

# USO SOSTENIBLE DEL BOSQUE

Aportes desde la Silvicultura Argentina

[argentina.gob.ar](http://argentina.gob.ar)

Argentina unida



# **USO SOSTENIBLE DEL BOSQUE**

Aportes desde la Silvicultura Argentina

**2021**

#### Editores

Pablo L. Peri  
Guillermo Martínez Pastur  
Tomás Schlichter

#### Diseño

Carla Rubietti

#### Fotografías

Emilio White, Hector Gonda y autores de cada capítulo

Peri, Pablo Luis  
Uso sostenible del bosque: Aportes desde la Silvicultura Argentina / Pablo Luis Peri ; Guillermo Martínez Pastur ; Tomás Schlichter. - 1ª edición especial - Ciudad Autónoma de Buenos Aires, 2021.  
889 p.; 28 x 20 cm.

ISBN 978-987-46815-4-6

1. Bosques Nativos. 2. Silvicultura. 3. Desarrollo Sustentable.  
CDD 577.30982

## Autoridades

Presidente de la Nación  
**Dr. Alberto Fernández**

Jefe de Gabinete  
**Lic. Santiago Cafiero**

Ministerio de Ambiente y  
Desarrollo Sostenible de la Nación  
**Lic. Juan Cabandié**

Titular de la Unidad  
de Gabinete de Asesores  
**Lic. María Soledad Cantero**

Secretaría de Política Ambiental  
en Recursos Naturales  
**Dra. Florencia M. Gloria Gómez**

Dirección Nacional de Bosques  
**Ing. Ftal. Martín Mónaco**

Programa Nacional de Protección  
de los Bosques Nativos  
**Ing. Ftal. Ariel Medina**



**12**

**Influencia del  
cambio climático  
y variaciones en  
el clima sobre los  
bosques nativos  
de Argentina:  
¿qué estrategias  
de manejo y  
conservación  
deberían  
considerarse?**

#### **Autores**

*Guillermo Martínez Pastur<sup>1\*</sup>; Alejandro Huertas Herrera<sup>1</sup>; Yamina M. Rosas<sup>1</sup>; Marcelo D. Barrera<sup>2</sup>; Mariano M. Amoroso<sup>3</sup>; María F. Alcobé<sup>4</sup>; Ricardo Díaz Delgado<sup>5</sup>; Fidel A. Roig<sup>6</sup>; Silvia D. Matteucci<sup>7</sup>; Pablo L. Peri<sup>8</sup>.*

<sup>1</sup>Centro Austral de Investigaciones Científicas (CADIC), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina. <sup>2</sup>Laboratorio de Investigación de Sistemas Ecológicos y Ambientales (LISEA), Universidad Nacional de La Plata (UNLP), Argentina. <sup>3</sup>Instituto de Investigaciones en Recursos Naturales, Agroecología y Desarrollo Rural (IRNAD), Universidad Nacional de Río Negro, e Instituto de Investigaciones en Recursos Naturales, Agroecología y Desarrollo Rural (IRNAD), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina. <sup>4</sup>Dirección Nacional de Cambio Climático, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación, Argentina. <sup>5</sup>Laboratorio de SIG y Teledetección, Estación Biológica de Doñana, Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), España.

<sup>6</sup>Instituto Argentino de Nivología, Glaciología y Ciencias Ambientales (IANIGLA), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina. <sup>7</sup>Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina. <sup>8</sup>Universidad Nacional de la Patagonia Austral (UNPA), Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina. \*Autor de correspondencia: Houssay 200 (9410) Ushuaia, Tierra del Fuego, Argentina. E-mail: gpastur@conicet.gov.ar

# Resumen

El cambio climático y las variaciones en el clima son un factor de gran incidencia sobre el desarrollo de los diferentes ecosistemas a lo largo del tiempo, donde las tendencias del cambio climático indican un aumento en la temperatura y cambios sustanciales en los patrones de precipitación, así como importantes variaciones en el corto plazo en el clima regional. En este contexto, es necesario cambiar los paradigmas silvícolas, desde esquemas estáticos y poco plásticos hacia esquemas dinámicos que se adapten a estos cambios potenciales. Esta contribución tiene como objetivo presentar el cambio climático y las variaciones en el clima reciente en la Argentina en general y en regiones forestales en particular, describiendo su influencia sobre la productividad primaria neta. Para los últimos 15 años es posible observar cambios importantes en las variables

estudiadas, donde la magnitud y dirección de cambio no es homogénea para todo el país ni para las regiones forestales estudiadas (por ejemplo hay áreas donde el cambio es positivo y en otras es negativo). Algunos de estos cambios son fuertemente influidos por fenómenos climáticos de gran escala (por ejemplo El Niño / La Niña) que generan extremos climáticos que agudizan aún más el impacto de las tendencias en las variaciones del clima, en general. En este contexto es necesario conformar una nueva visión de la silvicultura en estos tiempos de cambio, definiendo los parámetros a tener en cuenta para el desarrollo de nuevas estrategias de manejo silvícola y de la conservación de nuestros bosques nativos. Para ello, se discuten recomendaciones para la elaboración de diferentes estrategias de conservación y manejo silvícola de acuerdo con los resultados presentados.

## 12.1 Introducción

El cambio climático es un fenómeno que ha acompañado a nuestro planeta a lo largo de su historia, ha determinado la posibilidad de que exista la vida tal como la vemos hoy en día. Es además, el principal factor que influye sobre el desarrollo de los diferentes ecosistemas a lo largo del tiempo (Mancini, 2009; Hoegh-Guldberg y Bruno, 2010; Guerra *et al.*, 2017). Los factores que inciden sobre dicho fenómeno son innumerales (p. ej., dinámica del sol, movimiento de las placas tectónicas, actividad magmática, capa de ozono y dinámica atmosférica, entre otros), pero recientemente, la influencia de la sociedad humana ha determinado que las tasas de cambio se modifiquen en forma significativa (p. ej., emisión de gases de invernadero y otros gases y compuestos químicos contaminantes, tasas de deforestación y cambios de cobertura del suelo, entre otros) (Rosenzweig *et al.*, 2008; Gifford *et al.*, 2011). Es así que hoy existe amplia evidencia de los impactos ecológicos producidos por este fenómeno, abarcando todo el planeta, desde los polos a los ecosistemas tropicales (Walther *et al.*, 2002), y en todos los niveles ecosistémicos. Por ello, el cambio climático incrementa la vulnerabilidad de los ecosistemas y desencadena efectos sobre las comunidades humanas que dependen de esos ecosistemas por los beneficios que brindan (Millar y Stephenson, 2015).

Pareciera difícil entender y ver, que nuestro planeta en general y nuestro entorno en particular, es un sistema dinámico con cambios naturales en períodos de tiempo relativamente cortos (p. ej. algunos cientos de años) si consideramos los procesos naturales en toda su extensión (p. ej. la descomposición de algunos troncos en los bosques patagónicos puede superar los 400 años, y en algunos casos miles de años) (Frangi *et al.*, 1997; Roig *et al.*, 2001). Los silvicultores y los gestores vemos a nuestros bosques nativos

como sistemas estables en el tiempo, siendo las propuestas que se implementan poco plásticas ante los potenciales cambios que puedan ocurrir dentro del período de duración de uno o más turnos de corta (p. ej. algunos períodos de manejo suelen superar los 100 años de planificación) (Martínez Pastur *et al.*, 2004).

Los monitoreos de largo plazo y el avance en las tecnologías de captura de datos (p. ej. imágenes de satélite) han permitido generar modelos y tendencias en proceso de cambio climático para nuestro planeta, donde surge principalmente un aumento en la temperatura media y cambios sustanciales en los patrones de distribución y volumen de la precipitación para las últimas décadas (fig. 12.1) (Walther *et al.*, 2002; Barros *et al.*, 2015; Camarillo-Naranjo *et al.*, 2018). Estos cambios influyen en forma significativa sobre las funciones ecosistémicas de los sistemas naturales y bajo manejo (p. ej. Zhao y Running, 2010). Cabe destacar que estas tendencias muestran que la magnitud y dirección del cambio no es la misma en todo el planeta, y que varía con la región considerada, donde influyen diferentes procesos y fenómenos (p. ej. El Niño) que alteran la linealidad de los modelos que usualmente se presentan para el largo plazo (Tsonis *et al.*, 2003; Latif y Keenlyside, 2009). Aún más, las tendencias en los estados del clima, no solo involucran un marcado incremento en la temperatura media, sino también un aumento de la variabilidad climática en el corto plazo (Easterling *et al.*, 2000). Tal como lo indican las proyecciones climáticas del IPCC (2014), los episodios extremos se tornarán más frecuentes e intensos, y por consiguiente su efecto sobre los ecosistemas a nivel global será mayor.

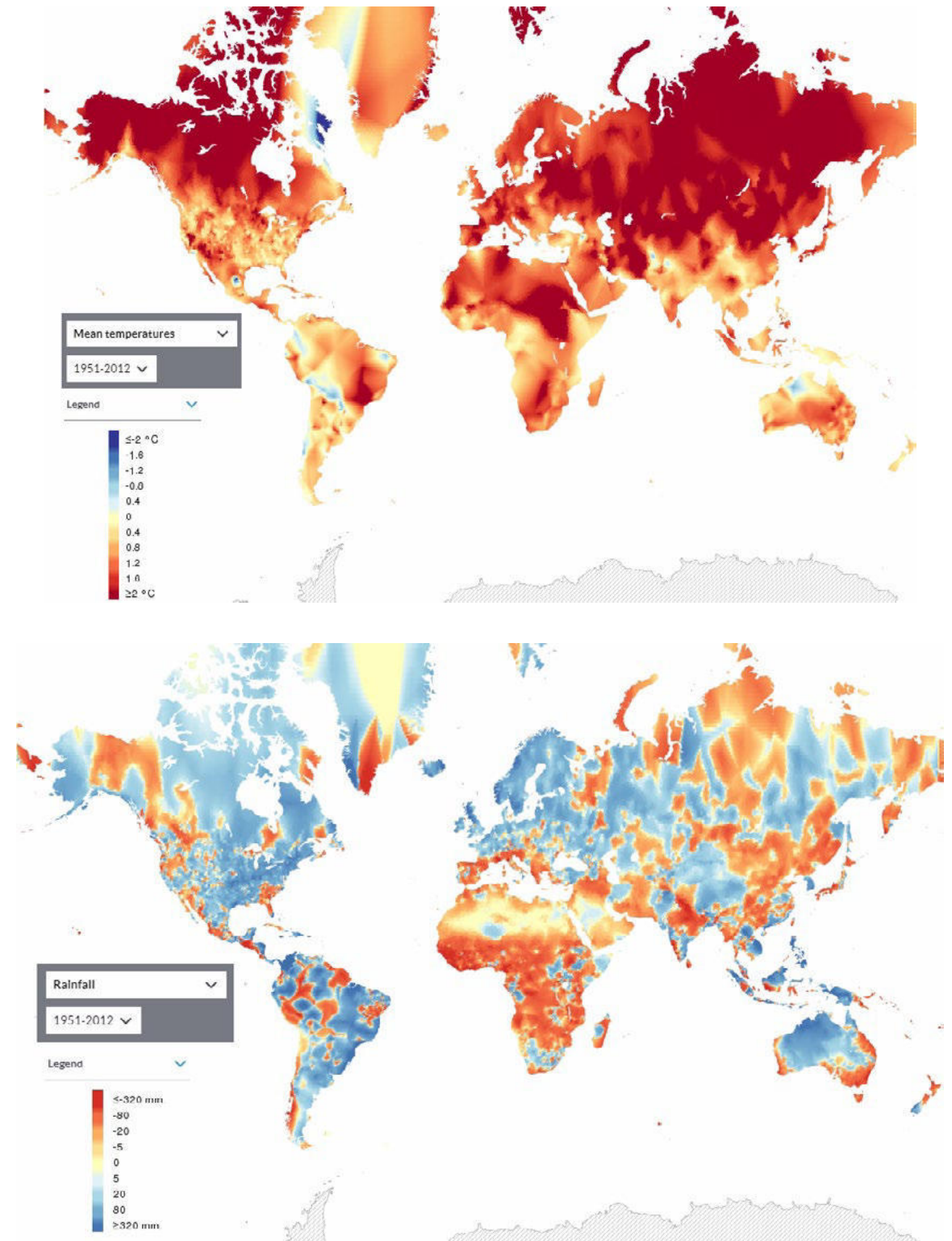
Los cambios climáticos tienen el potencial de alterar el funcionamiento de los ecosistemas a

través de impactos directos sobre la dinámica de la poblacional, alterando los ritmos de crecimiento de los árboles y la composición y la estructura de los bosques (van Mantgem *et al.*, 2009). Allen y colaboradores (2010) alertan los riesgos existentes para los bosques ante los cambios climáticos que se están sucediendo. Sumado a esto, existe evidencia creciente de que otros ecosistemas forestales también podrían estar en riesgo (Seager *et al.*, 2007; Adams *et al.*, 2009; Peng *et al.*, 2011). Entre los cambios más notables ya informados a nivel mundial aparecen las aceleradas tasas de mortalidad de árboles (van Mantgem *et al.*, 2009; Allen *et al.*, 2010). Estas tendencias han sido atribuidas a los impactos directos e indirectos del estrés por sequía y a las altas temperaturas registradas en las últimas décadas y se espera que continúen como resultado del calentamiento global y sequías en muchas regiones (Cook *et al.*, 2014; Allen *et al.*, 2015). Si bien en general los impactos directos de la muerte de individuos son predecibles, una reciente revisión destacó las grandes incertidumbres que permanecen en la dinámica forestal como resultado de estos generalizados episodios de mortalidad asociados a eventos de sequía, indicando incluso algunos casos de autoreemplazo potencial de especies (Martínez-Vilalta y Lloret, 2016).

Los cambios climáticos tienen la capacidad de alterar los regímenes de disturbios, tanto naturales como antrópicos, los cuales a su vez modulan la estructura y composición de un bosque (Pickett y White, 1985). El clima indirectamente afecta la frecuencia, la magnitud, el tipo y la extensión de los disturbios, los que a su vez introducen profundos cambios en la estructura y composición de los bosques (Pickett y White, 1985; Overpeck *et al.*, 1990; Kitzberger *et al.*, 2000; Veblen *et al.*, 2005). Los regímenes de disturbios están cambiando rápidamente como resultado de los cambios globales, y las consecuencias

de tales cambios para los ecosistemas y los sistemas socioecológicos vinculados serán profundos (Turner, 2010; Seidl *et al.*, 2011). Estos cambios impulsados por los nuevos escenarios climáticos conducirán a nuevos patrones espaciales y regímenes alterados de disturbios y nuevas trayectorias de desarrollo en los bosques que producirán marcados cambios en los ecosistemas y los servicios ecosistémicos en el corto plazo (años a décadas) y a largo plazo (siglos y más). Entre los cambios más importantes relacionados al régimen de disturbios se destacan aumentos en la frecuencia y severidad de incendios (Pechony y Shindell, 2010; Westerling, 2016) y eventos episódicos de ataques de insectos (Paritsis y Veblen, 2011; Kautz *et al.*, 2017). Una síntesis global de los efectos del cambio climático sobre diferentes agentes de disturbio (abióticos y bióticos) concluye que las condiciones más cálidas y secas facilitarán especialmente los incendios, la sequía y los ataques de insectos, mientras que las condiciones más cálidas y húmedas aumentarán las perturbaciones causadas por el viento y los agentes patógenos. Es probable que las interacciones generalizadas entre agentes amplifiquen las perturbaciones (Seidl *et al.*, 2017).

En este contexto, es necesario cambiar los paradigmas silvícolas, desde esquemas estáticos y poco plásticos hacia esquemas dinámicos que se adapten a estos cambios potenciales, y que en su mayoría son poco predecibles en el mediano y largo plazo. Estas propuestas silvícolas además deben considerar los eventos extremos, que también forman parte del cambio climático (p. ej. mayor frecuencia de sequías, ondas de calor o episodios de heladas extremas) (Katz y Brown, 1992; Jentsch y Beierkuhnlein, 2008; IPCC, 2014; Suárez *et al.*, 2015; Spinoni *et al.*, 2018), así como las modificaciones en las dinámicas de poblaciones naturales de insectos y/o enfermedades diversas que puedan convertirse en plagas (p.



**Figura 12.1.** Tendencias globales de cambio (1951-2012) para las temperaturas medias (°C) y la precipitación anual (mm) a nivel mundial (extraído de <http://globalclimatemonitor.org/>) (Camarillo-Naranjo *et al.*, 2018).

ej. ataques de defoliadores) (Volney y Fleming, 2000; Logan *et al.*, 2003; Seidl *et al.*, 2017). Aún más, es necesario considerar la respuesta de las especies a las variaciones climáticas, no solo respecto de la temperatura y la precipitación, sino también en relación a la interacción con las condiciones existentes de los rodales, el tipo de disturbio, la competencia, o la disponibilidad de recursos (Nitschke *et al.*, 2012). Por otra parte, es necesario considerar que los cambios en el clima pueden tener efectos diferentes y antagónicos a lo largo de la distribución de una especie forestal, como los que ocurren a lo largo de gradientes latitudinales/longitudinales o altitudinales. Para la Patagonia, Srur *et al.*, (2008) han reportado incrementos significativos en el crecimiento radial de bosques cercanos al límite altitudinal de *Nothofagus* conforme al incremento en las temperaturas, mientras que los bosques basales mostraron una tendencia negativa en el crecimiento en respuesta a una intensificación del déficit hídrico.

Por otra parte, estos cambios en el clima pueden influir en los ciclos naturales de reproducción y de regeneración del bosque, por lo que deben ser considerados en los tiempos de planificación del manejo del recurso forestal (Millar *et al.*, 2007;

Hallegatte, 2009; Carrilla y Grau, 2010); p. ej., se ha determinado que diferentes eventos climáticos influyen sobre la producción de semillas, así como en el establecimiento y sobrevivencia de las plántulas del bosque de *Nothofagus* en Patagonia sur (Bahamonde *et al.*, 2011; Torres *et al.*, 2015). Pero a los efectos del clima se suman los antrópicos, que pueden potenciar a los primeros (Crausbay *et al.*, 2017). En bosques de *Araucaria araucana* del noroeste de Patagonia se ha observado una escasa representación de clases etarias menores a 100 años en los sectores más secos de su distribución, lo que se revela como una combinación de dificultades en el reclutamiento natural debida a condiciones de mayor sequía y consumo de propágulos por ganado introducido (Roig *et al.*, 2014).

Este capítulo tiene como objetivo presentar las variaciones en el clima reciente en la Argentina en general y en las regiones forestales del país en particular, describir su influencia sobre la productividad primaria neta y discutir la necesidad de una nueva visión de la silvicultura en estos tiempos de cambio, definiendo los parámetros a tener en cuenta para el desarrollo de nuevas estrategias de manejo silvícola y de la conservación de nuestros bosques nativos.

## 12.2 Cambios en las temperaturas de la superficie terrestre y precipitación de acuerdo a las regiones forestales de Argentina

En general, se relaciona el cambio climático global con la acumulación de gases de efecto invernadero en la atmósfera, lo que generaría un aumento de la temperatura, y un consiguiente desbalance de los procesos atmosféricos a escala planetaria (Walther *et al.*, 2002; Conde-Álvarez y Saldaña-Zorrilla, 2007). A partir del año 1979 los científicos predijeron que una duplicación de la concentración del dióxido de carbono en la atmósfera supondría un calentamiento

medio de la superficie de la tierra de entre 1,5 °C y 4,5 °C, así como un incremento en las precipitaciones y sequías, pérdida de tierras costeras e intrusión de agua salada en los recursos hídricos (Loustau, 2002; Conde-Álvarez y Saldaña-Zorrilla, 2007). Diversos estudios mostraron incrementos de temperatura y precipitación media en varias regiones del país, y un aumento de la aridez y retroceso de los glaciares en los Andes, basados en informes del IPCC

(Intergovernmental Panel on Climate Change) (IPCC-WGI, 2007). Asimismo, los efectos de los fenómenos de El Niño y La Niña agregan componentes al cambio climático aumentando la frecuencia e intensidad de eventos extremos climáticos en la región (Tsonis *et al.*, 2003; Latif y Keenlyside, 2009).

En los países en vía de desarrollo son particularmente críticas las consecuencias de eventuales impactos del cambio climático, puesto que el grado de vulnerabilidad frente a este fenómeno está directamente relacionado a la capacidad para absorber, amortiguar o mitigar estos efectos (p. ej. tecnología y/o disponibilidad de medios y recursos) (Loustau, 2002). Argentina presenta una doble vulnerabilidad, puesto que su economía está basada en la producción agropecuaria, y está altamente sensible a la variabilidad del clima. Por ello una modificación en el clima genera un fuerte impacto económico y social (Loustau, 2002; Barros *et al.*, 2015).

Un tema que ha llamado la atención sobre los bosques respecto del cambio climático se relaciona con los incendios, plagas y sequías, que se han intensificado en frecuencia y severidad en muchas regiones del mundo (p. ej. Westerling *et al.*, 2006; Raffa *et al.*, 2008; Mann y Kump, 2009; Allen *et al.*, 2010), y que se relacionan a los cambios de temperaturas medias y niveles de precipitación invernal/estival (González *et al.*, 2011). Estos impactos han generado fuertes pérdidas económicas e impactado sobre la dinámica de los bosques, p. ej. se han observado cambios en los procesos de sucesión postdisturbio, donde los bosques de Argentina y Chile no han escapado a estos fenómenos a una escala de paisaje regional (Kitzberger y Veblen, 2003; Veblen *et al.*, 1999; González y Veblen, 2006; González *et al.*, 2011). Cabe destacar que el cambio climático no genera solamente impactos negativos, sino que puede generar

sinergias positivas, de acuerdo con la variable que se analice (p. ej. distintos tipos de cultivos y/o plantaciones). Por ejemplo, los cambios proyectados y observados pueden impactar positivamente sobre algunos cultivos (p. ej. soja). Pero si consideramos que el aumento de superficie de cultivos de soja genera un detrimento en la cobertura de los bosques nativos, es una sinergia negativa. Asimismo, muchas especies forestales pueden verse perjudicadas por los aumentos de temperatura y aridez (p. ej. bosques semiáridos) y otras verse favorecidas (p. ej. aumento en la distribución altitudinal de especies forestales creciendo en el límite altitudinal) (Viglizzo *et al.*, 1997; Loustau, 2002; Magrin *et al.*, 2005; Ivancich *et al.*, 2012; de la Casa y Ovando, 2014; Barros *et al.*, 2015; Cabré *et al.*, 2016).

Asimismo, los fenómenos asociados al cambio climático no son tan lineales como los planteados por el IPCC, ya que no se generan en la misma escala y magnitud a lo largo de todo el planeta (Cowtan *et al.*, 2015; Asadieh y Krakauer, 2015; Lean, 2018) y pueden cambiar significativamente en relativamente cortas distancias y frecuencias temporales (Zhao y Running, 2010). Ello implica que las escalas de análisis deben ser menores, analizando variaciones particulares en el clima, para poder ser entendidas en un marco de tendencias globales generalizadas.

En este apartado presentaremos los cambios observados en las temperaturas medias y los patrones de precipitación a escala de país y de acuerdo con las diferentes regiones forestales de Argentina. Estos análisis nos permitirán entender ciertos procesos de cambio del clima producidos en el corto plazo, permitiendo comprender que la magnitud y dirección del cambio es muy variable en relativamente cortas distancias geográficas. Para ello, se realizaron distintos análisis en una plataforma de sistema



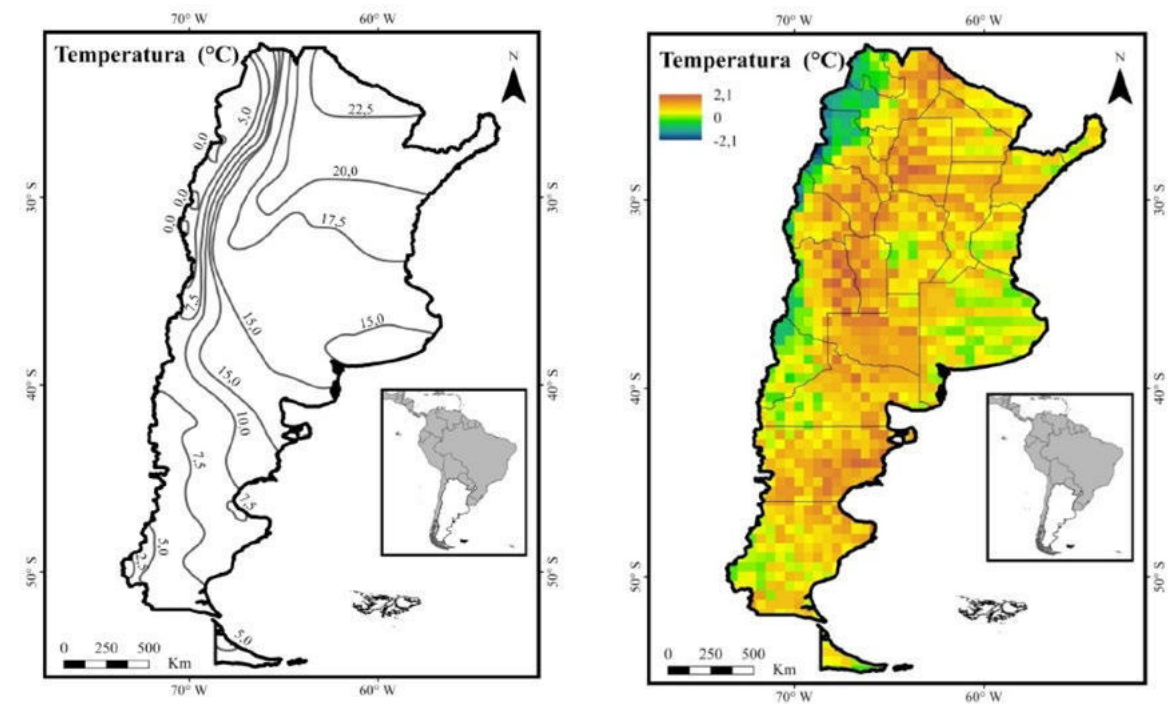
de información geográfica (SIG) a partir de productos disponibles en la red, y que pueden ser obtenidos gratuitamente (tabla 1 para los apartados 9.2 y 9.3). Estos mapas rásters y vectoriales fueron proyectados en las coordenadas del Sistema Geodésico Mundial 1984 (WGS 84). El vector de regiones administrativas de Argentina se utilizó como referencia para recortar los archivos en una misma geometría. Esto permitió resolver la problemática de polígonos superpuestos. Posteriormente, todos los productos fueron convertidos a formato ráster en una resolución espacial de ~30 m (1 arc-segundo), con el objetivo de combinar todas las variables en una misma unidad (pixel a pixel y año a año). Para realizar la combinación de las variables fue necesario recortar cada uno de los rásters considerando el perímetro de cada una de las provincias administrativas y/o regiones forestales a través de la herramienta Combine de ArcGis 10.3 (ESRI, 2011) (15 de rásters de productividad primaria neta x 15 rásters de temperatura x 15 rásters de precipitación x 1 ráster de regiones forestales x 24 provincias). Esto se hizo con el objetivo de que los geoprocursos fueran operativos (o sea, que culminaran sin error) y poder extraer los millones de datos interceptados en una planilla de cálculo para los subsecuentes análisis. Finalmente, se crearon

isolíneas a partir de los rásters de temperatura, precipitación y PPN. Para ello se utilizó la herramienta Contour de ArcGis 10.3 (ESRI, 2011), siendo necesario para la PPN calcular estadísticas en bloque (promedio de píxeles) debido a la gran variabilidad detectada. Para ello se utilizó la herramienta Block Statistics, donde el tamaño del bloque fue de 15 píxeles. Para mejorar la estética de las líneas se utilizó la Smooth Line de ArcGis 10.3 (ESRI, 2011).

En general, las temperaturas medias en la Argentina decrecen a medida que aumenta la latitud y a medida que se acercan a la cordillera de los Andes, presentado un gradiente de este a oeste en el continente, y de norte a sur en Tierra del Fuego (fig. 12.2). Para el período comprendido entre los años 2000 y 2015 se observan variaciones en la temperatura media anual que llegan a  $\pm 2,1$  °C. Dentro de este período, hay regiones que presentan un proceso de calentamiento (p. ej. norte y centro del país, así como el norte de Patagonia) y otras que presentan una disminución (p. ej. sectores asociados a la cordillera de los Andes) de la temperatura media anual. Sin embargo, hay otras regiones que no presentaron cambios significativos respecto del año base utilizado (año 2000).

**Tabla 12.1. Productos empleados para los análisis en el sistema de información geográfica.**

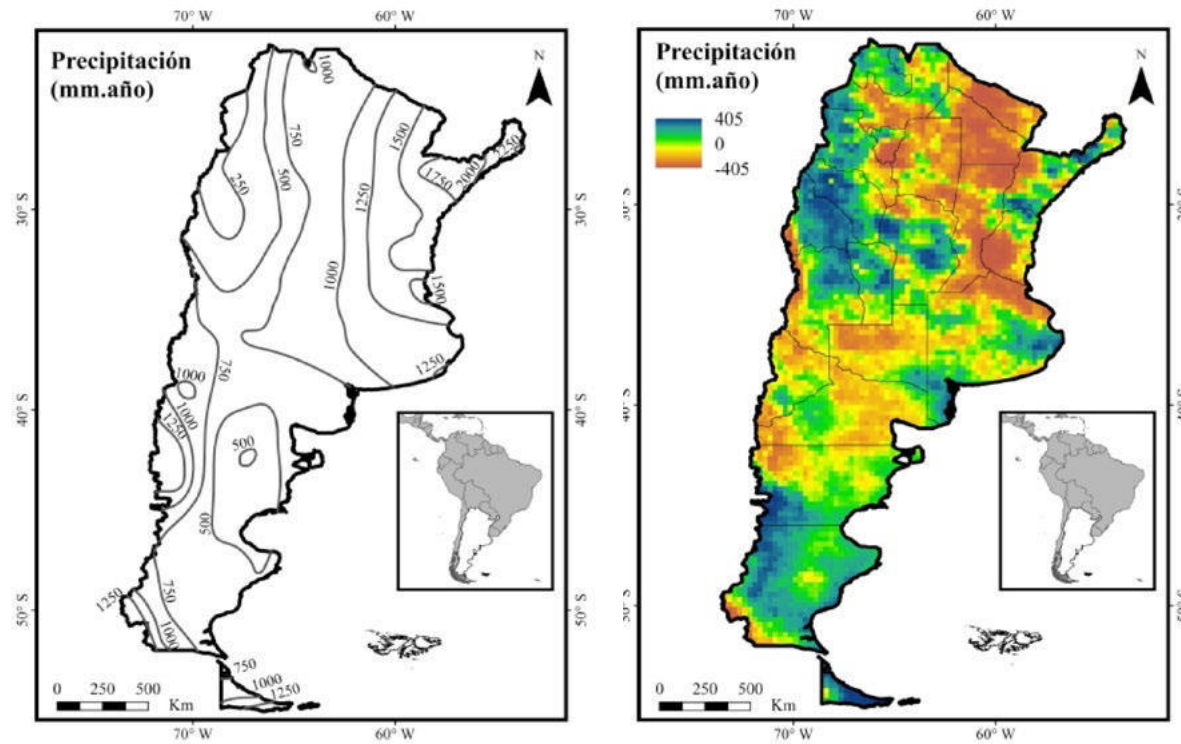
Variable	Fuente	Formato	Tipo de variable
Temperatura	<a href="http://globalclimatemonitor.org/#">http://globalclimatemonitor.org/#</a>	Vectorial	Continua
Precipitación	<a href="http://rainsphere.eng.uci.edu">http://rainsphere.eng.uci.edu</a>	Vectorial	Continua
Regiones administrativas	<a href="http://www.ign.gob.ar">http://www.ign.gob.ar</a>	Vectorial	Categorica



**Figura 12.2.** Análisis de temperaturas medias en Argentina. Isolíneas de temperatura media anual (°C) para el año 2000 (izquierda), y promedio de los desvíos anuales de la temperatura (período 2001-2015) (derecha).

Cabe considerar, que en un período de referencia mayor al empleado en este trabajo, y mediante modelos climáticos globales (MCGs), el informe de la Comunicación Nacional de la República Argentina a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático (CMNUCC) del 2015 estableció que entre 1960 y 2010 la mayor parte de la Argentina comprendida al norte de la Patagonia experimentó un aumento de la temperatura media de hasta medio grado. En la Patagonia el aumento de la temperatura media fue mayor que en el resto del país, llegando en algunas zonas a superar 1° C, mientras que los incrementos detectados en el este y norte del país, en relación con las temperaturas extremas, fueron consistentes con el calentamiento observado en las temperaturas media y mínima.

Las precipitaciones en la Argentina presentan sectores con aumento (p. ej. Misiones, norte de Jujuy, y sectores asociados a los Andes patagónicos) y otros con disminución (p. ej. noroeste argentino y estepa patagónica) (fig.12.3). Para el período comprendido entre los años 2000 y 2015 se observan variaciones de la precipitación que llegan a  $\pm 405$  mm.año<sup>-1</sup>. Dentro de este período, hay regiones que presentan un aumento en las precipitaciones (p. ej. región de Cuyo, sur de Misiones, suroeste de Chubut y noroeste de Santa Cruz, así como gran parte de Tierra del Fuego) y otros que presentan una disminución en las precipitaciones anuales (p. ej. centro-norte del país, sur de Tucumán y oeste de Entre Ríos). Asimismo, existen grandes áreas dentro del país que no presentan cambios significativos respecto del año base utilizado (año 2000) (p. ej., gran parte de Patagonia continental y centro sur de la provincia de Buenos Aires).



**Figura 12.3.** Análisis de precipitaciones en Argentina. Isolíneas de precipitación anual (mm) para el año 2000 (izquierda), y promedio de los desvíos anuales de la precipitación (período 2001-2015) (derecha).

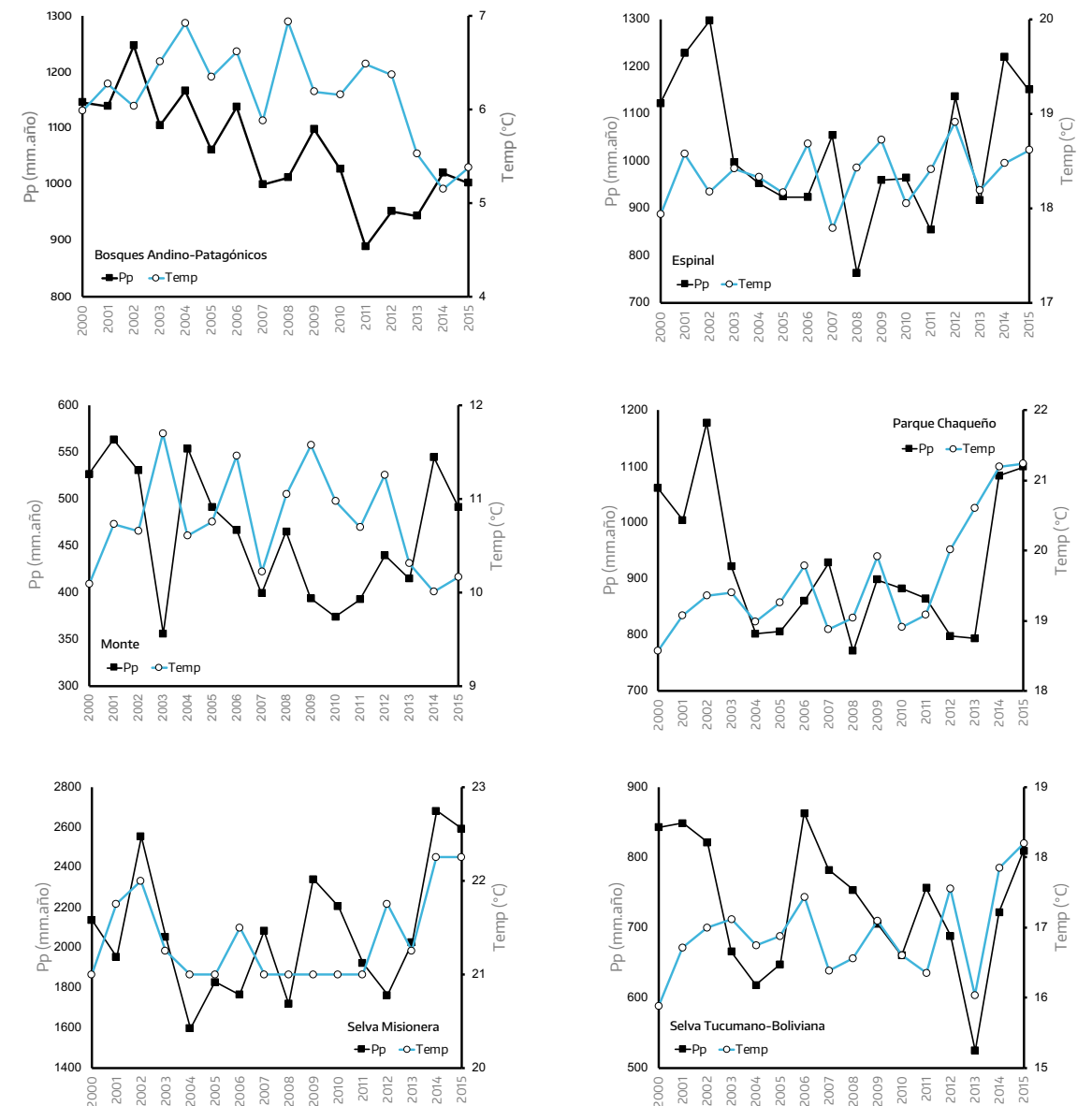
Respecto a la precipitación, y a modo comparativo, el mismo informe de la CMNUCC del 2015 indica que para el periodo 1960-2010 la precipitación aumentó en casi todo el país, aunque con diferencias regionales y con variaciones interanuales. Sobre los Andes patagónicos las precipitaciones experimentaron una tendencia negativa (reflejada en menores caudales de ríos en los Andes cuyanos) y una prolongación del periodo seco invernal al oeste, pero particularmente en el norte del país. En general se observa una tendencia hacia precipitaciones extremas más frecuentes en gran parte del país.

En promedio cada región forestal, de acuerdo con la clasificación propuesta por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación, presenta diferentes cambios en las temperaturas y precipitaciones medias para el

período bajo análisis (2000-2015) (fig. 12.4): (i) La región de los Bosques Andino-Patagónicos presenta un período estable en las temperaturas medias (2000-2012) y una tendencia al enfriamiento en años recientes (2012-2015), en que la temperatura media máxima fue de 6,9 °C y la mínima de 5,1 °C. Asimismo, la región presenta una marcada disminución de la precipitación (2000-2011) seguida de una leve recuperación (2011-2015), siendo la media máxima de 1246,2 mm.año<sup>-1</sup> y la mínima de 888,2 mm.año<sup>-1</sup>. (ii) La región del Espinal presenta una leve tendencia al aumento de la temperatura para todo el período, pero periódicamente se observan años más fríos (p. ej. 2007, 2010, 2013), en que la temperatura media máxima fue de 18,9 °C y la mínima de 17,8 °C. En el caso de las precipitaciones se observa una marcada disminución (2000-2008), seguido de un período de recuperación de la misma

(2008-2015), con una media máxima de 1297,2 mm.año<sup>-1</sup> y la mínima de 762,6 mm.año<sup>-1</sup>. (iii) La región del Monte también presenta un período relativamente estable en las temperaturas medias (2000-2012) y una tendencia al enfriamiento en años recientes (2012-2015), en que la temperatura media máxima fue de 11,7 °C y

la mínima de 10,0 °C. Asimismo, se observa una marcada disminución de la precipitación (2000-2010), con un año extremo (2003) seguida de una recuperación (2010-2015), donde la media máxima fue de 563,7 mm.año<sup>-1</sup> y la mínima de 356,1 mm.año<sup>-1</sup>. (iv) La región del Parque Chaqueño presenta un aumento sostenido de la



**Figura 12.4.** Temperaturas medias (°C) y precipitaciones anuales (mm) para el período 2000-2015 correspondiente a las regiones forestales de la Argentina.

temperatura media para el período estudiado con un fuerte aumento en los últimos años (2010-2015), en que la temperatura media máxima fue de 21,2 °C y la mínima de 18,6 °C. Esto fue acompañado de una disminución de las precipitaciones (2000-2013) y una recuperación en los últimos años (2013-2015), siendo la máxima de 1177,2 mm.año<sup>-1</sup> y la mínima de 770,9 mm.año<sup>-1</sup>. (v) La Selva Misionera es otra de las regiones que presenta un período relativamente estable en las temperaturas medias, con una tendencia al calentamiento en años recientes (2011-2015), siendo la máxima de 22,3 °C y la mínima de 21,0 °C. En el caso de las precipitaciones, también presentan un período estable seguido de un aumento en los últimos años (2012-2015), con una máxima de 2682,1 mm.año<sup>-1</sup> y mínima de 1596,3 mm.año<sup>-1</sup>. Finalmente, (vi) la Selva Tucumano-Boliviana también presenta

temperaturas medias estables para el período estudiado, con la ocurrencia periódica de años más fríos (2000-2007-2011-2013), y temperaturas medias máxima y mínima de 18,2 °C y 15,9 °C, respectivamente. De igual modo, las precipitaciones presentaron mínimos en los años 2004 y 2013, con máximas y mínimas de 862,7 y 524,7 mm.año<sup>-1</sup>, respectivamente.

Estos análisis nos muestran que las variaciones en el clima presentan diferentes tendencias dentro del país, de las regiones y de las diferentes zonas forestales consideradas. Las variaciones climáticas son de suficiente magnitud como para estimar el éxito o fracaso de diferentes propuestas silvícolas, o como para afectar la dinámica natural de los ecosistemas sin manejo o aquellos con diferente grado de disturbio.

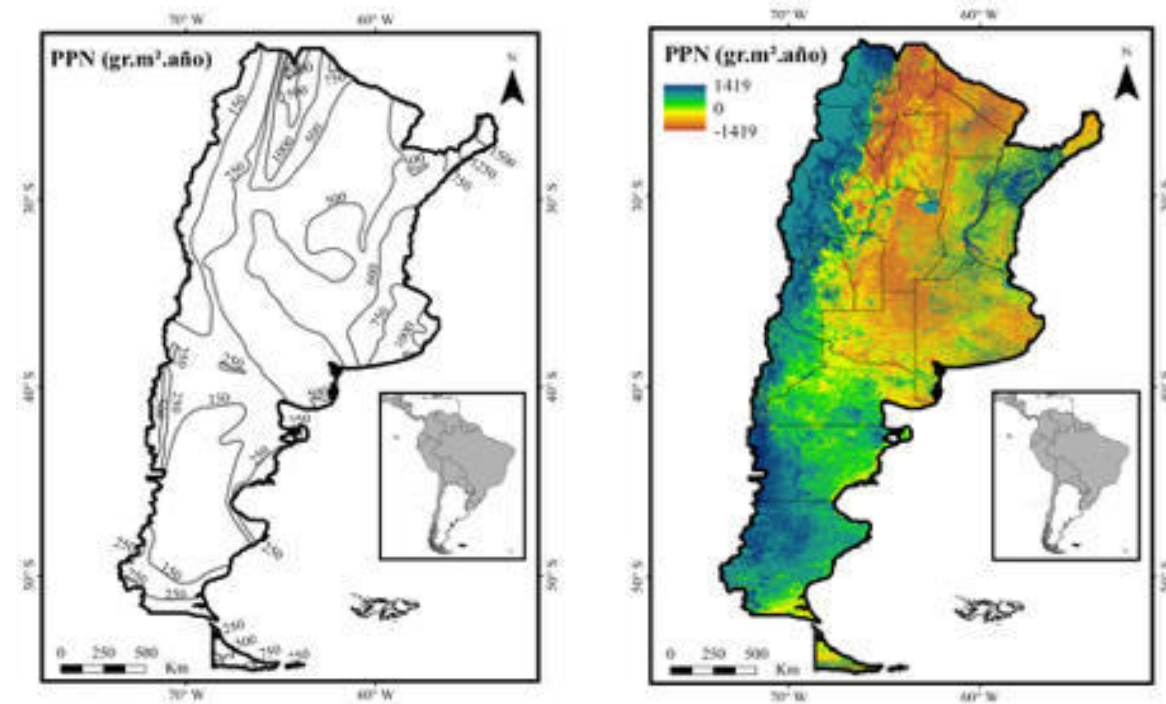


Figura 12.5. Análisis de precipitaciones en Argentina. Isolíneas de productividad primaria neta media anual (gr.m².año) para el año 2000 (izquierda), y promedio de los desvíos anuales (período 2001-2015) (derecha).

### 12.3 Tendencias de la productividad primaria neta (PPN) de acuerdo a las regiones forestales de Argentina

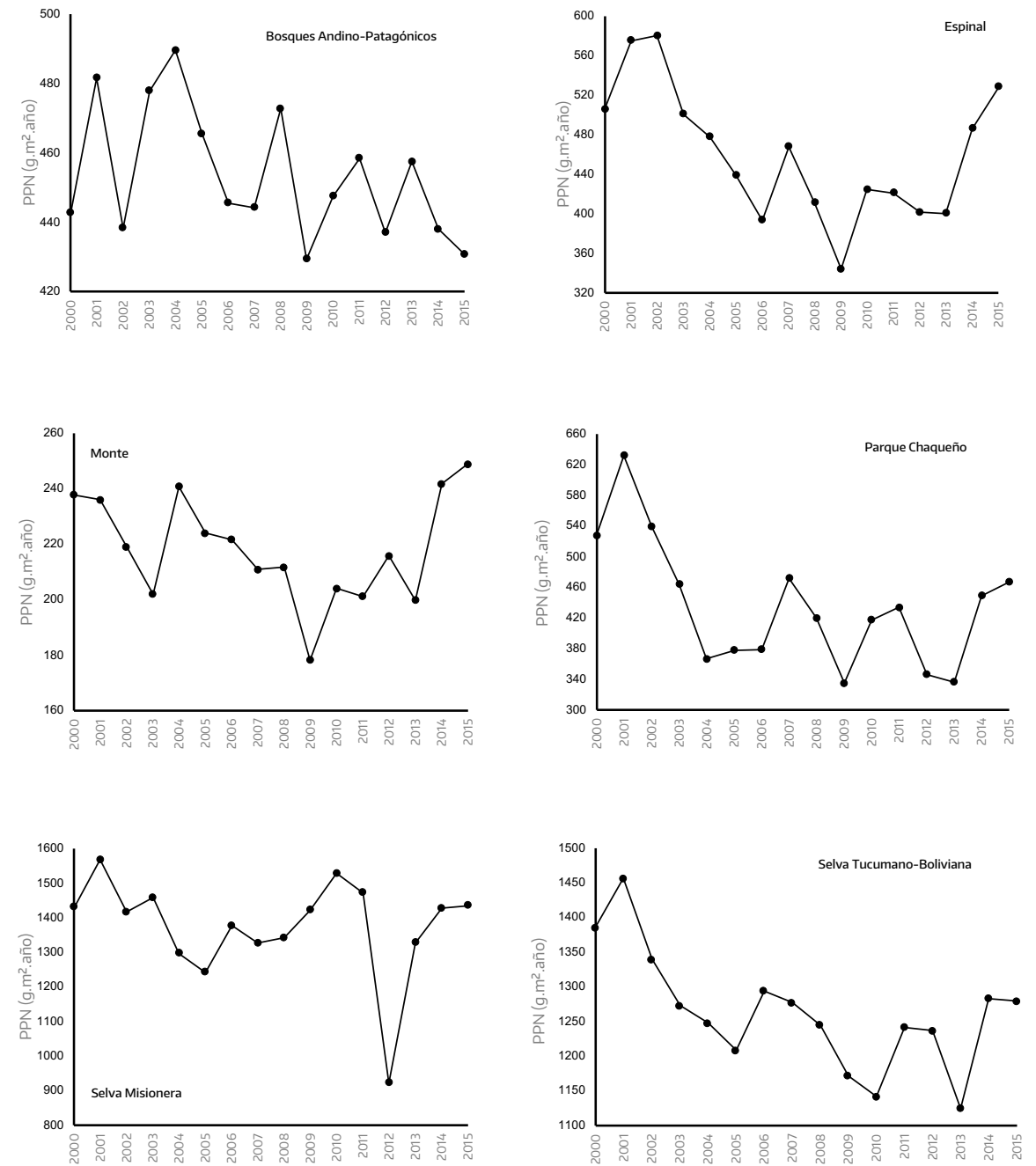


Figura 12.6. Productividad primaria neta media anual (gr.m²) en las regiones forestales de la Argentina para el período 2000-2015.

La productividad primaria neta (PPN) terrestre puede definirse como la cuantificación del carbono atmosférico fijado por las plantas y que es acumulado como biomasa (Zhao y Running, 2010). Es un buen indicador de la respuesta de los ecosistemas al ambiente, la dinámica natural y de otros procesos que influyen en la misma, como el manejo silvícola, o cualquier otro evento que modifique la cantidad de estructuras fotosintéticas dentro de las comunidades. Por otra parte, la PPN está directamente relacionada al clima y refleja con claridad los cambios en aquellos factores que son limitantes en los ecosistemas analizados (p. ej. temperatura en ecosistemas fríos, o precipitación en ecosistemas áridos). Es por ello, que la PPN es propuesta como un buen indicador para analizar el impacto de las variaciones climáticas (p. ej., cambios en las variables u ocurrencia de eventos extremos) ya que resume la respuesta de la vegetación a los mismos. Esto incluye a fenómenos climáticos regionales o a escala planetaria como el fenómeno de El Niño (Uhlenbrock Jansse y Rodríguez, 2005). En este sentido se diferencia de los anteriores análisis (p. ej. temperatura y precipitación) ya que solo incorpora aquel segmento de cambio que efectivamente afecta a la producción de biomasa (p. ej. en Patagonia un invierno de  $-5\text{ }^{\circ}\text{C}$  comparado con uno de  $-10\text{ }^{\circ}\text{C}$  mostrará un aumento en la temperatura, pero no influirán en la PPN) resaltando aquellos cambios que ocurren durante la estación efectiva del crecimiento (p. ej. aumento de temperatura en bosques de altura donde la misma es la limitante para el crecimiento) o cambios fuera de la misma que influyen con posterioridad (p. ej. acumulación de nieve en altas cumbres que luego influye en la cantidad de agua que fluye por ríos o arroyos).

Por otra parte, los cambios que sufre la PPN también pueden brindar información sobre otros componentes y funcionamiento de los ecosistemas. Por ejemplo, cambios en la PPN pueden

generar cambios en la productividad secundaria (p. ej. animales) o modificar la funcionalidad del ecosistema o sus procesos (p. ej. ciclos de producción de frutos y semillas) (Uhlenbrock Jansse y Rodríguez, 2005; Torres *et al.*, 2015).

Gómez y Gallopín (1991) estimaron la productividad primaria neta de ecosistemas terrestres del mundo en relación a factores ambientales (climáticos, edáficos y vegetacionales). Encontraron que a escala global la precipitación y la evapotranspiración fueron las únicas variables estadísticamente significativas, en estrecha relación con los tipos de ecosistemas (p. ej. pastizales o bosques). Al igual que Zhao y Running (2010), también encontraron que para muchos ecosistemas (con y sin manejo, incluyendo a los cultivos), el uso del agua por parte de los ecosistemas y los efectos de la sequía son determinantes para definir la PPN.

En este apartado se presentan los cambios observados en la producción primaria neta (PPN) a escala de país, y de acuerdo con las diferentes regiones forestales de Argentina. Si consideramos a la PPN como un indicador de la ganancia y/o pérdida de productividad de los ecosistemas, este análisis permitirá entender la influencia de las variaciones climáticas en el corto plazo, y dar dimensión a la magnitud y dirección del cambio que ocurre en la actualidad, la cual se presenta como de alta variabilidad en distancias relativamente cortas y escalas temporales acotadas.

La productividad primaria neta (PPN) se relaciona principalmente con la temperatura y las precipitaciones, y con su distribución a lo largo de la estación del crecimiento. Esto se refleja en los tipos vegetacionales que se desarrollan en las diferentes regiones del país. Asimismo, se relaciona con los cambios del uso de la tierra (p. ej. cosecha forestal, deforestación,

urbanización), y que será de importancia de acuerdo a la escala de análisis que se considere (p. ej. desde una escala local a una escala de país). A escala regional, la PPN es un indicador que combina los cambios del clima con la vegetación que crece en el lugar, resaltando principalmente aquellas variaciones que impactan durante la estación de crecimiento. Por ejemplo, en Tierra del Fuego, pequeños cambios al comienzo (septiembre u octubre) o la finalización (marzo o abril) de la corta estación de crecimiento generan importantes cambios en la PPN, mientras que cambios durante la época otoñal o invernal (mayo a agosto) no impactan significativamente en dicha variable. Sin embargo, pueden impactar indirectamente al influir sobre la acumulación de nieve en invierno que luego aportará agua a los ríos y arroyos. Más allá de estos comentarios, en general, la PPN sigue el mismo patrón combinado entre las temperaturas y precipitaciones medias en la Argentina, siendo en general mayor en los ecosistemas forestales que en los no forestales de cada región. Para el período comprendido entre los años 2000 y 2015 (fig. 12.5) se observan variaciones de PPN media anual que llegan a  $\pm 1419\text{ gr.m}^2$ . Dentro de este período, hay regiones que presentan un proceso de pérdida (p. ej. la región pampeana y el centro-norte del país, así como gran parte de Tierra del Fuego) y otros de ganancia de la PPN media anual (p. ej. Corrientes, sectores asociados a la cordillera de los Andes y la Patagonia sur continental). Asimismo, hay áreas sin cambios significativos respecto del año base utilizado (año 2000), los que pueden asociarse a particularidades de la topografía, comunidades vegetales originales, y/o de cultivo o del uso del suelo actual al que se encuentran sometidos.

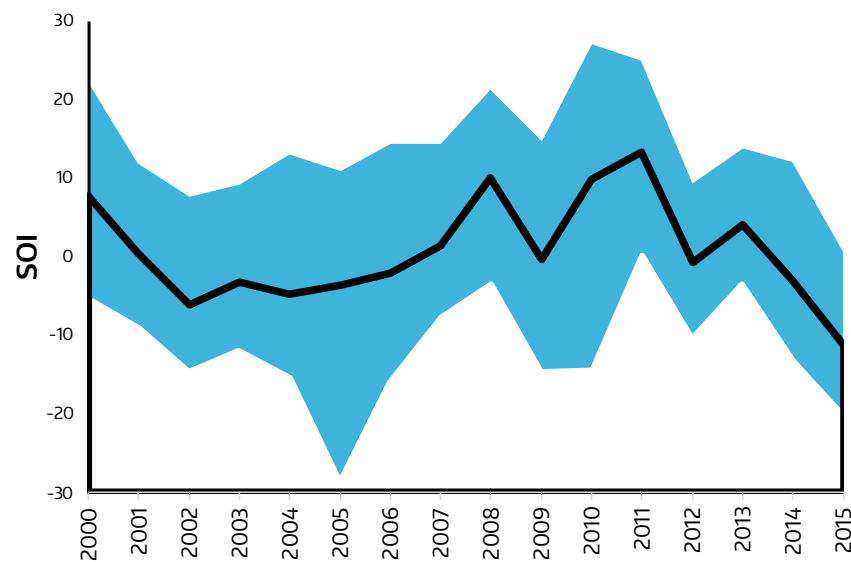
Los cambios del clima descritos en este capítulo afectan en forma diferencial a las regiones forestales del país, y es de esperar que también influyan sobre la PPN. Más allá

de las particularidades descritas a escala de país, se puede observar que en promedio cada región forestal presenta diferentes tendencias de cambio en la PPN para el período bajo análisis (2000-2015) (fig. 12.6): (i) la región de los bosques Andino-Patagónicos presenta una disminución sostenida de la PPN para el período estudiado, con máximos (2001-2004-2008) y mínimos (2002-2009-2015). (ii) La región del Espinal presenta una disminución sostenida (2000-2009) seguida de una recuperación significativa (2009-2015) de su PPN. (iii) La región del Monte presenta un período relativamente estable de PPN, con algunos mínimos (2003-2009) y algunos máximos (2004-2015) de consideración. (iv) La región del Parque Chaqueño presenta una pérdida sostenida de la PPN con mínimos en los años 2009 y 2013 seguidos de pequeñas recuperaciones. (v) La Selva Misionera presenta una PPN bastante estable para el período estudiado, pero con el año 2012 como un extremo de pérdida de productividad. Finalmente, (vi) la Selva Tucumano-Boliviana también presenta una pérdida sostenida de la PPN con mínimos periódicos (2005-2010-2013).

Algunos de estos máximos y mínimos observados en la PPN en cada región forestal se podrían asociar con eventos importantes de los fenómenos El Niño y La Niña. El fenómeno El Niño consiste en un calentamiento anómalo de las aguas superficiales del océano Pacífico Ecuatorial Central y Oriental, mientras que La Niña en un enfriamiento anormal de las mismas aguas. El resultado de conducta en estas temperaturas se pondera mediante el Índice de Oscilación del Sur (SOI) que se calcula con las diferencias de presión entre Tahiti (Polinesia Francesa) y Darwin (Australia) ([www.bom.gov.au](http://www.bom.gov.au)). Valores de índice negativos  $<-7$  indican episodios El Niño, mientras que valores  $>7$  indican episodios La Niña. Este comportamiento general hacia señales opuestas ha sido

comprobado para la precipitación y anomalías de circulación sobre el sur de Sudamérica (Grimm *et al.*, 2000). Puede observarse que algunos años extremos detectados en los análisis anteriores se asocian con eventos extraordinarios El Niño o La Niña, tanto para las variables climáticas (p. ej. principalmente precipitación) como para la PPN. La incidencia del SOI tiene una dispar incidencia en el territorio argentino. Durante un proceso El Niño, la incidencia de la precipitación invernal es mayor sobre la cordillera de Los Andes en el sector central del territorio. Por ejemplo, los rindes de maíz, soja o sorgo varían de buenos a muy buenos durante un año El Niño mientras que esta situación se revierte en años La Niña. Los rindes de trigo siguen comportamientos particulares con valores mayores hacia el norte del territorio, mientras que al sur presenta comportamiento inverso. Para este mismo grano, La Niña se muestra en forma inversa al modelo anterior (Heinzenknecht,

2011). De modo que si en las áreas de influencia de los fenómenos El Niño o La Niña, los cultivos muestran comportamientos diversos, lo mismo es esperable para valores de PPN en cada región forestal. Los análisis aquí presentados muestran que procesos de variación del clima y los fenómenos climáticos de escala hemisférica representados por índices atmosféricos como el SOI se asocian a la variabilidad de la PPN a lo largo de todo el país en general, y en las regiones forestales en particular (fig. 12.7). Sin embargo, las tendencias observadas no son las mismas, y los años extremos varían de región en región. Los cambios en la PPN observados en el corto plazo son de suficiente magnitud como para influir en las planificaciones de productividad (p. ej. crecimiento de los bosques de producción) o como para influir sobre la dinámica natural de los ecosistemas con o sin manejo, o en la recuperación de aquellos sistemas naturales con diferentes grados de disturbio.



**Figura 12.7.** Promedios anuales (línea negra) del Índice de Oscilación del Sur (SOI) con sus correspondientes máximos y mínimos mensuales (en azul) para el período 2000-2015 (www.bom.gov.au).

## 12.4 ¿Cómo se pueden interpretar los cambios observados en relación con la cobertura actual de los bosques nativos y su interacción con los principales factores socioeconómicos de cada región forestal de la Argentina

Las coberturas de bosques nativos, la estructura forestal y el ensamble de las especies que la conforman, no deben ser consideradas como elementos estáticos, sino como un componente dinámico dentro del paisaje y del tiempo, y que responde a las variables naturales y antrópicas que lo condicionan en su existencia y desarrollo. En general, las políticas de manejo y conservación son elementos estáticos y no cuentan con alternativas para hacer frente a cambios que pueden producirse no solo en el largo plazo, sino también, como lo hemos puesto en evidencia, en el corto y en el mediano plazo.

La cobertura de los bosques y los diferentes tipos forestales se modifican naturalmente, existiendo muchas evidencias de estos cambios cuando las barreras y/o limitantes climáticas son superadas (Zak *et al.*, 2008), p. ej. el avance del ciprés de la cordillera (*Austrocedrus chilensis*) en la estepa al norte de Patagonia (Veblen y Lorenz, 1988; Villalba y Veblen, 1997), o las recientes modificaciones del límite vegetal en los bosques de lenga (*Nothofagus pumilio*) (Ivancich *et al.*, 2012; Srur *et al.*, 2016, 2018). También, la dinámica y el crecimiento son afectados por estos cambios, los que llevan a generar modificaciones en la estructura forestal de los bosques (p. ej. cambios en las tasas de crecimiento) (Villalba *et al.*, 1998; Amoroso *et al.*, 2015; Rodríguez-Catón *et al.*, 2016), o a cambiar las proporciones de especies en los diferentes tipos forestales (Wolters *et al.*, 2000) afectando no solo la productividad primaria neta de los ecosistemas, sino también la productividad secundaria (p. ej. se han medido variaciones en la densidad y biomasa de aves del bosque

en Tierra del Fuego relacionadas con las variaciones en el clima) (Martínez Pastur *et al.*, 2016).

Además de los efectos hídricos que se manifiestan en el sector centro y norte del país, la incidencia de los fenómenos El Niño y La Niña se extienden a otras provincias forestales como el caso de los bosques subantárticos. Durante un año El Niño, el excepcional calentamiento de Pacífico ecuatorial produce gran evaporación, conduciendo fuertes precipitaciones invernales a lo largo de la costa del Pacífico de América del Sur, especialmente en Ecuador, Perú y Chile central. Pero este calentamiento del mar produce, además, efectos desplazados en el tiempo, como el aumento de las temperaturas del aire en el sector norte de Patagonia (Aceituno, 1988; Kiladis y Díaz, 1989). Eventos de mayor temperatura acentúan la deshidratación en los ecosistemas forestales subantárticos, afectados ya a la indicada tendencia de incremento en la temperatura y disminución de la precipitación en la región, p. ej., se conoce que el crecimiento de *Araucaria araucana* es inversamente relacionado a la variabilidad de la temperatura de la primavera-verano, indicando que condiciones cálidas afectan el crecimiento (Roig y Villalba, 2008; Hadad *et al.*, 2014). En este sentido, al comparar el crecimiento de los árboles con El Niño, se observa que los mismos son más sensibles a esta variable especialmente durante los meses previos al comienzo del crecimiento (Hadad, 2014; Hadad *et al.*, 2014). Esto toma sentido a lo sostenido previamente sobre el efecto de eventos El Niño en la temperatura estival de Patagonia y su incidencia negativa en los rendimientos del crecimiento de *A. araucana*.

Se conoce ahora que se ha incrementado el número de días sin heladas. Esto significa que la estación de crecimiento se ha expandido en diversas partes del mundo y se asigna este fenómeno al cambio climático (Inouye, 2008). De acuerdo al informe del CMNUCC del 2015, el número de días con heladas ha mostrado una tendencia a disminuir, principalmente en el NOA y parte de Cuyo, y el NO de Patagonia, mientras que los días con olas de calor han aumentado particularmente en NEA y Patagonia. Implica que también en Argentina se está observando para determinadas regiones una ampliación de la estación de crecimiento. Sin embargo, al anticipar los estadios de brotación, floración y formación de frutos, los ecosistemas vegetales quedan más expuestos al período de mayor riesgo de helada. Un ejemplo reciente ha sido la severa helada ocurrida en setiembre de 2013, la que produjo daños entre 50-80% en diversos cultivos del centro-este de Argentina y Chile. A nivel mundial se estima que 15% de la producción agrícola se pierde cada año, por lo que es importante considerar el curioso aumento de efectos de heladas destructivas en un escenario de calentamiento global (Inouye, 2008). En el sur de Australia, donde se ha detectado una mayor frecuencia de heladas tardías, se ha denominado el fenómeno como ironía del cambio climático (GRDC, 2010). Los efectos combinados de ondas de calor y descenso brusco de temperaturas generan amplitudes térmicas con efectos dañinos en los meristemas. En experimentos con plantas de *Vitis vinifera* cv. Chardonnay y cv. Merlot, Gonzalez Antivilo *et al.* (2017) indican que episodios de calor por incidencia de viento Föhn (Zonda) durante el período de dormancia hace que los tejidos de las plantas experimenten una rápida pérdida de resistencia al frío, lo que seguido por eventos de congelamiento produce lesiones en estructura de membranas y enzimas dañando órganos vegetativos y reproductivos. Lo observado a nivel

productivo puede extenderse a comunidades vegetales nativas en diferentes estadios de crecimiento. En condiciones naturales, heladas tardías expondrían la cohorte de regeneración de los bosques a consecuencias potencialmente letales. Experimentos conducidos con plantines de *Araucaria araucana* de 9 años de edad indican que cuando son sometidos a diferentes niveles de temperatura de congelamiento (-2 °C, -6 °C, -10 °C y -15 °C) durante la temporada de activo crecimiento vegetal, el 90% de los plantines mantuvieron vivas sus hojas hasta -6 °C, pero a temperaturas del aire <-10 °C el porcentaje de hojas necrosadas resultó variable, hasta muerte total del follaje (Arco Molina *et al.*, 2015). Debido al efecto térmico buffer del suelo, las raíces pueden permanecer vivas permitiendo el rebrote de yemas latentes en la porción inferior del tronco (Zabadal *et al.*, 2007), generando plantas con reiterados rebrotes. Sintomatologías semejantes de rebrote y muerte en plantines se observan a campo, tanto en bosques de *A. araucana* como de *Austrocedrus chilensis* lo que indica el daño potencial que las heladas podrían tener sobre la regeneración espontánea de los bosques en estadios juveniles (Arco Molina *et al.*, 2016; Hadad *et al.*, 2012, 2018).

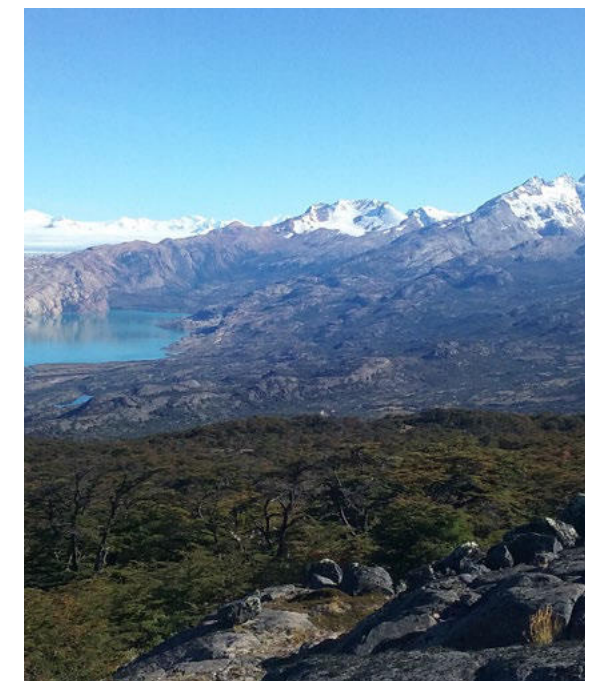
Por otra parte, estos cambios ambientales alteran los ciclos naturales, alterando las funciones ecosistémicas, desde modificaciones en las tasas de descomposición, inmovilización y liberación de nutrientes, hasta cambios en los ciclos del agua, p. ej. como ocurre con las funciones de regulación (Hopkins *et al.*, 2012). Estas alteraciones modifican todo el sistema, y muchas veces pasan desapercibidas hasta que impactan significativa y económicamente sobre los ecosistemas bajo manejo. Dentro de estos cambios, las pérdidas por ataques de insectos en el hemisferio norte son las que han despertado mayor interés, por las enormes superficies afectadas y las cuantiosas pérdidas económicas

generadas (Volney y Flemming, 2000; Allen *et al.*, 2010). Estos ataques se multiplicaron por efecto de las variaciones en el clima, modificando las áreas de hábitat potencial de las especies y habilitando un mayor número de reproducciones anuales debido a los aumentos de la temperatura. Estos ataques pasaron de ser esporádicos a cotidianos, lo que llevó a modificar las acciones para su combate o el cambio de preferencias de plantaciones por especies menos sensibles. Incluso, existen investigaciones que indican que el cambio climático no solo afecta las áreas de distribución y los ciclos reproductivos, sino que está llevando a modificar las trayectorias evolutivas modificando genomas mediante los cuales se logran adaptaciones más eficientes (por selección natural las menos eficientes se pierden) (Ryan *et al.*, 2018).

No menos importantes son los efectos indirectos que puede producir el cambio climático. Uno de gran significancia ecológica está relacionado con los eventos de fuegos (Allen *et al.*, 2010; Westerling, 2016), tal como fuera descrito para los últimos siglos en Patagonia (Kitzberger *et al.*, 1997; Veblen *et al.*, 1999; Holz *et al.*, 2012; Mundo *et al.*, 2017).

Lo hasta aquí descrito son solo ejemplos de cómo el cambio climático y las variaciones en el clima pueden influir naturalmente sobre los ecosistemas, sin embargo, la situación se vuelve más crítica si consideramos su interacción con los principales factores socioeconómicos (Zak *et al.*, 2008) de cada región forestal de la Argentina. El ser humano interactúa con el medio ambiente, y los cambios en el clima también alteran los usos y actividades económicas que desarrolla. Los cambios en el clima influyen sobre la productividad de algunos cultivos (Magrin *et al.*, 2005; de la Casa y Ovando, 2014), p. ej., puede llevar al recambio de algunos cultivos por otros con mayor productividad para

las condiciones actuales (Viglizzo *et al.*, 1997). Esto hace que los cultivos desplazados tiendan a sembrarse en nuevas áreas fuera de las distribuciones históricas, ampliando o reduciendo la frontera agrícola. Estas particularidades han sido descriptas para varios cultivos a lo largo de toda la Argentina, p. ej. vitivinicultura (Cabré *et al.*, 2016). Lo mismo sucede con la cría de ganado (Gaully *et al.*, 2013), que acompañando a la agricultura va encontrando su óptimo en otras áreas debido al cambio del clima, afectando no solo la disponibilidad de forrajes sino también la fisiología animal, el rendimiento económico de la cría y la reproducción. Estas modificaciones muchas veces generan conflictos de intereses con el uso del suelo en los bosques nativos, generando presiones para el cambio en su categoría de uso. Es por ello que se hace necesaria una visión mucho más amplia y dinámica de los factores naturales y antrópicos que puedan generar sinergias positivas o negativas con el uso actual de los bosques nativos (Martínez Pastur *et al.*, 2017) en el marco de un cambio climático con diferentes magnitudes y direcciones de cambio.



## 12.5 Recomendaciones de estrategias de conservación y manejo silvícola

Son muy abundantes las recomendaciones sobre adaptaciones de la agricultura y la ganadería al cambio climático (Magrin *et al.*, 2005; Gauly *et al.*, 2013; de la Casa y Ovando, 2014), habiéndose generado una amplia documentación respecto de nuevas estrategias de producción. Lo mismo ha ocurrido en el mundo respecto de las consideraciones que tienen que tener las nuevas estrategias de conservación de la biodiversidad (Wolters *et al.*, 2000; Walther *et al.*, 2002; Ryan *et al.*, 2018), en la que numerosos trabajos llaman a establecer nuevos protocolos que puedan adaptarse a los potenciales cambios del clima. Sin embargo, es bastante menos abundante la bibliografía respecto de las prácticas silvícolas para los bosques nativos, salvo en aquellos casos como los antes descritos cuando se han generado pérdidas económicas significativas (Logan *et al.*, 2003; Allen *et al.*, 2010; Keenan, 2015), probablemente porque son necesarios largos períodos de tiempo para la toma de los datos experimentales (Seidl y Lexer, 2013). En este apartado, de acuerdo con lo antes expuesto, se analizará el impacto potencial esperado frente al cambio climático, las variaciones en el clima y los eventos extremos frente a diferentes estrategias de manejo y conservación de los bosques nativos. Se propone analizar escenarios puntuales dando recomendaciones y lineamientos de cómo deberían enfrentar los gobiernos, instituciones y empresas al potencial cambio climático, tanto considerando las sinergias positivas (p. ej., mejora en los crecimientos) como las negativas (p. ej., sequías y/o eventos extremos que afecten el normal desarrollo de las masas forestales).

En el caso de las estrategias de conservación, el cambio climático trae aparejado nuevos desafíos, debido a que los cambios recientes

han modificado los umbrales de supervivencia de numerosas especies, p. ej. el diseño de las reservas naturales actuales ya no cubre a todas las especies para las que fueron diseñadas y/o propuestas (Swetnam *et al.*, 1999; Heller y Zavaleta, 2009; Hallegatte, 2009; Gifford *et al.*, 2011). En los últimos años han surgido numerosos estudios que proponen diferentes alternativas para mejorar estas estrategias de conservación frente al cambio climático (Heller y Zavaleta, 2009), entre las que incluyen: (a) diseñar reservas biológicamente complejas de modo de capturar mejor los cambios impredecibles en el tiempo, y no solo diseñar estrategias unidireccionales (Bartlein *et al.*, 1997); (b) incrementar el tamaño de las reservas, protegiendo una mayor diversidad de ambientes a lo largo de gradientes climáticos y ambientales, y generar zonas de amortiguamiento alrededor de las mismas (Hartig *et al.*, 1997; Millar *et al.*, 2007); (c) incrementar la conectividad entre las diferentes áreas de conservación (corredores, remoción de barreras, restauración) (Halpin, 1997); (d) conservar las especies en más de una reserva de modo de poder afrontar los potenciales cambios (Halpin, 1997; Millar *et al.*, 2007); (e) mitigar otros impactos que puedan profundizar los cambios producidos por el clima (p. ej., especies invasivas, fragmentación, contaminación) (Chornesky *et al.*, 2005); (f) profundizar los estudios sobre la respuesta de las especies a conservar respecto de cambios fisiológicos, comportamiento o demografía, e incluir dichos estudios dentro de las planificaciones de los planes de manejo (Swetnam *et al.*, 1999); (g) considerar la reubicación de especies de alto valor de conservación cuando las reservas ya no puedan soportar ambientalmente a las mismas (Hannah *et al.*, 2007); (h) implementar prácticas de manejo menos intensivas en áreas de alto

valor de conservación o en las zonas de amortiguación de las reservas naturales (Franklin *et al.*, 1992); (i) implementar propuestas basadas en el manejo adaptativo en conjunto con programas de monitoreo de amplio espectro (Millar *et al.*, 2007); (j) promover el desarrollo de políticas públicas de conservación que integren a los pobladores locales en las prácticas implementadas, basadas en la planificación de largo plazo a una escala de paisaje (Chapin *et al.*, 2006); y (k) mejorar las colaboraciones entre diferentes entes gubernamentales y entre actores (estatales, privados u ONG) a los fines de considerar estrategias conjuntas con mayor capacidad de adaptación a los cambios a una mayor escala de paisaje (Grumbine, 1991).



Frente a escenarios de cambio climático, también existen diferentes estrategias potenciales a seguir que pretenden ampliar las posibilidades de adaptación de los sistemas forestales bajo manejo silvícola (Millar *et al.*, 2007; Rist y Moen, 2013), p. ej. (i) generar resistencia en los rodales bajo manejo a los cambios ambientales potenciales que puedan ocurrir, (ii) promoviendo una mayor resiliencia de los rodales a estos cambios al cambiar las prácticas de raleo o cosecha, o (iii) permitiendo a los rodales seguir una dinámica distinta de tal modo que puedan responder favorablemente a estos cambios (p. ej., dejar parte de las decisiones en la dinámica posdisturbio como los raleos o la cosecha a implementar). Estas estrategias pueden ser encaradas desde diferentes puntos de vista de acuerdo con las particularidades y objetivos del manejo propuesto, considerando escenarios de cambio predecibles (modelos determinísticos), o donde las direcciones y magnitudes de cambio son impredecibles (modelos no-determinísticos), y donde los objetivos del manejo deberían ir adecuándose a dichos cambios. En este contexto, Millar *et al.* (2007) sugiere considerar las siguientes potenciales prácticas de manejo, entre las que se destacan: (a) asistir a las transiciones que puedan ocurrir frente al cambio climático, favoreciendo las direcciones del cambio en el desarrollo de las especies forestales o de la biodiversidad que sostiene. Esto implica favorecer la migración de las especies generando transiciones hacia los nuevos hábitats, anticipar las mortalidades de árboles o los potenciales eventos de fuegos. Parte de estos objetivos se pueden alcanzar modificando las planificaciones de cosecha, alterando los objetivos de los raleos o favoreciendo a diferentes especies forestales a lo largo del tiempo y el paisaje (p. ej., estrategias de migración asistida, Halpin, 1997). Otra de las prescripciones recomendadas es trabajar con plantaciones o manejo de rodales mixtos en el mediano y largo plazo, o pasar, en los sectores

más sensibles al cambio, de un manejo regular o un manejo irregular. (b) Incrementar las duplicidades de ambientes en el paisaje y aumentar las zonas de amortiguamiento en aquellos sectores más sensibles al cambio climático. En este sentido, al incrementar la diversidad en el paisaje, se reparten los riesgos en una mayor extensión y se evita concentrar todo el riesgo en un único lugar, lo que podría llevar a extinciones locales de especies o tipos forestales particulares. Esto implicaría un manejo no tradicional aplicando una ingeniería del paisaje, en la cual deliberadamente se intentaría introducir o favorecer especies fuera del rango de distribución histórica, pero que debido al cambio climático lo será en el mediano o largo plazo. (c) Replantarse el manejo del germoplasma para las poblaciones locales, dado que las prácticas tradicionales silvícolas y de conservación se han definido sobre los supuestos de que los ambientes y el clima no cambian. En este sentido usualmente se sugiere mantener estrictos controles de los orígenes genéticos de las poblaciones locales. Dentro de los nuevos paradigmas de cambio, se deberían favorecer los cambios en los genomas locales que vayan migrando de acuerdo a las adaptaciones necesarias de las especies involucradas. Estas prácticas deben realizarse en el marco de un manejo adaptativo y bajo un principio de precautoriedad, ya que podría llevar a la pérdida de los genotipos locales. (d) Manejar el paisaje de modo de promover las conexiones de los ecosistemas y evitar la fragmentación de las poblaciones. En este sentido, la respuesta de las especies a los cambios climáticos es la migración, como estrategia clave para poder sobrevivir en el mediano y largo plazo. Es necesario realizar propuestas silvícolas flexibles de modo de favorecer la conectividad, p. ej. los sistemas de retenciones generan mayor conectividad en los bosques manejados que las propuestas de cosecha tradicionales

(p. ej. Lencinas *et al.*, 2017). (e) En caso de no ser posible extender las conectividades, la alternativa es establecer nuevos núcleos de reclutamiento para especies sensibles al cambio climático, esto es, establecer nuevos bosques fuera del rango de distribución actual, basado en distribuciones paleohistóricas y en modelos de hábitats que consideren las modificaciones que producirá el clima. Por ejemplo, poblaciones continuas tienen la posibilidad de expandirse hacia una dirección determinada más favorable; sin embargo, poblaciones discontinuas (por ejemplo cuya ocurrencia es un cerro) tienden a la extinción si las condiciones de cambio empujan a las poblaciones a mayores altitudes que las que poseen los sitios de ocurrencia. En este sentido, se podría comenzar un nuevo núcleo de reclutamiento en otro cerro fuera del rango de distribución actual donde la especie no está presente. (f) En el caso de las estrategias de restauración, se sugiere ampliar los objetivos, y no solo considerar como estrategia la recuperación de los ecosistemas originales, sino considerar aquellos que, aun estando fuera de los rangos históricos, puedan ser los que mejor representen los ecosistemas futuros debido al cambio climático. Y finalmente, (g) es necesario incluir dentro de los ambientes de alto valor de conservación, no solo aquellos que albergan una mayor riqueza de especies, sino también aquellos ambientes que presentan condiciones excepcionales para actuar como refugio de especies en el largo plazo, o bien frente al cambio climático o a eventos catastróficos (por ejemplo fuegos). Hay ambientes que por sus condiciones topográficas, de composición de suelo o microclima, son más adecuados para conservar las especies en el tiempo (Huntley y Webb, 1989; Landesmann *et al.*, 2015), debiendo ser identificados para asegurar su conservación dentro del paisaje.





## 12.6 Conclusiones

El cambio climático y las variaciones en el clima son un fenómeno que presenta variaciones significativas a escala planetaria, regional y local, pero con diferentes magnitudes y direcciones de cambio. La existencia de herramientas con base en sensores remotos permite el análisis a una escala de paisaje, generando una herramienta sin precedentes para la toma de decisiones en manejo y conservación frente al cambio climático. A partir de estas herramientas, es posible observar que en las últimas décadas se presentaron cambios en las tendencias de temperatura media a lo largo del país que no siguen un patrón único, p. ej. aumentos en el centro norte del país y disminuciones en las regiones asociadas a la alta cordillera. Lo mismo ocurre con la precipitación donde se observan cambios en las tendencias de la precipitación media, por ejemplo, importantes disminuciones para la región del Chaco y aumentos en Patagonia sur. Estos cambios influyen en forma diferencial sobre los ecosistemas y la PPN es un buen indicador que sintetiza la respuesta (magnitud y dirección) de los mismos, por ejemplo, aumentos en la PPN de los ecosistemas asociados a la cordillera y disminuciones en la zona centro-norte del país. Asimismo, la PPN logra capturar la influencia de los eventos extremos y fenómenos climáticos (por ejemplo El Niño). A partir de estas herramientas es posible cuantificar los cambios ocurridos en los ecosistemas a una menor escala (por ejemplo

500 mil hectáreas), e interpretar los cambios observados en relación con la cobertura actual de los bosques nativos y su interacción con los principales factores socioeconómicos (por ejemplo desde eventos de fuegos al avance de la frontera agropecuaria). Es por ello que es necesario pensar en una silvicultura de precisión adaptada a cada región, y que sea lo suficientemente plástica como para adaptarse a una gran amplitud de situaciones posibles, basadas en las observaciones del corto y largo plazo. Son numerosas las recomendaciones para la elaboración de estrategias de manejo y conservación, pero las mismas no pueden ser determinadas a escala nacional. Las mismas deben ser elaboradas a escala regional, provincial o zonal, en relación a los ecosistemas que la componen (por ejemplo particularidades de ensamble de especies o usos por parte de la sociedad) y los cambios potenciales que puedan afectarlos en el corto y en el largo plazo. En este sentido una planificación del uso en el largo plazo se hace imprescindible, y debe ser acompañada de un monitoreo acorde que analice las tendencias de cambio y las relaciones con los cambios climáticos que hoy pueden ser analizados mediante sensores remotos. Es por ello que podemos afirmar que hoy el cambio climático y las variaciones en el clima son una variable ineludible a ser incorporada en la planificación de uso y conservación de nuestros bosques nativos.

# CUADRO 1

## Efectos del cambio climático sobre paisajes forestales del NO de Patagonia mediados por regímenes alterados de fuego

*Florencia Tiribelli; J. M. Morales; Juan H. Gowda; Thomas Kitzberger.*

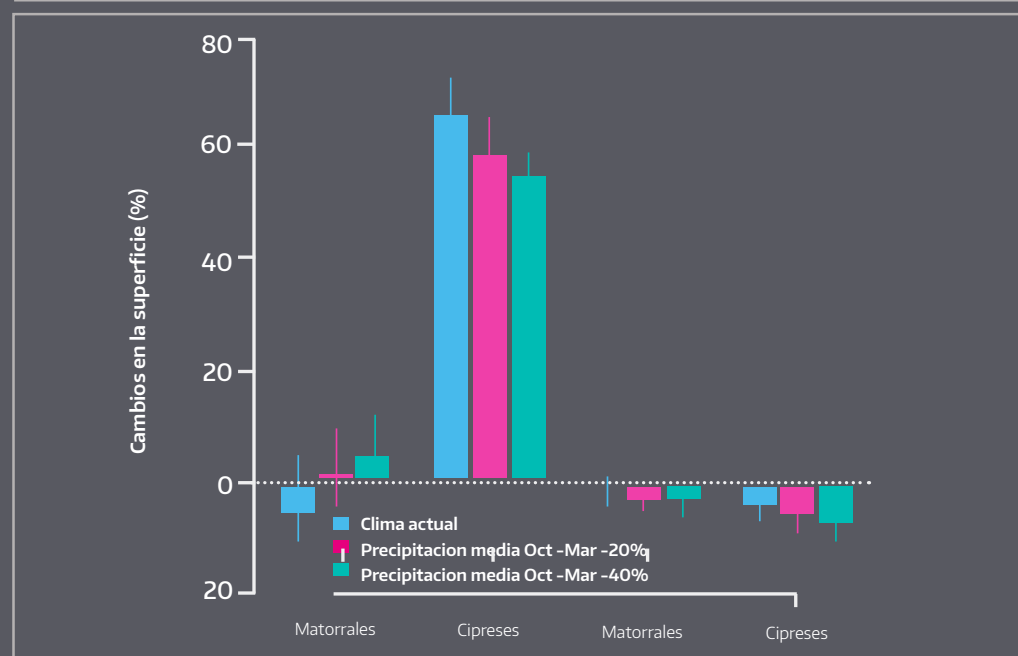
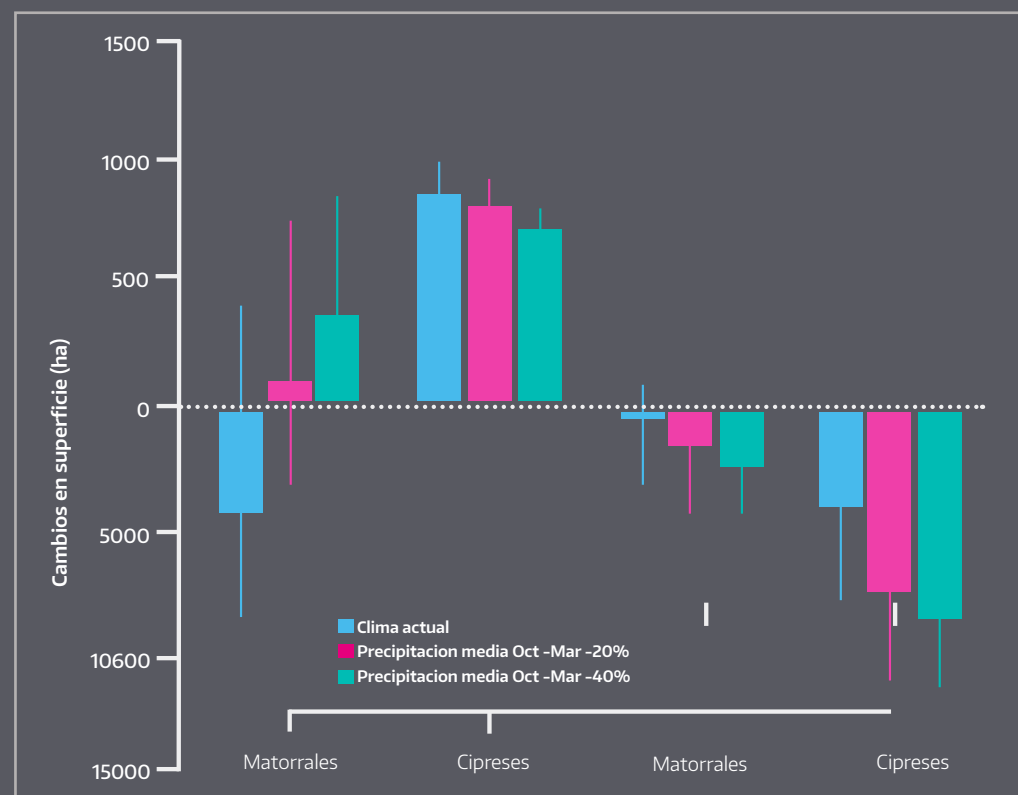
Laboratorio de Ecotono, Instituto de Investigaciones en Biodiversidad y Medioambiente (INIBIOMA), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Universidad Nacional del Comahue (UNCOMA),

Para analizar el efecto de los procesos asociados al cambio climático sobre decisiones de manejo y silvicultura forestal, es necesario utilizar modelos que simulen sus efectos a las escalas en que se toman las decisiones silvícolas. Es decir, desde escala de rodal hasta escala de paisaje. En ese sentido, es necesario poder predecir cómo el cambio climático impacta las coberturas de los diversos tipos forestales de una región. Para eso hay que tener en cuenta procesos que conducen a la formación, cambio y desaparición de parches de estos tipos forestales: la dispersión, el establecimiento y supervivencia de plántulas y renuevos, la reproducción vegetativa, la sucesión y competencia entre especies y, los disturbios. Entre estos procesos hay dos que son particularmente sensibles al cambio climático: el reclutamiento de plántulas y, la ignición y propagación de incendios.

En Patagonia norte la vegetación presenta dos estrategias principales de recuperación posfuego: rebrote y colonización por semilla. Las especies rebrotantes, por lo general arbustos y árboles pequeños recuperan rápidamente su biomasa, cobertura e inflamabilidad, en tanto que varias especies arbóreas (por p. ej. coihue, lenga, ciprés) solo son capaces de colonizar áreas quemadas a través de la llegada de semillas provenientes de parches no quemados. Además, al ser muchas veces especies heliófilas son capaces de establecerse en cortas ventanas temporales luego del fuego, antes de que la cobertura de especies rebrotantes

dificulte su establecimiento. Estas últimas son especialmente sensibles a cambios en el clima y en el régimen de incendios. Por un lado, el clima afecta la producción de semillas, su establecimiento y luego la supervivencia de las plántulas. Por otro lado, al ser sensibles al fuego (cortezas relativamente delgadas, falta de yemas protegidas, etc.), si el tamaño de los incendios es muy grande o los incendios son muy severos, quedan pocos árboles sobrevivientes productores de semillas, limitando la capacidad de colonizar parches quemados y permitiendo que dominen las especies rebrotantes. Si estas especies son capaces de colonizar, desplazan por sombreado a las especies rebrotantes en el largo plazo y disminuyen la inflamabilidad del sistema.

Considerando estos procesos y otros derivados de la literatura construimos un modelo de simulación de paisajes espacialmente explícito denominado ALLADYNS (Argentinean Lake Region Landscape DYNamics Simulator) y nos preguntamos: (i) manteniendo el régimen de igniciones actual, ¿qué cambios de largo plazo (500 años) esperamos en los paisajes del NO patagónico bajo los escenarios predichos por modelos de cambio climático para la región boscosa en 2100 (disminuciones de 20-40% en las precipitaciones)?; (ii) ¿qué tipos forestales serán más vulnerables a estos cambios y cuales más resilientes?; y (iii) ¿Cómo se reconfigurarán los paisajes y los regímenes de fuego en base a estos cambios?



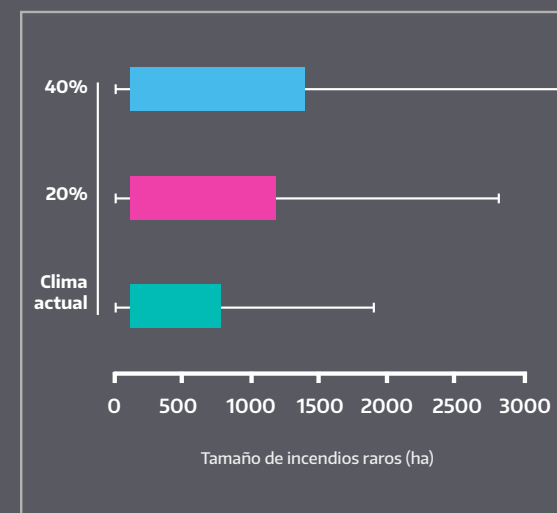
**Figura 12.8.** Cambios simulados en la cobertura de los principales tipos forestales del noroeste de la Patagonia bajo igniciones y clima actual, y dos escenarios (año 2100) de precipitación esperada bajo cambio climático (reducción del 20% en precipitaciones octubre-marzo, reducción de precipitaciones octubre-marzo del 40%). Se grafican promedios de 20 simulaciones para el año 500 y los intervalos de credibilidad del 95%.

En condiciones de clima e igniciones actuales los matorrales disminuirán ya que la tasa de colonización por ciprés es mayor que la tasa de conversión de otros tipos de bosque a matorrales. Los bosques de coihue se mantendrán estables en el tiempo mientras que los bosques de lenga perderán superficie por conversión a matorrales. Manteniendo las igniciones actuales pero reduciendo las precipitaciones esperadas la tendencia de pérdida de matorrales se hace neutra (escenario -20%) o se revierte (escenario -40%). Esto ocurrirá principalmente porque los bosques retraerán a mayores tasas, especialmente los bosques de lenga, aunque en menor medida también disminuirán la cobertura de los bosques de coihue. Los bosques de ciprés mantendrán su tendencia al aumento de superficies bajo cambio climático pero a menores tasas netas. La mediana del tamaño de los incendios más infrecuentes (más grandes) se duplicaría bajo el escenario de mayor desecación.

Claramente, los bosques de ciprés muestran ser más resilientes mientras que los bosques de *Nothofagus* (particularmente los lengales) se muestran muy vulnerables a cambios futuros en el régimen de precipitaciones. En suma, los

paisajes forestales de Patagonia norte futuros estarían levemente más dominados por matorrales y cipresales en detrimento de bosques de coihue y lenga. A su vez aumentaría la incidencia de incendios más grandes por mayor conectividad de coberturas más inflamables (matorrales) y reducción de parches menos inflamables (bosques) que dejarían de actuar como cortafuegos naturales.

La formulación de políticas forestales futuras para esta región debería incorporar estas tendencias. Claramente los sistemas rebrotantes (matorrales) se muestran como muy resilientes y aptos para manejo extensivo. Los cipresales se perfilan como sistemas donde las prácticas silvícolas sostenibles son posibles y deseables mientras que se recomienda poner especiales cuidados y protección a los bosques de *Nothofagus*, en particular los lengales. El manejo del fuego debería centrarse en reducir la combustibilidad de los sistemas rebrotantes (por p. ej. uso leñero o inclusión de cargas sostenibles de ganado) en particular en cercanías de sistemas naturalmente vulnerables (lengales) o socialmente vulnerables como interfaces urbano-boscosas.



**Figura 12.9.** Distribución de tamaños de los incendios menos frecuentes (incendios que ocurren solo una vez en 500 años de simulación) simulados para el noroeste de la Patagonia bajo igniciones y clima actual y dos escenarios (año 2100) de precipitación esperada bajo cambio climático (reducción del 20% en precipitaciones octubre-marzo y reducción de precipitaciones octubre-marzo del 40%).

## CUADRO 2

### La deforestación en la ecorregión del Chaco seco: implicancias sobre el cambio climático

Silvia D. Matteucci.

Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina.

La concentración atmosférica de CO<sub>2</sub> es uno de los nueve límites planetarios que no debería transgredirse para asegurar la vida humana en nuestro planeta; actualmente este límite se encuentra en la zona de riesgo. Los procesos planetarios no funcionan individualmente sino que pueden potenciarse entre sí. Si se trasgreden uno o más de estos límites, se corre el riesgo de que se produzcan cambios ambientales bruscos no lineales a escala continental o planetaria, que pondrán en riesgo la vida humana. La deforestación, además de producir un incremento de CO<sub>2</sub> atmosférico puede contribuir a la extinción de especies cuya supervivencia depende de la existencia del bosque, el cual puede requerir de la persistencia de especies que participan en las funciones fisiológicas y ecológicas del bosque. Por lo tanto, los dos procesos se potencian, y el umbral de cambio del ensamble de la biodiversidad ya ha sido transgredido (Matteucci, 2018; Matteucci *et al.*, 2018).

La ecorregión del Chaco seco ocupa una superficie de casi 50 mil km<sub>2</sub> en el norte de Argentina, y representa poco más del 80% del Parque Chaqueño según Cabrera (1971). Presenta un clima semiárido, que se manifiesta en la cobertura vegetal y en el comportamiento de sus especies. La vegetación es de bosque, a pesar de que el territorio se encuentra próximo a los 30° de latitud, que en otras partes del planeta está ocupado por desiertos (Ledesma, 1992). La comunidad clímax es el bosque dominado por dos especies de alto porte que ocupan toda

la región (figura 12.3): el quebracho colorado (*Schinopsis quebracho-colorado*) y el quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho-blanco*). El quebracho blanco es de follaje persistente y el quebracho colorado es de follaje caduco, con un comportamiento particular, ya que a diferencia de otras especies caducas de clima templado la caída de las hojas se produce al iniciarse la primavera y mantiene su follaje durante todo el invierno; por lo tanto, protege al ecosistema de las inclemencias durante esta época de lluvias escasas (Mateucci *et al.*, 2018).

Al igual que otros bosques nativos, los de la ecorregión Chaco seco brindan una enorme variedad de servicios ecosistémicos y sustento de una alta biodiversidad, que proveen entre otras cosas la protección de la calidad física y química del suelo, la reducción de la evaporación de agua del suelo, provisión de alimentos y materiales, etc. Sin embargo, a diferencia de lo que ocurre en otras regiones forestales de Argentina, en el Chaco seco no se practica una silvicultura extensiva, y por ello, el impacto del cambio climático no se analiza desde las estrategias silvícolas para superar su efecto sobre la producción, sino desde el efecto de la deforestación y la expansión de la frontera agrícola sobre el cambio climático. La región chaqueña, y en particular el Chaco seco, ha sufrido deforestación desde hace muchos años. El sobre uso de los bosques chaqueños se inició en 1870 y se prolongó hasta 1950, con el desarrollo de la industria del tanino en manos de empresas extranjeras (Zarrilli, 2004). En los últimos

25 años, se sumó la deforestación producto del avance de la frontera agrícola industrial para la producción de cultivos intensivos (por ejemplo, cultivos de soja).

La deforestación y la degradación de los bosques son fuentes directas de emisión de gases de invernadero, contribuyendo al calentamiento global, que interfiere además con otros procesos ecosistémicos, con un importante efecto negativo a escala planetaria. Al efecto de la deforestación se suma la emisión de grandes cantidades de gases de invernadero cuando el bosque es reemplazado por cultivos industriales. La región chaqueña sufrió un aceleramiento dramático de la deforestación desde 1977. Hasta el 2002 se habían deforestado 20.000 km<sup>2</sup> y desde esa fecha hasta el 2010 se deforestaron 40.000 km<sup>2</sup> (Piquer-Rodríguez *et al.*, 2015). Desde la sanción de la ley de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos (Ley n° 26331/07) hasta fines de 2016 se deforestaron 2,7 millones de hectáreas, de las cuales el

84% corresponden a tierras forestales en la región chaqueña, por lo que estima que las emisiones por pérdida de bosques fue de 31,83 Mt CO<sub>2</sub>eq (Montenegro, 2017). Al nivel mundial se ha demostrado que la conversión de sistemas naturales a agricultura ha causado una pérdida neta de 7 a 11 millones de km<sup>2</sup> de bosques en los últimos 300 años (Foley *et al.*, 2005) y que la deforestación representa aproximadamente el 18% de las emisiones mundiales, ocupando el segundo lugar en nivel de importancia y superando a las emisiones generadas por todo el sector de transporte del mundo (Alcobé, 2013). Si además, las tierras deforestadas son dedicadas a agricultura, la emisión de CO<sub>2</sub> incrementa considerablemente al igual que la de otros gases de invernadero. Se estima que la agricultura emite entre 5,0 y 5,8 Gt CO<sub>2</sub>eq/año (Totino, 2016; Campbell *et al.*, 2017). En Argentina se estima que, del total de gases emitidos por la agricultura, el 45,5% es CO<sub>2</sub>, el 30,1% CH<sub>4</sub>, 23,9% N<sub>2</sub>O y el restante 0,5% otros gases de efecto invernadero (de Obschatko *et al.*, 2015).

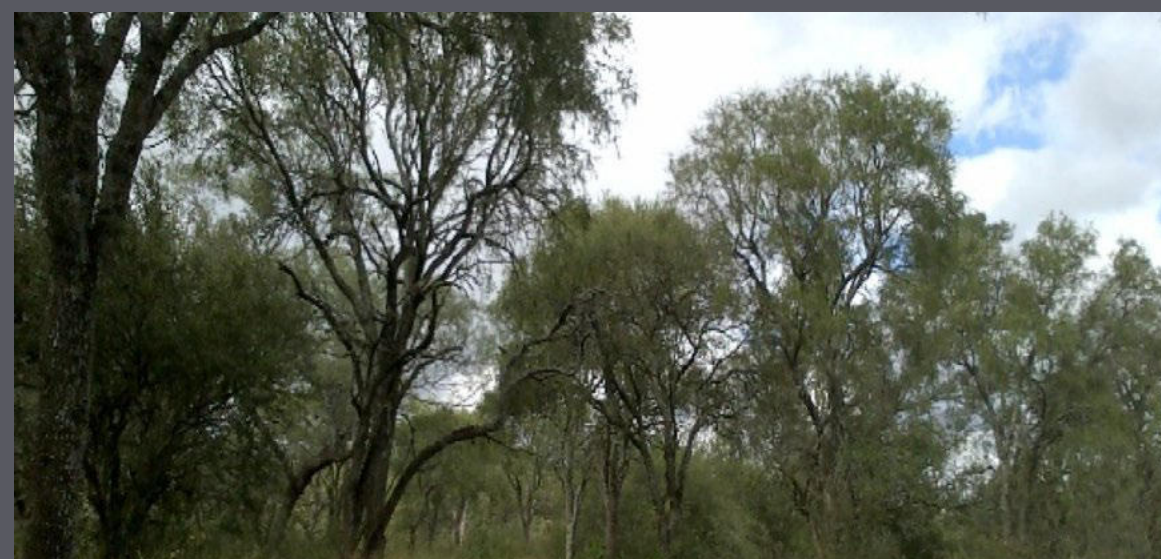


Figura 12.10. Bosque de quebrachos (izquierda), y arbustal creciendo en un área deforestada (derecha).

Si el bosque chaqueño sigue deforestándose, será difícil poder recuperarlo en las condiciones climáticas actuales, ya que este bosque se formó en un territorio con características peculiares, y en una época en que el divague de los ríos que corren desde el noroeste al sudeste por la llanura ocasionaba almacenamientos de agua en el suelo alrededor de los numerosos meandros. Tal como lo manifiesta el PNUD (2007), “las medidas que tomemos hoy con respecto al cambio climático tendrán consecuencias que perdurarán por un siglo o más. Es imposible revertir en un futuro previsible la parte de este cambio causada por las emisiones de gases de efecto invernadero. Los gases que retienen el calor y que enviemos a la atmósfera en 2008 permanecerán allí hasta 2108 y más. Por lo tanto, lo que decidamos hacer

hoy no solo afectará nuestra propia vida, sino aún más la vida de nuestros hijos y nietos. Esto es lo que hace del cambio climático un desafío distinto y más difícil que otros desafíos en el campo de las políticas públicas”. Es por ello, que es necesario desarrollar una silvicultura de recuperación o de restauración a escala de paisaje para la región chaqueña. Si bien los bosques implantados o manejados, no cumplen todas las funciones de los bosques naturales por su baja biodiversidad y resiliencia reducida, sin duda podrían ayudar a reducir la emisión de CO<sub>2</sub> ocasionada por otros emprendimientos productivos, por ejemplo cultivos de soja, además de reducir los daños producidos al suelo, reservas de agua y/o afectaciones que se relacionan con una disminución en el bienestar humano.



## CUADRO 3

### Determinación de sitios potenciales para la implantación de ciprés de la cordillera en el noroeste de la Patagonia en el contexto de cambio climático

Mariano.M. Amoroso<sup>1,2</sup>; E. Marcotti<sup>1</sup>; José Boninsegna<sup>1</sup>; Ricardo Villalba<sup>1</sup>.

<sup>1</sup>Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Instituto Argentino de Nivología, Glaciología y Ciencias Ambientales, Argentina. <sup>2</sup> Instituto de Investigaciones en Recursos Naturales, Agroecología y Desarrollo Rural (IRNAD), Universidad Nacional de Río Negro, e Instituto de Investigaciones en Recursos Naturales, Agroecología y Desarrollo Rural (IRNAD), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET),

Durante los últimos años se ha incrementado el interés en utilizar especies nativas en plantaciones comerciales. Este cambio hacia el uso de especies nativas en lugar de especies exóticas trae consigo múltiples beneficios ya que, entre otros aspectos, se minimiza el riesgo ecológico causado por el escape de especies exóticas y se reduce el potencial daño de ataque de plagas que generalmente afectan forestaciones con exóticas. A pesar del reconocido potencial de varias de las especies nativas destinadas para su utilización en plantaciones y de la promoción que desde diferentes organismos gubernamentales se viene realizando, sin la capacidad de anticiparse a los cambios futuros en el clima y a los impactos negativos que estos tendrán sobre el crecimiento de estas, se corre el riesgo de no poder contar con la información necesaria para prevenir y mitigar estos efectos adversos. Esto incluye, entre otros aspectos, considerar las áreas más aptas para el establecimiento y crecimiento de estas especies.

El ciprés de la cordillera (*Austrocedrus chilensis* (D. Don) Pic. Serm. y Bizzarri) es una de las especies de mayor importancia económica de los Bosques Andino-Patagónicos. Su amplio rango de distribución y su adaptación a condiciones extremas de aridez la convierten en una especie de alto potencial para plantaciones, particularmente en estos ambientes extremos. Conocer la respuesta del ciprés a los cambios en los factores climáticos condicionantes de su crecimiento conjuntamente con los escenarios climáticos futuros, servirá como base para determinar sitios favorables para su establecimiento

y crecimiento, y así establecer políticas de adaptación y sistemas de manejo de esta especie en forestaciones frente al cambio climático. Esto requiere de diferentes pasos que se pueden resumir en: (i) el estudio de la respuesta del ciprés a los cambios de los estados medios y extremos del clima para, posteriormente, determinar umbrales de crecimiento de la especie, y (ii) el desarrollo de mapas de las áreas más aptas el establecimiento y crecimiento a partir de simulaciones climáticas provenientes de la regionalización de modelos de circulación general de la atmósfera y la susceptibilidad climática de la especie. La elaboración del mapa resulta de la utilización conjunta de los umbrales de sensibilidad climática del crecimiento de la especie, la variación espacial de la temperatura, la precipitación y del índice de aridez para el periodo de 2070-2100 (modelo regional PRECIS, escenario de emisiones A2), representando la diferencia entre el escenario futuro y la línea de base para los valores anuales de aridez (Amoroso *et al.*, 2015).

Para el noroeste de la Patagonia la determinación de los umbrales de crecimiento medidos por la agrupación de los datos de ancho de anillos y el índice de aridez indicaron que, sin que los valores de este sean negativos (déficit hídrico), combinaciones desfavorables de temperatura y precipitación cercanas al déficit resultan en disminuciones del crecimiento. En todos los casos, superado el umbral considerado, el crecimiento disminuye por debajo del crecimiento medio en forma exponencial (Amoroso *et al.*, 2015). Del mapa de aridez

# CUADRO 4

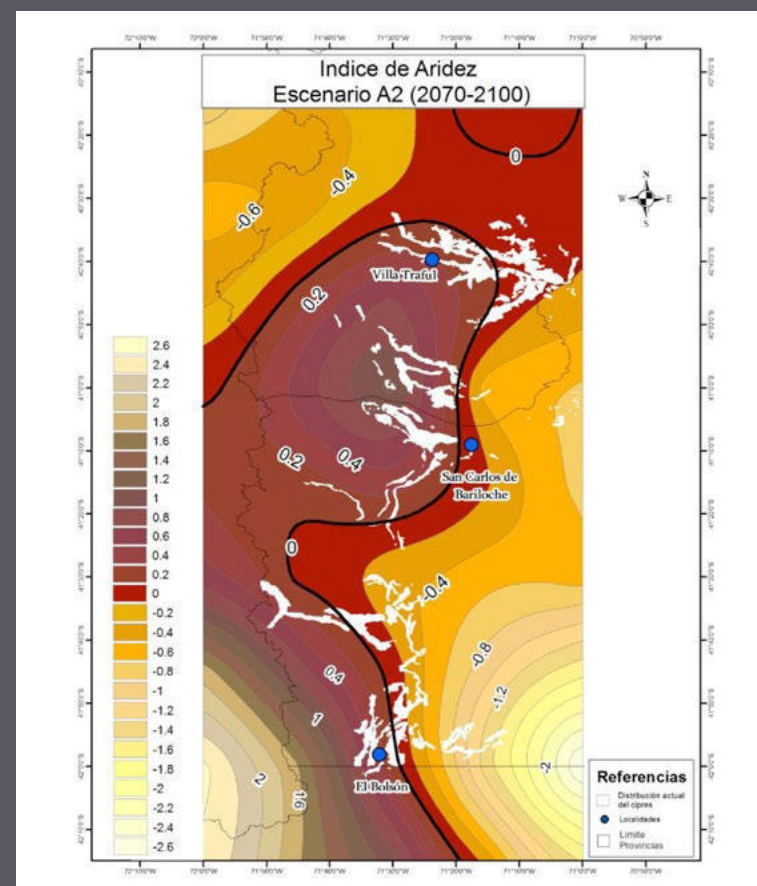
## Modelado de distribuciones futuras del *Nothofagus pumilio* en un contexto de cambio climático

Carolina Soliani; Paula Marchelli.

Instituto de Investigaciones Forestales y Agropecuarias Bariloche (IFAB), Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina.

(fig. 12.11) se desprende claramente que las condiciones para el crecimiento de la especie serán desfavorables en el futuro para toda la región estudiada. En particular, se observa que la mayor influencia negativa del clima se manifiesta en un gradiente de sur-oeste a noreste, con la excepción de sitios elevados, en donde aún se conservaran mejores condiciones de crecimiento. El ciprés de la cordillera tiene cierta tolerancia a la falta de precipitaciones, por lo cual compite exitosamente en los sitios cercanos a la estepa, de manera que es posible se adapte a las condiciones futuras de precipitación. En cambio, es probable que el incremento de la temperatura lo afecte en mayor medida, probablemente relacionada con el incremento de la evapotranspiración, en particular en los lugares donde la profundidad y la capacidad de almacenamiento de agua del suelo sean bajos.

La utilización conjunta de los umbrales de crecimiento y el mapa de aridez comprende una valiosa herramienta para definir sitios prioritarios y/o favorables para la instalación de futuras forestaciones de ciprés de la cordillera, a fin de optimizar su crecimiento en relación a los cambios futuros del clima y las diferentes áreas donde la especie se distribuye naturalmente. Asimismo, esta información podrá ser utilizada para evaluar y priorizar forestaciones con fines de restauración o restitución de la especie en ambientes degradados o recientemente incendiados. Si bien los mapas elaborados ayudaran en la gestión forestal de esta especie, también podrán servir como guía para otras especies que se utilicen en forestaciones del norte de la Patagonia.



**Figura 12.11.** Mapa del índice de aridez anual pronosticado en base a las simulaciones provenientes de la regionalización del modelo PRECIS para el escenario A2 y el período 2070-2100. La línea negra en el mapa de la línea base marca el índice de 0 por debajo del cual las condiciones de aridez resultan en una disminución del crecimiento del ciprés de la cordillera.

A nivel global, las predicciones asociadas a los cambios climáticos previstos para el futuro consideran que la distribución natural de las especies forestales y la estructura de los bosques se verán afectadas (p. ej. Allen *et al.*, 2010). En la Patagonia, los registros climáticos del último siglo indicaron un aumento en la temperatura media anual (Villalba *et al.*, 2005), una disminución en la precipitación media anual, así como la recesión de los glaciares (Masiokas *et al.*, 2008). Las proyecciones a futuro son consistentes con estos patrones, lo que podría conducir a una mayor aridización de la región, así como una mayor frecuencia de eventos climáticos extremos que afectarían de modo generalizado la actual distribución y crecimiento de las plantas (p. ej. Villalba *et al.*, 2012). Para evaluar el posible impacto del cambio climático sobre la distribución de cuatro especies de *Nothofagus* sudamericanos se realizó una modelización de la distribución a futuro en función del nicho ecológico específico (Marchelli *et al.*, 2017). Las proyecciones de idoneidad de las especies bajo condiciones futuras permiten identificar áreas vulnerables en la distribución actual, o sea con probabilidad de pérdida de la especie, como áreas que actualmente no son idóneas pero que en el futuro podrían serlo. Se consideraron 31 modelos de clima a futuro para el período 2040-2069 desarrollados según el escenario RPC4.5 (Representative Concentration Pathways) obtenidos del CMIP5 (Coupled Model Intercomparison Project Phase 5) (Ramírez Villegas y Jarvis, 2010). La utilización de mapas de vegetación para expresar gráficamente las

predicciones asociadas al cambio, permite visualizar detalladamente la adecuación biológica de las especies al clima futuro. Por otra parte, combinar esta información con la distribución de la diversidad genética actual hace posible la definición de una estrategia de conservación de las poblaciones más diversas, o con características genéticas únicas. Asimismo, la caracterización genética permitiría delinear otras estrategias (p. ej. enriquecimiento) para asistir a aquellas poblaciones que presenten algún grado de vulnerabilidad, pero respetando las zonas genéticas definidas (Azpilicueta *et al.*, 2016; Soliani *et al.*, 2017). En este apartado presentamos el mapa de idoneidad futura y los valores de diversidad genética poblacional para la especie *Nothofagus pumilio* (Poepp. y Endl.) Krasser (lenga). En la tabla 12.2 se presentan las poblaciones evaluadas con marcadores moleculares, que representan la distribución de la especie en Argentina. Se consideró como medida de diversidad genética a la riqueza alélica, aplicando el método de rarefacción en base al menor tamaño muestral para su cálculo, el cual evita el sesgo generado por distintos tamaños muestrales (El Mousadik y Petit, 1996; Petit *et al.*, 1998). Para incorporar la variación de marcadores de ADN de cloroplastos y de microsátelites nucleares en la ecuación, se utilizó la riqueza alélica estandarizada poblacional o DGE (Marchelli *et al.*, 2017).

$$R_{gstj} = (R_{gSSRj} / \bar{R}_{gSSR}) + 2 * (R_{gcpj} / \bar{R}_{gcpj})$$

donde SSR representa la riqueza alélica para microsátelites nucleares y cp representa la riqueza de haplotipos del cloroplasto.

El ensamblado final donde se proyecta la idoneidad de la especie a futuro se estimó en base a 11 algoritmos de modelado diferentes, por ejemplo, maximum entropy (MAXENT), boosted regression trees (BRT), random forests (RF), entre otros. En el mapa (fig. 12.12) se muestran las áreas predichas idóneas (tonos verdes) según, por lo menos la mitad (15 o más) de los 31 modelos utilizados, y en cada área se indica el número de modelos que predicen su idoneidad. Las áreas que se prevé a futuro perderán idoneidad, según más de la mitad de los modelos, se muestran en rojo. No se encontraron áreas, correspondientes a la actual distribución, donde la totalidad de los modelos predigan idoneidad (máximo de 30 en la especie estudiada). Los resultados sugieren un desplazamiento de la idoneidad hacia el extremo altitudinal superior y hacia el extremo latitudinal más austral de la distribución actual de la lenga. Las áreas donde se espera una mayor pérdida de idoneidad se encuentran hacia el borde árido de la distribución actual, coincidentemente con la estepa patagónica, y hacia el norte de Neuquén. La diversidad genética expresada como DGE resultó más alta en Quilánlahue (40°08' S, 71°29' O) y Tierra del Fuego (54°22' S, 67°16' O) respecto del resto de las poblaciones analizadas. Los niveles de diversidad se muestran asociados a una gama de colores (tabla 12.1), donde la tonalidad oscura corresponde al valor más alto y la clara al valor más bajo, con una tendencia de disminución de la diversidad de norte a sur. Cabe considerar que aquí se incorporó la información de divisibilidad de los bosques en zonas genéticas, propuesta para la especie en Argentina (Soliani *et al.*, 2017).

Zonificación genética propuesta en base a los marcadores moleculares empleados, considerando la topografía y la distribución de las

masas boscosas para la especie (modificado de Soliani *et al.*, 2017).

Por los múltiples bienes y servicios que brindan los bosques, resulta imprescindible la conservación de su biodiversidad, tanto la diversidad de especies como la diversidad genética. Esta es la base sobre la cual operarán presiones selectivas generadas por cambios en el clima (a futuro), interacciones con otros organismos del ecosistema, o presiones antrópicas. Conservar esta diversidad es una forma de asegurar la potencialidad de las poblaciones de responder positivamente a disturbios externos, algunos de los cuales pueden resultar de extrema peligrosidad. En algunas especies de los Bosques Andino Patagónicos contamos con una herramienta operativa muy útil para resguardar la diversidad y estructura genética original de los bosques, como es la definición de zonas genéticas. Dentro de ellas la transferencia de semillas prevé un riesgo mínimo de contaminación genética (McKay *et al.*, 2005). Además, la generación de modelos de idoneidad futura complementa esta información y permite definir acciones concretas en el marco de programas de restauración o reforestación, por ejemplo priorizando la conservación in situ en áreas estables y la conservación ex situ para áreas vulnerables. Por último, es necesario precisar que se deben tomar ciertos recaudos en la interpretación de la distribución predicha en el marco de los modelos de nicho ecológico, ya que éstos poseen algunas limitaciones; por ejemplo, la clave para comprender el aumento/disminución en el rango de distribución (en referencia a escenarios futuros), podría residir en la tasa de cambio de los hábitats disponibles para una especie y no en su configuración espacial. Por otra parte, dado que los modelos se centran en el componente espacial

de los cambios de distribución y no consideran los cambios demográficos asociados, se correría el riesgo de sobre o subestimar la potencialidad biológica real de la especie (Alvarado Serrano y Knowles, 2013). De todos modos, estos modelos

constituyen una herramienta válida para realizar predicciones y complementar otras fuentes de información para, en conjunto, proponer estrategias de conservación y manejo de los recursos.

**Tabla 12. 2. Diversidad genética estandarizada (DGE) para marcadores microsatélites nucleares y de ADN de cloroplasto a nivel poblacional en *Nothofagus pumilio*.**

Zona Genética	Rango latitudinal	Población	DGE
NORTE	36°41' - 38°53'	Lag. Epulauquen	3,2
		Caviahue	3,3
		Tromen	3,5
CENTRAL	38°54' - 42°26'	Quilánlahue	5,6
		Valle del Challhuaco	3,3
		Huemules	2,9
ESQUEL	42°28' - 43°09'	La Hoya	2,7
		C° Nahuelpan	3,1
		Trevelín	2,8
VINTTER	43°10' - 44°13'	Lago Guacho	2,9
		José San Martín	3,1
		Lago Fontana	2,8
ALTO RIO SENGUER	44°15' - 45°51'	Río Unión	3,2
		Arroyo Perdido	2,0
		Cancha Carrera	3,3
SUR	51°06' - 51°59'	Mina I	0,9
		Norte	1,0
		Centro	5,1
TIERRA DEL FUEGO	54°01' - 54°50'	Este	2,7

# CUADRO 5

## Cambio climático pasado y escenarios futuros en las Yungas

Gonzalo Torres<sup>1</sup>; Liliána Lupo<sup>1</sup>; Pamela Fierro<sup>1</sup>; Elizabeth Pereira<sup>1</sup>; Flavio Speranza<sup>2</sup>; Silvia Pacheco<sup>3</sup>; Lucio Malizia<sup>3</sup>; Natalia Politi<sup>1</sup>.

<sup>1</sup>Instituto de Ecorregiones Andinas, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Universidad Nacional de Jujuy, Argentina. <sup>2</sup>Estación Experimental de Cultivos Tropicales Yuto, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Argentina. <sup>3</sup>Fundación ProYungas, Argentina.

La variabilidad climática puede afectar dramáticamente las características de la estructura y dinámica de los bosques y producir una expansión o retracción del área de distribución de distintas especies de las comunidades de los bosques. Comprender la dinámica de la vegetación en el pasado en función de los cambios climáticos ayuda a entender el presente y elaborar estrategias de manejo para el futuro. Las reconstrucciones paleoclimáticas en las Yungas han permitido establecer que en tiempos pasados la vegetación ha respondido sensiblemente a la variabilidad climática. Estas reconstrucciones paleoclimáticas se realizaron sobre archivos sedimentarios de lagunas, turberas y perfiles aluviales que contienen polen fósil (figura 12.13 d) del Cuaternario Tardío en los Andes del noroeste argentino, la mayoría de ellos ubicados en sectores a más de 3200 m s.n.m. Las secuencias más antiguas abarcan los periodos preúltimo máximo glacial (hace 29.000 años atrás) en las serranías de Aparzo, provincia de Jujuy y el tardiglacial (hace 18.000 años atrás) en la serranía de Santa Victoria, provincia de Salta. En estas secuencias, se observaron elevados contenidos de polen de *Juglans australis*, *Alnus acuminata* y *Podocarpus parlatorei*, transportados por el viento (Torres *et al.*, 2016). En el registro fósil del Holoceno (en los últimos 10.000 años) de la cuenca del río Yavi en la provincia de Jujuy (Lupo *et al.*, 2016), en Abra del Infiernillo y Tafí del Valle en la provincia de Tucumán (Lupo, 1990; Garralla, 2003, Grill *et al.*, 2013), y en el valle el Bolsón en la provincia de Catamarca (Kulemeyer *et al.*, 2013), se documentaron secuencias con

aumento de polen arbóreo asociado a episodios húmedos como respuesta a la intensificación de vientos del este. En contraste, en la cuenca del río Perico, los aumentos o disminuciones de polen arbóreo se vincularon a condiciones de inviernos secos o húmedos (con mayor frecuencia de neblina), respectivamente (Torres 2017). Para el Antropoceno (a partir del siglo XX), en las Lagunas de Yala, provincia de Jujuy (fig. 12.13a), existen registros que señalan aumentos de lluvias y polución con plomo (Pb) a partir de 1960 (Lupo *et al.*, 2006). En la Laguna Seca (cerca a la localidad de Tartagal), provincia de Salta (fig. 12.13b), se observa después del año 1984 una intensificación de procesos de remoción en masa por aumentos de lluvias (Fierro *et al.*, 2016).

Las evidencias de los datos climáticos históricos y dendrocronológicos (Villalba, 1995; Villalba *et al.*, 1998) muestran que las Yungas responden sensiblemente a la variabilidad climática. Modelos climáticos para el último máximo glacial (hace aproximadamente 21.000 años atrás) indican cambios importantes en la distribución de *Podocarpus parlatorei*, una especie de árbol del bosque montano, con una distribución mucho más extensa y continua durante este período de enfriamiento ambiental (Quiroga *et al.*, 2012). Luego, frente a los escenarios de calentamiento posteriores al último máximo glacial, la distribución se contrajo en áreas relativamente estables pero cada vez más fragmentadas (Quiroga *et al.*, 2012).

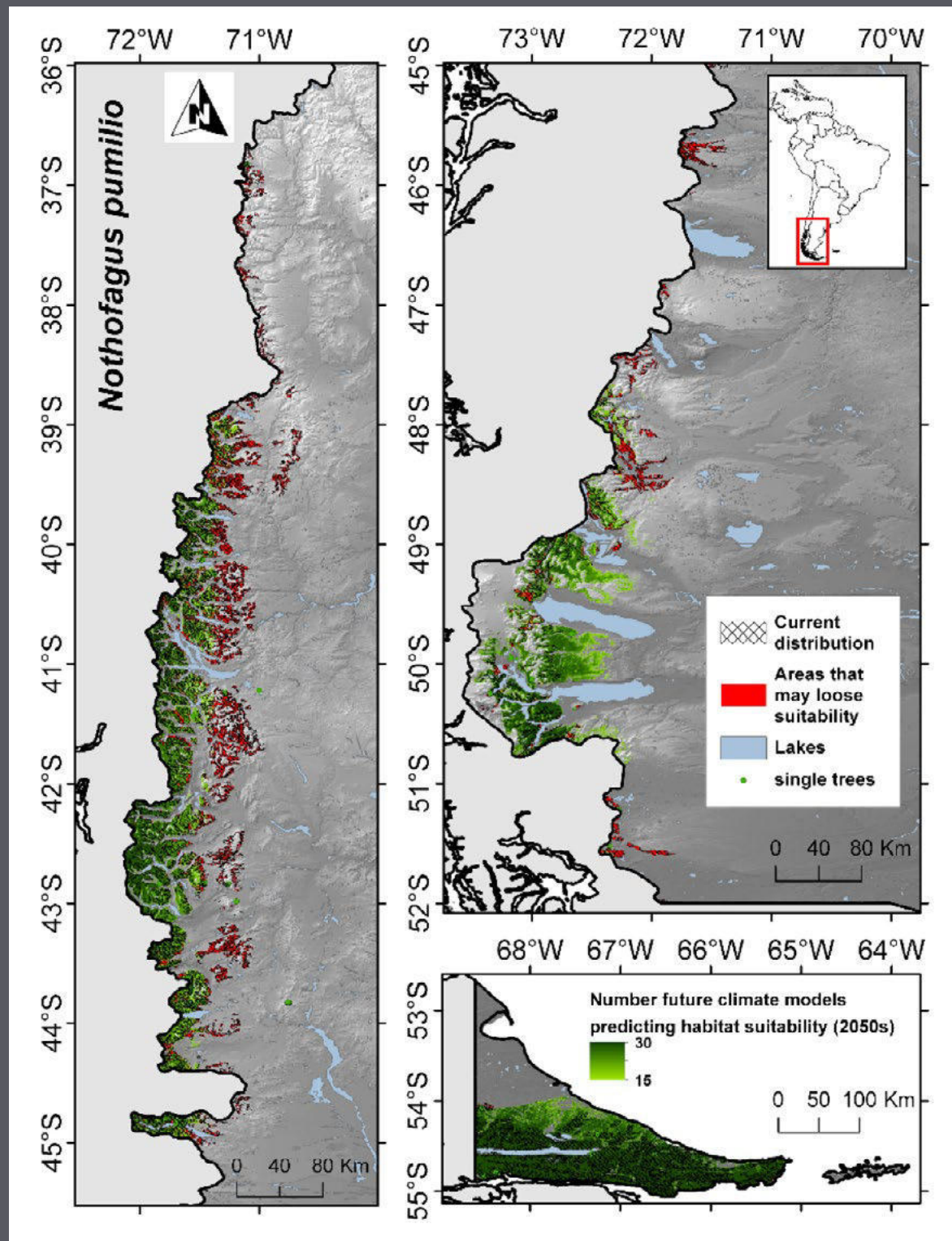
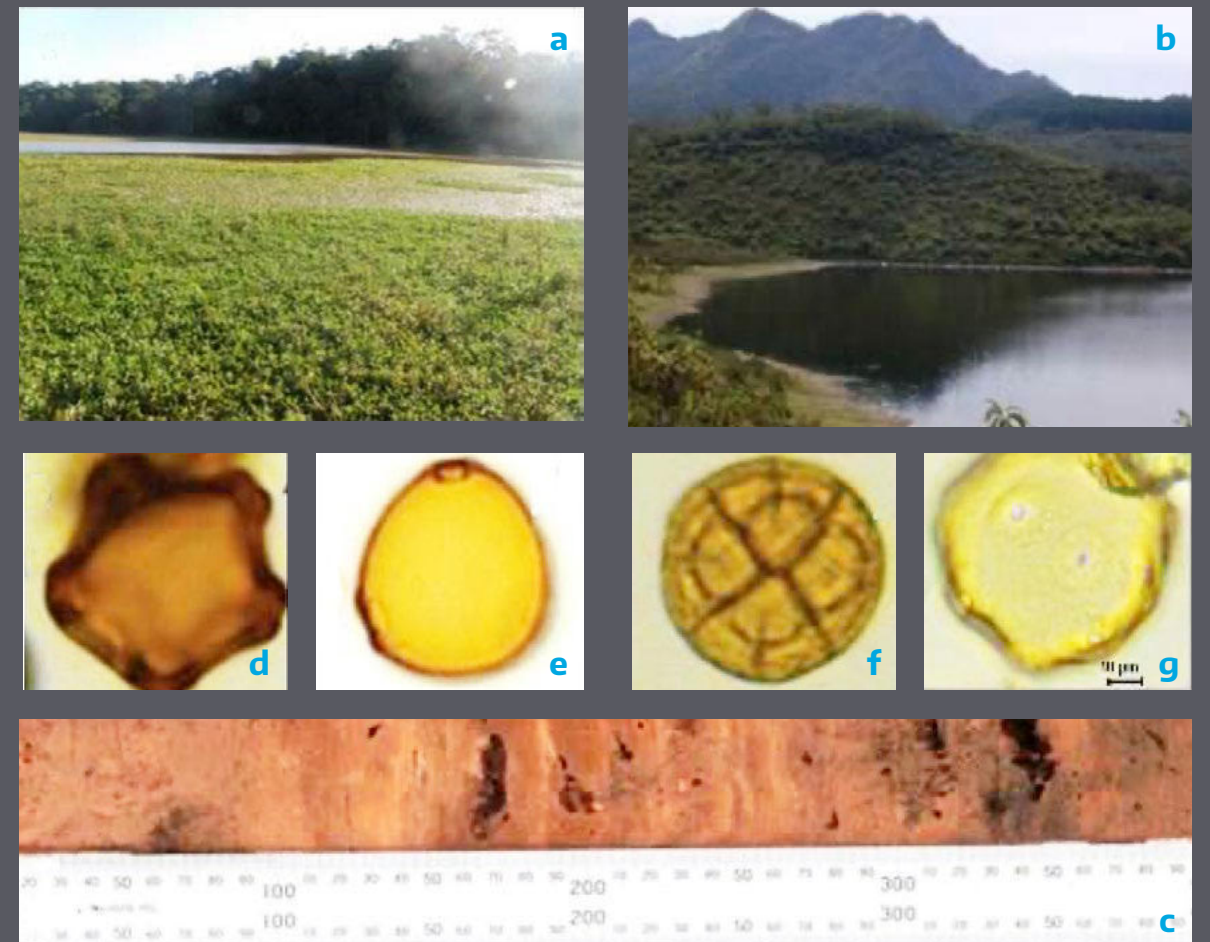


Figura 12.12. Mapas de modelado de nicho ecológico en un escenario de cambio climático predicho para el período 2040-2069 para la lenga (modificado de Soliani *et al.*, 2017).

Otros estudios recientes muestran que las comunidades tropicales y subtropicales de árboles están experimentando cambios direccionales en su composición de especies debido a los cambios climáticos. Este fenómeno de termofilización parece extenderse ampliamente por todos los Andes, aunque las tasas de cambio en la composición de especies varían entre altitudes (Fadrique *et al.*, 2018). Los escenarios futuros de cambio climático para las Yungas muestran un aumento de la temperatura media, mínima y máxima anual de 1,5 °C para el futuro cercano (p. ej. para el año 2039). Para este futuro cercano, también se prevé un aumento del porcentaje de días con temperaturas máximas extremas y del número de días con olas de calor y una reducción sustancial de las heladas, con tendencia a desaparecer en los sectores de menor altitud. Asimismo, se proyecta un aumento en las precipitaciones extremas. Modelos predictivos de distribución de especies de árboles de la selva pedemontana en respuesta al cambio climático, sugieren que como consecuencia de este aumento de temperatura algunas especies de árboles (p. ej. *Amburana cearensis*, *Aralia soratensis*, *Calycopyllum multiflorum*, *Gleditsia amorphoides*, *Inga saltensis*, *Phyllostylon rhamnoides*, *Zantoxylum naranjillo*, *Bougainvillea stipitata*, *Chrysophyllum gonocarpum*, *Cupania vernalis*, *Myroxylon peruiferum* y *Ocotea puberula*)

tenderían a migrar a mayores altitudes y hacia el sur (Pacheco *et al.*, 2010). Si la temperatura aumenta en 3 °C, la distribución actual de la selva pedemontana, con su composición de especies actual, se reduciría casi por completo. Sin embargo, el efecto sobre especies arbóreas del bosque montano y de la selva montana será menor (p. ej. *Escalonia millegrana*, *Kaunia lasiophthalmum*, *Myrcianthes callicoma*, *Roupala montana* y *Styrax subargentus*), con una reducción proyectada del 60% de la distribución actual de este piso de vegetación. Las áreas comprendidas entre los 1000 y 1500 m s.n.m. se proyectan como áreas de estabilidad climática, que prácticamente no sufrirán cambios en su composición arbórea. Aunque se espera que estas áreas de estabilidad climática de las Yungas aumenten la riqueza de especies de árboles, ya que este tipo de bosque representará un refugio a largo plazo para las especies de la selva pedemontana y del bosque montano. Si bien los modelos sugieren que las áreas estables de Yungas quedarán representadas dentro del sistema de áreas protegidas, es necesario asegurar un sistema de conectividad entre pisos altitudinales de las Yungas y entre ecorregiones (Chaco), que permita la dispersión o migración exitosa de las especies arbóreas y de la fauna ante los impactos de cambio climático futuro.



**Figura 12.13.** (a) Laguna seca en Tartagal (provincia de Salta), (b) Laguna Comedero en Yala (provincia de Jujuy), (c) registro sedimentario, (d) granos de polen fósil: *Alnus acuminata*, *Celtis* sp., *Anadenanthera colubrina* y *Juglans australis* (de arriba hacia abajo).



## Bibliografía

Aceituno, P., 1988. On the functioning of the Southern Oscillation in the South American sector. Part 1: surface climate. *Monthly Weather Review* 116, 505–524.

Alcobé, F., 2013. El rol de los bosques en el cambio climático. *Producción Forestal* 7, 7-9.

Adams, H.D., Guardiola-Claramonte, M., Barron-Gafford, A., Villegas, J.C.D., Breshears, D., Zou, C.B., Troch, A., Huxman, T.E., 2009. Temperature sensitivity of drought-induced tree mortality portends increased regional die-off under global-change-type drought. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106, 7063-7066.

Allen, C.D., Macalady, A.K., Chenchouni, H., Bachelet, D., McDowell, N., Vennetier, M., Kitzberger, T., Rigling, A., Breshears, D., Hogg, E.H., González, P., Fensham, R., Zhang, Z., Castro, J., Demidova, N., Lim, J., Allard, G., Running, S., Semerci, A., Cobb, N., 2010. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management* 259, 660-684.

Allen, C.D., Breshears, D.D., McDowell, N.G., 2015. On underestimation of global vulnerability to tree mortality and forest die-off from hotter drought in the Anthropocene. *Ecosphere* 6, 1-55.

Alvarado Serrano, D.F., Knowles, L.L., 2013. Ecological niche models in phylogeographic studies: Applications, advances and precautions. *Mol. Ecol. Res.* 14: 233-248.

Amoroso, M.M., Daniels, L.D., Villalba, R., Cherubini, P., 2015. Does drought incite tree decline and death in *Austrocedrus chilensis* forests? *Journal of Vegetation Science* 26, 1171-1183.

Arco Molina, J.G., Hadad, M.A., González Antivilo, F., Roig, F.A., 2015. Leaf death in *Araucaria araucana* (Mol.) K. Koch seedlings due to frosts. Preliminary results. *Rev. Fac. Ciencias Agrarias* 47, 59-65.

Arco Molina, J.G., Hadad, M.A., Roig, F.A., 2016. Frost damage in wood as related to cambial age and bark thickness in *Araucaria araucana* from Patagonia, Argentina. *Dendrochronologia* 37, 116-125.

Asadieh, B., Krakauer, N.Y., 2015. Global trends in extreme precipitation: climate models versus observations. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 19, 877-891.

Azpilicueta, M.M., Marchelli, P., Gallo, L.A., Umaña, F., Thomas, E., van Zonneveld, M., Aparicio, A.G., Pastorino, M.J., Barbero, F., Martínez, A., González Peñalba, M., Lozano, L., 2016. Zonas genéticas de raulí y roble pellín en Argentina: Herramientas para la conservación y el manejo de la diversidad genética, Ediciones (Azpilicueta, M.M., Marchelli, P., eds.). Ed. INTA, Bariloche, Argentina.

Bahamonde, H.A., Peri, P.L., Monelos, L.H., Martínez Pastur, G., 2011. Aspectos ecológicos de la regeneración por semillas en bosques nativos de *Nothofagus antartica* en Patagonia Sur, Argentina. *Bosque* 32(1), 20-29.

Bartlein, P.J., Whitlock, C., Shafter, S.L., 1997. Future climate in the Yellowstone National Park region and its potential impact on vegetation. *Conservation Biology* 11, 782-792.

Barros, V.R., Boninsegna, J.A., Camilloni, I.A., Chidiak, M., Magrín, G.O., Rusticucci, M., 2015. Climate change in Argentina: Trends, projections, impacts and adaptation. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change* 6(2), 151-169.

Cabré, M.F., Quéno, H., Nuñez, M., 2016. Regional climate change scenarios applied to viticultural zoning in Mendoza, Argentina. *International Journal of Biometeorology* 60(1), 1325-1340.

Cabrera, A. L., 1971. Fitogeografía de la República Argentina. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* XIV (1-2), 1-42.

Camarillo-Naranjo, J.M., Álvarez-Francoso, J.I., Limones-Rodríguez, N., Pita-López, M.F., Aguilar-Alba, M., 2018. The global climate monitor system: From climate data-handling to knowledge dissemination. *International Journal of Digital Earth*. DOI 10.1080/17538947.

Campbell, B.M., Beare, D.J., Bennett, E.M., Hall-Spencer, M., Ingram, J., Jaramillo, F., Ortiz, R., Ramankutty, N., Sayer, J.A., Shindell, D., 2017. Agriculture production as a major driver of the Earth system exceeding planetary boundaries. *Ecology and Society* 22(4), 8.

Carilla, J.E., Grau, H.R., 2010. 150 years of tree establishment, land use and climate change in montane grasslands, northwest Argentina. *Biotropica* 42(1), 49-58.

Chapin, F.S., Lovcraft, A.L., Zavaleta, E.S., Nelson, J., Robards, M.D., Kofinas, G.P., Trainor, S.F., Peterson, G.D.,

Huntington, H.P., Naylor, R.L., 2006. Policy strategies to address sustainability of Alaskan boreal forests in response to a directionally changing climate. *PNAS* 103, 16637-16643.

Chornesky, E.A., Bartuska, A.M., Aplet, G.H., Britton, K.O., Cummings-Carlson, J., Davis, F.W., Eskow, J., Gordon, D.R., Gottschalk, K.W., Haack, R.A., Hansen, A.J., Mack, R.N., Rahel, F.J., Shannon, M.A., Wainger, L.A., Wigley, T.B., 2005. Science priorities for reducing the threat of invasive species to sustainable forestry. *Bioscience* 55, 335-348.

Conde-Álvarez, C., Saldaña-Zorrilla, S.O., 2007. Cambio climático en América Latina y el Caribe: Impactos, vulnerabilidad y adaptación. *Rev. Ambiente y Desarrollo* 23(2), 23-30.

Cook, B.I., Smerdon, J.E., Seager, R., Cook, E.R., 2014. Pan-continental droughts in North America over the last millennium. *J. Climate* 27, 383-397.

Cowtan, K., Hausfather, Z., Hawkins, E., Jacobs, P., Mann, M.E., Miller, S., Steinman, B., Stolpe, M., Way, R., 2015. Robust comparison of climate models with observations using blended land air and ocean sea surface temperatures. *Geophys. Res. Lett.* 42, 6526–6534.

Crausbay, S.D., Ramirez, A.R., Carter, S.L., Cross, M.S., Hall, K.R., Bathke, D.J., Betancourt, J.L., Colt, S., Cravens, A., Dalton, M.S., Dunham, J.B., Hay, L.E., Hayes, M.J., McEvoy, J., McNutt, C.A., Moritz, M.A., Nislow, K.H., Raheem, N., Sanford, T., 2017. Defining ecological drought for the 21st century. *Bulletin of the American Meteorological Society* 98, 2543-2550.

de la Casa, A.C., Ovando, G.G., 2014. Climate change and its impact on agricultural potential in the central region of Argentina between 1941 and 2010. *Agricultural and Forest Meteorology* 195-196, 1-11.

de Obschatko, E.S., Basualdo, A., Kindgard, A., 2015. Cambio climático y agricultura en la Argentina. Aspectos institucionales y herramientas de Información para la formulación de políticas. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura.

Easterling, D.R., Meehl, G., Changnon, S., Parmesan, C., Karl, T.R., Mearns, L.O., 2000. Climate extremes: observations, modeling, and impacts. *Science* 289, 2068-2074.

El Mousadik, A., Petit, R.J., 1996. High level of genetic differentiation for allelic richness among populations of the argan tree (*Argania spinosa* (L.) Skeels) endemic to Morocco. *Theor. Appl. Genet.* 92, 832-839.

ESRI, 2011. ArcGIS Desktop: Release 10. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.

Fadrique, B., Baez, S., Duque, A., Malizia, A., Blundo, C., Carilla, J., Osinaga-Acosta, O., Malizia, L., Silman, M., Farfan-Rios, W., Malhi, Y., Young, K., Cuesta, F., Homeier, J., Peralvo, M., Pinto, E., Jadan, O., Aguirre, N., Aguirre, Z., Feeley, K., 2018. Widespread but heterogeneous responses of Andean forests to climate change. *Nature*. En prensa.

Fierro, P.T., Kulemeyer, J.J., Lupo, L.C., Giralt, S., 2016. Historia ambiental de la Laguna Seca, Tartagal, Salta, Noroeste Argentino. *Revista Brasileira de Paleontología* 19(2), 325-340.

Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., et al., 2005. Global consequences of land use. *Science* 309, 570-574.

Frangi, J., Richter, L., Barrera, M., Alloggia, M., 1997. Decomposition of *Nothofagus* fallen woody debris in forests of Tierra del Fuego, Argentina. *Canadian Journal of Forest Research* 27, 1095-1102.

Franklin, J.F., Swanson, F.J., Harmon, M.E., Perry, D.A., Spies, T.A., Dale, V.H., McKee, A., Ferrell, W.K., Means, J.E., Gregory, S.V., Lattin, J.D., Schowalter, T.D., Larsen, D., 1992. Effects of global climatic change on forests in northwestern North America. In: Peters, R.L., Lovejoy, T.E. (Eds.), *Global Warming and Biodiversity*. Yale University Press, New Haven, pp. 244-254.

Garralla, S., 2003. Análisis polínico de una secuencia sedimentaria del Holoceno tardío en el Abra del Infiernillo, Tucumán, Argentina. *Polen* 12, 53-63.

Gauly, M., Bollwein, H., Breves, G., Brügemann, K., Dänicke, S., Daş, G., Demeler, J., Hansen, H., Isselstein, J., König, S., Lohölter, M., Martinsohn, M., Meyer, U., Potthoff, M., Sanker, C., Schröder, B., Wrage, N., Meibaum, B., von Samson-Himmelstjerna, G., Stinshoff, H., Wrenzycki, C., 2013. Future consequences and challenges for dairy cow production systems arising from climate change in Central Europe: A review. *Animal* 7(5), 843-859.

Gifford, R., Kormos, C., McIntyre, A., 2011. Behavioral dimensions of climate change: Drivers, responses, barriers, and interventions. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change* 2(6), 801-827.

Gómez, I.A., Gallopín, G.C., 1991. Estimación de la productividad primaria neta de ecosistemas terrestres del mundo en relación a factores ambientales. *Ecología Austral* 1, 24-40.

González, M.E., Veblen, T.T., 2006. Climatic influences on fire in *Araucaria araucana*-*Nothofagus* forests in the Andean cordillera of south-central Chile. *Ecoscience* 13(3), 342-350.

González, M.E., Lara, A., Urrutia, R., Bosnich, J., 2011. Cambio climático y su impacto potencial en la ocurrencia de incendios forestales en la zona centro-sur de Chile (33° - 42° S). *Bosque* 32(3), 215-219.

González Antivilo, F.A., Paz, R.C., Keller, M., Borgo, R., Roig, F.A., 2017. Macro- and microclimate conditions may alter grapevine deacclimation: Variation in thermal amplitude in two contrasting wine regions from North and South America. *International Journal of Biometeorology* 61, 2033-2045.

Grill, S., Franco Salvi, V., Salazar, J., 2013. Condiciones climáticas y ambientales durante el primer milenio de la era en el valle de Tafí (Tucumán, Argentina). *Revista Brasileira de Paleontología* 16(3), 495-506.

Grimm, A.M., Barros, V.R., Doyle, M.E., 2000. Climate variability in Southern South America associated with El Niño and La Niña events. *Journal of Climate* 13, 35-58.

GRDC, 2010. The climate change irony - more frost. Australian Government, Grains Research and Development Corporation, Ground Cover 85.

Grumbine, R.E., 1991. Cooperation or conflict-interagency relationships and the future of biodiversity for United-States parks and forests. *Environmental Management* 15, 27-37.

Guerra, L., Piovano, E.L., Córdoba, F.E., Tachikawa, K., Rostek, F., Garcia, M., Bard, E., Sylvestre, F., 2017. Climate change evidences from the end of the Little Ice Age to the Current Warm Period registered by Melincué Lake (Northern Pampas, Argentina). *Quaternary International* 438(5), 160-174.

Hadad, M.A., Amoroso, M.M., Roig, F.A., 2012. Frost ring distribution in *Araucaria araucana* trees from the xeric forests of Patagonia, Argentina. *Bosque* 33, 309-312.

Hadad, M.A., 2014. Efecto del clima en los anillos de crecimiento de *Araucaria araucana* en el norte de la Patagonia Argentina. *Ecosistemas* 23, 109-111.

Hadad, M., Roig, F.A., Boninsegna, J., Paton, D., 2014. Age-dependent tree-ring responses to climate in *Araucaria araucana* trees from the xeric NW Patagonia of Argentina. *Forest Ecology and Diversity* 8: 343-351.

Hadad, M.A., Roig, F.A., Rojas-Badilla, M., LeQuesne, C., 2018. Sincronía de heladas registradas en los anillos de crecimiento de *Austrocedrus chilensis* a ambos lados de la cordillera de Los Andes en Patagonia. *Anales XII Congreso Latinoamericano de Botánica de Quito*.

Hallegatte, S., 2009. Strategies to adapt to an uncertain climate change. *Global Environmental Change* 19(2), 240-247.

Halpin, P.N., 1997. Global climate change and natural-area protection: Management responses and research directions. *Ecological Applications* 7, 828-843.

Hannah, L., Midgley, G., Andelman, S., Araujo, M., Hughes, G., Martinez-Meyer, E., Pearson, R., Williams, P., 2007. Protected area needs in a changing climate. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5, 131-138.

Hartig, E.K., Grozev, O., Rosenzweig, C., 1997. Climate change, agriculture and wetlands in Eastern Europe: Vulnerability, adaptation and policy. *Climatic Change* 36, 107-121.

Heinzenknecht, G.M., 2011. Proyecto "Riesgo y Seguro Agropecuario" – Etapa II, Préstamo BID 899 / OC-AR-1. 54 pp.

Heller, N.E., Zavaleta, E.S. 2009. Biodiversity management in the face of climate change: A review of 22 years of recommendations. *Biological Conservation* 142, 14-32.

Hoegh-Guldberg, O., Bruno, J.F., 2010. The impact of climate change on the World's marine ecosystems. *Science* 328, 1523-1528.

Holz, A., Kitzberger, T., Paritsis, J., Veblen, T.T., 2012. Ecological and climatic controls of modern wildfire activity patterns across southwestern South America. *Ecosphere* 3, 1-25.

Hopkins, F.M., Torn, M.S., Trumbore, S.E., 2012. Warming accelerates decomposition of decades-old carbon in forest soils. *PNAS* 109(26), 1753-1761.

Huntley, B., Webb, T., 1989. Migration, species response to climatic variations caused by changes in the Earth's orbit. *Journal of Biogeography* 16, 5-19.

Inouye, D.W., 2008. Effects of climate change on phenology, frost damage, and floral abundance of montane wildflowers. *Ecology* 89, 353-362.

IPCC-WGI, 2007. Intergovernmental Panel on Climate Change, Working Group I. Working Group I Contribution to the Intergovernmental Panel on Climate Change Fourth Assessment Report Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Summary for Policymakers. 23 pp.

IPCC, 2014. Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate change 2014: Impacts, adaptation, and vulnerability. Part B: Regional aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK, and New York, USA.

Ivancich, H., Martínez Pastur, G., Roig, F., Barrera, M., Pulido, F., 2012. Changes in height growth patterns in the upper tree-line forests of Tierra del Fuego in relation to climate change. *Bosque* 33(3), 267-270.

Jentsch, A., Beierkuhnlein, C., 2008. Research frontiers in climate change: Effects of extreme meteorological events on ecosystems. *Comptes Rendus Geoscience* 340(9-10), 621-628.

Katz, R.W., Brown, B., 1992. Extreme events in a changing climate: Variability is more important than averages. *Climatic Change* 21(3), 289-302.

Kautz, M., Anthoni, P., Meddens, A.J.H., Pugh, T.A.M., Arneth, A., 2017. Simulating the recent impacts of multiple biotic disturbances on forest carbon cycling across the United States. *Global Change Biology* 24, 2079-2092.

Keenan, R.J., 2015. Climate change impacts and adaptation in forest management: A review. *Annals of Forest Science* 72,145-167.

Kiladis, G.N., Diaz, H.F., 1989. Global climatic anomalies associated with extremes in the Southern Oscillation. *Journal of Climate* 2, 1069-1090.

Kitzberger, T., Veblen, T.T., Villalba, R., 1997. Climatic influences on fire regimes along a rain forest-to-xeric woodland gradient in northern Patagonia, Argentina. *Journal of Biogeography* 24, 35-47.

Kitzberger, T., Veblen, T.T., Villalba, R., 2000. Métodos dendroecológicos y sus aplicaciones en estudios de dinámica de bosques templados de Sudamérica. en F.A.R., editor. *Dendrocronología en América Latina*. EDIUNC, Mendoza.

Kitzberger, T., Veblen, T.T., 2003. Influences of climate on fire in Northern Patagonia, Argentina. En: Veblen, T.T., Baker, W.L., Montenegro, G., Swetnam, T.W., Eds. *Fire regimes and climatic change in temperate ecosystems of the western Americas*. Springer-Verlag. pp. 296-321.

Kulemeyer, J., Lupo, L., Madozzo Jaén M.C., Cruz, A., Cuenya, P., Maloberti, M., Cortés, G., Korstanje, A., 2013. Desarrollo del Paisaje Holoceno en la Cuenca de El Bolsón: Gente y ambiente en procesos de cambio y estabilidad. *Dialogo Andino* 41, 25-44.

Landesmann, J.B., Gowda, J.H., Garibaldi, L., Kitzberger, T., 2015. Survival, growth and vulnerability to drought in fire refuges: Implications for the persistence of a fire-sensitive conifer in northern Patagonia. *Oecologia* 179(4), 1111-1122.

Latif, M., Keenlyside, N.S., 2009. El Niño/Southern Oscillation response to global warming. *PNAS* 106(49), 20578-20583.

Lean, J.L., 2018. Observation-based detection and attribution of 21st century climate change. *Interdisciplinary Reviews: Climate Change* 9(2), e511.

Ledesma, N.R., 1992. Caracteres de la semiaridez en el Chaco Seco. *Anales de la Academia Nacional de Agronomía y Veterinaria* 46, 21-32.

Lencinas, M.V., Sola, F., Martínez Pastur, G., 2017. Variable retention effects on vascular plants and beetles along a regional gradient in *Nothofagus pumilio* forests. *Forest Ecology and Management* 406: 251-265.

Logan, J.A., Régnière, J., Powell, J.A., 2003. Assessing the impacts of global warming on forest pest dynamics. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1, 130-137.

Loustau, M.R., 2002. Influencia del cambio climático global sobre la producción agropecuaria argentina. *Rev. de Cs. Agr. y Tec. de Alimentos* 20, 15-28.

Lupo, L., 1990. Palinología de una secuencia del Holoceno en el Valle de Tafí, provincia de Tucumán, Argentina. *Facena* 8, 87-98.

Lupo, L., Bianchi, M., Aráoz, E., Grau, R., Lucas, C., Kern, R., Camacho, M., Tanner, W., Grosjean, M., 2006. Climate and human impact during the past 2000 years as recorded in the Lagunas de Yala, Jujuy, northwestern Argentina. *Quaternary International* 158, 30-43.

Lupo, L., Kulemeyer, J., Sánchez, A., Pereira, E., Cortés, R., 2016. Los archivos paleo-ambientales en el Borde Oriental de la Puna y sus respuestas a los cambios naturales y antrópicos durante el Holoceno. Noroeste argentino. *Dossier Estudios sociales del NOA* 16, 39-68.

Magrin, G.O., Travasso, M.I., Rodríguez, G.R., 2005. Changes in climate and crop production during the 20th century in Argentina. *Climatic Change* 72(1-2), 229-249.

Mancini, M.V., 2009. Holocene vegetation and climate changes from a peat pollen record of the forest - steppe ecotone, Southwest of Patagonia (Argentina). *Quaternary Science Reviews* 28(15-16), 1490-1497.

Mann, M.E., Kump, L.R., 2009. Dire predictions: Understanding global warming. New York, USA. DK publishing. 208 pp.

Marchelli, P., Thomas, E., Azpilicueta, M.M., van Zonneveld, M., Gallo, L., 2017. Integrating genetics and suitability modelling to bolster climate change adaptation planning in Patagonian *Nothofagus* forests. *Tree Gen. Genomes* 13, 119.

Martínez Pastur, G., Lencinas, M.V., Vukasovic, R., Peri, P.L., Díaz, B., Cellini, J.M., 2004. Turno de corta y posibilidad de los bosques de lenga (*Nothofagus pumilio*) en Tierra del Fuego (Argentina). *Bosque* 25(1), 29-42.

Martínez Pastur, G., Lencinas, M.V., Díaz Delgado, R., 2016. Cambios en las comunidades de aves del bosque debido a la reducción de la productividad primaria neta en los bosques de *Nothofagus* en Tierra del Fuego. *Actas XXVII Reunión Argentina de Ecología*. Iguazú, Argentina, pp. 266.

Martínez Pastur, G., Peri, P.L., Huertas Herrera, A., Schindler, S., Díaz Delgado, R., Lencinas, M.V., Soler, R., 2017. Linking potential biodiversity and three ecosystem services in silvopastoral managed forests landscapes of Tierra del Fuego, Argentina. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management* 13(2), 1-11.

Martínez-Vilalta, J., Lloret, F., 2016. Drought-induced vegetation shifts in terrestrial ecosystems: The key role of regeneration dynamics. *Global and Planetary Change* 144, 94-108.

Masiokas, M. H., Villalba, R., Luckman, B.H., Lascano, M.E., Delgado, S., Stepanek, P., 2008. 20th-century glacier recession and regional hydroclimatic changes in northwestern Patagonia. *Global Planet Change* 60, 85-100.

Matteucci, S.D., 2018. Límites Planetarios y Ley de Bosques. *Fronteras* 16, 1-7.

Matteucci, S.D., Totino, M., Urdampilleta, C.M., 2018. Aprovechamiento de servicios ecosistémicos por parte de comunidades campesinas como estrategia de conservación de bosques nativos en Santiago del Estero. *Fronteras* 16, 5-17.

McKay, J.K., Christian, C.E., Harrison, S., Rice, K.J., 2005. How local is local? A review of practical and conceptual issues in the genetics of restoration. *Restor. Ecol.* 13, 432-440.

Millar, C.I., Stephenson, N.L., Stephens, S.L., 2007. Climate change and forests of the future: Managing in the face of uncertainty. *Ecological Applications* 17(8), 2145-2151.

Millar, C.I., Stephenson, N.L., 2015. Temperate forest health in an era of emerging megadisturbance. *Science*, 349, 823-826.

Montenegro, C., 2017. Superficie de bosque nativo de la República Argentina. Secretaría de Política Ambiental, Cambio Climático y Desarrollo Sostenible. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación.

Mundo, I.A., Villalba, R., Veblen, T.T., Kitzberger, T., Holz, A., Paritsis, J., Ripalta, A., 2017. Fire history in southern Patagonia: human and climate influences on fire activity in *Nothofagus pumilio* forests. *Ecosphere* 8, 1-23.

Nitschke, C.R., Amoroso, M.M., Coates, K.D., Astrup, R., 2012. The influence of climate change, site type, and disturbance on stand dynamics in northwest British Columbia, Canada. *Ecosphere* 3, 1-11.

Overpeck, J.T., Rind, D., Goldberg, R., 1990. Climate-induced changes in forest disturbance and vegetation. *Nature* 343, 51-53.

Pacheco, S., Malizia, L.R., Cayuela, L., 2010. Effects of climate change on subtropical forests of South America. *Tropical Conservation Science* 3(4), 423-437.

Paritsis, J., Veblen, T.T., 2011. Dendroecological analysis of defoliator outbreaks on *Nothofagus pumilio* and their relation to climate variability in the Patagonian Andes. *Global Change Biology* 17, 239-253.

Pechony, O., Shindell, D.T., 2010. Driving forces of global wildfires over the past millennium and the forthcoming century. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 107, 19167-19170.

Peng, C., Ma, Z., Lei, X., Zhu, Q., Chen, H., Wang, W., Liu, S., Li, W., Fang, X., Zhou, X., 2011. A drought-induced pervasive increase in tree mortality across Canada's boreal forests. *Nature Climate Change* 1, 467-471.

Petit, R.J., El Mousadik, A., Pons, O., 1998. Identifying populations for conservation on the basis of genetic markers. *Conserv. Biol.* 12, 855-884.

Pickett, S.T. A., White, P.S., 1985. The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press, Orlando, Florida, USA.

Piquer-Rodríguez, M., Torella, S., Gavier-Pizarro, G., Volante, J., Somma, D., Ginzburg, R., Kuemmerle, T., 2015. Effects of past and future land conversions on forest connectivity in the Argentine Chaco. *Landscape Ecology* 30, 817-833.

PNUD Argentina, 2007. Informe sobre Desarrollo Humano 2007-2008 La lucha contra el cambio climático: Solidaridad frente a un mundo dividido. Disponible en: <http://hdr.undp.org/>

Quiroga, P., Pacheco, S., Malizia, L.R., Premoli, A., 2012. Shrinking forests under warming: evidence of *Podocarpus parlatorei* from the subtropical Andes. *Journal of Heredity* 103(5), 682-691.

Raffa, K.F., Aukema, B., Bentz, B., Carroll, A., Hicke, J., Turner, M., Romme, W., 2008. Cross-scale drivers of natural disturbances prone to anthropogenic amplification: the dynamics of bark beetle eruptions. *Bioscience* 58(6), 501-517.

Ramírez Villegas, J., Jarvis, A., 2010. Downscaling global circulation model outputs: the Delta method. *Decision and Policy Analysis WP1*. International Center for Tropical Agriculture (CIAT). Cali, Colombia.

Rist, L., Moen, J., 2013. Sustainability in forest management and a new role for resilience thinking. *Forest Ecology and Management* 310, 416-427.

Rodríguez-Catón, M., Villalba, R., Morales, M., Srur, A., 2016. Influence of droughts on *Nothofagus pumilio* forest decline across northern Patagonia, Argentina. *Ecosphere* 7, 1-17.

Roig, F.A., Le-Quesne, C., Boninsegna, J.A., Briffa, K., Lara, A., Grudd, H., Jones, P., Villagrán, C., 2001. Climate variability 50,000 years ago in mid-latitude Chile as reconstructed from tree rings. *Nature* 410, 567-570.

Roig, F.A., Villalba, R., 2008. Understanding Climate from Patagonian Tree Rings. En: Rabassa, J. (editor), Late Cenozoic of Patagonia and Tierra del Fuego. *Developments in Quaternary Sciences* 11, 411-435.

Roig, F.A., Hadad, M.A., Moreno, C., Gandullo, R.J., Piraino, S., Martínez Carretero, E., González Loyarte, M., Arco, J.G., Bendini, M., Boninsegna, J.A., Peralta, I., Barrio, E., Bottero, R., Patón Domínguez, D., Juaneda, E., Trevizor, T., Duplancic, A., 2014. Hiatus de regeneración del bosque de *Araucaria araucana* en Patagonia: vinculaciones al uso de tierras y desertificación regional. *Zonas Áridas* 15: 326-348.

Rosenzweig, C., Karoly, D., Vicarelli, M., Neofotis, P., Wu, Q., Casassa, G., Menzel, A., Root, T., Estrella, N., Seguin, B., Tryjanowski, P., Liu, Ch., Rawlins, S., Imeson, A., 2008. Attributing physical and biological impacts to anthropogenic climate change. *Nature* 453, 353-357.

Ryan, S.F., Deines, J., Scriber, J.M., Pfrender, M.E., Jones, S., Emrich, S., Hellmann, J.J., 2018. Climate-mediated hybrid zone movement revealed with genomics, museum collection, and simulation modeling. *PNAS*. DOI 10.1073/pnas.1714950115.

Schäbitz, F., Lupo, L.C., Kulemeyer, J.A., Kulemeyer, J.J., 2001. Variaciones en la vegetación, el clima y la presencia humana en los últimos 15.000 años en el borde oriental de la puna, provincias de Jujuy y Salta, noroeste argentino. *Publicación especial APA* 8, 155-162.

Seager, R., Ting, M.F., Held, I.M., Kushnir, Y., Lu, J., Vecchi, G., Huang, H.P., Harnik, N., Leetmaa, A., Lau, N.C., Li, C., Velez, J., Naik, N., 2007. Model projections of an imminent transition to a more arid climate in southwestern North America. *Science* 316: 1181-1184.

Seidl, R., Fernandes, P.M., Fonseca, T.F., Gillet, F., Jönsson, A.M., Merganicova, K., Netherer, S., Arpaci, A., Bontemps, J.D., Bugmann, H., Gonzalez-Olabarria, J.L., Lasch, P., Meredieu, C., Moreira, F., Schelhaas, M.J., Mohrenv, F., 2011. Modelling natural disturbances in forest ecosystems: a review. *Ecol. Model.* 222, 903-924.

Seidl, R., Lexer, M.J., 2013. Forest management under climatic and social uncertainty: Trade-offs between reducing climate change impacts and fostering adaptive capacity. *Journal of Environmental Management* 114, 461-469.

Seidl, R., Thom, D., Kautz, M., Martin-Benito, D., Peltoniemi, M., Vacchiano, G., Wild, J., Ascoli, D., Petr, M., Honkaniemi, J., Lexer, M.J., Trotsiuk, V., Mairota, P., Svoboda, M., Fabrika, M., Nagel, T.A., Reyser, C.P.O., 2017. Forest disturbances under climate change. *Nat Clim Change* 7, 395-402.

Soliani, C., Umaña, F., Mondino, V.A., Thomas, E., Pastorino, M.J., Gallo, L.A., Marchelli, P., 2017. Zonas genéticas de lenga y ñire en Argentina y su aplicación en la conservación y manejo de los recursos forestales. Ed. INTA, Bariloche, Argentina.

Spinoni, J., Vogt, J.V., Naumann, J., Barbosa, P., Dosio, A., 2018. Will drought events become more frequent and severe in Europe? *International Journal of Climatology* doi: org/10.1002/joc.5291

Srur, A.M., Villalba, R., Villagra, P.E., Hertel, D., 2008. Influencias de las variaciones en el clima y en la concentración de CO2 sobre el crecimiento de *Nothofagus pumilio* en la Patagonia. *Revista Chilena de Historia Natural*, 81(2), 239-256.

Srur, A.M., Villalba, R., Rodríguez-Catón, M., Amoroso, M.M., Marcotti, E., 2016. Establishment of *Nothofagus pumilio* at upper treelines across a precipitation gradient in the northern Patagonian Andes. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 48, 755-766.

Srur, A.M., Villalba, R., Rodríguez-Catón, M., Amoroso, M.M., Marcotti, E., 2018. Climate and *Nothofagus pumilio* establishment at upper treelines in the Patagonian Andes. *Front. Earth Sci.* 6:57. doi: 10.3389/feart.2018.00057

Suárez, M.L., Villalba, R., Mundo, I.A., Schroeder, N., 2015. Sensitivity of *Nothofagus dombeyi* tree growth to climate changes along a precipitation gradient in northern Patagonia, Argentina. *Trees* 29(4), 1053-1067.

Swetnam, T.W., Allen, C.D., Betancourt, J.L., 1999. Applied historical ecology: Using the past to manage for the future. *Ecological Applications* 9, 1189-1206.

Torres, A.D., Cellini, J.M., Lencinas, M.V., Barrera, M.D., Soler, R., Díaz-Delgado, R., Martínez Pastur, G., 2015. Seed production and recruitment in primary and harvested *Nothofagus pumilio* forests: Influence of regional climate and years after cuttings. *Forest Systems* 24(1), e016.

Torres, G.R., Lupo, L.C., Kulemeyer, J.J., Pérez, C.F. 2016. Palynological evidence of the geocological belts dynamics from Eastern Cordillera of NW Argentina (23° S) during the Pre-Last Glacial Maximum. *Andean Geology* 43(2), 151-165.

Torres, G.R., 2017. Patrones de transporte y depósito polínico de especies trazadoras del Bosque Montano de Yungas: Implicancias paleo-ambientales durante

el Cuaternario tardío del NOA. Tesis doctoral. Universidad Nacional de Salta. 210 pp.

Totino, M., 2016. Sustainability assessment of intensive agriculture in Argentina. Focus on upstream (emergy) and downstream (emissions) environmental impacts. *Journal of Environmental Accounting and Management* 4(4), 369-383.

Tsonis, A., Hunt, A.G., Elsner, J.B., 2003. On the relation between ENSO and global climate change. *Meteorology and Atmospheric Physics* 84, 229-242.

Turner, M.G., 2010. Disturbance and landscape dynamics in a changing world. *Ecology* 91, 2833-2849.

Uhlenbrock Jansse, M., Rodríguez, A., 2005. Evaluación de la productividad primaria neta arbórea potencial y la arquitectura vegetal para una mejor producción caprina en el departamento de Piura. *Zonas Áridas* 9, 161-177.

van Mantgem, P.J., Stephenson, N.L., Byrne, J.C., Daniels, L.D., Franklin, J.F., Fulé, P.Z., Harmon, M.E., Smith, J.M., Taylor, A.H., Veblen, T.T. 2009. Widespread increase of tree mortality rates in the western United States. *Science* 323, 521-524.

Veblen, T.T., Lorenz, D.C., 1988. Recent vegetation changes along the forest/steppe ecotone of Northern Patagonia. *Annals of the Association of American Geographers* 78(1), 93-111.

Veblen, T.T., Kitzberger, T., Villalba, R., Donnegan, J., 1999. Fire history in northern Patagonia: The roles of humans and climatic variation. *Ecological Monographs* 69(1), 47-67.

Veblen, T.T., Kitzberger, T., Villalba, R., 2005. Nuevos paradigmas en ecología y su influencia sobre el conocimiento de la dinámica de los bosques del sur de Argentina y Chile. En: *Ecología y Manejo de los Bosques de Argentina*. M. Arturo, J. Frangi, J.F. Goya (eds.). Editorial de la Universidad Nacional de La Plata, Argentina, Cap. 17, 48 pags. (CD).

Viglizzo, E.F., Roberto, Z.E., Lértora, F., López Gay, E., Bernardos, J., 1997. Climate and land-use change in field-crop ecosystems of Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 66(1), 61-70.

Villalba, R., 1995. Estudios dendrocronológicos en la Selva Subtropical de Montaña, Implicaciones para su conservación y desarrollo. En: Brown, A.D., Grau, H.R. (eds.). *Investigación, conservación y desarrollo de las selvas subtropicales de montaña*. Laboratorio de Investigaciones Ecológicas de las Yungas. UNT, pp. 59-68.

Villalba, R., Veblen, T.T., 1997. Spatial and temporal variation in tree growth along the forest-steppe ecotone in northern Patagonia. *Canadian Journal Forest Research* 27, 580-597.

Villalba, R., Grau, H.R., Boninsegna, J.A., Jacoby, G.C., Ripalta, A., 1998. Tree-ring evidence for long-term precipitation changes in subtropical South America. *International Journal of Climatology* 18, 1463-1478.

Villalba, R., Grau, H.R., Boninsegna, J.A., Ripalta, A., 1998. Intensificación de la circulación atmosférica meridional en la Región subtropical de América del Sur inferida a partir de registros dendroclimáticos. *Bulletin de l'Institut Francais d'Etudes Andine* 27, 565-579.

Villalba, R., Masiokas, M.H., Kitzberger, T., Boninsegna, J.A., 2005. Biogeographical consequences of recent climate changes in the Southern Andes of Argentina. En: Huber, U., Reasoner, M. (eds.). *Global changes and mountain regions*. Mountain Research Initiative. Springer, Zurich, Suiza.

Villalba, R., Lara, A., Masiokas, M.H., Urrutia, R., Luckman, B.H., Marshall, G.J., Mundo, I., Christie, D.A., Cook, E., Neukom, R., Allen, K., Fenwick, P., Boninsegna, J.A., Srur, A.M., Morales, M., Araneo, D., Palmer, J., Cuq, E., Aravena, J.C., Holz, A., LeQuesne, C., 2012. Unusual Southern Hemisphere tree growth patterns induced by changes in the Southern Annular Mode. *Nat. Geosci.* 5: 793-798.

Volney, J.A., Fleming, R.A., 2000. Climate change and impacts of boreal forest insects. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 82(1-3), 283-294.

Walther, G.R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T., Fromentin, J.M., Hoegh-Guldberg, O., Bairlein, F., 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416, 389-395.

Westerling, A.L., Hidalgo, H.G., Cayan, D.R., Swetnam, T.W., 2006. Warming and earlier spring increase western U.S. forest wildfire activity. *Science* 313(5789), 940-943.

Westerling, A.L., 2016. Increasing western US forest wildfire activity: Sensitivity to changes in the timing of spring. *Philos. Trans. R. Soc. B. Biol. Sci.* 371, e20150178.

Wolters, V., Silver, W.L., Bignell, D.E., Coleman, D.C., Lavelle, P., Van Der Putten, W.H., De Ruiter, P., Rusek, J., Wall, D.H., Wardle, D.A., Brussaard, L., Dangerfield, J.M., Brown, V.K., Giller, K.E., Hooper, D.U., Sala, O., Tiedje, J., Van Veen, J.A., 2000. Effects of global changes on above- and belowground biodiversity in terrestrial ecosystems: Implications for ecosystem functioning. *BioScience* 50(12), 1089-1098.

Zabadal, T.J., Dami, I.E., Goffinet, M.C., Martinson, T.E., Chien, M.L., 2007. Winter injury to grapevines and methods of protection. *Extension Bulletin*, E2930, June A collaboration of; Cornell University, Michigan State University, The Ohio State University, The Pennsylvania State University.

Zak, M.R., Cabido, M., Cáceres, D., Díaz, S., 2008. What drives accelerated land cover change in central Argentina? Synergistic consequences of climatic, socioeconomic, and technological factors. *Environmental Management* 42(2), 181-189.

Zarrilli, A.G., 2004. Historia y economía del bosque chaqueño: la mercantilización de los recursos forestales (1890-1950). *Anuario IEHS* 19, 255-283.

Zhao, M., Running, S.W., 2010. Drought-induced reduction in global terrestrial net primary production from 2000 through 2009. *Science* 329, 940-943.