

ANEXO 1

Documentos diagnósticos de problemáticas de conservación asociadas al uso de la tierra en las distintas ecorregiones terrestres de Argentina

Tabla A1. Porcentaje de cobertura Modificada y/o Transformada, y Natural/Semi-natural en las distintas ecorregiones terrestres de Argentina según bases de datos globales ("GHS Settlement Model grid", de global "Global Human Settlement, 2014" (Pesaresi et al. 2019) para superficie urbana, y "Global Cropland Area Database"(Teluguntla et al. 2015) para superficie agrícola).

Table A1. Percentage of Modified and/or Transformed land-cover, and Natural/Semi-natural land-cover in the terrestrial ecoregions of Argentina based on global databases ("GHS Settlement Model grid", of the "Global Human Settlement, 2014" (Pesaresi et al. 2019) for urban area, and "Global Cropland Area Database" (Teluguntla et al. 2015) for agriculture area).

Ecorregión (Burkart et al. 1999)	% Modificado y/o Transformado			% Natural/Semi-Natural
	Urbano	Cultivado	Total	
Altos Andes	0.02	0.27	0.29	99.71
Bosques Patagónicos	0.08	0.54	0.62	99.38
Campos y Malezales	0.61	26.42	27.03	72.97
Chaco Húmedo	0.25	16.85	17.10	82.90
Chaco Seco	0.27	21.97	22.24	77.76
Delta e Islas del Paraná	1.28	10.52	11.80	88.20
Espinal	0.52	59.58	60.10	39.90
Estepa Patagónica	0.04	0.50	0.54	99.46
Esteros del Iberá	0.17	13.22	13.39	86.61
Monte de Llanuras y Mesetas	0.29	3.37	3.66	96.34
Monte de Sierras y Bolsones	0.05	0.90	0.95	99.05
Pampa	1.27	94.39	95.66	4.34
Puna	0.01	0.18	0.19	99.81
Selva Paranaense	1.02	18.19	19.21	80.79
Selva de las Yungas	1.06	10.11	11.17	88.83

DOCUMENTOS DIAGNÓSTICOS

1. Bosques Patagónicos – Sebastián Ballari, Alejandro Huertas Herrera, Flavia Mazzini

1.1. *Introducción y Principales Problemas de Conservación*

Los Bosques Patagónicos (BP) (de 36,8° S a 55° S de latitud) presentan una heterogeneidad espacial a escala de paisaje principalmente por la topografía, que condiciona microclimas locales, los ensambles de vegetación, suelos y distribución de la biodiversidad (Pisano 1997; Peri et al. 2016). Se extiende a lo largo de la cordillera de los Andes desde el norte de Neuquén hasta el archipiélago de Tierra del Fuego (Morello et al. 2012). El clima es templado a frío y húmedo, con nevadas y lluvias en invierno, heladas y fuertes vientos predominantes del Oeste, excepto al sur de los 48°S deja de ser estacional para ser uniforme. La formación vegetal dominante es el bosque templado húmedo al oeste, donde predominan especies del género *Nothofagus*. En las zonas más xéricas, existen parches de bosques o de arbustos en una matriz predominante de estepa (Matteucci 2012).

En los BP existen problemas de conservación que son comunes en toda la extensión de la ecorregión (Premoli et al. 2006). Entre ellos se incluyen el impacto relacionados con especies exóticas invasoras (Simanonok et al. 2011; Sanguinetti et al. 2014); ganadería (Cingolani et al. 2008; Peri et al. 2016; Piazza et al. 2016); aprovechamiento forestal, y explotación del territorio por turismo masivo (Martínez Pastur et al. 2013; Huertas Herrera et al. 2018) y el avance de las urbanizaciones con el desmonte asociado (Luque et al. 2011).

1.2. *Procesos Dominantes de Usos de la Tierra*

En los bosques de Patagonia Norte los factores que amenazan su conservación están asociados a los cambios en los regímenes de fuego provocados por intervención humana (Veblen et al. 1999; Villalba et al. 2005; Luque et al. 2011; Blackhall et al. 2015), invasiones biológicas (Simberloff et al. 2003) y al cambio climático global que altera los regímenes de precipitaciones y temperaturas medias provocando entre otras cosas la mortalidad de bosques nativos (Jump et al. 2009; Villalba et al. 2005; Suárez & Kitzberger 2010). Por otro lado, en Patagonia Sur, particularmente en Tierra del Fuego, el BP está menos disturbado y presenta menos amenazas, por lo que constituyen una de las regiones más prístinas del planeta (Mittermeier et al. 2003), pero se perciben alteraciones antrópicas transformándolos en paisajes seminaturales (Martínez Pastur et al. 2013) y fauna invasora (Anderson et al. 2009; Valenzuela et al. 2013).

Muchos de estos procesos descritos provocan problemáticas a diferentes niveles, que incluyen amenazas directas para un gran número de especies nativas (Rosas et al. 2017, 2019), y serios impactos indirectos como alteraciones de las redes tróficas nativas (Poljak et al. 2007; Bonino 2009; Sola et al. 2015) y los servicios ecosistémicos (Martínez Pastur et al. 2016). Particularmente, las invasiones biológicas en el BP provocan serios impactos negativos en la conservación de los ecosistemas nativos llevando muchas veces a una modificación en las redes tróficas (Sanguinetti et al.

2014). Algunas de las especies con mayor impacto en la región incluyen diferentes especies de coníferas exóticas (Simberloff et al. 2010), animales como el castor (*Castor canadensis*) (Anderson et al. 2009); liebre europea (*Lepus capensis*) (Bonino 2009); visón americano (*Neovison vison*) (Valenzuela et al. 2013), ciervo colorado (*Cervus elaphus*), jabalí europeo (*Sus scrofa*) (Ballari et al. 2015); la chaqueta amarilla (*Vespula germanica*) (Sola et al. 2015), y considerando los sistemas acuáticos, varias especies de salmónidos (Sanguinetti et al. 2014).

Cabe destacar que para el BP no hay una política o marco normativo consecuente con la conservación de la biodiversidad a escala de paisaje. Por ejemplo, la mayoría de los parques nacionales se establecieron a lo largo de las fronteras entre Argentina y Chile (Luque et al. 2011). Por consiguiente, no todas las especies y ambientes se encuentran representadas dentro de las áreas protegidas, en particular los ambientes ecotonales. Si bien en Argentina existen áreas protegidas con gran superficie, algunas especies nativas tienen un rango de acción o distribución mayor al protegido por lo que la protección otorgada por el área en ocasiones no es suficiente (Martínez Pastur et al. 2015). En general estas áreas se caracterizan por: (i) tener diferentes categorías de protección, las áreas restringidas en general son sitios de difícil acceso y lejos de centros urbanos, las zonas de parque y reserva por lo general tienen un mayor usufructo y en muchos casos hay centros urbanos dentro (e.g., P.N. Nahuel Huapi); (ii) cubrir grandes superficies boscosas pero no ser representativas en superficie de todos los ecosistemas (e.g., pastizales y arbustales); (iii) en muchos casos, presentar una escasa gestión por parte del estado (Martínez Pastur et al. 2013) y (iv) presencia de propiedades privadas que puede dificultar la coordinación de los esfuerzos de conservación.

A pesar de que no todas las especies están representadas dentro de las áreas protegidas, esta ecorregión está muy bien representada dentro del sistema nacional de áreas protegidas, sin embargo, no están exentas a los problemas de conservación (Rodríguez-Cabal et al. 2008). Muchas veces las áreas protegidas no son realmente efectivas ya que dentro de las mismas hay uso y explotación humana previa al establecimiento y creación del parque nacional. La mayoría de los procesos que afectan la conservación de los BP son crónicos (Huertas Herrera et al. 2018), aunque existen ejemplos de problemas recientes como la aparición del alga invasora *Didymo* (*Didymosphenia geminata*) en 2010 (SIB 2019). En BP se han llevado a cabo una gran cantidad de investigaciones científicas en relación con su superficie comparado con otras regiones boscosas del país (Mazzini et al. 2018), por lo que se cuenta con información fidedigna y representativa respecto a los diferentes problemas de conservación que se pueden hallar.

Los Bosques Patagónicos representan un sistema socio-ecológico complejo en una actualidad de cambio y transformación global. La conservación de sus recursos naturales, siendo compatibles con el desarrollo sustentable y el bienestar humano, será un desafío importante para las próximas décadas (Gowda 2013; Grosfeld et al. 2019).

REFERENCIAS

- Anderson, C. B., G. Martínez Pastur, M. V. Lencinas, P. K. Wallem, M. C. Moorman, and A. D. Rosemond 2009. Do introduced North American beavers *Castor canadensis* engineer differently in southern South America? An overview with implications for restoration. *Mammal Review* 39: 33-52.

- Ballari, S. A., Cuevas, M. F., Cirignoli, S. & A. E. J. Valenzuela 2015. Invasive wild boar in Argentina: using protected areas as a research platform to determine distribution, impacts and management. *Biological Invasions* 17(6): 1595-1602.
- Blackhall, M., E. Raffaele, and T. T. Veblen 2015. Efectos combinados del fuego y el ganado en matorrales y bosques del noroeste patagónico. *Ecología Austral* 25: 1-10.
- Bonino N. 2009. Liebres y conejos como plagas de plantaciones forestales. Serie técnica: Manejo Integrado de Plagas Forestales INTA EEA Bariloche. JM Villacide y JC Corley (eds.). Cuadernillo.
- Cingolani, A., I. Noy-Meir, D. Renison, and M. Cabido 2008. Is extensive livestock production compatible with biodiversity and soil conservation?[La ganadería extensiva, ¿es compatible con la conservación de la biodiversidad y de los suelos?]. *Ecología Austral* 18:253-271.
- Grosfeld J., L. Chauchard and J. H. Gowda. 2019. Debates: ¿podemos manejar sustentablemente el bosque nativo de patagonia norte? *Ecología Austral* 29:156-163.
- Gowda J.H. 2013. ¿Qué protegemos y qué deberíamos proteger con la ley de bosques? Aportes para la primera revisión del ordenamiento territorial de los bosques de Río Negro. *Revista de la Asociación Argentina de Ecología de Paisajes* 4(2): 46-62
- Huertas Herrera, A., J.M. Cellini, M. Barrera, M.V. Lencinas, & G. Martínez Pastur .2018. Environment and anthropogenic impacts as main drivers of plant assemblages in forest mountain landscapes of Southern Patagonia. *Forest Ecology and Management* 430: 380-393.
- Jump, A. S., C. Mátyás and J. Peñuelas 2009. The altitude-for-latitude disparity in the range retractions of woody species. *Trends in Ecology & Evolution* 24: 694-701.
- Luque, S., G. M. Pastur, C. Echeverría, and M. J. Pacha. 2011. Overview of biodiversity loss in South America: a landscape perspective for sustainable forest management and conservation in temperate forests. Pages 352-379. *Landscape Ecology in Forest Management and Conservation*. Springer.
- Matteucci, S., A. Rodríguez, and M. Silva. 2012. Ecorregiones y complejos ecosistémicos argentinos. Buenos Aires, Orientación Gráfica Editora, 309-348.
- Martinez Pastur, G. J., P. L. Peri, M. V. Lencinas, J. M. Cellini, M. D. Barrera, R. Soler Esteban, H. Ivancich, L. Mestre, A. Moretto, and C. B. Anderson. 2013. La producción forestal y la conservación de la biodiversidad en los bosques de *Nothofagus* en Tierra del Fuego y Patagonia Sur.
- Martínez Pastur, G., M. Lencinas, E. Gallo, M. de Cruz, M. Borla, R. Esteban, and C. Anderson. 2015. Habitat-specific vegetation and seasonal drivers of bird community structure and function in southern Patagonian forests. *Community Ecology* 16:55-65.

- Martínez Pastur, G., P. L. Peri, A. Huertas Herrera, S. Schindler, R. Díaz-Delgado, M. V. Lencinas, and R. Soler. 2016. Linking potential biodiversity and three ecosystem services in silvopastoral managed forest landscapes of Tierra del Fuego, Argentina. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 13: 1-11.
- Mazzini, F., Relva, M. A., Malizia, L. R. 2018. Impacts of domestic cattle on forest and woody ecosystems in southern South America. *Plant Ecology*, 219(8), 913–925.
- Mittermeier, R., C. Mittermeier, T. Brooks, J. Pilgrim, W. Konstant, G. A. Da Fonseca, and C. Kormos 2003. Wilderness and biodiversity conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 100: 10309-10313.
- Morello, J., S.D. Mateucci, A.F. Rodríguez, and M.E. Silva. 2012. Ecorregiones y complejos ecosistémicos argentinos. *Orientación Gráfica Editora, Buenos Aires*.
- Peri, P. L., M. V. Lencinas, J. Bousson, R. Lasagno, R. Soler, H. Bahamonde, and G. M. Pastur. 2016. Biodiversity and ecological long-term plots in Southern Patagonia to support sustainable land management: The case of PEBANPA network. *Journal for Nature Conservation* 34: 51-64.
- Piazza, M.-V., L. A. Garibaldi, T. Kitzberger, and E. J. Chaneton. 2016. Impact of introduced herbivores on understory vegetation along a regional moisture gradient in Patagonian beech forests. *Forest Ecology and Management* 366: 11-22.
- Pisano E. 1997. Los bosques de Patagonia Austral y Tierra del Fuego chilenas. *Anales del Instituto de la Patagonia, Serie Ciencias Naturales* 25: 9-19.
- Premoli, A.C., M.A. Aizen, T. Kitzberger and E. Raffaele. 2006. Situación ambiental de los Bosques Andino-Patagónicos. Pp 281-291, en: *La Situación Ambiental Argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires. ISBN: 950-9427-14-4.
- Poljak, S., J. Escobar, G. Deferrari, and M. Lizarralde. 2007. Un nuevo mamífero introducido en la Tierra del Fuego: el "peludo" *Chaetophractus villosus* (Mammalia, Dasypodidae) en Isla Grande. *Revista Chilena de Historia Natural* 80: 285-294.
- Rodríguez-Cabal, M. A., Nunez, M. A., and Martinez, A. S. 2008. Quantity versus quality: endemism and protected areas in the temperate forest of South America. *Austral Ecology*, 33(6), 730-736.
- Rosas, Y. M., Peri, P. L., A. Huertas Herrera, H. Pastore, and G. Martínez Pastur. 2017. Modeling of potential habitat suitability of *Hippocamelus bisulcus*: effectiveness of a protected areas network in Southern Patagonia. *Ecological Processes* 6: 28.
- Sanguinetti, J., L. Buria, L. Malmierca, A. E. Valenzuela, C. Núñez, H. Pastore, L. Chauchard, N. Ferreyra, G. Massaccesi, and E. Gallo. 2014. Manejo de especies exóticas invasoras en Patagonia, Argentina: Priorización, logros y desafíos de integración entre ciencia y gestión identificados desde la Administración de Parques Nacionales. *Ecología Austral* 24: 183-192.

- SIB, Sistema de Información de Biodiversidad, Administración de Parques Nacionales. www.sib.gob.ar. Actualizado en Marzo de 2019.
- Simanonok, M. P., C. B. Anderson, G. Martínez Pastur, M. V. Lencinas, and J. H. Kennedy. 2011. A comparison of impacts from silviculture practices and North American beaver invasion on stream benthic macroinvertebrate community structure and function in *Nothofagus* forests of Tierra del Fuego. *Forest Ecology and Management* 262: 263-269.
- Simberloff, D., Nuñez, M. A., Ledgard, N. J., Pauchard, A., Richardson, D. M., Sarasola, M., ... and Peña, E. 2010. Spread and impact of introduced conifers in South America: lessons from other southern hemisphere regions. *Austral Ecology*, 35(5), 489-504.
- Simberloff, D., Relva, M. A., and Nuñez, M. 2003. Introduced species and management of a *Nothofagus/Austrocedrus* forest. *Environmental Management*, 31(2), 0263-0275.
- Sola, F. J., J. Valenzuela, E. Alejandro, C. B. Anderson, G. Martínez Pastur, and M. V. Lencinas. 2015. Reciente invasión del Archipiélago de Tierra del Fuego por la avispa *Vespula germanica* (Hymenoptera: Vespidae). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina* 74: 197-202.
- Suarez, M.L., and T. Kitzberger. 2010. Differential effects of climate variability on forest dynamics along a precipitation gradient in northern Patagonia. *Journal of Ecology* 98: 1023-1034.
- Valenzuela, A. E., Rey, A. R. Fasola, L. Samaniego, R. A. S. and A. Schiavini. 2013. Trophic ecology of a top predator colonizing the southern extreme of South America: Feeding habits of invasive American mink (*Neovison vison*) in Tierra del Fuego. *Mammalian Biology-Zeitschrift für Säugetierkunde*, 78: 104-110.
- Veblen, T. T., T. Kitzberger, R. Villalba, and J. Donnegan. 1999. Fire history in northern Patagonia: the roles of humans and climatic variation. *Ecological Monographs* 69: 47-67.
- Villalba, R., M. Masiokas, T. Kitzberger, and J.A. Boninsegna. 2005. Biogeographical consequences of recent climate changes in the southern Andes of Argentina. Pp. 157-168 en *Global Change and Mountain Regions: An Overview of Current Knowledge*. Series: *Advances in Global Change Research*, Vol. 23, Huber, Uli M.; Bugmann, Harald K. M.; Reasoner, Mel A. (Eds.), Springer-Verlag, 650 p., ISBN: 1-4020-3506-3.

2. Campos y Malezales – Lorena Herrera

2.1. *Introducción y Principales Problemas de Conservación*

La ecorregión Campos y Malezales presenta una extensión de 30.000 km² y se ubica entre el Sur de Misiones y el Noreste de Corrientes (Chebez 1996). La región ha sido escenario de actividades productivas en especial en los últimos 50 años, con plantaciones forestales, yerba mate, té y arroz y con ganadería sobre pastizales naturales (Matteucci 2012). El paisaje predominante de la región es de pastizales. En el norte las lomas, llanuras y humedales conforman los llamados “Campos” que, por su condición subtropical y húmeda, albergan una gran riqueza de especies de gramíneas y otras hierbas (Chebez 1996; Burkart et al. 1999; Viglizzo et al. 2006). También, como parte de este paisaje, se presentan selvas en galería acompañando los cursos fluviales e isletas de bosques conocidas como “capones” o “mogotes” donde predomina el urunday (*Astronium balansae*) acompañado por talas (*Celtis chichape*), molles (*Schinus terebinthifolia*), entre otras especies (Bodrati 2007). En el sur se encuentran los llamados “Malezales” cuya fisonomía de pajonales uniformes y casi puros sobre suelos encharcados dominan el paisaje (Burkart et al. 1999).

La ecorregión es muy rica en especies en términos relativos. En una extensión que cubre el 0,2% del territorio argentino se ha registrado el 31% de los géneros y el 51% de las familias de la flora argentina (Matteucci 2012). La gran riqueza específica de esta ecorregión se debe a la influencia que recibe de regiones vecinas como la Chaqueña y Paranaense. También se destaca la presencia de aves y mamíferos pampeanos (Chebez 2007). Posee numerosos endemismos y es actualmente el principal refugio de muchas especies en peligro de extinción como el yaguararé (*Panthera onca*), el tapir (*Tapirus terrestris*), el ciervo de los pantanos (*Blastocerus dichotomus*) y el ciervo de las pampas (*Ozotoceros bezoarticus celer*). Entre las aves se destacan el carpinterito ocráceo (*Picumnus nebulosus*), el capuchino de collar (*Sporophila zelichi*), el capuchino pecho blanco y el castaño (*Sporophila palustris* y *S. hypochroma*) y el tordo amarillo (*Xanthopsar flavus*), entre otras especies (Chebez 1996; Bosso et al. 2003).

El valor ecológico de esta región muchas veces es subestimado y esto se ve reflejado en las escasas iniciativas de conservación y de protección de la flora y fauna nativa (Chebez 1996). Se trata de una de las ecorregiones con menor protección del país (Capmourteres et al. 2015), con menos del 2% representado en áreas protegidas (Tabla A1). De acuerdo a Di Giacomo (2007) el impacto sobre la biodiversidad que ha generado la forestación masiva con pinos y eucaliptus es similar al impacto generado por la sojización en la Pampa, Espinal o en el Chaco. El autor reconoce que en pocos años más de crecimiento sostenido de la actividad forestal la totalidad de la ecorregión de los Campos y Malezales quedará sustituida por plantaciones. A la falta de políticas públicas de conservación se suma la aplicación de la Ley 25.080 de promoción de las forestaciones. La misma se viene ejecutando sin la debida supervisión de la distribución de poblaciones de animales y plantas amenazados. Según datos agroindustriales del Ministerio de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos (MAGPyA), durante el período de vigencia de la Ley (1998-2018) la superficie forestada aumentó de 120.000 a 500.000 hectáreas mientras que se registró una disminución drástica (80-90%) de especies de aves amenazadas (Documento de Posición Institucional, Aves Argentinas 2018). Sumado a los efectos de las distintas actividades productivas, la biodiversidad también se ve amenazada por la captura y el comercio ilegal de especies de fauna silvestre (Viglizzo et al. 2006). En definitiva, el desarrollo de

todas estas actividades sin la adecuada planificación territorial amenaza el funcionamiento y la integridad del ecosistema pastizal y toda su biodiversidad.

En la ecorregión se encuentran dos parques provinciales pertenecientes a la provincia de Misiones (Cañadón de Profundidad y Fachinal) (MEyRNR), tres reservas naturales (una de ellas urbana) que forman parte de la Red Argentina de Reservas Naturales Privadas (Refugio de Vida Silvestre San Antonio, Reserva Paraje Tres Cerros y Reserva Natural Urbana Rincón Nazari) que en total suman 3940 ha. También en la provincia de Misiones se encuentra la Reserva Privada Campo San Juan de 5100 ha (Chebez 2007; Capmourteres et al. 2015).

2.2. Procesos Dominantes de Usos de la Tierra

Los procesos dominantes asociados al uso de la tierra en la ecorregión Campos y Malezales son la ganadería, las plantaciones forestales y la agricultura. La actividad tradicional ha sido la ganadería extensiva de bovinos desarrollada sobre pastizales naturales que suele ir acompañada de la utilización del fuego como medida de manejo, la canalización de humedales, y la siembra de pasturas exóticas. Si bien esta actividad sigue prevaleciendo en la actualidad, también está siendo reemplazada por otras actividades agrícolas (cultivo de yerba mate en el norte) y forestaciones (Bodrati 2007; Matteucci et al. 2012). Esta última presenta un fuerte respaldo, incluidos los préstamos a largo plazo, por el gobierno de la provincia de Corrientes. El eucalipto y los pinos son las especies preferidas.

La agricultura se extiende desde la época de los jesuitas (siglo XVII) que importaban cereales, frutales, hortalizas y legumbres, las cuales se sembraban en huertos comunales y familiares que manejaban los guaraníes. Durante la colonia, la yerba mate era cosechada de las plantas silvestres por los guaraníes y su uso se expandió en el siglo XVII hacia otras regiones colonizadas, como el Río de La Plata, Chile y Perú. Los jesuitas domesticaron la planta y la sembraban en las reducciones. A finales del siglo XIX, se abrieron las puertas a una industria de yerba mate que se afianzó con fuerza en Corrientes-Misiones cuando Brasil cambió la producción de yerba por la de café en la década de 1930. Actualmente es el principal cultivo de la zona de los Campos (Matteucci et al. 2012).

La región tiene un alto potencial para la producción del cultivo de arroz que se siembra en las zonas más bajas (Viglizzo et al. 2006). Esta producción es acompañada del drenado y canalización de humedales con los consecuentes impactos sobre el sistema (Burkart et al. 1999). En los sectores con mayor pendiente (en los Campos) el ganado ha generado erosión del suelo. Esta presión además la sufren las isletas de bosques y selvas de ribera ya que el ganado pernocta, pisotea y ramonea el interior de estas formaciones boscosas, eliminando la posibilidad de regeneración natural (Bodrati 2007).

REFERENCIAS

- Bodrati, A. 2007. Barra Concepción. Pages 307-308 in A. S. Di Giacomo, M. V. De Francesco, and E. G. Coconier (eds.). Áreas importantes para la conservación de las aves en Argentina. Sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad. Temas de Naturaleza y Conservación 5. CD-ROM. Edición Revisada y Corregida. Aves Argentinas/ Asociación Ornitológica del Plata, Buenos Aires, Argentina.

- Bosso, A., A. Di Giacomo A., and S. Krapovickas. 2003. Aguapey. El corazón de los campos correntinos. *Naturaleza y Conservación*, disponible en https://www.academia.edu/3157281/Aguapey_el_coraz%C3%B3n_de_los_campos_correntinos
- Burkart, R., N. O. Bárbaro, R. O. Sánchez, and D. A. Gómez. 1999. Eco-regiones de la Argentina. Presidencia de la Nación-Secretaría de Recursos Naturales y Desarrollo Sustentable-Administración de Parques Nacionales.
- Capmourteres, V., V. Bauni, J. M. Meluso, S. Bogan, and M. Homberg. 2015. Aves de la reserva natural Campo San Juan, Misiones: Descripción e implicancias para su conservación. *Nótulas Faunísticas* **171**: 1-14.
- Chebez, J. C. 1996. Misiones Ñu. Campos Misioneros. Algo más que el confín de la selva. *Nuestras Aves* **34**: 4-16. Disponible en <https://issuu.com/avesargentinas/docs/na34>
- Chebez, J. C. 2007. Campo San Juan. Pages 307-308 in A. S. Di Giacomo, M. V. De Francesco, and E. G. Coconier (eds.). Áreas importantes para la conservación de las aves en Argentina. Sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad.: *Temas de Naturaleza y Conservación* 5. CD-ROM. Edición Revisada y Corregida. *Aves Argentinas/ Asociación Ornitológica del Plata*, Buenos Aires, Argentina.
- Di Giacomo, A. S. 2007. Conservación de aves en Corrientes. Pages 141-144 in A. S. Di Giacomo, M. V. De Francesco, and E. G. Coconier (eds.). Áreas importantes para la conservación de las aves en Argentina. Sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad.: *Temas de Naturaleza y Conservación* 5. CD-ROM. Edición Revisada y Corregida. *Aves Argentinas/ Asociación Ornitológica del Plata*, Buenos Aires, Argentina.
- Documento de Posición Institucional Forestaciones en el Nordeste de Argentina (2018). *Aves Argentinas*. Disponible en <https://www.avesargentinas.org.ar/>
- Matteucci, S. D. 2012. Ecorregión Campos y Malezales. Pages 247-263 in J. Morello, S. D. Matteucci, A. F. Rodríguez, and M. Silva (eds.). *Ecorregiones y complejos ecosistémicos argentinos*. Orientación Gráfica Editora. Buenos Aires, Argentina.
- Ministerio de Ecología y Recursos Naturales Renovables [MEyRNR]. <https://ecologia.misiones.gob.ar/>
- Viglizzo, E. F., F. C. Frank, and L. Carreño. 2006. Situación ambiental en las ecorregiones pampa y campos y malezales. Pages 263-278 in A. Brown, U. Martinez Ortiz, M. Acerbi, and J. Corcuera (eds.) 2006. *La Situación Ambiental argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre, Buenos Aires, Argentina.

3. Chaco Húmedo – Ignacio Gasparri, Maria Eugenia Periago

3.1 Introducción y Principales Problemas de Conservación

Entre la variada vegetación del Chaco se encuentran bosques leñosos, arbustales densos y húmedos, arbustales abiertos y pastizales sin árboles. Las comunidades en su conjunto forman gradientes florísticos, faunísticos y ambientales (Bucher 1982). Diferencias en temperatura, humedad y tipos de depósitos geológicos a lo largo del Gran Chaco crean un gradiente de aridez creciente de este a oeste, con la mayor condensación de humedad en las montañas. Esto lleva a dos grandes eco-regiones, Chaco Seco y Chaco Húmedo, identificadas por Burkart et al. (1999). El *Chaco Húmedo* en el sector este presenta un mosaico de tierras altas boscosas que alternan con zonas bajas de esteros y cañadas. El clima es subtropical cálido, con lluvias de 750 a 1300 mm anuales y contiene una alta diversidad biológica.

La falta de áreas protegidas es alarmante: menos del 2% de la ecorregión está bajo protección (Tabla A1). Toda la región chaqueña posee humedales, pero la diferencia se encuentra principalmente en los tipos de humedales y en la superficie que cubren en las distintas subregiones. Según Ginzburg y colaboradores (2005), el Chaco Húmedo concentra la mayor superficie y los mayores porcentajes de humedales, incluyendo los Bajos Submeridionales. A su vez, se encuentran las planicies de inundación de los ríos Paraguay y Paraná.

Según Naumann (2006), el aumento de colmatación en esteros, bañados y lagunas por erosión hídrica debido al sobrepastoreo y al incremento de las áreas agrícolas han producido pérdidas de unas 100.000 ha de ambientes acuáticos. Las amenazas actuales a estos ecosistemas naturales se enfocan principalmente en el reemplazo y drenaje de los humedales, los bañados y los pastizales inundables y no inundables para el cultivo de arroz, pasturas implantadas para ganadería; en algunos casos, algodón y en menor medida soja (Ginzburg & Adámoli 2006). Se necesita un ordenamiento territorial que incluya normas para el uso sustentable del agua con una planificación del uso productivo, ya sea para la agricultura existente o la ganadería sobre pastizales naturales. Sin este ordenamiento, los años en los que el mercado tiene precios altos, se avanza sobre los ambientes naturales. Además, en años secos, existe un conflicto entre el uso del agua para el arroz y los otros usos, y puede resultar en falta de agua para la biodiversidad.

El aprovechamiento forestal es poco y aunque no reemplaza, sí degrada; y no está regulado ni manejado para su aprovechamiento en el futuro. En la región de los bajos submeridionales, la mayor amenaza es el drenaje de los humedales para la ganadería y agricultura. Estas obras de drenaje son utilizadas para secar los campos, y son realizadas con canales profundos que bajan el nivel de la napa freática, hecho que termina agudizando el problema de la salinidad (en base a Liotta et al. 2015). El reemplazo del ecosistema natural ha sido para llevar adelante una mala agricultura de alto riesgo, ya que los suelos son pobres e inundables. En cuanto al sobrepastoreo, este es secundario en términos de dimensión y además tiene un problema asociado a la falta de agua potable para los animales en épocas secas. Estas amenazas llevarán a una disminución de servicios ecosistémicos en aproximadamente un cuarto de la ecorregión (Fundación Vida Silvestre Argentina 2016).

3.2. Procesos Dominantes de Usos de la Tierra

Los procesos dominantes de uso de la tierra en el Chaco Húmedo son la actividad agrícola, ganadera y forestal. A pesar de contar con buenas condiciones climáticas, debido a la alta proporción de tierras inundables la superficie transformada representa casi el 15% de la ecorregión (Tabla A1), correspondiente al total de tierras “altas” o no inundables potencialmente agrícolas. Esas tierras aptas para la agricultura están cultivadas desde comienzos del siglo XX, ocupadas en su mayor parte por pequeños y medianos chacareros, muchos de ellos minifundistas (Adámoli et al. 2008). Más recientemente, algunos sectores altos han sido utilizados para otros cultivos extensivos además del algodón (e.g. soja) y otros sectores están siendo manejados para posibilitar el cultivo de arroz.

La producción de arroz tiene la particularidad que requiere la modificación del terreno y alteración de los flujos de agua. En ese sentido, es una intervención severa difícil de revertir y que implica un nuevo estado de la zona afectada. La producción de arroz en los últimos 4 años fue decreciente, salvo en 2014 cuando tuvo un repunte y alcanzó las 1.581.810 toneladas. La provincia de Corrientes genera casi el 45% de la producción arrocería, Entre Ríos un 37%, Santa Fe un 14%, en tanto que Formosa y Chaco aportan el 5% restante (Ministerio de Agroindustria de la Nación 2016). En las últimas décadas, la expansión del cultivo de arroz según estadísticas oficiales (<http://www.siiia.gov.ar>) indican que luego de una fuerte caída en el 2002 hay una recuperación del área en Formosa y Chaco, llegando a máximos de aproximadamente 15000 ha. El caso notable en la provincia de Santa Fe muestra que de un máximo en la década de los 80 de 15.000 ha, baja a 2.500 en el 2002 para luego subir hasta máximos cercanos a 50.000 ha, lo que implica una amplia afectación de zonas bajas y de humedales en esa provincia. Por el momento, no hay trabajos que usen sensores remotos para describir la dinámica del cultivo del área de arroz que también se extiende en la región de los Esteros del Iberá en la provincia de corrientes y en el Espinal en la provincia de Entre Ríos.

La actividad ganadera fue una actividad de pequeña escala hasta finales de 1800, y debido al reducido número de cabezas de ganado distribuidos en grandes extensiones de tierra disponibles para esta actividad, los efectos fueron mínimos sobre la cubierta vegetal. El desarrollo más importante del sector ganadero en la región comienza a producirse en el siglo XX con la llegada de las corrientes colonizadoras provenientes del Sur y la del ferrocarril. La producción, tanto en la provincia del Chaco como en Formosa, se expandió principalmente en las grandes estancias del este de la región y abarcó las áreas con suficiente disponibilidad de pasturas como las sabanas, pastizales, cañadas y esteros (Ginzburg & Adámoli 2006). Actualmente la actividad ganadera presiona la superficie de bosques para ampliar la superficie de pasturas, con gran parte de la deforestación de la región del chaco húmedo siendo destinada a implantar pasturas (Baumann et al. 2016).

Históricamente el bosque nativo se utilizó como un recurso natural no renovable, sin tener en cuenta su posible regeneración. El método empleado está basado en la extracción de los mejores individuos, y para la repoblación quedan los ejemplares más viejos y enfermos (Morello & Matteucci 1999). El quebracho colorado se explotó para la industria del extracto de tanino y para durmientes del ferrocarril principalmente en el norte de la provincia de santa fe; y junto con otras maderas duras como el lapacho, el urunday y el guayacán, se los utilizó para postes de alambrado y construcciones rurales. Más recientemente, pero a un ritmo alarmante, se ha estado empleando el algarrobo para la mueblería en la provincia de Chaco y Formosa. Al no estar disponible el conocimiento técnico que

permita asegurar un manejo silvicultural del bosque con enfoque sustentable, en muchos caso los aprovechamientos terminan en proceso de degradación de bosques y de las condiciones socioeconómicas de las poblaciones locales (Morello & Matteucci 1999). Producto de esta sobreexplotación del recurso forestal, se produjo el agotamiento de unas 7.500.000 ha de quebrachales en el Chaco Húmedo, mientras que las áreas remanentes ocupadas por bosques presentan, en la actualidad, importantes grados de fragmentación y deterioro (Ginzburg & Adámoli 2006).

REFERENCIAS

- Adámoli, J., S. Torrella and R. Ginzburg. 2008. La expansión de la frontera agrícola en la Región Chaqueña: Perspectivas y riesgos ambientales. *in* Solbrig, O. T., and J. Adámoli. Agro y ambiente: una agenda compartida para el desarrollo sustentable. Resumen ejecutivo. No. P01 FCAA 18171. Foro de la Cadena Agroindustrial Argentina, Buenos Aires, Argentina.
- Bucher, E. 1982. Chaco and Caatinga - South American arid savannas: Woodlands and thickets. Pages 48-79 *in* Ecology of Tropical Savannas (eds. Huntley, B. and Walker, H.). Springer-Verlag, Berlin, Germany.
- Fundación Vida Silvestre Argentina. 2016. La Salud de Nuestra Tierra: Monitoreo de servicios ecosistémicos para un diagnóstico sobre la salud ambiental de la Argentina. http://awsassets.wwfar.panda.org/downloads/doc_salud_tierra_baja.pdf
- Ginzburg, R, and J. Adámoli. 2006. Situación ambiental en el Chaco Húmedo. Pages 103-129 *in* Brown, A., Martínez Ortiz, U., Acerbi, M. and J. Corcuera (Eds.). La Situación Ambiental Argentina 2005, Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, Argentina.
- Ginzburg, R., Adámoli, J., Herrera, P. and S. Torrella. 2005. Temas de la biodiversidad del Litoral fluvial Argentino II. Coordinador FG Aceñolaza. INSUGEO, Misceláneas **14**:121-138.
- Liotta, M., Daniel Sagua, Juan M. Gioja, and Juan Montaña. 2015. "Manual de capacitación: Drenaje de suelos para uso agrícola." *INTA, Argentina*. 15p.
- Morello, J. and S. Matteucci. 1999. Biodiversidad y uso de la tierra. Conceptos y ejemplos de Latinoamérica. EUDEBA, Buenos Aires. Pp. 463-498.
- Morrone, J.J. 2001. *Biogeografía de América Latina y el Caribe*. MandT-Manuales and Tesis SEA, vol. 3, Zaragoza, España.
- Naumann, M. 2006. Atlas del Gran Chaco Sudamericano. Sociedad Alemana de Cooperación Técnica (GTZ). ErreGé and Asoc. Buenos Aires, Argentina.

4. Chaco Seco – Sebastián Aguiar, Julián Lescano, Leandro Macchi, Verónica Quiroga

4.1. *Introducción y Principales Problemas de Conservación*

El Chaco Seco es el mayor bosque seco Neotropical y, luego del Amazonas, el segundo bosque continuo más grande de Sudamérica (Portillo-Quintero & Sanchez-Azofeifa 2010). La fracción argentina de esta ecorregión (aproximadamente el 60%), ocupa 78 millones de hectáreas. Es una amplia planicie sedimentaria, interrumpida hacia el oeste por un cordón montañoso con dirección norte-sur. La temperatura disminuye de norte a sur, con medias anuales que oscilan entre los 18 y 21°C (Minetti 1999). La precipitación es estacional de régimen monzónico con elevada heterogeneidad espacial. Las precipitaciones disminuyen hacia el centro de la ecorregión, con valores inferiores en la porción central (450 mm anuales) y valores máximos hacia sus límites orientales y occidentales (entre 1000 y 1200 anuales). Los suelos son principalmente alfisoles y molisoles, formados por depósitos eólicos y fluviales, y generalmente profundos y de fertilidad intermedia (Riveros 2002). La vegetación está compuesta principalmente por bosques secos y, en menor medida, por sabanas y pastizales (Oyarzábal et al. 2018; Grau et al. 2015)

Desde comienzos del siglo XXI, el Chaco Seco Sudamericano se convirtió en un hotspot global de deforestación (Hansen et al. 2013). En esta región, los bosques secos son reemplazados por cultivos anuales (soja y maíz principalmente) y pasturas megatérmicas para alimentar ganado vacuno (Grau et al. 2005). Hasta el 2012, en la porción argentina y semiárida de esta región, el Chaco Seco Argentino, se habían transformado aproximadamente 10.5 millones de hectáreas, lo que representa el 22% de sus ecosistemas naturales (bosques secos, arbustales, sabanas y pastizales; Vallejos et al. 2015). La mayor proporción de esta transformación ocurrió durante los últimos quince años y se concentró principalmente en las provincias de Chaco, Salta y Santiago del Estero, las cuales explican el 10, 12 y 23% del área total transformada, respectivamente (Vallejos et al. 2015). Simultáneamente con la pérdida de ecosistemas naturales, estos también fueron fragmentados en parches de menor tamaño y la conectividad entre ellos se redujo (Gasparri & Grau 2009; Frate et al. 2015; Piquer-Rodríguez 2015). A su vez, los ecosistemas naturales remanentes tienen distintos niveles de degradación debido a décadas de ganadería extensiva y tala selectiva de árboles para distintos fines (Morello et al. 2005). Sin embargo, hasta la actualidad, la extensión espacial y severidad de este proceso aún no ha sido cuantificada.

4.2. *Procesos Dominantes de Usos de la Tierra*

Los procesos de deforestación, fragmentación y degradación en el Chaco Seco tienen efectos directos e indirectos en la biodiversidad y la provisión de servicios ecosistémicos. En el caso de la deforestación el principal beneficio es la provisión de alimentos (soja, maíz, carne) y sus derivados (aceite, harina, biocombustible), y de productos madereros en algunos casos (Gasparri et al. 2013; Jobbágy & Grau 2015). Por el contrario, la conversión de los ecosistemas naturales a cultivos anuales y pasturas tiene consecuencias negativas en la provisión de otros servicios, tales como las ganancias de carbono (Baumann et al. 2016; Conti et al. 2013; Gasparri et al. 2008; Volante et al. 2012), la regulación hidrológica (Amdan et al. 2013; Cingolani et al. 2014; Giménez et al. 2015; Marchesini et al. 2016) y la calidad del agua (López et al. 2012), la polinización (Aguilar & Galetto 2004; González et al. 2017), el clima local (Sacchi & Gasparri 2015), la fertilidad del suelo (Rojas et al. 2016; Villarino et al. 2016). En

cuanto a la biodiversidad, la deforestación implica la pérdida directa de hábitat y aumenta la fragmentación del paisaje, ambas identificadas como las causas principales de reducción en la diversidad de aves (Mastrangelo and Gavin 2012; Macchi et al. 2013), mamíferos (Altrichter & Boaglio 2004; Quiroga et al. 2014; Torres et al. 2014; Nuñez-Regueiro et al. 2015; Periago et al. 2015), anfibios (Verga et al. 2012; Lescano et al. 2015), reptiles (Cardozo & Chiaraviglio 2008; Pelegrin et al. 2009), artrópodos (Molina & Valladares 1999; Gonzales et al. 2016) y plantas (Conti & Díaz 2013, Torrella et al. 2013; Torrella et al. 2015). En la porción serrana del Chaco también son relevantes las invasiones biológicas (Hoyos et al. 2010; Giorgis et al. 2011; Giorgis & Tecco 2014). Algunas de las invasoras más difundidas son *Ligustrum lucidum*, *Pyracantha angustifolia* y *Pinus spp* en los faldeos serranos entre los 600 y 1500 m s.n.m. Por otro lado, la invasión incipiente de jabalíes (*Sus scrofa*) en los pastizales de altura del Chaco Serrano y en el sector austral del Chaco Seco puede representar un problema en un futuro cercano a juzgar por los antecedentes que existen para otras regiones áridas o semiáridas del país. La invasión de Salmónidos en los ríos y arroyos del Chaco serrano y pastizales de altura tiene un fuerte impacto sobre la biodiversidad acuática y sobre eventuales procesos ecosistémicos que dependen de la misma. Finalmente, la degradación está generalmente asociada a la ganadería extensiva bajo monte (Adamoli et al. 1990; Bucher & Huszar 1999), a la tala selectiva para leña, carbón y en menor medida postes y durmientes (Gasparri et al. 2013), a la caza (Adamoli et al. 2010; Altrichter 2006) y comercialización de animales silvestres (The Nature Conservancy et al. 2005).

Desde el plano socio-cultural los procesos mencionados están vinculados con presiones sobre comunidades indígenas y campesinas, las cuales generalmente encuentran dificultades para insertarse dentro del nuevo sistema de producción (Krapovickas & Longhi 2013; Cáceces 2015; Mastrangelo & Lathera 2015; Matteucci et al. 2016). A su vez, el avance de la agricultura y la ganadería sobre territorios habitados históricamente por estos actores implicó un aumento en la conflictividad social pues generalmente no poseen títulos de propiedad y, en algunos casos, son desalojados violentamente (Aguiar et al. 2016; Goldfarb 2016). Los conflictos también se evidencian a través de aplicaciones con agroquímicos (REDAF 2013)

En la actualidad, la conversión de ecosistemas naturales en el Chaco seco argentino está relacionada en gran medida a la producción de soja (usada fundamentalmente para comida animal y biocombustibles) y carne vacuna (Grau et al. 2005; Gasparri et al. 2013; Fehlenberg et al. 2017). Estos productos son destinados a satisfacer demandas nacionales (carne vacuna) e internacionales (soja). El reemplazo de ecosistemas naturales no ha sido homogéneo espacialmente y se debe a múltiples factores. Entre estos factores, se incluyen un incremento en las precipitaciones, la devaluación del peso, la adopción de tecnología y prácticas de manejo como los OGM y la siembra directa, que aumentaron los rendimientos de los cultivos y redujeron los costos de producción (Grau et al. 2005). A su vez, los cambios en el uso de la tierra en el Chaco responden a reordenamientos de la producción agropecuaria nacional, donde la intensificación de la agricultura en la región pampeana, desplazó parcialmente la ganadería a regiones anteriormente consideradas marginales, como el Chaco (Paruelo et al. 2005; Fehlenberg et al. 2017). Este proceso comenzó a mediados de 1990 y se intensificó luego en la década del 2000. A su vez, en la porción serrana del Chaco Seco argentino, el reemplazo de ecosistemas naturales es también explicado por la ganadería, el fuego y la urbanización (Gavier & Bucher 2004; Renison et al. 2010; Giorgis et al. 2013; Cingolani et al. 2014; Argarañaz et al. 2015).

REFERENCIAS

- Adamoli, J., Sennhauser, E., Acero, J. M., and Rescia, A. 1990. Stress and Disturbance: Vegetation Dynamics in the Dry Chaco Region of Argentina. *Journal of Biogeography*, 17: 491-500.
- Aguiar, S., Texeira, M., Paruelo, J.M. and Román, M., 2016. Conflictos por la tenencia de la tierra en la Provincia de Santiago del Estero: Su relación con los Cambios en el Uso del Suelo, in: Román, M.E., González, M. del C. (Eds.), *Transformaciones Agrarias Argentinas Durante Las Últimas Décadas: Una Visión Desde Santiago Del Estero Y Buenos Aires*. Editorial Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, pp. 1-276.
- Aguilar, R., and Galetto, L. 2004. Effects of forest fragmentation on male and female reproductive success in *Cestrum parqui* (Solanaceae). *Oecologia*, 138(4): 513-520.
- Altrichter, M., and Boaglio, G. I. 2004. Distribution and relative abundance of peccaries in the Argentine Chaco: associations with human factors. *Biological Conservation*, 116(2): 217-225.
- Altrichter, M. 2006. Wildlife in the life of local people of the semi-arid Argentine Chaco. In *Human Exploitation and Biodiversity Conservation* (pp. 379-396). Springer Netherlands.
- Amdan, M. L., Aragón, R., Jobbágy, E. G., Volante, J. N., and Paruelo, J. M. 2013. Onset of deep drainage and salt mobilization following forest clearing and cultivation in the Chaco plains (Argentina). *Water Resources Research*, 49(10): 6601-6612.
- Argañaraz, J. P., Pizarro, G. G., Zak, M., Landi, M. A., and Bellis, L. M. 2015. Human and biophysical drivers of fires in Semiarid Chaco mountains of Central Argentina. *Science of the Total Environment*, 520: 1-12.
- Baumann, M., Gasparri, I., Piquer-Rodríguez, M., Gavier Pizarro, G., Griffiths, P., Hostert, P., and Kuemmerle, T. 2017. Carbon emissions from agricultural expansion and intensification in the Chaco. *Global change biology*, 23(5): 1902-1916.
- Bucher, E. H., and Huszar, P. C. 1999. Sustainable management of the Gran Chaco of South America: Ecological promise and economic constraints. *Journal of Environmental Management*: 57, 99-108.
- Cáceres, D. M. 2015. Accumulation by dispossession and socio-environmental conflicts caused by the expansion of agribusiness in Argentina. *Journal of Agrarian Change*, 15(1): 116-147.
- Cardozo G, Chiaraviglio M. 2008. Landscape changes influence the reproductive behaviour of a key 'capital breeder' snake (*Boa constrictor occidentalis*) in the Gran Chaco region, Argentina. *Biological Conservation*, 141:3050-3058.
- Cingolani, A. M., Vaieretti, M. V., Giorgis, M. A., Poca, M., Tecco, P. A., and Gurvich, D. E. 2014. Can livestock grazing maintain landscape diversity and stability in an ecosystem that evolved with wild herbivores? *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 16: 143-153.
- Conti, G., and Díaz, S. 2013. Plant functional diversity and carbon storage—an empirical test in semi-arid forest ecosystems. *Journal of Ecology*, 101(1): 18-28.

- Conti, G., Enrico, L., Casanoves, F., and Díaz, S. 2013. Shrub biomass estimation in the semiarid Chaco forest: a contribution to the quantification of an underrated carbon stock. *Annals of forest science*, 70(5): 515-524.
- Fehlenberg, V., Baumann, M., Gasparri, N. I., Piquer-Rodríguez, M., Gavier-Pizarro, G., and Kuemmerle, T. 2017. The role of soybean production as an underlying driver of deforestation in the South American Chaco. *Global Environmental Change*, 45: 24-34.
- Frate, L., Acosta, A. T., Cabido, M., Hoyos, L., and Carranza, M. L. 2015. Temporal changes in forest contexts at multiple extents: three decades of fragmentation in the Gran Chaco (1979-2010), Central Argentina. *PloS one*, 10(12): e0142855.
- Gasparri, N. I., Grau, H. R., and Manghi, E. 2008. Carbon pools and emissions from deforestation in extra-tropical forests of northern Argentina between 1900 and 2005. *Ecosystems*, 11(8): 1247-1261.
- Gasparri, N. I., and Grau, H. R. 2009. Deforestation and fragmentation of Chaco dry forest in NW Argentina (1972–2007). *Forest ecology and Management*, 258(6): 913-921.
- Gasparri, N. I., Grau, H. R., and Angonese, J. G. 2013. Linkages between soybean and neotropical deforestation: coupling and transient decoupling dynamics in a multi-decadal analysis. *Global Environmental Change*, 23(6): 1605-1614.
- Gavier, G. I., and Bucher, E. H. 2004. *Deforestación de las Sierras Chicas de Córdoba (Argentina) en el período 1970-1997* (Vol. 101). Córdoba: Academia nacional de ciencias.
- Giménez, R., Mercau, J., Noretto, M., Páez, R., and Jobbágy, E. 2016. The ecohydrological imprint of deforestation in the semiarid Chaco: insights from the last forest remnants of a highly cultivated landscape. *Hydrological Processes*, 30(15): 2603-2616.
- Giorgis, M. A., Cingolani, A. M., and Cabido, M. 2013. El efecto del fuego y las características topográficas sobre la vegetación y las propiedades del suelo en la zona de transición entre bosques y pastizales de las sierras de Córdoba, Argentina. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 48(3-4): 493-513.
- Giorgis, M. A., Cingolani, A. M., Chiarini, F., Chiapella, J., Barboza, G., Ariza Espinar, L., ... and Cabido, M. 2011. Composición florística del Bosque Chaqueño Serrano de la provincia de Córdoba, Argentina. *Kurtziana*, 36(1): 9-43.
- Giorgis, M. A., and Tecco, P. A. 2014. Árboles y arbustos invasores de la Provincia de Córdoba (Argentina): una contribución a la sistematización de bases de datos globales. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 49(4): 581-603.
- Goldfarb, L., and van der Haar, G. 2016. The moving frontiers of genetically modified soy production: shifts in land control in the Argentinean Chaco. *The Journal of Peasant Studies*, 43(2): 562-582.
- González, E., Salvo, A., and Valladares, G. 2016. Natural vegetation cover in the landscape and edge effects: differential responses of insect orders in a fragmented forest. *Insect science*.

- González, E., Salvo, A., and Valladares, G. 2017. Arthropod communities and biological control in soybean fields: Forest cover at the landscape scale is more influential than forest proximity. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 239: 359-367.
- Grau, H. R., Gasparri, N. I., and Aide, T. M. 2005. Agriculture expansion and deforestation in seasonally dry forests of north-west Argentina. *Environmental Conservation*, 32(2): 140-148.
- Grau, H. R., Torres, R., Gasparri, N. I., Blendinger, P. G., Marinaro, S., and Macchi, L. 2015. Natural grasslands in the Chaco. A neglected ecosystem under threat by agriculture expansion and forest-oriented conservation policies. *Journal of Arid Environments*, 123: 40-46.
- Hansen, M. C., Potapov, P. V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S. A., Tyukavina, A et al. 2013. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *science*, 342(6160): 850-853.
- Hoyos, L. E., Gavier-Pizarro, G. I., Kuemmerle, T., Bucher, E. H., Radeloff, V. C., and Tecco, P. A. 2010. Invasion of glossy privet (*Ligustrum lucidum*) and native forest loss in the Sierras Chicas of Córdoba, Argentina. *Biological invasions*, 12(9): 3261-3275.
- Jobbágy, E. G., Grau, H. R., Paruelo, J. M., and Viglizzo, E. F. 2015. Farming the Chaco: Tales from both sides of the fence. *Journal of Arid Environments*, (123): 1-2.
- Krapovickas, J., Longhi, F. (2013). Pobrezas, ruralidades y campesinos en el Chaco Argentino a comienzos del siglo XXI. *Estudios Rurales*: 3(4).
- Lescano, J. N., Bellis, L. M., Hoyos, L. E., and Leynaud, G. C. 2015. Amphibian assemblages in dry forests: Multi-scale variables explain variations in species richness. *Acta Oecologica*, 65: 41-50.
- Macchi, L., Grau, H. R., Zelaya, P. V., and Marinaro, S. 2013. Trade-offs between land use intensity and avian biodiversity in the dry Chaco of Argentina: A tale of two gradients. *Agriculture, ecosystems and environment*, 174: 11-20.
- Marchesini, V. A., Giménez, R., Nosetto, M. D., and Jobbágy, E. G. 2017. Ecohydrological transformation in the Dry Chaco and the risk of dryland salinity: Following Australia's footsteps? *Ecohydrology*, 10(4), e1822.
- Mastrangelo, M. E., and Gavin, M. C. 2012. Trade-Offs between Cattle Production and Bird Conservation in an Agricultural Frontier of the Gran Chaco of Argentina. *Conservation Biology*, 26(6): 1040-1051.
- Mastrangelo, M., and Littera, P. 2015. From biophysical to social-ecological trade-offs: integrating biodiversity conservation and agricultural production in the Argentine Dry Chaco. *Ecology and Society*: 20(1).
- Matteucci, S. D., Totino, M., and Arístide, P. 2016. Ecological and social consequences of the forest transition theory as applied to the Argentinean Great Chaco. *Land Use Policy*, 51: 8-17.
- Minetti, J.L., 1999. Atlas Climático del Noroeste Argentino. Laboratorio Climatológico sudamericano, Fundación Zon Caldenius, Tucumán.

- Molina, S. I., Valladares, G. R., Gardner, S., and Cabido, M. R. 1999. The effects of logging and grazing on the insect community associated with a semi-arid chaco forest in central Argentina. *Journal of Arid Environments*, 42(1): 29-42.
- Morello, J., Pengue, W., and Rodríguez, A. 2005. Etapas de uso de los recursos y desmantelamiento de la biota del Chaco. *Fronteras*: 4(4).
- Nuñez-Regueiro, M. M., L. Branch, R. J. Fletcher, Jr., G. A. Maras, E. Derlindati, and A. Talamo. 2015. Spatial patterns of mammal occurrence in forest strips surrounded by agricultural crops of the Chaco region, Argentina. *Biological Conservation*, 187: 19-26.
- Oyarzabal, M., Clavijo, J., Oakley, L., Biganzoli, F., Tognetti, P., Barberis, I., ... and Oesterheld, M. 2018. Unidades de vegetación de la Argentina. *Ecología austral*, 28(1): 040-063.
- Paruelo, J. M., Guerschman, J. P., and Verón, S. R. 2005. Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. *Ciencia hoy*, 15(87): 14-23.
- Periago, M. E., Chillo, V., and Ojeda, R. A. 2015. Loss of mammalian species from the South American Gran Chaco: empty savanna syndrome?. *Mammal review*, 45(1): 41-53.
- Piquer-Rodríguez, M., Torella, S., Gavier-Pizarro, G., Volante, J., Somma, D., Ginzburg, R., and Kuemmerle, T. 2015. Effects of past and future land conversions on forest connectivity in the Argentine Chaco. *Landscape Ecology*, 30(5): 817-833.
- Portillo-Quintero, C.A., Sanchez-Azofeifa, G.A., 2010. Extent and conservation of tropical dry forests in the Americas. *Biol. Conserv.* 143: 144–155.
- Quiroga, V. A., Boaglio, G. I., Noss, A. J., and Di Bitetti, M. S. 2014. Critical population status of the jaguar *Panthera onca* in the Argentine Chaco: camera-trap surveys suggest recent collapse and imminent regional extinction. *Oryx*, 48(1): 141-148.
- REDAF. 2013. Tercer informe de Conflictos sobre tenencia de tierra y ambientales en la región del chaco argentino. 3º Informe. Reconquista, Santa Fe. 98 pp
- Renison, D., Hensen, I., Suarez, R., Cingolani, A. M., Marcora, P., and Giorgis, M. A. 2010. Soil conservation in Polylepis mountain forests of Central Argentina: is livestock reducing our natural capital? *Austral Ecology*, 35(4): 435-443.
- Riveros, F. (2002). The Gran Chaco. FAO (Food and Agriculture Organization).
- Rojas, J. M., Prause, J., Sanzano, G. A., Arce, O. E. A., and Sanchez, M. C. 2016. Soil quality indicators selection by mixed models and multivariate techniques in deforested areas for agricultural use in NW of Chaco, Argentina. *Soil and Tillage Research*, 155: 250-262.
- The Nature Conservancy, Fundación Vida Silvestre Argentina, Fundación para el Desarrollo Sustentable del Chaco, Wildlife Conservation Society Bolivia. 2015. Evaluación Ecorregional del Gran Chaco Americano (Gran Chaco Americano Ecoregional Assessment).
- Torres, R., Gasparri, N. I., Blendinger, P. G., and Grau, H. R. 2014. Land-use and land-cover effects on regional biodiversity distribution in a subtropical dry forest: a hierarchical integrative multi-taxa study. *Regional Environmental Change*, 14(4): 1549-1561.

- Torrella, S. A., Ginzburg, R. G., Adámoli, J. M., and Galetto, L. 2013. Changes in forest structure and tree recruitment in Argentinean Chaco: Effects of fragment size and landscape forest cover. *Forest ecology and management*, 307: 147-154.
- Torrella, S. A., Ginzburg, R., and Galetto, L. 2015. Forest fragmentation in the Argentine Chaco: recruitment and population patterns of dominant tree species. *Plant ecology*, 216(11): 1499-1510.
- Vallejos, M., Volante, J. N., Mosciaro, M. J., Vale, L. M., Bustamante, M. L., and Paruelo, J. M. 2015. Transformation dynamics of the natural cover in the Dry Chaco ecoregion: a plot level geo-database from 1976 to 2012. *Journal of Arid Environments*, 123: 3-11.
- Verga E., Bellis L., Lescano J.N. and Leynaud G.C. 2012. Is livestock grazing compatible with amphibian diversity in high mountains of Córdoba, Argentina? *European Journal of Wildlife research*, 58: 823 – 832.
- Villarino, S. H., Studdert, G. A., Baldassini, P., Cendoya, M. G., Ciuffoli, L., Mastrángelo, M., and Piñeiro, G. 2017. Deforestation impacts on soil organic carbon stocks in the Semiarid Chaco Region, Argentina. *Science of The Total Environment*, 575: 1056-1065.
- Volante, J. N., Alcaraz-Segura, D., Mosciaro, M. J., Viglizzo, E. F., and Paruelo, J. M. 2012. Ecosystem functional changes associated with land clearing in NW Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 154: 12-22.

5. Delta e Islas del Paraná - Rubén Quintana

5.1 *Introducción y Principales Problemas de Conservación*

La ecorregión “Delta e Islas del Paraná y del Uruguay” constituye una de las ecorregiones más biodiversas del país, y sus 4.825.000 ha se extienden en sentido norte-sur, a lo largo de la llanura chaco-pampeana. Está constituida fundamentalmente por ecosistemas de humedal (Bó 2006; Quintana & Bó 2011; Kandus & Quintana 2016). Incluye el corredor fluvial y las planicies aluviales del tramo inferior del río Paraguay (en adelante, Bajo Paraguay), de los tramos medio e inferior del río Paraná (Paraná Medio y Delta del Paraná) y el cauce del Río de la Plata (Burkart et al. 1999). Estos grandes ríos constituyen importantes “corredores”, es decir, vías efectivas para la migración activa o pasiva de flora y fauna de linaje tropical hacia zonas templadas, donde pueden coexistir con especies propias de estas últimas (Kandus & Malvárez, 2002; Quintana et al. 2002).

En la actualidad, la alta diversidad biológica, íntimamente asociada con la ocurrencia de pulsos de inundación, se encuentra claramente influida por la intervención humana. Las actividades productivas tradicionales son la ganadería extensiva, la caza y la pesca (comercial y de subsistencia) (Bó et al. 2002; Bó 2006), la apicultura, la recolección de leña en la porción entrerriana, la forestación con salicáceas -sauces y álamos; y el turismo, actividades que son más desarrolladas en la porción bonaerense. Por otro lado, la zona de islas presenta una intensificación de usos productivos y residenciales (Kandus & Malvárez, 2002; Quintana et al. 2002).

5.2 *Procesos Dominantes de Usos de la Tierra*

La ecorregión Delta e Islas del Paraná se encuentra sometida a procesos de transformación y degradación intensivos asociados, principalmente, con grandes obras de infraestructura (e.g., viaductos, hidrovía, etc.), con actividades productivas (forestación, ganadería y agricultura) y con el desarrollo urbano (barrios cerrados, chacras náuticas, etc.), lo cual afecta la integridad ecológica de estos humedales y amenaza a su biodiversidad (Baigún et al. 2008; Kandus & Quintana 2016). En particular, las obras de manejo de agua como endicamientos, canalizaciones, terraplenes y obstrucciones de cursos de agua han afectado el régimen hidrológico de los humedales con el consiguiente impacto sobre las especies dependientes de hábitats inundables (Bó et al. 2010; Sica et al. 2018). El avance de las áreas indicadas se perfila como uno de los principales impactos a corto y mediano plazo. En 2018, sólo en la región del Delta del Paraná (17.000 km²) más de 240.000 ha (12,36% de la región) se encontraban endicadas para distintos fines y se contabilizaron 8.893 km de terraplenes (Minotti 2019), los que constituyen verdaderas barreras para el normal escurrimiento de las aguas.

Las zonas más cercanas a los grandes centros urbanos, agropecuarios e industriales se encuentran en proceso de fragmentación y degradación, y en muchos casos con acciones de relleno. En estas zonas se realizan vertidos de desechos contaminantes industriales, domésticos y agropecuarios, con el consiguiente impacto sobre la calidad de agua y la biodiversidad de los humedales. En las áreas donde se desarrollan urbanizaciones se llevan a cabo dragados, generando cuerpos de agua artificiales (normalmente propensos a la disminución de niveles de oxígeno y a la eutrofización) con el refulado del material extraído a las adyacencias, lo que puede obturar los drenajes naturales. Existen evidencias de erosión de costas de los grandes cursos de agua, contaminación del agua (volcado de combustibles) por el paso de buques de gran calado y de subsaturación en sedimentos de

las corrientes litorales, debido a las estructuras de protección de costas, puertos, etc., sobre todo en los tramos afectados por la hidrovía Paraná-Paraguay. Las ciudades y poblados de los alrededores de la ecorregión generan contaminación biológica y química por aporte de desechos de distinto tipo (Bó & Quintana 2013).

La implantación de cultivos ha implicado el uso de agroquímicos, con sus respectivos efectos negativos sobre el ambiente, en particular sobre la apicultura (Bó & Quintana 2013; Quintana & Bó 2013). En algunas zonas con altas cargas ganaderas se observa una tendencia al sobrepastoreo de la vegetación y al sobrepisoteo de los suelos (Quintana et al. 2014; Magnano et al. 2019). Además, la sobreexplotación de recursos naturales ha provocado la desaparición local o disminución de algunas de las especies “blanco”, como el carpincho y muchas especies de peces (Quintana et al. 2002). Por otra parte, una presión que en los últimos años ha cobrado importancia es la presencia de especies exóticas invasoras como el ciervo axis (*Axis axis*), el jabalí europeo (*Sus scrofa*) y un importante número de especies vegetales (e.g., ligustro, arce, ligustrina, mora, zarzamora, falso índigo, etc.) (Kalesnik & Quintana 2006; Fracassi et al. 2010). El temprano proceso de ocupación de las islas (sobre todo las del Bajo Delta Insular, cercanas a Buenos Aires) llevó a la introducción de dichas especies vegetales con distintos fines, las que hoy conforman “neoecosistemas” en gran parte de los altos relativos, conformando una matriz de especies exóticas en las cuales se encuentran ejemplares aislados de especies típicas de la antigua selva en galería (Quintana 2011). También los cursos de agua fueron invadidos por especies de bivalvos. Dos de ellos fueron introducidos a principios de la década del 70 (las almejas *Corbicula largillierti* y *C. fluminea*), mientras que el mejillón dorado (*Limnoperma fortunei*) apareció en las aguas del Río de la Plata en 1991. Este último proviene de China y del sudeste asiático y llegó a esta cuenca en el agua utilizada como lastre en los tanques de los buques transoceánicos. Desde su aparición, se ha dispersado a un ritmo de 240 km al año. Este crecimiento descontrolado no sólo afecta a la infraestructura presente (debido a la adherencia de los individuos a casi cualquier tipo de superficie), sino también a las cadenas tróficas nativas debido al rápido recambio de especies de las comunidades bentónicas y al desplazamiento de las especies de moluscos vivos, entre otros efectos (Kalesnik & Quintana 2006).

La ganadería es una de las actividades principales en la ecorregión (pasando en los últimos años de una ganadería estacional y de baja carga, a una permanente y de alta carga). La intensificación de la ganadería en los humedales se ha convertido de una fuente de diferentes tipos de contaminantes que afectan la calidad del agua de los mismos. Cabe destacar que la intensificación ganadera se da como resultado del desplazamiento de la misma desde las antiguas tierras de pastoreo en la región central de la Argentina debido a su reemplazo por monocultivos anuales (Quintana et al. 2014). En el Delta, también es importante la reforestación comercial con especies de salicáceas (álamos y sauces), fundamentalmente bajo diques, la cual constituyó la principal actividad productiva en el Bajo Delta (Quintana et al. 2014; Sica et al. 2016; Magnano et al. 2019; Minotti 2019; Nanni et al. 2019). Sin embargo, en las últimas dos décadas la transformación de los humedales por avance de las urbanizaciones y la agricultura ha comenzado a cobrar importancia en la ecorregión. Estas transformaciones están llevando a una “pampeanización” de sectores de la ecorregión en los últimos años, así como al surgimiento de conflictos socio-ambientales entre productores y la población local y también entre los propios productores (Quintana 2011; Minotti 2019).

En algunas áreas las actividades turísticas y recreativas también alcanzan niveles importantes (Baigún et al. 2008; Kandus & Quintana 2016), mientras que los fuegos no controlados también implican una

problemática (e.g. en 2008 destruyeron más de 200.000 ha en esta ecorregión). Los mismos afectaron no sólo a los ecosistemas naturales sino también a otras actividades productivas tradicionales como la pesca del sábalo, la caza de coipos y la apicultura (Quintana et al. 2014). A su vez, un problema futuro que se perfila como muy grave son los intentos todavía aislados de realizar agricultura intensiva bajo dique, apoyados por algunas iniciativas gubernamentales (Bó et al. 2010). Esta actividad transforma totalmente la cobertura vegetal original, altera drásticamente el funcionamiento hidrológico e incorpora elementos nuevos para el sistema (agroquímicos) con los consiguientes riesgos para la persistencia de los humedales fluviales y de la biota que albergan. Otro problema histórico lo constituye A su vez, la escasa regulación sobre la pesca y la caza de algunas especies (e.g. sábalo y otros peces de interés comercial, mamíferos peleteros, anátidos, etc) es otro problema histórico, aunque sin duda las obras de infraestructura para el manejo del agua mencionadas constituyen la principal presión para este sistema de humedales (Quintana et al. 2014; Sica et al. 2016; Sica et al. 2018; Magnano et al. 2019; Nanni et al. 2019).

REFERENCIAS

- A.L. Magnano, N.G. Fracassi, A.S. Nanni and R.D. Quintana. 2019. Changes in bird assemblages in an afforestation landscape in the Lower Delta of the Paraná River, Argentina. *Emu - Austral Ornithology*. DOI: 10.1080/01584197.2019.1581032.
- Analia Soledad Nanni, Natalia Fracassi, Andrea Laura Magnano, Armando Cicchino and Rubén Darío Quintana. 2019. Ground beetles in a changing world: communities in a modified wetland landscape. *Neotropical Entomology*, 48:729-738. <https://doi.org/10.1007/s13744-019-00689-2>
- Baigún, C.R.M., Puig, A., Minotti, P.G., Kandus, P., Quintana, R., Vicari, R., Bo, R., Oldani, N.O., Nestler, J.A. 2008. Resource use in the Parana River delta (Argentina): moving away from an ecohydrological approach? *Ecohydrology and Hydrobiology* 8(2-4): 77-94.
- Bó, R.F. 2006. Situación ambiental en la ecorregión Delta e Islas del Paraná. En: Brown, A., Martínez Ortíz, U., Acerbi, M. y J. Corcuera (eds.). *La situación ambiental argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, Argentina. Pp. 131-143.
- Bó R.F. y R.D. Quintana. 2013. Sistema 5e - Humedales del Delta del Paraná. En: Benzaquén, L., Blanco, D.E., Bó, R.F., Kandus, P., Lingua, G.F., Minotti, P., Quintana, R.D., Sverlij, S. y Vidal, L. (eds.). 2013. *Inventario de los humedales de Argentina. Sistemas de paisajes de humedales del Corredor Fluvial Paraná-Paraguay*. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. Proyecto GEF 4206 – PNUD ARG/10/003. Pp.297-319.
- Bó, R., Quintana, R.D., Courtalón, P., Astrada, E., Bolkovik, M.L., Lo Coco, G. y Magnano, A. 2010. Efectos de los cambios en el régimen hidrológico por las actividades humanas sobre la vegetación y la fauna silvestre del Delta del Río Paraná. En: Pp. 33-63, *Endicamientos y terraplenes en el Delta del Paraná. Situación, efectos ambientales y marco jurídico* (Blanco, D. y Méndez, F.M., eds.). Fundación Humedales/Wetlands International, Buenos Aires, Argentina.
- Fracassi, N.G., Moreyra, P., Lartigau, B., Teta, P., Lando, R. y J.A. Pereira. 2010. Nuevas especies de mamíferos para el Bajo Delta del Paraná y bajos ribereños adyacentes. Buenos Aires, Argentina. *Mastozoología Neotropical* 17: 367- 373.

- Kalesnik, F. y Quintana, R.D. 2006. Las especies invasoras en los sistemas de humedales del Bajo Delta del Río Paraná. En: Situación ambiental Argentina 2005. Brown, A., Martínez Ortiz, U., Acerbi, M. y Corcuera, J. (eds.). Fundación Vida Silvestre, Buenos Aires. Pp. 164-167.
- Kandus, P., & Malvarez, A. I. (2002). Las islas del bajo delta del Paraná. *El río de la Plata como territorio, Buenos Aires, Ediciones FADU, FURBAN e Infinito*.
- Kandus, P. y Quintana, R.D. 2016. Paraná River Delta. En: The Wetland Book: II: Distribution, Description and Conservation (C. Max Finlayson, G. Randy Milton, R. Crawford Prentice and Nick C. Davidson, Eds.). Springer, Dordrecht. doi:10.1007/978-94-007-6173-5_232-1. 9 pp.
- Magnano, A, Krug, P., Casa, V., Quintana, R.D. 2019.. Changes in vegetation composition and structure following livestock exclusion in a temperate fluvial wetland. *Applied Vegetation Science*. <https://doi.org/10.1111/avsc.12453>
- Minotti, P. 2019. Actualización y profundización del mapa de endicamientos y terraplenes de la región del Delta del Paraná. Fundación Humedales / Wetlands International. Buenos Aires, Argentina. 27 pp.
- Quintana, R.D., Bó, R. y F. Kalesnik. 2002. La vegetación y la fauna silvestres de la porción terminal de la Cuenca del Plata. Consideraciones biogeográficas y ecológicas. En: "El Río de la Plata como territorio". Bortharagay, J. M. (ed.). Facultad de Arquitectura y Urbanismo, UBA y Ediciones Infinito, Buenos Aires. Pp. 99-124.
- Quintana, R.D. 2011. Del paisaje natural al paisaje cultural: la intervención antrópica del Bajo Delta Insular del Río Paraná. En: Pp. 171-177 "El Patrimonio natural y cultural del Bajo Delta Insular. Bases para su conservación y uso sustentable". R. Quintana, V. Villar, E. Astrada, P. Saccone y S. Malzof, Eds. Convención Internacional sobre los Humedales (Ramsar, Irán, 1971)/Aprendelta. Buenos Aires. 316 pp.
- Quintana, R.D. y Bó, R. 2011. ¿Por qué el Delta del Paraná es una región única en la Argentina? En: Pp. 42-53 "El Patrimonio natural y cultural del Bajo Delta Insular. Bases para su conservación y uso sustentable". R. Quintana, V. Villar, E. Astrada, P. Saccone y S. Malzof, Eds. Convención Internacional sobre los Humedales (Ramsar, Irán, 1971)/Aprendelta. Buenos Aires. 316 pp.
- Quintana R.D. y R.F. Bó. 2013. Sistema 5d - Humedales del complejo litoral del Paraná Inferior. En: Benzaquén, L., Blanco, D.E., Bó, R.F., Kandus, P., Lingua, G.F., Minotti, P., Quintana, R.D., Sverlij, S. y Vidal, L. (eds.). 2013. Inventario de los humedales de Argentina. Sistemas de paisajes de humedales del Corredor Fluvial Paraná-Paraguay. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. Proyecto GEF 4206 – PNUD ARG/10/003. Pp.271-296.
- Quintana, R.D., Bó, R.F., Astrada, E. y C. Reeves. 2014. Lineamientos para una ganadería ambientalmente sustentable en el Delta del Paraná. Fundación Humedales / Wetlands International LAC. Buenos Aires, Argentina. 116 pp.
- Sica Y.V., Quintana R.D., Radeloff V.C. y Gavier-Pizarro G.I. 2016. Wetland loss due to land use change in the Lower Paraná River Delta, Argentina. *Science of the Total Environment*, 568: 967-978. Doi 2016.04.200.0048-9697.

Sica, Y., G. Gavier-Pizarro, A. Pidgeon, A. Travaini, J. Bustamante, R. Volker y R. Quintana. 2018. Changes in bird assemblages in a wetland ecosystem after 14 years of intensified cattle activity. *Austral Ecology*, 43, 786–797. doi:10.1111/aec.12621

6. Espinal – Mariana Pereyra, Daniel Renison

6.1. Introducción y Principales Problemas de Conservación

El Espinal es una ecorregión que incluye bosques secos estacionales subtropicales que se encuentra distribuida casi exclusivamente en nuestro país (Clausen et al. 2008), la cual presenta una gran heterogeneidad fisonómica y diversidad de distritos (Lewis & Collantes 1973). Se caracteriza, a grandes rasgos, por la presencia de elementos arbóreos, ya sean bosques o sabanas arboladas (Zeballos et al. 2020). No es posible establecer con precisión su distribución original pero seguramente fue más extensa que lo que hallamos en la actualidad (Lewis & Collantes 1973). Rodea a la ecorregión Pampeana la cual constituye una de las más antiguamente modificadas de nuestro país y con la expansión de la frontera agropecuaria el destino del Espinal ha seguido el destino de la región Pampeana, con sectores remanentes muy escasos (Garachana et al. 2008; Noy-Meir et al. 2012; Guida-Johnson & Zuleta 2013). Entender la complejidad de los actores y procesos involucrados en las modificaciones de esta heterogénea ecorregión permitirá establecer medidas acordes para la conservación de los remanentes que aún persisten y emprender procesos de restauración relevantes para esta ecorregión.

Según el Sistema Federal de Áreas Protegidas, por el momento existen 15 áreas protegidas que abarcan un sector del Espinal, aunque solamente 1 de las áreas protegidas es un Parque Nacional (El Palmar). Dichas áreas protegidas representan solamente el 1.6% de la superficie del Espinal (Tabla A1). No obstante, a pesar de los dramáticos cambios que ha atravesado el Espinal, recientemente se ha observado para la provincia de Córdoba que todavía es posible encontrar ciertos parches de bosque con una composición florística representativa de los bosques subtropicales secos estacionales que cubrieron la región unos siglos atrás (Zeballos et al. 2020). Por lo tanto, medidas de conservación como el establecimiento de nuevas reservas naturales sobre estos remanentes de bosques deberían ser tomadas con urgencia.

6.2 Procesos Dominantes de Usos de la Tierra

Al igual que en otras ecorregiones de Argentina, la principal amenaza tanto en un contexto histórico como actual para esta ecorregión lo constituyen los cambios en el uso de la tierra. Estos cambios implican el reemplazo de la vegetación nativa por diversos usos de origen antropogénico (Foley et al. 2005). Dos de los principales procesos involucrados son la pérdida y fragmentación de bosques, que producen no sólo la desaparición de la vegetación nativa sino la creación de fragmentos remanentes más pequeños y aislados entre sí (Fahrig 2003; Fischer & Lindenmayer 2007). Probablemente por su proximidad a la llanura Chaco-Pampeana existen registros de degradación de los talaes y algarrobales del Espinal cercanos a la ciudad de Buenos Aires desde hace más de 300 años (Morello 2004; Brown et al. 2005; Arturi 2006). En este sentido la tala selectiva de especies con alto valor maderable, tanto para uso como combustible o para otros usos, constituye una problemática que continúa en la actualidad (Lewis et al. 2006b). Posteriormente, alrededor del año 1912 la demanda de ganado de Europa produjo el desmonte de gran cantidad de hectáreas para poder realizar ganadería extensiva (Schofield & Bucher 1986). También en la región del Espinal se han reportado para algunas regiones (principalmente Entre Ríos) la deforestación para la producción y siembra de cítricos (naranjas y mandarinas), arroz y la silvicultura (Guida-Johnson & Zuleta 2013). Más aún, en la zona

más austral del Espinal la deforestación para la producción ganadera y/o agrícola ha generado procesos de erosión severa de los suelos y desertificación de algunas zonas (Fernández et al. 2009).

En la actualidad en América Latina y en Argentina en particular, asistimos a un severo proceso de reprimarización de las economías, es decir a economías basadas en la exportación de productos primarios de la naturaleza como alimentos o minerales (Massuh 2012). En Argentina estos productos primarios alimenticios lo constituyen principalmente la soja, que es exportada en forma de aceite, harina y a granel a otros países del mundo, principalmente China (Massuh 2012; Cáceres 2015). El aumento de la población y en particular el cambio a nivel global a dietas más ricas en proteína animal, han generado un aumento en la demanda de la producción de soja a escala global (Baumman et al. 2016). Además del contexto internacional, la introducción del paquete tecnológico que involucra la soja transgénica junto con la siembra directa produjo que grandes áreas que antes se encontraban cubiertas con bosques nativos en diferentes regiones del país (en el caso del Espinal, los escasos bosques remanentes) y regiones donde antes se realizaba ganadería extensiva, hoy se encuentren sustituidas por monocultivos, principalmente de soja y maíz (Zarrilli 2008; Gasparri & Grau 2009; Cáceres 2015). Otros procesos más actuales y que devienen en parte del reemplazo de la vegetación nativa por cultivos anuales, son las alteraciones en los ciclos ecohidrológicos tales como el afloramiento superficial de aguas subterráneas con alta salinidad, inundaciones e inclusive el surgimiento de nuevos ríos (Jobágyy et al. 2008). Además de los numerosos efectos negativos, estos procesos pueden terminar favoreciendo a otras especies, como por ejemplo especies de aves que se ven favorecidas por un aumento en la salinidad en el agua; i.e. flamencos u otras especies del género *Phalaropus* (Brandolin & Blendinger 2016).

Muchos de los relictos de Espinal que aún persisten sufren en la actualidad la invasión de diversas especies leñosas exóticas que reemplazan a las especies nativas (e.g. *Broussonetia papyrifera* (L.) Vent., *Gleditsia triacanthos* L., *Ligustrum lucidum* W. T. Aiton, *Ligustrum sinense* Lour., *Morus alba* L., *Melia azedarach* L. y *Robinia pseudoacacia* L., *Ulmus* spp) (Lewis et al. 2006b; Guida-Johnson & Zuleta 2013; Cabido et al. 2018; Zeballos et al. 2020). Muchas de estas especies tienen una tasa de crecimiento más elevada y alcanzan alturas mayores que las especies nativas, desplazando a estas últimas (Lewis et al. 2009). De no realizar acciones de manejo, las especies exóticas podrían dominar la canopia de los últimos remanentes de bosque de la región (Lewis et al. 2009). También esta ecorregión constituye el hábitat utilizado por varias especies introducidas de animales como los jabalíes, los chanchos asilvestrados, el ciervo colorado y el ciervo axis (Arturi 2006). Varios de estos animales son el centro de actividades cinegéticas, lo que seguramente también expone a los animales nativos de estos remanentes de bosques, además de exponer el suelo a la contaminación por plomo (Blanco et al. 2017).

Además de los procesos actuales y contemporáneos, en un contexto global, este ecosistema también se verá afectado por procesos que operan a una escala mayor como es el cambio climático global; para el sureste de Sudamérica (región donde se encuentran algunos de los remanentes de esta ecorregión) se prevé un aumento generalizado de las precipitaciones (Hartmann et al. 2013). Por tratarse de una ecorregión ubicada en una de las planicies más extensas del mundo, ante eventuales cambios climáticos las especies deberán migrar distancias mucho más grandes que en sitios montañosos donde las especies necesitarán desplazarse distancias menores para mantenerse bajo las condiciones climáticas necesarias para desarrollarse adecuadamente. Entonces, los remanentes que aún quedan de

la ecorregión del espinal difícilmente podrán desplazarse las distancias necesarias, sobre todo en consideración de que la matriz que deberán atravesar consta de extensas planicies ampliamente modificadas por los seres humanos (cultivos, grandes ciudades, entre otros).

REFERENCIAS

- Arturi, M. F., Pérez, C. A., Horlent, M., Goya, J. F., and Torres, S. 2006. El manejo de los talares de Magdalena y Punta indio como estrategia para su conservación. *Talares bonaerenses y su conservación. Fundación de Historia Natural "Félix de Azara", Buenos Aires, Argentina*, 37-45.
- Baumann, M., Piquer-Rodríguez, M., Fehlenberg, V., Pizarro, G. G., and Kuemmerle, T. 2016. Land-use competition in the South American chaco. In *Land Use Competition* (pp. 215-229). Springer International Publishing.
- Blanco, A., Salazar, M. J., Cid, C. V., Pignata, M. L., and Rodríguez, J. H. 2017. Accumulation of lead and associated metals (Cu and Zn) at different growth stages of soybean crops in lead-contaminated soils: food security and crop quality implications. *Environmental Earth Sciences*, 4(76): 1-11.
- Brandolin, P. G., & Blendinger, P. G. 2016. Effect of habitat and landscape structure on waterbird abundance in wetlands of central Argentina. *Wetlands ecology and management*, 24(1): 93-105.
- Brown, A., U. Martínez Ortiz, M. Acerbi y J. Corcuera (Eds.), *La Situación Ambiental Argentina 2005*, Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, 2006.
- Cabido, M., Zeballos, S. R., Zak, M., Carranza, M. L., Giorgis, M. A., Cantero, J. J., & Acosta, A. T. 2018. Native woody vegetation in central Argentina: Classification of Chaco and Espinal forests. *Applied vegetation science*, 21(2): 298-311.
- Cáceres D.M. 2015. Accumulation by Dispossession and Socio-Environmental Conflicts Caused by the Expansion of Agribusiness in Argentina. *Journal of Agrarian Change* 15: 116-147.
- Clausen, A. M., M. E. Ferrer and M. B. Formica. 2008. *Situación de los Recursos Fitogenéticos en la Argentina*. II Informe Nacional 1996-2006. Ed: INTA, Córdoba.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 34(1): 487-515.
- Fernández, O. A., Gil, M. E., & Distel, R. A. 2009. The challenge of rangeland degradation in a temperate semiarid region of Argentina: the Caldenal. *Land Degradation & Development*, 20(4): 431-440.
- Fischer, J., and Lindenmayer, D. B. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global ecology and biogeography*, 16(3): 265-280.
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., ... and Helkowski, J. H. (2005). Global consequences of land use. *Science*, 309(5734): 570-574.

- Garachana, D. M., Aragón, R., and Baldi, G. 2018. Estructura espacial de remanentes de bosque nativo en el Chaco Seco y el Espinal. *Ecología Austral*, 28(3): 553-564.
- Gasparri, N. I., and Grau, H. R. (2009). Deforestation and fragmentation of Chaco dry forest in NW Argentina (1972–2007). *Forest ecology and Management*, 258(6): 913-921.
- Guida-Johnson, B., and Zuleta, G. A. 2013. Land-use land-cover change and ecosystem loss in the Espinal ecoregion, Argentina. *Agriculture, ecosystems and environment*, 181: 31-40.
- Hartmann, D. L., and Coauthors, 2013: Observations: Atmosphere and surface. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis*, T. F. Stocker et al. Eds., Cambridge University Press, 159–254.
- Jobbagy, E. G., Noretto, M. D., Santoni, C. S., & Baldi, G. 2008. El desafío ecohidrológico de las transiciones entre sistemas leñosos y herbáceos en la llanura Chaco-Pampeana. *Ecología austral*, 18(3): 305-322.
- Lewis JP, Collantes MB. 1973. El Espinal Periestépico. *Ciencia e Investigación*.
- Lewis JP, Prado DE, Barberis IM. 2006. Los remanentes de bosques del Espinal en la provincia de Córdoba. In: Brown AD et al. (eds) *La situación ambiental argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, pp 254–258.
- Lewis, J. P., S. Noetinger, D. E. Prado and I. M. Barberis. 2009. Woody vegetation structure and composition of the last relicts of Espinal vegetation in subtropical Argentina. *Biodivers. Conserv.* 18: 3615-3628.
- Massuh G. 2012. Renunciar al bien común. Extractivismo y (pos) desarrollo en América Latina. *Mardulce*, Buenos Aires, Argentina.
- Morello, J., “El conocimiento sobre los bosques de Argentina, su manejo y su conservación: ¿Llegamos a tiempo?”, en: Arturi, M. F., J. L. Frangi y J. F. Goya (eds.), *Ecología y manejo de los bosques de Argentina*, La Plata, Editorial de la Universidad Nacional de La Plata, 2004.
- Noy-Meir, I., Mascó, M., Giorgis, M. A., Gurvich, D. E., Perazzolo, D., and Ruiz, G. 2012. Estructura y diversidad de dos fragmentos del bosque de Espinal en Córdoba, un ecosistema amenazado. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 47(1-2), 119-133.
- Schofield, C. J., and Bucher, E. H. 1986. Industrial contributions to desertification in South America. *Trends in ecology and evolution*, 1(3), 78-80.
- Zeballos, S. R., Giorgis, M. A., Cabido, M. R., Acosta, A. T. R., Iglesias, M. R and Cantero, J. J. 2020. The lowland seasonally dry subtropical forests in central Argentina: vegetation types and a call for conservation. *Vegetation Classification and Survey*.
- Zarrilli, A. 2008. Forests and agriculture: an overview of the historical limits of sustainability of Argentinian forests within the context of 20th century capitalist exploitation. *Luna Azul*, (26), 87-106.

7. Estepa Patagónica – Sebastián Ballari, Alejandro Huertas Herrera, Flavia Mazzini

7.1. *Introducción y Principales Problemas de Conservación*

La Estepa Patagónica (EP) presenta relieves de mesetas escalonadas hacia el este, montañas y colinas erosionadas, dunas, acantilados costeros y valles. Las mesetas presentan alturas superiores a los 1000 m.s.n.m. en el oeste y descienden hacia el este hasta aproximarse al nivel del mar (SIB 2019). El clima es árido a semiárido con una alta frecuencia de vientos fuertes predominantes del oeste (Conti 1998). La vegetación dominante es una estepa arbustiva, con predominio de matas en cojín, mientras que en las zonas occidentales más húmedas predominan estepas gramíneas (Cabrera & Willink 1980). Se destaca además la presencia de “mallines”, representados por praderas húmedas que pueden ocupar una gran superficie y son un hábitat de gran importancia para la fauna silvestre, así como también un importante recurso forrajero (Paruelo et al. 2004; Paruelo et al. 2005).

Como en otras ecorregiones argentinas, la EP sufre diversas problemáticas de conservación relacionadas directa o indirectamente con las actividades humanas productivas (Brown et al. 2006; Mazzonia & Vázquez 2009). A partir de sus características únicas de biodiversidad, el Banco Mundial y la World Wildlife Found (WWF) clasificaron a la EP como vulnerable y la identificaron como uno de los ecosistemas mundiales de máxima prioridad regional de conservación (Marqués et al. 2011).

7.2. *Procesos Dominantes de Usos de la Tierra*

En particular, los principales factores que amenazan la conservación de la EP están relacionados estrechamente con el sobrepastoreo generado por la ganadería extensiva comercial, principalmente ovina (Iglesias et al. 2015), y en menor medida la explotación de hidrocarburos; la explotación forestal (e.g., coníferas exóticas); la introducción de especies exóticas invasoras; cambios en los regímenes de fuego y agua provocados por la creación y manejo de represas;; la caza ilegal de mamíferos nativos (e.g., guanacos, vizcacha, puma), entre otras (Mazzonia and Vázquez 2009; Peri et al. 2016).

Muchos de estos factores provocan serios impactos indirectos que se interrelacionan entre sí, siendo la desertificación el proceso predominante de degradación más marcado en la ecorregión (Mazzonia & Vázquez 2009). Este fenómeno es muy complejo ya que tiene agentes causales muy diversos, siempre relacionados a agentes antrópicos, ya sean indirectos o directos. El agente antrópico indirecto principal lo constituye el sobrepastoreo y pisoteo de herbívoros, principalmente por ganado ovino. Por su parte, los agentes antrópicos directos incluyen todos los procesos relacionados con la explotación de recursos naturales por parte del hombre que contribuyen a la desertificación. Estos incluyen la construcción y apertura de caminos, la contaminación del agua, la destrucción de la

destrucción de hábitat por la instalación de yacimientos de hidrocarburos o extracción de áridos El uso productivo de la tierra provoca la remoción de la vegetación nativa, desplazamiento de muchas especies de animales por modificación del hábitat y una alteración en la estructura del suelo.

La desertificación es una consecuencia directa provocada por la modificación del hábitat a nivel regional, principalmente por el sobrepastoreo que puede reducir la capacidad de los pastizales patagónicos para proporcionar servicios ecosistémicos esenciales de los que dependen los seres humanos, como la producción de forraje y el secuestro de carbono (Catorsi et al. 2012; Gaitán et al. 2018). Asimismo, la EP está sujeta a múltiples alteraciones de su hábitat por el impacto de especies exóticas invasoras y no invasoras que afectan negativamente el ecosistema (e.g., invasoras: *Pinus ponderosa*, *Oryctolagus cuniculus*; no invasoras: *Bromus tectorum*, *Callipepla californica*). Estas especies pueden actuar como vectores de enfermedades, desplazar especies nativas, alterar los regímenes de fuego, y alterar las redes tróficas nativas convirtiéndose en fuente principal de alimento de depredadores, rapaces y carroñeros (Bradford & Lauenroth 2006; Lambertucci et al. 2009; Palacios et al. 2012; Speziale et al. 2014). Por su parte, las plantaciones de coníferas exóticas (e.g., pino Oregon *Pseudotsuga menziesii*) provocan alteraciones sobre la biodiversidad y procesos naturales de la EP. Se ha registrado, por ejemplo, que las plantaciones alteran el balance de secuestro de carbono del suelo, modifican el ciclo y las reservas del agua e incrementan la abundancia de mamíferos exóticos (Laclau 2003; Licata et al. 2007; Lantschner et al. 2013).

Teniendo en cuenta los procesos descritos anteriormente, se entiende que los procesos productivos llevados a cabo por el hombre ponen en peligro la conservación de la estepa patagónica desde diferentes ángulos. Si bien algunos de estos procesos afectan localmente, la mayoría son crónicos y en general trascienden la escala local (e.g.. paisaje). Dado que la mayoría de estos procesos comenzaron hace más de un siglo en la región, sugiere que los impactos registrados hasta el momento están fuertemente representados en esta ecorregión. Creemos que es necesario realizar un relevamiento de los procesos actuales de degradación y analizar de una manera adaptativa las opciones más adecuadas que favorezcan y fortalezcan la relación de la sociedad, la producción y la conservación.

Un desafío para esta región es compatibilizar las actividades productivas con la conservación de la biodiversidad, siendo esto clave para encontrar un equilibrio entre la protección del medioambiente y los beneficios económicos que este provee (Marqués et al. 2011). Un aspecto característico de esta región es que existen numerosos casos de organismos nacionales como el Consejo de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) y la Administración de Parques Nacionales (APN) y organizaciones internacionales como The Nature Conservancy (TNC) o Wildlife Conservation Society (WCS), que promueven y apoyan estudios y acciones

concretas para afrontar los desafíos de articular exitosamente la conservación y la producción (e.g., Marqués et al. 2011; Chehébar et al. 2013). Sin embargo, la dinámica propia de la ecorregión regida por factores externos como el cambio climático global que altera las condiciones climáticas como los regímenes de precipitaciones y temperaturas medias y los cambios socioeconómicos constantes generan incertidumbre al momento de pensar en estrategias de manejo consistentes y efectivas a largo plazo.

REFERENCIAS

- Ballari, S. A., Cuevas, M. F., Cirignoli, S. and A. E. J. Valenzuela. 2015. Invasive wild boar in Argentina: using protected areas as a research platform to determine distribution, impacts and management. *Biological Invasions*, 17(6): 1595-1602.
- Bradford, J. B., W. K. and Lauenroth. 2006. Controls over invasion of *Bromus tectorum*: the importance of climate, soil, disturbance and seed availability. *Journal of Vegetation Science*, 17(6): 693-704.
- Brown, A., Martínez Ortiz, U., Acerbi, M., and Corcuera, J. F. 2006. La situación ambiental argentina 2005. Fundación Vida Silvestre Argentina. Páginas: 577.
- Cabrera, A. L. and A. Willink. 1980. *Biogeografía de América Latina*, 2ª ed. Serie de Biología, monografía 13. Washington, D.C.: Secretaría General de la OEA. (Publ. orig. 1973).
- Catorci, A., Tardella, F., Cesaretti, S., Bertellotti, M., and Santolini, R. 2012. The interplay among grazing history, plant-plant spatial interactions and species traits affects vegetation recovery processes in Patagonian steppe. *Community Ecology*, 13(2): 253-263.
- Chehébar, C., Novaro, A., Iglesias, G., Walker, S., Funes, M., Tammone, M., and Didier, K. 2013. Identificación de áreas de importancia para la biodiversidad en la estepa y el monte de Patagonia. ErreGé y Asociados imprenta. Páginas: 112.
- Gaitán, J. J., Bran, D. E., Oliva, G. E., Aguiar, M. R., Bueno, G. G., Ferrante, D., ... and Martínez, G. G. 2018. Aridity and overgrazing have convergent effects on ecosystem structure and functioning in Patagonian rangelands. *Land degradation and development*, 29(2), 210-218.
- Conti, A. H. 1998. Características climáticas de la Patagonia, en M. N. Correa (ed.), *Flora Patagónica. Colección Científica del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria* 8(1): 31-47.
- Iglesias, R., Schorr, A., Villa, M., and Vozzi, A. 2015. Situación actual y perspectiva de la ganadería en Patagonia. INTA, Centro Regional Patagonia Sur.
- Laclau, P. 2003. Biomass and carbon sequestration of ponderosa pine plantations and native cypress forests in northwest Patagonia. *Forest Ecology and Management*, 180(1): 317-333.

- Lambertucci, S. A., Trejo, A., Di Martino, S., Sánchez-Zapata, J. A., Donázar, J. A., and Hiraldo, F. 2009. Spatial and temporal patterns in the diet of the Andean condor: ecological replacement of native fauna by exotic species. *Animal Conservation*, 12(4): 338-345.
- Lantschner, M. V., Rusch, V., and Hayes, J. P. 2013. Do exotic pine plantations favour the spread of invasive herbivorous mammals in Patagonia? *Austral Ecology*, 38(3): 338-345.
- Licata, J. A., Gyenge, J. E., Fernández, M. E., Schlichter, T. M., and Bond, B. J. 2008. Increased water use by ponderosa pine plantations in northwestern Patagonia, Argentina compared with native forest vegetation. *Forest Ecology and Management*, 255(3): 753-764.
- Marqués, B. A., Vila, A., Bonino, N., and Bran, D. 2011. Impactos potenciales de la ganadería ovina sobre la fauna silvestre de la Patagonia. Ediciones INTA, Buenos Aires. Páginas: 87
- Palacios, R., Walker, R. S., and Novaro, A. J. 2012. Differences in diet and trophic interactions of Patagonian carnivores between areas with mostly native or exotic prey. *Mammalian Biology-Zeitschrift für Säugetierkunde*, 77(3): 183-189.
- Paruelo, J. M., Golluscio, R. A., Jobbágy, E. G., Canevari, M., and Aguiar, M. R. 2005. Situación ambiental en la estepa patagónica. La situación ambiental argentina 2005. Fundación Vida Silvestre Argentina, 302-320.
- Paruelo, J. M., R. Golluscio, J. Guerschman, A. Cesa, V. Jouve and Garbulsky M. 2004. Regional scale relationships between ecosystem structure and functioning: the case of the Patagonian steppes. *Global Ecology and Biogeography* 13: 385-395.
- SIB. 2019. Administración de Parques Nacionales. Sistema de Información de Biodiversidad. sib.gob.ar. Actualizado Junio 2019.
- Speziale, K. L., Lambertucci, S. A., and Ezcurra, C. 2014. *Bromus tectorum* invasion in South America: Patagonia under threat? *Weed Research* 54: 70-77.

8. Esteros del Iberá – Yamil Di Blanco, Mario Santos Beade

8.1. *Introducción y Principales Problemas de Conservación*

Ubicado en el centro-noreste de la Provincia de Corrientes, el macrosistema Iberá comprende un complejo de humedales (esteros, lagunas, bañados, cañadas) y ambientes terrestres (pastizales de lomada, bosques paranaenses, chaqueños y del Espinal) formado por la influencia de cuatro grandes ecorregiones: la Selva Paranaense, los Campos y Malezales, el Chaco Húmedo y el Espinal. Localmente, a este tipo de humedales se lo conoce con el nombre de "esteros" por la presencia permanente de aguas poco profundas cubiertas de vegetación a lo largo de una gran extensión de tierras. Debido a su unicidad, los "Esteros del Iberá", son considerados como una ecorregión en sí misma (Burkart et al. 1999), siendo uno de los humedales de agua dulce más importantes de nuestro país.

En 1983 la provincia de Corrientes declaró Reserva Provincial al Iberá por Ley Provincial N° 3771. Esta área protegida cuenta con la categoría de Reserva Natural y con una superficie de 1.300.000 ha, abarcando toda la alta cuenca del río Corriente. El 38% de la Reserva es de carácter fiscal y el restante 62% se encuentra a nombre de propietarios privados (que en un 90% se ubican sobre la tierra firme que bordea el agua). La gran mayoría de los asentamientos humanos, alrededor de 100 familias, se localizan en la periferia del sistema (Neiff & Poi de Neiff 2005). Durante los primeros tiempos de declarada la Reserva se realizaron ciertas actividades e inversiones, como la contratación de personal (se tomó un grupo de cazadores como guardaparques), la adquisición de equipamiento y la construcción de infraestructura y un Centro de Visitantes en la Laguna Iberá, principal atractivo turístico, aunque poco representativo en superficie. A pesar de ello, la Reserva Natural del Iberá estuvo lejos de alcanzar una adecuada instrumentación, probablemente debido a que la provincia de Corrientes ha enfrentado una notable continuidad en materia de política ambiental (Neiff & Poi de Neiff 2005). En 1994 se presentó una estrategia de Unidades de Conservación (Neiff 1994) y se produjo una propuesta de plan de manejo por parte de la Fundación Ecos (desarrollado con fondos del Fondo Mundial para el Medio Ambiente - GEF, bajo la responsabilidad del Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo - PNUD), pero éste no fue reconocido por muchas de las partes involucradas y la sociedad. Asimismo, en el año 1996 se creó el Parque Provincial del Iberá, área central y núcleo de la Reserva. Éste incluye gran parte del área fiscal y consiste mayormente en zonas bajas inundadas y cuerpos de agua. Además, en 2001, la Convención Ramsar lo declaró como “humedal de importancia internacional”.

En la actualidad se están sumando áreas intangibles de tierras altas periféricas, como parte de un proyecto de Parque Nacional Iberá, llevado adelante a través de la gestión y donación de alrededor de 150.000 ha por The Conservation Land Trust y Tompkins Foundation, ONGs ambientalistas lideradas por el filántropo recientemente fallecido Douglas Tompkins. Esta institución se estableció en Iberá en el año 1997 y realizó numerosas actividades de promoción, restauración y conservación. Esto provocó un cierto impulso a las actividades de ecoturismo y un re-fortalecimiento de las áreas protegidas a través del gobierno provincial.

Al igual que en el resto de la provincia, las problemáticas de conservación de Iberá están relacionadas a las actividades de producción que se realizan en los campos privados ubicados dentro de la Reserva. Entre ellos se destacan la ganadería extensiva, la agricultura (arroz, pasturas y otros) y la explotación forestal.

8.2 Procesos Dominantes de Usos de la Tierra

Entre los impactos producidos por los procesos dominantes de actividad humana en Iberá, se destacan la ganadería y la agricultura del arroz. La ganadería se realiza principalmente en sectores medios y altos del gradiente topográfico, en la periferia del sistema. La mayor concentración de cabezas se encuentra en el sector norte y oeste, especialmente en las lomadas arenosas, en pastizales naturales y pajonales. En toda la Reserva Natural del Iberá, donde el manejo ganadero se realiza con cargas altas fijas, se observan los impactos del sobrepastoreo y erosión de suelos. La expansión de la ganadería comercial también implicó el reemplazo de las pasturas naturales por otras exóticas implantadas, y el uso del fuego para favorecer el rebrote de los pastos (Neiff & Poi de Neiff 2005). A su vez, la agricultura del arroz es uno de los usos de la tierra que mayores transformaciones produce en el delicado ambiente del Iberá, y su cultivo están concentrados en la periferia del Iberá. En la

actualidad, y contrariando la legislación vigente, el agua que abastece las arroceras asentadas en el Iberá es agua pública obtenida clandestinamente de las lagunas de la región (Neiff & Poi de Neiff 2005). Es una actividad de alto impacto debido a la sistematización hidráulica del terreno (i.e., uso de tecnologías que permiten cambiar la dinámica normal del agua de manera artificial) para favorecer la inundación del suelo, la roturación periódica de la tierra, la extracción de agua de las lagunas para el cultivo y la incorporación de agroquímicos a los esteros y las lagunas por efecto de las lluvias. Quizá el principal impacto deriva de la falta de actividades de restauración activa de los campos, luego de ser abandonados al caer la rentabilidad del cultivo por el enmalezamiento, el cual debería contemplar la pérdida de su fertilidad y los efectos asociados (Neiff & Poi de Neiff 2005).

Persisten en la ecorregión el cultivo de arroz y la ganadería como usos crónicos de la tierra, que consisten en los manejos que incluyen la modificación del nivel hidrométrico del Iberá, que ha sido destacado como uno de los principales impactos actuales y fuentes de riesgo futuro (Neiff 1977; 2004). Estos manejos incluyen el cambio artificial del nivel de agua mediante la construcción de canales de riego o de desagüe y terraplenes que modifican los tiempos de permanencia del agua en el sistema (Neiff & Poi de Neiff 2005). Una de las amenazas a mayor escala es la "esterización", que consiste en la ampliación del área cubierta por esteros por una mayor retención de agua de lluvia. Esta mayor retención es producto de obstrucciones o diques creados por construcciones viales e hidráulicas mal planificadas y por el taponamiento con sedimentos de los puntos de descarga. El exceso de líquido infiltrado genera una circulación subterránea que arrastra consigo parte de las pequeñas partículas de arena que conforman el suelo. Con el tiempo, este proceso se acelera y el vacío que se produce por el arrastre de arenas debajo de la napa ocasiona hundimientos en la superficie, que luego de varios años, se visualizan como lagunas redondeadas. Una vez ocurrido esto, la pérdida de suelos es irreversible (Neiff & Poi de Neiff 2005).

Las consecuencias de la "esterización" se relacionan con la pérdida de tierras altas, ya sea por inundación directa o hundimiento del suelo. A menor cantidad de tierras altas y heterogeneidad del paisaje, es menor la biodiversidad de especies terrestres y la capacidad de sustentar animales terrestres y acuáticos, ya que desaparecen los sitios de refugio, descanso y lugares de reproducción en general. En términos económicos, el proceso de "esterización" está ligado a la pérdida de campos productivos. En la provincia de Corrientes existe un Código de Aguas y una ley de evaluación de impacto ambiental (Ley N°5.067), mediante la cual toda actividad que involucre al ambiente debe contar con una evaluación de sus impactos ambientales y un plan de gestión antes de realizar las obras. Sin embargo, sólo en algunos casos se cumple con estas prescripciones, y muchas veces no se reconoce a la autoridad de aplicación (Instituto Correntino del Agua y del Ambiente) (Neiff & Poi de Neiff 2005).

Otras presiones sobre la ecorregión de los Esteros del Iberá la constituyen la actividad forestal, la invasión de especies exóticas, y la cacería (o marisquería). En cuanto a la actividad forestal, en las últimas décadas, especialmente a partir de 1990, se produjo en Corrientes el auge de la misma, dedicada casi exclusivamente al cultivo de pinos y de eucaliptos. Esta actividad ha cobrado mucha importancia especialmente en la periferia, pero también dentro del Iberá. El principal agente causal de la misma son los subsidios otorgado para la actividad, mientras que entre sus impactos se encuentran la sustitución de un paisaje de pastizales naturales o de bosques nativos por otro simplificado, que implica un descenso de la biodiversidad y la pérdida de valores paisajísticos. A su vez, implica un mayor consumo de agua, salinización del suelo y el aumento del riesgo de incendios y su

propagación (Jobbágy & Jackson, 2004; Neiff & Poi de Neiff 2005; Noretto et al. 2008).

En cuanto a la invasión por especies exóticas, en la Reserva Natural del Iberá, especies animales exóticas como el chanco salvaje (*Sus scrofa domestica*) y el ciervo axis (*Axis axis*) parecen ser abundantes y estar en claro crecimiento, probablemente también asociado a la falta de grandes carnívoros o depredadores. En el caso del chanco salvaje, se trata de animales de granja asilvestrados tras su fuga de cotos de caza. Otras especies como el ciervo dama (*Dama dama*), el ciervo colorado (*Cervus elaphus*), el antilope negro (*Antilope cervicapra*) y el jabalí (*S. scrofa scrofa*) presentan también un riesgo potencial. En cuanto a la vegetación, las especies exóticas más difundidas son el paraíso (*Melia azedarach*), la ligustrina (*Ligustrum sinense*) y las gramíneas de pasturas sembradas (de la Familia Poaceae). Entre los impactos de las invasiones biológicas se encuentran la erosión en los suelos, competencia con especies nativas, simplificación de los ambientes y pérdida de biodiversidad. En el caso de la cacería (o "marisquería"), ésta tuvo un impacto muy importante en el pasado, pero parece haberse reducido en las últimas décadas. Es probable que esta actividad esté ligada a la actividad ganadera, como así también al uso de perros (*obs. pers.*).

REFERENCIAS

- Burkart, R., N. Bárbaro, R. Sánchez n and D. Gómez. 1999. Ecorregiones de la Argentina, APN-PRODIA, 1999, 43 pp.
- Jobbágy, E. G., and Jackson, R. B. 2004. Groundwater use and salinization with grassland afforestation. *Global Change Biology*, 10(8): 1299-1312.
- Neiff, J. J. 1994. "Ambientes protegidos y áreas compensatorias del embalse de Yaciretá", Presentado al Superior Gobierno de la Provincia de Corrientes, Subsecretaría de Recursos Naturales y Medio Ambiente, 104 pp.
- Neiff, J. J. 1977. Investigaciones ecológicas en el complejo de la laguna Iberá en relación a diversas formas de aprovechamiento hídrico. Seminario sobre Medio Ambiente y Represas, Montevideo, OEA, Universidad de la República, Tomo I: pp. 70-88.
- Neiff, J. J. 2004. El Iberá... ¿en peligro? Fundación Vida Silvestre de Argentina, 2004, 136 pp.
- Neiff, J., and A. Poi de Neiff. 2005. Situación ambiental en la ecorregión Iberá. Pp. 177-184. En: *La Situación Ambiental Argentina 2005* (Eds.: Brown, A., U. Martinez Ortiz, M. Acerbi y J. Corcuera,). Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires.
- Noretto, M. D., Jobbágy, E. G., Tóth, T., and Jackson, R. B. 2008. Regional patterns and controls of ecosystem salinization with grassland afforestation along a rainfall gradient. *Global Biogeochemical Cycles*: 22(2).

9. Monte – Daniela Rodríguez

9.1. *Introducción y Principales Problemas de Conservación*

La ecorregión del Monte ocupa aproximadamente 460.000 km² y se distribuye desde los 25° latitud Sur en el noroeste de Argentina, como una franja longitudinal por el oeste argentino en dirección sureste, hasta la Península Valdés en la provincia de Chubut a los 44° latitud sur. Se lo ha dividido históricamente en dos distritos basados en la geomorfología: Monte de Sierras y Bolsones y Monte de Llanuras y Mesetas). Más recientemente, Roig *et al.* (2009) propusieron una nueva división en distritos (Ereman, Norte y Sur) basada en las áreas de distribución fitogeográfica y zoogeográfica (especies de insectos). Presenta un clima cálido y seco con precipitaciones que varían entre 80 y 300 mm anuales, y las temperaturas entre 25,2 °C y 10,2 °C en el norte a 20,4°C en el centro y 7,3°C en el sur. Se caracteriza por una vegetación arbustiva alta, donde la jarilla (*Larrea* spp.) es la especie por excelencia, con presencia de algunas cactáceas (Pol, *et al.* 2000). Los bosques de algarrobos (*Prosopis* spp.) se encuentran presentes en la zona centro-norte de la ecorregión, con individuos de mayores portes hacia el norte de su distribución, los que pueden alcanzar alturas de más de 7 metros (Alvarez et al. 2015). A pesar de que no es uno de las ecorregiones de mayor biodiversidad de la Argentina, el Monte se caracteriza por presentar el mayor número de especies de mamíferos endémicas (Ojeda, 2002), lo que resalta la relevancia de conservación de este sistema a nivel nacional.

El Monte está principalmente atravesado por un cambio en el uso del suelo como el principal motor de conflicto entre las actividades antrópicas y la conservación de la biodiversidad. Los problemas de conservación vinculados a las actividades productivas, han tenido diferentes consecuencias en el Monte de Sierras y Bolsones y el Monte de Llanuras y Mesetas. En la zona de Sierras y Bolsones, la llegada del ferrocarril hacia la segunda mitad del siglo XIX, generó una reconfiguración en el uso de los recursos naturales, de forma tal que la ganadería y agricultura entraron en declive, propiciando actividades centradas en la actividad forestal para la extracción de postes necesarios para la construcción de los ferrocarriles (Rojas 2013). Ya entrando en el siglo XX, la actividad forestal se centró en el uso de madera para la conducción de postes, que junto con la canalización y desvíos de ríos generaron el auge en la producción vitivinícola de la región. Durante la segunda mitad del siglo XX, la demanda y uso de los bosques se centraron principalmente en la producción de muebles de madera dura (Villagra & Alvarez, 2019) mientras que en paralelo comenzaron a aparecer propuestas de áreas de conservación de estos sistemas debido al alto nivel de degradación generado (e.g., Reserva MaB de Ñacuñán en el año 1961). En la porción de Llanuras y Mesetas, donde no hay bosques de algarrobo, el pastoreo de ganado vacuno, caprino y ovino ha sido históricamente la actividad productiva por excelencia. Las políticas públicas de promoción de la ganadería llevaron a la intensificación de esta actividad productiva en la zona, incluyendo el manejo del fuego para el desarrollo de pasturas tiernas para el ganado, generando en la actualidad gran cantidad de superficie de Monte desertificada, causada por la sinergia de ambos disturbios (fuego y ganadería) (Morello et al. 2018).

En la actualidad los procesos de modificación del uso del suelo del Monte están asociados al fuego (natural y antrópico), el pastoreo extensivo y la deforestación (tala selectiva) en las zonas no irrigadas y el reemplazo de los ecosistemas naturales por cultivos en las zonas irrigadas (agricultura) (Villagra et al. 2009). Estos cambios en el uso de la tierra también suceden en otras regiones del país, como el

desmonte en el Chaco, o el pastoreo en la ecoregión Pampeana y en la Estepa Patagónica, la explotación de hidrocarburos en el oeste argentino, etc. Estos procesos, junto con el cambio climático, han promovido y acelerado la degradación de las tierras secas, la cual ha llegado a niveles de degradación severa en la porción central del Monte, incluso en escalas temporales muy acotadas (Roig et al. 1991).

9.2. *Procesos Dominantes de Usos de la Tierra*

En base al último diagnóstico integrado de esta ecoregión, los tres factores que más impacto causan sobre el sistema son el fuego, el pastoreo extensivo y la tala (Villagra et al. 2009). El fuego es un disturbio acotado en el tiempo pero generalmente de fuerte impacto, ya que genera una gran reducción de la biomasa vegetal, seguido por una regeneración de las herbáceas y más posteriormente los arbustos (Rostagno et al. 2006). Estos cambios producen una rápida respuesta de la fauna asociada, alguna de las cuales desaparecen localmente, otras disminuyen su fitness, otras migran, mientras que algunas se ven favorecidas, (Ojeda 1989; Mathew et al. 2004; Cesca 2011; Valenzuela 2015), etc, generan cambios a nivel comunitario sobre la biodiversidad del sistema a nivel local y regional (Rodríguez et al. 2016). A modo de ejemplo, entre los años 2004 y 2005 se registraron 2859 incendios en el Monte (Villagra et al. 2009).

El pastoreo extensivo es un disturbio que afecta hasta el 60% de la superficie total del Monte (Guevara et al. 2009). La introducción masiva de ganado a fines del siglo XIX resultó en un proceso extendido de sobrepastoreo, y en consecuencias agravó el proceso de desertificación del área, con más del 30% de la región atravesada por procesos de desertificación severa. El ganado bovino es utilizado en la zona más productiva del Monte (centro), mientras que el ganado ovino y caprino en la zona sur y centro-este. Este disturbio es considerado como un proceso crónico a lo largo de la región, debido a que el mal manejo ha generado competencia por los recursos disponibles con las especies nativas (Gaitan et al. 2009; Baldi et al. 2010). El pastoreo genera también importantes cambios en la diversidad de fauna a nivel de microhábitat, macrohábitat y de paisaje, promoviendo la presencia de algunas de ellas y excluyendo a otras (Tabeni & Ojeda, 2005; Ovejero 2013; Rodríguez, 2011; Ovejero 2013; Rodríguez & Barauna 2015), por lo que el impacto del pastoreo atraviesa todo el ecosistema.

La deforestación o tala selectiva, es otro de los procesos dominantes que afecta a más del 20% del bosque nativo del Monte (Villagra et al. 2004; Brown et al. 2006), en el cual los principales agentes causales de cambios en la fisonomía de la vegetación de la región son de origen local ya que la madera extraída es utilizada como leña o para la construcción. Con la implementación de la Ley Nacional N° 26.331 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos en el año 2010, se ha priorizado la conservación de los bosques e impedido de cambios en el uso de la tierra de aquellas porciones de bosque en categorías rojas y amarillas. Por otro lado, áreas de monte nativo fueron reemplazadas por áreas urbanizadas o para cultivos de producción de importancia forestal u hortícola de importancia económica. Este proceso provoca pérdida de biomasa vegetal nativa generando pérdida y fragmentación del hábitat disponible, impactando así directamente sobre la biodiversidad del monte (Brown et al. 2006).

Además de estas problemáticas, la ecoregión de Monte debe hacer frente también a otros problemas generados por la interacción antrópica, los cuales son de impacto más localizado o disperso, como por ejemplo la invasión de especies exóticas, la extracción de hidrocarburos y la cacería furtiva. Las

invasiones biológicas, junto con el cambio climático y la fragmentación del hábitat se encuentran entre las principales amenazas para el mantenimiento de la biodiversidad global (Vitousek et al.1996), y este proceso no es ajeno al monte. Estas introducciones han generado procesos de competencia con especies nativas, tanto en el uso del hábitat como en la dieta (Ovejero et al. 2011; Ovejero 2013; Schroeder et al. 2013; Schroeder et al. 2014) desplazando a las nativas hacia áreas marginales o dietas inadecuadas en algunos casos. La extracción de hidrocarburos (minería y petróleo) es una actividad común en el Monte, y generalmente provoca efectos negativos sobre el sistema a nivel local y regional ya que está asociada a la contaminación de tierras y cursos de agua (Fiori & Zalba, 2003). Por ejemplo, las explotaciones intensivas de metales preciosos en el norte y de petróleo en el centro-sur constituyen importantes focos de contaminación en la ecorregión. Dado que las provincias tienen la facultad legal de ceder los derechos de explotación de estos recursos, a lo largo de la ecorregión del Monte se pueden observar políticas más conservadoras (e.g., Mendoza) y políticas más extractivas (e.g., San Juan), por lo que este impacto es altamente dependiente de factores lejanos a la sociedad desde su comienzo, y que también terminan siendo lejanos a la sociedad en sus finales ya que la mayoría de los minerales extraídos por las mineras son exportados.

REFERENCIAS

- Alvarez J.A., Villagra P.E., Cesca E.M., Rojas F. and Delgado S. 2015. Estructura, distribución y estado de conservación de los bosques de *Prosopis flexuosa* del Bolsón de Fiambalá (Catamarca). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 20: 193-208.
- Baldi R., Novaro A., Funes M, Walker S., Ferrando P., Failla M., and Carmanchahi P. 2010. Guanaco management in Patagonian rangelands: a conservation opportunity on the brink of collapse. Pages 266-290 in du Toit, editor. *Wild Rangelands: conserving wildlife while maintaining livestock in semi-arid ecosystems*. Wiley, John, and Sons, 448p.p.
- Brown, A., U. Martinez Ortiz, M. Acerbi y J. Corcuera (Eds.). 2006. *La Situación Ambiental Argentina 2005*, Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires.
- Cabrera, A. L., "Regiones Fitogeográficas de Argentina", *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería*, Tomo II, Fascículo I, Editorial ACME S.A.C.I., 1976, p. 85.
- Cesca, E. 2011. Influencia del Fuego en la Estructura y Dinámica de los Algarrobales del Sudeste de Mendoza. Tesis Doctoral, Universidad Nacional de Córdoba. 132 pp.
- Fiori S.M. and Zalba S.M. 2003. Potential impacts of petroleum exploration and exploitation on biodiversity in a Patagonian Nature Reserve, Argentina. *Biodiversity and Conservation*, **12**: 1261–1270.
- Gaitán, J. J., López, C. R., and Bran, D. E. 2009. Efectos del pastoreo sobre el suelo y la vegetación en la estepa patagónica. *Ciencia del suelo*, **27**(2): 261-270.
- Guevara, J.C., Grünwaldt, E., Estevez, O.R., Bisigato, A.J., Blanco, L.J., Biurrun, F.N., Ferrando, C.A., Chirino, C.C., Morici, E.F., Fernández, B., Allegretti, L.I. and Passera, C.B. 2009. Range and livestock production in the Monte Desert, Argentina. *Journal of Arid Environments* **79**(2): 228-237.
- Bowker M.A., J. Roger Rosentreter and B. Grahama. 2004. Wildfire-resistant biological soil crusts and fire-induced loss of soil stability in Palouse prairies, USA. *Applied Soil Ecology* **26**: 41–52.

- Morello, J., S.D. Matteucci, A.F. Rodríguez, and M. Silva. 2018. Ecorregiones y complejos ecosistémicos argentinos. Orientación gráfica editora. Ciudad autónoma de Buenos Aires.
- Ojeda R.A. 1989. Small mammal responses to fire in the Monte Desert, Argentina. *Journal of Mammalogy* 70: 416–420.
- Ojeda R.A, C.E. Borghi and V.G. Roig. 2002. Mamíferos de Argentina. Biodiversidad y conservación de mamíferos neotropicales. 23-64 en *Diversidad y conservación de los mamíferos neotropicales*. Ceballos, G., J. Simonetti (eds). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Mexico) Universidad Nacional Autónoma de México.
- Ovejero R. 2013. Variación del nivel de cortisol en función de factores sociales y ambientales en guanacos (*Lama guanicoe*). Implicancias para la conservación y manejo de las poblaciones silvestres. Tesis doctoral, Universidad Nacional de Tucumán.
- Ovejero R., Acebes P., Malo J.E., Traba J., Mosca Torres M.E., and Borghi C.E. 2011. Lack of feral livestock interference with native guanaco during the dry season in a South American desert. *European Journal of Wildlife Research* 57: 1 - 9.
- Pol R.G., S. R. Camín and A. A. Astié. 2005. Situación ambiental en la ecoregión del Monte. En: *La situación ambiental de Argentina*. Pp: 227-239.
- Rodríguez D. 2011. Diversidad de ensamblajes de pequeños y medianos mamíferos del desierto templado del Monte. Universidad Nacional del Comahue. 262 pp.
- Rodríguez D. and A.A. Barauna. 2015. Respuesta de la diversidad de mamíferos a gradientes de pastoreo caprino en el extremo hiperárido del desierto del Monte. *Libro II Taller de restauración de la diagonal Árida sudamericana: 245-263*.
- Rodríguez, D, G. Miranda, R. Fernandez, and S. Albanese. 2016. Influencia del fuego en la diversidad de micromamíferos del desierto del Monte. XXIX Jornadas Argentinas de Mastozoología, San Juan, Prov. San Juan, Argentina.
- Roig, F.A., González Loyarte, M.M., Abraham, E.M., Mendez, E., Roig, V.G., and Martínez Carretero, E. 1991. Maps of desertification hazard of Central Western Argentina (Mendoza Province) study case. In: Middleton, N., Thomas, D.S.G. (Eds.), *World Atlas of Thematic Indicators of Desertification*. UNEP, London.
- Roig F.A., Roig-Juñent S., and V. Corbalán. 2009. Biogeography of the Monte desert. *Journal of Arid Environment* 73:164-172.
- Rojas F. 2013. Rol de la minería y el ferrocarril en el desmonte del oeste riojano y catamarqueño (Argentina) en el período 1851-1942. *Población y Sociedad: revista regional de estudios sociales* 20 (2): 99-123.
- Rostagno, C.M., Defosse, G., and del Valle, H.F. 2006. Postfire vegetation dynamics in three rangelands of Northeastern Patagonia, Argentina. *Rangeland Ecology and Management* 59: 163–170.
- Schroeder N., Matteucci S.D., Moreno P., Gregorio P., Ovejero R., Taraborelli P., and P.D. Carmanchahi, 2014. Spatial and Seasonal Dynamic of Abundance and Distribution of Guanaco and Livestock: Insights from using Density Surface and Null Models. *PloS one*, 9(1).

- Schroeder N.M, Ovejero R., Moreno P.G., Gregorio P., Taraborelli P,Matteucci S.D. and Carmanchahi P.D. 2013. Including species interactions in resource selection of guanacos and livestock in Northern Patagonia. *Journal of Zoology* 291:213-225.
- Tabeni S., and Ojeda, R.A. 2005. Ecology of the Monte Desert small mammals in disturbed and undisturbed habitats. *Journal of Arid Environments* 63: 244–255
- Valenzuela, N. 2015. Efecto de los incendios sobre la regeneración de las poblaciones de cactáceas en la reserva natural villavencio. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Cuyo.
- Villagra, P.E., Cony, M.A., Mantova´n, N.G., Rossi, B.E., Gonza´lez Loyarte, M.M., Villalba, R. and Marone, L. 2004. Ecología y Manejo de los algarrobales de la Provincia Fitogeográfica del Monte. En: Arturi, M.F., Frangi, J.L., Goya, J.F. (Eds.), *Ecología y Manejo de Bosques Nativos de Argentina*. Editorial Universidad Nacional de La Plata.
- Villagra, P.E., G.E. Defosse, H.F. del Valle, S. Tabeni, M. Rostagno, E. Cesca and E. Abraham. 2009. Land use and disturbance effects on the dynamics of natural ecosystems of the Monte Desert: Implications for their management. *Journal of Arid Environment* 73: 202-211.
- Villagra P. E. and J. A. Alvarez. 2019. Determinantes ambientales y desafíos para el ordenamiento forestal sustentable en los algarrobales del Monte, Argentina. *Ecología Austral* 29:146-155.
- Vitousek, P. M, D. Antonio, C. M, Loope, L. L, and Westbrooks, R. 2006. Biological invasions as global environmental change. *American Scientist* 84(5): 218-228.

10. Pampa – Lorena Herrera

10.1. *Introducción y Principales Problemas de Conservación*

La ecorregión Pampa presenta una extensión de 540.000 km² e incluye casi la totalidad de la provincia de Buenos Aires y parte de las provincias de La Pampa, San Luis, Córdoba, Santa Fe y Entre Ríos (Burkart et al. 1999). La región ha sido escenario de un gran crecimiento económico y desarrollo relativo, en especial durante el último siglo (Soriano et al. 1991; Velázquez & Celemín 2011). Esta expansión es consecuencia, entre otros aspectos, de la excelente aptitud agrícola de los suelos, del clima templado húmedo y de la proximidad a los grandes puertos del país que ha facilitado la interacción y el intercambio de materias primas y productos con el resto del mundo. En esta ecorregión se reconocen cinco sub-regiones con diferente relieve, suelo, patrón de drenaje y vegetación (Soriano et al. 1991): Pampa Ondulada, P. Interior, P. Deprimida, P. Austral y P. Mesopotámica.

La formación vegetal originaria corresponde al pastizal templado y su composición de especies varía según las características del clima local y del suelo. Se han registrados unas 1.600 especies de plantas vasculares, el 25% de las cuales son gramíneas (Soriano et al. 1991; Bilenca & Miñarro 2004). Aunque en la región predomina ampliamente la vegetación herbácea, en las zonas costeras de los ríos y arroyos se encuentran bosques ribereños, bosques de galería o matorrales ribereños; mientras que en las barrancas de los ríos y en los albardones costeros marinos se encuentran talares (Mateucci 2012). Hoy en día en el paisaje pampeano dominan la agricultura y la ganadería, aunque con diferente intensidad dependiendo de la subregión. En la Pampa Ondulada los cultivos anuales son los más representados, mientras que en la Pampa Deprimida, debido a las limitantes edáficas, la principal actividad es la ganadería sobre pastizales (semi)naturales o pasturas implantadas. La Pampa Interior, la Pampa Austral y la Pampa Mesopotámica presentan valores intermedios de agriculturización (Baldi et al. 2006; Bilenca et al. 2012).

El pastizal pampeano es, desde hace muchos años, uno de los ecosistemas más amenazados de la Argentina (Bilenca & Miñarro 2004). Según estimaciones, la región ha perdido más del 80% de sus pastizales. El porcentaje restante se concentra principalmente en la Pampa Deprimida, las áreas occidentales no agrícolas de la Pampa Interior y el sistema de sierras de Ventania y Tandilia en la Pampa Austral (Baldi & Paruelo 2008; Herrera & Laterra 2011). Menos del 3% de la región se encuentra bajo alguna medida de protección (Tabla A1). La pérdida y degradación de los pastizales naturales de la región ha generado cambios en la abundancia y distribución de numerosas especies de aves y mamíferos dependientes del pastizal (Bilenca et al. 2008; 2012; Codesido et al. 2011). Entre ellos se puede citar al venado de las pampas (*Ozotoceros bezoarticus*), el ñandú común (*Rhea americana*), las perdices (*Rynchosotis rufescens*, *Nothura* sp., *Eudromia elegans*), y el puma (*Puma concolor*) (Krapovickas & Giacomo 1998; Viglizzo et al. 2005).

En paralelo y como parte del proceso de agriculturización, otros impactos fueron ocurriendo a nivel de ecosistemas y paisajes. Entre ellos se puede mencionar la pérdida y compactación de los suelos (Casas 2006; Casagrande et al. 2009) y el aumento del nivel freático que, a su vez, incrementa el riesgo de inundación (Jobbágy & Santoni 2006). La canalización de humedales (pequeñas lagunas y arroyos) (Blanco & Mendez 2010; Booman et al. 2012) también representa otro impacto negativo que modifica

la dinámica hídrica de la ecorregión. Por otro lado, se suma el impacto de la contaminación (e.g. eutrofización) de las napas y cuerpos de agua superficiales por uso excesivo de agroquímicos (Viglizzo et al. 2006; Vera et al. 2010), por el ingreso de nutrientes (mayormente compuestos fosforados y nitrogenados) derivados de la ganadería y agricultura extensiva (Rosso and Fernández Cirelli 2013), como así también por productos derivados del sistema de producción ganadera bajo engorde a corral (feedlots) (Herrero & Gil 2008; Rearte 2010). La contaminación por agroquímicos también ha generado una importante pérdida de biodiversidad (Jergentz et al. 2004). Zaccagnini (2005) reportó 36 casos de mortandad de aves desde 1997, reconociendo unas 29 especies afectadas por el uso de plaguicidas.

10.2. Procesos Dominantes de Usos de la Tierra

Los procesos dominantes en las ecorregión Pampa son la expansión e intensificación agrícola y ganadera, en conjunto con la expansión urbana. El proceso de agriculturización comenzó en la región en el siglo XVI con la introducción de ganado doméstico y continuó con la agricultura a partir de fines del siglo XIX y comienzos del XX (Viglizzo et al. 2001; Bilenca & Miñarro 2004). En aquel período la agricultura extensiva fue acompañada por una ganadería extensiva de baja productividad e impacto ambiental. La productividad primaria neta relativamente alta de los pastizales (Soriano et al. 1991) permitió una rápida expansión del ganado introducido, lo que condujo a cambios en las comunidades originales, tanto de flora como fauna. La presencia de especies de plantas nativas dominantes fue disminuyendo y junto con el poblamiento rural se fueron introduciendo especies de árboles que atrajeron a especies de aves exóticas (Bilenca et al. 2012). La introducción del cultivo de soja a mediados de 1970 marca un cambio en los modelos de uso agropecuario caracterizado por una paulatina expansión del doble cultivo trigo-soja en detrimento de otros cultivos (como el algodón) y de rotaciones agro-ganaderas (Paruelo et al. 2005). La ganadería fue desplazada hacia zonas extra-pampeanas de San Luis, La Pampa, Santa Fé (Bilenca & Miñarro 2004) y Delta e Islas del Paraná (Quintana et al. 2014). El continuo crecimiento del cultivo de soja fue acrecentado en 1996/97, cuando se introdujo en el país la soja genéticamente modificada (soja-RR) resistente al glifosato, que se vio facilitada por la adopción generalizada de la siembra directa (Pognante et al. 2011). Actualmente, la región pampeana incluye la zona núcleo de producción de éste y otros cultivos como maíz, trigo y girasol (sur de Santa Fe, centro-sur de Córdoba, noroeste de Buenos Aires y centro-oeste de Entre Ríos) representando el 90% de la producción total del país (Herrera et al. 2013).

Además de la migración ganadera hacia zonas menos aptas para la agricultura (Rearte 2010), se fue fortaleciendo el modelo de producción basado en el engorde de ganado a corral conocidos como “feedlots” (Herrero & Gil 2008). Esta intensificación en la producción ganadera fue compensando la reducción en la superficie de producción de carne (Rearte 2003). Actualmente, la región pampeana aporta con más del 60% del producto cárnico del país (García et al. 2005).

El modelo de producción imperante en el territorio pampeano ha modificado también la dinámica de las sociedades rurales. Por un lado, se ha sucedido un despoblamiento rural debido a las nuevas tecnologías que simplificaron y redujeron la utilización de mano de obra (Morello et al. 2006; Moreno 2017). Por el otro, el tamaño promedio de los establecimientos agropecuarios pampeanos ha aumentado del 25% al 34% (SAGPyA 2002; Gras & Hernández 2008). Esto se asocia en parte a la emergencia de un nuevo productor de tipo empresarial (pools o fondos de inversión) que desarrolla su producción por medio del arrendamiento de tierras, tercerizan todas las labores, buscan

asesoramiento agronómico, y en muchos casos viven alejados de la ruralidad desde donde ejecutan gran parte de sus decisiones. Este tipo de movimiento a nivel social no es ajeno a lo que sucede en el territorio en cuestiones ambientales. Un productor que está más lejos de la naturaleza tiene una percepción más reducida sobre el funcionamiento de los ecosistemas y de cómo su producción puede afectar el ambiente. De esta manera, este productor actúa desde su burbuja lógica que puede no coincidir con mantener la multifuncionalidad de los paisajes rurales (Auer et al. 2017; Moreno 2017).

El crecimiento económico de la región pampeana también fue acompañado de un crecimiento urbano y poblacional. El Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas (2010) registró un 66.3% de la población del país distribuida entre la zona metropolitana (Ciudad Autónoma de Buenos Aires y 24 Partidos del Gran Buenos Aires; 31,9%) y el resto de la región pampeana (Interior de la Provincia de Buenos Aires, Córdoba, Entre Ríos, La Pampa y Santa Fe; 34,4%). Por otro lado, la ocupación residencial (o urbanizaciones cerradas) de los sectores tradicionalmente agrícola-ganaderos ha ido incrementándose en los últimos años, siendo especialmente importante en Pampa Ondulada (Fernández et al. 2010). Este tipo de desarrollo afecta la regulación hidrológica, la fertilidad de los suelos y el hábitat de numerosas especies.

REFERENCIAS

- Auer, A., Maceira, N., and L. Nahuelhual. 2017. Agriculturisation and trade-offs between commodity production and cultural ecosystem services: A case study in Balcarce County. *Journal of Rural Studies* **53**: 88-101.
- Baldi, G., Guerschman, J. P., and J. M. Paruelo. 2006. Characterizing fragmentation in temperate South America grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **116**: 197-208.
- Baldi, G., and J. M. Paruelo. 2008. Land use and land cover dynamics in South American temperate grasslands. *Ecology and Society* **13**: 6 [online]
<http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art6/>
- Bilenca, D., M. Codesido, C. González Fischer, L. Pérez Carusi, E. Zufiaurre, and A. Abba. 2012. Impactos de la transformación agropecuaria sobre la biodiversidad en la provincia de Buenos Aires. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales* **14**: 189-198.
- Bilenca, D, M. Codesido, and C. González Fischer. 2008. Cambios en la fauna pampeana. *Ciencia Hoy* **18**: 8-17.
- Bilenca, D., and F. Miñarro. 2004. Identificación de áreas valiosas de pastizal (AVPs) en las pampas y campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil. Fundación Vida Silvestre Argentina. Buenos Aires.
- Blanco, D.E., and F. M. Méndez (eds.). 2010. Endicamientos y terraplenes en el Delta del Paraná: situación, efectos ambientales y marco jurídico. Fundación Humedales / Wetlands International. Buenos Aires, Argentina

- Booman, G. C., M. Calandroni, P. Littera, F. Cabria, O. Iribarne, and P. Vázquez. 2012. Areal changes of lentic water bodies within an agricultural basin of the Argentinean Pampas. Disentangling land management from climatic causes. *Environmental Management* **50**:1058–1067.
- Burkart, R., N. O. Bárbaro, R. O. Sánchez, and D. A. Gómez. 1999. *Eco-regiones de la Argentina*. Presidencia de la Nación-Secretaría de Recursos Naturales y Desarrollo Sustentable-Administración de Parques Nacionales.
- Casagrande, J., A. Quiroga, I. Frasier, and J. C. Colazo. 2009. *Aspectos de la evaluación y el manejo de suelos afectados por compactación en San Luis*. Pages 15-21 in A. Quiroga, J. Casagrande, and J. Colazo (eds.): *Aspectos de la evaluación y el manejo de los suelos en el este de San Luis*. Información Técnica 173, INTA San Luis, Argentina.
- Casas, R. R. 2006. Preservar la calidad y salud de los suelos, oportunidad para la Argentina. Academia Nacional de Agronomía y Veterinaria. *Anales*: Tomo LX. Buenos Aires.
- Censo nacional de población, hogares y viviendas 2010 : censo del Bicentenario : resultados definitivos, Serie B nº 2. - 1a ed. - Buenos Aires : Instituto Nacional de Estadística y Censos - INDEC, 2012.
- Codesido, M, C. M. González-Fischer, and D. N. Bilenca. 2011. Distributional changes of landbird species in agroecosystems of Central Argentina. *The Condor* **113**: 266–273.
- Fernández, L., A. C. Herrero, and I. Martín. 2010. La impronta del urbanismo privado. Ecología de las urbanizaciones cerradas en la región metropolitana de Buenos Aires. *Actas del XI Coloquio Internacional de Geocrítica*. Universidad de Buenos Aires. 2-7 Mayo de 2010. Buenos Aires, Argentina.
- García F., F. Micucci, G. Rubio, Ruffo, I. Daverede. 2005. Fertilización de forrajes en la región pampeana Una revisión de los avances en el manejo de la fertilización de pasturas, pastizales y verdesos. *Inpofobos Cono Sur*. Buenos Aires, Argentina.
- Gras, C. and V. Hernandez. 2008. Modelo productivo y actores sociales en el agro argentino. *Revista Mexicana de Sociología* **70**: 227-259.
- Herrera, L. P., J. L. Panigatti, M. P. Barral, and D. Blanco. 2013. Biofuels in Argentina. Impacts of soybean production on wetlands and water. *Fundación para la Conservación y el Uso Sustentable de los Humedales / Wetlands International*. Buenos Aires, Argentina.
- Herrera, L. P., and P. Littera 2011. Relative influence of disturbance histories and landscape patterns on floristic structure and diversity of fragmented grasslands. *Applied Vegetation Science* **14**: 181-188.
- Herrero, M. A., and S. B. Gil. 2008. Consideraciones ambientales de la intensificación en producción animal. *Ecología Austral***18**: 273-289.

- Rodriguez, A., and E. Jacobo. 2010. Glyphosate effects on floristic composition and species diversity in the Flooding Pampa grassland (Argentina). *Agriculture, Ecosystems and Environment* **138**: 222–231.
- Jergentz, S., P. Pessacq, H. Mugni, C. Bonetto, and R. Schulz. 2004. Linking in situ bioassays and population dynamics of macroinvertebrates to assess agricultural contamination in streams of the Argentine pampa. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **59**: 133–141.
- Jobbagy, E. G., and C. Santoni. 2006. La (nueva) agricultura y la hidrología en la llanura chaco pampeana: Desafíos para las próximas décadas. XXII Reunión Argentina de Ecología: Hechos y Perspectivas.
- Krapovickas, S. K., and A. S. Di Giacomo. 1998. Conservation of Pampas and Campos grasslands in Argentina. *PARKS* **8**: 47-53.
- Matteucci, S. D. 2012. Ecorregión Pampas. Pages 391-445 in J. Morello, S. D. Matteucci, A. F. Rodríguez, and M. Silva (eds.). *Ecorregiones y complejos ecosistémicos argentinos*. Orientación Gráfica Editora. Buenos Aires, Argentina.
- Modernel, P., W. A. Rossing, M. Corbeels, S. Dogliotti, V. Picasso, and P. Tiftonell. 2016. Land use change and ecosystem service provision in Pampas and Campos grasslands of southern South America. *Environmental Research Letters* **11**: 113002.
- Morello, J., Rodríguez, A. F., and W. Pengue. 2006. Mirando al revés: la ciudad desde el campo: el caso de la llanura chaco-pampeana argentina. Pages 447-455 in A. Brown, U. Martinez Ortiz, M. Acerbi, and J. Corcuera (eds.) 2006. *La Situación Ambiental argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre, Buenos Aires, Argentina.
- Moreno, M. 2017. Los actores sociales frente a los cambios en el agro pampeano: análisis de empresarios agropecuarios en tensión entre lógicas productivas y sociales diferentes en tres partidos de la provincia de Buenos Aires. *Huellas* **21**: 29-52.
- Paruelo, J. M., J. P. Guerschman, and S. R. Verón. 2005. Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. *Ciencia hoy* **15**: 14-23.
- Pognante, J., M. Bragachini, and C. Casini. 2011. *Siembra Directa. Actualización Técnica N°58*. Ediciones INTA.
- Quintana, R. D., R. F. Bó, E. Astrada, and C. Reeves. 2014. Lineamientos para una ganadería ambientalmente sustentable en el Delta del Paraná. Fundación Humedales / Wetlands International LAC. Buenos Aires, Argentina.
- Rearte, D. 2003. El futuro de la ganadería Argentina. Disponible en: http://www.produccionbovina.com/informacion_tecnica/origenes_evolucion_y_estadisticas_de_la_ganaderia/17-futuro_ganaderia_argentina.pdf

- Rearte, D. 2010. Situación actual y prospectiva de la producción de carne vacuna. Ediciones INTA. Disponible en: https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-situacionactual_prospectiva_produccion_carnevacuna.pdf
- Rosso, J. J., and A. Fernández Cirelli. 2013. Effects of land use on environmental conditions and macrophytes in prairie lotic ecosystems. *Limnologica* **43**: 18-26.
- SAGPyA [Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca] 2002. Censo Nacional Agropecuario 2002. <http://www.indec.mecon.gov.ar/agropecuario/cna.asp>
- Soriano, A., R. J. León, O. E. Sala, R. S. Lavado, V. A. Deregibus, M. A. Cauéphé, O. A. Scaglia, C. A. Velázquez, and J. H. Lemcoff. 1991. Río de la Plata Grasslands. Pages 367-407 in R. T. Coupland (ed.). *Natural Grasslands. Introduction and Western Hemisphere. Ecosystems of the World*, Elsevier, New York, USA.
- Velázquez, G. A., and J. P. Celemín. 2011. Aplicación de un índice de calidad ambiental a la región pampeana argentina (2010). *Finisterra* **91**: 47-64.
- Vera, M. S., L. Lagomarsino, M. Sylvester, G. L. Pérez, P. Rodríguez, H. Mugni, R. Sinistro, M. Ferraro, C. Bonetto, H. Zagarese, and H. Pizarro. 2010. New evidences of Roundup (glyphosate formulation) impact on the periphyton community and the water quality of freshwater ecosystems. *Ecotoxicology* **19**: 710-721.
- Viglizzo, E. F., Lértora, F., Pordomingo, A. J., Bernardos, J. N., Roberto, Z. E., and H. Del Valle. 2001. Ecological lessons and applications from one century of low external-input farming in the pampas of Argentina. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **83**: 65-81.
- Viglizzo, E. F., F. C. Frank, and L. Carreño. 2006. Situación ambiental en las ecorregiones Pampa y Campos y Malezales. Pages 263-269 in A. Brown, U. Martinez Ortiz, M. Acerbi, and J. Corcuera (eds.) 2006. *La Situación Ambiental argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre, Buenos Aires, Argentina.
- Zaccagnini, M. E. 2005. ¿Porqué monitoreo ecotoxicológico de diversidad de aves en sistemas productivos? Ediciones INTA. Buenos Aires, Argentina.

11. Puna y Altos Andes – Enrique J. Derlindati, Andrea E. Izquierdo

11.1 *Introducción y Principales Problemas de Conservación*

Las ecorregiones de la Puna y Altos Andes (unificadas en este trabajo) representan la mayor extensión de regiones de alta montaña de la Argentina con altitudes desde los 3200 a los ~7000 msnm. Se distribuyen a lo largo de la frontera oeste del país, desde Jujuy hasta Mendoza y limitan al este con los 3200 msnm aproximadamente. La región andina del noroeste argentino se caracteriza por mayor temperatura, menores precipitaciones y mayor densidad de población humana que otras regiones de alta montaña del país (Reboratti 2006). El clima es árido, con una precipitación media anual de entre 100 y 400 mm; temperatura media anual de 9 a 0 °C en las zonas más altas y una gran amplitud térmica diaria.

Las regiones de alta montaña del mundo son uno de los ambientes más amenazados por el cambio climático. En el caso de las altas montañas de las ecorregiones puneña y altoandina, esta amenaza se manifiesta como una tendencia sostenida hacia la aridización durante las décadas recientes (Carilla et al. 2013; Morales et al. 2015; 2018). Escenarios futuros predicen un aumento de temperatura de entre 2 a 4 °C para ecosistemas de altura (Urrutia & Vuille 2009; Morales et al. 2015; 2018) y un descenso en disponibilidad de agua con estaciones secas más prolongadas (Buytaert et al. 2010). Esta situación se podría agravar por cambios de uso de la tierra (Izquierdo et al. 2018a).

Los principales usos del suelo de la región han sido históricamente la ganadería (Izquierdo et al. 2018a; Quiroga Mendiola & Cladera 2018) y la minería (Lencina et al. 2018; Izquierdo et al. 2018a). En la actualidad se incluye el potencial incremento de la minería de litio particularmente (Izquierdo et al. 2015; Flexer et al. 2018) y el turismo (Troncoso 2018; Izquierdo et al. 2018a). Estas actividades, tienen grandes perspectivas de crecimiento, y podrían contribuir de manera significativa al desarrollo regional, incluyendo importantes beneficios para las poblaciones locales muchas veces marginadas. Sin embargo, diferencias en cosmovisiones y valoraciones de los distintos actores sociales despiertan conflictos socioambientales basados mayormente en la apropiación inequitativa de los servicios ecosistémicos.

La minería puede causar fragmentación y pérdida de hábitat, especialmente asociado a humedales y fuentes de agua (Messerli et al. 1997; Rundel & Palma 2000), así como contaminación por procesos productivos y “pasivos mineros” (Murray & Kirschbaum 2018). A su vez, el aumento de infraestructura en general especialmente caminos, si bien puede traer muchos beneficios a la sociedad local ocasiona el aumento del tránsito vehicular, con el consecuente incremento de colisiones de fauna (Watson et al. 1996). El turismo a su vez con su incipiente desarrollo de la región surca el territorio de la Puna (Izquierdo et al. 2018a). De éste ampliamente distribuido impacto, el turismo no regulado de “off-road” implica una importante problemática de conservación (Watson et al. 1996). Esta actividad aumenta el tránsito vehicular, el acceso a zonas aisladas y el impacto a vegas, humedales claves para el funcionamiento ecosistémico de la región y a la vez ecosistemas altamente sensibles a impactos antrópicos (Izquierdo et al. 2018a;b). El turismo también puede modificar los patrones de actividad de la fauna, debido a que en la región el período de máxima actividad turística coincide con el periodo reproductivo de especies de fauna (incluyendo la crianza de crías) y flora (Hughes 1980; Caziani et al. 2008).

11.2. Procesos Dominantes de Usos de la Tierra

En el contexto ambientalmente extremo de esta región, tanto la biodiversidad como las poblaciones locales pueden ser altamente vulnerables a los procesos del territorio (Izquierdo et al. 2018a). La región está experimentando un sostenido proceso de migración rural-urbana (Izquierdo & Grau 2009; Izquierdo et al. 2018a). Este proceso demográfico de características globales, tiene implicancias para los procesos territoriales regionales.

La ganadería, que ha sido el principal uso de la tierra de las poblaciones locales (Quiroga Mendiola & Cladera 2018) ha mostrado una tendencia a la disminución de cabezas en las últimas décadas (Izquierdo et al. 2018a). A su vez, a partir de la combinación del despoblamiento rural y procesos legislativos de control y conservación, las vicuñas (*Vicugna vicugna*), principal herbívoro silvestre de la región, han recuperado significativamente sus poblaciones (Izquierdo et al. 2018). Estos cambios en las poblaciones de herbívoros pueden reflejar una transición herbívora que involucra cambios en la distribución espacial de la presión por herbivoría restringiendo el ganado doméstico a áreas cercanas a los asentamientos humanos, mientras que la vida silvestre se está expandiendo en áreas más remotas (Navarro et al. *en prensa*).

La minería, por su parte, ha mostrado fluctuaciones que responderían mayormente a las demandas globales en combinación con políticas nacionales sobre la explotación de recursos naturales (Izquierdo et al. 2018a). En la actualidad, la minería de litio aparece como la actividad de mayor crecimiento potencial de la mano del llamado “boom del litio” (Izquierdo et al. 2015; Flexer et al. 2018).

REFERENCIAS

- Buytaert W., Vuille M., Dewulf A., Urrutia R., Karmalkar A. and Celleri R. 2010. Uncertainties in climate change projections and regional downscaling in the tropical Andes: implications for water resources management. *Hydrology and Earth System Sciences*, 14: 1247-1258.
- Carilla J, Grau H.R., Morales M.S., and Paolini L. 2013. Lake fluctuations, plant productivity and long-term variability in high-elevation tropical Andean ecosystems. *Arctic, Antarctic and Alpine Research* 45: 179-189.
- Caziani S.M., Derlindati E.J, Talamo A, et al. 2008. Richness in Altiplano Wetlands of Northwestern Argentina *Waterbird*. 24:103–117.
- Flexer, V., Baspineiro, C. and Galli, C. 2018. Lithium recovery from brines: A vital raw material for green energies with a potential environmental impact in its mining and processing. *Science of the Total Environment* 639 pp: 1188-1204.
- Hughes R.A. 1980. Midwinter Breeding by Some Birds in the High Andes of Southern Perú. *Condor* 2:229–229.
- Izquierdo A.E. and Grau H.R. 2009. Agriculture adjustment, ecological transition and protected areas in Northwestern Argentina. *Journal of Environmental and Management* 90(2):858–865

- Izquierdo A. E., Grau H. R., Carilla J. and Casagrande, E. 2015. Side effects of green technologies: the potential environmental costs of Lithium mining on high elevation Andean wetlands in the context of climate change. *GLP-News*, 12: 53-56.
- Izquierdo, A.E., H. R. Grau, C. Navarro, E. Casagrande, C. Castilla and A. Grau. 2018. Highlands in Transition: Urbanization, Pastoralism, Mining, Tourism, and Wildlife in the Argentinian Puna. *Mountain Research and Development* 38(4): 390-401. DOI: 10.1659/MRD-JOURNAL-D-17-00075.1..
- Izquierdo, A. E., R. M. Aragón, C. J. Navarro and E. Casagrande. 2018. Humedales de la Puna: principales proveedores de servicios ecosistémicos de la región. En: Grau, H.R., Izquierdo, A.E., Babot, J. Grau. A (Eds). *Puna Argentina: Naturaleza y Sociedad*. Fundación Miguel Lillo, S. M. de Tucumán, Argentina, pp 96-111..
- Lencina, R., E. Peralta and J. Sosa Gomez. 2018. La actividad minera en la Puna argentina. Caracterización socio-histórica, presente y perspectivas. En: Grau, H.R., Izquierdo, A.E., Babot, J. Grau. A (Eds). *Puna Argentina: Naturaleza y Sociedad*. Fundación Miguel Lillo, S. M. de Tucumán, Argentina pp 406-421.
- Messerli B, Grosjean M and Vuille M. 1997. Water Availability , Protected Areas , and Natural Resources in the Andean Desert Altiplano. *Mt Res Dev* 17:229–238.
- Morales M., Carilla J., Grau H. R. and Villalba, R. 2015. Multi-century lake area changes in the Andean high-elevation ecosystems of the Southern Altiplano. *Climate of the Past*, 11: 1821-1855.
- Morales M., Ducan A . C., Neukom, R., Rojas, F. and Villalba, R. 2018. Variabilidad hidroclimática en el sur del Altiplano: pasado, presente y futuro. En: Grau HR, Babot J, Izquierdo A, Grau A, editors. *La Puna Argentina: naturaleza y cultura*. Serie Conservación de la Naturaleza 24. Tucuman, Argentina: Fundacion Miguel Lillo, pp 75-91.
- Murray J. and Kirschbaum, A. 2018. Drenaje ácido en la Puna. En: Grau HR, Babot J, Izquierdo A, Grau A, editors. *La Puna Argentina: naturaleza y cultura*. Serie Conservación de la Naturaleza 24. Tucuman, Argentina: Fundacion Miguel Lillo, pp 424.
- Navarro C., Izquierdo A. E., Araóz, E., Foguet, J. and Grau, H.R. en prensa. Rewilding of large herbivores communities in high elevation Puna: geographic segregation and no evidence of positive effects on peatlands productivity. *Regional Environmental Change*.
- Quiroga Mendiola M and Cladera J. 2018. Ganadería en la Puna Argentina. En: Grau HR, Babot J, Izquierdo A, Grau A, editors. *La Puna Argentina: naturaleza y cultura*. Serie Conservación de la Naturaleza 24. Tucuman, Argentina: Fundacion Miguel Lillo, pp 387–402.
- Reboratti C. 2006. La situación ambiental en las ecoregiones Puna y Altos Andes. En Brown AD, Martínez Ortiz U, Acerbi M, Corcuera J (Eds). *La Situación Ambiental Argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre Argentina
- Rundel P.W and Palma B. 2000. Preserving the Unique Puna Ecosystems of the Andean Altiplano. *Mt Res Dev* 20:262–271. doi: 10.1659/0276-4741(2000)020.
- Troncoso, C. A. 2018. Valorización turística: tendencias recientes. En: Grau, H.R., Izquierdo, A.E., Babot,

J. Grau. A (Eds). Puna Argentina: Naturaleza y Sociedad. Fundación Miguel Lillo, S. M. de Tucumán, Argentina pp 426-440.

Urrutia R. and Vuille M. 2009. Climate change projections for the tropical Andes using a regional climate model: temperature and precipitation simulations for the end of the 21st century. *Journal of Geophysical Research*, 114: doi:10.1029/2008JD011021.

Watson J.J., Kerley G.I.H., McLachlan a. 1996. Human activity and potential impacts on dune breeding birds in the Alexandria coastal Dunefield. *Landsc Urban Plan* 34:315–322. doi: 10.1016/0169-2046(95)00239-1.

12. Selva Paranaense – Lía Montti, Agustín Paviolo

12.1. *Introducción y Principales Problemas de Conservación*

La Selva Paranaense, comúnmente denominada Selva misionera, es la ecorregión con mayor biodiversidad y endemismos del país (Giraudo et al. 2003). Se caracteriza por ser un bosque subtropical semi-decíduo donde entre el 25- 50% de las especies del dosel pierden las hojas durante el invierno (Leite & Klein 1990). Las diferentes comunidades vegetales que la componen no siempre son de fácil diferenciación, y existen al menos, tres estratos arbóreos donde junto a los árboles conviven numerosas lianas (Bignoniaceae, Apocynaceae, y Fabaceae), epífitas (Orquidaceae, Bromeliaceae), hemiepífitas (*Ficus spp.*, *Phylodendron spp.*), helechos, diferentes especies de Rubiaceae, Piperaceae, y bambúes (*Olyra spp.*, *Chusquea spp.*, *Guadua spp.* y *Merostachys spp.*) (Campanello et al. 2007). Las especies arbóreas predominantes de mayor porte están representadas por individuos perteneciente a la familia Lauraceae (género *Ocotea* y *Nectandra*), Fabacea (género *Lonchocarpus*, *Parapiptadenia*, *Peltophorum*, *Enterolobium*, *Machaerium*), Myrtaceae (género *Eugenia*, *Myrciaria*) y Meliaceae (género *Cedrela*, *Cabralea*, *Trichilia*); y palmeras como *Euterpe edulis* y *Syagrus romanzoffiana* (Martínez-Crovetto 1963; Cabrera 1976, Campanello et al. 2007). El clima de la zona se define como subtropical sin estación seca marcada, cálido, con una importante amplitud térmica y pluviométrica. Las precipitaciones promedio alcanzan los 2.000 mm anuales. La temperatura media anual alcanza los 20° C, pero pueden registrarse heladas poco frecuentes durante el invierno (Ligier, 1999; Gatti et al. 2008).

Si bien la ocupación organizada de esta ecorregión fue tardía (finales del siglo XIX), desde hace décadas esta selva experimenta un proceso gradual de eliminación y degradación de la superficie boscosa, acompañada por un creciente proceso de defaunación bien marcado (Campanello et al. 2019). Originalmente, la superficie de bosque nativo para la provincia de Misiones correspondía a 2.7 millones ha (FVSA y WWF, 2017), existiendo en la actualidad aproximadamente 1.638.147 ha (Bergmann et al. 2016). De la extensión actual, solo 223.468 ha (aprox. 14.5% del total de remanente boscoso) corresponden a sectores de muy alto valor de conservación (Categoría 1) que no deben deforestarse, según la Ley de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de Bosques Nativos (Ley 26.331).

12.2. *Procesos Dominantes de Usos de la Tierra*

La historia más reciente de ocupación del territorio misionero se divide en tres grandes etapas en relación al rol y uso de los bosques: como barrera para la ocupación y el desarrollo y una economía extractivista (desde 1874 hasta los años 30), como proveedor de materia prima a bajo costo (entre 1930 a 1960); y más recientemente (desde la década del 70 y hasta la actualidad), se fomenta su reemplazo por plantaciones forestales a la vez que comienzan a aplicarse medidas de protección y manejo (Arenhardt 2010; Mastrángelo 2012). Durante este último periodo, la tasa de reemplazo del bosque nativo estuvo fuertemente influenciada por los planes de forestación y por la agricultura mixta a pequeña escala (Izquierdo et al. 2011). Esta historia de uso de la tierra ocasionó que actualmente, la superficie de bosque nativo se encuentre reemplazada principalmente por forestaciones monoespecíficas de *Pinus spp.* (306.592 ha.), *Eucalyptus spp.* (10.577 ha.), cítricos, té y yerba mate que en su conjunto suman un total entre 352.392 y 370.000 ha. implantadas (Ministerio de Agroindustria de la Nación 2016).

Si bien la deforestación en esta ecorregión ha constituido un proceso crónico, es importante destacar que actualmente se encontraría estabilizada (UMSEF 2016), ya que se reporta una disminución de la tasa anual de deforestación de 15.000 ha/año a 2.630 ha/año entre los años 2006-2014 (Bergmann et al. 2016). Sin embargo, esto no implica la ausencia de desmontes, muchos de los cuales no están autorizados a pesar de la ley vigente. De la cobertura total se estima que más del 80% presenta niveles medianos a elevados de degradación y fragmentación. Para el área en cuestión se considera como bosques degradados a los bosques con área basal arbórea menor a 18 m²/ha y como bosques en muy buen estado de conservación (dosel cerrado y alta diversidad vegetal) a bosques con área basal mayor a 25 m²/ha (Gatti et al. 2010; Campanello et al. 2019). Los bosques degradados se caracterizan además por una disminución de la biodiversidad y la presencia de un abundante sotobosque de bambuseas y lianas que inhiben el proceso de regeneración natural (Campanello 2002; Campanello et al. 2007; Montti 2010; Montti et al. 2014), y presentan menor capacidad para secuestrar carbono (Zaninovich et al. 2017).

La causa principal de la degradación y empobrecimiento del bosque la constituye el aprovechamiento maderero para construcción, mueblería e industria papelera, pero también para combustible en los hogares y secaderos de yerba (Holz 2007). Si bien existe regulación para la extracción de árboles de acuerdo a un diámetro mínimo de corte para cada especie, no hay en la legislación límite en cuanto al volumen a extraer y tampoco a la implementación de pautas de manejo y aprovechamiento de impacto mínimo obligatorias (Campanello et al. 2019). Por otro lado, la extracción de árboles de especies prohibidas y en sectores no autorizados continúa (Manzanal & Arzeno 2011; Schiavoni & Gallero 2017) se suma a la extracción de otras especies vegetales no forestales con fines ornamentales y medicinales (eg. orquídeas, bromelias, etc), fomentadas por un importante mercado de comercio ilegal de los productos madereros (Braier, 2004). En consecuencia, disminuye la rentabilidad de productores responsables (Campanello et al. 2019) ocasionando el constante deterioro de los remanentes boscosos.

Actualmente, la expansión de la frontera agrícola-ganadera con el establecimiento de pasturas para ganado, mucha de ellas megatérmicas (eg. *Brachiaria spp.*, *Axonopus catarinensis*, etc) está constituyéndose como una creciente amenaza en algunos sectores (Ávila et al. 2014; Morello et al. 2018). Existen también expansión de sistemas mixtos donde se combina la producción ganadera bajo plantaciones forestales de pinos, eucaliptus y/o nativas (Cubbage et al. 2012). A su vez, la caza furtiva es otra importante amenaza a la conservación de esta ecorregión. La caza es practicada por una gran cantidad de personas, la mayoría de las cuales lo hace actualmente como actividad de esparcimiento. Esta actividad tiene importantes efectos negativos en las poblaciones de grandes mamíferos tales como tapires, (*Tapirus terrestris*), pecaríes (*Pecari tajacu* y *Tayassu pecari*), corzuelas (*Mazama americana*) y depredadores mayores como el yaguararé (*Panthera onca*), el puma (*Puma concolor*) y el ocelote (*Leopardus pardalis*) (Paviolo et al. 2009). La disminución poblacional de los felinos grandes permite a su vez un aumento en la abundancia de depredadores medianos tales como zorros, coatíes, hurones y felinos menores, los cuales posiblemente tengan efectos negativos en poblaciones de animales menores (Paviolo 2010; Di Bitetti et al. 2010). Por otra parte, la disminución de las poblaciones de grandes ungulados también podría afectar varios procesos en los que se ven involucrados, tales como la dispersión y depredación de semillas, el ramoneo, etc. Si bien Misiones posee una extensa red de áreas protegidas, en la mayoría de ellas los controles son insuficientes y la caza furtiva es frecuente

(Paviolo et al. 2009). De esta manera, es probable que en la mayor parte de los bosques remanentes de la región los procesos ecosistémicos en los cuales interviene la fauna estén modificados.

Por otra parte, el alto crecimiento poblacional, urbanización, construcción de carreteras asfaltadas y represas hidroeléctricas emergen en la actualidad como otros factores importantes con efectos negativos para la conservación (Chebez & Hilgert 2003). Actualmente, Misiones posee el crecimiento poblacional más alto del país con el 73,76% de su población viviendo en áreas urbanas, y es una de las provincias más densamente pobladas de la Argentina (Perez Chilavet 2016). Este crecimiento de la urbanización estuvo asociado principalmente a la migración rural-urbana y, contrario a la teoría de transición forestal, no favoreció la regeneración de la cobertura boscosa original, ya que las tierras abandonadas pasaron a ser ocupadas principalmente por plantaciones forestales (Izquierdo 2010; Izquierdo et al. 2011). En los últimos años el incremento de la población urbana también podría tener relación con el incremento del turismo y actividades relacionadas. Cabe destacar que en la actualidad esta actividad está cobrando gran interés, por lo cual podría emerger como agente causal local con relación directa con los procesos mencionados.

Entre las especies de plantas exóticas invasoras presentes encontramos a la hovenia (*Hovenia dulcis*) (Sistema Nacional de Información Sobre Especies Exóticas Invasoras <http://www.inbiar.uns.edu.ar>), zebrina (*Tradescantia zebrina*) (Pasko & Herrera 2006), la ya asilvestrada naranja amarga (*Citrus auriantum*) (Stampella 2015). En cuanto a los animales exóticos invasoras, se registran el caracol africano (*Achatina fullica*) (Gutierrez Gregoric et al. 2011), la rana toro (*Lhitobates catesbeianus*) (Pereira et al. 2006) y el mosquito *Aedes aegypti* (Berón et al. 2016) entre otros. La deforestación y la reemergencia de enfermedades causadas por patógenos exóticos son algunas de las causas principales de la declinación del Mono Carayá Rojo (*Alouatta guariba clamitans*), una especie endémica del Bosque Atlántico de Argentina y Brasil, estando presente en nuestro país únicamente en la provincia de Misiones. La pequeña población remanente de Misiones se encuentra en severo riesgo de desaparecer debido a los eventos cíclicos de fiebre amarilla que azotan a la región desde hace varias décadas (Agostini et al. 2014). Si esto ocurre se convertiría en la tercera especie de vertebrado grande en desaparecer de la región y del país, acompañando al pato serrucho (*Mergus octosetaceus*) y al lobo gargantilla (*Ptenomura brasiliensis*).

Una situación interesante que diferencia la Selva Paranaense de otras ecorregiones la constituye el hecho de estar incluida en el límite de 3 países con diferentes situaciones económicas-políticas y sociales, con influencia directa sobre los procesos anteriormente mencionados y que interactúan de forma compleja con los agentes causales, tanto locales como distales.

REFERENCIAS

- Agostini I., Di Bitetti, M. S., Oklander, L. I., Kowalewski, M. M., Beldomnico, P. M., ... and Desbiez, A. 2014. Building a Species Conservation strategy for the Brown Howler Monkey (*Alouatta guariba clamitans*) in Argentina in the context of Yellow fever outbreaks. *Tropical Conservation Science*, 7: 26-34.
- Arenhardt, E. H. 2010. Inicios de la organización del espacio geográfico de Misiones. *Revista Científica de Geografía. GeoUSAL* 5:1853-1990.

- Avila R. et al. 2014. Gramíneas forrajeras para el subtropical y el semiárido central de Argentina. INTA. https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tm_inta_gramineas_forrajeras_para_el_subtrpico_y_el_se.pdf
- Bergmann et al. 2016. Informe de estado de implementación 2010 - 2015 Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos y planes alcanzados por el Fondo Nacional para el Enriquecimiento y la Conservación de los Bosques Nativos. https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/informe_de_implementacion_2010_-_2016.pdf
- Berón, C. M., Campos, R. E., Gleiser, R. M., Díaz-Nieto, L. M., Salomón, O. D., and Schweigmann, N. 2016. Investigaciones sobre mosquitos de Argentina.
- Braier, G., N. Esper, and L. Corinaldesi. 2004. Informe nacional complementario: tendencias y perspectivas del sector forestal del año 2020. Secretaría de Desarrollo Sustentable y Política Ambiental, FAO, Roma, Italia
- Campanello P.I. 2002. Diversidad, crecimiento y fisiología de árboles en la Selva Misionera: efectos de los cambios en la estructura y funcionamiento del ecosistema producidos por la invasión de lianas y bambúseas. Tesis doctoral UBA.
- Campanello P.I., Gatti M.G., Ares A, Montti L and Goldstein, G. 2007. Bamboos and lianas affect tree regeneration and microclimate in a Semi-deciduous Atlantic Forest. *Forest Ecology and Management*. 255 (1-3): 108-117. ISSN: 0378-1127.
- Campanello, P. I., L. Montti, P. MacDonagh, and G. Goldstein. 2009. Reduced-Impact Logging and Post-Harvest Management in the Atlantic Forest of Argentina: Alternative approaches to enhance regeneration and growth of canopy trees. *Forest Management*. Nova Science Publishers, New York, USA.
- Chebez J.C and Hilgert N .2003. Brief History and Conservation in the Paraná Forest. En : *The Atlantic Forest of South America: Biodiversity Status, Threats and Outlook*, Galindo-Leal C y Gusmao Camara I (Eds.). Conservation International, USA.
- Cruz, P., Iezzi, M. E., De Angelo, C., Varela, D., Di Bitetti, M. S., and Paviolo, A. 2018. Effects of human impacts on habitat use, activity patterns and ecological relationships among medium and small felids of the Atlantic Forest. *PLoS one*: 13(8).
- Di Bitetti, M.S., C.D. De Angelo, Y. E. Di Blanco and A. Paviolo. 2010. Niche partitioning and species coexistence in a Neotropical felid assemblage. *Acta Oecologica* 36: 403-412.
- Fundación Vida Silvestre Argentina and WWF. 2017. State of the Atlantic Forest: Three Countries, 148 Million People, One of the Richest Forests on Earth. Puerto Iguazú, Argentina. http://d3nehc6yl9qzo4.cloudfront.net/downloads/saf_2017_baja.pdf
- Giraud A, Povedano H, Belgrano M, Kraukzuk D, Pardiñas U, Miquelarena A, Ligier D, Baldo D and Castelino M. 2003. Biodiversity status of the Interior Atlantic Forest of Argentina. En: *The Atlantic Forest of South America: Biodiversity Status, Threats and Outlook*, Galindo-Leal C y Gusmao Camara I (Eds.). Conservation International, USA.

- Gutiérrez Gregoric, D. E., Núñez, V., Vogler, R., and Rumi, A. 2011. Invasion of the Argentinean Paranense rainforest by the giant African snail *Achatina fulica*. *American Malacological Bulletin*, 29(1/2), 135-137.
- Holz S. 2007. Patrones sucesionales y factores que retarden o faciliten la recuperación del bosque Atlántico del alto Paraná en campos agropecuarios abandonados. Tesis doctoral UBA.
- Izquierdo A.E. 2010. Migración rural-urbana y sus implicancias para los patrones de uso de la tierra y la biodiversidad de la provincia de Misiones. Tesis doctoral UNC.
- Izquierdo A.E, H.R Grau and Aide T.M 2011. Implications of Rural–Urban Migration for Conservation of the Atlantic Forest and Urban Growth in Misiones, Argentina (1970–2030). *AMBIO* 40:298–309 DOI 10.1007/s13280-010-0095-3.
- MA (Ministerio de Agroindustria, Presidencia de la Nación Argentina), 2016. Superficies forestadas en la República Argentina por Provincia y Grupo de Especies. <http://forestoindustria.magyp.gob.ar/plantaciones-forestales>> (Última consulta: Septiembre de 2018).
- Mastrángelo, A. 2012. De enemigo vencido a tesoro cercado: un estudio etnohistórico sobre el ambiente en la producción forestal del Alto Paraná de Misiones (Arg.). Avá 20.
- Manzanal, M., and M. Arzeno. 2011. Territorio y poder en la globalización. Disputas por la tierra en el nordeste de Misiones, Argentina. *Revista Paraguaya de Sociología* 48:163-191.
- Montti L. 2010. Ecología y fisiología de *C. ramosissima*, una especie de bambú monocárpico y los efectos de su floración en la dinámica y funcionamiento del Bosque Atlántico semideciduo. Tesis doctoral UBA.
- Montti L, Villagra M, Campanello P.I, Gatt, M.G. and Goldstein G. 2014. Physiological advantage between woody bamboo and co-occurring tree sapling species. *Acta Oecologica* 54:36-44. ISSN 1146-609X.
- Morello J., Matteucci S., Rodríguez A., Silva M., 2018. Ecorregiones y Complejos Ecosistémicos Argentinos. 2 Ed.
- Pasko L. and Herrera J. 2006. Situación actual de las invasiones de plantas exóticas en el Parque Nacional Iguazú (Informe interno). Centro de Investigaciones Ecológicas Subtropicales Delegación Regional NEA. Parque Nacional Iguazú.
- Paviolo, A. 2010. Densidad de yaguararé (*Panthera onca*) en la Selva Paranaense: su relación con la disponibilidad de presas, presión de caza y presencia del puma (*Puma concolor*). Tesis doctoral. Universidad Nacional de Córdoba.
- Paviolo, A., C. D De Angelo, Y. E. Di Blanco, I. Agostini, E. Pizzio, R. Melzew, C. Ferrari, L. Palacio and M. S. Di Bitetti. 2009a. Efecto de la caza furtiva y el nivel de protección en la abundancia de los grandes mamíferos del Bosque Atlántico de Misiones. Pp. 237-254 en Parque Nacional Iguazú, conservación y desarrollo en la Selva Paranaense de Argentina (B. Carpinetti et al. eds.). Administración de Parques Nacionales, Buenos Aires, Argentina.

- Pereyra, M. O., Baldo, J. D., and Krauczuk, E. R. 2006. La "rana toro" en la selva atlántica interior Argentina: un nuevo problema de conservación. *Cuadernos de Herpetología*, 20.
- Perez Chilavet, A. 2016. Observatorio para el desarrollo económico de Misiones. Universidad Gaston Dacharys.
- Schiavoni, G., and M. C. Gallero. 2017. Colonización y ocupación no planificada. La mercantilización de la tierra agrícola en Misiones (1920-2000). *Travesía* 19:77-106
- Stampella, P. C. 2015. Historia local de naranja amarga (*Citrus× Aurantium L., Rutaceae*) del viejo mundo asilvestrada en el corredor de las antiguas misiones jesuíticas de la provincia de Misiones (Argentina) (Doctoral dissertation, Facultad de Ciencias Naturales y Museo).
- UMSEF (Unidad del Sistema de Evaluación Forestal). 2012. Monitoreo de la Superficie de Bosque Nativo de la República Argentina, Período 2006-2011. Regiones Forestales Parque Chaqueno, Selva Misionera y Selva Tucumano Boliviana. Dirección de Bosques, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable. Buenos Aires, Argentina.
- UMSEF (Unidad del Sistema de Evaluación Forestal). 2016. Monitoreo de la superficie de bosque nativo de la Argentina 2016. Ministerio de Ambiente. Buenos Aires, Argentina. URL: bit.ly/2AwVVwu.

13. Selva de las Yungas – Cecilia Blundo, Sofía Nanni, Alejandro Schaaf

13.1 *Introducción y Principales Problemas de Conservación*

La ecorregión de Selva de las Yungas ocupa menos del 2% del territorio nacional (40000 km²), pero alberga más del 50% de la diversidad de Argentina. Su rasgo más distintivo es su gradiente altitudinal (de 400 a 3000 msnm en una franja longitudinal menor a 50 km) que deriva en un marcado gradiente ecológico (Brown et al. 2001; Brown et al. 2005). El gradiente latitudinal también influye, distinguiéndose las Yungas septentrionales (Jujuy y Salta) de las Yungas del sur (Tucumán, Catamarca). Estos dos gradientes determinan la coexistencia de distintas prácticas de usos de suelo (Izquierdo & Grau 2009), lo que hace de las Yungas un área altamente heterogénea tanto en términos ambientales como socioeconómicos. Así, las amenazas y oportunidades para la conservación de las Yungas se distribuyen asimétricamente entre pisos altitudinales y entre sectores latitudinales, situación que la convierte en una ecorregión particularmente compleja.

Como respuesta a la heterogeneidad ambiental, en las Yungas la vegetación se organiza en “pisos de vegetación”: Selva Pedemontana, SP; Selva Montana, SM; y Bosque Montano, BM (Cabrera 1976; Prado 2000), los cuales atravesaron distintas trayectorias de uso de suelo (Grau et al. 2007), desde su ocupación inicial alrededor del año 10000 AC (Reboratti 1996; Bolsi 1997). Estas se resumen en una progresiva expansión de la población y de las actividades antrópicas hacia áreas de baja altitud y pendiente (i.e., SP), que data de finales del S. XIX pero que continúa en la actualidad (Reboratti 1995; Nanni & Grau 2014); acoplada a una reducción de las mismas en zonas de mayor altitud y pendiente (i.e. SM y BM). Sin embargo, existen variaciones en la magnitud de estos procesos entre las Yungas septentrionales y las Yungas del Sur.

En la SP, la principal problemática de conservación es la **expansión agrícola**, con un 90% de su cobertura vegetal reemplazada por plantaciones de caña de azúcar, citrus y otros cultivos en sectores de <10% de pendiente (Reboratti 1995). Esta tuvo lugar en áreas anteriormente utilizadas para la **explotación maderera** (debido a la existencia de más de 10 spp. arbóreas de alto valor maderero; e.g., *Cedrela* spp.), hasta prácticamente el agotamiento del recurso (aunque la explotación maderera persiste en la SP septentrional; Brown et al. 2009; Politi et al. 2012). Mientras que la SP del sector Sur ha sido completamente reemplazada por superficie agrícola, en las áreas más septentrionales la Selva de Palo Blanco y Palo Amarillo persiste en una importante superficie dentro la cuenca del Río Bermejo (Brown 1995). Sin embargo estos bosques presentan una simplificación estructural como producto del aprovechamiento forestal no planificado y la ocurrencia recurrente de incendios. La **urbanización** es otra de las problemáticas actuales en la SP, sobre la que se encuentran tres capitales (Gran San Miguel de Tucumán, Salta y San Salvador de Jujuy) y numerosos centros poblados. En el gran San Miguel de Tucumán el crecimiento urbano ha sido notable entre 1980 y 2001 (+38%), parte del cual se trasladó hacia zonas residenciales que reemplazaron cultivos de citrus y caña de azúcar en el piedemonte. Esta situación presenta dos implicancias en términos de conservación y uso del suelo: por un lado, la SM y el BM colindantes se ven afectados por la urbanización, la cual facilita la invasión por exóticas como el ligustro (*Ligustrum lucidum*; Montti et al. 2017) y el crecimiento de los usos recreativos. Por otra parte, un número cada vez mayor de habitantes depende de la provisión de los servicios ambientales de las Yungas (Grau et al. 2008).

En relación a las invasiones biológicas registradas en esta ecorregión, una de las más estudiadas es aquella producida por el ligustro (mencionado más arriba). Uno de los problemas ecohidrológicos en relación a la presencia de ligustro en bosques nativos yungueños sería el mayor consumo de agua en meses de la estación seca en relación a la vegetación nativa, lo cual puede alterar el balance hídrico en la región (Zamora Nasca et al. 2014). Esto se desprende del hecho de que los bosques invadidos por ligustro presentan menor humedad edáfica y alto valor de índice normalizado de vegetación, utilizado como una aproximación de la transpiración (Zamora Nasca et al. 2014). Una particularidad interesante en relación al éxito del ligustro en su invasión en las Yungas podría deberse, en parte, a la mayor resistencia al daño producido por herbívoros (artrópodos) que presenta esta planta en lugares fuera de su lugar de origen, así como a la presión de propágulos de la especie (Montti et al. 2016). En relación a otras especies vegetales exóticas invasoras registradas para la ecorregión de las Yungas, podemos incluir además a la ligustrina (*Ligustrum cinense*) y a especies arbóreas tales como la mora blanca (*Morus alba*) y la mora negra (*M. nigra*). Otra invasión biológica vegetal que cabe destacar es la producida por la especie *Tithonia tubaeformis*, mejor conocida como “pasto cubano” (Larenas Parada 2004). Otras especies exóticas como *Acacia macracantha* y *Gleditsia triacanthos* han reemplazado la vegetación nativa en las riveras de importantes cauces, como el Río Lules en Tucumán (Sirombra et al. 2009).

En relación a la ictiofauna se registra la presencia de la trucha arcoiris (*Oncorhynchus mykiss*), la trucha marrón (*Salmo trutta*) y el pejerrey (*Odonthestes bonariensis*; Malizia et al. 2009). La siembra de truchas es una actividad que se viene llevando a cabo con escaso control, siendo los fines principales el económico y el turístico. Aunque no se ha medido su intensidad en cuerpos de agua de las Yungas, es muy probable que genere importante impacto sobre otras especies nativas de peces, anfibios y artrópodos, tal como sucede con las truchas introducidas en la Patagonia (Ortiz-Sandoval et al. 2016). La rana toro (*Lithobates catesbeianus*) también se encuentra dentro de las especies exóticas invasoras de esta ecorregión, ocasionando un impacto negativo sobre las especies de anuros nativos a través de la competencia o la predación directa (Malizia et al. 2009; Akmentins et al. 2010). Además, la rana toro es portadora del hongo *Batrachochytrium dendrobatidis*, responsable de la declinación de poblaciones de anuros en otras partes del mundo (Malizia et al. 2009).

13.2 Procesos Dominantes de Usos de la Tierra

La elevada pendiente de la SM y el BM condiciona el uso del suelo, encontrando a estas altitudes generalmente población rural, hoy en disminución debido a la migración a los centros poblados (Izquierdo & Grau 2009), siendo esta situación más marcada en las Yungas del Sur. Los procesos dominantes de uso de la tierra en estos dos pisos altitudinales están muy asociados a las necesidades de la población rural: la **ganadería extensiva, los usos madereros y no madereros forestales y la agricultura de subsistencia** y la **caza** (de subsistencia y por conflictos con el ganado). Estos usos de la tierra han disminuido recientemente, especialmente en las Yungas del sur (Grau 2001; Araoz & Grau, 2010; Nanni & Grau, 2014). La ganadería de trashumancia es una práctica centenaria en la región, y continúa desarrollándose especialmente en la SM y BM del Norte, la cual ha condicionado la composición de los bosques de Yungas (Blundo et al. 2012). El ganado a su vez podría afectar la fauna local, y si bien no se han encontrado efectos de relevancia sobre el ensamble de mamíferos (Di Bitetti et al. 2013), sí se han hallado respuestas negativas de ciertas especies (e.g., *Tapirus terrestris*, Chalukian et al. 2009; *Mazama gouazoubira*, Nanni 2015).

La progresiva migración de la población rural o su ocupación en otras actividades derivó en el abandono de tierras marginales, dando lugar a la **regeneración de bosques**. Estos nuevos bosques presentan distintas características y composición según su localización, y en sectores más cercanos a las ciudades han sido **invadidos por especies exóticas** (e.g., *Ligustrum lucidum*, que hoy domina en bosques secundarios peri-urbanos, Grau & Aragón, 2000; Grau et al. 2008, Montti et al. 2017). En el BM, y debido al rápido potencial de recuperación de algunas especies cuando se eliminan los disturbios, se restablecen también bosques dominados por especies nativas, como *Alnus acuminata* (Araoz & Grau 2010). Estos nuevos bosques brindan oportunidades para la conservación de la diversidad y la provisión de servicios ambientales, especialmente por su localización en áreas altas de gran pendiente (e.g., control de la erosión hídrica y protección de cuencas). Sin embargo, su composición es muy distinta a la de los bosques más amenazados de la región (i.e., SP), con lo cual en términos de biodiversidad no compensarían la pérdida de especies producida por los usos del suelo a menor altitud. En síntesis, las problemáticas de conservación en las Yungas del sur se vinculan en mayor medida a los efectos de la urbanización y el desarrollo socioeconómico en sectores de SP, con oportunidades y conflictos aparejados tales como regeneración de bosques por des-intensificación rural, aumento del turismo y usos recreativos (que puede implicar ambos), y susceptibilidad a cambios ecológicos como invasión por especies exóticas. En las Yungas del norte, en cambio, prevalecen los conflictos asociados con la extracción maderera, la alta densidad de población rural y sus usos de los bosques. Además, en estas últimas, aunque no cuantificada existe también una importante presión de cacería y extracción ilegal de madera sobre el pedemonte por parte de habitantes de grandes centros urbanos aledaños, como Libertador, San Pedro, Orán y Tartagal, y de centros poblados más pequeños como Colonia Santa Rosa y Caimancito.

Un 9% de la ecorregión de Yungas se encuentra protegido (Tabla A1), pero en la SP, el área de mayores conflictos entre producción y conservación, la superficie protegida es muy escasa. Dentro de estos sectores un uso relevante y en incremento es el **turismo** y la práctica de actividades recreativas; sin embargo, los potenciales beneficios, conflictos y “trade-offs” entre usos recreativos y conservación de la naturaleza no han sido evaluados en la ecorregión y podrían ser relevantes. En las Yungas del sector Norte se encuentran importantes bloques continuos de bosques con bajo impacto antrópico por su inaccesibilidad actual (e.g., el sector Sierra de Santa Bárbara - El Rey) pero con procesos incipientes de fragmentación e insularización.

REFERENCIAS

- Akmentins M. and Cardozo De.E. 2010. American bullfrog *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802) invasion in Argentina. *Biol Invasions* 12:735–737.
- Aráoz, E., and Grau, H. R. 2010. Fire-mediated forest encroachment in response to climatic and land-use change in subtropical Andean treelines. *Ecosystems*, 13(7): 992-1005.
- Blundo, C., Malizia, L. R., Blake, J. G., and Brown, A. D. 2012. Tree species distribution in Andean forests: influence of regional and local factors. *Journal of Tropical Ecology*, 28(1): 83-95.
- Bolsi, A. 1997. La sociedad, la naturaleza y sus cambios en el valle de Tafí. En A. Reboratti, ed. *De Hombres y Tierras: una Historia Ambiental del Noroeste Argentino*. Agencia Alemana de Cooperación Técnica (GTZ). Salta, Argentina. Páginas 76-88.

- Brown, A. D. 1995. Fitogeografía y conservación de las selvas de montaña del noroeste de Argentina. *Biodiversity and conservation of Neotropical montane forests*: 663-672.
- Brown, A. D., and Kappelle, M. 2001. Introducción a los bosques nublados del neotrópico: una síntesis regional. *Bosques nublados del neotrópico*: 27-40.
- Brown, A., Martínez Ortiz, U., Acerbi, M., and Corcuera, J. F. 2006. *La situación ambiental argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre, Buenos Aires.
- Brown, A. D., Blendinger, P. G., Lomáscolo, T., and Bes, P. G. 2009. Selva pedemontana de las Yungas. *Historia natural, ecología y manejo de un ecosistema en peligro. San Miguel de Tucumán, Argentina. Ediciones del Subtrópico*.
- Cabrera, Á. L. 1976. Regiones fitogeográficas argentinas. *Enciclopedia argentina de agricultura y jardinería*, 2, 1-85.
- Chalukian, S., de Bustos, S., Lizárraga, L., Varela, D., Paviolo, A., and Quse, V. 2009. Plan de acción para la conservación del tapir (*Tapirus terrestris*) en Argentina. *Wildlife Conservation Society, Tapir Specialist Group-UICN, Dirección de Fauna-Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación*. http://www.ambiente.gov.ar/archivos/web/Tapir/file/Plan_de_Acci%C3%B3n_Tapir_Final.pdf.
- Di Bitetti, M. S., Albanesi, S. A., Foguet, M. J., De Angelo, C., and Brown, A. D. 2013. The effect of anthropic pressures and elevation on the large and medium-sized terrestrial mammals of the subtropical mountain forests (Yungas) of NW Argentina. *Mammalian Biology-Zeitschrift für Säugetierkunde*, 78(1): 21-27.
- Grau, H. R., and Aragón, R. 2000. Ecología de los árboles invasores de la Sierra de San Javier. *Arboles exóticos de las Yungas Argentinas*, 5-20.
- Grau, H. R. 2001. Regional-scale spatial patterns of fire in relation to rainfall gradients in sub-tropical mountains, NW Argentina. *Global Ecology and Biogeography*, 10(2): 133-146.
- Grau, H. R., Gasparri, N. I., Morales, M., Grau, A., Araoz, E., Carilla, J., and Gutiérrez, J. 2007. Regeneración ambiental en el noroeste argentino. *Ciencia hoy: Asociación Ciencia Hoy*, 17(100): 46-60.
- Grau, H., Hernández, M., Gutierrez, J., Gasparri, N., Casavecchia, M., Flores-Ivaldi, E., and Paolini, L. (2008). A peri-urban neotropical forest transition and its consequences for environmental services. *Ecology and Society*: 13(1).
- Izquierdo, A. E., and Grau, H. R. 2009. Agriculture adjustment, land-use transition and protected areas in Northwestern Argentina. *Journal of environmental management*, 90(2): 858-865.
- Larenas Parada G., de Viana M.L., Chafatinos T., and Escobar N. 2004. Relación suelo-especie invasora (*Tithonia tubaeformis*) en el sistema ribereño del río Arenales, Salta, Argentina. *Ecología Austral* 14:19-29.

- Malizia L., Politi N., and Vaira M. 2009. Reserva de Biósfera Las Yungas. En: Schüttler, E. and Karez, C.S. (eds) 2008. Especies exóticas invasoras en las Reservas de Biosfera de América Latina y el Caribe. Un informe técnico para fomentar el intercambio de experiencias entre las Reservas de Biosfera y promover el manejo efectivo de las invasiones biológicas. UNESCO, Montevideo.
- Montti L., Ayup M.M., Aragón R., Weilong Q., Honghua R., Fernández R., Casertano S. and Xiaoming Z. 2016. Herbivory and the success of *Ligustrum lucidum*: evidence from a comparison between native and novel ranges. *Australian Journal of Botany* <http://dx.doi.org/10.1071/BT15232>.
- Nanni, A. S., and Grau, H. R. 2014. Agricultural adjustment, population dynamics and forests redistribution in a subtropical watershed of NW Argentina. *Regional environmental change*, 14(4): 1641-1649.
- Nanni, A. S. 2015. Dissimilar responses of the Gray brocket deer (*Mazama gouazoubira*), Crab-eating fox (*Cerdocyon thous*) and Pampas fox (*Lycalopex gymnocercus*) to livestock frequency in subtropical forests of NW Argentina. *Mammalian Biology-Zeitschrift für Säugetierkunde*, 80(4): 260-264.
- Ortiz-Sandoval J., Górski K., Sobenes C., González J., Manosalva A., Elgueta A., Habit E. 2016. Invasive trout affect trophic ecology of *Galaxias platei* in Patagonian lakes. *Hydrobiologia* DOI 10.1007/s10750-016-3030-1.
- Prado, D. E. 2000. Seasonally dry forests of tropical South America: from forgotten ecosystems to a new phytogeographic unit. *Edinburgh Journal of Botany*, 57(3): 437-461.
- Politi, N., Hunter, M., and Rivera, L. 2012. Assessing the effects of selective logging on birds in Neotropical piedmont and cloud montane forests. *Biodiversity and Conservation*, 21(12): 3131-3155.
- Reboratti, C. E. 1995. Apropiación y uso de la tierra en las Yungas del Alto Bermejo, pp. 199-204, en A. D. Brown and H. R. Grau (eds.), *Investigación, Conservación y Desarrollo en Selvas Subtropicales de Montaña*. Yerba Buena, Tucumán, Argentina.
- Reboratti, C. 1996. Sociedad, ambiente y desarrollo regional en la Alta Cuenca del Río Bermejo. *Buenos Aires: Instituto de Geografía, Facultad de Filosofía y Letras, Universidad de Buenos Aires*.
- Sirombra M., and Mesa L. 2009. Composición florística y distribución de los bosques ribereños subtropicales andinos del Río Lules, Tucumán, Argentina. *Rev. Biol. Trop. (Int. J. Trop. Biol. ISSN-0034-7744)* Vol. 58 (1): 499-510.
- Zamora Nasca L., Montti L., Grau R., and Paolini L. 2014. Efectos de la invasión del ligustro, *Ligustrum lucidum*, en la dinámica hídrica de las Yungas del noroeste Argentino. *Bosque* 35(2): 195-205.