F., Goward, S.N., Helder, D., Helmer, E., Nemani, R., Oreopoulos, L., Schott, J., Thenkabail, P.S., Vermote, E.F., Vogelmann, J., Wulder, M.A., Wynne, R., 2008. Free access to landsat imagery. Science 320, 1011. https://doi.org/10.1126/science.320.5879. 1011a
- Woodward, F.I., 1994. How Many Species Required for a **Functional** Are Ecosystem? Biodivers. Ecosyst. Funct. 271–291. https://doi.org/10.1007/978-3-642-58001-7 13
- Zeng, L., Wardlow, B.D., Xiang, D., Hu, S., Li, D., 2020. A review of vegetation phenological metrics extraction using time-series, multispectral satellite data. Remote Sens. Environ. 237, 111511. https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111511
- Zhang, B., Zhao, L., Zhang, X., 2020. Threedimensional convolutional neural network model for tree species classification using airborne hyperspectral images. Remote Sens.

- Environ. 247, 111938. https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.111938
- Zhang, H.K., Roy, D.P., Yan, L., Li, Z., Huang, H., Vermote, E., Skakun, S., Roger, J.C., 2018. Characterization of Sentinel-2A and Landsat-8 top of atmosphere, surface, and nadir BRDF adjusted reflectance and NDVI differences. Remote Sens. Environ. 215, 482–494.

https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.04.031

- Zhao, S., Sun, J., Shimizu, K., Kadota, K., 2018. Silhouette Scores for Arbitrary Defined Groups in Gene Expression Data and Insights into Differential Expression Results. Biol. Proced. Online 20, 1–12. https://doi.org/10.1186/s12575-018-0067-8
- Zhao, Y., Cao, H., Xu, W., Chen, G., Lian, J., Du, Y., Ma, K., 2018. Contributions of precipitation and temperature to the large scale geographic distribution of fleshy-

- fruited plant species: Growth form matters. Sci. Rep. 8, 1–9. https://doi.org/10.1038/s41598-018-35436-x
- Zhou, J., Jia, L., Menenti, M., Gorte, B., 2016.

  On the performance of remote sensing time series reconstruction methods A spatial comparison. Remote Sens. Environ. 187, 367–384. https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.10.025
- Zhu, X., Liu, D., 2014. Accurate mapping of forest types using dense seasonal landsat time-series. ISPRS J. Photogramm. Remote Sens. 96, 1–11. https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2014.06.012
- Zhu, Z., Woodcock, C.E., 2012. Object-based cloud and cloud shadow detection in Landsat imagery. Remote Sens. Environ. 118, 83–94. https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.10.028

### **APÉNDICE S1**

**TABLA S1.** Correlación de Pearson (*r*) entre variables. POS = Pico del período de crecimiento, EVI = Índice de vegetación mejorado, BIO12 = precipitación media anual (mm año<sup>-1</sup>), LST: temperatura de la superficie terrestre (°C), CumDHI = Índice de hábitat dinámico acumulado, MinDHI = Índice de hábitat dinámico mínimo. \*Variables no consideradas en este análisis.

	POS	EVI p.90 <sup>th</sup>	EVI p.10 <sup>th</sup>	Amplitud de EVI	BIO12	LST	CumDHI	MinDHI	Longitud	Latitud
POS	-									
Percentil 90 de EVI	-0,07	-								
Percentil 10 de EVI	-0,05	0,65	-							
Amplitud de EVI	-0,02	0,30	-0,45	-						
BIO12	0,12	0,49	0,79	-0,27	-					
LST	-0,05	-0,15	0,32	-0,66	0,12	=				
*CumDHI	-0,03	0,88	0,86	0,53	0,64	0,07	-			
*MinDHI	-0,03	0,69	0,93	0,18	0,60	0,19	0,83	-		
*Longitud	0,08	0,35	0,56	0,02	0,82	0,58	0,17	0,66	-	
*Latitud	0,15	0,03	0,16	-0,08	0,34	0,85	0,07	0,25	0,62	-

**TABLA S2.** Valores de los intervalos de las variables basados en la clasificación de desvío estándar. EVI = Índice de vegetación mejorado, AMP = Amplitud de EVI, BIO12 = precipitación media anual (mm año<sup>-1</sup>), LST = temperatura de la superficie terrestre (°C).

Predictores	Intervalo					
Fiedictoles	Bajo	Medio	Alto			
Percentil 90 de EVI	<0,33	0,34 - 0,57	>0,57			
Percentil 10 de EVI	< 0,19	0,20-0,33	>0,34			
Amplitud de EVI	< 0,40	0,40 - 0,60	>0,60			
BIO12	<677	678 - 1.260	>1.261			
LST	<12	13 - 24	>25			

TABLA S3. Caracterización de los 54 grupos fenológicos de bosques: Valores medios de medidas de fenología y de datos de clima. TDF: Bosques Patagónicos de Tierra del Fuego, PAT: Bosques Patagónicos Continentales, PFS: Delta e Islas del Paraná, ESP: Espinal, HM: Monte de Sierras y Bolsones, MAF: Selva Paranaense, SAY: Yungas Australes, HDC: Chaco Húmedo y Chaco Seco. EVI: Índice de vegetación mejorado, AMP: Amplitud de EVI, BIO12: precipitación media anual (mm/año), LST: temperatura de la superficie terrestre (°C), POS: pico del período de crecimiento.

			-/, F	p					
ID	Región	EVI p90 <sup>th</sup>	EVI p10 <sup>th</sup>	AMP	BIO12	LST	POS	Superficie (ha)	Descripción
1	TDF	0,55	0,18	0,62	633	7,16	1	16.393	Bosques de composición mixta con alta precipitacñn cercanos al Canal de Beagle
2	TDF	0,55	0,22	0,53	491	7,3	10	106.238	Bosques de composición mixta que crecen en turberas
3	TDF	0,54	0,16	0,72	445	7,53	12	252.768	Bosques dominados por Nothofagus pumilio
4	TDF	0,49	0,17	0,67	388	8,69	1	181.381	Bosques dominados por Nothofagus antarctica
5	TDF	0,54	0,18	0,57	522	6,86	1	107.604	Bosques de montaña (200 – 600 m)
6	TDF	0,55	0,2	0,45	516	7,11	4	68.233	Bosques del límite superior de vegetación
7	PAT	0,48	0,24	0,44	1059	10,52	11	265.102	Bosques húmedos de valles bajos (orientaciónión N, menos húmedos que grupo 8)
8	PAT	0,42	0,21	0,45	1189	9,68	3	310.780	Bosques húmedos de valles bajos (de orientación S)
9	PAT	0,5	0,22	0,49	1283	9,65	11	337.022	Bosques mixtos de altura
10	PAT	0,46	0,21	0,55	1734	10,41	11	15.781	Bosques húmedos
11	PAT	0,5	0,12	0,68	848	10,75	2	312.194	Bosques de ecotono (a mayor altura)
12	PAT	0,46	0,12	0,62	892	10,07	11	531.045	Bosques de ecotono (a menor altura)
13	PAT	0,45	0,12	0,68	634	9,26	12	515.023	Bosques secos de ecoton
14	PFS	0,54	0,23	0,54	999	20,92	12	207.571	Bosques fluviales mixtos y monoespecíficos ( <i>Salix</i> spp.) que crecen en diques naturales paralelos a los ríos, incluidos los bosques en galería a lo largo de meandros abandonados. La parte del extremo sur también incluye plantaciones en pólders y parches de <i>Vachellia caven</i> , <i>Prosopis nigra</i> y <i>Celtis</i> sp.
15	PFS	0,54	0,29	0,44	1119	22,16	12	227.927	Bosques bajos dominados por <i>Prosopis</i> sp. y <i>Acacia</i> sp. en diques naturales paralelos a los ríos y a lo largo de meandros. También incluye parches de bosques ribereños altos.
16	PFS	0,47	0,19	0,41	1135	21,87	3	69.203	Bosque bajo en áreas ribereñas, con distribución desde la parte inferior hasta la mitad de la ladera, y que generalmente se inunda.
17	ESP	0,34	0,16	0,47	570	20,62	1	865.761	Bosques de caldén Proposis caldenia
18	ESP	0,27	0,16	0,18	466	20,54	11	397.966	Bosque degradado de caldén Proposis caldenia y arbustos

19	ESP	0,59	0,44	0,30	1233	19,83	4	49.199	Plantaciones
20	ESP	0,5	0,3	0,51	1095	22,55	12	813.306	Bosques ribereños
21	ESP	0,47	0,28	0,42	1080	23,07	12	1.077.369	Bosques caducifolios subtropicales/templados
22	HM	0,42	0,11	0,68	253,01	18,17	1	31.496	Árboles dispersos sobre laderas
23	HM	0,36	0,17	0,40	266,06	20,15	12	129.362	Bosques ribereños y bosques cerrados en terreno llano
24	HM	0,23	0,08	0,43	206,49	20,25	2	51.619	Bosques cerrados en terreno llano y árboles dispersos
25	HM	0,42	0,14	0,52	333,16	19,33	12	36.458	Bosques bajos y arbustales cerrados
26	MAF	0,64	0,43	0,52	1846,79	20,85	12	348.198	Bosques dominados por Araucaria angustifolia a mayor altura (500 – 850 m)
27	MAF	0,61	0,43	0,49	1615,07	21,6	12	216.529	Bosques sobre la ladera NE y forestación (ladera de pendiente más suave)
28	MAF	0,58	0,41	0,42	1739,32	21,35	2	88.472	Bosques sobre la ladera SO
29	MAF	0,61	0,39	0,54	1733,58	21,34	12	486.849	Bosques sobre la ladera NE
30	MAF	0,63	0,43	0,53	1742,08	21,73	12	471.187	Bosques con aprovechamiento forestal
31	MAF	0,57	0,36	0,52	1678,74	22,5	12	217.377	Bosques ribereños y degradados
32	SAY	0,59	0,26	0,73	730,18	20,55	12	895.673	Bosques nublados y montanos perennes
33	SAY	0,62	0,24	0,76	736,53	21,99	12	652.849	Bosques monatno y pedemontano caducifolio
34	SAY	0,7	0,38	0,75	874,31	21,62	12	308.361	Bosques monatno y pedemontano semicaducifolio
35	SAY	0,63	0,29	0,71	999,28	21,97	12	819.046	Bosques monatno y pedemontano perenne
36	SAY	0,58	0,14	0,80	325,95	19,01	1	239.378	Bosques nublados en la transición con pastizales de altura
37	SAY	0,57	0,21	0,75	547,65	20,49	1	1.006.156	Bosque nublado y bosque seco caducifolio
38	HDC	0,46	0,18	0,68	596,64	22,45	1	1.060.857	Bosques del Chaco serrano
39	HDC	0,47	0,28	0,52	984,28	22,89	12	625.708	Bosques del Chaco serrano y bosques bajos (8-10 m) en áreas de inundaciones estacionales
40	HDC	0,52	0,19	0,75	647,74	24,34	2	767.466	Bosques perturbados del Chaco serrano
41	HDC	0,33	0,13	0,54	546,49	23,08	2	1.043.969	Arbustales con árboles dispersos
42	HDC	0,44	0,29	0,36	848,31	24,61	1	1.432.352	Bosques del Chaco Seco, muy densos y altos (12-14 m)
43	HDC	0,45	0,24	0,49	797,11	24,5	2	1.027.842	Bosque chaqueño alto y cerrado en tierras bajas (13-16 m)
44	HDC	0,45	0,23	0,56	748,56	25,05	1	3.927.238	Interfaz entre áreas muy secas y más húmedas del Chaco. Bosques abiertos
45	HDC	0,4	0,2	0,55	628,33	24,73	2	1.950.424	Bosques semi-cerrados mixtos con arbustales, pero menos abiertos y más altos y en un área menos seca del Chaco Seco (12-15m)

46	HDC	0,42	0,19	0,63	785	25,74	2	483.924	Bosques muy abiertos en Salta cercanos a áreas secas, árboles dispersos en pastizales y arbustales.
47	HDC	0,4	0,19	0,56	643	25,03	2	2.646.492	Bosques muy abiertos, algunos árboles altos, con muchos árboles bajos y arbustos en la zona más seca del cinturón árido central (8-10 m)
48	HDC	0,38	0,2	0,42	625	25,64	1	3.810.451	Bosques secos semi-abiertos con arbustos
49	HDC	0,31	0,18	0,35	549	26,04	2	743.473	Bosques muy abiertos y no demasiado altos, gran cobertura de arbustales, bosques típicos (algunos degradados) en las partes del sur del cinturón árido del Chaco (8 m)
50	HDC	0,45	0,19	0,67	712	25,26	12	1.259.908	Bosques muy abiertos y degradados, unos pocos árboles dispersos y matorrales y arbustales densos (fachinales, bosques sucesionales en algunas áreas)
51	HDC	0,51	0,34	0,42	1091	23,64	12	2.890.753	Bosques ribereños densos, dosel muy cerrado de <i>Proposis</i> , también árboles perennes de la especie exótica siempreverde
52	HDC	0,52	0,29	0,56	696	24,02	2	297.683	Bosques ribereños densos
53	HDC	0,46	0,28	0,41	1064	23,97	1	1.822.751	Bosques bajos dominados por <i>Prosopis</i> con presencia de <i>Acacia</i> en áreas de inundación (8–10 m)
54	HDC	0,42	0,28	0,32	1078	23,58	2	730.262	Palmares densos y unas pocas plantaciones de Pinus y matorrales

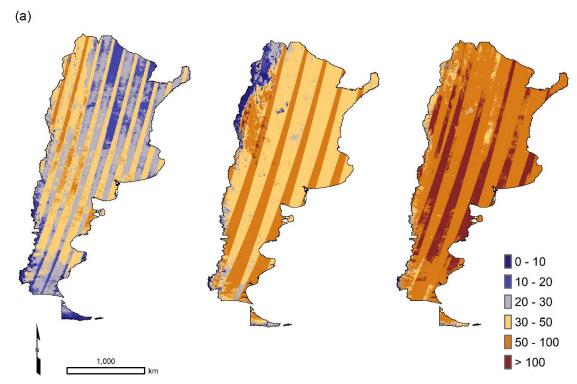
**TABLA S4.** Caracterización de los 54 grupos fenológicos de bosques obtenida en 3.788 parcelas de inventario forestal (Dirección Nacional de Bosques, 2021; SGAyDS, 2019): Riqueza de especies arbóreas y valores medios de altura y área basal. TDF: Bosques Patagónicos de Tierra del Fuego, PAT: Bosques Patagónicos Continentales, PFS: Delta e Islas del Paraná, ESP = Espinal, HM = Monte de Sierras y Bolsones, MAF = Selva Paranaense, SAY = Yungas Australes, HDC = Chaco Humedo y Seco.

Región	Grupo	Riqueza de especies arbóreas	Área basal (m² ha <sup>-1</sup> )	Altura (m)
	1	1	50,09	18,77
	2	2	16,63	13,91
TDF	3	2	59,45	16,06
IDF	4	3	40,63	9,92
	5	3	44,07	13,47
	6	3	50,81	14,23
	7	12	29,61	13,10
	8	15	45,84	15,23
	9	9	45,35	17,45
PAT	10	3	41,30	14,45
	11	5	44,32	12,96
	12	7	41,71	12,16
	13	7	30,74	10,13
	14	11	9,48	7,11
PFS	15	17	9,65	9,84
	16	-	<del>-</del>	=
	17	18	12,81	5,29
	18	7	9,45	5,02
ESP	19			
	20	63	12,75	5,85
	21	42	8,38	5,38
	22	-	<del>-</del>	-
НМ	23	7	10,60	4,69
111/1	24	-	-	-
	25	<u>-</u>	-	<del>-</del>
MAF	26	97	18,95	13,96
WIAI	27	67	17,53	13,31

	20	26	15.07	14.60
	28	26	15,37	14,69
	29	92	17,55	13,57
	30	108	18,65	13,85
	31	63	15,74	13,32
	32	106	21,22	12,82
	33	92	14,60	12,12
SAY	34	57	14,31	11,63
5711	35	103	14,47	11,40
	36	23	17,42	11,23
	37	90	15,49	10,97
	38	66	9,35	6,86
	39	76	10,90	6,94
	40	62	9,71	6,85
	41	34	5,92	4,95
	42	63	12,03	6,43
	43	65	10,56	6,30
	44	109	11,30	6,67
	45	70	8,29	6,37
HDC	46	44	11,88	6,55
	47	64	6,61	6,22
	48	84	8,56	6,30
	49	33	5,95	5,62
	50	69	11,09	6,21
	51	155	15,65	7,42
	52	59	11,08	7,41
	53	90	11,66	6,85
	54	54	11,55	7,17

**TABLA S5**. Referencias empleadas para etiquetar los grupos fenológicos de bosques.

Referencias	corerencias empredadas para enquenar 100 grupos renotogress de obsques.
1	Barberis, I.M., Batista, W.B., Pire, E.F., Lewis, J.P., León, R.J.C., 2002. Woody population distribution and environmental heterogeneity in a Chaco forest, Argentina. J. Veg. Sci. 13, 607–614. https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2002.tb02088.x
2	Benedictto, M.N., Gómez-Valencia, B., Torrella, S.A., 2019. Structural and functional characterization of the dry forest in central argentine Chaco. Madera y Bosques 25, 1–16. https://doi.org/10.21829/myb.2019.2521611
3	Blanco, P.D., Colditz, R.R., López Saldaña, G., Hardtke, L.A., Llamas, R.M., Mari, N.A., Fischer, A., Caride, C., Aceñolaza, P.G., del Valle, H.F., Lillo-Saavedra, M., Coronato, F., Opazo, S.A., Morelli, F., Anaya, J.A., Sione, W.F., Zamboni, P., Arroyo, V.B., 2013. A land cover map of Latin America and the Caribbean in the framework of the SERENA project. Remote Sens. Environ. 132, 13–31. https://doi.org/10.1016/j.rse.2012.12.025
4	Cabido, M., Zeballos, S.R., Zak, M., Carranza, M.L., Giorgis, M.A., Cantero, J.J., Acosta, A.T.R., 2018. Native woody vegetation in central Argentina: Classification of Chaco and Espinal forests. Appl. Veg. Sci. 21, 298–311. https://doi.org/10.1111/avsc.12369
5	Collado, L., 2001. Los bosques de Tierral def Fuego. Analisis de su estratification mediante imagenes satelitales para el inventario forestal de la provincia. ISSN 0327-9375 1–15.
6	Derguy, M.R., Frangi, J.L., Drozd, A.A., Arturi, M.F., Martinuzzi, S., 2019. Holdridge Life Zone Map: Republic of Argentina. Gen. Tech. Rep. IITF-GTR-51 48.
7	Galindo-Leal, C., de Gusmão Cãmara, I., Sayre, D., 2006. The Atlantic Forest of South America: Biodiversity status, threats, and outlook, Landscape Ecology. https://doi.org/10.1007/s10980-005-1788-z
8	Lewis, J.P., 1991. Three levels of floristical variation in the forests of Chaco, Argentina. J. Veg. Sci. 2, 125–130. https://doi.org/10.2307/3235905
9	Lewis, J.P., Noetinger, S., Prado, D.E., Barberis, I.M., 2009. Woody vegetation structure and composition of the last relicts of Espinal vegetation in subtropical Argentina. Biodivers. Conserv. 18, 3615–3628. https://doi.org/10.1007/s10531-009-9665-8
10	Morello, J., Matteucci, S.D., Rodriguez, A.F., Silva, M., 2012. Ecorregiones y complejos ecosistemicos argentino. Buenos Aires.
11	Muñoz, J.D.D., Milera, S., Romero, C., 2005. Bosques Nativos y Selvas Ribereñas en la Provincia de Entre Ríos. Insugeo Misc. 14, 169–182.
12	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. Ecol. Austral 28, 040–063. https://doi.org/10.25260/ea.18.28.1.0.399
13	Paruelo, J.M., Jobbágy, E.G., Sala, O.E., 2001. Current distribution of ecosystem functional types in temperate South America. Ecosystems 4, 683–698. https://doi.org/10.1007/s10021-001-0037-9
14	Torrella, S.A., Oakley, L.J., Ginzburg, R.G., Adámoli, J.M., Galetto, L., 2011. Estructura, composición y estado de conservación de lacomunidad de plantas leñosas del bosque de tres quebrachos en el chaco subhúmedo central. Ecol. Austral 21, 179–188.
15	Zak, M.R., Cabido, M., 2002. Spatial patterns of the Chaco vegetation of central Argentina: Integration of remote sensing and phytosociology. Appl. Veg. Sci. 5, 213–226. https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2002.tb00551.



**FIGURA S1**. Número de observaciones nítidas entre el 1 de septiembre de 2018 y el 31 de octubre de 2019: (a) Landsat 8, (b) Sentinel 2 y (c) combinación de Landsat 8 y Sentinel 2.

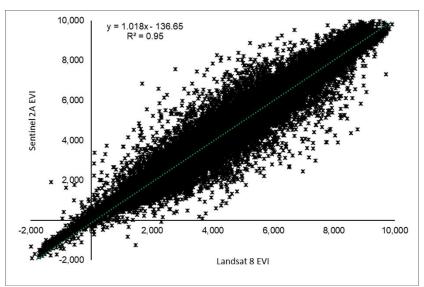


FIGURA S2. Regresión por mínimos cuadrados ordinarios (MCO) entre Landsat 8 and Sentinel 2.

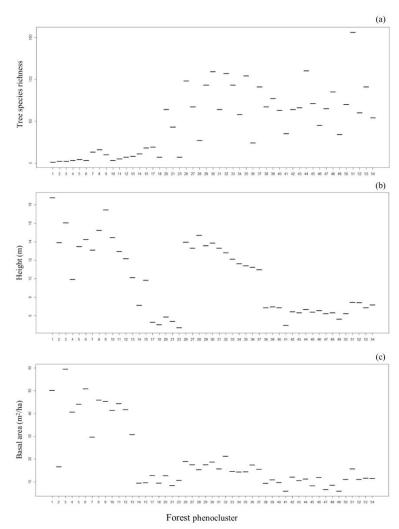


FIGURA S3. Distribución de (a) riqueza de especies arbóreas, (b) altura y (c) área basal en cada grupo fenológico de bosques en Argentina.

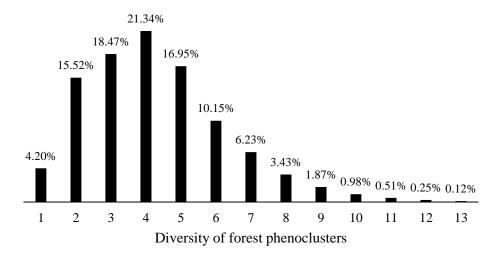


FIGURE S4. Área (en %) de diversidad de grupos fenológicos de bosques en Argentina.