

## ¿Qué es un bosque nativo en la Argentina? Marco conceptual para una correcta definición de acuerdo con las políticas institucionales nacionales y el conocimiento científico disponible

GUILLERMO MARTÍNEZ PASTUR<sup>1,2,✉</sup>; MARIANO M. AMOROSO<sup>2,3</sup>; GERMÁN BALDI<sup>2,4</sup>; MARCELO D. BARRERA<sup>5</sup>; ALEJANDRO D. BROWN<sup>6</sup>; LUIS M. CHAUCHARD<sup>7</sup>; LEONARDO GALETTO<sup>2,8</sup>; LUCAS A. GARIBALDI<sup>2,3</sup>; IGNACIO GASPARRI<sup>2,9</sup>; SEBASTIÁN M. KEES<sup>10</sup>; SILVIA D. MATTEUCCI<sup>2</sup>; NATALIA POLITI<sup>2,11</sup>; FIDEL A. ROIG<sup>2,12,13</sup> & PABLO L. PERI<sup>2,14</sup>

<sup>1</sup> Centro Austral de Investigaciones Científicas. Tierra del Fuego. <sup>2</sup> Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). <sup>3</sup> Universidad Nacional de Río Negro, Instituto de Investigaciones en Recursos Naturales, Agroecología y Desarrollo Rural. Río Negro. <sup>4</sup> Universidad Nacional de San Luis, Instituto de Matemática Aplicada San Luis. San Luis. <sup>5</sup> Laboratorio de Investigación de Sistemas Ecológicos y Ambientales, Universidad Nacional de La Plata. Buenos Aires. <sup>6</sup> Fundación ProYungas. Tucumán. <sup>7</sup> Administración de Parques Nacionales, Universidad Nacional del Comahue. Neuquén. <sup>8</sup> Universidad Nacional de Córdoba, Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal. Córdoba. <sup>9</sup> Instituto de Ecología Regional, Universidad Nacional de Tucumán. Tucumán. <sup>10</sup> Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Chaco. <sup>11</sup> Instituto de Ecorregiones Andinas, Universidad Nacional de Jujuy. Jujuy. <sup>12</sup> Instituto Argentino de Nivología, Glaciología y Ciencias Ambientales, (IANIGLA-CONICET), Universidad Nacional de Cuyo. Mendoza. <sup>13</sup> Hémera Centro de Observación de la Tierra, Universidad Mayor. Santiago, Chile. <sup>14</sup> Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Universidad Nacional de la Patagonia Austral. Santa Cruz.

**RESUMEN.** Los bosques nativos son los ecosistemas naturales que más atención reciben de la sociedad en relación con su conservación y manejo. El alcance de la definición de bosque nativo ha cambiado con el tiempo, lo cual afecta la implementación de diversos instrumentos que usan las instituciones (e.g., cuando se identifican las coberturas de bosques alcanzados por los inventarios forestales en las diferentes jurisdicciones). Esto conduce a diferentes resultados e interpretaciones, incluso hasta erróneas (e.g., con el monitoreo de las coberturas de bosque nativo). El objetivo de este trabajo es analizar la definición actual de bosque nativo implementada por el Gobierno de la Nación Argentina en el marco de la Ley 26331/07 para la gestión de las políticas institucionales, y realizar una nueva propuesta de definición que contemple los vacíos que en ella aparecen, fundamentándolos según el conocimiento científico disponible. La definición propuesta difiere de la original en que incluye un tamaño de parche mínimo con una determinada conectividad y composición del paisaje circundante. Asimismo, se discuten otros aspectos necesarios para su implementación, además de los impactos que podrían producirse a diferentes escalas espaciales en la gestión del bosque nativo.

[Palabras clave: componentes del bosque, especies arbóreas, paisaje, funcionalidad ecológica, política forestal]

**ABSTRACT.** What is a native forest in Argentina? Conceptual framework for an accurate definition according to national institutional policies and available scientific knowledge. Native forests are the natural ecosystems with the greatest social concern in terms of conservation and management. The scope of the definition of native forest has changed over time, which has influenced the adoption of different forest management instruments carried out by different institutions (e.g., the forest cover obtained from forest inventories in jurisdictions of Argentina). This leads to different results and misunderstandings, which often leads to incomparable outputs (e.g., native forest cover). The objective of this work was to analyse the current definition of the native forest implemented by the Argentine Government within the framework of Law 26331/07, which regulates the implementation of institutional policies. We propose a new definition based on the available scientific knowledge, and try to correct the conceptual gaps identified in the aforementioned law. The proposed definition differs from the original one in the inclusion of the minimum patch size, as well in the assessment of the connectivity and composition of the surrounding landscape. Other main aspects for its implementation are discussed, as well as the impacts at different spatial scales.

[Keywords: forest components, tree species, landscape, ecological functionality, forest policy]

## INTRODUCCIÓN

Uno de los principales desafíos de la sociedad moderna es conservar los ecosistemas naturales (Angermeier 2000): en un mundo globalizado, la priorización de las actividades económicas continúa prevaleciendo sobre los valores no monetarios y de conservación (Daily et al. 2009; Farley 2012). En este contexto, las definiciones ambiguas o ambivalentes de determinados conceptos llevan a que se las interprete según los intereses y valores de los diferentes actores sociales, que con frecuencia resultan contrapuestos, como podría ser el caso del concepto del término ‘uso sostenible o sustentable’ (Sasaki and Putz 2009). Si bien los bosques nativos no son necesariamente los ecosistemas más diversos ni los que brindan mayores servicios ecosistémicos, han recibido mayor atención de la sociedad para mejorar su protección e implementar prácticas de uso sostenible (e.g., Rosas et al. 2022). En la actualidad, la valoración de los bosques maduros es mayor debido a los impactos del manejo forestal intensivo y a los cambios o transformaciones en el uso del suelo (e.g., conversión de bosques en actividades agroganaderas) (Martínez Pastur et al. 2020). Estas actividades cambiaron la cobertura de las especies forestales nativas, impactaron sobre la biodiversidad y simplificaron el paisaje, con la consiguiente pérdida de provisión de algunos servicios ecosistémicos (Messier et al. 2015). La falta de definiciones precisas sobre el concepto de bosque nativo lleva a que se implementen políticas institucionales que generan incertidumbre respecto de lo que se incluye bajo este concepto. En consecuencia, esto podría derivar en la transformación y la pérdida de resiliencia de los ecosistemas bajo manejo (Lund 2002; Romjin et al. 2013; Sasaki and Putz 2009). Un ejemplo claro es el manejo ganadero intensivo bajo bosques nativos, que promueve, en general, la pérdida paulatina de la cobertura forestal, con una transformación severa del sotobosque; con el tiempo, esto altera de forma severa la estructura y la capacidad de renovación de dicha cobertura (Cotroneo et al. 2021; de Marzo et al. 2021, 2022). El uso del bosque nativo con distintos objetivos (e.g., forestal, maderero, ganadero, recreacional) (Peri et al. 2021a,b, 2022) genera un gradiente de condiciones de rodal. Es necesario analizar estos cambios en los ecosistemas naturales a fin de determinar los límites y los alcances de las distintas definiciones de bosque en relación con las propuestas de manejo (e.g., bosques maduros, bosques secundarios naturales o

antrópicos, bosques con distinto grado de impacto o degradación, plantaciones, bosques transformados, o ecosistemas no boscosos) (Chokkalingam and de Jong 2001).

Contar con definiciones y marcos conceptuales precisos es un requisito para poder establecer los elementos que se incluyen en las discusiones y las tomas de decisión (Lund 2002; Putz and Redford 2010; Sasaki and Putz 2009); por ejemplo, para determinar las dimensiones o los parámetros que se requieren en cada contexto de análisis, como los casos de cobertura arbórea, usos potenciales, marcos administrativos o parámetros ecológicos (Lund 2014a,b). En particular, el concepto de bosque nativo tiene variaciones enormes en sus acepciones debido a los puntos de vista involucrados, desde el manejo consuntivo hasta la conservación de su funcionalidad ecológica. Las definiciones de bosque nativo brindan una base conceptual legal, institucional y para implementar políticas y monitoreos de su conservación y manejo sostenible (Chazdon et al. 2016; van Noordwijk and Minang 2009). Las definiciones precisas ayudan a interpretar transiciones entre diferentes ecosistemas naturales (e.g., entre bosques y matorrales) o antropizados (e.g., transiciones entre ecosistemas naturales y degradados) (Peri et al. 2017). Además, la definición de bosque nativo es necesaria para establecer umbrales que permitan caracterizar los atributos del bosque original, cuantificar las pérdidas que se generan y establecer la factibilidad de su restauración (Ma et al. 2014). Más allá de las variaciones sobre los criterios utilizados, las definiciones más frecuentes de bosque nativo recurren a aspectos estructurales de la vegetación (e.g., cobertura, altura, o la continuidad de la cobertura de especies leñosas), sin tener en cuenta los aspectos funcionales.

A partir de 1948 y hasta el presente, la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO) ha propuesto diferentes definiciones de bosque (e.g., FAO 1998, 2000, 2004) que se fueron adaptando y acordando con diferentes actores e instituciones de la sociedad internacional (Grainger 2008; Holmgren and Persson 2002). Las propuestas de los movimientos ambientalistas de conservación en las décadas del 60 y 70 sirvieron de base para las definiciones posteriores propuestas en el Convenio Marco sobre la Diversidad Biológica (CDB 1992), así como para otros acuerdos

firmados entre países (e.g., IPCC en 1988, Forest Stewardship Council en 1993, Helsinki Process en 1990, Montreal Process en 1994, Kyoto Protocol en 1997, Intergovernmental Panel on Biodiversity and Ecosystem Services en 2012) (Chapin III et al. 2011; Chazdon et al. 2016; Sayer et al. 2013). Sin embargo, diferentes países establecieron sus propias definiciones de acuerdo con sus propias particularidades e intereses; esto produjo una mezcla entre aspectos ecológicos (como la estructura, la función y la composición de los bosques) (McElhinny et al. 2005) y políticas institucionales relacionadas con superficies efectivas de conservación o necesidades de cambios en el uso del suelo (van Noordwijk et al. 2008; Verchot et al. 2007). La Argentina no escapa a estas particularidades, siendo un ejemplo concreto de la ambigüedad de las diferentes definiciones para delimitar el bosque nativo, asociada a la implementación de la legislación actual (e.g., Ley 26331/07 y sus homólogas provinciales). Esto impidió diferenciar las variaciones en la cobertura del bosque nativo asociadas a los cambios en el uso de la tierra de aquellas debidas a las diferencias entre las definiciones de bosque nativo consideradas. En resumen, la definición actual de bosque en las normativas vigentes tiene ambigüedades y, por ende, consecuencias sobre las tasas de deforestación y la dinámica funcional de los bosques. En este artículo presentamos una propuesta que contempla diferentes criterios de aplicabilidad a escala nacional, incluyendo todos los biomas boscosos nativos de la Argentina. Evitamos particularizar en extremo, ya que, en ese caso, se necesitaría más de una definición de bosque y normativas específicas para cada caso. El objetivo de este trabajo fue analizar la definición de bosque nativo propuesta por el Gobierno de la Nación Argentina en el marco de la Ley 26331/07 para la implementación de las políticas institucionales (e.g., inventarios forestales), y presentar una nueva propuesta que contemple vacíos en la definición vigente fundamentadas en el conocimiento científico disponible.

### ¿CÓMO SE HA DEFINIDO AL BOSQUE NATIVO EN LA ARGENTINA A ESCALA NACIONAL?

Las normativas en la Argentina, como las de muchos otros países, no utilizan una definición única para el bosque nativo que se haya aplicado de manera consistente a lo largo

del tiempo, lo cual afecta la implementación de las leyes, las estadísticas y la efectividad de los monitoreos (Material Suplementario 1-Tabla S1). A esto se suma la necesidad de establecer una coherencia entre las definiciones a escala regional e internacional para poder cumplir con los acuerdos y los compromisos a dichas escalas, que requieren cifras homologadas en lo referente a los bosques nativos (e.g., ver reportes FRA de FAO, Proceso de Montreal, REDD+, GHI). En este sentido, estos acuerdos y compromisos influyen sobre el alcance de las definiciones (e.g., el proceso REDD+ requiere definiciones que están muy condicionadas a las capacidades de monitoreo efectivas en los países).

La Ley 13273/48, de Defensa de la Riqueza Forestal, en su artículo 2, define al bosque como “toda formación leñosa, natural o artificial, que por su contenido o función sea declarada en los reglamentos respectivos como sujeta al régimen de la presente ley”. Introduce, además, el concepto de tierra forestal como aquella que “por sus condiciones naturales, ubicación o constitución, clima, topografía, calidad y conveniencias económicas, sea inadecuada para cultivos agrícolas o pastoreo y susceptible, en cambio, de forestación, y también aquellas necesarias para el cumplimiento de la presente ley”. Esta definición, de amplio alcance, sentó las bases para un marco regulatorio del bosque nativo en la Argentina; fue abordada por diferentes legislaciones (nacionales y provinciales) y se amplió con la Ley 26331/07, que hace referencia específica a los bosques nativos (artículo 2) como aquellos “ecosistemas forestales naturales compuestos predominantemente por especies arbóreas nativas maduras, con diversas especies de flora y fauna asociadas, en conjunto con el medio que las rodea (suelo, subsuelo, atmósfera, clima, recursos hídricos), conformando una trama interdependiente con características propias y múltiples funciones, que en su estado natural le otorgan al sistema una condición de equilibrio dinámico y que brinda diversos servicios ambientales a la sociedad, además de los diversos recursos naturales con posibilidad de utilización económica”. Si bien en su definición establece que estos ecosistemas deben contener “especies arbóreas nativas maduras” (bosques nativos de origen primario), agrega que también estarán comprendidos en la definición “aquellos de origen secundario formados luego de un desmonte, así como aquellos resultantes de una recomposición

o restauración voluntarias". Finalmente, agrega una excepción difusa que no se basa en aspectos de estructura o funcionamiento ecológico: "Quedan exceptuados de la aplicación de la presente ley todos aquellos aprovechamientos realizados en superficies menores a DIEZ (10) hectáreas que sean propiedad de comunidades indígenas o de pequeños productores".

Otro antecedente significativo fue la definición empleada durante la ejecución del primer Inventario Nacional de Bosque Nativo (INBN) llevado a cabo por el Gobierno Argentino entre 1996 y 2005 (SAyDS 2005), antes de la promulgación de la Ley 26331/07, y que generó una línea de base para la cobertura de los bosques nativos en la Argentina. En el INBN se determinó como bosque nativo a aquellas formaciones leñosas que presentan una altura mayor a 7 m, que conforman superficies continuas con bajo nivel de fragmentación, que no comparten o no están afectados, en general, por áreas con fuerte actividad antrópica, que poseen un nivel de cobertura superior al 20%, y cuyas condiciones de accesibilidad total o parcial permiten suponer un valor de uso potencial. La definición no aclara si la cobertura se refiere a elementos arbóreos o leñosos dentro del ecosistema, o si el bosque no inventariable debe ser considerado como un bosque. Esta definición buscaba ajustarse a la definición propuesta por la FAO y requerida para los reportes nacionales de Evaluación de los Recursos Forestales (Forest Resources Assessment - FRA) (SAyDS 2005).

Estos ejemplos de definiciones difieren significativamente de la definición de bosque nativo empleada para el segundo inventario nacional de bosque nativo (INBN2), llevado a cabo por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de Argentina entre los años 2015 y 2019 (SAyDS 2019), que comprende a "todos los ecosistemas forestales naturales en distinto estado de desarrollo, de origen primario o secundario, que presentan una cobertura arbórea de especies nativas mayor o igual al 20% y con árboles que alcanzan una altura mínima de 3 m, incluyendo palmares" (SAyDS 2019). Esta definición se aplicó a una escala nacional para determinar el alcance de los bosques nativos inventariables, estableciendo el alcance de la Ley 26331/07, y se basó en su decreto reglamentario 91/09 y en la resolución de COFEMA 230/12. Esta resolución indica la necesidad de replantear el concepto de bosque nativo, y lo establece claramente

en su Pauta #1.1 "Adecuar la definición de bosque nativo de acuerdo a las definiciones establecidas en la Ley N° 26331 y su decreto reglamentario; identificar y excluir del OTBN las clases de vegetación no boscosas". En este trabajo tomaremos como objeto de análisis a la definición de bosque nativo empleada para el INBN2 (SAyDS 2019) y realizaremos una discusión comparativa con otras definiciones empleadas. Este trabajo no intenta agotar la discusión todas las definiciones empleadas en la Argentina (Material Suplementario 1-Tabla S1).

## CONCEPTOS PRESENTES EN LA DEFINICIÓN DE BOSQUE NATIVO

La definición de bosque nativo establecida para el INBN2 (SAyDS 2019) incluye diferentes conceptos particulares.

### *Ecosistemas forestales naturales*

Este concepto incluye diferentes términos que se deben analizar por separado, ya que puede derivar en diferentes interpretaciones.

**Ecosistema.** En el Convenio Marco sobre la Diversidad Biológica (CDB 1992) se definió a los ecosistemas como un complejo dinámico de comunidades vegetales, animales y de microorganismos y su medio no viviente interactuando como una única unidad funcional (Jiménez et al. 2017). Este aspecto se incluye en la definición propuesta por la Ley 26331/07 en su artículo 2.

**Forestal.** Al incluir el término forestal se hace referencia a los árboles y el valor intrínseco que la sociedad puede obtener de ellos (e.g., servicios ecosistémicos de provisión relacionados con la madera para usos industriales). Según la Real Academia Española (RAE), forestal es un adjetivo que significa "perteneciente o relativo a los bosques y a los aprovechamientos de leñas, pastos, etc."

**Natural.** El término natural se interpreta como aquellas formaciones vegetales espontáneas que ocurren en diferentes ambientes sin una intervención antrópica necesaria para su subsistencia; se presenta como una contraposición a artificiales, implantados o exóticos. Las formaciones vegetales son las que deben ser cultivadas y asistidas para asegurar su continuidad en el tiempo (Frangi et al. 2015).

En este marco conceptual es necesario definir qué es un árbol y qué es natural en un contexto ecosistémico. La definición de árbol es necesaria para poder identificar los componentes que definen la composición principal de los bosques, y que lo diferencian de otras comunidades, como matorrales u otros ambientes abiertos (e.g., sabanas, pastizales, turbales, cultivos) (Gschwantner et al. 2009). Asimismo, este marco conceptual permitiría determinar qué parámetros del ecosistema se necesita incluir para implementar correctamente las definiciones establecidas (e.g., medición de la altura o la cobertura de árboles) al momento de definir cómo inventariar y realizar recomendaciones de manejo en el campo. Sin embargo, no es una tarea fácil, ya que existen cientos de definiciones disponibles en la literatura (Lund 2004a,b). Diferentes organizaciones internacionales (e.g., FAO 1998, 2004; UNECE/FAO 2000) definen a los árboles como plantas perennes con crecimiento leñoso, con uno o varios fustes creciendo a partir de un único pie, y que poseen una copa más o menos definida. Los arbustos siguen siendo plantas perennes con crecimiento leñoso, pero presentan, en general, varios fustes sin una base definida, creciendo desde una misma raíz, que no generan una copa más o menos definida (Bailey 1999). En el caso de la altura de las plantas, resulta en una variable poco consistente entre los diferentes autores. La altura que se debe considerar para definir a los árboles varía según los autores; por ejemplo: >3 m (Delijska and Manoilov 2004), >4.6 m (Helms 1998) o >10 m (Allaby 1998), aunque la definición de altura máxima de una planta es vaga cuando se quiere definir una bi-modalidad real, aun considerando grandes bases de datos (Larjavaara 2015). Para el caso de los arbustos, es poco precisa; las alturas, en general, varían entre 0.5 y 5 m de altura, pudiendo llegar hasta los 10 m según algunos autores (Bailey 1999). Gschwantner et al. (2009) indican, además, otras características distintivas entre ambos tipos de plantas: a) los árboles son típicamente estructuras grandes con una gran acumulación de biomasa (Ford Robertson 1971), y b) los fustes de los árboles son estructuras que pueden autosostenerse (Crystal 1997). En este sentido, las definiciones que se plantean para árboles y arbustos son ambiguas, y generan superposiciones más o menos importantes según el ecosistema y los territorios específicos a los que se apliquen, por lo que necesitan ser mejor especificadas (Delijska and Manoilov 2004; Gschwantner

et al. 2009). También se propuso reducir estas definiciones al asociarlas a determinadas especies que suelen generar un solo fuste autosostenido de copa definida para el caso de los árboles (acrotonía), presentando las especies arbustivas múltiples fustes con una copa poco definida (basitonía) o bien adaptaciones relacionadas a estrategias reproductivas que les permiten ocupar y colonizar diferentes ambientes desfavorables (Bartélémy and Caraglio 2007). Sin embargo, existen especies que presentan una gran amplitud ecológica (e.g., *Nothofagus antarctica*, cuya distribución natural se desarrolla entre 35° y 56° S, y desde el nivel del mar hasta los 1800 m s. n. m., o el complejo del género *Prosopis* spp., conformado por especies puras, variedades e híbridos a lo largo de toda Latinoamérica). Por esta razón, se puede encontrar una gran plasticidad dentro de una misma especie, expresada en formas de vida extremas, desde morfotipos camefíticos o achaparrados de <0.5 m hasta morfotipos meso- y macro-fanerófitos de cerca de 20 m de altura (Barros 2010; Donoso Zegers et al. 2006; Ramírez et al. 1985; Verga et al. 2009). En este sentido, y a un nivel regional, no siempre se puede asignar una forma de vida determinada a cada especie vegetal; una especie puede ser catalogada como árbol en un lugar y como arbusto en una localidad cercana. La mayoría de las veces, estas formas de vida dependen de las condiciones ambientales en las que se desarrollan (e.g., altitud, latitud, exposición, contenido de agua del suelo) (Frangi et al. 2015), pero muchas otras pueden deberse a tratamientos culturales o silviculturales determinados (e.g., podas) (Loreti and Pisani 1990) o al régimen de disturbios a los que están sometidas (e.g., fuegos, pastoreo). Finalmente, es necesario considerar que la naturaleza ofrece un gradiente de condiciones, por lo que no siempre es posible separar a las especies o individuos en una u otra categoría.

Por otra parte, la condición de natural lleva implícita dos subcomponentes: que sea una especie nativa y que se desarrolle espontáneamente sin la participación necesaria directa o indirecta del ser humano dentro de un determinado período de tiempo. El concepto de especie nativa es muy controversial, y cambia de acuerdo con los países, ya que es factible enmarcarlo en procesos históricos que congelan la dinámica propia de la distribución de las especies, cambiando en el espacio y tiempo de acuerdo con las condiciones ambientales (Pecchi et al. 2019; Veblen and Lorenz 1988; Veblen and

Markgraf 1988). En la Argentina se considera como especie nativa a aquella que se desarrolla dentro de sus límites, y previo a la llegada del poblamiento europeo. Este concepto debería contemplar, además, variaciones temporales (e.g., cambio climático) o genéticas (Petit 2004). Por ejemplo, a un árbol de *Araucaria angustifolia* creciendo en Buenos Aires se lo considera una especie nativa, aunque su distribución natural se limita a un reducido sector del nordeste de Misiones (Thomas 2013).

#### *Estados de desarrollo de los bosques nativos*

Existen distintos estados de desarrollo a lo largo de la dinámica natural de un bosque nativo, que incluye diferentes estructuras de edades (coetáneas o disetáneas) para las especies que lo componen y tipos forestales a lo largo de la sucesión de los ecosistemas después de la ocurrencia de disturbios naturales o antrópicos (Frangi et al. 2015). Estos distintos estados de desarrollo afectan la composición de especies, las formas de vida y las condiciones de rodal, y modifican significativamente su estructura, lo cual que puede ser evidenciado a través de las principales variables biométricas que se miden usualmente en los árboles (e.g., altura dominante o cobertura de copas). Por ejemplo, un bosque de *Nothofagus pumilio* después de un disturbio a pequeña (e.g., *gaps*) o a gran escala (e.g., volteo masivo por viento o incendios) (e.g., Rebertus et al. 1997; Rebertus and Veblen 1993) pierde parte de la cubierta forestal original, y luego se establece una regeneración abundante que producirá rodales coetáneos de alta homogeneidad, al igual de lo que ocurre bajo diferentes propuestas de manejo forestal (Martínez Pastur et al. 2021). Estos bosques secundarios mantienen una cobertura elevada (>80%), aumentan su altura dominante con el paso de los años y alcanzan su máximo valor (i.e., altura dominante) en períodos superiores a los 150 años (Martínez Pastur et al. 1997). Esto significa que, durante las primeras etapas de regeneración de un rodal, la altura dominante podría no cumplir con los requerimientos establecidos en algunas de las definiciones de bosque nativo presentadas anteriormente, pero sí alcanzar los parámetros requeridos a la madurez (Martínez Pastur et al. 2017). En definitiva, incluir un concepto tan dinámico y variable entre ecosistemas como el de estados de desarrollo implica, necesariamente, tener en cuenta los estadios futuros potenciales de los bosques nativos bajo análisis (e.g., una etapa temprana de desarrollo podría incluir

especies pioneras de árboles y arbustos de muy baja altura y en una etapa más avanzada podría incluir árboles de gran altura) (Arturi et al. 1998; Carrilla and Grau 2011; Matteucci et al. 2021), y a veces también cambiando la composición de especies con respecto a estados de desarrollo sucesionales tempranos. Por otra parte, incluir el tiempo genera desafíos a la hora de determinar los umbrales de altura con las herramientas disponibles (e.g., sensores remotos) o en aquellas especies arbóreas con poca información disponible (modelos de crecimiento en altura).

#### *Origen de los bosques nativos*

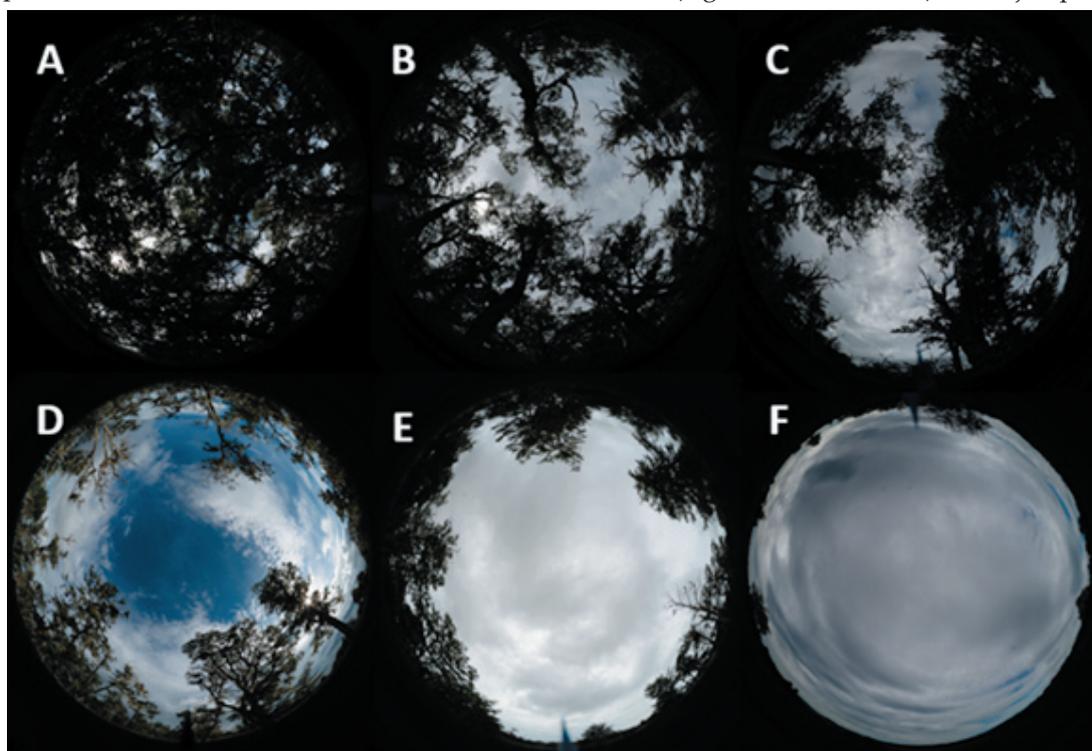
La definición de bosque también incluye los conceptos de 'primario' o 'secundario'. Un bosque nativo primario generalmente refiere a aquellas comunidades características de una determinada región biogeográfica que se han mantenido bajo una dinámica natural por largos períodos de tiempo, y en los que los factores ambientales modelaron las relaciones interespecíficas. Asimismo, estos factores definieron la composición y la estructura de las especies presentes; en este caso, las actividades antrópicas no son siempre las más evidentes (Bernier et al. 2016). Los bosques nativos secundarios son aquellos que se establecen después de un disturbio natural o antrópico (directo o indirecto), y que difieren del bosque nativo primario en la composición de las especies o en las características estructurales del rodal (e.g., variables biométricas) (Chokkalingam and de Jong 2001). El concepto de bosque nativo primario se suele relacionar con características especiales de su estructura (e.g., heterogeneidad), que soporta un mayor número de especies o que brinda determinados servicios ecosistémicos (Lindenmayer 2009; McElhinny et al. 2005), mientras que los bosques nativos secundarios se relacionan más con estructuras simples, de mayor homogeneidad y que generalmente soportan una biodiversidad menor (Martínez Pastur et al. 2013). Sin embargo, el concepto de bosque nativo secundario puede tener diferentes interpretaciones al incluir a los disturbios antrópicos o las diferentes estrategias e historias de manejo. Por ejemplo, la definición actual de bosque nativo secundario no deja en claro si contempla a las distintas estrategias de restauración (activa o pasiva) que implica recuperar una cobertura forestal perdida por el bosque nativo primario debido a algún evento de gran impacto y escala (e.g., incendios de alta intensidad y extensión). Por otra parte,

también podrían ser bosques afectados por procesos vinculados a plantaciones con especies nativas con fines comerciales, estéticos o ambientales (Erbaugh et al. 2020; de Jong et al. 2021). Un ejemplo lo constituyen las superficies de bosques secundarios de algarrobos (*Prosopis* spp.) (Gómez et al. 2018) asociados a otras especies de similar comportamiento (*Acacia* spp.) en el centro-este del Parque Chaqueño, en áreas anteriormente usadas con fines agrícolas. Otro ejemplo, es aquel que también resulta del abandono y recuperación de las tierras agrícolas por medio de la regeneración natural, originando bosques secundarios que pueden incluir especies exóticas naturalizadas (e.g., *Ligustrum lucidum*, *Pinus contorta* o *P. ponderosa*) (Aragón and Morales 2003; Grau et al. 2008; Sarasola et al. 2006). Estos ecosistemas híbridos o *de novo* guardan características intermedias entre bosques nativos plantaciones (Frangi et al. 2015; Lindenmayer et al. 2012).

#### Cobertura arbórea

La cobertura se refiere a la proyección vertical porcentual de los árboles sobre el suelo del

bosque (e.g., hojas, ramas, fustes), y que muchas veces está influenciada por el paisaje circundante (Chianucci 2020) (e.g., el relieve o la topografía). Es una variable indicadora de numerosos procesos ecológicos (e.g., la precipitación interceptada o que efectivamente llega al suelo) y de dinámicas que ocurren en el rodal (e.g., la cantidad y calidad de la luz que llega al suelo del bosque y que se relaciona con la composición de especies del sotobosque, la germinación de semillas o el ciclado de nutrientes) (Magliano et al. 2019; Martínez Pastur et al. 2011; Mestre et al. 2017). Por otra parte, la cobertura arbórea no es un indicador de valores estables, sino que cambia a lo largo de las diferentes etapas sucesionales antes descritas o a lo largo del año, tanto para especies deciduas (e.g., pérdida completa de hojas en épocas de sequía o invernal) como siempreverdes (e.g., pérdida parcial de hojas) (Toro Manríquez 2019). Asimismo, la cobertura se puede estimar con distintas metodologías de campo (e.g., Korhonen et al. 2006); para medirla se necesita establecer parámetros específicos, ya que se corre el riesgo de obtener valores no comparables entre sí (e.g., Chianucci 2020). Por ejemplo,



**Figura 1.** Ejemplo de distintas coberturas arbóreas en rodales naturales (A=93%, B=77%, C=62%) y bajo manejo o transformaciones de origen antrópico (D=35%, E=22%, F=7%) de bosques de *Nothofagus antarctica* en Tierra del Fuego. Análisis de fotos hemisféricas mediante el software Gap Light Analyzer (Forest Renewal, USA).

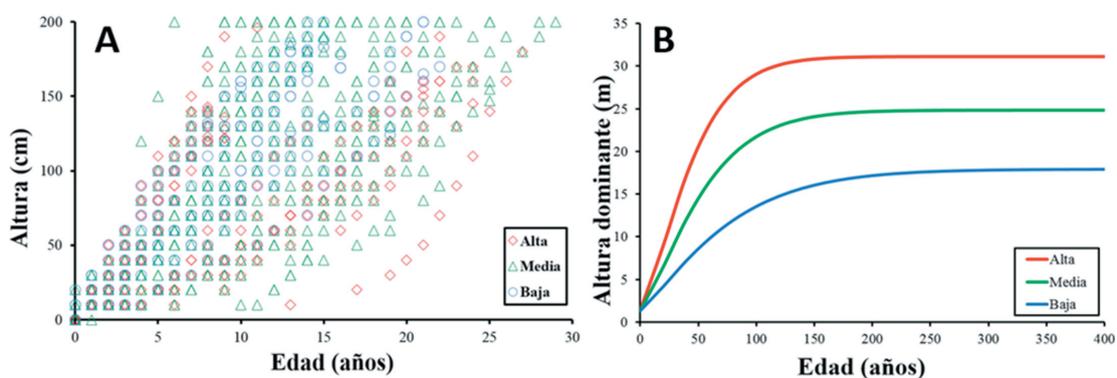
**Figure 1.** Example of different overstory crown covers in natural stands (A=93%, B=77%, C=62%) and under management or human derived conversion (D=35%, E=22%, F=7%) of *Nothofagus antarctica* forests in Tierra del Fuego. Hemispherical photos analyses were done using Gap Light Analyzer software (Forest Renewal, USA).

no es lo mismo calcular un valor a partir de una estimación visual de la cobertura (la que, además, depende del punto en el terreno donde se encuentra el observador y de su criterio subjetivo), que otro a partir de una foto hemisférica que considera toda la esfera celeste o que emplea otras técnicas instrumentales más modernas (Ferraina et al. 2022). En la Figura 1 podemos observar variaciones en niveles de cobertura del bosque a partir de fotos hemisféricas en rodales naturales y bajo manejo de *Nothofagus antarctica*. Asimismo, es importante considerar qué componentes del bosque (dosel superior, dosel secundario, regeneración establecida, árboles muertos, etc.) se incluyen dentro de la medición de la cobertura. En forma implícita se entiende que la cobertura se refiere a la arbórea, pudiendo o no descartarse de las mediciones aquellos taxones o formas de vida que no cumplen con dicho criterio, como arbustos y herbáceas de gran porte, lianas, parásitas, que pueden aumentar de forma significativa los cálculos de cobertura (e.g., *Misodendrum* spp. en bosques de la Patagonia) (Soler et al. 2014). Por otra parte, debería quedar claro si el valor de cobertura se refiere a aquellos árboles que cumplen con los criterios de altura impuestos en las definiciones, o si también se debe incluir la de todos aquellos presentes con una menor altura (e.g., regeneración inicial de bosques en recuperación) (Martínez Pastur et al. 2021). Finalmente, la altura en que se realiza la medición de cobertura es de gran influencia, ya que afecta los resultados obtenidos (e.g., influencia de la regeneración secundaria o el sotobosque bajo el dosel) (Martínez Pastur et al. 2011). Algunos de los criterios mencionados

que deberían considerarse al momento de estimar la cobertura arbórea constituyen un problema si solo se quieren utilizar sensores remotos (e.g., los sensores pasivos no detectan diferencias en alturas), aunque las tecnologías más modernas podrían permitir estimaciones más precisas de cobertura (e.g., sensores activos pueden clasificar alturas de árboles y coberturas a diferentes alturas) (Ferraina et al. 2022; Lechner et al. 2020).

### Altura de los árboles

Tal como se mencionó anteriormente, la altura también es un factor muy importante para caracterizar los ecosistemas leñosos. Es una variable influenciada por múltiples factores dentro de los rodales y por la dinámica natural de los bosques; su estimación puede conducir a interpretaciones erróneas si no se realiza bajo determinadas y precisas indicaciones. Tal como se dijo antes, la altura de los árboles se modifica a lo largo de los diferentes estados de desarrollo de los rodales (Martínez Pastur et al. 1997, 2021), alcanzando su altura máxima en etapas avanzadas de madurez. Por lo general, a los árboles les lleva muchos años superar las fases de establecimiento y de crecimiento en altura para alcanzar el potencial del sitio (Figura 2). Por otra parte, en la definición que analizamos, no se especifica si la altura se refiere a la altura media, a la altura dominante, a la altura máxima o a la altura de un único árbol en el rodal. Además, es necesario establecer los elementos de medición dentro del ecosistema para caracterizar el bosque nativo bajo análisis (e.g., de acuerdo con la definición de árbol antes expuesta). La altura dominante de los



**Figura 2.** Evolución de los crecimientos en altura para diferentes calidades de sitio (alta, media, y baja) en bosques de *Nothofagus pumilio* de Tierra del Fuego. A) Variación natural de crecimiento en altura durante la etapa de establecimiento de la regeneración natural debida a factores ambientales (e.g., luminosidad, humedad) y bióticos (e.g., ramoneo). B) Crecimiento en altura de árboles dominantes.

**Figure 2.** Evolution of height growth for different site qualities (high, medium, and low) in *Nothofagus pumilio* forests from Tierra del Fuego. A) Natural variation of height growth during the establishment stage of natural regeneration due to environmental (e.g., light, humidity) and biotic factors (e.g., browsing). B) Height growth of dominant trees.

árboles es muy usada como indicador de la productividad de los rodales (e.g., calidad de sitio), ya que es poco influenciada por los tratamientos intermedios (e.g., raleos), además de presentar poca variación dentro de un rango amplio de densidades y una alta correlación con diferentes parámetros de servicios ecosistémicos de provisión (e.g., madera comercial) (Bontemps and Bouriaud 2014). Por ello, establecer claramente cómo se estima este parámetro resulta clave para definir con más precisión lo que se considera como un bosque nativo.

#### *Palmares*

Las palmeras no son árboles, y los palmares no son bosques. En este sentido, es necesario analizar este aspecto en dos escalas (las palmeras como componentes dominantes del ecosistema o como elementos dentro de un bosque). Este grupo de plantas monocotiledóneas pertenecen al orden Arecales y tienen particularidades por las que se las excluye de la categoría de árboles, sobre todo por la ausencia de crecimiento secundario (Tomlinson 1962). Sin embargo, son componentes importantes dentro de muchos tipos forestales del bosque nativo (e.g., el Parque Chaqueño) (Lewis and Pire 1981; Lewis 1991). De acuerdo con la definición del INBN2, las palmeras entran como componentes inventariables del bosque nativo, y de acuerdo con algunas de las definiciones de la categoría de 'árbol', cumplen con dichos requisitos. En este sentido, la inclusión de este componente dentro de un bosque nativo no deja duda alguna de su incorporación (Balslev et al. 2016; Kahn 1986). Sin embargo, la altura dominante de muchos palmares varía significativamente de acuerdo con la especie y la región, pudiendo superar los 7 m y llevar a dobles interpretaciones, mientras que, en otras, rara vez alcanzan los 3-4 m (e.g., yatay o caranday). De la misma manera, la inclusión de las palmeras como componentes inventariables dentro de la definición de bosque nativo abre la posibilidad de incluir a otras plantas que, al igual que las palmeras, cumplen con los requisitos antes descritos (e.g., los helechos arborescentes [como *Cyathea atrovirens*, de la familia Cyatheaceae], que pueden superar los 5 m de altura) (Fontana et al. 2007), o los bambúes leñosos (e.g., *Guadua chacoensis*, de la familia Poaceae, que puede superar los 10-20 m de altura y llegar a 15 cm de diámetro en la Selva Misionera) (Suirezs et al. 2019). Cuando estos componentes crecen en comunidades puras, sin la presencia de

árboles, no deberían ser considerados como bosques, sino que serían palmares, cañaverales u otro tipo de formaciones vegetales.

### CONCEPTOS AUSENTES EN LA DEFINICIÓN DE BOSQUE NATIVO

Así como se consideraron varios conceptos polisémicos de la definición del INBN2 (SAyDS 2019), también se omitieron aspectos que requieren ser considerados. Estos aspectos podrían mejorar la estimación o la interpretación de las cuantificaciones del bosque nativo, incluyendo el punto de vista funcional (ver Anexo 1). Algunos de ellos se detallan a continuación.

#### *La naturaleza dinámica de los ecosistemas*

Como se dijo anteriormente al analizar los conceptos de ecosistema forestal natural y estados de desarrollo, las métricas de los rodales cambian en el corto plazo (e.g., estaciones del año) o en el mediano y largo plazo (e.g., etapas sucesionales), incluyendo al manejo forestal (e.g., raleos) o distintos disturbios (e.g., incendios, inundaciones, sequías). Por ejemplo, un rodal bajo manejo podría no ser incorporado dentro de la categoría de bosque nativo cuando la cobertura de copa sea <20% (e.g., cortas de regeneración) o cuando las especies involucradas en la regeneración no superen el límite mínimo de altura establecido o cuando requieren plantas nodrizas no arbóreas (e.g., arbustos) (Barchuk and Díaz 2000). Durante largos períodos de tiempo, estos rodales no entrarían en la categoría de bosque nativo y no estarían alcanzados por las legislaciones vigentes. Asimismo, podría ocurrir que un bosque no cumpla con los mínimos de cobertura establecidos durante la estación seca o invernal, pero sí durante la estación contrapuesta, cuando presenta el máximo de hojas. Los bosques son sistemas inelásticos, pero dentro del marco de un manejo sostenible, sus características suelen mantenerse inalterables (Brang 2001). La alternativa a esta disyuntiva es establecer límites temporales claros, como considerar la altura dominante a la madurez de las especies o la mayor cobertura posible durante las estaciones del año de las especies arbóreas del dosel superior.

#### *El bosque nativo como elemento dependiente del paisaje circundante y sus componentes*

Los bosques no son entidades aisladas, sino sistemas complejos y multifuncionales

(Chazdon et al. 2016; McElhinny et al. 2005). Algunas métricas empleadas en las definiciones (e.g., cobertura) y otras mensuradas en los inventarios (e.g., área basal) deberían incluir todos los componentes vegetales y no solo a los árboles. Las definiciones de bosque nativo hacen referencia a un sistema complejo que incluye factores bióticos y abióticos (e.g., animales, plantas, hongos, etc.) que forman parte de la estructura y el funcionamiento del bosque (e.g., procesos ecológicos que “otorgan al sistema una condición de equilibrio dinámico y que brindan diversos servicios ambientales a la sociedad”; artículo 2, Ley 26331/07). La resolución de COFEMA 230/12 (observación #1.1) establece que se deben incluir las “clases de vegetación no boscosas (leñosas, no leñosas o aún no vegetales) por interdependencia funcional con los bosques, directamente como áreas buffer o porque prestan funciones y servicios similares a los del bosque nativo”. En la práctica, es difícil cuantificar cada componente por separado (e.g., epífitas, lianas, cañas, palmeras, etc.), los que, al igual que el dosel arbóreo, tienen un papel importante en las funciones ecosistémicas (e.g., retención de precipitaciones o intercepción de luz). Una alternativa es definir qué cobertura mínima se incluirá, una altura de medición (e.g., 1 m del suelo) y la forma de medición, ya que generan gran variabilidad (e.g., la estimación visual o la proyección de las copas cambia con el operador, mientras que la fotografía hemisférica disminuye la subjetividad) (Chianucci 2020; Korhonen et al. 2006).

#### *La extensión mínima del parche*

La definición bajo análisis no establece un tamaño mínimo de parche para que un conjunto de árboles sea considerado como un

bosque nativo. La resolución de COFEMA 230/12, en la que se basa la definición del INBN2 (SAyDS 2019), establece un tamaño mínimo de 0.5 ha. Otras propuestas internacionales (CDB 1992; FAO 2000; UNFCCC 2002) definen parches entre 0.5 y 1 ha. Este es un aspecto importante de funcionalidad y mantenimiento de atributos (Gilbert 2009), ya que un árbol en solitario no puede ser considerado como un bosque (Brandt et al. 2020). La definición de un tamaño mínimo se basa en la resiliencia de los parches frente a agentes antrópicos (e.g., diferentes prácticas de manejo) o naturales (e.g., cambio climático o disturbios como el viento). También se ha considerado qué atributos del bosque maduro se mantienen en un determinado tamaño de parche, lo que influye en propuestas de manejo sostenible (Beese et al. 2003; Franklin et al. 1997; Martínez Pastur et al. 2019). El valor de conservación y de provisión de servicios ecosistémicos de un parche determina si se lo puede considerar como un bosque nativo. Por ello, al momento de definir el tamaño mínimo de parche es clave incluir estimadores de biodiversidad, servicios ecosistémicos y funcionalidad.

#### *El paisaje circundante y la conectividad de los parches*

La ecología del paisaje puso en evidencia la necesidad de una visión integradora de los múltiples procesos involucrados en los bosques nativos, ya que el entorno actúa a diferentes escalas espaciales y temporales (Peri et al. 2021a,b). Por ejemplo, es diferente el valor de un parche aislado en una matriz agrícola que en un paisaje donde predomina el bosque nativo (Figura 3). El principal factor es la conectividad, que junto al grado de exposición (tamaño y forma) y la distancia



**Figura 3.** Ejemplo de parches aislados y conectividad dentro de una matriz de bosque en el paisaje. A) Parches aislados (0.9 ha) en una matriz agropecuaria sin conectividad con el bosque nativo (Tostado, Santa Fe). B) Parches aislados (0.5 ha) en una matriz agropecuaria y de bosque nativo sin conectividad (Fraga, San Luis). C) Parches aislados (0.5 ha) con conectividad de la matriz de bosque nativo (Río Turbio, Santa Cruz). Los círculos son de 500 m de radio.

**Figure 3.** Example of isolated patches and connectivity within the forest matrix in the landscape. A) Isolated patches (0.9 ha) in an agricultural matrix without connectivity with the native forest (Tostado, Santa Fe). B) Isolated patches (0.5 ha) in an agricultural and native forest matrix without connectivity (Fraga, San Luis). C) Isolated patches (0.5 ha) with native forest matrix connectivity (Río Turbio, Santa Cruz). The circles are 500 m in radius.

al bosque (e.g., reservas a mediana escala o escala regional) determinan la capacidad de un paisaje para mantener sus funciones ecosistémicas (Angelstam et al. 2021; Piquer Rodríguez et al. 2015; Rosas et al. 2022; Saura et al. 2011; Zeller et al. 2020). La fragmentación del paisaje puede ser más importante que el tamaño del parche, y puede influir sobre el mantenimiento de la biodiversidad a mayores escalas (Grau 2022). Es preciso establecer una distancia mínima entre parches y una integridad mínima del paisaje que permita sostener procesos ecosistémicos compatibles con un bosque. Esto evitaría que a los parches pequeños y aislados se los considere como un bosque en su conjunto, siendo necesaria una matriz circundante con determinadas funciones ecológicas (Figura 3).

#### *Grado de alteración de los componentes originales del bosque nativo*

El manejo forestal cambia los procesos ecológicos del bosque nativo en beneficio de los servicios ecosistémicos monetarios (Martínez Pastur et al. 2013). Otros servicios se revalorizaron recientemente (e.g., forest carbon management [Ameray et al. 2021; Birdsey et al. 2006]), por lo que algunas definiciones incluyen el grado de transformación como parámetro. Por ejemplo, los valores de conservación y servicios ecosistémicos difieren de manera sustancial entre un bosque nativo y un bosque con un alto grado de transformación (Martínez Pastur et al. 2020; Peri et al. 2022; Staiano et al. 2021). Se requiere establecer el grado de alteración de la estructura forestal o del sotobosque que un bosque nativo bajo manejo intensivo puede recibir sin perder los atributos necesarios, y pasar a ser considerado una plantación (bosque implantado) o un bosque cultivado. Algunas definiciones establecen grados mínimos de alteración, como aquellas descritas en el INBN (SAyDS 2005), o la necesidad de contar con varios estratos forestales y una alta proporción de sotobosque original (FAO 2000; UNFCCC 2002). El Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB 1992) define que un conjunto de árboles es considerado como bosque cuando no está bajo una agricultura intensa u otro uso no forestal. Bajo altas intensidades de manejo, los bosques pierden funcionalidades y resiliencia ecológica (e.g., Martínez Pastur et al. 2021; Peri et al. 2017). Finalmente, se necesita definir un límite máximo espacial y temporal para el caso de bosques nativos invadidos por especies forestales exóticas (Gavier Pizarro et

al. 2012; Lichstein et al. 2004; Liebhold et al. 2017; Malizia et al. 2017) y determinar cuándo dejarían de ser considerados como bosques nativos o determinar cómo se categoriza un bosque cuando incluye especies exóticas naturalizadas (bosques *de novo*) (Frangi et al. 2015).

#### *Usos actuales y potenciales del bosque nativo*

El INBN (SAyDS 2005) establecía que los bosques nativos inventariables deberían considerar las "condiciones de accesibilidad total o parcial que permiten suponer un valor de uso potencial", o las restricciones de uso de la Ley 26331/07 (artículo 2) en referencia a pequeños productores o comunidades indígenas. En este sentido, no todos los bosques nativos podrían ser considerados como tales, siendo una definición ambigua que puede cambiar con el tiempo; por ejemplo, los bosques de *Nothofagus pumilio* bajo aprovechamiento actual eran considerados no productivos en el pasado por inaccesibilidad o por baja calidad de sitio (Gea et al. 2004). Esto también se refleja en el ordenamiento territorial de los bosques nativos (OTBN) en el marco de la Ley 26331/07, en la que algunos parques nacionales fueron categorizados con la máxima protección, mientras que otros se excluyeron de dichas coberturas (Martinuzzi et al. 2021). Es necesario aclarar si los usos actuales y potenciales deben (o no) ser incorporados como variable de elegibilidad.

#### *Restauración activa en áreas impactadas y plantaciones con especies nativas*

Cuando un bosque nativo pierde los atributos para ser considerado como tal (e.g., pérdida de cobertura) debido a cambios en el uso del suelo (e.g., agricultura) o a eventos catastróficos (e.g., incendios), podría ser objeto de acciones de restauración pasiva (cuando la resiliencia de los ecosistemas lo permite) o activa (cuando se superaron los umbrales de resiliencia) (Peri et al. 2022). Estas últimas se realizan mediante plantaciones, que en la mayoría de los casos buscan generar condiciones de rodal que favorezcan la recuperación pasiva de otros componentes perdidos y funciones asociadas. Estas plantaciones no difieren técnicamente de aquellas realizadas con otros fines (e.g., comerciales, estéticos o ambientales) (de Jong et al. 2021; Erbaugh et al. 2020). En este contexto, es esencial diferenciar entre las especies nativas, las exóticas o naturalizadas y el marco histórico considerado (e.g., los

romanos introdujeron árboles de *Castanea sativa* a lo largo del imperio, convirtiéndose luego en bosques naturales) (Conedera et al. 2004). Se hace necesario distinguir qué especies y áreas de distribución son aplicables a los conceptos que se incluyen en la definición de bosque nativo, y bajo qué circunstancias y criterios se deben considerar como otra categoría (e.g., plantaciones) (Chazdon et al. 2016).

### LA NECESIDAD DE UNA DEFINICIÓN MÁS PRECISA DE BOSQUE NATIVO

De acuerdo con el análisis realizado sobre los conceptos presentes y ausentes en la definición del bosque nativo establecida durante el INBN2 (SAyDS 2019), consideramos necesario un mayor detalle en la definición de bosque nativo para 1) evitar diferentes interpretaciones cuando se aplique a distintas escalas (nivel nacional o provincial) o ámbitos (e.g., foros internacionales), 2) asegurar las funciones ecosistémicas propias de un ecosistema boscoso natural con determinados niveles de conservación de la biodiversidad autóctona, 3) establecer los límites que diferencian los ecosistemas naturales de los seminaturales, artificiales o manejados intensivamente, 4) considerar un marco conceptual preciso acorde a las políticas institucionales actuales, y 5) incluir el conocimiento científico-técnico disponible, así como la factibilidad de implementación a campo y gabinete con las capacidades humanas y tecnológicas de las instituciones involucradas en los procesos de gestión y control (Magdon et al. 2014).

En este marco, se sugiere la siguiente definición de bosque nativo y las consideraciones a tener en cuenta: “Son aquellos ecosistemas naturales o seminaturales dominados por árboles<sup>1</sup> de especies nativas<sup>2</sup>, pudiendo presentar diferentes grados de alteración (natural o antrópica), y que cumplen con los siguientes requisitos: a) una cobertura de árboles y otros componentes no arbóreos dentro del rodal que generan su influencia en el dosel (e.g., palmeras, lianas, epífitas) no menor al 20% durante el período de mayor actividad biológica de la temporada de crecimiento<sup>3</sup>, debiendo provenir en su mayoría de componentes vivos arbóreos<sup>4</sup>; b) una superficie de parche<sup>5</sup> mayor a 0.5 ha de ocupación continua distante a <500 m del siguiente parche o masa de bosque nativo<sup>6</sup>; c) una cobertura de bosque nativo >5% en el paisaje circundante<sup>7</sup> (un área de 2 km de radio

para cada parche considerado), y d) que en el caso que se encuentren bajo usos productivos, existan usos forestales (madereros o de productos forestales no madereros)<sup>8</sup> a lo largo de su ciclo de vida”. Las apostillas de las palabras o conceptos señalados con superíndices pueden consultarse en el Material Suplementario 2.

### ¿CUÁL ES EL IMPACTO POTENCIAL DE ESTA DEFINICIÓN?

Esta definición de bosque nativo difiere de la original del INBN2 (SAyDS 2019) en que se incluye un tamaño de parche mínimo con una determinada conectividad y es considera la composición del paisaje circundante. Asimismo, define mejor la cobertura, pero no establece las formas de medición, que se deben acordar en una discusión más amplia para lograr mediciones comparables de acuerdo con lo mencionado antes (e.g., se debe definir una altura y forma de medición de la cobertura, si se incluye al dosel dominante, secundario o del sotobosque). Por otra parte, la nueva definición de bosque nativo establece una mayor altura dominante de los árboles para poder diferenciarlos mejor de matorrales y de otras comunidades vegetales leñosas, e incluye el concepto de ecosistemas dinámicos al considerar la madurez de los individuos como indicador del potencial del sitio, permitiendo incluir como bosque nativo a aquellos rodales en regeneración o limitados por determinadas prácticas de manejo (e.g., extracción de leña o podas).

La definición incluye a todos los bosques nativos, independientemente de la jurisdicción donde se encuentren, siempre que cumplan con la definición propuesta. Asimismo, la nueva definición incluye a aquellos bosques nativos con diferente grado de manejo (e.g., forestal o silvopastoril), estableciendo como límite de exclusión a aquellos rodales que presentan cambios en la dinámica natural del ecosistema; por ejemplo, limitando la posibilidad de la regeneración natural, dejando solo árboles remanentes como elementos aislados en el paisaje o reduciendo los componentes naturales sin un uso forestal de los mismos. Esta nueva definición de bosque nativo integra a los componentes no arbóreos dentro de la definición, pero deja de lado a aquellas comunidades vegetales sin la presencia de componentes arbóreos (e.g., palmares, cañaverales o helechos gigantes), e intenta diferenciarse de matorrales. Por otra

parte, propone diferenciar a aquellos parches o rodales con manejo intensivo que perdieron parte de las características mínimas necesarias para ser considerados como un bosque nativo en su conjunto. La estrategia política actual, tanto a nivel nacional como provincial, se basó en ampliar el alcance del concepto de bosque nativo (e.g., eliminar tamaños de parche, bajar la altura de los componentes leñosos e incluir a componentes no arbóreos), determinando una mayor superficie y tipos de ecosistemas naturales. Sin embargo, esta estrategia presenta inconsistencias que hacen no comparables los resultados obtenidos, lo cual genera contradicciones para implementar políticas públicas asociadas. Las legislaciones nacionales y provinciales deberían generar instrumentos específicos que cubran a estos ecosistemas particulares (e.g., palmares y matorrales).

Esta definición también intenta limitar la implementación de prácticas de manejo intensivas que ponen en riesgo la sostenibilidad de los bosques nativos, muchas de las cuales son aceptadas en la actualidad como alternativas a ser implementadas en el marco de las regulaciones vigentes. Con esta definición se intenta establecer límites más claros al respecto (e.g., tamaños de parche y grado de fragmentación del paisaje). Sin embargo, mediante esta definición no se pretende desconocer la importancia ecológica y funcional de los árboles nativos que no quedan alcanzados por la presente definición (e.g., tal como lo establece Brandt et al. 2020).

Finalmente, esta definición excluye a aquellos bosques en los que las especies exóticas presentan una dominancia mayor respecto de las especies nativas, incluyendo a las plantaciones de especies exóticas y a las de especies nativas que fueron implantadas fuera de su rango de distribución natural. Sin embargo, esta definición incluye a todas las prácticas de restauración de especies nativas dentro de su rango de distribución que hayan cubierto los requerimientos establecidos de métricas de rodal (e.g., cobertura), e integración en el paisaje.

Definir los alcances de las definiciones es de vital importancia para establecer puntos de comparación entre diferentes ejecutores de políticas o usuarios, evitando que se generen conflictos o malas interpretaciones de los alcances del objeto bajo análisis. La Real Academia Española (RAE) sostiene que definir un concepto es fijar con claridad,

exactitud y precisión el significado de una palabra o la naturaleza de una persona o cosa. El bosque nativo es un componente ecológico de vital importancia dentro del vasto territorio argentino, con profundas raíces culturales y sociales, y que genera imaginarios con implicancias socio-ecológicas (Latterra et al. 2021). En este sentido, es necesario dejar establecidos con claridad los alcances de estas definiciones —incluyendo al bosque nativo—, incorporando los conceptos del conocimiento científico y cultural actual (e.g., diferencias entre un bosque y un grupo de árboles aislados o un matorral), y que pueden generar consecuencias no deseables en su implementación (e.g., confusión de conceptos que alteran los alcances de otras legislaciones y objetos de estudio).

### DESAFÍOS DE LA IMPLEMENTACIÓN DE LA DEFINICIÓN PROPUESTA

Los principales desafíos para implementar la definición de bosque nativo propuesta deben ser analizados a escalas espacio-temporales diferentes: a) a escala del paisaje, y b) a escala de rodal. Los avances en los análisis de sensores remotos (pasivos y activos) han permitido generar herramientas efectivas para implementar la presente definición en una amplia gama de condiciones naturales, en particular, a escala de paisaje (e.g., bosques de alta cobertura y altura dominante del dosel). Sin embargo, estas herramientas basadas en sensores remotos válidas a escala de paisaje pueden generar incertidumbres en determinadas condiciones a la escala de rodal, siendo necesarios chequeos específicos de campo para incluir o excluir determinadas formaciones leñosas dentro de la definición propuesta: 1) bosques con alto grado de alteración (natural o antrópica), 2) comunidades vegetales con predominancia de especies no arbóreas de gran porte, 3) plantaciones y cultivos leñosos, o 4) bosques con elevado grado de invasión de especies forestales exóticas. A una escala de rodal, los principales desafíos se relacionan con la determinación de la cobertura —sobre todo en ecosistemas complejos (e.g., altura de medición)— y en la altura dominante, y se debe especificar la forma de medición (e.g., los 20 árboles más altos por hectárea indistintamente de la especie arbórea) o determinar la altura dominante a la madurez de los ecosistemas boscosos bajo análisis, incluyendo las alteraciones temporales generadas por las diferentes alternativas de manejo.

## REFERENCIAS

- Allaby, M. 1998. A dictionary of plant sciences. Oxford University Press, Oxford, Inglaterra. Pp. 508.
- Ameray, A., Y. Bergeron, O. Valeria, M. Montoro Girona, and X. Cavad. 2021. Forest carbon management: A review of silvicultural practices and management strategies across boreal, temperate and tropical forests. *Curr For Rep* 7: 245-266. <https://doi.org/10.1007/s40725-021-00151-w>.
- Angelstam, P., C. Albuлесcu, O. Andrianambinina, R. Aszalós, E. Borovichev, W. Cano Cardona, et al. 2021. Frontiers of protected areas versus forest exploitation: Assessing habitat network functionality in 16 case study regions globally. *Ambio* 50:2286-2310. <https://doi.org/10.1007/s13280-021-01628-5>.
- Angermeier, P. L. 2000. The natural imperative for biological conservation. *Conserv Biol* 14(2):373-381. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.98362.x>.
- Aragón, R., and J. M. Morales. 2003. Species composition and invasion in NW Argentinian secondary forests: Effects of land use history, environment and landscape. *J Veg Sci* 14:195-204. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2003.tb02144.x>.
- Arturi, M. F., H. R. Grau, P. G. Aceñolaza, and A. D. Brown. 1998. Estructura y sucesión en bosques montanos del noroeste de Argentina. *Rev Biol Trop* 46(3):525-532. <https://doi.org/10.15517/rbt.v46i3.19721>.
- Bailey, J. 1999. The Penguin dictionary of plant sciences. Penguin Books, London, Inglaterra. Pp. 504.
- Balslev, H., R. Bernal, and M. F. Fay. 2016. Palms: Emblems of tropical forests. *Bot J Linnean Soc* 182(2):195-200. <https://doi.org/10.1111/boj.12465>.
- Barchuk, A. H., and M. P. Díaz. 2000. Vigor de crecimiento y supervivencia de plantaciones de *Aspidosperma quebracho-blanco* y de *Prosopis chilensis* en el Chaco árido. *Quebracho* 8:17-29.
- Barros, S. 2010. El género *Prosopis*, valioso recurso forestal de las zonas áridas y semiáridas de América, Asia y África. *Ciencia e Inv For* 16:91-127. <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2010.340>.
- Barthélémy, D., and Y. Caraglio. 2007. Plant architecture: A dynamic, multilevel and comprehensive approach to plant form, structure and ontogeny. *Ann Bot* 99:375-407. <https://doi.org/10.1093/aob/mcl260>.
- Beese, W. J., B. G. Dunsworth, K. Zielke, and B. Bancroft. 2003. Maintaining attributes of old-growth forests in coastal BC through variable retention. *For Chron* 79(3):570-578. <https://doi.org/10.5558/tfc79570-3>.
- Bernier, B. Y., D. Paré, G. Stinson, S. Bridge, B. Kishchuk, T. Lemprière, E. Thiffault, B. Titus, and W. Vasbinder. 2016. Moving beyond the concept of "primary forest" as a metric of forest environment quality. *Ecol Appl* 27(2):349-354. <https://doi.org/10.1002/eap.1477>.
- Birdsey, R., K. Pregitzer, and A. Lucier. 2006. Forest carbon management in the United States: 1600-2100. *J Environ Qual* 35(4):1461-1469. <https://doi.org/10.2134/jeq2005.0162>.
- Bontemps, J. D., and O. Bouriaud. 2014. Predictive approaches to forest site productivity: Recent trends, challenges and future perspectives. *Forestry* 87(1):109-128. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpt034>.
- Brandt, M., C. Tucker, A. Kariryaa, K. Rasmussen, C. Abel, J. Small, J. Chave, L. Vang Rasmussen, et al. 2020. An unexpectedly large count of trees in the West African Sahara and Sahel. *Nature* 587:78-82. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2824-5>.
- Brang, P. 2001. Resistance and elasticity: Promising concepts for the management of protection forests in the European Alps. *For Ecol Manage* 145(1-2):107-119. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00578-8](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00578-8).
- Carilla, J., and R. Grau. 2011. Tendencias sucesionales de los bosques montanos subtropicales del noroeste argentino. *Bosque* 32(2):97-111. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002011000200001>.
- Chapin III, F. S., S. T. Pickett, M. E. Power, R. B. Jackson, D. Carter, and C. Duke. 2011. Earth stewardship: A strategy for social-ecological transformation to reverse planetary degradation. *J Environ Stud Sci* 1:44-53. <https://doi.org/10.1007/s13412-011-0010-7>.
- Chazdon, R. L., P. Brancalion, L. Laestadius, A. Bennett-Curry, K. Buckingham, C. Kumar, J. Moll-Rocek, I. Guimaraes Vieira, and S. Wilson. 2016. When is a forest a forest? Forest concepts and definitions in the era of forest and landscape restoration. *Ambio* 45:538-550. <https://doi.org/10.1007/s13280-016-0772-y>.
- Chianucci, F. 2020. An overview of in situ digital canopy photography in forestry. *Can J For Res* 50(3):227-242. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2019-0055>.
- Chokkalingam, U., and W. de Jong. 2001. Secondary forest: A working definition and typology. *Int For Rev* 3(1):19-26.
- Conedera, M., M. C. Manetti, F. Giudici, and E. Amorini. 2004. Distribution and economic potential of the sweet chestnut (*Castanea sativa* Mill.) in Europe. *Ecol Mediterranea* 30(2):179-193. <https://doi.org/10.3406/ecmed.2004.1458>.
- Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB). 1992. URL: [cbd.int/convention/articles/?a=cdb-02](http://cbd.int/convention/articles/?a=cdb-02).
- Cotroneo, S. M., E. Jacobo, and M. M. Brassiolo. 2021. Degradation processes and adaptive strategies in communal forests of Argentine dry Chaco: Integrating stakeholder knowledge and perceptions. *Ecosyst People* 17(1):507-522. <https://doi.org/10.1080/26395916.2021.1972042>.
- Crouzeilles, R., M. Curran, M. Ferreira, D. Lindenmayer, C. Grelle, and J. M. Rey Benayas. 2016. A global meta-analysis on the ecological drivers of forest restoration success. *Nat Commun* 7:e11666. <https://doi.org/10.1038/ncomms11666>.
- Crystal, D. 1997. The Cambridge Encyclopedia. Cambridge University Press, Cambridge, Inglaterra. Pp. 1303.
- Daily, G. C., S. Polasky, J. Goldstein, P. Kareiva, H. Mooney, L. Pejchar, T. Ricketts, J. Salzman, and R. Shallenberger. 2009. Ecosystem services in decision making: Time to deliver. *Fron Ecol Environ* 7(1):21-28. <https://doi.org/10.1890/080025>.

- de Jong, W., J. Liu, and H. Long. 2021. The forest restoration frontier. *Ambio* 50:2224-2237. <https://doi.org/10.1007/s13280-021-01614-x>.
- de Marzo, T., D. Pflugmacher, M. Baumann, E. Lambin, I. Gasparri, and T. Kuemmerle. 2021. Characterizing forest disturbances across the Argentine dry Chaco based on Landsat time series. *Int J Appl Earth Obs Geoinf* 98:e102310. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2021.102310>.
- de Marzo, T., I. Gasparri, E. Lambin, and T. Kuemmerle. 2022. Agents of forest disturbance in the Argentine dry Chaco. *Rem Sens* 14(7):e1758. <https://doi.org/10.3390/rs14071758>.
- Delijska, B., and P. Manoilov. 2004. Elsevier's dictionary of forestry. Elsevier, Amsterdam, Holanda. Pp. 1051.
- Donoso Zegers, C., L. Steinke, and A. Premoli. 2006. *Nothofagus antarctica* (G. Forster) Oerst. Pp. 401-410 *en* C. Donoso Zegers (ed.). Las especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina: Autoecología. Marisa Cuneo Ed., Valdivia, Chile.
- Erbaugh, J. T., N. Pradhan, J. Adams, A. Oldekop, A. Agrawal, D. Brockington, R. Pritchard, and A. Chatre. 2020. Global forest restoration and the importance of prioritizing local communities. *Nat Ecol Evol* 4:1472-1476. <https://doi.org/10.1038/s41559-020-01282-2>.
- Farley, J. 2012. Ecosystem services: The economics debate. *Ecosyst Ser* 1(1):40-49. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.002>.
- Ferraina, A., G. Baldi, D. de Abelleira, J. Grosfeld, and S. Verón. 2022. An insight into the patterns and controls of the structure of South American Chaco woodlands. *Land Deg Dev* 33(5):723-738. <https://doi.org/10.1002/ldr.4186>.
- Fontana, J. L., M. E. Rodríguez, A. E. Cardozo, and D. Iriarte. 2007. Confirmación de la presencia de *Cyathea atrovirens* (Cyatheaceae) en la provincia de Corrientes, Argentina. *Bol Soc Argent Bot* 42(3-4):325-327. <https://doi.org/10.15560/11.4.1701>.
- Food and Agriculture Organization (FAO). 1998. The Global Forest Resources Assessment 2000 (FRA 2000): Terms and definitions. FRA Working Paper 1. FAO Forestry Department, Rome, Italia.
- Food and Agriculture Organization (FAO). 2000. Comparison of forest area and forest area change estimates derived from FRA 1990 and FRA 2000. Forest Resources Assessment Working Paper 59. FAO Forestry Department, Rome, Italia.
- Food and Agriculture Organization (FAO). 2004. Global Forest Resources Assessment update 2005 (FRA 2005): Terms and definitions. FRA Working Paper 83/E. FAO Forestry Department, Rome, Italia. Pp. 34.
- Ford Robertson, F. C. 1971. Terminology of forest science, technology practice and products. Society of American Foresters, Washington, Estados Unidos. Pp. 349.
- Frangi, J. L., C. Pérez, R. Martiarena, M. Pinazo, G. Martínez Pastur, A. D. Brown, P. L. Peri, and D. Ceballos. 2015. Aspectos ecológicos y ambientales de los bosques nativos y plantaciones forestales en la Argentina: Una visión panorámica y conceptual. Pp. 365-432 *en* R. R. Casas (ed.). El deterioro del suelo y el ambiente en Argentina. Tomo 1, Parte 4. Ed. FECIC, Buenos Aires, Argentina.
- Franklin, J. F., D. Berg, D. Thornburgh, and J. C. Tappeiner. 1997. Alternative silvicultural approaches to timber harvesting: Variable retention harvest systems. Pp. 111-139 *en* K. A. Kohn and J. F. Franklin (eds.). Creating a forestry for the 21st century: The science of ecosystem management. Island Press, Washington, Estados Unidos.
- Gavier Pizarro, G., T. Kuemmerle, L. Hoyos, S. Stewart, C. Huebner, N. Keuler, and V. C. Radeloff. 2012. Monitoring the invasion of an exotic tree (*Ligustrum lucidum*) from 1983 to 2006 with Landsat TM/ETM + satellite data and Support Vector Machines in Córdoba, Argentina. *Rem Sens Environ* 122:134-145. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.09.023>.
- Gea, G., G. Martínez Pastur, J. M. Cellini, and M. V. Lencinas. 2004. Forty years of silvicultural management in southern *Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser primary forests. *For Ecol Manage* 201(2-3):335-347. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.07.015>.
- Gilbert, N. 2009. Forest definition comes under fire. *Nature* (2009). <https://doi.org/10.1038/news.2009.842>.
- Gómez, C. A., S. M. Kees, and C. C. Ferrari Usandizaga. 2018. Manejo de la regeneración natural de "algarrobo" (*Prosopis* spp.) en el Chaco húmedo argentino. Actas del IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles. Villa La Angostura, 31 octubre al 2 noviembre.
- Grainger, A. 2008. Difficulties in tracking the long-term global trend in tropical forest area. *PNAS* 105:818-823. <https://doi.org/10.1073/pnas.0703015105>.
- Grau, H. R., M. E. Hernández, J. Gutiérrez, I. Gasparri, M. C. Casavecchia, E. Flores-Ivaldi, and L. Paolini. 2008. A peri-urban neotropical forest transition and its consequences for environmental services. *Ecol Soc* 13(1):e35. <https://doi.org/10.5751/ES-02434-130135>.
- Grau, H. R. 2022. Contra el consenso: Hallazgos que amenazan fundamentos del eco-alarmismo. *Ecol Austral* 32:33-44. <https://doi.org/10.25260/EA.22.32.1.0.1782>.
- Gschwantner, T., K. Schadauer, C. Vidal, A. Lanz, E. Tomppo, L. di Cosmo, N. Robert, D. Englert Duursma, and M. Lawrence. 2009. Common tree definitions for national forest inventories in Europe. *Silva Fenn* 43(2):303-321. <https://doi.org/10.14214/sf.463>.
- Hansen, M. C., S. V. Stehman, and P. V. Potapov. 2010. Quantification of global gross forest cover loss. *PNAS* 107(19): 8650-8655. <https://doi.org/10.1073/pnas.0912668107>.
- Hartley, M. J., and M. L. Hunter. 1998. A meta-analysis of forest cover, edge effects, and artificial nest predation rates. *Conserv Biol* 12(2):465-469. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1998.96373.x>.
- Helms, J. A. 1998. The dictionary of forestry. CAB International: The Society of American Foresters, Wallingford, Inglaterra. Pp. 210.

- Holmgren, P., and R. Persson. 2002. Evolution and prospects of global forest assessments. Global forest assessments move towards the goal of addressing a full range of benefits from forests and tree resources. *Unasylva* 53:3-9.
- Jiménez, A., J. Gabriel, and M. Tapia. 2017. *Ecología Forestal: Una mirada desde la UNESUM*. Grupo COMPAS, Universidad Estatal del Sur de Manabí, Jipijapa, Ecuador. Pp. 141.
- Kahn, F. 1986. Life forms of Amazonian palms in relation to forest structure and dynamics. *Biotropica* 18(3):214-218. <https://doi.org/10.2307/2388487>.
- Korhonen, L., K. T. Korhonen, M. Rautiainen, and P. Stenberg. 2006. Estimation of forest canopy cover: A comparison of field measurement techniques. *Silva Fenn* 40(4):577-588. <https://doi.org/10.14214/sf.315>.
- Larjavaara, M. 2015. Trees and shrubs differ biomechanically. *Trends Ecol Evol* 30(9):499-500. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.07.007>.
- Lattera, P., L. Nahuelhual, M. Gluch, P. L. Peri, and G. Martínez Pastur. 2021. Imaginaries, transformations and resistances in Patagonian territories from a socio-ecological perspective. Pp. 397-427 *en* P.L. Peri, L. Nahuelhual and G. Martínez Pastur (eds.). *Ecosystem services in Patagonia: A Multi-criteria approach for an integrated assessment*. Capítulo 19. Springer Nature: Natural and Social Sciences of Patagonia, Cham, Suiza. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-69166-0\\_19](https://doi.org/10.1007/978-3-030-69166-0_19).
- Lechner, A. M., G. Foody, and D. Boyd. 2020. Applications in remote sensing to forest ecology and management. *One Earth* 2(5):405-412. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.05.001>.
- Lewis, J. P., and E. F. Pire. 1981. *Reseña sobre la vegetación del Chaco santafesino*. Instituto de Botánica Agrícola, Centro Nacional de Investigaciones Agropecuarias, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Buenos Aires, Argentina. Pp. 42.
- Lewis, J. P. 1991. Three levels of floristical variation in the forests of Chaco. *J Veg Sci* 2:125-130. <https://doi.org/10.2307/3235905>.
- Lichstein, J. W., H. R. Grau, and R. Aragón. 2004. Recruitment limitation in secondary forests dominated by an exotic tree. *J Veg Sci* 15(6):721-728. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2004.tb02314.x>.
- Liebold, A. M., E. G. Brockerhoff, S. Kalisz, M. Nuñez, D. Wardle, and M. Wingfield. 2017. Biological invasions in forest ecosystems. *Biol Inv* 19:3437-3458. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1458-5>.
- Lindenmayer, D. 2009. Old forest, new perspectives-insights from the mountain ash forests of the central highlands of Victoria, south-eastern Australia. *For Ecol Manage* 258(4):357-365. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.049>.
- Lindenmayer, D., J. F. Franklin, A. Löhmus, S. Baker, J. Bauhus, W. Beese, A. Brodie, B. Kiehl, J. Kouki, et al. 2012. A major shift to the retention approach for forestry can help resolve some global forest sustainability issues. *Conserv Let* 5(6):421-431. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2012.00257.x>.
- Loreti, F., and P. Pisani. 1990. Structural manipulation for improved performance in woody plants. *Hortscience* 25(1): 64-70. <https://doi.org/10.21273/HORTSCI.25.1.64>.
- Lund, H. G. 2002. When is a forest not a forest? *J For* 100(8):21-28. <https://doi.org/10.1093/jof/100.8.21>.
- Lund, H. G. 2014a. What is a forest? Definitions do make a difference: An example from Turkey. *Eurascience J* 2(1): 1-8.
- Lund, H. G. 2014b. Definitions of agroforestry, farm forestry, forest health, sustainable forest management, urban forests, grassland, pasture, rangeland, cropland, agricultural land, shrubland, and wetlands and related terms. Forest Information Services, Gainesville, USA.
- Ma, M., T. Haapanen, R. B. Singh, and R. Hietala. 2014. Integrating ecological restoration into CDM forestry projects. *Environ Sci Pol* 38:143-153. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2013.11.008>.
- Magdon, P., Ch. Fischer, H. Fuchs, and Ch. Kleinn. 2014. Translating criteria of international forest definitions into remote sensing image analysis. *Rem Sen Environ* 149:252-262. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.03.033>.
- Magliano, P. N., W. Whitworth-Hulse, E. L. Florio, E. Aguirre, and L. Blanco. 2019. Interception loss, throughfall and stemflow by *Larrea divaricata*: The role of rainfall characteristics and plant morphological attributes. *Ecol Res* 34(6): 753-764. <https://doi.org/10.1111/1440-1703.12036>.
- Malizia, A., O. Osinaga Acosta, P. A. Powell, and R. Aragón. 2017. Invasion of *Ligustrum lucidum* (Oleaceae) in subtropical secondary forests of NW Argentina: Declining growth rates of abundant native tree species. *J Veg Sci* 28:1240-1249. <https://doi.org/10.1111/jvs.12572>.
- Martínez Pastur, G., P. L. Peri, R. Vukasovic, S. Vaccaro, and V. Piriz Carrillo. 1997. Site index equation for *Nothofagus pumilio* Patagonian forests. *Phyton* 6(1/2):55-60.
- Martínez Pastur, G., P. L. Peri, J. M. Cellini, M. V. Lencinas, M. D. Barrera, and H. Ivancich. 2011. Canopy structure analysis for estimating forest regeneration dynamics and growth in *Nothofagus pumilio* forests. *Ann For Sci* 68:587-594. <https://doi.org/10.1007/s13595-011-0059-1>.
- Martínez Pastur, G., P. L. Peri, M. V. Lencinas, J. M. Cellini, M. D. Barrera, R. Soler, H. Ivancich, L. Mestre, A. Moretto, C. Anderson, and F. Pulido. 2013. La producción forestal y la conservación de la biodiversidad en los bosques de *Nothofagus* en Tierra del Fuego y Patagonia Sur. Pp. 155-179 *en* P. Donoso and A. Promis (eds.). *Silvicultura en bosques nativos: Avances en la investigación en Chile, Argentina y Nueva Zelanda*. Capítulo 8. Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile.
- Martínez Pastur, G., J. M. Cellini, M. D. Barrera, M. V. Lencinas, R. Soler, and P. L. Peri. 2017. Influencia de factores bióticos y abióticos en el crecimiento de la regeneración pre- y post-cosecha en un bosque de *Nothofagus pumilio*. *Bosque* 38(2):247-257. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002017000200003>.
- Martínez Pastur, G., Y. M. Rosas, M. Toro Manríquez, A. Huertas Herrera, J. Miller, J. M. Cellini, M. D. Barrera, P. L.

- Peri, and M. V. Lencinas. 2019. Knowledge arising from long-term research of variable retention harvesting in Tierra del Fuego: Where do we go from here? *Ecol Proc* 8:e24. <https://doi.org/10.1186/s13717-019-0177-5>.
- Martínez Pastur, G., T. Schlichter, S. Matteucci, J. Gowda, A. Huertas Herrera, M. Toro Manríquez, M. V. Lencinas, J. M. Cellini, and P. L. Peri. 2020. Synergies and trade-offs of national conservation policy and agro-forestry management over forest loss in Argentina during the last decade. Pp. 135-155 *en* Lorenzo, C. (ed.) *Latin America in times of global environmental change*. The Latin American studies book series. Ed. Springer, Cham, Suiza. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-24254-1\\_9](https://doi.org/10.1007/978-3-030-24254-1_9).
- Martínez Pastur, G., Y. M. Rosas, J. Chaves, J. M. Cellini, M. D. Barrera, S. Favoretti, M. V. Lencinas, and P. L. Peri. 2021. Changes in forest structure values along the natural cycle and different management strategies in *Nothofagus antarctica* forests. For *Ecol Manage* 486:e118973. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.118973>.
- Martinuzzi, S., V. C. Radeloff, G. Martínez Pastur, Y. M. Rosas, L. Lizarraga, N. Politi, L. Rivera, et al. 2021. Informing forest conservation planning with detailed human footprint data for Argentina. *Global Ecol Conserv* 31:e01787. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01787>.
- Matteucci, S., G. Martínez Pastur, M. V. Lencinas, A. Rovere, M. Amoroso, I. Barberis, J. Vesprini, L. Galetto, C. Torres, P. Villagra, L. Malizia, C. Blundo, N. Politi, and P. L. Peri. 2021. Breve descripción de las regiones forestales de la Argentina. Pp. 48-77 *en* P. L. Peri, G. Martínez Pastur and T. Schlichter (eds.). *Uso sustentable del bosque: Aportes desde la silvicultura argentina*. Capítulo 2. Ed. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación Argentina, Buenos Aires, Argentina.
- McElhinny, C., P. Gibbons, C. Brack, and J. Bauhus. 2005. Forest and woodland stand structural complexity: Its definition and measurement. For *Ecol Manage* 218:1-24. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.08.034>.
- Messier, C., K. Puettmann, R. Chazdon, K. Andersson, V. Angers, L. Brotons, E. Filotas, R. Tittler, L. Parrott, and S. Levin. 2015. From management to stewardship: Viewing forests as complex adaptive systems in an uncertain world. *Conserv Let* 8:368-377. <https://doi.org/10.1111/conl.12156>.
- Mestre, L., M. Toro Manríquez, R. Soler, A. Huertas Herrera, G. Martínez Pastur, and M. V. Lencinas. 2017. The influence of canopy-layer composition on understory plant diversity in southern temperate forests. For *Ecosyst* 4:e6. <https://doi.org/10.1186/s40663-017-0093-z>.
- Pecchi, M., M. Marchi, V. Burton, F. Giannetti, M. Moriondo, I. Bernetti, M. Bindi, and G. Chirici. 2019. Species distribution modelling to support forest management: A literature review. *Ecol Model* 411:e108817. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.108817>.
- Peri, P. L., D. López, V. Rusch, G. Rusch, Y. M. Rosas, and G. Martínez Pastur. 2017. State and transition model approach in native forests of Southern Patagonia (Argentina): Linking ecosystemic services, thresholds and resilience. *International J Biodiv Sci Ecosyst Ser Manage* 13(2):105-118. <https://doi.org/10.1080/21513732.2017.1304995>.
- Peri, P. L., L. Nahuelhual, and G. Martínez Pastur. 2021a. Ecosystem services in Patagonia: A Multi-criteria approach for an integrated assessment. *Springer Nature: Natural and Social Sciences of Patagonia*. Ed. Springer, Cham, Suiza. Pp. 501. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-69166-0>.
- Peri, P. L., G. Martínez Pastur, and T. Schlichter. 2021b. *Uso sustentable del bosque: Aportes desde la silvicultura argentina*. Ed. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación Argentina, Buenos Aires, Argentina. Pp. 820.
- Peri, P. L., Y. M. Rosas, D. López, M. V. Lencinas, L. Cavallero, and G. Martínez Pastur. 2022. Management strategies for silvopastoral system in native forests. *Ecol Austral* 32:749-766. <https://doi.org/10.25260/EA.22.32.2.1.1872>.
- Petit, R. J. 2004. Biological invasions at genet level. *Div Distr* 10(3):159-165. <https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2004.00084.x>.
- Piquer Rodríguez, M., S. Torella, G. Gavier-Pizarro, J. Volante, D. Somma, R. Ginzburg, and T. Kuemmerle. 2015. Effects of past and future land conversions on forest connectivity in the Argentine Chaco. *Land Ecol* 30:817-833. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0147-3>.
- Putz, F. E., and K. H. Redford. 2010. The importance of defining 'forest': Tropical forest degradation, deforestation, long-term phase shifts, and further transitions. *Biotropica* 42:10-20. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2009.00567.x>.
- Ramírez, C., M. Correa, H. Figueroa, and J. San Martín. 1985. Variación del hábito y hábitat de *Nothofagus antarctica* en el centro sur de Chile. *Bosque* 6(2):55-73. <https://doi.org/10.4206/bosque.1985.v6n2-01>.
- Rebertus, A. J., and T. T. Veblen. 1993. Structure and tree-fall gap dynamics of old-growth *Nothofagus* forests in Tierra del Fuego, Argentina. *J Veg Sci* 4(5):641-654. <https://doi.org/10.2307/3236129>.
- Rebertus, A. J., T. Kitzberger, T. T. Veblen, and L. M. Roovers. 1997. Blowdown history and landscape patterns in the Andes of Tierra del Fuego, Argentina. *Ecology* 78:678-692. <https://doi.org/10.2307/2266049>.
- Romijn, E., J. H. Ainembabazi, A. Wijaya, M. Herold, A. Angelsen, L. Verchot, and D. Murdiyarso. 2013. Exploring different forest definitions and their impact on developing REDD+ reference emission levels: A case study for Indonesia. *Environ Sci Pol* 33:246-259. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2013.06.002>.
- Rosas, Y. M., P. L. Peri, M. V. Lencinas, L. Lizarraga, and G. Martínez Pastur. 2022. Multi-taxon biodiversity assessment of Southern Patagonia: Supporting conservation strategies at different landscapes. *J Environ Manage* 307:e114578. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114578>.
- Rudel, T. K. 2008. Meta-analyses of case studies: A method for studying regional and global environmental change. *Glob Environ Chan* 18(1):18-25. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2007.06.001>.
- Sarasola, M. M., V. E. Rusch, T. Schlichter, and C. M. Ghersa. 2006. Invasión de coníferas forestales en áreas de estepa y bosques de ciprés de la cordillera en la Región Andino Patagónica. *Ecol Austral* 16:143-156.
- Sasaki, N., and F. E. Putz. 2009. Critical need for new definitions of "forest" and "forest degradation" in global climate

- change agreements. *Conserv Let* 2:226-232. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2009.00067.x>.
- Saura, S., Ch. Estreguil, C. Mouton, and M. Rodríguez-Freire. 2011. Network analysis to assess landscape connectivity trends: Application to European forests (1990-2000). *Ecol Ind* 11(2):407-416. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.06.011>.
- Sayer, J., T. Sunderland, J. Ghazoul, J. Pfund, D. Sheil, E. Meijaard, M. Venter, A. Boedhihartono, M. Day, and C. García. 2013. Ten principles for a landscape approach to reconciling agriculture, conservation, and other competing land uses. *PNAS* 110:8349-8356. <https://doi.org/10.1073/pnas.1210595110>.
- Secretaría de Gobierno de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación (SAyDS). 2005. Primer inventario nacional de bosques nativos. Proyecto Bosques Nativos y Áreas Protegidas BIRF 4085-AR. Informe Nacional. SAyDS, Buenos Aires, Argentina. Pp. 126.
- Secretaría de Gobierno de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación (SAyDS). 2019. Segundo inventario nacional de bosques nativos (INBN2): Manual de campo. SAyDS, Buenos Aires, Argentina. Pp. 88.
- Soler, R., G. Martínez Pastur, M. V. Lencinas, and M. Rosenfeld. 2014. Variable retention management influences biomass of *Misodendrum* and *Usnea* in *Nothofagus pumilio* southern Patagonian forests. *NZ J Bot* 52(2):224-235. <https://doi.org/10.1080/0028825X.2013.846918>.
- Staiano, L., G. Camba Sans, P. Baldassini, F. Gallego, M. Teixeira, and J. M. Paruelo. 2021. Putting the ecosystem services idea at work: Applications on impact assessment and territorial planning. *Environ Dev* 38:e100570. <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2020.100570>.
- Suirezs, T. M., R. A. Friedl, I. Gutiérrez, Ch. Bulman Hartkopf, A. Bragaño, D. Videla, J. C. Bernio, and M. A. Aguilera. 2019. Caracterización de las propiedades físicas y mecánicas del bambú *Guadua chacoensis* (Rojas) Londoño and P. M. Peterson nativo de Eldorado, Provincia de Misiones. *Yvyrareta* 27:52-56.
- Thomas, P. 2013. *Araucaria angustifolia*. The IUCN red list of threatened species 2013:eT32975A2829141.
- Tomlinson, P. B. 1962. Essays on the morphology of palms: A digression about spines. *Principes* 6(2):44-52.
- Toro Manríquez, M. 2019. Bosques Mixtos de *Nothofagus pumilio* y *N. betuloides*: ¿Son estables? Aproximación basada en el estudio de las primeras etapas de su ciclo de regeneración natural. Tesis doctoral en Ciencias Agrarias y Forestales, UNLP. La Plata, Argentina. Pp. 289.
- United Nations Economic Commission for Europe (UNECE) and Food and Agriculture Organization (FAO). 2000. Forest resources of Europe, CIS, North America, Australia, Japan and New Zealand. Geneva Timber and Forest study papers 17. United Nations, New York (Estados Unidos) and Geneva (Suiza).
- United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC). 2002. URL: [tinyurl.com/knaks9b](http://tinyurl.com/knaks9b).
- van Noordwijk, M., D. Ariyadhi Suyanto, B. Lusiana, A. Ekadinata, and K. Hairiah. 2008. Facilitating agroforestation of landscapes for sustainable benefits: Tradeoffs between carbon stocks and local development benefits in Indonesia according to the FALLOW model. *Agric Ecosyst Environ* 126:98-112. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.01.016>.
- van Noordwijk, M., and P. A. Minang. 2009. If we cannot define it, we cannot save it. *ASB Partnership for the Tropical Forest Margins*, Nairobi, Kenya. Pp. 62.
- Veblen, T. T., and D. C. Lorenz. 1988. Recent vegetation changes along the forest/steppe ecotone in northern Patagonia. *Ann Assoc Am Geograph* 78:93-111. <https://doi.org/10.1111/j.1467-8306.1988.tb00193.x>.
- Veblen, T. T., and Y. V. Markgraf. 1988. Steppe expansion in Patagonia? *Quat Res* 30:331-338. [https://doi.org/10.1016/0033-5894\(88\)90008-7](https://doi.org/10.1016/0033-5894(88)90008-7).
- Verchot, L. V., R. Zomer, O. van Straaten, and B. Bart Muys. 2007. Implications of country-level decisions on the specification of crown cover in the definition of forests for land area eligible for afforestation and reforestation activities in the CDM. *Clim Chang* 81:415-430. <https://doi.org/10.1007/s10584-006-9111-9>.
- Verga, A., D. López Lauenstein, C. López, M. Navall, J. Joseau, C. Gómez, O. Royo, W. Degano, and M. Marcó. 2009. Caracterización morfológica de los algarrobos (*Prosopis* sp.) en las regiones fitogeográficas Chaqueña y Espinal norte de Argentina. *Quebracho* 17(1):31-40.
- Zeller, K. A., R. Lewison, R. J. Fletcher, M. G. Tulbure, and M. K. Jennings. 2020. Understanding the importance of dynamic landscape connectivity. *Land* 9:e303. <https://doi.org/10.3390/land9090303>.