



UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY



TESIS

PROGRAMA DE DESARROLLO EN CIENCIAS BÁSICAS

**TRANSICIONES ENTRE BIOMAS ABIERTOS Y BIOMAS DE
BOSQUE:**

**EXPLORANDO SUS DINÁMICAS EN BASE A UNA COMBINACIÓN
DE ABORDAJES**

Mayo 2022 - Uruguay

Verónica Etchebarne Palla

Orientador: Dr. Alvaro Soutullo

Co-orientador: Dr. Ing.Agr. Oscar Blumetto

Tribunal: Dr. Néstor Mazzeo, Dr. Rafael Bernardi, Dr. Felipe Lezama



Tabla de contenido

Resumen	4
Introducción a la tesis	6
CAPITULO 1 Caracterización de los ecotonos de bosque a comunidades vegetales abiertas en el Paisaje Protegido Quebrada de los Cuervos y Sierras del Yermal – Treinta y Tres con énfasis en la comunidad de árboles y arbustos	52
CAPITULO 2 Regeneración leñosa en los ecotonos de bosque a la comunidad vegetal abierta adyacente del Paisaje Protegido Quebrada de los Cuervos y Sierras del Yermal- Treinta y Tres .	124
CAPÍTULO 3 Uso conjunto de la consulta de modelos mentales y la evaluación de evidencia como base para la construcción de un modelo conceptual de las dinámicas de comunidades vegetales abiertas a bosque tomando como caso de estudio la región de Laureles-Cañas, Tacuarembó - Rivera	166
CAPÍTULO 4 Modelación de las dinámicas de transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque en predios ganaderos en una zona prioritaria para la conservación	328
Síntesis.....	418
Posibles aspectos a profundizar	426
Glosario.....	434

Agradezco a

Álvaro y Óscar por acompañarme durante todo el proceso de aprendizaje, la forma de pensar las preguntas de investigación, y cómo encarar la organización y comunicación del trabajo, así como de sumarse y apoyarme en llevar adelante el proyecto.

Laurilla por sus inagotables ganas de ir a campo y trabajar codo a codo en levantar datos de campo, ¡hasta bajo lluvia!

Ángel y Ariel por el apoyo estadístico, la paciencia y ganas de compartir su conocimiento.

Gustavo por sumarse también y además de las discusiones teóricas, por la ayuda de ser un anclaje en territorio.

Fede por su paciencia y amor a las plantas y el gran apoyo para identificar el entrevero de chircas y más.

Néstor, Rafael, Felipe, Matías, y Christine, que como parte del tribunal o comisión de seguimiento, intercambiaron y enriquecieron el trabajo.

Los y las productoras que permitieron el acceso a sus campos y su apertura para compartir sus visiones y conocimientos, En particular a Iris y Walter, al Cooperativa Agraria Quebrada de los Cuervos, Darío y Serrana, María Neusa y Jorge, y Alberto.

El SNAP, en particular la Directora Lucía, el director del PPQCSY al momento de realizar la tesis Daniel, y el enlace para los monitoreos Sebastián y a Mariana por el trabajo en Quebradas del Norte (que luego desembocó en parte de este trabajo).

Todes les que participaron en las consultas, gracias por compartir su tiempo, conocimiento con ganas y de forma abierta. Algunas ya les nombré, y otras son Natalia, Alice, María Neusa, Andrés, Iván, Luis, Marcelo, Martín, Pablo.

A los revisores y editoras de Ecología Austral por su intercambio y disposición a enriquecer el artículo, que también repercutió en la tesis.

PEDECIBA, la ANII (beca ANII_POS_NAC_2015_1_109750) y CSIC por la financiación y apoyo del proyecto de tesis, salidas de campo y congreso.

El portal sci- hub por romper barreras para el acceso a la literatura científica.

Laufer, Ignacio, Amalia y Diego por siempre preocuparse, preguntar y dar para adelante con el doctorado, especialmente Laufer cuando incluso aun era una idea muy incipiente este trabajo.

El equipo silvestre por el apoyo siempre, en lo emocional, laboral, teórico, estudio, y más.

El grupo del taller creativo por el aguante y catarsis y por ser un espacio para despejar la cabeza.

Mi familia amplia, por el aguante, por preocuparse de preguntar cómo iba (y de no preguntar también, je). Particularmente gracias a Ma, Pa, Ga, Ná, Nacho, Largo, Magui, Pau, María, Pilar y Gabriel, y a los sobrinos.



Resumen

A nivel global, existe un rango de temperatura y precipitaciones en el que es posible la coexistencia de biomas de bosque y biomas dominados por vegetación herbácea, arbustiva, o árboles en baja densidad. Entendiendo a los biomas, en base a Pausas y Bond (2020), como *“agrupación de tipos de vegetación con la misma forma de crecimiento dominante que permanece estable a lo largo de las generaciones”*, podemos considerar como biomas abiertos aquellos dominados por plantas intolerantes a la sombra. Esto incluye, por ejemplo, pastizales, arbustales, sabanas o bosques abiertos dominados por sotobosque intolerante a la sombra. Para el análisis de la coexistencia de biomas abiertos y biomas de bosque se ha propuesto recientemente el marco teórico de Estados Alternativos de Biomas. Este marco contribuye a analizar la presencia de biomas abiertos en regiones suficientemente cálidas y húmedas para el desarrollo de biomas de bosque. En estos ambientes es posible encontrar mosaicos de biomas abiertos y de bosques, cuya dinámica espacial y temporal responde, según esta teoría, principalmente a la remoción de la vegetación por fuego. Sin embargo, las dinámicas entre biomas abiertos y estos y el bioma de bosque dependen de diferentes variables a varias escalas, y las respuestas de estos biomas pueden variar según el sistema de estudio.

En particular los Pastizales del Río de la Plata (PRP) engloban comunidades vegetales abiertas como pastizal, arbustal y sabanas, pero también presentan bosques inmersos en la matriz dominante de comunidades vegetales abiertas. A pesar de su contribución a la provisión de servicios ecosistémicos y la conservación de la biodiversidad, únicamente el 2% de su superficie está bajo alguna forma de conservación. Las principales amenazas de las comunidades vegetales abiertas de los PRP son el reemplazo de áreas naturales para agricultura y plantación de especies exóticas. También presentan otras amenazas como el sobrepastoreo, la intensificación de la producción ganadera, la invasión por especies exóticas y el avance de la vegetación leñosa. Las presiones de los cambios en el clima y en el uso del suelo pueden tener efectos sinérgicos y afectar de manera impredecible a los sistemas naturales. Describir las comunidades vegetales abiertas y explorar su relación con los manejos y variables ambientales contribuye a gestionar los territorios de forma de conservar la biodiversidad y apoyar la producción compatible con la conservación. En este sentido, el eje estructurador de la tesis fue contribuir a generar información sobre las transiciones entre comunidades vegetales abiertas, y entre estas y el bosque. Esto se abordó de dos maneras, una con una perspectiva espacial y otra temporal.

El abordaje espacial se organizó en dos capítulos, tomando como caso de estudio el Paisaje Protegido Quebrada de los Cuervos y Sierras del Yermal del departamento de Treinta y Tres. En estos capítulos se consideró las transiciones como el ecotono o límite entre el bosque y la comunidad vegetal abierta (zona de

aproximadamente 200m que incluye el bosque y la comunidad vegetal abierta). En estos capítulos se describieron las comunidades de árboles y arbustos adultos y su regeneración, la estructura de la vegetación y algunas variables ambientales en los ecotonos de diez sitios con diferentes usos ganaderos. Las descripciones se realizaron a nivel sitio, el gradiente de los ecotonos y micro-sitio. En cuanto a los capítulos con una perspectiva temporal, el trabajo se organizó en dos capítulos tomando como modelo el caso de estudio la cuenca de los arroyos Laureles y Cañas de los departamentos de Tacuarembó y Rivera. En un capítulo se confeccionó un modelo conceptual sobre las dinámicas de comunidades vegetales abiertas a bosque combinando un proceso de consulta del modelo mental a personas expertas (en base a LaMere et al. 2020) con un proceso de generación de hipótesis y contraste con evidencia bibliográfica (en base a Salafsky et al. 2019). En el capítulo 4 se sintetizó y compiló evidencia aplicable a otros casos. También se desarrolló un Modelos de Estados y Transiciones (MET) de comunidades vegetales abiertas a bosque combinado con las Redes de Creencia Bayesianas (RCB) para cuantificar las probabilidades de cambios de estado entre comunidades vegetales abiertas y entre estas y el bosque.

El conjunto de evidencia permitió sistematizar y avanzar en la comprensión de las dinámicas entre comunidades vegetales abiertas, y entre estas y el bosque para Uruguay. Al mirar en conjunto esta evidencia, uno de los aspectos a resaltar es la diversidad de transiciones que pueden existir, y en particular la importancia que pueden tener las comunidades dominadas por vegetación arbustiva, por su rol clave en la dinámica y por su composición diferencial a las otras comunidades vegetales, y por la presencia de especies prioritarias para la conservación. El rol de la remoción de la vegetación (*e.g.* ganado, fuego, chirquera) es un factor fundamental en estructurar estas dinámicas. Particularmente, el fuego y el ganado ovino parecen influir negativamente en la vegetación leñosa que se desarrolla en adultos, y lo que se hace evidente en el caso de la regeneración. Pero los resultados obtenidos en la tesis indican que en las dinámicas entre comunidades vegetales abiertas y entre estas y el bosque también influyen otro tipo de variables, más allá de la remoción de la vegetación. Ejemplos de estas variables son: variables climáticas que dan cuenta de la disponibilidad de agua; variables edáficas relacionadas a la profundidad del suelo, sustrato y capacidad de retención de agua; y otras asociadas a la distancia al curso de agua así como al tipo de vegetación dominante. Los resultados obtenidos apoyan la idea de que el manejo y la toma de decisiones deben integrar la escala de paisaje, y que se necesita implementar diferentes prácticas para mantener y desarrollar paisajes heterogéneos y productivos sustentables, capaces de sostener una diversidad de servicios ecosistémicos.

INTRODUCCIÓN A LA TESIS

Tabla de contenido

1. MARCO DE CAMBIOS A NIVEL GLOBAL.....	8
2. BIOMAS ABIERTOS.....	15
2.1 Pastizales, Matorrales y Sabanas a nivel global	15
2.2 Biomasa abiertos y su dinámica.....	17
2.3 Biomasa abiertos en la región	25
2.4 Uruguay.....	29
3. PROPUESTA DE LA TESIS.....	36
4. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	39

1. MARCO DE CAMBIOS A NIVEL GLOBAL

Los ecosistemas naturales han sido modificados sustancialmente por actividades humanas a través de impulsores directos e indirectos (Nelson 2006, IPBES 2018)¹. Los principales impulsores indirectos de cambio son sociales, económicos, políticos, tecnológicos, demográficos, religiosos, culturales, científicos como el crecimiento poblacional, la distribución de poder y capital, la desigualdad, nivel de consumo, globalización, producción, demandas del mercado internacional, tecnologías y cuestiones relacionadas con género y raza , entre otros (Lambin et al. 2001, Nelson et al. 2006, Steffen et al. 2011, Malm & Hornborg 2014, Moore 2016, Ramankutty & Coomes 2016, Pichler et al. 2017, Ulloa 2017, United Nations Development Programme [U. N. D. P] 2020). Estos impulsores indirectos tienen como consecuencia impulsores directos de cambio. Algunos impulsores directos de cambio que se destacan por su importancia son la transformación de la cobertura del suelo y sus usos, la alteración de los ciclos biogeoquímicos, cambios bióticos, enfermedades, y el cambio climático, llevando a la extinción masiva de especies (Fig. 1); los que repercuten negativamente en la estructura, composición y funcionamiento de los ecosistemas y afectando así el bienestar humano (Vitousek et al. 1997, Chapin et al. 2000, Foley et al. 2005, Nelson et al. 2006, Brook et al. 2008, Barnosky et al. 2011, Hooper et al. 2012, Pimm et al. 2014, Song et al. 2018, Ceballos et al. 2020, U. N. D. P. 2020).

Tales son los efectos de la influencia de los seres humanos sobre la biosfera que se ha propuesto una era llamada Antropoceno, diferenciada del Holoceno (Crutzen 2002, 2006). Inclusive, este término es central en el último informe a la fecha del Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo Humano: *La próxima frontera, el Desarrollo Humano y el Antropoceno*² (U. N. D. P 2020). El Antropoceno entonces, se asocia a la influencia que los humanos han tenido en la aceleración de cambios sobre la biosfera. Los inicios de las tasas de cambio se asocian con la revolución industrial, siendo considerada la invención de la máquina a vapor un hito en este proceso (Crutzen 2002, 2006). En varias estimaciones de cambios de uso del suelo, gases en la atmósfera, entre otros, se

¹ Los impulsores de cambio se refiere a aquellos factores de origen antrópico o natural que afectan la dinámica de la naturaleza, la provisión de beneficios y así el bienestar humano (IPBES 2018, pág 302). Estos pueden ser clasificados en directos o indirectos. Lo directos son aquellos que influyen directamente los procesos de los ecosistemas. Un ejemplo de impulsor directo natural es una erupción volcánica, uno de origen antrópico es la transformación de un pastizal nativo en una plantación con especies exóticas. Los impulsores indirectos las causas que son el trasfondo o contexto de los cambios directos, como por ejemplo, instituciones, gobernanza, las presiones del mercado, la demanda de commodities.

²Título original en ingles The next frontier. Human development and the Anthropocene.

observa como los mayores cambios se dan a partir de mediados del siglo XIX, con otra aceleración, denominada la “*Gran aceleración*”, a mediados del siglo XX, luego de la segunda guerra mundial (Ramankutty & Foley 1999, Steffen et al. 2004, Hurtt et al. 2011, Barnosky et al. 2014). Las repercusiones actuales y futuras de las actividades humanas muestran que de seguir así, se fuerza a la biosfera a una inestabilidad y hacia un cambio a un estado irreversible e impredecible (Rockström 2009, Barnosky et al. 2012).

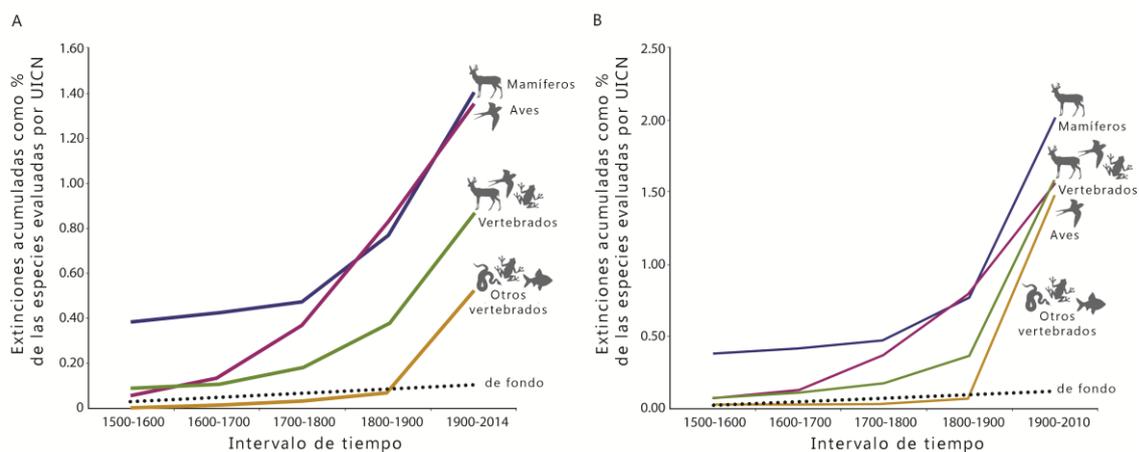


Figura 1. Acumulado de especies de vertebrados registradas por UICN (2012) como extintas o extintas en estado salvaje. Las gráficas muestran el porcentaje en base a las especies evaluadas de mamíferos (5513; 100% de las descritas), aves (10,425; 100%), reptiles (4414; 44%); anfibios (6414; 88%), peces (12,457; 38%), y todos los vertebrados combinados (39,223; 59%). La línea punteada representa el número de extinciones esperadas bajo un escenario de tasa constante de extinción de 2E/MSY (extinción de especies por millón de especies por año). A- Estimaciones muy conservadoras. B- Estimaciones conservadoras. Extraído y traducido de Figura 1 de Ceballos et al. (2015).

En particular, los cambios en la cobertura del suelo y sus usos son de las principales causas de los impactos de las actividades humanas. Algunos ejemplos de la magnitud de la influencia de los usos del suelo son que más del 50% de la superficie terrestre ha sido transformada en su cobertura o muy modificada (excluyendo al cubierta por hielo, Steffen et al. 2004, Hurtt et al. 2011, Fig. 2), de hecho los usos del suelo son responsables del 60% de la variación en cobertura terrestre a nivel global tan solo para el período 1982 a 2016 (Song et al. 2018). Asimismo los cambios de uso del suelo son responsables de un cuarto de las emisiones de dióxido de carbono desde 1870 a 2016 (Le Quéré et al. 2016).

Es así que las prácticas actuales del uso de la tierra hacen que los humanos dominen o hagan uso de gran parte de la producción primaria terrestre y de los bienes y servicios que la biosfera provee, a la

vez que se pone en riesgo la provisión de alimentos, la calidad de agua y aire, la regulación del clima, la salud, entre otros (Vitousek et al. 1986, Vitousek et al. 1997, Rojstaczer et al. 2001, Foley et al. 2005, Haberl et al. 2007, Ramankutty & Coomes 2016). Los cambios de uso de la tierra (junto con variables asociadas como crecimiento poblacional o la intensidad del uso), tienen un rol clave en la reducción de la biodiversidad por fragmentación, pérdida o degradación de hábitat y por la sobreexplotación de especies (en Foley et al. 2005 se encuentra una revisión de estos aspectos, Haddad et al. 2015). Se estima los cambios en el uso de la tierra redujeron la riqueza de especies terrestres en un 13.6% desde 1500 a 2015 si se compara con hábitat más prístinos, proyectándose que esta pérdida podría llegar a ser hasta de más del 20% para el 2095 (Newbold et al. 2015).

Los cambios en el clima son otra de las causas más importantes de las alteraciones del planeta y son atribuidos principalmente a la alteración de la composición de la atmósfera debido a las emisiones de gases de efecto invernadero (IPCC 2001, IPCC 2013, Steffen et al. 2004). Algunos de los efectos detectados en el clima son el aumento de la temperatura promedio desde 1860, aumentando 0.6°C solo en el siglo XX, siendo este el aumento más grande en los últimos 1000 años (IPCC 2001, Fig. 3). También se registró un gran incremento en la temperatura del océano a partir de 1950 (IPCC 2001). Otras alteraciones en el clima identificadas implican cambios en las precipitaciones, en la humedad en la atmósfera, la disminución de la superficie con nieve y superficie terrestre cubierta por hielo, el aumento en el nivel del mar, alteración en los patrones de circulación atmosféricos y oceánicos, y el aumento en los eventos climáticos extremos (IPCC 2001).

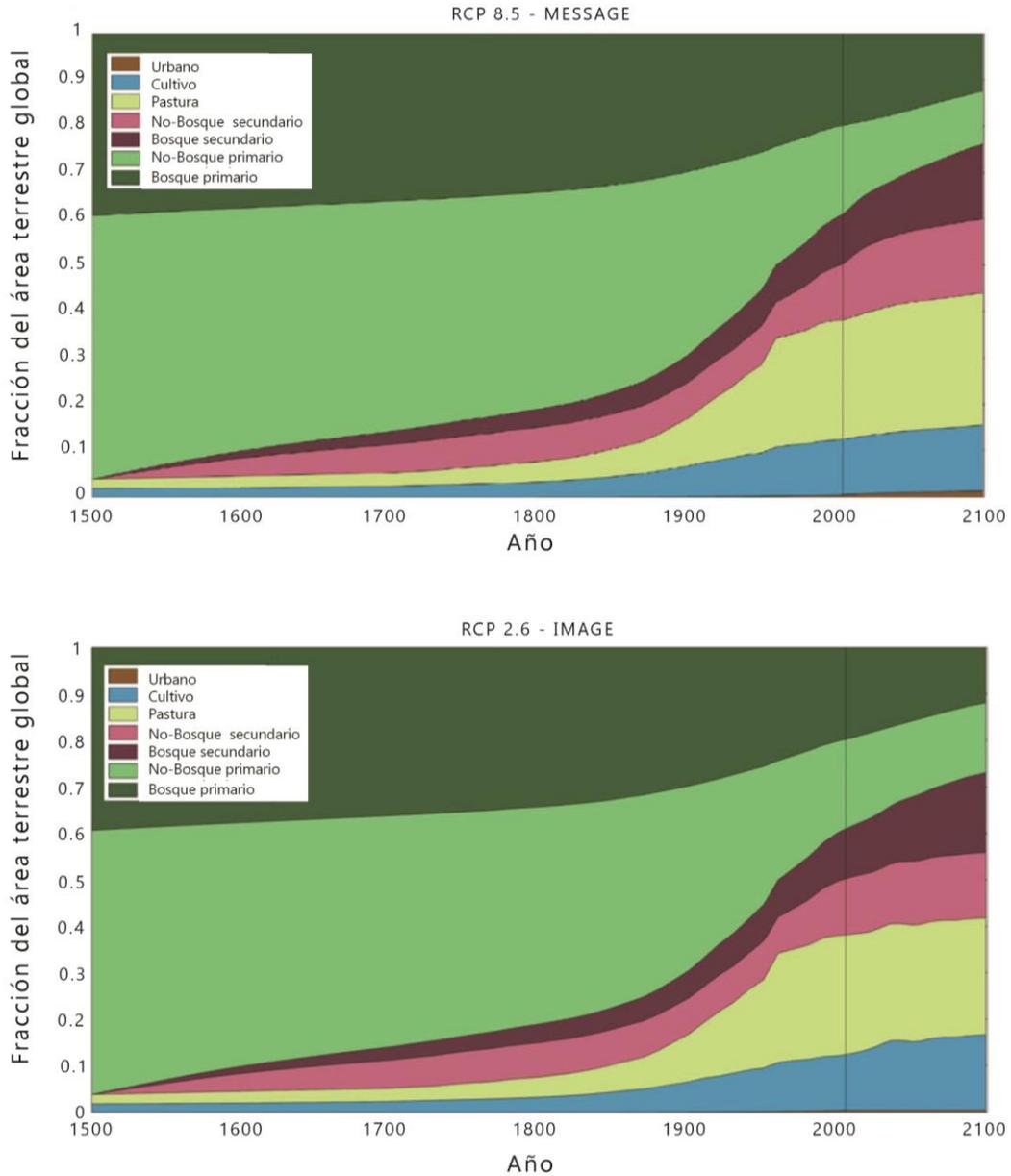


Figura 2. Series de tiempo de la fracción de la superficie terrestre global (excluyendo hielo y aguas abiertas) ocupado por diferentes usos del suelo. Se muestran las series de tiempo para los escenarios RCP 8.5-MESSAGE (superior) y RCP2.5-IMAGE (inferior). Estos escenarios fueron dos de los escenarios propuestos por el IPCC para proyectar como cambios socio-económicos y tecnológicos impactarán en las emisiones y otros cambios asociados. Los mismos varían en su intensidad del cambio climático, el RCP8.5 sería el escenario donde el cambio climático es más intenso y el 2.5 en el que es menos intenso (Hurtt et al. 2011, Newbold 2015). RCP- Representative concentration pathways. Figura y pie de figura extraído, modificado y traducido de Figura 9 de Hurtt et al. (2011).

Dentro de los cambios en el clima proyectados para 2100 en el reporte de IPCC (2001) está el aumento de mínimo 2°C de temperatura promedio del aire, así como el aumento en las precipitaciones promedio (aunque según la región puede aumentar o disminuir). Estos cambios en el clima repercuten en el metabolismo, fenología y distribución de las especies, y dado esto, en las interacciones biológicas, comunidades, ecosistemas, entre otros (Hughes 2000, Walther et al. 2002, Parmesan & Yohe 2003). Dada la velocidad a la que ocurre los cambios en el clima la tasa de extinción de especies aumentó y puede aumentar en escenarios futuros de cambio climático (Bakkness et al. 2002, Thomas et al. 2004, Lawler et al. 2009, Warren et al. 2013), pudiendo variar el riesgo global de extinción de especies de 2.8% (escenario actual) a 16% (escenario habitual RCP 8.5, RCP- Representative concentration pathways) por el aumento de la temperatura (Urban et al. 2015).

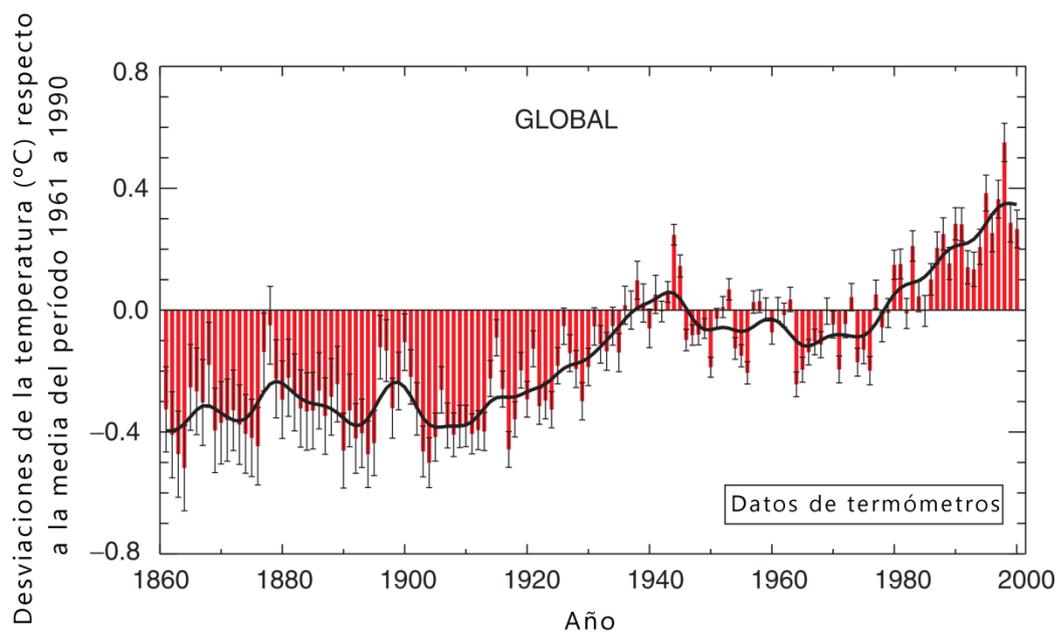


Figura 3. Desvíos de la temperatura en el período 1860-2000 respecto al promedio del período 1961 a 1990. Cada barra corresponde a un año, las barras de error corresponden al intervalo de confianza del 95%, la curva negra corresponde a las fluctuaciones por década. Figura y pie de figura extraído, modificado y traducido de Figura 1 de IPCC (2001).

Además de los impactos globales de los cambios del clima, pueden haber repercusiones en la biodiversidad a nivel local (*e.g.* pérdida de especies), y en particular, los efectos negativos del clima pueden potenciarse al interactuar con los efectos de cambios de uso del suelo (Rockström et al. 2009, Mantyka-Pringle et al. 2012, Newbold 2018). Por ejemplo, se proyecta que para 2070 los efectos de cambios en el uso de la tierra y cambios en el clima en conjunto pueden llevar a perder más del 20% de la riqueza de vertebrados terrestres en el escenario habitual (*buisness as usual*) (Newbold 2018). Más allá de los efectos negativos, los escenarios desarrollados por la comunidad científica muestran que las decisiones que se tomen tanto a nivel global como local en consumo, regulación del uso de la tierra, entre otras pueden impactar significativamente en los futuros posibles y la sustentabilidad de la vida en la tierra (Stehfest et al. 2019).

Todos estos impactos, cambios y proyecciones, han dado lugar a una visión de la naturaleza y la sociedad como un todo interrelacionado y no como entidades aisladas (*e.g.* Reyers et al. 2018), donde nuestro accionar como sociedad repercute en la naturaleza y esta, en nuestro bienestar. Se ha pasado de visiones de gestión del territorio y conservación de la biodiversidad basadas en conservar áreas naturales aisladas de su paisaje (islas), a visiones basadas en desarrollar paisajes multifuncionales, donde se planifican y gestionan los territorios de forma de que pueda cumplir con diversos cometidos y donde la los ecosistemas y las actividades humanas puedan co-existir (Palomo et al. 2014, Fig. 4). En particular, en este contexto de cambios y de pensar una forma de vida compatible con la conservación de la biosfera las actividades productivas presentan cada vez más exigencias de la sociedad civil, los/as consumidores/as, las políticas públicas y los mercados internacionales, para que cumplan con estándares de respetos sociales, económicos y de biodiversidad (Spaargaren & Oosterveer 2010). Un ejemplo, es la preferencia de los/as consumidores/as por productos etiquetados que aclaren que están libres de aceite de palma (Borrello et al. 2019), o por carne con etiquetas que permita identificar que procede de animales a los que se respetó su bienestar o aclarando que la carne es orgánica (VanLoo et al. 2014). Otro ejemplo a nivel de Uruguay, es la organización de consumidores/as asociados con redes de agroecología para movilizarse por el etiquetado de productos transgénicos (Gazzano y Gómez 2015). Asimismo, se han establecido políticas, acuerdos, metas y objetivos a nivel global y local para poder conservar la naturaleza a y el bienestar humano, así como mitigar y adaptarse a estas presiones. Algunos ejemplos son los Objetivos de Desarrollo Sostenible de las Naciones Unidas

(Naciones Unidas 2021), las metas Aichi de Biodiversidad en el marco del Convenio de la Diversidad Biológica (CDB 2021) o los proyectos REDD+ en el contexto de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (REDD+- UNFCCC 2021). Estos tienen pactos a nivel internacional, pero también tienen su correlato o bajada a tierra a nivel nacional y local.

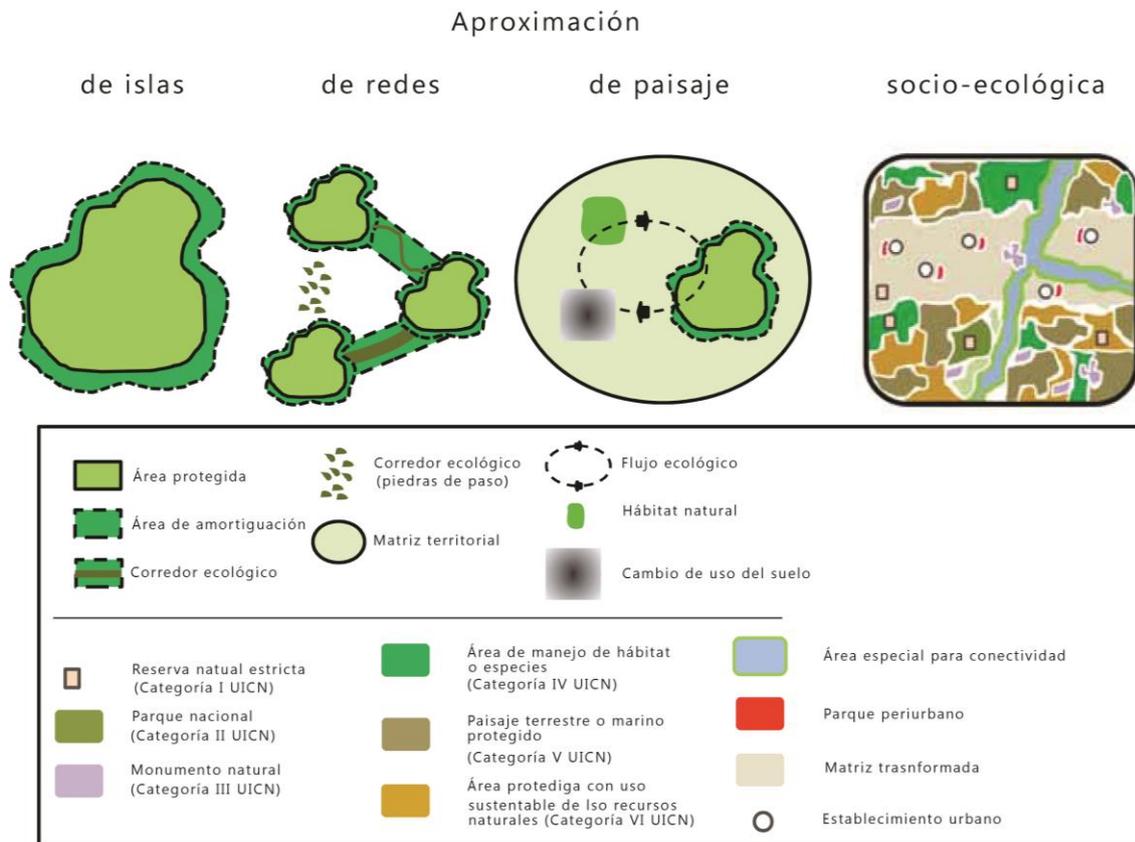


Figura 4. Evolución del concepto de área protegida. UICN- Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza. Figura y pie de figura extraído, modificado y traducido de Figura 1 de Palomo et al. (2014).

La sección anterior contextualizó la problemática a nivel global, su interrelación con lo local y los diversos usos del suelo. Las siguientes secciones se van a enfocar las problemáticas en los biomas abiertos, y Uruguay como caso de estudio.

2. BIOMAS ABIERTOS

2.1 Pastizales, Matorrales y Sabanas a nivel global

A través de la bibliografía es difícil encontrar una definición de pastizal, arbustal o sabana única, global y que trascienda escalas (Gibson & Newman 2019). Hay algunas propuestas, pero muchas veces definen uno de estos biomas pero no los otros (*e.g.* Dixon et al. 2014), o puede haber solape entre definiciones o en algunos casos corresponden solo a una región (*e.g.* Scholes & Walker 1993 pp. 5). En esta tesis, bioma se refiere a una “*agrupación de tipos de vegetación con la misma forma de crecimiento dominante que permanece estable a lo largo de las generaciones*” (Pausas & Bond 2020). Los biomas abiertos están conformados por vegetación cuya fisionomía está dominada por plantas intolerantes a la sombra. Esto incluye, por ejemplo, pastizales, arbustales, sabanas o bosques abiertos dominados por sotobosque intolerante a la sombra (Bond 2019, Pausas & Bond 2020). Los biomas cerrados están dominados por vegetación arbórea, que excluye a las plantas intolerantes a la sombra de su sotobosque, por ejemplo, bosques (Pausas and Bond 2020; en esta tesis se hará referencia específicamente a los bosques). Cabe aclarar que se utilizará diferentes términos según la escala, un resumen de los mismos está en el glosario y se realizan algunas aclaraciones como notas al pie. A continuación se brinda una caracterización general del estado de biomas dominados por arbustal, pastizal o sabana, y en la sección **2.2** se profundiza en las dinámicas de aquellos llamados “*biomas abiertos*” que pueden desarrollarse en sitios climáticamente favorables al bosque.

Las regiones a escala global dominadas por Pastizales, Matorrales y Sabanas representan 31-43% superficie terrestre³ y ocupan todos los continentes menos la Antártida (Gibson & Newman 2019). Tienen alta riqueza de especies, son hábitat de especies endémicas y especialistas y representan biomas únicos (Overbeck et al. 2007, Noss 2013, Veldman et al. 2015, Murphy et al. 2016, Andrade et al. 2018, Bengtsson et al. 2019). Estos biomas abiertos proveen importantes servicios ecosistémicos, como son la provisión de agua, la seguridad alimenticia, plantas medicinales y espacio para el turismo y la recreación, así como constituir el 34 % del stock de carbono terrestre (Edlridge et al. 2011, O’Mara 2012, Veldman et al. 2015, Bengtsson et al. 2019, Gibson & Newman 2019, The World Bank 2010).

³ dependiendo de la definición utilizada. Gibson & Newman 2019 se refieren en su texto como “*grassland*”, pero no definen estrictamente a que se refieren, pero probablemente, por el texto a continuación, se refiere a biomas abiertos, pastizales, matorrales y sabanas.

En cuanto a su estado de conservación, cuatro estimaciones a nivel global coinciden en que menos del 1% de estas regiones dominadas por biomas abiertos tropicales, subtropicales y templados pueden considerarse como muy poco o poco modificados (Riggio et al. 2020). Tanto el clima como los cambios de uso de suelo han degradado los pastizales, arbustales y sabanas nivel global (Donohue et al. 2009, Ellis 2011, Liu et al. 2013, Zhou et al. 2017, Song et al. 2018) y se proyecta que estos pueden seguir afectándolo en el futuro (Epstein et al. 2002, Gibson & Newman 2019). Según proyecciones de cambio climático y usos del suelo, los biomas de pastizal y otras tierras de pastoreo⁴ han aumentado en superficie, impulsados por el crecimiento humano y los cambios en dieta (Smith et al. 2010, van Vuuren et al. 2011), y por lo tanto llevando a un uso más intensivo de los mismos. Se estima que los cambios de uso del suelo han llevado a que entre 1700 y 1990 más del 49% de los pastizales, estepas y sabanas más naturales que quedaban en el mundo fuera modificado (Goldewijk 2001). Para el período 2000 a 2010, el 49% de pastizales y arbustales abiertos⁵ a nivel global fue degradado tanto por el clima como por los usos humanos (Gang et al. 2014), quedando muy poco en estado natural (Ellis 2011). De hecho, en cuatro escenarios de proyecciones de diferentes intensidades de cambio climático (IPCC-RCP), los pastizales y otras tierras de pastoreo aumentan o se mantienen constantes⁶, pero hasta en el escenario con menor impacto, donde se mantiene constante la superficie, se debe a una intensificación de la producción (Bouwman et al. 2005, Smith et al. 2010, van Vuuren et al. 2011, Fig. 5). Asimismo, los pastizales son uno de los biomas más sensibles a la variabilidad climática (Seddon et al. 2016), donde se esperan algunas de las más rápidas tasas de cambio de temperatura (Loarie et al. 2009). También los cambios en el clima, pueden afectar las dinámicas de los biomas abiertos, por un lado, se espera que el aumento de CO₂ atmosférico podría favorecer la presencia de leñosas en los sistemas abiertos, pero en el caso de aumentar la frecuencia de incendios por olas de calor podrían verse

⁴ No queda claro si incluye sabana

⁵ Categorías 13 a 15 de Bartholomé & Belward 2005, incluye vegetación herbácea continua (pastizales), herbácea o arbustiva abierta y herbácea o arbustiva inundable.

⁶ En IPCC 2005 "Grasslands" lo traducen como "Praderas" y brindan la siguiente definición "Esta categoría comprende los pastizales y la tierra de pastoreo que no se considera tierra agrícola. También comprende sistemas con vegetación inferior al umbral utilizado en la categoría de tierras forestales y no se espera que rebase, sin intervención humana, los umbrales utilizados en la categoría de tierras forestales. Esta categoría comprende asimismo todas las praderas, desde las tierras incultas hasta las zonas recreativas, así como los sistemas agrícolas y de silvopastoreo, subdivididos en gestionados y no gestionados, de acuerdo con las definiciones nacionales". Notar que el término "Grasslands" es utilizado por el IPCC en sentido amplio abarcando pastizales naturales pero también pasturas con cambio de especies, fertilización, etc. En este sentido, una deforestación en zona de bosques puede verse como gar vegetación corta (herbácea) (e.g. Song et al. 2018).

favorecidos (Pausas & Bond 2020). Esta evidencia muestra en parte la degradación y amenazas que han sufrido los biomas abiertos a nivel global.

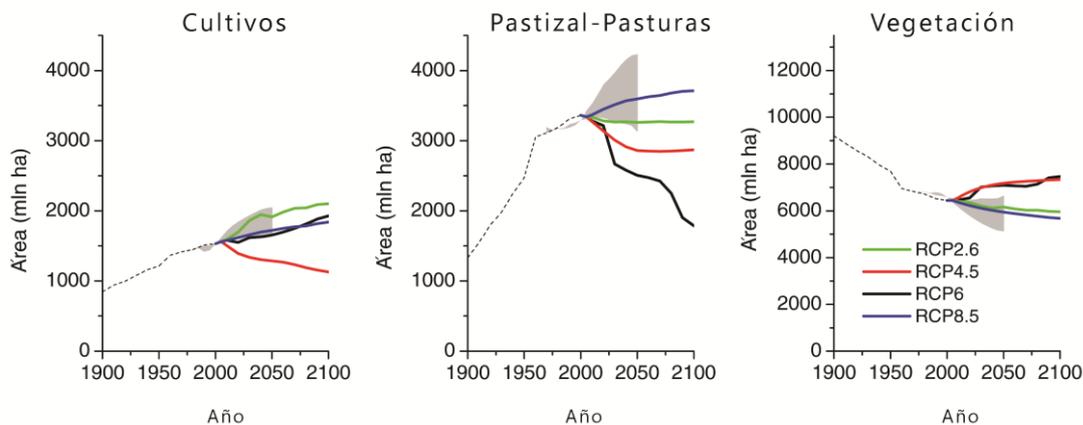


Figura 5. Uso del suelo (cultivos y áreas de pastizal) para los escenarios RCPs. Áreas grises indican el percentil 90 de los escenarios reportados en la literatura (de Smith et al. 2010 en van Vuuren et al. 2011). La categoría vegetación se define como aquella no cubierta por cultivos ni pastizal. Figura y pie de figura extraído, modificado y traducido de Figura 5 de van Vuuren et al. (2011). RCP- Representative concentration pathways.

2.2 Biomas abiertos y su dinámica

A escala global, existe un rango de temperatura y precipitaciones en el que es posible la coexistencia de coberturas de bosque y coberturas dominados por vegetación herbácea, arbustiva, o árboles en baja densidad (Whittaker 1975, Bond 2005, Hirota et al. 2011, Staver et al. 2011, Dantas et al. 2016, Bond 2019, Pausas & Bond 2020). Los biomas abiertos presentan su propia composición y endemismos, por lo que no son un simple empobrecimiento de especies de biomas de bosque ni corresponden a sitios deforestados (Behling et al. 2007, Veldman et al. 2015, Bond 2019, Silveira et al. 2020, 2021, Pausas & Bond 2020).

Los biomas abiertos, junto con los parches de bosque inmersos en estos, conforman un entramado dinámico a escala de paisaje. Además de los efectos comentados en la sección 2.1, el cambio climático actuando en conjunto con la fragmentación de hábitat, podría tener repercusiones negativas en la dinámica, por ejemplo de sabanas y bosques (Staver et al. 2011). Se espera que los cambios en la concentración de CO₂ y la variabilidad en las precipitaciones y la temperatura modifiquen las respuestas diferenciales de los grupos de plantas (*e.g.* gramíneas C3, gramíneas C4, arbustos), y cambien las dinámicas entre comunidades vegetales (Archer et al. 1994, Epstein et al. 2002, Bond & Midgley 2012). Particularmente, se estima que el cambio climático aumentará la

superficie de los estados inestables de transición y disminuirá la estabilidad de los equilibrios entre estas comunidades vegetales abiertas y cerradas (Anadón et al. 2014). En este contexto, entender la dinámica de los biomas abiertos y entre estos y los biomas de bosque es fundamental para poder conservar los mismos y sus dinámicas.

Entender los determinantes de la coexistencia de comunidades vegetales abiertas y de bosque es un tema que históricamente ha sido de interés y tiene mucha vigencia al día de hoy (*e.g.* Holdridge 1947, Whittaker 1975, Hirota et al. 2011, Staver et al. 2011, Bernardi et al. 2016, 2019a y b, Moncrief et al. 2016, Pausas & Bond 2020). En las dinámicas de las comunidades vegetales abiertas y los bosques operan variables a diferentes escalas, como el clima, CO₂ atmosférico, suelo, régimen de disturbios, interacciones biológicas, usos del suelo, historias evolutivas y ambientales de los sitios, entre otras (Scholes & Walker 1993, Peters et al. 2006, Murphy & Bowman 2012, Myster 2012, Lehmann et al. 2014, Fig. 6, Tabla 1). Recientemente, para el análisis de la coexistencia de biomas abiertos y biomas de bosque se ha propuesto el marco teórico de Estados Alternativos de Biomas (Pausas & Bond 2020). Este marco contribuye a analizar la presencia de biomas abiertos en regiones suficientemente cálidas y húmedas para el desarrollo de biomas de bosque. En estas regiones es posible encontrar mosaicos de biomas abiertos y biomas de bosque, cuya dinámica espacial y temporal responde, según esta teoría, principalmente a la influencia del fuego y los herbívoros, entendidos como sistemas controlados por “consumidores” (*e.g.* Scheffer et al. 2001, Murphy & Bowman 2012, Sankey 2012, Ratajczak et al. 2014, Bernardi et al. 2016, Dantas et al. 2016, Bond 2019, Pausas & Bond 2020). A continuación se presenta un breve resumen de variables que pueden influir a diferentes escalas sobre la presencia de biomas abiertos.

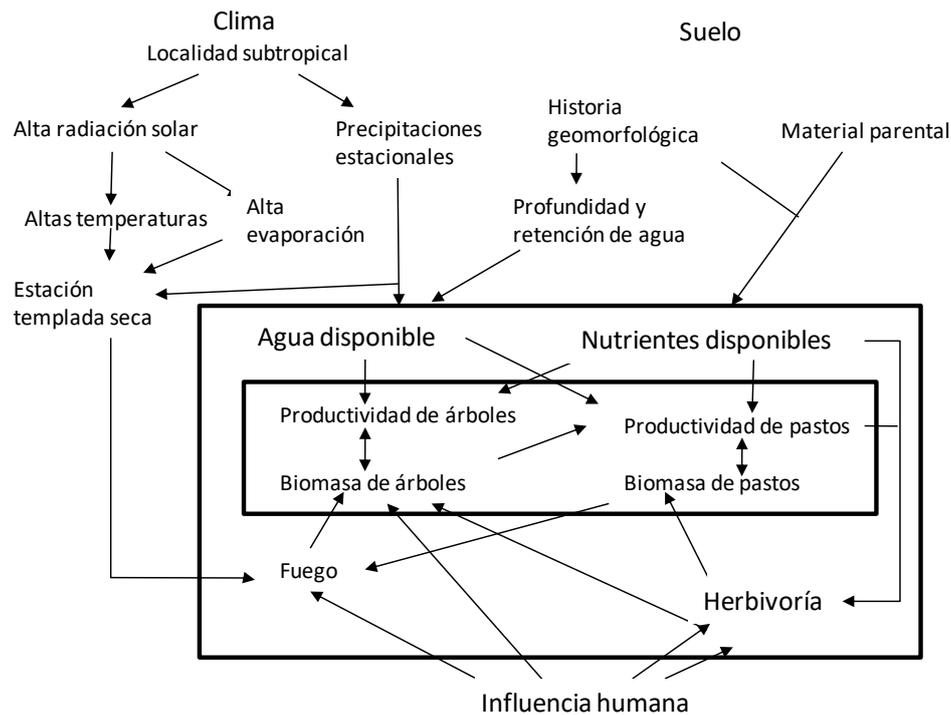


Figura 6. Factores forzantes clave en sistemas de sabana en lugares secos. Figura extraída, modificada y traducida de Scholes & Walker 1993. Se puede aplicar este mismo esquema pensando en los biomas abiertos de forma general.

A escala global, la vegetación a nivel de regiones globales y ecorregiones se pueden explicar en gran parte por el clima (Holdridge 1947, 1966, Whittaker 1975, Walter 1985, Bailey 2014, Mucina 2018). Particularmente, se ha propuesto que las precipitaciones y la temperatura, son grandes determinantes de la vegetación en grandes zonas de la vegetación a nivel global (Holdridge 1947, 1966, Whittaker 1975, Walter 1985). Particularmente, se puede destacar los esquemas bioclimáticos de Holdridge y Whittaker (Mucina 2018). Holdridge atribuía las zonas de vegetación a nivel global principalmente a la temperatura, precipitación y la evapotranspiración (Holdridge 1947, 1967, Mucina 2018). Whittaker, de forma similar, esquematizó la relación de la vegetación y el clima, utilizando la precipitación anual media y la temperatura anual media (Whittaker 1975).

Sin embargo, ya Whittaker identificaba que en ciertos climas estos factores podían no conducir a únicamente un tipo de vegetación, ya que determinados rangos de temperatura y precipitación, se desarrolla más de un tipo de vegetación (Whittaker 1975). De hecho, para un mismo clima o región se puede esperar mosaicos de diferentes coberturas vegetales y convergencia a diferentes estados (Whittaker 1975, Hirota et al. 2011, Staver et al. 2011, Dantas et al. 2016, Bond 2019, Pausas & Bond 2020). Para regiones con clima tropical y sub-tropical (incluyendo América del Sur), se ha identificado que coexisten tres diferentes coberturas vegetales abiertas con poca o nula vegetación

arbórea (podrían englobar pastizales y arbustales), coberturas vegetales abiertas de tipo sabana (alrededor de 20% de cobertura arbórea) y bosque (mayor al 80% de cobertura arbórea, Hirota et al. 2011, Staver et al. 2011, Fig. 7 y 8). Se encontró que la precipitación es uno de los determinantes de encontrar los diferentes tipos de cobertura vegetal (Hirota et al. 2011, Staver et al. 2011). Sin embargo, a partir de los 1000mm de precipitación anual media es posible el desarrollo de los tres coberturas vegetales diferentes si los períodos secos son menores a 7 meses, ya que períodos secos más largos limitarían el desarrollo de coberturas de bosque (Staver et al. 2011). Asimismo, se determinó que este patrón de cambios de la cobertura arbórea en función de la precipitación no cambia gradualmente, sino que en determinados rangos de precipitación se puede encontrar sistemas con dos o tres tipos de cobertura, representando esas tres coberturas más frecuentes estados estables alternativos y las coberturas intermedias estados inestables (Hirota et al. 2011, Fig. 8).

Tabla 1. Ejemplos de variables que pueden influir en las dinámicas de los biomas abiertos y biomas de bosque y sus efectos sobre estas dinámicas.

Variable	Ejemplos	Efectos
Climáticas- escala global/regional		
Aumento CO2	Sankey 2012	Las plantas C3 pueden verse favorecidas. Aumento de la vegetación leñosa puede favorecerse.
Climáticas	Holdbridge 1947, 1966, Whittaker 1975, Walter 1985, Scholes & Walker 1993, Pillar & de Quadros 1997, Sala et al. 1997, Hirota et al. 2011, Lucas et al. 2016	Precipitaciones, fluctuaciones climáticas (<i>e.g.</i> sequías/inundaciones), estacionalidad de las precipitaciones relacionado a la temperatura, variación interanual. La vegetación leñosa aumenta con las precipitaciones a nivel de una tendencia regional o global. Sin embargo la estacionalidad y la combinación con la temperatura y suelos hace que tenga diferentes repercusiones. Las sequías pueden limitar el establecimiento de las especies leñosas, de hecho limitan la productividad del bosque. Pueden aumentar la probabilidad de incendios y mantener el pastizal. Puede influir en el agua disponible en el suelo.
Geológicas/topográficas- Regional/local		
Topografía, pendiente	Scholes & Walker 1993, Pillar & de Quadros 1997, Bernardi et al. 2019.	En Uruguay, el bosque se asocia a zonas con cerros, quebradas, etc., puede ser porque son lugares inaccesibles al ganado o difíciles de realizar intervenciones humanas.
Orientación de la pendiente	Scholes & Walker 1993, Pillar & de Quadros 1997, Müller et al. 2012a, Wood & Bowman 2012, Grela com. pers.	Varía la exposición a radiación solar, y con eso cambia humedad, probabilidad de fuego. En Uruguay pendiente sur más probabilidad de Bosque
Distancias a cursos de agua Geología	Bernardi et al. 2016. Gautreau & Lezama 2009	Aumento de la probabilidad de vegetación boscosa cerca de los cursos de agua.
Edáficas Local		
Capacidad de retención del agua	Scholes & Walker 1993, Pillar & de Quadros 1997, Sala et al. 1997	Cuanto mayor al retención de agua (combinado con la mayor profundidad), se favorece la vegetación leñosa.
Profundidad del suelo	Scholes & Walker 1993, Sala et al. 2009, Gautreau & Lezama 2009	En otras zonas, con limitante de agua, los arbustales están asociados a suelos más profundos, en comparación con los pastizales, ya que las herbáceas, los pastos, son más eficientes absorbiendo agua de suelos más superficiales y los arbustales en suelos más profundos. En Uruguay, un estudio muestra que los arbustales están más asociados a suelos superficiales y bosque a suelos más profundos.
Nutrientes (<i>e.g.</i> fertilización artificial)	Scholes & Walker 1993	
Materia orgánica		
Disturbios - Local		

Fuego	Pillar & de Quadros 1997, Wood & Bowman 2011, Murphy & Bowman 2012, Ratajczak et al. 2014.	
Ganadería	Pillar & de Quadros 1997, Rodríguez et al. 2003, Altesor et al. 2006, Lezama et al. 2014, Etchebarne & Brazeiro 2016, Bernardi et al. 2016, Brazeiro et al. 2018, Brussa 2018.	El tipo de ganado, la carga, la distribución del ganado en el espacio y tiempo, su alimentación puede tener diversas repercusiones en la vegetación. Puede disminuir biomasa y producción de semillas de las especies palatales de herbáceas. Puede aumentar suelo desnudo y luz disponible favoreciendo la germinación de leñosas. Afecta negativamente plántulas de leñosas o biomasa disponible para fuego. Efectos a largo plazo positivos por aumentar nutrientes por deposición de fecas y orina, principalmente en zonas que son dormitorio. Ovinos en general comen más dicotiledóneas que los bovinos y mantiene zonas de pastizal, generalmente pastizales cortos, con hierbas enanas. El pisoteo también puede influir en la vegetación a través de la compactación del suelo, apertura de sitios sin vegetación así como daño a la vegetación.
Tala		Disminución o fragmentación de bosque. Si es tala sin desbrozar puede rebrotar.
Otra remoción de la vegetación		Por ejemplo por tratamientos mecánicos (Chirquera) u químicos. Aumenta superficie de pastizal y disminuye la de arbustal. Puede ocurrir rebrote de leñosas. No se utiliza en bosques cerrados.
Interacciones biológicas – Local/micrositio		
Distancia a propágulos		La cercanía a propágulos (semillas, raíces geminíferas) de especies leñosas contribuye al establecimiento de las mismas. También puede considerarse distancia al borde del bosque
Competencia	Müller et al. 2012a Callaway & Walker 1997, Holmgren et al. 1997, Acácio et al. 2007, Muhamed et al. 2013	Puede ser por agua (raíces), luz, nutrientes, etc. Puede variar en la historia de vida, un arbusto puede contribuir al establecimiento de otras especies al proteger frente a desecación, heladas, y luego pasar a competir entre ambas especies.
Facilitación	Callaway & Walker 1997, Holmgren et al. 1997, Gómez-Aparicio et al. 2004, Muhamed et al. 2013	
Sitios de protección	Kitajima & Fenner 2000, Carlucci et al. 2011	Puede ser protección por ejemplo frente a fuego o herbivoría. Puede favorecer el reclutamiento de especies leñosas por proteger del fuego y/o ganado.
Capacidad de producción de semillas, adaptarse al medio, etc	Chaneton et al. 2012	

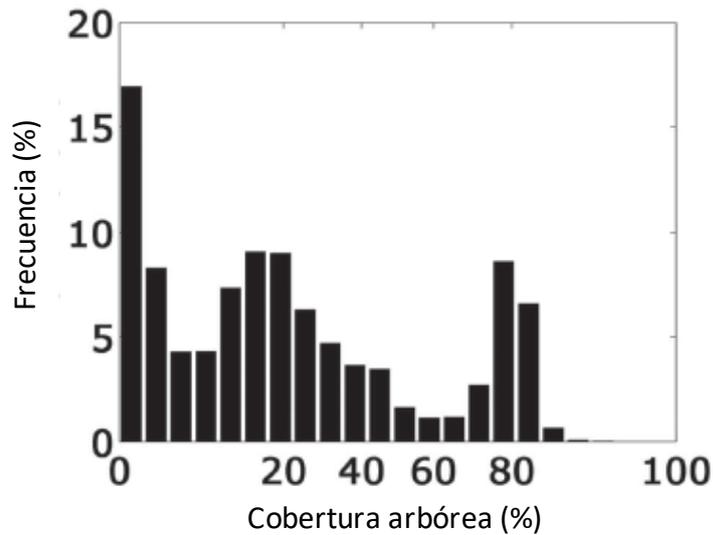


Figura 7. Distribución de frecuencias de cobertura arbórea para regiones con clima tropical y sub-tropical. Figura extraída, modificada y traducida de Hirota et al. (2011).

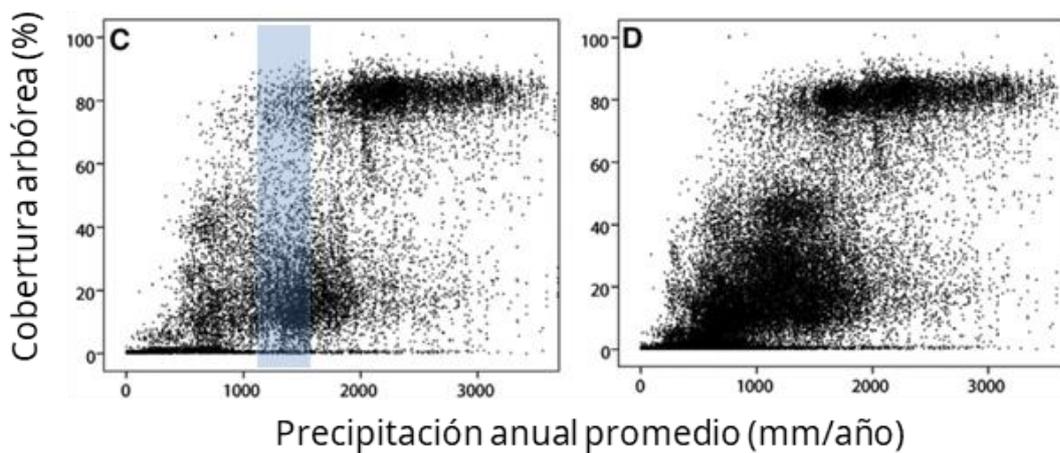


Figura 8. Cobertura arbórea (celdas de 1km²) en función de la precipitación anual promedio para A- Sudamérica, y B- datos de África, Australia y Sudamérica integrados. El rectángulo azul indica aproximadamente el rango de precipitaciones para Uruguay donde se pueden encontrar tres tipos de cobertura arbórea (alrededor de: 0%, 20% y 80%). Figura extraída, modificada y traducida de Hirota et al. (2011).

Dado que en un mismo sitio pueden encontrarse diferentes comunidades vegetales, hay otras variables locales que pueden influir en la dinámica y presencia de los mismos, como variables edáficas (*e.g.* profundidad del suelo, textura, capacidad de retención de agua, nutrientes), climáticas (*e.g.* estacionalidad de las precipitaciones) o biológicas (*e.g.* grupos funcionales de vegetación, especies presentes), entre otras (Sala et al. 1997, Scholes & Walker 2004). Estas variables hacen que las dinámicas de las comunidades vegetales en diferentes zonas varíen según la combinación de las mismas e historia del sitio. Por otro lado, las comunidades vegetales los

bosques pueden mantenerse en un sitio en el tiempo a través de mecanismos como disturbios e interacciones biológicas (Scheffer et al. 2001, Dantas & Batalha 2011, Ratajczak et al. 2014, Dantas et al. 2016). Un ejemplo de disturbio son los incendios en sistemas con mucha vegetación herbácea, como los pastizales o sabanas (Fig. 9, Murphy & Bowman 2012, Wood & Bowman 2012, Ratajczak et al. 2014). En estas comunidades, se puede esperar que se den mecanismos de retroalimentación positiva que mantengan a la vegetación en un estado u otro. El pastoreo también juega un rol determinante en condicionar la vegetación, por ejemplo, puede disminuir la cantidad de biomasa herbácea combustible, reducir la cobertura vegetal del suelo o afectar a las especies herbáceas al competir con las leñosas (Sankey 2012, Bernardi et al. 2016). El pastoreo también puede repercutir negativamente en el establecimiento de especies leñosas si estas son palatables debido al consumo de plántulas, o a través del pisoteo que compacta el suelo y daña las plántulas. Esto depende del tipo de herbívoros, su densidad y uso espacial y temporal de las comunidades vegetales abiertas así como de la composición de especies vegetales (Sankey 2012). Es interesante destacar que según la comunidad vegetal y las variables climáticas o edáficas diferentes, la exclusión del pastoreo puede tener repercusiones como favorecer (*e.g.* Altesor et al. 2006) o no (*e.g.* Yanoff & Muldavin 2008) el crecimiento de la vegetación leñosa. Por ejemplo, para la región subtropical de América del Sur (según clasificación climática original de Köppen-Geiger: Cf and Cw), se ha observado que la cobertura de árboles medida mediante sensoramiento remoto, aumenta con las precipitaciones, sin embargo también está limitada por el pastoreo y la ocurrencia del fuego, lo cual tiene diferentes efectos según el rango de precipitaciones en el que ocurran (Bernardi et al. 2016).

Por último, las transiciones entre comunidades vegetales abiertas o entre comunidades vegetales abiertas y bosque depende también de la capacidad de cada especie de dispersarse, colonizar y establecerse en el lugar, así como de las interacciones con otras especies, y con el medio abiótico (Peters et al. 2006, Acácio et al. 2007, Myster 2012, Meiners et al. 2015). En particular las características físicas y biológicas de un sitio pueden ser cruciales en la etapa de colonización, germinación y establecimiento de las plantas (Kitajima & Fenner 2000, Carlucci et al. 2011), impactando en la comunidad vegetal que se desarrolle a futuro.



Figura 9. Ejemplo de modelo de estado y transición entre pastizal (grassland), arbustal (shrubland) y bosque (woodland) para América del Norte. Las imágenes representan los estados (de izquierda a derecha: pastizal, arbustal y bosque), y las flechas procesos que pueden llevar o no a la transición hacia otro estado. Las flechas con línea punteada representan trayectorias entre estado que solo son posibles para determinados tipos de suelo. La histéresis está representada por las flechas de retroalimentación para el caso de los arbustales y bosque, donde las condiciones que podían mantener un pastizal no pueden transformar a pastizal el arbustal o bosque una vez que ocurrió el cambio de estado. Oportunidades desconocidas se refiere a técnicas o esquemas de manejo adaptativo que pueden surgir en un futuro. Figura extraída, modificada y traducida de Ratajczak et al. (2014).

2.3 Biomás abiertos en la región

De aquí en adelante, al hablar dentro de la región, se hará referencia a la vegetación dominante de un sitio como “*comunidad vegetal*” o “*comunidad vegetal abierta*” si corresponde. En algunos casos, al hablar de comunidades vegetales específicas, se nombrará cada una. Por ejemplo, dentro de las comunidades vegetales abiertas podemos encontrar nombrada durante la tesis: pastizal, arbustal, arbustal con árboles, bosque parque.

En particular, para América del Sur, la degradación de hábitat tanto por conversión como por intensificación del uso del suelo, es de los impulsores directos de cambios de los ecosistemas naturales y de pérdida de especies, principalmente debido al avance de cultivos (Graesser et al. 2015, Newbold et al. 2015, Volante et al. 2015, IPBES 2018). En concordancia con las tendencias globales de consumo, aumento de cambio de uso de la tierra y de aumento de tamaño poblacional, los cambios de uso del suelo han sido más fuerte en América del Sur a partir de 1961 (IPBES 2018). Esto se debe en parte a que es de las principales regiones exportadoras de productos provenientes de cultivos (*e.g.* soja), carne, lo que conlleva que sus ecosistemas naturales estén muy amenazados respecto al reemplazo de cobertura y/o intensificación de usos del suelo (IPBES 2018). Según las

proyecciones para 2070 de los escenarios IPP-RCP, según la zona de América del Sur se espera que además del uso del suelo el clima o la interacción de ambos disminuya en al menos un 10% la riqueza de especies (Newbold et al. 2015).

Para las comunidades vegetales abiertas de la región del Cono Sur las principales amenazas son el reemplazo de áreas naturales para agricultura (principalmente soja) y plantación de especies exóticas (Jobbágy et al. 2006, Paruelo et al. 2006, Overbeck et al. 2007, Baldi & Paruelo. 2008, Graesser et al. 2015, Overbeck et al. 2015, Volante et al. 2015, Modernel et al. 2016, Baeza & Paruelo 2020, Fig. 10). En particular, los Pastizales del Río de la Plata constituyen una de las regiones de pastizales templados subhúmedos más extensas del planeta, abarcando 70 millones de hectáreas distribuidas entre la zona centro-este de Argentina, Sur de Brasil y Uruguay (Soriano 1991; Paruelo et al. 2007). Esta región presenta una matriz dominante de pastizal, pero también arbustales, sabanas, y bosques intercalados (Andrade et al. 2018; Oyarzabal et al. 2020). Actualmente, las comunidades vegetales abiertas que quedan en la región están bajo régimen ganadero, siendo esta una de las principales fuentes de ingreso de la región (Modernel et al. 2016). A pesar de su contribución a la provisión de servicios ecosistémicos y la conservación de la biodiversidad, únicamente el 2% de su superficie está bajo alguna forma de conservación institucional (IPBES 2018). Para las comunidades vegetales abiertas de la región las principales amenazas son el reemplazo de áreas naturales para agricultura y la forestación con monocultivos de *Eucalyptus spp.* y *Pinus spp.* (Overbeck et al. 2007; Baldi and Paruelo 2008; Graesser et al. 2015; Volante et al. 2015; Modernel et al. 2016; Baeza and Paruelo 2018, 2020). Se estima que la cobertura de los Pastizales del Río de la Plata disminuyó del 67.4% al 61.4% entre 1985 y 2004 (Baldi and Paruelo 2008). A las amenazas ya mencionadas para la región se le suman el sobrepastoreo, la intensificación de la producción ganadera, la invasión por especie exóticas, la forestación de comunidades abiertas a través de estrategias de mitigación al cambio climático, y el avance de la vegetación leñosa (Overbeck et al. 2007; Veldman et al. 2015, Modernel et al. 2016; Guido et al. 2017; Tiscornia et al. 2019). En cuanto a las proyecciones a futuro, se espera que para esa zona, la presión del uso del suelo sea la que más influya en la pérdida de especies en los escenarios IPCC RCP (Newbold 2018). Además de estas amenazas, hay que tener en cuenta que el clima podría llegar a tener repercusiones en las dinámicas según lo visto globalmente por el aumento de CO₂ y/o la alteración de regímenes de fuego (Pausas & Bond 2020). Asimismo, hay que tener en cuenta que estas

presiones interactuando (clima, reemplazo de comunidades vegetales nativas por cultivos o forestación con especies exóticas, intensificación de uso del suelo), pueden tener efectos sinérgicos y afectar de maneras que no podemos predecir a los sistemas naturales (Brook et al. 2008, Mantyka-Pringle et al. 2012, IPBES 2018, Newbold 2018, Barnosky et al. 2012).

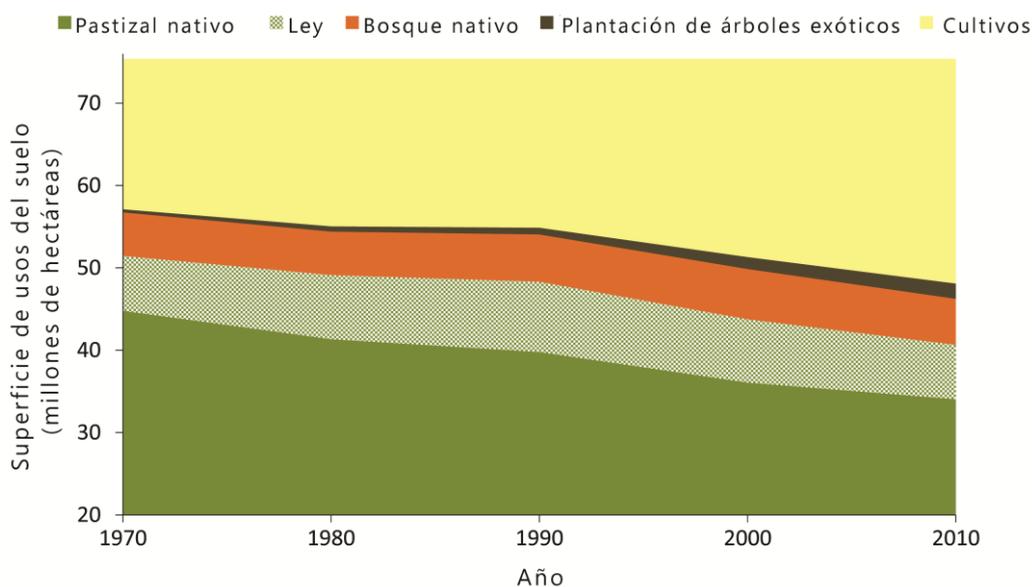


Figura 10. Evolución de la cobertura de usos del suelo para la región de los Pastizales del río de la Plata entre 1970 y 2010. Se observa la disminución de la cobertura de pastizal nativo y la creciente cobertura de cultivos y forestación con especies exóticas. Figura y pie de figura extraído, modificado y traducido de Modernel et al. (2016).

Los Pastizales del Río de la Plata se caracterizan por tener una matriz de comunidades vegetales abiertas con bosque inmersos (Soriano 1992, Rossengurt 1944, Pillar & Quadros 1997). Este mosaico de comunidades vegetales está principalmente asociado a características climáticas, edáficas y de usos del suelo históricos y actuales. Las diferentes comunidades abiertas y de bosque, tienen características propias que hacen que sea importante consérvalos en sí, pero también es importante considerarlos en su conjunto para poder mantener la dinámica de las comunidades vegetales y paisajes (Luza et al. 2014, Carlucci et al. 2016, Overbeck et al. 2016). Es así que estas comunidades vegetales abiertas usualmente son manejados o responden a manejos del ganado (tipo de ganado, carga, sistema de rotación) y prácticas asociadas, como son el uso de rotativa (chirquera), fuego, o agentes químicos. Sin embargo, dada las presiones de globales y locales enumeradas⁷, comprender su dinámica es esencial para poder gestionar el territorio de forma de no

⁷ De hecho otra clasificación de regiones como la ecoregión Sabana Uruguayense considera esa región como críticamente amenazada (WWF 2020). Esta ecoregión comprende el sur de Rio Grande do Sul (Brasil), parte de Entre Ríos (Argentina) y Uruguay (Olson et al. 2001). Es casi el equivalente a los campos del Norte y Sur de los Pastizales del Río de la Plata (Soriano 1992) o a la Sabana Uruguayana de Chebataroff (1942).

interrumpir esa dinámica y mantener paisajes multifuncionales, que tengan resiliencia, y que permitan mantener la biodiversidad y el bienestar humano.

En cuanto a la dinámica de las comunidades vegetales abiertas y de bosque para la región, estudios palinológicos del Sur de Brasil indican que el clima es uno de los determinantes de los mosaicos de las comunidades vegetales abiertas y de bosque. Entre la última glaciación y el Holoceno temprano, dominaban únicamente las comunidades vegetales abiertas, mientras que a partir del Holoceno medio comenzaron a desarrollarse bosques, que coexisten hasta la actualidad con las comunidades vegetales abiertas (Behling et al. 2005, 2007, Behling & Pillar 2007). Estos cambios de cobertura se relacionaron con cambios de climas fríos y secos o calientes y secos a climas más húmedos (Behling et al. 2005, 2007, Behling & Pillar 2007). El fuego y el pastoreo también pueden influir en la dinámica de estos mosaicos de comunidades vegetales. Investigaciones de campo en los Pastizales del Río de la Plata indican que exclusiones de fuego y pastoreo por largos períodos en comunidades vegetales abiertas pueden repercutir en un avance de bosque (Oliveira & Pillar 2004, Rolhauser & Batista 2014, Brazeiro et al. 2018, Brussa 2018). Sin embargo, los tiempos en que puede hacer efecto esta exclusión no están necesariamente determinados. La diferencia en la composición de árboles y arbustos en gradientes de bosque-comunidad vegetal abierta no serían notorias en cortos períodos de uso de fuego (seis años de quemados vs recientemente quemados; Müller et al. 2012). Otro factor que puede influir en la dinámica de las comunidades vegetales abiertas - bosques es el tipo de comunidad vegetal de la que se parte en un sitio. En el sur de Brasil se encontró que hay pastizales o bosques pueden llegar a ser muy estables, pudiendo no ocurrir cambios de la vegetación por largos períodos de tiempo a pesar de que se remueva el fuego y el ganado (Oliveira & Pillar 2004). En cambio, para esos mismos períodos de exclusión de fuego y ganado, se encontró que los pastizales con arbustos altos tendieron a ser sustituidos por bosque (Oliveira & Pillar 2004). La escala espacial también puede influir en los factores que determinan la dinámica de entre estas comunidades vegetales. Una investigación a partir de sensores remotos indica que, para el Sureste de Sudamérica, el ganado y el fuego influyen negativamente en la cobertura de bosque (Bernardi et al. 2016). En esa misma investigación se encontró que, teniendo en cuenta únicamente la región de Campo (parte de las subregiones de los Pastizales del Río de la Plata), la distancia a los cursos de agua es la principal

determinante de la distribución de bosque (Bernardi et al. 2016). Esta evidencia indica que en la región de los Pastizales del Río de la Plata hay una combinación de factores que determinan los mosaicos de bosque y comunidades vegetales abiertas, que varía según la escala de tiempo y espacio evaluada. Tampoco está claro cómo diferentes combinaciones de fuego y ganado pueden influir. En este marco, pretendo aportar con esta tesis desde una perspectiva local, con el estudio de caso en dos regiones de Uruguay, a analizar más en detalle cuáles son los factores locales que pueden estar influyendo en esta dinámica.

2.4 Uruguay

Uruguay se encuentra en el rango de precipitaciones media anual entre 1100 y 1600 mm, sin la presencia de un período seco que limite el desarrollo de bosque. En este rango de precipitaciones se pueden dar diferentes estados de la cobertura de la vegetación leñosa (Fig. 8, Hirota et al. 2011), lo que lo hace un estudio de caso atractivo para aportar al conocimiento sobre las dinámicas de los biomas abiertos y bosque.

En Uruguay, la tendencia de los cambios de uso de la tierra y transformación de la cobertura del suelo implican principalmente el remplazo de las comunidades vegetales nativas para la expansión de la superficie dedicada a cultivos de secano y forestación, mientras que la ganadería sobre campo natural ha sufrido una disminución (Baldi & Paruelo 2008, Achkar et al. 2012, Baeza et al. 2014, OPP 2015, MGAP-DIEA 2017, Baeza & Paruelo 2018, 2020, Brazeiro et al. 2020). Entre 2000 y 2015, la superficie para cultivo de soja pasó de 40.00ha a 1.200.000ha, y la forestación de menos de 200.000 en 1990 a más de 1.000.000 en 2015 (Brazeiro et al. 2020). En particular, entre 2000 y 2011 la superficie ganadera disminuyó un 36%, mientras que la superficie destinada a forestación aumentó un 158% (Achkar et al. 2012, Baeza et al. 2014, OPP 2015, MGAP-DIEA 2017). En este contexto de cambios de uso del suelo, la ganadería sobre campo natural tiene un rol clave como aliada para poder conservar las comunidades vegetales nativas (Picasso 2015, *e.g.* Alianza del Pastizal 2018).

En cuanto al clima y los cambios esperados, Uruguay se clasifica en la clasificación climática de Koppen C_{f1}: Templado, moderado, lluvioso tipo “C”, Temperie húmeda tipo “f”y Temperatura del mes más cálido superior a 22°C tipo “a” (INUMET 2021). Según las estadísticas climáticas entre 1961 y 1990, la precipitación anual acumulada está entre 1100 y 1600mm y la temperatura media de

17.5°C (INUMET 2021). Las estaciones con las precipitaciones máximas son otoño y primavera, con un mínimo en invierno y otro en verano (FAO-MGAP 2013, INUMET 2021). Para la temperatura, las estaciones con temperaturas medias más altas son en verano (enero y febrero) y en invierno las más bajas (junio, julio). Desde 1950 se ha visto un incremento en las precipitaciones, en particular se ha visto un incremento en los eventos de precipitaciones intensas, generalmente en verano y otoño (esto varía entre años según si son años Niña, Niño o Neutros) (FAO-MGAP 2013). Desde principios de siglo XX la temperatura media ha aumentado °C 0.8, con los valores más altos desde 1970 (FAO-MGAP 2013). Dentro de los eventos climáticos que más preocupa al sector productivo por sus efectos en el agro (incluyendo pasturas naturales) son los períodos de sequía, sin embargo, análisis realizados con datos instrumentales no permiten apoyar esta afirmación, pero si se espera que para escenarios futuros de cambio climático la variabilidad climática en Uruguay aumente (FAO-MGAP 2013).

Los pastizales son la fisionomía de la vegetación que mayor superficie ocupa en Uruguay, ocupando aproximadamente un 55% del territorio (Baeza et al. 2014). Estos tienen gran importancia al sustentar la mayor parte de la actividad ganadera del país, siendo el recurso forrajero que más extensión ocupa en el país (Baeza et al. 2014). También son la base para la provisión de otros servicios ecosistémicos, y son fundamentales para la conservación de la biodiversidad, ya que son comunidades vegetales diversas y presentan varias especies que dependen de los mismos (González 2001, Altesor 2010, Azpiroz et al. 2012, Soutullo et al. 2012, Soutullo et al. 2013, Lezama et al. 2019). A pesar de esto, los pastizales de Uruguay están afrontado las amenazas comunes a los pastizales de la región, como la conversión a cultivos, la invasión por especies exóticas, el sobrepastoreo (Baldi & Paruelo 2008, Tiscornia et al. 2019, Baeza & Paruelo 2020, Brazeiro et al. 2020). Por otro lado, los eventos de sequía pueden repercutir negativamente en la productividad de los pastizales, afectando a la ganadería sobre campo natural (FAO-MGAP 2013). Asimismo, en algunos casos, los productores perciben que el avance de la vegetación leñosa sobre el pastizal dificulta el manejo ganadero (Garibotto et al. 2017, Cortés-Capano et al. 2020).

Los bosques, a pesar de la baja superficie que ocupan en Uruguay (4.8% de la superficie terrestre, DGF-MGAP 2018), también son importantes por su biodiversidad y por los servicios ecosistémicos que brindan (Arballo & Cravino 1999, Carrere 2001, González 2001, Azpiroz 2003, Brussa & Grela 2007, Soutullo et al. 2012, IICA 2014). La mayoría de los bosques están en predios cuyo uso es el

ganadero (Proyecto REDD+ Uruguay. 2020a). Los bosques sufrieron una disminución de su superficie por su uso como combustible, y para aumentar la superficie pastoreable desde la colonización de los europeos (Carrere 2001). Actualmente están protegidos y su uso regulado por ley (Ley 15.939). Para su manejo, como tala rasa, raleo o poda, se precisa autorización e DGF, sin embargo aún se realizan talas ilegales (Proyecto REDD+ Uy 2019 -Infracciones). Asimismo son perjudicados por el sobrepastoreo o la invasión por especies exóticas, la expansión de la superficie agrícola y el desarrollo inmobiliario (Carrere 2001, Rivas 2005, Rodríguez-Gallego 2006, Ríos et al. 2010, Marchesi et al. 2013, Etchebarne & Brazeiro 2016, Bernardi et al. 2019, Proyecto REDD+ Uruguay 2019^a y b, 2020b).

Los ambientes de transición y particularmente los arbustales, tanto a nivel mundial como en Uruguay, están sometidos a diversas presiones para disminuir su extensión dado que pueden ser considerados problemáticos desde una perspectiva productiva (competencia por espacio y agua con el forraje herbáceo) y desde una perspectiva de conservación pueden llegar a reducir la riqueza del pastizal y su cobertura utilizándose maquinaria, quema y herbicidas para disminuir su extensión (*e.g.* Hobbs and Mooney 1986, Berreta 1997, Formoso 1997, van Auken 2000, Briggs et al. 2005, Eldridge et al. 2011, Archer & Predick 2014, Veldman et al. 2015, Overveck et al. 2016, Garibotto et al. 2017, Guido et al. 2017, Cortés-Capano et al. 2020). Sin embargo, los arbustales brindan servicios ecosistémicos como el secuestro de carbono, la disminución de la erosión y la retención de nutrientes en el suelo (Eldridge et al. 2011, Archer & Predick 2014, Altesor et al. 2006). Al igual que los pastizales, ya que se trata de comunidades vegetales abiertas, están afrontado las amenazas comunes a los pastizales de la región, como la conversión a cultivos, la invasión por especies exóticas, el sobrepastoreo (Baldi & Paruelo 2008, Tiscornia et al. 2019, Baeza & Paruelo 2020, Brazeiro et al. 2020). Asimismo, en Uruguay, se ha observado que en ciertas condiciones los arbustales no necesariamente afectan la productividad de los pastizales, y en algunos casos los arbustos pueden participar en mecanismos de facilitación para el establecimiento de algunas especies de gramíneas (Pezzani et al. 2011, Fernández et al. 2014).

Las transiciones entre comunidades vegetales abiertas y entre estas y los bosques también son importantes a escala de paisaje para mantener especies que cumplen funciones fundamentales en las primeras etapas de sucesión del bosque, por lo que comprender la dinámica de las primeras etapas de transición de comunidades vegetales abiertas a bosque resulta fundamental para la

restauración de bosques (Prach & Walker 2011). Por último, los arbustales, y otras transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque son de importancia para la conservación de la biodiversidad por presentar especies vegetales fuertemente asociadas a estos ambientes, además de brindar hábitat para la fauna. Profundizar el conocimiento de las dinámicas de transiciones de estas comunidades vegetales, es por lo tanto, fundamental para contribuir a su conservación de los mismos.

En Uruguay existe poca información y estudios de campo sobre las dinámicas entre comunidades vegetales abiertas y bosque (*e.g.* entre pastizal y arbustal, o entre pastizal y bosque) y no existen parcelas permanentes para estudios de estas dinámicas. En los últimos años ha habido un gran avance sobre la respuesta de diferentes comunidades vegetales al manejo ganadero, fuego, u otras variables, pero en general estos estudios están centrados en una única comunidad vegetal, pocas variables o son estudios a nivel más macro (Tabla 2).

Dentro de los estudios focalizados en pastizal se destacan algunos que describen la composición de la comunidad o su estructura o dinámica en respuesta a una sola variable como el efecto del fuego en el pastizal (López-Marisco et al. 2020), o de la ganadería vs exclusión (Rodríguez et al. 2003, Altesor et al. 2006, Lezama et al. 2014, Altesor et al. 2019). Hay otras investigaciones donde sí se abarcan los cambios de estado referentes a la vegetación pero únicamente en pastizal (Pereira 2013, Altesor et al. 2019), en este caso son varias variables referente al manejo ganadero (*e.g.* carga ganadera, sistema de rotación, relación lanar vacuno), y en Pererira (2013) incluyen además tiempo desde el uso de arado y en Altesor et al. (2019) variables geológicas y comunitarias, ya que hacen un modelo de estados y transiciones para diferentes ecorregiones y comunidades de pastizal.

Otros estudios, están centrados en la respuesta del bosque o del bosque y una zona muy acotada (*e.g.* 15 m borde del bosque en Brazeiro et al. 2018, Brussa 2018) a una variable como el manejo ganadero o exclusión del pastoreo (Baez & Jaurena 2000, Rodríguez-Gallego 2013, Etchebarne & Brazeiro 2016, Brazeiro et al. 2018, Brussa 2018). Generalmente en estos estudios se encuentra que el ganado afecta negativamente el establecimiento de especies leñosas, aunque en algunos casos, debido a los tiempos del estudio, no se encuentran diferencias. Por otro lado, hay estudios con un amplio alcance a nivel regional (continental) o nacional para explicar la distribución del bosque o cambios en su distribución basado en imágenes satelitales o cartografía histórica y en variables

explicativas como cambios de uso de suelo, carga de ganado, fuego, topográficas o de clima (Bernardi et al. 2016, 2019). También, como antecedente hay un estudio de la dinámica funcional del bosque a nivel nacional en relación al clima, mostrando como la productividad puede estar relacionada a la temperatura y precipitaciones, sobretodo que la productividad del bosque se afecta en las épocas secas (Lucas et al. 2016). Sin embargo factores locales pueden estar actuando que potencian o atenúan lo visto a nivel más macro (*e.g.* clima, Pillar & Quadros 1997). Existe un caso de una visión de la dinámica de pastizal a bosque a nivel más local, pero a través de explorar la cobertura y funcionalidad (Gallego et al. 2020).

Tabla 2. Resumen sobre estudios que tratan sobre la dinámica de comunidades vegetales abiertas o bosque, o entre comunidades vegetales abiertas y bosque en Uruguay. Manejo ganadero incluye rotación, carga, relación lanar/vacuno, Arbt- Arbustiva, Gr- Graminoides, Hrb – Herbáceas, Cobertura del suelo refiere a rocosidad, suelo desnudo, herbáceas, etc..

Fuente	Baez & Jaurena 2000	Rodríguez et al. 2003	Altesor et al. 2006	Rodríguez-Gallego 2013	Pereira 2013	Lezama et al. 2014	Bernardi et al. 2016	Etchebarne & Brazeiro 2016	Lucas et al. 2016	Brazeiro et al. 2018 a	Brazeiro et al. 2018b	Brussa 2018	Altesor et al. 2019a C3	Altesor et al. 2019b C4	Altesor et al. 2019c	Bernardi et al. 2019	Gallego et al. 2020	López-Matisco et al. 2020	
Comunidad vegetal																			
Pastizal	x	x	x		x	x							x	x	x				x
Arbustal																			
Bosque	x			x				x	x	x	x	x							
Borde bosque	x										**	**					x		
Otro	*																		
Escala espacial																			
Región o ecorregión						x	x												
continente																			
Nacional									x				x				x		
Región/ paisaje	x				x			x		x			x	x	x			x	x
Sitio		x	X	x								x	x						
Escala temporal (años)																			
	8	3 a 11	4	1 a 5	4 a 17	14	8 a 9	50 y 17	50 y 6							50			
Dinámica o comparar situaciones																			
	x	x			x		x	x	x	X	x								x
Estados y transiciones																			
					x								x	x	x		x	?	
Tipo de estudio																			
Experimental/ Observacional campo	x	x	x		x	x		x			X	x	x		x			x	
Percepción actores					x									x	x				
Sensoramiento remoto, imágenes satelitales					x		x		x		X	x	x		x			x	
Variables explicativas																			
Climáticas							x		x										x
Topografía/ paisaje							x												X
Suelo (edáficas)		x					x												
Usos del suelo																			x
Cobertura del suelo																			x
Fuego							x												x
Manejo ganadero	x				x		x							x	x	x			
Tiempo de exclusión		x																	
Exclusión vs pastoreo			x			x		x		x	x	x							x
Tiempo desde arado					x														
Fases de la vegetación																			x
Estructura y composición de Gr, Hrb. Abt													x		x				
Cobertura suelo - sitio													x		x				
Plantación sp. leñosas										x									

Continuación tabla 2

Fuente	Baez & Jaurena 2000	Rodríguez et al. 2003	Altesor et al. 2006	Rodríguez-Gallego 2013	Pereira 2013	Lezama et al. 2014	Bernardi et al. 2016	Etchebarne & Brazeiro 2016	Lucas et al. 2016	Brazeiro et al. 2018 a tala	Brazeiro et al. 2018b	Brussa 2018	Altesor et al. 2019a C3	Altesor et al. 2019b C4	Altesor et al. 2019c	Bernardi et al. 2019	Gallego et al. 2020	López-Marisco et al. 2020	
Variables de respuesta																			
Composición/ Cobertura Gr/Hrb		x	x		x	x													x
Rasgos funcionales Gr/Hrb		x																	
Grupo funcionales (cobertura)			x																
Estructura vegetación (Hrb, Grm, Abt)																			x
Individuos en la etapa de regeneración Butia odorata																			
Composición /Cobertura arbustos			x		x	x				x									x
Composición, cobertura o densidad de leñosas								x		x	x	x							
Productividad primaria neta aérea					x	x			x				x		x				
Cobertura leñosas - satelital							x				x	x				x			
Fases de pastizal													x		x			x	
Suelo			x					x											
Cobertura del suelo (sitio)								x		x	x	x							
Fauna del suelo			x																

*Incluye palmar y chacra, ** 15m del borde del bosque en estudio a campo.

3. PROPUESTA DE LA TESIS

Dado lo anteriormente expuesto, mediante esta tesis se quiere contribuir a generar información sobre las transiciones entre comunidades vegetales abiertas, y entre estas y bosque. Para eso se utilizó como objeto de estudio dos casos en Uruguay y así contribuir a un marco más general. Algunas preguntas que surgen al pensar en las transiciones y tratar de entenderlas están expuestas en Peters et al. 2006: “¿cómo se forman estas comunidades?, ¿cómo cambian en el tiempo?, ¿qué procesos y mecanismos de retroalimentación rigen los cambios en la comunidad y su ubicación a través del tiempo?”. Sin embargo responder estas preguntas puede ser complejo y llevar mucho tiempo. En este sentido, para poder avanzar en profundizar el conocimiento de estas las dinámicas se han propuesto algunos pasos: describir la estructura del sistema, identificar asociaciones entre los componentes del sistema, evaluar de hipótesis a través de experimentación a campo, generar de una síntesis y elaboración de un modelo conceptual que describa la estructura del sistema (Myster 2012, Bowman et al. 2015), así como abordar la dinámica a diferentes escalas espaciales (Peters et al. 2006) y temporales, integrando procesos a corto plazo y procesos a largo plazo (Walker & Wardle 2014). En este marco, la tesis intentó describir las transiciones entre comunidades vegetales abiertas y entre estas y el bosque, y contribuir a entender cuáles variables más locales pueden generar diferencias locales y paisajísticas. Para esto se evaluaron algunos componentes abióticos (clima, suelo) y otros de manejo, en el entendido que son paisajes en alta interacción con la producción. Esto se abordó de dos maneras, una espacial y otro temporal (Fig. 11). Lo espacial se realizó a través de trabajo a campo, y lo temporal a través de consulta a expertos y revisión bibliográfica y modelado, ya que no se cuenta con información temporal que permita reconstruir la dinámica.

Para lo espacial, se utilizó como caso de estudio las transiciones de bosque a comunidades vegetales abiertas del Paisaje Protegido Quebrada de los Cuervos y Sierras del Yermal, Treinta y Tres (PPQCSY). Este trabajo está desarrollado en los capítulos 1 y 2. En estos se describieron las comunidades leñosas adultas (árboles y arbustos) y en la regeneración de especies leñosas de los ecotonos bosque a comunidades vegetales abiertas bajo diferentes manejos ganaderos y se exploró si se observaban diferentes comunidades y cómo diferentes variables del sitio, del micrositio y del manejo influyen en las comunidades.

En el caso de la dinámica temporal el caso de estudio fue Laureles-Cañas, en Tacuarembó, una región prioritaria para la conservación. En el capítulo 3 se realizó un modelo conceptual de las dinámicas de comunidades vegetales abiertas a bosque incluyendo la identificación y descripción de estados posibles de la vegetación, transiciones posibles entre estados y variables que influyen en las mismas, así como identificar vacíos de información sobre estas dinámicas. Esto se realizó a través de consulta a personas expertas, elaboración de hipótesis, revisión bibliográfica y evaluación de las hipótesis. En el capítulo 4, con el objetivo de simular las dinámicas de transiciones entre comunidades vegetales abiertas a bosque, se construyó un modelo que combina los Modelos de Estados y Transiciones con las Redes de Creencia Bayesianas. Para esto se partió del modelo conceptual creado en primera instancia y luego se complementó con la consulta a expertos sobre las probabilidades de cambios de estado.

Luego de los cuatro capítulos, hay un capítulo de síntesis donde se realiza una síntesis de los principales resultados, se delinean algunos pasos que sería interesante profundizar a partir de los mismos y algunas implicancias para la interfase ciencia-gestión.

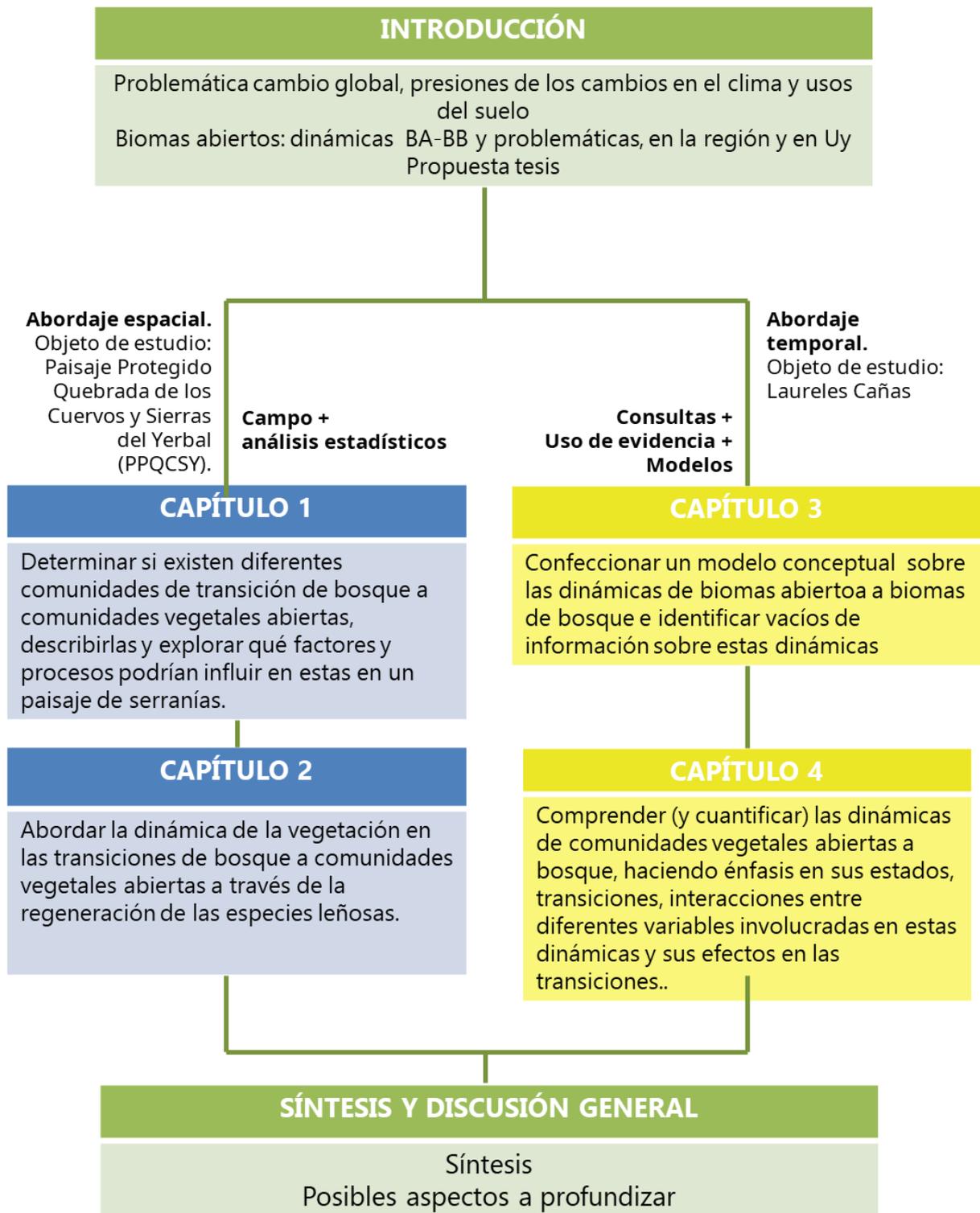


Figura 11. Esquema general de la tesis.

4. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acácio, V., M. Holmgren, P. A. Jansen, and O. Schrotter. 2007. Multiple Recruitment Limitation Causes Arrested Succession in Mediterranean Cork Oak Systems. *Ecosystems*:1220–1230.
- Achkar M., A. Blum, L. Bartesaghi and M. Ceroni. 2012. Escenarios de cambio de uso del suelo en Uruguay. Informe Técnico. Convenio MGAP/PPR – Facultad de Ciencias/Vida Silvestre/ Sociedad Zoológica del Uruguay/CIEDUR.
- Alianza del Pastizal. 2018. www.alianzadelpastizal.org
- Altesor, A. 2010. Servicios ecosistémicos de los pastizales naturales. Pages: 221-234. In: bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales. Ed: Altesor A, Ayala W & J M Paruelo. INIA, FPTA N° 26. Editorial Hemisferio Sur S.R.L., Montevideo, Uruguay. 234pp.
- Altesor, A., M. Ferrón, F. Gallego, L. López-Mársico, F. Pezzani, F. Lezama, S. Baeza, E. Leoni, S. García, M. Pereira, B. Costa, D. Orihuela, D. Cáceres, A. Rossado and J. M. Paruelo. 2019a. ¿Pastizales degradados o conservados? Una descripción objetiva de la heterogeneidad generada por el manejo ganadero. Pp 31-72 en: Altesor A., L. López-Mársico and J. M. Paruelo. Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales II. Serie FPTA N° 69, INIA, Montevideo, UY.
- Altesor, A., F. Gallego, F. Pezzani, B. Costa, M. Ferrón and M. Pereira. 2019b. Determinación de transiciones entre estados y/o fases en pastizales de Uruguay: una aproximación basada en la valoración participativa. Pp. 73- 84 en: Altesor A., L. López-Mársico and J. M. Paruelo. Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales II. Serie FPTA N° 69, INIA, Montevideo, UY.
- Altesor, A., F. Gallego, M. Ferrón, F. Pezzani, L. López-Mársico, F. Lezama, S. Baeza, M. Pereira, B. Costa, and J. M. Paruelo. 2019. Inductive Approach To Build State-and-Transition Models for Uruguayan Grasslands. *Rangeland Ecology & Management* 72:1005–1016.
- Altesor, A., G. Piñeiro, F. Lezama, R. B. Jackson, M. Sarasola, and J. M. Paruelo. 2006. Ecosystem changes associated with grazing in subhumid South American grasslands. *Journal of Vegetation Science* 17:323–332.
- Anadón, J. D., O. E. Sala, and F. T. Maestre. 2014. Climate change will increase savannas at the expense of forests and treeless vegetation in tropical and subtropical Americas. *Journal of Ecology* 102:1363–1373.
- Andrade, B. O., E. Marchesi, S. Burkart, R. B. Setubal, F. Lezama, S. Perelman, A. A. Schneider, R. Trevisan, G. E. Overbeck, and I. I. Boldrini. 2018. Vascular plant species richness and distribution in the Río de la Plata grasslands. *Botanical Journal of the Linnean Society* 188:250–256.
- Arballo E & J Cravino. 1999. Aves del Uruguay: manual ornitológico. Volumen 1. Hemisferio Sur, Montevideo. 466pp
- Archer, S. R., and K. I. Predick. 2014. An ecosystem services perspective on brush management: Research priorities for competing land-use objectives. *Journal of Ecology* 102:1394–1407.
- Archer, S., D. S. Schimel, and E. A. Holland. 1994. Mechanisms of shrubland expansion: land use, climate or CO₂? *Climatic Change* 29:91–99.
- Auken, O. W. Van. 2000. Shrub invasions of North American semiarid grasslands. *Annual Review Ecological Systematic* 31:197–215.
- Azpiroz AB, Isacch JP, Días RA, Di Giacomo AS, Suertegaray Fontana C & CMorales Palarea. 2012. Ecology and conservation of grassland birds in southeastern South America: a review. *Journal of Field Ornithology*, 83(3): 217-246.
- Azpiroz AB. 2003. Aves del Uruguay. Lista e introducción a su biología y conservación. Aves Uruguay-GUPECA, Montevideo. 104pp.

- Baez, F., and M. Jaurena. 2000. Regeneración del palmar de butiá (*Butia capitata*) en condiciones de pastoreo: Relevamiento de establecimientos rurales de Rocha. PROBIDES serie N°27.
- Baeza, S., P. Baldassini, C. Bagnato, P. Pinto, and J. M. Paruelo. 2014. Caracterización del uso / cobertura del suelo en Uruguay a partir de series temporales de imágenes MODIS Land Use / Land Cover Classification in Uruguay Using Time Series of MODIS Images. *Agrociencia Uruguay* 18:95–105.
- Baeza, S., and J. M. Paruelo. 2018. Spatial and temporal variation of human appropriation of net primary production in the Rio de la Plata grasslands. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 145:238–249.
- Baeza, S., and J. M. Paruelo. 2020. Land use/land cover change (2000–2014) in the rio de la plata grasslands: An analysis based on MODIS NDVI time series. *Remote Sensing* 12:1–22.
- Bailey, R. G. 2014. *Ecoregions. The Ecosystem Geography of the Oceans and Continents*. Second. Springer, New York, US.
- Bakkenes, M., J. R. M. Alkemade, F. Ihle, R. Leemans, and J. B. Latour. 2002. Assessing effects of forecasted climate change on the diversity and distribution of European higher plants for 2050. *Global Change Biology* 8:390–407.
- Baldi, G., and J. M. Paruelo. 2008. Land-use and land cover dynamics in South American Temperate grasslands. *Ecology and Society* 13.
- Barnosky, A. D., J. H. Brown, G. C. Daily, R. Dirzo, A. H. Ehrlich, P. R. Ehrlich, J. T. Eronen, M. Fortelius, E. A. Hadly, E. B. Leopold, H. A. Mooney, J. P. Myers, R. L. Naylor, S. Palumbi, N. C. Stenseth, and M. H. Wake. 2014. Introducing the scientific consensus on maintaining humanity's life support systems in the 21st century: Information for policy makers. *Page Anthropocene Review*.
- Barnosky, A. D., E. A. Hadly, J. Bascompte, E. L. Berlow, J. H. Brown, M. Fortelius, W. M. Getz, J. Harte, A. Hastings, P. A. Marquet, N. D. Martinez, A. Mooers, P. Roopnarine, G. Vermeij, J. W. Williams, R. Gillespie, J. Kitzes, C. Marshall, N. Matzke, D. P. Mindell, E. Revilla, and A. B. Smith. 2012. Approaching a state shift in Earth's biosphere. *Nature* 486:52–58.
- Barnosky, A. D., N. Matzke, S. Tomiya, G. O. U. Wogan, B. Swartz, T. B. Quental, C. Marshall, J. L. McGuire, E. L. Lindsey, K. C. Maguire, B. Mersey, and E. A. Ferrer. 2011. Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature* 471:51–57.
- Bartholomé, E., and A. S. Belward. 2005. GLC2000: A new approach to global land cover mapping from earth observation data. *International Journal of Remote Sensing* 26:1959–1977.
- Behling, H., and V. D. Pillar. 2007. Late Quaternary vegetation, biodiversity and fire dynamics on the southern Brazilian highland and their implication for conservation and management of modern Araucaria forest and grassland ecosystems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 362: 243–251.
- Behling, H., V. D. Pillar, and S. G. Bauermann. 2005. Late Quaternary grassland (Campos), gallery forest, fire and climate dynamics, studied by pollen, charcoal and multivariate analysis of the São Francisco de Assis core in western Rio Grande do Sul (southern Brazil). *Review of Palaeobotany and Palynology* 133:235–248.
- Behling, H., V. D. Pillar, S. C. Müller, and G. E. Overbeck. 2007. Late-Holocene fire history in a forest-grassland mosaic in southern Brasil: Implications for conservation. *Applied Vegetation Science* 10:81–90. [https://doi.org/10.1658/1402-2001\(2007\)10\[81:LFHIAF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1658/1402-2001(2007)10[81:LFHIAF]2.0.CO;2)
- Bengtsson, J., J. M. Bullock, B. Egoh, C. Everson, T. Everson, T. O'Connor, P. J. O'Farrell, H. G. Smith, and R. Lindborg. 2019. Grasslands—more important for ecosystem services than you might think. *Ecosphere* 10.
- Bernardi, R. E., M. Holmgren, M. Arim, and M. Scheffer. 2016. Why are forests so scarce in subtropical South America? The shaping roles of climate, fire and livestock. *Forest Ecology and Management* 363:212–217.

- Bernardi, R. E., M. Buddeberg, M. Arim, and M. Holmgren. 2019a. Forests expand as livestock pressure declines in subtropical South America. *Ecology and Society* 24.
- Bernardi, R. E., A. Staal, C. Xu, M. Scheffer, and M. Holmgren. 2019b. Livestock Herbivory Shapes Fire Regimes and Vegetation Structure Across the Global Tropics. *Ecosystems* 22:1457–1465.
- Berreta, E. J. 1997. Malezas de campo sucio. Pp 140-142 en: Carámbula, M., D. Vaz Martins and E. Indarte (eds.). *Pasturas y producción animal en áreas de ganadería extensiva*. 2a. reimpression. INIA, Montevideo, UY.
- Bond, W. J. 2005. Large parts of the world are brown or black: A different view on the “Green World” hypothesis. *Journal of Vegetation Science* 16: 261-266.
- Bond, W. J. 2019. *Open ecosystems. Ecology and evolution beyond the forest edge*. First edition. Oxford University Press, Oxford, UK
- Bond, W. J., and G. F. Midgley. 2012. Carbon dioxide and the uneasy interactions of trees and savannah grasses. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 367:601–612.
- Borrello, M., A. Annunziata, and R. Vecchio. 2019. Sustainability of palm oil: Drivers of consumers’ preferences. *Sustainability (Switzerland)* 11:1–12.
- Bouwman, A. F., K. W. Van Der Hoek, B. Eickhout, and I. Soenario. 2005. Exploring changes in world ruminant production systems. *Agricultural Systems* 84:121–153.
- Bowman, D. M. J. S., G. L. W. Perry, and J. B. Marston. 2015. Feedbacks and landscape-level vegetation dynamics. *Trends in Ecology and Evolution* 30:255–260.
- Brazeiro, A., M. Achkar, C. Toranza, and L. Bartesaghi. 2020. Agricultural expansion in uruguayan grasslands and priority areas for vertebrate and woody plant conservation. *Ecology and Society* 25.
- Brazeiro, A., P. Brussa, and C. Toranza. 2018. Efectos del ganado en el ecotono bosque-pastizal en paisajes serranos de Uruguay. *Ecosistemas* 27:14–23.
- Briggs, J. M., A. K. Knapp, J. M. Blair, J. L. Heisler, G. A. Hoch, M. S. Lett, and J. K. McCarron. 2005. The Behavioral Ecology of Insect Vibrational Communication. *BioScience* 55:243–254.
- Brook, B. W., N. S. Sodhi, and C. J. A. Bradshaw. 2008. Synergies among extinction drivers under global change. *Trends in Ecology and Evolution* 23:453–460.
- Brussa C & I Grela. 2007. *Flora arbórea del Uruguay. Con énfasis en las especies de Rivera y Tacuarembó*. Empresa Gráfica Mosca, Uruguay. 544pp
- Brussa, P. 2018. *Ecotono Bosque-Pastizal serrano: efectos del ganado en la expansión del bosque*. Tesina de grado de la Licenciatura en Ciencias Biológicas, profundización en Ecología. Facultad de Ciencias – Universidad de la República.
- Callaway, R. M., and L. R. Walker. 1997. Competition and facilitation: a synthetic approach to interactions in plant communities. *ecology* 78:1958–1965.
- Carlucci, M. B., L. da S. Duarte, and V. D. Pillar. 2011. Nurse rocks influence forest expansion over native grassland in southern Brazil. *Journal of Vegetation Science* 22:111–119.
- Carlucci, M. B., A. L. Luza, S. M. Hartz, and L. D. S. Duarte. 2016. Forests, shrublands and grasslands in southern Brazil are neglected and have specific needs for their conservation. Reply to Overbeck et al. *Natureza e Conservação* 14:155–157.
- Carrere, R. 2001. *Monte Indígena: Mucho más que un conjunto de árboles*. Noran-Comunidad, Montevideo, UY.
- CDB. 2021. Aichi Biodiversity Targets. <https://www.cbd.int/sp/targets/>

- Ceballos, G., P. R. Ehrlich, and P. H. Raven. 2020. Vertebrates on the brink as indicators of biological annihilation and the sixth mass extinction. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 117:13596–13602.
- Chaneton, E.D., N. Mazía, W.B. Batista, A.G. Rolhauser and C.M. Gersa. 2012. Woody Plant Invasions in Pmapa Grasslands: A Biogeographical and Community Assembly Perspective. In: *Ecotones Between Forest and Grassland*. Myster RW (ed). Springer Science+Business Media, 1st Ed. 89-114.
- Chapin, F. S., E. S. Zavaleta, V. T. Eviner, R. L. Naylor, P. M. Vitousek, H. L. Reynolds, D. U. Hooper, S. Lavorel, O. E. Sala, S. E. Hobbie, M. C. Mack, and S. Díaz. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405:234–242.
- Chebataroff, J. 1942. La Vegetación del Uruguay y sus Relaciones Fitogeográficas con la del Resto de la América del Sur. *Revista Geográfica* 2:49–90.
- Cortés-Capano, G., T. Toivonen, A. Soutullo, A. Fernández, C. Dimitriadis, G. Garibotto-Carton, and E. Di Minin. 2020. Exploring landowners' perceptions, motivations and needs for voluntary conservation in a cultural landscape. *People and Nature* 2:840–855.
- Crutzen, P. J. 2002. Geology of mankind. *Nature* 415:23.
- Crutzen, P. J. 2006. The antropocene: The current human-dominated geological era. *Pontifical Academy of Sciences*:199–293.
- Dantas, V. de L., and M. A. Batalha. 2011. Vegetation structure: Fine scale relationships with soil in a cerrado site. *Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 206:341–346.
- Dantas, V. de L., M. Hirota, R. S. Oliveira, and J. G. Pausas. 2016. Disturbance maintains alternative biome states. *Ecology Letters* 19:12–19.
- DGF-MGAP. 2018. Cartografía Forestal Nacional 2018. Dirección General Forestal, MGAP. Montevideo, UY.
- Dixon, A. P., D. Faber-Langendoen, C. Josse, J. Morrison, and C. J. Loucks. 2014. Distribution mapping of world grassland types. *Journal of Biogeography* 41:2003–2019.
- Donohue, R. J., T. R. Mcvicar, and M. L. Roderick. 2009. Climate-related trends in Australian vegetation cover as inferred from satellite observations, 1981–2006. *Global Change Biology* 15:1025–1039.
- Eldridge, D. J., M. A. Bowker, F. T. Maestre, E. Roger, J. F. Reynolds, and W. G. Whitford. 2011. Impacts of shrub encroachment on ecosystem structure and functioning: Towards a global synthesis. *Ecology Letters* 14:709–722.
- Ellis, E. C. 2011. Anthropogenic transformation of the terrestrial biosphere. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences* 369:1010–1035.
- Epstein, H. E., R. A. Gill, J. M. Paruelo, W. K. Lauenroth, G. J. Jia, and I. C. Burke. 2002. The relative abundance of three plant functional types in temperate grasslands and shrublands of North and South America: Effects of projected climate change. *Journal of Biogeography* 29:875–888.
- Etchebarne, V., and A. Brazeiro. 2016. Effects of livestock exclusion in forests of Uruguay: Soil condition and tree regeneration. *Forest Ecology and Management* 362:120–129.
- FAO-MGAP. 2013. Clima de cambios Nuevos desafíos de adaptación en Uruguay. Resultado del proyecto: TCP/URU/3302 Nuevas Políticas para la Adaptación de la Agricultura al Cambio Climático. Oyhantcabal, W., Sanch, D. & Galván, M. (eds.) <http://www.fao.org/climatechange/84982/es>
- Fernández, G., M. Texeira, and A. Altesor. 2014. The small scale spatial pattern of C3 and C4 grasses depends on shrub distribution. *Austral Ecology* 39:532–539.

- Foley, J. A., R. DeFries, G. P. Asner, C. Barford, G. Bonan, S. R. Carpenter, F. S. Chapin, M. T. Coe, G. C. Daily, H. K. Gibbs, J. H. Helkowski, T. Holloway, E. A. Howard, C. J. Kucharik, C. Monfreda, J. A. Patz, I. C. Prentice, N. Ramankutty, and P. K. Snyder. 2005. Global consequences of land use. *Science* 309:570–574.
- Fonseca, C. R., D. L. Guadagnin, C. Emer, S. Masciadri, P. Germain, and S. M. Zalba. 2013. Invasive alien plants in the Pampas grasslands: A tri-national cooperation challenge. *Biological Invasions* 15:1751–1763.
- Formoso, D. J. 1997. Productividad y manejo de pasturas naturales en Cristalino. Pp 51-58 en: Carámbula, M., D. Vaz Martins and E. Indarte (eds.). *Pasturas y producción animal en áreas de ganadería extensiva*. 2a. reimpression. INIA, Montevideo, UY.
- Gallego, F., J. M. Paruelo, S. Baeza, and A. Altesor. 2020. Distinct ecosystem types respond differentially to grazing exclosure. *Austral Ecology* 45:548–556.
- Gang, C., W. Zhou, Y. Chen, Z. Wang, Z. Sun, J. Li, J. Qj, and I. Odeh. 2014. Quantitative assessment of the contributions of climate change and human activities on global grassland degradation. *Environmental Earth Sciences* 72:4273–4282.
- Garibotto Carton, G., N. Caballero, and M. Pereira Machin. 2017. Arbustización del Campo Natural: un análisis de productores y técnicos. *Revista del Plan Agropecuario* 164:36–38.
- Gautreau, P., and F. Lezama. 2009. Clasificación florística de los bosques y arbustales de las sierras del Uruguay. *Ecología Austral* 19:81–92.
- Gazzano-Santos, I., and A. Gómez-Perazzoli. 2015. Agroecología en Uruguay 10:103–113.
- Gibson, D. J., and J. A. Newman. 2019. Chapter one - Grasslands and Climate Change an overview. Pages 3–18 en D. J. Gibson and J. A. Newman (eds.). *Grasslands and Climate Change*. Cambridge University Press.
- Goldewijk, K. K. 2001. Estimating global land use change over the past 300 years: The HYDE database. *Global Biogeochemical Cycles* 15:417–433.
- González, E.M. 2001. Guía de campo de los Mamíferos de Uruguay: introducción al estudio de los mamíferos. *Vida Silvestre Uruguay*. Montevideo. 340 pp.
- Graesser, J., T. M. Aide, H. R. Grau, and N. Ramankutty. 2015. Cropland/pastureland dynamics and the slowdown of deforestation in Latin America. *Environmental Research Letters* 10.
- Guido, A., E. Salengue, and A. Dresseno. 2017. Effect of shrub encroachment on vegetation communities in Brazilian forest-grassland mosaics. *Perspectives in Ecology and Conservation* 15:52–55.
- Guido, A., E. Vélez-Martin, G. E. Overbeck, and V. D. Pillar. 2016. Landscape structure and climate affect plant invasion in subtropical grasslands. *Applied Vegetation Science* 19:600–610.
- Haberl, H., K. H. Erb, F. Krausmann, V. Gaube, A. Bondeau, C. Plutzer, S. Gingrich, W. Lucht, and M. Fischer-Kowalski. 2007. Quantifying and mapping the human appropriation of net primary production in earth's terrestrial ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104:12942–12947.
- Haddad, N. M., L. A. Brudvig, J. Clobert, K. F. Davies, A. Gonzalez, R. D. Holt, T. E. Lovejoy, J. O. Sexton, M. P. Austin, C. D. Collins, W. M. Cook, E. I. Damschen, R. M. Ewers, B. L. Foster, C. N. Jenkins, A. J. King, W. F. Laurance, D. J. Levey, C. R. Margules, B. A. Melbourne, A. O. Nicholls, J. L. Orrock, D. X. Song, and J. R. Townshend. 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances* 1: e1500052.
- Hirota, M., M. Holmgren, E. H. van Nes, and M. Scheffer. 2011. Global Resilience of Tropical Forest and Savanna to Critical Transitions. *Science* 334:232–235.
- Hobbs, R. J., and H. A. Mooney. 1986. Community changes following shrub invasion of grassland. *Oecologia* 70:508–513.

- Holdridge, L. R. 1947. Determination of World Plant Formations From Simple Climatic Data. *Science* 105:367–368.
- Holdridge, L. R. 1966. *Life Zone Ecology*. San Jose, Costa Rica, Tropical Science Center.
- Holmgren, M., M. Scheffer, and M. Huston. 1997. The interplay of facilitation and competition in plant communities. *Ecology* 78:1966–1975.
- Hooper, D. U., E. C. Adair, B. J. Cardinale, J. E. K. Byrnes, B. A. Hungate, K. L. Matulich, A. Gonzalez, J. E. Duffy, L. Gamfeldt, and M. I. Connor. 2012. A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. *Nature* 486:105–108.
- Hughes, L. 2000. Biological consequences of global warming: Is the signal already apparent? *Trends in Ecology and Evolution* 15:56–61.
- Hurttt, G. C., L. P. Chini, S. Frolking, R. A. Betts, J. Feddema, G. Fischer, J. P. Fisk, K. Hibbard, R. A. Houghton, A. Janetos, C. D. Jones, G. Kindermann, T. Kinoshita, K. Klein Goldewijk, K. Riahi, E. Shevliakova, S. Smith, E. Stehfest, A. Thomson, P. Thornton, D. P. van Vuuren, and Y. P. Wang. 2011. Harmonization of land-use scenarios for the period 1500-2100: 600 years of global gridded annual land-use transitions, wood harvest, and resulting secondary lands. *Climatic Change* 109:117–161.
- IICA. 2014. *Memoria de los Foros Técnicos sobre servicios ecosistémicos en Uruguay*. Montevideo, UY.
- INUMET. 2021. Estadísticas climatológicas <https://www.inumet.gub.uy/clima/estadisticas-climatologicas>
- IPBES. 2018. The IPBES regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for the Americas. Rice, J. C. S. Seixas, M. E. Zaccagnini, M. Bedoya-Gaitán, and N. Valderrama (eds.) *Global Biogeochemical Cycles*. Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, DE.
- IPCC. 2001. *Climate change 2001: The Scientific Basis*. Cambridge University Press, New York.
- IPCC 2005. *Orientación sobre las buenas prácticas para uso de la tierra, cambio de uso de la tierra y silvicultura*. Capítulo 2. Base para la representación Coherente de áreas de tierra. Publicado por la Organización Meteorológica Mundial (OMM) para el IPCC.
- IPCC. 2013. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis*. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.). Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, USA.
- Jobbágy, E. G., M. Vasallo, K. Farley, G. Piñeiro, M. Garbulsky, M. Noretto, R. Jackson, and J. Paruelo. 2006. Forestación en pastizales: hacia una visión integral de sus oportunidades y costos ecológicos. *Agrociencia* X:109–124.
- Kitajima K & M Fenner. 2000. Ecology of Seedling Regeneration. Pp 331-374 en *Seeds: The ecology of regeneration in plant communities*. 2. nd. Fenner M ed. CAB International, Wallingford, UK.
- Lambin, E. F., B. L. Turner, H. J. Geist, S. B. Agbola, A. Angelsen, J. W. Bruce, O. T. Coomes, R. Dirzo, G. Fischer, C. Folke, P. S. George, K. Homewood, J. Imbernon, R. Leemans, X. Li, E. F. Moran, M. Mortimore, P. S. Ramakrishnan, J. F. Richards, H. Skånes, W. Steffen, G. D. Stone, U. Svedin, T. A. Veldkamp, C. Vogel, and J. Xu. 2001. The causes of land-use and land-cover change: Moving beyond the myths. *Global Environmental Change* 11:261–269.
- Lawler, J. J., S. L. Shafer, D. White, P. Kareiva, E. P. Maurer, A. R. Blaustein, and P. J. Bartlein. 2009. Projected climate-induced faunal change in the Western Hemisphere. *Ecology* 90:588–597.
- Lehmann, C. E. R., T. M. Anderson, M. Sankaran, S. I. Higgins, S. Archibald, W. A. Hoffmann, N. P. Hanan, R. J. Williams, R. J. Fensham, J. Felfili, L. B. Hutley, J. Ratnam, J. San Jose, R. Montes, D. Franklin, J. Russell-Smith, C. M. Ryan, G.

- Durigan, P. Hiernaux, R. Haidar, D. M. J. S. Bowman, and W. J. Bond. 2014. Savanna vegetation–fire–climate relationships differ among continents. *Science* 343:548–552.
- Lezama, F., S. Baeza, A. Altesor, A. Cesa, E. J. Chaneton, and J. M. Paruelo. 2014. Variation of grazing-induced vegetation changes across a large-scale productivity gradient. *Journal of Vegetation Science* 25:8–21.
- Lezama, F., M. Pereira, A. Altesor, and J. M. Paruelo. 2019. Grasslands of Uruguay: Classification based on vegetation plots. *Phytocoenologia* 49:211–229.
- Liu, Y. Y., J. P. Evans, M. F. McCabe, R. A. M. de Jeu, A. I. J. M. van Dijk, A. J. Dolman, and I. Saizen. 2013. Changing Climate and Overgrazing Are Decimating Mongolian Steppes. *PLoS ONE* 8:e57599.
- Loarie, S. R., P. B. Duffy, H. Hamilton, G. P. Asner, C. B. Field, and D. D. Ackerly. 2009. The velocity of climate change. *Nature* 462:1052–1055.
- Van Loo, E. J., V. Caputo, R. M. Nayga, and W. Verbeke. 2014. Consumers' valuation of sustainability labels on meat. *Food Policy* 49:137–150.
- López-Marisco, L., F. Lezama, and A. Altesor. 2020. Heterogeneity decreases as time since fire increases in a South American grassland. *Applied Vegetation Science*.
- Lucas, C., M. Ceroni, S. Baeza, A. A. Muñoz, and A. Brazeiro. 2016. Sensitivity of subtropical forest and savanna productivity to climate variability in South America, Uruguay. *Journal of Vegetation Science* 28:192–205.
- Luza, A. L., M. B. Carlucci, S. M. Hartz, and L. D. S. Duarte. 2014. Moving from forest vs. grassland perspectives to an integrated view towards the conservation of forest–grassland mosaics. *Natureza & Conservação* 12:166–169.
- Malm, A., and A. Hornborg. 2014. The geology of mankind? A critique of the anthropocene narrative. *Anthropocene Review* XX:1–8.
- Mantyka-Pringle, C. S., T. G. Martin, and J. R. Rhodes. 2012. Interactions between climate and habitat loss effects on biodiversity: A systematic review and meta-analysis. *Global Change Biology* 18:1239–1252.
- Marchesi, E., E. Alonso, C. Brussa, L. Delfino, M. García and F. Haretche. 2013. Plantas Vasculares. Pp 27-71 en: Soutullo, A., C. Clavijo, and J. A. Martínez-Lafranco, (eds). 2013. Especies prioritarias para la conservación en Uruguay. snap/dinama/mvotma y dicyt/mec, Montevideo.
- Meiners, S. J., S. T. A. Pickett, and M. L. Cadenasso. 2015. An integrative approach to successional dynamics. Tempo and mode of vegetation change. First edition. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- MGAP - DIEA. 2017. Anuario estadístico agropecuario 2017. <http://www.mgap.gub.uy/sites/default/files/diea-anuario2017web01a.pdf> Consultado el 27/06/2018
- Modernel, P., W. A. H. Rossing, M. Corbeels, S. Dogliotti, V. Picasso, and P. Tittonell. 2016. Land use change and ecosystem service provision in Pampas and Campos grasslands of southern South America. *Environmental Research Letters* 11.
- Moncrieff, G. R., W. J. Bond, and S. I. Higgins. 2016. Revising the biome concept for understanding and predicting global change impacts. *Journal of Biogeography* 43:863–873.
- Moore, J. W. 2016. Introduction. Pp. 1-13 en Moore, J. W. (ed.) *Anthropocene or capitalocene. Nature, history and the crisis of capitalism..* Kairos, Oakland, USA.
- Mucina L. 2018. Biome: evolution of a crucial and biogeographical concept. *New Phytologist* 222:97-114.
- Muhamed, H., B. Touzard, Y. Le Bagousse-pinguet, and R. Michalet. 2013. Forest Ecology and Management The role of biotic interactions for the early establishment of oak seedlings in coastal dune forest communities. *Forest Ecology and Management* 297:67–74.

- Müller, S. C., G. E. Overbeck, J. Pfadenhauer, and V. D. Pillar. 2012a. Woody species patterns at forest-grassland boundaries in southern Brazil. *Flora* 207:586–598.
- Müller, S.C., Overbeck G. E., Blanco C. C., de Oliveira J. M. and V. D. Pillar. 2012b. South Brazilian Forest-Grassland Ecotones; Dynamics Affected by Climate, Disturbance, and Woody Species Traits. Pp. 167-187 en Myster, R. W. (ed). *Ecotones Between Forest and Grassland*, 1st edition. First edition. Springer International Publishing, New York, USA.
- Murphy, B. P., A. N. Andersen, and C. L. Parr. 2016. The underestimated biodiversity of tropical grassy biomes. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 371.
- Murphy, B. P., and D. M. J. S. Bowman. 2012. What controls the distribution of tropical forest and savanna? *Ecology Letters* 15:748–758.
- Myster, R. W., editor. 2012. *Ecotones Between Forest and Grassland*, 1st edition. First edition. Springer International Publishing, New York, USA.
- Naciones Unidas 2021 Sustainable development goals. <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/sustainable-development-goals/>
- Nelson, G. C., E. Bennett, A. A. Berhe, K. Cassman, R. DeFries, T. Dietz, A. Dobermann, A. Dobson, A. Janetos, M. Levy, D. Marco, N. Nakicenovic, B. O'Neill, R. Norgaard, G. Petschel-Held, D. Ojima, P. Pingali, R. Watson, and M. Zurek. 2006. Anthropogenic drivers of ecosystem change: An overview. *Ecology and Society* 11:29.
- Newbold, T. 2018. Future effects of climate and land-use change on terrestrial vertebrate community diversity under different scenarios. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 285.
- Newbold, T., L. N. Hudson, S. L. L. Hill, S. Contu, I. Lysenko, R. A. Senior, L. Börger, D. J. Bennett, A. Choimes, B. Collen, J. Day, A. De Palma, S. Díaz, S. Echeverria-Londoño, M. J. Edgar, A. Feldman, M. Garon, M. L. K. Harrison, T. Alhousseini, D. J. Ingram, Y. Itescu, J. Kattge, V. Kemp, L. Kirkpatrick, M. Kleyer, D. L. P. Correia, C. D. Martin, S. Meiri, M. Novosolov, Y. Pan, H. R. P. Phillips, D. W. Purves, A. Robinson, J. Simpson, S. L. Tuck, E. Weiher, H. J. White, R. M. Ewers, G. M. MacE, J. P. W. Scharlemann, and A. Purvis. 2015. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature* 520:45–50.
- Noss, R. F. 2013. *Forgotten Grasslands of the South: Natural History and Conservation*. Page Journal of Chemical Information and Modeling. ISLAND PRESS, Washington.
- O'Mara, F. P. 2012. The role of grasslands in food security and climate change. *Annals of Botany* 110:1263–1270.
- Oliveira, J. M., and V. D. Pillar. 2004. Vegetation dynamics on mosaics of Campos and Araucaria forest between 1974 and 1999 in Southern Brazil. *Community Ecology* 5:197–202.
- Olson, D. M., E. Dinerstein, E. D. Wikramanayake, N. D. Burgess, G. V. N. Powell, E. C. Underwood, J. A. D'Amico, I. Itoua, H. E. Strand, J. C. Morrison, C. J. Loucks, T. F. Allnutt, T. H. Ricketts, Y. Kura, J. F. Lamoreux, W. W. Wettengel, P. Hedao, and K. R. Kassem. 2001. Terrestrial ecoregions of the world: A new map of life on Earth. *BioScience* 51:933–938.
- OPP. 2015. *Reporte Uruguay 2015*.
- Overbeck, G. E., P. M. A. Ferreira, and V. D. Pillar. 2016. Conservation of mosaics calls for a perspective that considers all types of mosaic-patches. Reply to Luza et al. *Natureza e Conservacao* 14:152–154.
- Overbeck, G. E., S. C. Müller, A. Fidelis, J. Pfadenhauer, V. D. Pillar, C. C. Blanco, I. I. Boldrini, R. Both, and E. D. Forneck. 2007. Brazil's neglected biome: The South Brazilian Campos. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 9:101–116.

- Overbeck, G. E., E. Vélez-Martin, F. R. Scarano, T. M. Lewinsohn, C. R. Fonseca, S. T. Meyer, S. C. Müller, P. Ceotto, L. Dadalt, G. Durigan, G. Ganade, M. M. Gossner, D. L. Guadagnin, K. Lorenzen, C. M. Jacobi, W. W. Weisser, and V. D. Pillar. 2015. Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. *Diversity and Distributions* 21:1455–1460.
- Oyarzabal, M., B. Andrade, V. D. Pillar, and J. Paruelo. 2020. Temperate Subhumid Grasslands of Southern South America. Page (M. Goldstein and D. DellaSala, Eds.) *Encyclopedia of the World's Biomes*. Elsevier Inc.
- Palomo, I., C. Montes, B. Martín-López, J. A. González, M. García-Llorente, P. Alcorlo, and M. R. G. Mora. 2014. Incorporating the social-ecological approach in protected areas in the anthropocene. *BioScience* 64:181–191.
- Parmesan, C., and G. Yohe. 2003. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature* 421:37–42.
- Paruelo, J. M., J. P. Guerschman, G. Piñeiro, E. G. Jobbágy, S. R. Verón, G. Baldi, and S. Baeza. 2006. Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: marcos conceptuales para su análisis. *Agrociencia* X:47–61.
- Paruelo, J. M., E. G. Jobbágy, M. Oesterhels, R. A. Golluscio, and M. R. Aguiar. 2007. The Grasslands and Steppes of Patagonia and the Río de la Plata Plains. Pp. 232-249 en T. Veblen, K. Young, and A. Orme (eds.). *The Physical Geography of South America*. Oxford University Press.
- Pausas, J. G., and W. J. Bond. 2020. Alternative Biome States in Terrestrial Ecosystems. *Trends in Plant Science*:1–14.
- Pereira Machín, M. 2013. Using participatory research, remote sensing and field surveys to build a state and transition model for the native pastures of northern Uruguay. Pages 1084–1087 *Proceedings, 22nd International Grassland Congress, Sydney, Australia*.
- Peters, D. P. C., J. R. Gosz, W. T. Pockman, E. E. Small, R. R. Parmenter, S. L. Collins, and E. Muldavin. 2006. Integrating patch and boundary dynamics to understand and predict biotic transitions at multiple scales. *Landscape Ecology* 21:19–33.
- Picasso V. 2015. Sustentabilidad y resiliencia en sistemas de campo natural. En Rayukoff J. compilador. *Producción Animal Sostenible en pastoreo sobre campo natural*, Montevideo: MGAP, 2016. 148 pp.,: 119-130p.
- Pichler, M., A. Schaffartzik, H. Haberl, and C. Görg. 2017. Drivers of society-nature relations in the Anthropocene and their implications for sustainability transformations. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 26:32–36.
- Pillar De Patta, V., and F. de Quadros. 1997. Grassland-forest boundaries in Souther Brazil. *COENOSIS* 12:119–126.
- Pimm, S. L., C. N. Jenkins, R. Abell, T. M. Brooks, J. L. Gittleman, L. N. Joppa, P. H. Raven, C. M. Roberts, and J. O. Sexton. 2014. The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science* 344.
- Prach, K., and L. R. Walker. 2011. Four opportunities for studies of ecological succession. *Trends in Ecology and Evolution* 26:119–123.
- Proyecto REDD+ Uruguay. 2019a. Análisis de las especies exóticas invasoras (EEI) en bosques nativos del Uruguay, en base a parcelas del Inventario Forestal Nacional (IFN). Garcia de Souza, M. L., C. Justo, C. Miguel C. and D. Martino. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca – Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente. Montevideo. [En línea] Consultado el 29 de junio de 2021. Disponible en: <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/sites/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/files/documentos/publicaciones/3.%20An%C3%A1lisis%20de%20las%20Especies%20Ex%C3%B3ticas%20Invasoras%20%28EEI%29%20en%20Bosques%20en%20base%20a%20IFN.pdf>
- Proyecto REDD+ Uruguay. 2019b. Análisis de información sobre infracciones a la normativa forestal relacionadas con bosque nativo para el período 2000 - 2016. Baccino, E., A. Boccoardo, V. Chiesa, García de Souza M.L., Méndez A., Olivera J. and D. Martino. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca - Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente. Montevideo.

- Proyecto REDD+ Uruguay. 2020a. Tenencia de tierra y bosque nativo en Uruguay. Chiesa, V., P. Rodríguez, K. Gasparini, M. L. García, J. Olivera, G. Rama and D. Martino. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca - Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente. Montevideo. https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/sites/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/files/documentos/publicaciones/9.%20Tenencia%202020-07-29%20FINAL_con%20autorias.pdf
- Proyecto REDD+ Uruguay. 2020b. Monitoreo de especies exóticas invasoras del bosque nativo de Uruguay mediante sensoramiento remoto. Olivera, J.M., M. E. Riaño, V. Etchebarne, M. L. García de Souza, and C. Justo. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca-Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente. Montevideo. [En línea] Consultado el 29 de junio de 2021. Disponible en: <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/comunicacion/publicaciones/monitoreo-especies-exoticas-invasoras-del-bosque-nativo-uruguay-mediante>
- Le Quéré, C., R. M. Andrew, J. G. Canadell, S. Sitch, J. Ivar Korsbakken, G. P. Peters, A. C. Manning, T. A. Boden, P. P. Tans, R. A. Houghton, R. F. Keeling, S. Alin, O. D. Andrews, P. Anthoni, L. Barbero, L. Bopp, F. Chevallier, L. P. Chini, P. Ciais, K. Currie, C. Delire, S. C. Doney, P. Friedlingstein, T. Gkritzalis, I. Harris, J. Hauck, V. Haverd, M. Hoppema, K. Klein Goldewijk, A. K. Jain, E. Kato, A. Körtzinger, P. Landschützer, N. Lefèvre, A. Lenton, S. Lienert, D. Lombardozi, J. R. Melton, N. Metz, F. Millero, P. M. S. Monteiro, D. R. Munro, J. E. M. S. Nabel, S. I. Nakaoka, K. O'Brien, A. Olsen, A. M. Omar, T. Ono, D. Pierrot, B. Poulter, C. Rödenbeck, J. Salisbury, U. Schuster, J. Schwinger, R. Séférian, I. Skjelvan, B. D. Stocker, A. J. Sutton, T. Takahashi, H. Tian, B. Tilbrook, I. T. Van Der Laan-Luijkx, G. R. Van Der Werf, N. Viovy, A. P. Walker, A. J. Wiltshire, and S. Zaehle. 2016. Global Carbon Budget 2016. *Earth System Science Data* 8:605–649.
- Pezzani, F., S. Baeza & J.M. Paruelo. 2011. Efecto de los arbustos sobre el estrato herbáceo de pastizales. Pp 195-207 en: Altosor, A., W. Ayala and J. M. Paruelo (eds.). *Bases Ecológicas y Tecnológicas Para el Manejo de Pastizales*, Serie: FPTA N°26 INIA, Montevideo, UY.
- Ramankutty, N., and O. T. Coomes. 2016. Land-use regime shifts: An analytical framework and agenda for future landuse research. *Ecology and Society* 21:1.
- Ramankutty, N., and J. A. Foley. 1999. Estimating historical changes in global land cover: Croplands from 1700 to 1992. *Global Biogeochemical Cycles* 13:997–1027.
- Ratajczak, Z., J. B. Nippert, J. M. Briggs, and J. M. Blair. 2014. Fire dynamics distinguish grasslands, shrublands and woodlands as alternative attractors in the Central Great Plains of North America:1374–1385.
- REDD+-CMNUCC.2021. UNFCCC REDD+ Web Platform. <https://redd.unfccc.int/>
- Reyers, B., C. Folke, M. L. Moore, R. Biggs, and V. Galaz. 2018. Social-ecological systems insights for navigating the dynamics of the anthropocene. *Annual Review of Environment and Resources* 43:267–289.
- Riggio, J., J. E. M. Baillie, S. Brumby, E. Ellis, C. M. Kennedy, J. R. Oakleaf, A. Tait, T. Tepe, D. M. Theobald, O. Venter, J. E. M. Watson, and A. P. Jacobson. 2020. Global human influence maps reveal clear opportunities in conserving Earth's remaining intact terrestrial ecosystems. *Global Change Biology* 26:4344–4356.
- Ríos, M., M. L. Bartesaghi, V. Piñeiro, A. Garay, P. Mai, L. Delfino, S. Masciadri, E. Alonso - Paz, M. J. Bassagoda, and A. Soutullo. 2010. Caracterización y distribución espacial del bosque y matorral psamófilo. Ministerio de Vivienda Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente, Montevideo, UY.
- Rivas M. 2005. Desafíos y alternativas para la conservación in situ de los palmares de Butiacapitata (Mart.) Becc. *Agrociencia* IX (1 y 2): 161 - 168.
- Rockström, J., W. Steffen, K. Noone, Å. Persson, F. S. Chapin, E. F. Lambin, T. M. Lenton, M. Scheffer, C. Folke, H. J. Schellnhuber, B. Nykvist, C. A. de Wit, T. Hughes, S. van der Leeuw, H. Rodhe, S. Sörlin, P. K. Snyder, R. Costanza,

- U. Svedin, M. Falkenmark, L. Karlberg, R. W. Corell, V. J. Fabry, J. Hansen, B. Walker, D. Liverman, K. Richardson, P. Crutzen, and J. A. Foley. 2009. A safe operating space for humanity. *Nature* 461:472–475.
- Rodríguez-Gallego, M.G. 2006. Estructura y regeneración del Bosque de Ombúes (*Phytolacca dioica*) de la Laguna de castillos (Rocha, Uruguay). Pp 503–511 en: Menafrá, R., L. Rodríguez-Gallego, F. Scarabino, D. Conde. (eds.). Bases para la Conservación y el Manejo de la Costa Uruguaya. Vida Silvestre Uruguay, Montevideo, Uruguay.
- Rodríguez, C., E. Leoni, F. Lezama, and A. Altesor. 2003. Temporal trends in species composition and plant traits in natural grasslands of Uruguay. *Journal of Vegetation Science* 14:433–440.
- Rojstaczer, S., S. M. Sterling, and N. J. Moore. 2001. Human appropriation of photosynthesis products. *Science* 294:2549–2552.
- Rolhauser, A. G., and W. B. Batista. 2014. From pattern to process: estimating expansion rates of a forest tree species in a protected palm savanna. *Landscape Ecology* 29:919–931.
- Rosengurtt, B. 1944. Las formaciones campestres y herbáceas del Uruguay. *AGROS*:1–45.
- Sala, O. E., W. K. Lauenroth, and R. A. Golluscio. 1997. Plant functional types in temperate semi-arid regions. Pages 217–233 in T. M. Smith, H. H. Shugart, and F. I. Woodward, editors. *Plant functional types*. Cambridge University Press.
- Sankey TT. 2012. Woody-Herbaceous-livestock Species Interactions. Pp 89-114 en: *Ecotones Between Forest and Grassland*. Myer RW (ed). Springer Science+Business Media, New York, USA.
- Scheffer, M., S. Carpenter, J. A. Foley, C. Folke, and B. Walker. 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* 413:591–596.
- Scholes, R. J., and B. H. Walker. 1993. *An African Savanna: Synthesis of the Nylsvley study*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Scholes, R. J., and B. H. Walker. 2004. *An African Savanna: Synthesis of the Nylsvley study*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Seddon, A. W. R., M. Macias-Fauria, P. R. Long, D. Benz, and K. J. Willis. 2016. Sensitivity of global terrestrial ecosystems to climate variability. *Nature* 531:229–232.
- Silveira, F. A. O., A. J. Arruda, W. Bond, G. Durigan, A. Fidelis, K. Kirkman, R. S. Oliveira, G. E. Overbeck, J. B. B. Sansevero, F. Siebert, S. J. Siebert, T. P. Young, and E. Buisson. 2020. Myth-busting tropical grassy biome restoration. *Restoration Ecology* 28:1067–1073.
- Silveira, F. A. O., C. A. Ordóñez-Parra, L. C. Moura, I. B. Schmidt, A. N. Andersen, W. Bond, E. Buisson, G. Durigan, A. Fidelis, R. S. Oliveira, C. Parr, L. Rowland, J. W. Veldman, and R. T. Pennington. 2021. Biome Awareness Disparity is BAD for tropical ecosystem conservation and restoration. *Journal of Applied Ecology*:1–9.
- Smith, P., P. J. Gregory, D. Van Vuuren, M. Obersteiner, P. Havlík, M. Rounsevell, J. Woods, E. Stehfest, and J. Bellarby. 2010. Competition for land. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 365:2941–2957.
- Song, X. P., M. C. Hansen, S. V. Stehman, P. V. Potapov, A. Tyukavina, E. F. Vermote, and J. R. Townshend. 2018. Global land change from 1982 to 2016. *Nature* 560:639–643.
- Soriano A. 1992. Rio de la Plata grasslands. In: Coupland, R.T. (ed.) *Natural grasslands. Introduction and Western Hemisphere*, pp. 367–407. Elsevier, Amsterdam, NL.
- Soutullo A, Bartesaghi L, Achkar M, Blum A, Brazeiro A, Ceroni M, Cutiérrez O, Panario D & L Rodríguez-Gallego. 2012. Evaluación y mapeo de servicios ecosistémicos de Uruguay. Informe Técnico. Convenio MGAP/PPR – CIEDUR/ Facultad de Ciencias/Vida Silvestre Uruguay/Sociedad Zoológica del Uruguay. 20p.

- Soutullo, A., C. Clavijo, and J. A. Martínez-Lafranco, (eds). 2013. *Especies prioritarias para la conservación en Uruguay*. snap/dinama/mvotma y dicyt/mec, Montevideo.
- Spaargaren, G., and P. Oosterveer. 2010. Citizen-consumers as agents of change in globalizing modernity: The case of sustainable consumption. *Sustainability* 2:1887–1908.
- Staver, A. C., S. Archibald, and S. A. Levin. 2011. The global extent and determinants of savanna and forest as alternative biome states. *Science* 334:230–232.
- Steffen, W., Å. Persson, L. Deutsch, J. Zalasiewicz, M. Williams, K. Richardson, C. Crumley, P. Crutzen, C. Folke, L. Gordon, M. Molina, V. Ramanathan, J. Rockström, M. Scheffer, H. J. Schellnhuber, and U. Svedin. 2011. The anthropocene: From global change to planetary stewardship. *Ambio* 40:739–761.
- Steffen, W., A. Sanderson, P. D. Tyson, P. A. Matson, B. Moore III, F. Oldfiels, K. Richardson, H. J. Schellnhuber, B. L. Turner II, and R. J. Wasson. 2004. *Global Change and the Earth System*. Second edition. Springer.
- Stehfest, E., W. J. van Zeist, H. Valin, P. Havlik, A. Popp, P. Kyle, A. Tabeau, D. Mason-D'Croz, T. Hasegawa, B. L. Bodirsky, K. Calvin, J. C. Doelman, S. Fujimori, F. Humpenöder, H. Lotze-Campen, H. van Meijl, and K. Wiebe. 2019. Key determinants of global land-use projections. *Nature Communications* 10:1–10.
- The World Bank Environment Department. 2010. *Convenient Solutions to an Inconvenient Truth : Approaches to Climate Change*. Page World. The World Bank, Washington, USA.
- Thomas, C. D., A. Cameron, R. E. Green, M. Bakkenes, L. J. Beaumont, Y. C. Collingham, B. F. N. Erasmus, M. Ferreira De Siqueira, A. Grainger, L. Hannah, L. Hughes, B. Huntley, A. S. Van Jaarsveld, G. F. Midgley, L. Miles, M. A. Ortega-Huerta, A. T. Peterson, O. L. Phillips, and S. E. Williams. 2004. Extinction risk from climate change. *Nature* 427:145–148.
- Tiscornia, G., M. Jaurena, and W. Baethgen. 2019. Drivers, process, and consequences of native grassland degradation: Insights from a literature review and a survey in Río de la Plata grasslands. *Agronomy* 9:8–12.
- Ulloa, A. 2017. Dinámicas ambientales y extractivas del siglo XXI: ¿es la época del Antropoceno o del Capitaloceno en Latinoamérica? *Desacatos* 54:5-73.
- United Nations Development Programme. 2020. *Human Development Report 2020 The next frontier Human development and the Anthropocene*. New York, US.
- Urban, M. C. 2015. Accelerating extinction risk from climate change. *Science* 348:571–573.
- Veldman, J. W., E. Buisson, G. Durigan, G. W. Fernandes, S. Le Stradic, G. Mahy, D. Negreiros, G. E. Overbeck, R. G. Veldman, N. P. Zaloumis, F. E. Putz, and W. J. Bond. 2015. Toward an old-growth concept for grasslands, savannas, and woodlands. *Frontiers in Ecology and the Environment* 13:154–162.
- Veldman J.W., Overbeck G. E., Negreiros D., Mahy G., Le Stradic S., Fernandes G. W., Durigan G., Buisson E., Putz F. E., & W. J. Bond. 2015. Where Tree Planting and Forest Expansion are Bad for Biodiversity and Ecosystem Services. *BioScience* 65(10): 1011-1018.
- Vitousek, P. M., P. R. Ehrlich, A. H. Ehrlich, and P. A. Matson. 1986. Human Appropriation of the Products of Photosynthesis, <https://doi.org/10.2307/1310258>. University of California Press 36:368–373.
- Vitousek, P. M., H. A. Mooney, J. Lubchenco, and J. M. Melillo. 1997. Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science* 277:1–807.
- Volante, J., J. Mosciaro, M. Morales Poclava, L. Vale, S. Castrillo, J. Sawchik, G. Tiscornia, M. Fuente, I. Maldonado, A. Vega, R. Trujillo, L. Cort'z, and J. Paruelo. 2015. Expansión agrícola en Argentina, Bolivia, Paraguay, Uruguay y Chile entre 2000-2010. Caracterización espacial mediante series temporales de índices de vegetaci' n. *Revista de Investigaciones Agropecuarias* 41:179–191.

- van Vuuren, D. P., J. Edmonds, M. Kainuma, K. Riahi, A. Thomson, K. Hibbard, G. C. Hurtt, T. Kram, V. Krey, J. F. Lamarque, T. Masui, M. Meinshausen, N. Nakicenovic, S. J. Smith, and S. K. Rose. 2011. The representative concentration pathways: An overview. *Climatic Change* 109:5–31.
- Walker, L. R., and D. A. Wardle. 2014. Plant succession as an integrator of contrasting ecological time scales. *Trends in Ecology and Evolution* 29:504–510.
- Walter, H. 1985. *Vegetation of the Earth and Ecological Systems of the Geo-biosphere*. 3rd ed. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.
- Walther, G. R., E. Post, P. Convey, A. Menzel, C. Parmesan, T. J. C. Beebee, J. M. Fromentin, O. Hoegh-Guldberg, and F. Bairlein. 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416:389–395.
- Warren, R., J. Vanderwal, J. Price, J. A. Welbergen, I. Atkinson, J. Ramirez-Villegas, T. J. Osborn, A. Jarvis, L. P. Shoo, S. E. Williams, and J. Lowe. 2013. Quantifying the benefit of early climate change mitigation in avoiding biodiversity loss. *Nature Climate Change* 3:678–682.
- Whittaker, R. H. 1975. *Communities and ecosystems*. Page Environmental Biology. Second edition. MacMillan Publishing Co., INC, New York, US.
- Wood, S. W., and D. M. J. S. Bowman. 2012. Alternative stable states and the role of fire-vegetation-soil feedbacks in the temperate wilderness of southwest Tasmania. *Landscape Ecology* 27:13–28.
- WWF. 2020. Southeastern South America: Uruguay, Brazil, and Argentina. <<https://www.worldwildlife.org/ecoregions/nt0710>> Downloaded on 13 July 2020.
- Yanoff, S., and E. Muldavin. 2008. Grassland-shrubland transformation and grazing: A century-scale view of a northern Chihuahuan Desert grassland. *Journal of Arid Environments* 72:1594–1605.
- Zhou, W., H. Yang, L. Huang, C. Chen, X. Lin, Z. Hu, and J. Li. 2017. Grassland degradation remote sensing monitoring and driving factors quantitative assessment in China from 1982 to 2010. *Ecological Indicators* 83:303–313.

CAPITULO1

CARACTERIZACIÓN DE LOS ECOTONOS DE BOSQUE A
COMUNIDADES VEGETALES ABIERTAS EN EL PAISAJE
PROTEGIDO QUEBRADA DE LOS CUERVOS Y SIERRAS DEL
YERBAL – TREINTA Y TRES CON ÉNFASIS EN LA COMUNIDAD
DE ÁRBOLES Y ARBUSTOS

Tabla de contenido

Resumen	55
1. INTRODUCCIÓN	56
1.1 Objetivo general	59
1.2 Objetivos específicos	59
2.ABORDAJE METODOLÓGICO	60
2.1 Área de estudio	60
2.2 Diseño de muestreo	61
2.2.1 <i>Vegetación dominante</i>	64
2.2.2 <i>Comunidad leñosa</i>	64
2.2.3 <i>Cobertura del suelo</i>	64
2.2.4 <i>Otras variables</i>	64
2.3 Análisis de datos	65
2.3.1 <i>Identificación de tipos de ecotonos</i>	65
2.3.2 <i>Caracterización de los tipos de ecotonos</i>	66
2.3.2.1 <i>Clasificación de especies</i>	66
2.3.2.2 <i>Especies indicadoras</i>	67
2.3.2.3 <i>Cobertura del suelo</i>	67
2.3.3 <i>Caracterización del gradiente dentro de los tipos de ecotono</i>	67
2.3.3.1 <i>Vegetación dominante</i>	68
2.3.3.2 <i>Riqueza de especies leñosas</i>	68
2.3.3.3 <i>Variabilidad en la composición de leñosas en relación a variables de los ecotonos</i>	71
3.RESULTADOS	78
3.1 Tipos de ecotono	78
3.2 Caracterización general de los ecotonos	80
3.2.1 <i>Composición de especies</i>	80
3.2.2 <i>Clasificación de las especies</i>	84

2.2.3	<i>Especies indicadoras</i>	87
2.2.4	<i>Cobertura del suelo</i>	88
3.3	Caracterización del gradiente dentro de los tipos de ecotono	90
3.3.1	<i>Vegetación dominante</i>	90
3.3.2	<i>Riqueza de especies</i>	92
3.3.2.1	Beta diversidad entre sitios múltiples	94
	Beta diversidad entre sitios pareados-cambios en relación a la distancia al cuadrante 1	94
3.3.3	<i>Variabilidad en la composición de leñosas en relación a variables de los ecotonos</i>	98
3.3.3.1	Selección de variables	98
3.3.3.2	Relación entre la presencia de leñosas (árboles ya arbustos) y las variables	98
3.3.3.3	Ordenación de los cuadrantes con presencia de leñosas en relación a su composición	99
3.3.3.4	Relación de la ordenación de estos cuadrantes en relación a las variables seleccionadas	100
4.	DISCUSIÓN	101
4.1	Tipos de ecotono y caracterización general	101
4.2	Gradiente dentro de los ecotonos	106
4.3	Consideraciones finales	108
4.4	Consideraciones finales	Error! Bookmark not defined.
5.	Referencias bibliográficas	110
	ANEXO CLASIFICACIÓN DE ESPECIES	120

Resumen

Las principales amenazas de los biomas abiertos en los Pastizales del Río de la Plata son el reemplazo de áreas naturales para agricultura y plantación de especies exóticas, así como el sobrepastoreo, la intensificación de la producción ganadera, la invasión por especies exóticas y el avance de la vegetación leñosa. Existe un rango de temperatura y precipitaciones en el que es posible la coexistencia de biomas de bosque y biomas abiertos. Para el análisis de la coexistencia de biomas abiertos y biomas de bosque se ha propuesto recientemente el marco teórico de Estados Alternativos de Biomas. En estas regiones es posible encontrar mosaicos de comunidades vegetales abiertas (e.g. pastizal, arbustal) y bosques, cuya dinámica espacial y temporal responde, según esta teoría, principalmente a la remoción de la vegetación dada por el fuego y los herbívoros. Sin embargo, las dinámicas entre comunidades vegetales abiertas y de bosque dependen de diferentes variables a varias escalas, y las respuestas de estas comunidades pueden variar según el sistema de estudio. Este capítulo se centra en las transiciones de bosque a comunidades vegetales abiertas en el espacio. Se consideran las transiciones como el ecotono o límite entre el bosque y la comunidad vegetal abierta. Operativamente, ecotono se considerará como una zona de aproximadamente 200m que atraviesa el bosque y la comunidad vegetal abierta adyacente. El objetivo de este capítulo fue determinar si en esos ecotonos era posible identificar diferentes tipos de ecotonos entre los bosque y las comunidades vegetales abiertas, principalmente en base en la comunidad de árboles y arbustos, e intentar describir la variabilidad dentro de cada ecotono y explorar cuáles variables y manejos podrían influir en estos ecotonos e explorar las repercusiones que podrían tener estos ecotonos para la conservación de la biodiversidad. El trabajo se realizó en el Paisaje Protegido Quebrada de los Cuervos y Sierras del Yermal. Se describió la comunidad de árboles y arbustos, la estructura de la vegetación y algunas variables ambientales en los ecotonos de diez sitios con diferentes manejos ganaderos. Se identificaron y describieron dos tipos de ecotonos. Uno de estos ecotonos dominado por vegetación arbustiva y otro por pastizal. El ecotono dominado por vegetación arbustiva estuvo asociado a los sitios con exclusión de ganado y ganadería vacuna con baja carga sin uso de fuego o chirquera. El otro ecotono se asoció al sitio con baja carga vacuna con uso del fuego y chirquera y a los sitios con la alta carga ovina con uso de fuego y chirquera. Ambos tipos de ecotono comparten un grupo de especies dominantes, pero también presentan especies que dominan en un ecotono pero no en el otro, así como un grupo de especies indicadoras de cada ecotono. Aunque el ecotono dominado por arbustal tiene más especies leñosas prioritarias, también tiene la presencia de una exótica invasora. A escala de sitio, la riqueza de especies leñosas disminuye luego del borde del bosque en ambos ecotonos, lo que podría estar respondiendo a un gradiente ambiental local. Este cambio fue más abrupto en el caso del ecotono dominado por pastizal, y los resultados obtenidos sugieren que estaría asociado a la pérdida de especies leñosas. La presencia de leñosas parece estar asociada negativamente con el uso alta carga ovina con uso de fuego y chirquera y la distancia al curso. Asimismo, la distancia al curso, rocosidad y pendiente influyeron en la composición leñosa a escala de sitio. Estos resultados muestran que para conservar la biodiversidad en estos paisajes característicos de las Sierras ambas comunidades son importantes, y es necesario un manejo diferencial del ganado a nivel de paisaje para poder conservarlas.

1. INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas naturales han sufrido y sufren diversas alteraciones, incluyendo el cambio en la cobertura, cambio en el uso de la tierra, cambio climático, alteración de ciclos biogeoquímicos y cambios bióticos (Vitousek et al. 1997, Chapin 2000, Foley et al. 2005, Nelson et al. 2006, Brook 2008, Barnosky et al. 2011, Hooper 2012, Pimm et al. 2014, Song 2018, Ceballos et al. 2020, United Nations Development Programme 2020). Particularmente, los biomas abiertos han sido y son muy modificados globalmente (Riggio et al. 2020). En este sentido, tanto el clima como los cambios de uso de suelo han degradado los biomas abiertos a nivel global (Donohue et al. 2009, Ellis 2011, Liu et al. 2013, Zhou et al. 2017, Song et al. 2018) y se proyecta que estos pueden seguir afectándolo en el futuro (Epstein et al. 2002, Gibson & Newman 2019). Profundizar en sus dinámicas es fundamental para contribuir a su gestión y conservación.

A nivel global, existe un rango de temperatura y precipitaciones en el que es posible la coexistencia de biomas de bosque y biomas dominados por vegetación herbácea, arbustiva, o árboles en baja densidad (Whittaker 1975; Bond 2005; Hirota et al. 2011; Staver et al. 2011; Dantas et al 2016; Bond 2019; Pausas and Bond 2020). Bioma se refiere a una *“agrupación de tipos de vegetación con la misma forma de crecimiento dominante que permanece estable a lo largo de las generaciones”* (Pausas & Bond 2020). Los biomas abiertos están conformados por vegetación cuya fisionomía está dominada por plantas intolerantes a la sombra. Esto incluye, por ejemplo, pastizales, arbustales, sabanas o bosques abiertos dominados por sotobosque intolerante a la sombra (Bond 2019; Pausas and Bond 2020). Los biomas cerrados están dominados por vegetación arbórea, que excluye a las plantas intolerantes a la sombra de su sotobosque, por ejemplo, bosques (Pausas and Bond 2020; en esta tesis se hará referencia específicamente a los bosques). Para el análisis de la coexistencia de biomas abiertos y biomas de bosque se ha propuesto recientemente el marco teórico de Estados Alternativos de Biomas (Pausas & Bond 2020). Este marco contribuye a analizar la presencia de biomas abiertos en regiones suficientemente cálidas y húmedas para el desarrollo de la vegetación boscosa. En estas regiones es posible encontrar mosaicos de comunidades vegetales abiertas y de bosques cuya dinámica espacial y temporal responde, según esta teoría, principalmente a la remoción de la vegetación dada por el fuego y los herbívoros (*e.g.* Scheffer et al. 2001; Murphy and Bowman 2012; Sankey 2012; Ratajczak et al. 2014; Bernardi et al. 2016, 2019a y b; Dantas et al. 2016; Bond 2019; Pausas and Bond 2020). Sin embargo, las dinámicas entre comunidades vegetales abiertas, y entre estas y los bosques dependen de diferentes variables a varias escalas, y las respuestas de estas comunidades vegetales pueden variar según el sistema de estudio (Scholes

& Walker 1993, Peters et al. 2006, Murphy & Bowman 2012, Myster 2012, Lehmann et al. 2014, Pausas & Bond 2020).

Comprender las transiciones entre comunidades vegetales abiertas y de bosque, puede ser fundamental para poder gestionar los territorios de forma de conservar la biodiversidad y poder apoyar la producción compatible con la conservación. Los ecotonos, pueden definirse como las zonas de transición y tensión entre dos comunidades ecológicas (Peters et al. 2006; Kark 2013). Los ecotonos han sido identificados como zonas dinámicas y sensibles a cambios ambientales, lo que las hace un sitio de interés para comprender y monitorear la respuesta de las comunidades vegetales a los cambios ambientales y detectar alertas tempranas a cambios (Kark 2013; Lesica 2015). Asimismo, la descripción de los patrones de cambios de la estructura de la vegetación que se dan en los límites entre comunidades vegetales abiertas y de bosque, y la relación de estos patrones con el fuego y la herbivoría, se han identificado como claves para identificar la existencia de estados alternativos de biomas (Pausa and Bond 2020).

Los Pastizales del Río de la Plata constituyen unas de las regiones de pastizales templados subhúmedos más extensas del planeta, abarcando 70 millones de hectáreas distribuidas entre la zona centro-este de Argentina, Sur de Brasil y Uruguay, Sur de Brasil y Uruguay (Soriano 1991, Paruelo et al. 2007). Las comunidades vegetales abiertas que abarca esta región son pastizal, arbustal y sabanas, pero también presenta bosques inmersos en la matriz dominante de pastizal. La mayor extensión de comunidades vegetales abiertas de la región están principalmente bajo uso ganadero, siendo esta una de las principales fuentes de ingreso de la región (Modernel et al. 2016). A pesar de su contribución a la provisión de servicios ecosistémicos y a la conservación de la biodiversidad únicamente el 2% de su superficie está bajo alguna forma de conservación institucional (IPBES 2018). Para las comunidades vegetales abiertas de la región las principales amenazas son el reemplazo de áreas naturales para agricultura y plantación de especies exóticas (Overbeck et al. 2007, Baldi and Paruelo 2008, Graesser et al. 2015, Volante et al. 2015, Modernel et al. 2016; Baeza and Paruelo 2020). Particularmente, se estima que la cobertura de los Pastizales del Río de la Plata disminuyó del 67.4% al 61.4% entre los períodos 1985 a 2004 (Baldi & Paruelo 2008). Sin embargo, en estas áreas a las amenazas ya mencionadas se le suman el sobrepastoreo, la intensificación de la producción ganadera, la invasión por especie exóticas y el avance de la vegetación leñosa (Overbeck et al. 2007, Guido et al. 2017, Modernel et al. 2016, Tiscornia et al. 2019).

En cuanto a la dinámica de las comunidades vegetales abiertas y bosque para la región, estudios palinológicos del Sur de Brasil indican que el clima es uno de los determinantes de los mosaicos de

comunidades vegetales abiertas y de bosque. Entre la última glaciación y el Holoceno temprano, dominaban únicamente las comunidades vegetales abiertas, mientras que a partir del Holoceno medio comenzaron a desarrollarse bosques, que coexisten hasta la actualidad con las comunidades vegetales abiertas (Behling et al. 2005, 2007, Behling & Pillar 2007). Estos cambios de cobertura se relacionaron con cambios de climas fríos y secos o calientes y secos a climas más húmedos (Behling et al. 2005, 2007, Behling & Pillar 2007). El fuego y el pastoreo también pueden influir en la dinámica de estos mosaicos de coberturas. Investigaciones de campo en los Pastizales del Río de la Plata indican que, exclusiones de fuego y pastoreo por largos períodos en comunidades vegetales abiertas pueden repercutir en un avance de bosque (Oliveira & Pillar 2004, Rolhauser & Batista 2014, Brazeiro et al. 2018, Brussa 2018). Sin embargo, los tiempos en que puede hacer efecto esta exclusión no están necesariamente determinados. La diferencia en la composición de árboles y arbustos en gradientes de bosque-comunidad vegetal abierta no serían notorias en cortos períodos de uso de fuego (seis años de quemados vs recientemente quemados; Müller et al. 2012). Otro factor que puede influir en la dinámica de comunidades vegetales abiertas - bosque es el tipo de comunidad vegetal de la que se parte en un sitio. En el sur de Brasil se encontró que comunidades de pastizal o de bosque pueden llegar a ser muy estables, pudiendo no ocurrir cambios de la vegetación por largos períodos de tiempo a pesar de que se remueva el fuego y el ganado (Oliveira & Pillar 2004). En cambio, para esos mismos períodos de exclusión de fuego y ganado, se encontró que comunidades de pastizal con arbustos altos tendieron a ser sustituidas por bosque (Oliveira & Pillar 2004). La escala espacial también puede influir en los factores que determinan la dinámica de entre estas comunidades vegetales. Una investigación a partir de sensores remotos indica que para el Sureste de Sudamérica el ganado y el fuego influyen negativamente en la cobertura de bosque (Bernardi et al. 2016). En esa misma investigación se encontró que, teniendo en cuenta únicamente la región de Campo (parte de las subregiones de los Pastizales del Río de la Plata), la distancia a los cursos de agua es la principal determinante de la distribución de bosque (Bernardi et al. 2016). Esta evidencia indica que en la región de los Pastizales del Río de la Plata hay una combinación de factores que determinan los mosaicos bosque y comunidades vegetales abiertas, pero parece que a diferentes escalas de tiempo y espacio puede variar la influencia del fuego, herbivoría u otros factores ambientales. Asimismo, no es claro cómo diferentes combinaciones de fuego y ganado pueden influir.

El rango de precipitaciones media anual en Uruguay es de entre 1100 y 1600 mm. Para los climas subtropicales sin período seco mayor a 7 meses, en ese rango de precipitaciones se pueden dar diferentes coberturas de la vegetación (Hirota et al. 2011; Staver et al. 2011), lo que lo hace de Uruguay un estudio de caso atractivo para profundizar el conocimiento sobre los procesos que

determinan las transiciones entre comunidades vegetales abiertas y de bosque. En los últimos años ha habido un gran avance en el conocimiento sobre la respuesta de diferentes comunidades vegetales al manejo ganadero u otras variables, pero estos estudios están centrados en un solo tipo de comunidad vegetal (*e.g.* Altesor et al. 2019; López-Marisco et al. 2020), en sectores homogéneos de diferentes comunidades vegetales dentro de un gradiente más amplio (Gautreu & Lezama 2009), o basados en información obtenida por sensores remotos (*e.g.* Bernardi et al. 2016, 2019a; Gallego et al. 2020), o abordan áreas de estudio pequeñas y que contrastan solo dos sitios (*i.e.* aproximadamente 100ha, Brazeiro et al. 2018, Brussa 2018). Por lo tanto, en Uruguay existe poca información y estudios de campo sobre la dinámica de transiciones entre comunidades vegetales abiertas y bosque.

En este capítulo se propone contribuir a mejorar la comprensión sobre la dinámica entre comunidades vegetales abiertas y de bosque, a partir del análisis de un caso de estudio en Uruguay: el Paisaje Protegido Quebrada de los Cuervos y Sierras del Yerbal (PPQCSY). La principal actividad productiva desarrollada allí es la ganadería extensiva, aunque también existen emprendimientos de turismo, apícolas, o de cultivo de especies frutales nativas (Rodríguez-Gallego 2009). Dentro del área protegida y la zona adyacente existen sitios con diferentes usos y estados de los ecotonos entre comunidades vegetales abiertas y de bosque, teniendo sectores con alta carga ganadera hasta sectores con exclusión ganadera de más de 15 años, además de sectores donde se utiliza la quema de pastizales y arbustales (Gallego et al. 2020, López-Márisco et al. 2020). Esto brinda una oportunidad para caracterizar y evaluar el efecto de las prácticas ganaderas en los ecotonos entre bosque y comunidades vegetales abiertas.

1.1 Objetivo general

El objetivo de este capítulo fue explorar si en este paisaje era posible identificar diferentes tipos de ecotonos entre el bosque y las comunidades vegetales abiertas, basándose principalmente en la comunidad leñosa (árboles y arbustos), en una región serrana típica de los pastizales del Río de la Plata, tomando como caso de estudio el Paisaje Protegido Quebrada de los Cuervos y Sierras del Yerbal (PPQCSY), Treinta y Tres-Uruguay. Se buscó caracterizar cada tipo de ecotono y explorar cuáles variables ambientales y manejos ganaderos podrían influir en estas en un paisaje de serranías. Se buscó analizar estos ecotonos a escala de paisaje y sitio de forma de contribuir a comprender las repercusiones que podrían tener estas transiciones para la conservación de la biodiversidad, especialmente para las especies leñosas.

1.2 Objetivos específicos

Los objetivos específicos de este capítulo son: 1) identificar diferentes tipos de ecotonos en relación a la composición leñosa y manejos ganaderos; 2) caracterizar cada tipo de ecotono en relación a la composición de leñosas y a la cobertura del suelo (*e.g.* cobertura de herbáceas); 3) caracterizar el gradiente dentro de cada tipo de ecotono en relación al tipo de vegetación dominante (arbustiva, herbácea, boscosa), a la riqueza y a las variables que se relacionan con la presencia de especies leñosas y con la variabilidad de la composición de especies. Finalmente, se discuten implicancias de estos resultados para para la conservación de la biodiversidad.

2. ABORDAJE METODOLÓGICO

2.1 Área de estudio

El PPQCSY al momento del muestreo era el Paisaje Protegido Quebrada de los Cuervos (PPQC). El PPQC fue la primera área integrada al SNAP en el 2008, con 4413há de área protegida y 9676há identificadas como área adyacente. Sin embargo, en 2020 fue ampliada a PPQCSY, cubriendo actualmente 19.395ha de área protegida y 22.057ha de área adyacente (Decreto 462/008 2008, Dinama-Mvotma 2019, Decreto 60/020 2020). La temperatura media mínima en la región es 6.4°C (en junio y julio) y la máxima temperatura media llega a 29.6 °C (enero) (InUMet 2020). La precipitación anual media acumulada es de 1292mm (>100 mm por mes, InUMet, 2020). El PPQCSY está localizado en el Sureste de Uruguay, específicamente en la región de Sierras del Este (Panario et al. 2015). Todo el sistema de Sierras tiene una orientación SW-NE (Panario et al. 2015). El suelo puede considerarse como perteneciente a la asociación de grandes grupos Dystrudepts & rock outcrops (United States Department of Agriculture 1999, Durán et al. 1999). La vegetación se desarrolla sobre suelos rocosos, y el paisaje está compuesto por sierras y quebradas que se ubican entre 100 y 500 m sobre el nivel del mar. Regionalmente, los bosques de esta zona pueden ser considerados como parches de bosque pampeano semi-deciduo sensu Oliveira-Filho (2009); Oliveira-Filho et al. (2015), y localmente como “Bosque y Matorral Serrano”, “Bosque fluvial” and “Bosque de quebrada” (Brussa & Grela 2007, Toranza et al. 2019). En particular, PPQCSY se localiza en la región de Sierras del Este, la región del país con mayor porcentaje de cobertura de bosque serrano y de quebrada del país (Toranza et al. 2019). Los pastizales de la zona corresponden a Pastizales ralos de las regiones Sierras del Este, Cuenca Sedimentaria del Noreste y Centro Sur y Pastizales densos Pastizales densos de las regiones Sierras del Este, Cuenca Sedimentaria del Noreste y Centro Sur (Lezama et al. 2019). En cuanto a otras comunidades vegetales de interés en el marco de este trabajo localmente pueden considerarse como arbustales (Gautreau & Lezama 2009) o comprendidos en “Bosque y Matorral Serrano”, llegándose a identificar arbustales dominados por *Myrceugenia euosma* (O. Berg) D. Legrand y por *Baccharis dracunculifolia* DC.

(Gautreau and Lezama 2009). En base a una estimación de coberturas del suelo a través de sensores remotos para una delimitación anterior del área protegida y su área adyacente, el pastizal cubre un 49% del área, los arbustales un 31.6% y los bosques un 4.4% (Gallego 2013).

2.2 Diseño de muestreo

Para abarcar variabilidad a escala del paisaje se seleccionaron 10 sitios en los ecotonos entre bosque y comunidades vegetales abiertas adyacente en el entorno del PPQCSY para caracterizar la vegetación a lo largo de un gradiente de condiciones (Fig. 1, Tabla 1). Se consideraron como ecotonos a la zona de aproximadamente 200m localizada entre el límite del bosque y la comunidad vegetal abierta adyacente. Entre el 17 y 18 de noviembre de 2016 se realizó un muestreo piloto para ajustar la metodología. Los muestreos se realizaron en once días entre el 18 de noviembre de 2016 y el 26 de mayo de 2017. Cada sitio requirió al menos un día de muestreo.

Tabla 1. Sitios de muestreo, localización, rangos de altitud y fecha de muestreo.

Sitio	Latitud	Longitud	Rango de altura (msnm)	Orientación de la pendiente	Fecha de muestreo
E1	32° 54' 53.2" S	54° 27' 27.1" W	239-268	SE	21/03/2017
E2	32° 54' 48.5" S	54° 26' 48.8" W	232-245	ENE	20/03/2017
E3	32° 54' 39.6" S	54° 25' 30.9" W	241-258	NE	22/03/2017
E4	32° 55' 7.3" S	54° 27' 0.3" W	222-244	SW	25/05/2017
OF1	32° 54' 46.9" S	54° 27' 39.0" W	189-253	N	18/11/2016
OF2	32° 54' 48.1" S	54° 27' 39.7" W	251-277	W	19/11/2016
OF3	32° 54' 15.9" S	54° 27' 45.4" W	201-231	SSW	19/03/2017
V1	32° 55' 12.8" S	54° 27' 1.8" W	208-229	WNW	23/05/2017
V2	32° 55' 1.6" S	54° 26' 27.5" W	200-228	E	24/05/2017
VF	32° 55' 14.2" S	54° 26' 29.3" W	193-205	NW	26/05/2017

Estos sitios estaban distribuidos en tres campos con diferentes manejos ganaderos: el predio municipal, un potrero del predio que forma parte de la Colonia Rubén Lena (Instituto Nacional de Colonización) actualmente gestionado por gestiona la Cooperativa Agraria Quebrada de los Cuervos, y un establecimiento privado que gestiona una familia. Se realizó una consulta presencial sobre los usos históricos de los campos a tres integrantes de la cooperativa y al director del área protegida, y una consulta telefónica a la propietaria del predio privado. Según estas consultas y la bibliografía (Gallego et al. 2020), los manejos que han ocurrido en los sitios de muestreo son cuatro si se clasifican en función de la presencia o no de ganado, el tipo de ganado, carga y uso de fuego y de chirquera (segadora o rotativa) (Tabla 2). Los manejos ganaderos son los siguientes (Tabla 2, Fig. 1a): i- el predio municipal (sitios E), presenta exclusión del ganado y fuego desde 1986, su principal uso es turístico y educativo; ii- el potrero de la Cooperativa Agraria Quebrada de los Cuervos (sitios V), presenta baja carga de ganado vacuno, y según el sitio de muestreo, este puede haber tenido fuego y chirquera (sitios VF) o no (sitios V); y iii- la propiedad privada tiene ganadería principalmente ovina de alta carga (aunque tiene algunos vacunos y equinos, con uso de fuego y chirquera) y turístico (sitios OF).

Tabla 2. Manejos de los sitios de muestreo.

Código	Manejo
E	exclusión del ganado y fuego desde 1986
OF	alta carga de ganado principalmente ovino (puede haber ganado vacuno y/o equino) y uso frecuente de fuego y chirquera
V	baja carga de ganado vacuno sin uso de chirquera ni fuego
VF	baja carga de ganado vacuno con uso de chirquera y fuego desde 2013

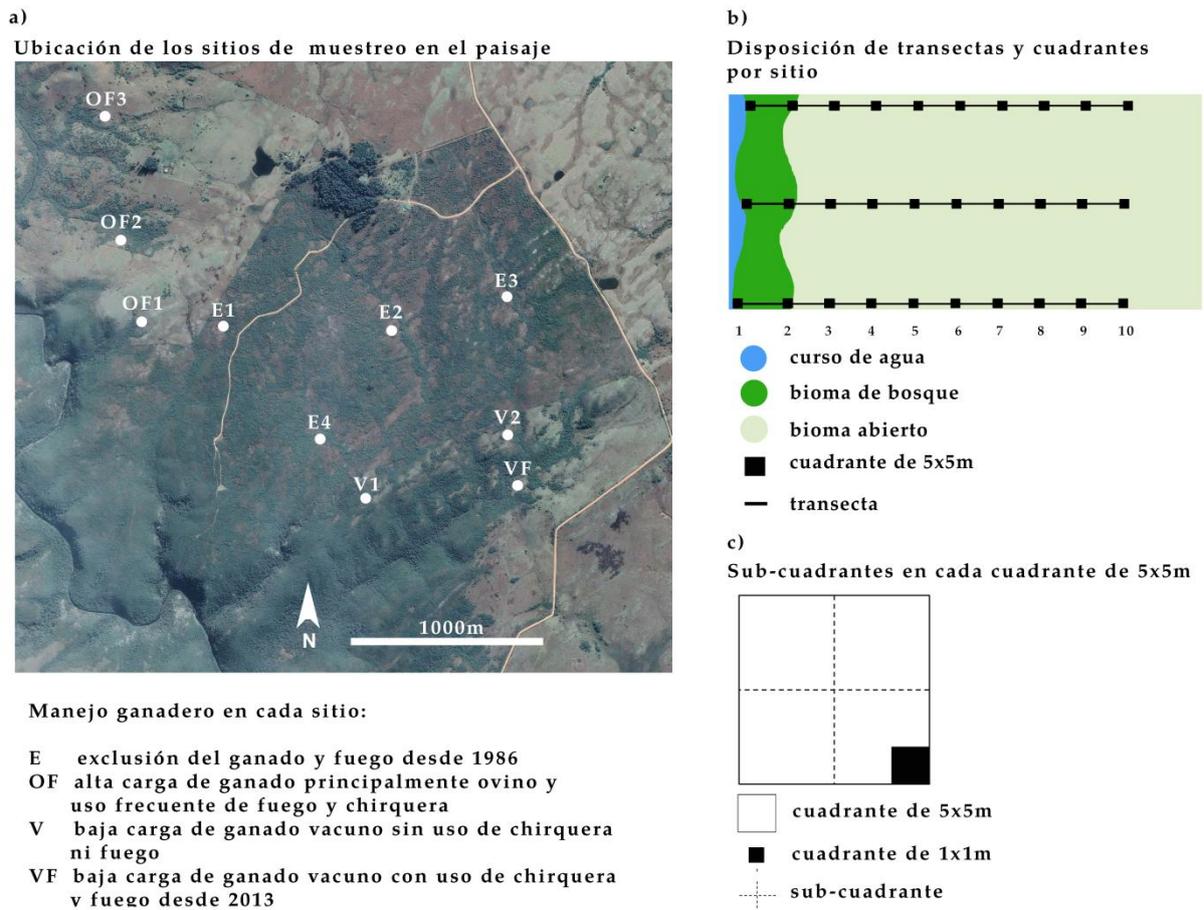


Figura 1. a) Distribución de los sitios en el paisaje. Se especifica la principal práctica de manejo. Las letras en combinación con los números indican la identidad del sitio. b) Disposición de las transectas en cada sitio (tres por sitio, perpendiculares al curso de agua y el bosque). Se muestra la distribución de los cuadrantes de 5x5m indicando los números de cuadrante. c) Disposición de los sub-cuadrantes utilizados para registrar la cobertura e identidad de árboles y arbustos.

Para caracterizar la vegetación a lo largo de un gradiente de condiciones, en cada sitio se localizaron tres transectas de 200m que atravesaron el ecotono del bosque y la comunidad vegetal abierta adyacente (Fig. 1b). Para esto se identificaron sitios en el borde de los bosques seleccionados donde pudieran establecerse las transectas de esta longitud sin encontrarse con otro bosque. Los bosques estaban asociados a cañadas permanentes en zonas altas, onduladas, no en las quebradas. En cada sitio se establecieron tres transectas paralelas, distanciadas entre sí 50m, orientadas de forma perpendicular al borde del bosque (Fig. 1b). En estas transectas se localizaron 10 cuadrantes de 5x5m y dentro de estos un cuadrante de 1x1m (Fig. 1c). Los cuadrantes de 5x5m se ubicaron uno hacia el interior del bosque, tendiendo al borde del curso de agua, otro tendiendo al borde hacia la comunidad vegetal abierta adyacente, y los restantes cuadrantes en la comunidad vegetal abierta adyacente. Se destaca que una transecta del sitio E3 tuvo siete y no diez cuadrantes, dado que la zona de estos tres cuadrantes resultó ser un área inundable y no era transitable.

2.2.1 Vegetación dominante

Se clasificó la vegetación dominante de cada cuadrante de 5x5m en: herbácea, arbustiva o arbórea. Se consideró como vegetación dominante herbácea cuando los cuadrantes presentaron dominancia de gramíneas y/o gramínoideas, y cobertura de especies leñosas menor al 25%. Se consideró que un cuadrante tenía vegetación dominante arbustiva cuando dominaban especies arbustivas y entre 25 a 75% de cobertura fue de vegetación leñosa (arbustos y árboles). Se consideró que un cuadrante tenía vegetación dominante arbórea cuando dominaban las especies arbóreas y la cobertura de copas fue continua o casi continua (75 a 100%). Las especies se consideraron como árboles o arbustos, según la clasificación propuesta por Haretche et al. 2012.

2.2.2 Comunidad leñosa

Se consideraron como adultos de arbustos aquellos individuos mayores a 0.5m de altura (Müller et al. 2012) y de árboles aquellos mayores a 1m de altura. En cada cuadrante de 5x5m se registró la identidad y cobertura de copas de las especies leñosas. Para esto se utilizaron los rangos de porcentaje de cobertura basados en la escala de Braun Blanquet (<1%, 1-5 %, 6-25%, 26-50%, 51-75%, 76-100%, Newton 2007). Se decidió utilizar la cobertura y no la medida tronco a tronco dado que en las comunidades vegetales abiertas, donde abundaban los arbustos, esta metodología se adaptaba mejor.

A los individuos que no se pudieron identificar en campo se les extrajo una muestra (rama con hojas, de ser posible con flores o frutos) para reconocerlos posteriormente en laboratorio.

2.2.3 Cobertura del suelo

En los cuadrantes de 1x1m se estimó visualmente la cobertura del suelo (Yates et al. 2000, Spooner et al. 2002), en base a los rangos de porcentaje de cobertura basados en la escala de Braun-Blanquet. Las categorías de cobertura del suelo consideradas fueron: vegetación herbácea viva (incluyendo helechos), suelo desnudo y roca expuesta. Se dividió la vegetación herbácea en estratos según la altura: 1- ≤ 0.1 m, 2- 0.1 a 0.25m, 3- 0.25 a 0.50m, 4- > 0.50 m.

2.2.4 Otras variables

Se registraron otras variables en campo con el fin de tener datos descriptivos del sitio, y luego poder utilizarlos para determinar si explicaban en parte la composición de leñosas por cuadrantes. Se registró la distancia al curso de agua (como el punto de inicio del cuadrante de 5x5m más cercano al curso de agua) y la altitud (metros sobre el nivel del mar) a través de gps (Garmin eTrex-20). Se estimó la inclinación de la pendiente con clinómetro (SUUNTO MG-2C) y se clasificó en cuatro: 1-

Nula (entre 0 y 4°), 2- Suave (entre 5 y 10°), 3- Moderada (entre 11 y 20°), o 4- Gran Pendiente (mayor a 20°).

2.3 Análisis de datos

Para todos los análisis estadísticos se utilizó el software libre R version 3.6.0 (2019-04-26) *Planting of a Tree* (R Core Team 2019), a través de RStudio para escritorio versión 1.1.463 (RStudio Team 2016).

2.3.1 Identificación de tipos de ecotonos

Se determinó si existían diferentes grupos de transectas que reflejaran tipos de ecotono bosque-comunidad vegetal abierta en relación a la comunidad leñosa con un análisis de ordenación utilizando como base la presencia ausencia de cada especie por transecta.

Se construyó un matriz de presencia ausencia de especies por transecta, donde las filas fueron las transectas y las columnas las especies (Fig. 2). Luego, se calcularon las distancias entre transectas utilizando el coeficiente de disimilitud de Bray-Curtis, paquete *vegan*, función *vegdist* (Oksanen et al. 2019). Luego se aplicó el método de ordenación Escalamiento multidimensional no métrico (nmMDS por sus siglas en inglés *non metric Multi Dimensional Scalling*), paquete *MASS*, función *isoMDS* (Venables & Ripley 2002) y se graficó. Para determinar la significancia de los agrupamientos, a partir de los grupos identificados, se realizó un análisis de varianza multivariado con permutaciones (PERMANOVA) usando las matrices de distancia y corriendo 999 permutaciones (función *adonis2*, paquete *vegan*).

Los grupos de transectas identificados en estos análisis sirvieron de base para los siguientes análisis.

S	T	Sp1	Sp2	Sp3	Sp4	Sp5	Sp6	Sp7	Sp8	Sp9	...	Spn
B1	1	1	0	1	1	1	0	0	1	1	...	1
B1	2	1	1	0	1	0	0	1	0	0	...	1
B1	3	1	0	1	1	0	1	0	1	1	...	0
B2	1	0	1	0	0	1	1	1	1	1	...	1
B2	2	1	1	0	0	0	1	1	0	0	...	1
B2	3	1	0	1	0	0	1	0	1	1	...	1
B3	1	0	1	0	1	0	0	1	1	0	...	0
B3	2	1	0	0	1	1	0	1	1	1	...	0
B3	2	0	1	1	1	1	1	0	0	1	...	1
E1	1	1	1	1	0	0	1	1	0	0	...	0
E1	2	1	0	0	1	1	0	1	1	1	...	1
E1	3	1	1	1	0	0	1	1	0	0	...	1
...
OF3	3	0	0	0	1	1	0	0	1	0	...	1

Figura 2. Ejemplo de matriz utilizada para el agrupamiento de especies. Cada columna con el encabezado negro representa una especie. Cada fila representa una transecta (T), de un sitio (S), donde se indica la presencia (1) o ausencia (0) de cada especie en la transecta.

2.3.2 Caracterización de los tipos de ecotonos

Para cada tipo de ecotono identificado en la sección anterior se realizaron las siguientes caracterizaciones.

2.3.2.1 Clasificación de especies

Se caracterizó cada tipo de ecotono clasificando las especies según su cobertura promedio (Cob) y frecuencia de ocurrencia (FOc). Se calculó la Cob utilizando un valor de cobertura en base a Braun-Blanquet, para transformar 1946, en van der Maarel 2007, Tabla 3) por sub-cuadrante. Se calculó la FOc como el número sub-cuadrantes donde apareció cada especie sobre el número de sub-cuadrantes total de cada grupo. Luego se construyó un diagrama de Olmstead-Tukey (Fisher 1983, *e.g.* Ernst et al. 2018) para visualizar la clasificación de especies en relación a la Cob y la FOc. Para esto se utilizó el log de los valores. Las especies se clasificaron de la siguiente forma:

- Dominantes: especies que se encontraron por encima de la mediana de log(Cob) y log (FOc)
- Frecuentes: aquellas especies que quedaron por arriba de la mediana de log(FOc) pero por debajo de la mediana del log(Cob)
- Ocasionales: aquellas especies que quedaron por arriba de la mediana de log(Cob) pero por debajo de la mediana del log(FOc)
- Raras: especies que se encontraron por debajo de ambas medianas.

2.3.2.2 Especies indicadoras

Se exploró la existencia de especies indicadoras para cada tipo de ecotono calculando el Valor Indicador (indicator Value, Dufrêne and Legendre 1997). Este Valor Indicador permite estimar la asociación entre cada especie y un grupo utilizado para clasificarlas. Originalmente para este análisis se parte de la lista especies por sitio y su abundancia. En este caso, se utilizó el dato de cobertura de especie por sub-cuadrante. El análisis brinda la significancia estadística de la relación entre las especies y el grupo, aplicando un test de permutación (en este caso 999 permutaciones). Para esto se aplicó la función `multipatt` del paquete estadístico `indicspecies` (De Cáceres & Legendre 2009, 2010, et al. 2011,2012).

2.3.2.3 Cobertura del suelo

En el caso de la vegetación herbácea, suelo desnudo y rocosidad, para cada tipo de ecotono, se describió el promedio de porcentaje de cuadrantes por transecta en cada rango de cobertura de Braun-Blanquet.

Se evaluó si la diferencia entre tipo de ecotono para cada cobertura del suelo. Para esto se realizó la prueba de Wilcoxon (función `wilcox.test`, paquete `stats`, R Core Team 2019), utilizando los valores de cobertura por cuadrante de 1x1m. Se utilizó un valor único de cobertura por rango en base a Braun-Blanquet 1946 (en van der Maarel 2007, Tabla 3) por cuadrante.

Tabla 3. Rangos y valores de cobertura en % utilizados para medir a campo y en los análisis.

Rango	Valor de cobertura
0	0
1	0.1
1-5	5
6-25	17.5
26-50	37.5
51-75	62.5
76-100	87.5

2.3.3 Caracterización del gradiente dentro de los tipos de ecotono

Se describió el tipo de vegetación dominante a lo largo de gradiente de distancia al bosque, en relación a las especies leñosas se exploró la riqueza total y la beta-diversidad total y a lo largo del gradiente de distancia al bosque, y por último se exploró cuáles variables se relacionan con la presencia de especies leñosas y la variabilidad en la composición de leñosas en los ecotonos.

2.3.3.1 Vegetación dominante

Para cada tipo de ecotono se caracterizó la vegetación dominante en relación al gradiente del ecotono explorando el porcentaje de cuadrantes de 5x5m con vegetación arbustiva, herbácea o boscosa en cada posición de la transecta (cuadrantes 1 a 10).

2.3.3.2 Riqueza de especies leñosas

Para cada tipo de ecotono describimos la riqueza calculada como la suma de especies. Además, se graficó un boxplot de riqueza en función de la posición del cuadrante (función boxplot, paquete graphics, R Core Team 2019).

Beta diversidad

La beta diversidad da cuenta de la variación en la composición de especies entre sitios (Whittaker 1960). La beta diversidad puede deberse a dos fenómenos, el reemplazo de especies dado por el recambio espacial de especies entre comunidades o la pérdida de especies, dada por el anidamiento de comunidades es un subgrupo de especies de otra comunidad (Harrison et al, 1992, Baselga 2007, 2010). Por ejemplo, dos comunidades pueden tener una beta diversidad similar, pero al descomponerla en estos dos procesos, podemos ver que en una comunidad el reemplazo de especies era el dominante, mientras que en la otra la pérdida de especies era el causal principal. La descomposición de la beta disimilaridad en estos dos componentes permite entonces profundizar y entender de mejor manera los mecanismos subyacentes, lo que puede ayudar a entender fenómenos de especiación o puede tener diferentes implicancias en gestión para la conservación (Baselga 2010).

Existen varias índices para el cálculo de la beta diversidad. Uno de estos es el índice de beta disimilaridad de Sørensen. Esta se encuentra entre 0 y 1. Cuanto mayor es el valor más diferentes son las comunidades comparadas. A partir de este índice, Baselga (2010) propone dividir la beta diversidad en los dos componentes aditivos que dan cuenta del reemplazo y la pérdida de especies (Baselga 2010). Para esto propone dos familias de cálculos, uno para situaciones de cálculo de la beta diversidad entre varios sitios (multiple-site dissimilarity) y otra para comparaciones pareadas entre sitios pareados (pairwise dissimilarity). En ambos casos se calcula la beta diversidad total a través del índice de beta disimilaridad de Sørensen (β_{sor}). A su vez se calculan sus dos componentes de reemplazo (β_{sim}) y pérdida de especies (β_{nes}), lo cuales sumados dan la beta diversidad total o sea, $\beta_{sor} = \beta_{sim} + \beta_{nes}$. En el caso de que el número de especies entre dos sitios sea igual, el índice de beta disimilaridad de Sørensen es igual al índice de Simpson, ya que solo

puede haber ocurrido reemplazo. Sin embargo, si el número de especies entre comunidades varía, el cambio de especies puede ser explicado por ambos procesos.

Los índices para desagregar la beta diversidad total son: el Índice de disimilaridad de Simpson para el reemplazo de especies, y el Índice de disimilaridad por pérdida de especies o anidamiento que da cuenta de cuanto de la beta disimilaridad total puede ser explicada por la pérdida de especies, o visto de otro modo, por el anidamiento de especies, comunidades con menos especies son un subgrupo de las especies de comunidades con una cantidad de especies mayor (Baselga et al. 2010).

Para el cálculo de los coeficientes de beta diversidad se utilizaron las funciones desarrolladas por Baselga (2010). Para los cálculos de disimilaridades entre múltiples sitios se utilizaron las funciones beta.SOR(x), beta.SIM(x) and beta.NES(x) y para las de sitios pareados las funciones beta.sor(x), beta.sim(x) and beta.nes(x).

Para los cálculos de disimilaridades entre múltiples sitios se partió de una matriz para cada tipo de ecotono. Cada matriz tenía la presencia ausencia de especies por cuadrantes, con los cuadrantes de cada transición como filas y las especies como columnas (Fig. 3).

Tr	IT	C	Sp	...	Sp								
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	...	n
1	1	1	1	0	1	1	1	0	0	1	1	...	1
1	1	2	1	1	0	1	0	0	1	0	0	...	1
1	1	3	1	0	1	1	0	1	0	1	1	...	0
1	1	4	0	1	0	0	1	1	1	1	1	...	1
1	1	5	1	1	0	0	0	1	1	0	0	...	1
1	1	6	1	0	1	0	0	1	0	1	1	...	1
1	1	7	0	1	0	1	0	0	1	1	0	...	0
1	1	8	1	0	0	1	1	0	1	1	1	...	0
1	1	9	0	1	1	1	1	1	0	0	1	...	1
1	1	10	1	1	1	0	0	1	1	0	0	...	0
1	2	1	1	1	1	0	0	1	1	0	0	...	0
1	2	2	1	1	1	0	0	1	1	0	0	...	0
1	2	3	1	1	1	0	0	1	1	0	0	...	0
1	2	4	1	1	1	0	0	1	1	0	0	...	0
1	2	5	1	1	1	0	0	1	1	0	0	...	0
1	2	6	1	1	1	0	0	1	1	0	0	...	0
1	2	7	1	1	1	0	0	1	1	0	0	...	0
1	2	8	1	1	1	0	0	1	1	0	0	...	0
1	2	9	1	1	1	0	0	1	1	0	0	...	0
1	2	10	1	1	1	0	0	1	1	0	0	...	0
1
1	n	10	1	1	1	0	0	1	1	0	0	...	0

Figura 3. Ejemplo de matriz utilizada para el cálculo de disimilaridades entre múltiples sitios. Cada columna con el encabezado negro representa una especie. Cada fila representa una transecta (T), de una transición (Tr). Se realizó una matriz por cada tipo de ecotono.

Para el caso de los sitios pareados el análisis se realizó por transecta (Fig. 4), ya que el interés fue entender los cambios en la composición de especies a medida que aumenta la distancia al bosque teniendo al cuadrante 1 como referencia (Fig. 5). Luego se promedió el valor para cada cuadrante de la transecta en orden de distancia para cada tipo de ecotono. Para cada transecta se generaron dos matrices: una de presencia ausencia de especies con los cuadrantes como filas y especies como columnas, y otra matriz con la distancia ente los cuadrantes de la transecta, con los cuadrantes como filas y las columnas como las coordenadas x e y con respecto al cuadrante 1. Nótese que la distancia y siempre fue la misma (se usó el valor 1 ya que no se podía utilizar 0 en la fórmula) ya que la distancia se midió en el eje x.

Tr	T	C	Sp 1	Sp 2	Sp 3	Sp 4	Sp 5	Sp 6	Sp 7	Sp 8	Sp 9	...	Sp n
I	1	1	1	0	1	1	1	0	0	1	1	...	1
I	1	2	1	1	0	1	0	0	1	0	0	...	1
I	1	3	1	0	1	1	0	1	0	1	1	...	0
I	1	4	0	1	0	0	1	1	1	1	1	...	1
I	1	5	1	1	0	0	0	1	1	0	0	...	1
I	1	6	1	0	1	0	0	1	0	1	1	...	1
I	1	7	0	1	0	1	0	0	1	1	0	...	0
I	1	8	1	0	0	1	1	0	1	1	1	...	0
I	1	9	0	1	1	1	1	1	0	0	1	...	1
I	1	10	1	1	1	0	0	1	1	0	0	...	0

Tr	T	C	x	y
I	2	1	1	1
I	2	2	22	1
I	2	3	43	1
I	2	4	64	1
I	2	5	85	1
I	2	6	106	1
I	2	7	127	1
I	2	8	148	1
I	2	9	169	1
I	2	10	190	1

Figura 4. Ejemplo de la matriz utilizada para el cálculo de disimilaridades ente sitios pareados, con el objetivo de entender los cambios en la composición de especies a medida que aumenta la distancia al bosque teniendo al cuadrante 1. El análisis se realizó por transecta. . Cada fila representa un cuadrante (C) de una transecta (T), de un tipo de ecotono (Tr). Las columnas con el encabezado negro de la matriz izquierda representan especies, las de la matriz de la derecha las coordenadas de posición en al transecta.

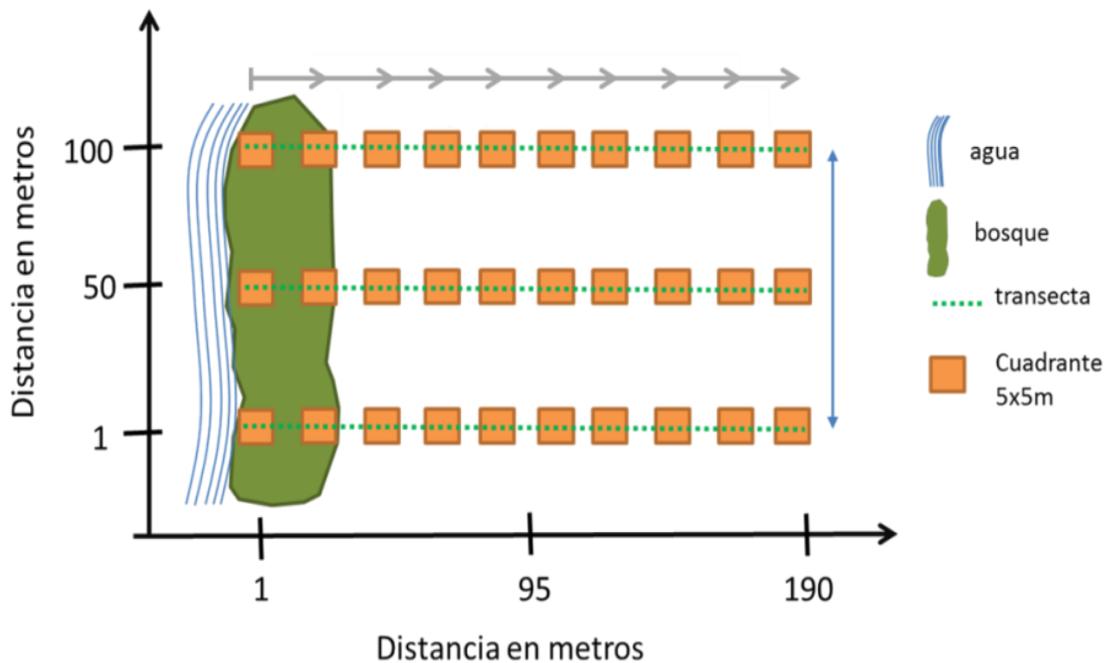


Figura 5. Comparaciones de riqueza de especies realizadas por transecta. Se utiliza como referencia el cuadrante 1.

Para determinar la significancia de los cambios de la beta diversidad de sitios pareados con la distancia al cuadrante 1 se realizó una prueba de correlación de Pearson, con 1000 permutaciones, paquete stats (R Core Team 2019).

Se calculó si las diferencias entre cada beta diversidad en función de la distancia al cuadrante 1 eran diferentes entre tipos de ecotono. La frecuencia de distribución de los parámetros se estimó mediante el método de bootstrap, obteniendo una frecuencia de distribución de 1000 pendientes e interceptos para cada beta diversidad calculada en función de la distancia. Para esto se utilizó el paquete boot (Davison & Hinkley 1999, Canty & Ripley 2019), función boot, con la función boot.coefs propuesta por Baselga 2010 mediante la cual se obtiene el valor del intercepto y la pendiente (se utiliza como argumento statistics en la función boot).

2.3.3.3 Variabilidad en la composición de leñosas en relación a variables de los ecotonos

Se exploró si se podía identificar variables ambientales y/o de uso ganadero que explicaran la composición de los cuadrantes en el ecotono. Para esto se realizaron cuatro pasos principales: i- selección de variables, ii- relación entre la presencia de leñosas (árboles ya arbustos) y las variables, iii- ordenación de los cuadrantes con presencia de leñosas en relación a su composición, iv- relación de la ordenación de estos cuadrantes en relación a las variables seleccionadas. Cabe destacar que estos análisis se realizaron analizando todos los cuadrantes, sin diferenciar por ecotono.

2.3.3.3.1 Selección de variables

Se compilaron variables obtenidas por medición a campo, por consulta a propietarios/as y otras disponibles en SIG que pudieran estar relacionadas con los ecotonos (Tabla 4). Asimismo, se utilizó como una variable el tipo de ecotono al que pertenecía un cuadrante. Luego de la compilación de estas variables preliminares se seleccionaron aquellas que no eran redundantes, o no estaban correlacionadas entre sí o que el detalle de la información que brindara fuera útil para la escala de 200m y la variabilidad entre sitios.

Las variables medidas a campo compiladas fueron: distancia al curso, pendiente, rocosidad. Las variables obtenidas de la consulta fueron el uso (Tabla 1). Las variables compiladas de SIG fueron: índice coneat, inundaciones, drenaje, pH, hidromorfismo, geoforma, textura, profundidad del suelo y agua potencialmente disponible en el suelo.

En cuanto a las variables disponibles en SIG, todas estaban asociadas al índice coneat, no están disponibles al nivel de detalle de sitio (están muy a grandes rasgos) y los sitios no estaban distribuidos entre usos, por lo que se decidió descartarlas.

Tabla 4. Variables preliminares. PPR- Capas realizadas en el marco del proyecto realizado mediante el convenio MGAP/PPR-Facultad de Ciencias/Vida Silvestre/Sociedad Zoológica del Uruguay/CIEDUR asociadas a Panario et al. 2011.

Obtenidas en campo (cuadrante de 5x5m)		
Altitud	Altura sobre el nivel del mar.	Punto gps de cada cuadrante.
Distancia al curso	Distancia del cuadrante al curso.	Punto gps de cada cuadrante, medida luego en google earth.
Obtenidas de campo en cuadrante de 1x1m		
Pendiente	Inclinación de la pendiente estimada en campo, en rangos.	Estimada visualmente + brújula con graduación.
Rociedad	Porcentaje de rocosidad en rangos de cobertura de Braun-Blanquet.	Estimada visualmente cuadrante de 1x1m.
Relacionadas al uso (Consulta a propietarios/as)		
Uso	Combinación entre tipo de ganado (o exclusión) y uso de fuego y/o chirquera	Consulta propietarios/as
Extraídas de SIG		
Agua potencialmente disponible	Categoría agua potencialmente disponible en el suelo.	SIG –Molfino & Califa 2001
apdn_unid_cartog	Estimación del agua potencialmente disponible en el suelo.	SIG –Molfino 2009

Índice Coneat	Código del Índice coneat.	SIG de clasificación CONEAT 1979
Inundaciones	Características del suelo con respecto a las inundaciones según código de PPR	SIG de Panario et al. 2011
drenaje	Drenaje del suelo según código de PPR	SIG de Panario et al. 2011
Geoforma	Geforma según código de PPR	SIG de Panario et al. 2011
hidromorfismo	Datos de ppr según código de PPR	SIG de Panario et al. 2011
pH	Datos de ppr según código de PPR	SIG de Panario et al. 2011
rocosidad	Rocosisdad según código de PPR	SIG de Panario et al. 2011
textura	Textura del suelo según código de PPR	SIG de Panario et al. 2011
profundidad	Profundidad del suelo según código de PPR	SIG de Panario et al. 2011
Análisis de la tesis		
Tipo de ecotono	Tipo de ecotono obtenido del agrupamiento de nmMDS de este capítulo	Análisis estadístico

Para evaluar la correlación entre variables se utilizaron diferentes test según el tipo de variable (Tabla 5).

Entre variables cuantitativas (distancia y altitud) o entre cuantitativas y ordinales se utilizó el coeficiente de correlación de Pearson (Pearson's product-moment correlation, método pearson, función cor.test, paquete stats, Legendre and Legendre 2012 pp 188, R Core Team 2019). Una correlación se consideró como relevante si era mayor a 0.5.

En el caso de las variables cualitativas al compararlas con otras cualitativas, cuantitativas u ordinales, se confeccionaron tablas de contingencia y luego se realizó la prueba χ^2 de Pearson (Pearson chi-square statistic; Legendre & Legendre 2012). Las tablas de contingencia se conforman para comparar de a dos variables (two-way contingency tables). Para esto, partiendo de una data frame con todas las variables (en columnas) por cuadrante (fila) se eligieron las dos columnas que se quieren comparar y se elaboraron las tablas de contingencia correspondientes (función table, paquete base, R Core Team 2019). Así quedó conformada cada tabla de contingencia, con las filas como los valores posible para la primera variable y las columnas a los valores posibles de la segunda variable. La intersección de columna y fila es un estado. El valor que toma la tabla es la cantidad de cuadrantes en cada estado (Legendre and Legendre 2012, pp. 219), o sea, frecuencia absoluta, no relativa (Legendre and Legendre 2012, pp229). Luego, para evaluar si las variables estaban correlacionadas, se realizó la prueba χ^2 de Pearson (Legendre & Legendre 2012, función chisq.test, paquete stats, R Core Team 2019).

Tabla 5. Test utilizados para evaluar la correlación entre variables según el tipo de variable.

Variables	distancia al curso	altitud	pendiente	rocosidad	uso
distancia al curso		pe	pe	pe	-
altitud			pe	pe	chi
pendiente				pe	chi
rocosidad					chi

2.3.3.3.2 Relación entre la presencia de leñosas (árboles ya arbustos) y las variables

Para explorar cuáles variables explicaban la presencia de leñosas en los cuadrantes se realizó un modelo lineal mixto generalizado (glmm) de la familia binomial. La selección de un glmm fue debido a que permite contemplar el anidamiento de los datos (cuadrante en transecta, transecta en sitio) y estos modelos son útiles en caso de anidamiento (Zuur et al. 2009). Se utilizó la familia binomial, ya que es lo recomendado para datos binarios 1-0 (Zuur et al. 2007). Como variables de respuesta se consideró la presencia (1) o ausencia (0) de especies leñosas. Como variables explicativas se partió del grupo de transectas, uso, distancia al curso de agua, pendiente, rocosidad (variables seleccionadas del paso anterior, ver resultados).

Los pasos para la selección del modelo fueron realizados en base a Zuur et al. 2009. En el paso 1 se seleccionó la estructura del efecto aleatorio. En este caso se partió del modelo que conceptualmente se entiende que daba cuenta del anidamiento sitio-transecta (Bates et al. 2015): (1 |sitio) +(1 |sitio:transecta). Dado esto, el paso 2, que refiere a contrastar efectos aleatorios no se realizó. En el paso 3 y 4 se evaluó el mejor modelo que daba cuenta del efecto fijo, que implicó elegir las variables explicativas a incluir y de qué forma. Para esto se utilizó la función glmer (paquete lmerTest; Kuznetsova et al. 2017) que da cuenta de los p-valores de las variables explicativas.

El modelo del que se partió fue:

Presencia de leñosa~ tipo de ecotono + uso + distancia al curso de agua + pendiente + rocosidad + (1 |sitio) +(1 |sitio:transecta); familia binomial

2.3.3.3 Ordenación de los cuadrantes con presencia de leñosas en relación a su composición

Dado que es de interés entender qué variables influyen en la composición de leñosas en este análisis se descartaron los cuadrantes sin leñosas, dicho de otro modo, se utilizaron únicamente los cuadrantes que contenían al menos una especie de árbol o arbusto. Esto se hace debido a que si se analizaran todos los cuadrantes en conjunto, los cuadrantes sin leñosas podrían enmascarar alguna relación entre variables y composición.

Se partió de una matriz de datos con la cobertura de cada especie por cuadrante (cuadrantes como filas, especies como columnas). La cobertura se calculó como el promedio del medio del rango de cobertura de los cuatro sub-cuadrantes pertenecientes a cada cuadrante. Se calculó la distancia de estos cuadrantes a partir del índice de disimilitud de Bray Curtis (paquete `vegan`, función `vegdist`, Oksanen et al. 2019). Se calculó una matriz de distancia en base al índice de disimilitud de Bray Curtis. Esta matriz de distancias fue la base para el análisis de ordenación Análisis Principal de Correspondencia (PCoA, Legendre and Legendre 2012, paquete `ape`, función `pcoa`, Paradis & Schliep 2019).

2.3.3.4 Relación de la ordenación de estos cuadrantes en relación a las variables seleccionadas

Para explorar si las variables seleccionadas explicaban⁸ la similitud de los cuadrantes se utilizaron los valores de cada cuadrante en los ejes 1, 2 y 3 del PcoA y se los modeló con modelos mixtos generalizados. La selección de un modelo lineal mixto generalizado es debido a que se permite contemplar el anidamiento de los datos (cuadrante en transecta, transecta en sitio).

Como variables de respuesta se utilizaron los valores de los cuadrantes para los ejes 1, 2 y 3. Se eligieron estos tres ejes ya que son los que explicaban más varianza.

En este caso, para la selección del modelo final de la posición del cuadrante en cada eje también se aplicaron los pasos sugeridos Zuur et al. 2009. En el paso 1 se seleccionó la estructura del efecto aleatorio. En este caso se partió del modelo que conceptualmente se entiende que daba cuenta del anidamiento sitio-transecta (Bates et al. 2015): $(1 | \text{sitio}) + (1 | \text{sitio:transecta})$. Dado esto, el paso 2, que refiere a contrastar efectos aleatorios no se realizó. En el paso 3 y 4 se evaluó el mejor modelo que daba cuenta del efecto fijo, que implicó elegir las variables explicativas a incluir y de qué forma. Para esto se utilizó la función `lmer` (paquete `lmerTest`; Kuznetsova et al. 2017) que da cuenta de los p-valores de las variables explicativas. Para terminar de seleccionar cuál modelo era mejor se exploraron los residuos (Bates et al. 2015, pp32).

⁸ Este análisis es una exploración inicial, dado que el muestreo no estuvo orientado a evaluar específicamente estas variables.

Se partió de los siguientes modelos:

Valor en el eje 1 = tipo de ecotono + distancia al curso + pendiente + rocosidad + uso + (1 | sitio) + (1 | sitio:transecta)

Valor en el eje 2 = tipo de ecotono + distancia al curso + pendiente + rocosidad + uso + (1 | sitio) + (1 | sitio:transecta)

Valor en el eje 3 = tipo de ecotono + distancia al curso + pendiente + rocosidad + uso + (1 | sitio) + (1 | sitio:transecta).

RECUADRO. Resumen de análisis realizados ordenados en base a las preguntas que se intentan responder.

Sección	Título de subsección	Tipo de análisis
Tipo de ecotono	Agrupamiento de transectas	Matriz de presencia ausencia, Matriz de distancia, nmMDS, cluster, PERMANOVA
Caracterización de cada tipo de ecotono	Clasificación de especies	Clasificación en función de cobertura promedio y frecuencia de ocurrencia de cada especie tomando como unidad los sub-cuadrantes. Clasificación: Dominantes, Frecuentes, Ocasionales, Raras.
	Especies indicadoras	Análisis de Valor Indicador. Dato de cobertura de especie por sub-cuadrante.
	Cobertura del suelo	Porcentaje de cuadrantes con cada rango de cobertura del suelo por grupo de transectas. Diferencias de coberturas del suelo entre grupos aplicando prueba de Wilcoxon.
Caracterización del gradiente dentro de los tipos de ecotono	Vegetación dominante	Porcentaje de cuadrantes con cada tipo de vegetación dominante en función de del gradiente bosque-comunidad vegetal abierta.
	Riqueza de especies leñosas	Calculo a nivel de ecotono y para cada posición de cuadrante. Mediana por cuadrante, grafica de riqueza en función de la posición del cuadrante por transición
	Beta diversidad de especies leñosa	Calculo de beta-diversidad total, de reemplazo y de pérdida de especies para múltiples sitios y sitios pareados (en referencia al cuadrante 1) siguiendo Baselga 2010.
	Selección de variables	Compilación de variables y análisis de correlación.
	Relación entre la presencia de leñosas (árboles ya arbustos) y las variables	GLMM familia binomial para explicar la presencia ausencia de leñosas en los cuadrantes en función de las variables seleccionadas.
	Ordenación de los cuadrantes con presencia de leñosas en relación a su composición	Análisis multivariado (Análisis de Coordenadas Principales) con cuadrantes con presencia de leñosas.
	Relación de la ordenación de estos cuadrantes en relación a las variables seleccionadas	GLMMM ejes para explicar distribución de los cuadrantes en los ejes del análisis de ordenación en función de las variables seleccionadas.

3. RESULTADOS

3.1 Tipos de ecotono

A partir del nmMDS (estrés= 17.71%, Figura 6) se identificaron dos grandes grupos de transectas que reflejarían tipos de ecotonos. Un tipo de ecotono corresponde a las transectas encontradas en el lado negativo del eje x del grafico del nmMDS y el otro tipo a las transectas del lado positivo del eje x del nmMDS. Las transectas del lado de derecho del eje x del nmMDS se encuentran dispersas en el eje y, pero por el número de transectas que incluyen, se prefiere no subdividir en más grupos. Asimismo, aun se puede considerar como útil la división que hace el nmMDS ya que el valor de estrés es menor a 20 (Clarke 1993). Además, esta agrupación fue apoyada por el PERMANOVA ($p < 0.001$). Por lo tanto, se formó el tipo de ecotono I con las transectas pertenecientes a los sitios E (exclusión al ganado) y V (baja carga vacuna sin uso de chirquera o fuego), y un tipo de ecotono II que contiene a las transectas ubicadas en los sitios con mayor remoción de la vegetación, los OF (alta carga de ovinos, uso de fuego y/o chirquera) y el sitio VF (baja carga vacuna con uso de chirquera o fuego, Tabla 5). Asimismo, la posición de las transectas en el eje y sugiere que hay variabilidad dentro de cada grupo, teniendo el tipo de ecotono I menos variabilidad que el tipo de ecotono II. En el tipo de ecotono I hay una tendencia a que las transectas en el manejo E estén en el lado positivo del eje, y las de manejo V del lado negativo, en el tipo de ecotono II, las transectas se encuentran más dispersas en el eje y, aunque parece corresponderse con la identidad del sitio.

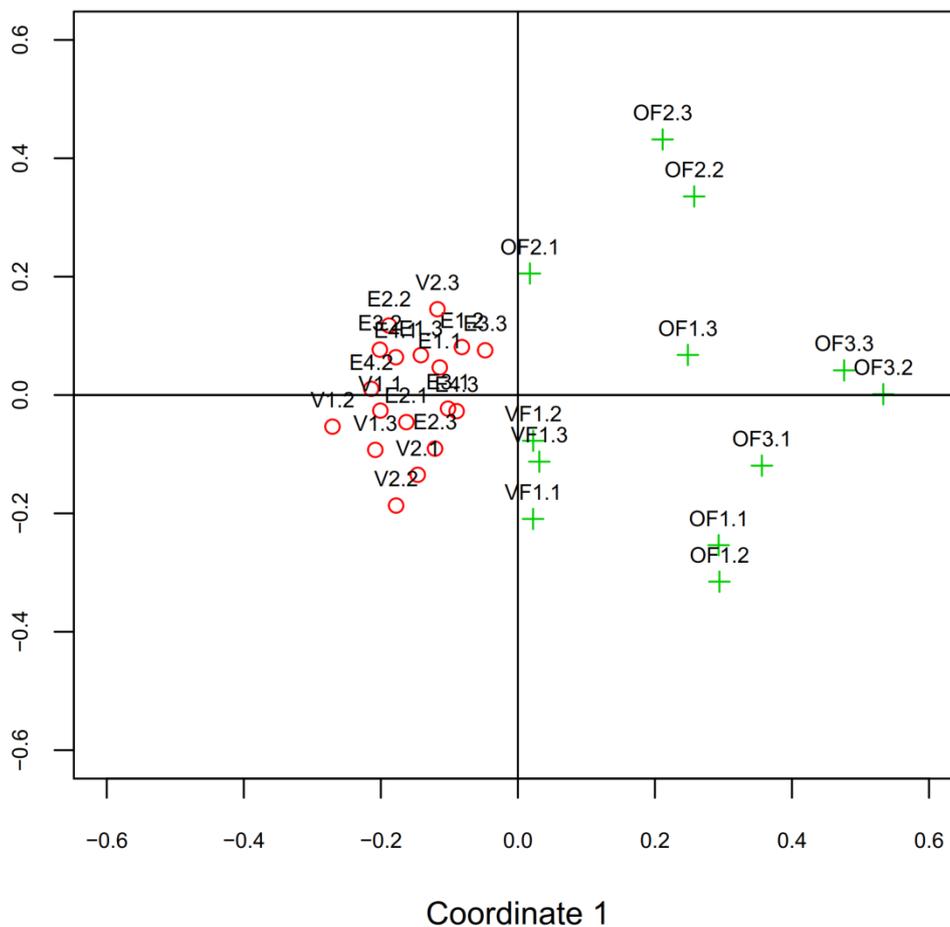


Figura 6. Agrupamiento de transectas resultado del nmMDS en función de las distancia entre transectas en base al coeficiente de disimilitud Bray-Curtis. Los cálculos fueron realizados en base a la matriz de presencia ausencia de especies de cada transecta. Círculo rojo: tipo de ecotono I; Cruz verde: tipo de ecotono II. El código es el siguiente, la primera o primeras letras son el manejo, seguidas del número de sitio, luego la letra T refiere a la transecta y el número siguiente al número de transecta. V es baja carga de ganado vacuno sin fuego o chirquera, VF baja carga de ganado vacuno con uso de chirquera y fuego desde 2013, E es exclusión al pastoreo desde 1986, OF alta carga de ganado ovino con uso de fuego o chirquera frecuente.

Tabla 5. Transectas que componen cada tipo de ecotono.

Tipo de ecotono I	Transectas de los sitios E (exclusión) y de los sitios VF (ganadería vacuna de baja carga sin uso de chirquera o fuego)
Tipo de ecotono II	Transectas de los sitios OF (alta carga de ganado ovino con uso de chirquera y/o fuego) y VF (VF baja carga de ganado vacuno con uso de chirquera y fuego)

3.2 Caracterización general de los ecotonos

3.2.1 Composición de especies

Entre todos los muestreos se registró un total de 69 especies leñosas pertenecientes a 27 familias (Tabla 6). Las familias con más cantidad de especies fueron Asteraceae (15 sp.), Myrtaceae (9 sp.) y Anacardiaceae, Euphorbiaceae, Fabaceae y Verbenaceae (4 sp. cada una). Las especies consideradas árboles totalizaron 34 especies y las consideradas arbustos 54, cabe destacar que 19 especies son consideradas tanto árboles como arbustos según la bibliografía (Haretche et al. 2012). Se registraron cuatro especies prioritarias para la conservación a nivel nacional (Soutullo et al. 2013), y una exótica invasora.

Se registraron 59 especies en los primeros dos cuadrantes con bosque, 12 exclusivamente en estos cuadrantes (Tabla 6). En los cuadrantes fuera del bosque inicial se registraron 57 especies, de estas diez especies fueron exclusivas de estos cuadrantes (Tabla 6).

Al analizar por tipo de ecotono, se registraron 62 especies en el tipo I y 51 especies en el tipo II. El tipo de ecotono I presentó 18 especies exclusivas y el tipo de ecotono II presentó siete especies exclusivas. Dentro de las especies exclusivas del tipo de ecotono I habían dos especies prioritarias (*Monteverdia cassineformis*⁹—objeto focal del AP- y *Mimosa bifurca*), una especie de interés paisajístico (palmera *Arecastrum romanzoffianum*¹⁰) y una especie exótica invasora de pastizal (*Pinus ellioti*).

⁹ Antes *Maytenus cassineformis*

¹⁰ Antes *Syagrus rhomanzoffianna*

Tabla 6. Lista de especies registradas en el estudio por ordenadas alfabéticamente por familia, para cada tipo de ecotono. Se incluye nombre científico y local. Para cada especie se indica si se la considera como árbol (Ar) o arbusto (At), siguiendo la propuesta de Haretche et al. (2012). Para cada especie se indica su presencia (1) o ausencia (0) en cada tipo de ecotono y si se registró en los primeros dos cuadrantes o del cuadrante 3 en adelante. Las especies registradas únicamente en un tipo de ecotono son destacadas en gris. Las especies consideradas prioritarias para la conservación para Uruguay se indican con *, la especie exótica registrada se indica con +. Grupo de transectas I comprende 18 transectas, el II 12 transectas

Familia	Nombre científico	Nombre Común	Forma de vida	Tipo de ecotono				
				I		II		
				Inicio bosque	Fuera iniciales	Inicio bosque	Fuera iniciales	
ANACARDIACEAE	<i>Lithraea brasiliensis</i> Marchand	Aruera	Al, At	1	1	1	1	
	<i>Schinus engleri</i> F.A. Barkley	Molle, Molle rastrero	At	0	1	0	1	
	<i>Schinus longifolia</i> (Lindl.) Speg.	Molle	Al	0	1	1	1	
	<i>Schinus weinmanniifolia</i> Mart. ex Engl.	Carobá, Molle ceniciento	Al, At	0	0	1	1	
ARECACEAE	<i>Arecastrum romanzoffianum</i> (Cham.) Becc.	Palma pindó	Al	1	1	0	0	
ASTERACEAE	<i>Acanthostyles buniifolius</i> (Hook. ex Arn.) R.M. King & H. Rob.	Chirca	At	0	1	1	1	
	<i>Baccharis</i> aff. <i>rufescens</i> Spreng.		At	1	1	0	0	
	<i>Baccharis</i> sp.		At	0	0	1	1	
	<i>Baccharis aliena</i> (Spreng.) Joch. Müll.	Romerillo	At	1	1	1	1	
	<i>Baccharis articulata</i> (Lam.) Pers.	Chirca blanca	At	0	0	0	1	
	<i>Baccharis cognata</i> DC.	Chirca de monte	At	1	1	0	0	
	<i>Baccharis cultrata</i> Baker	Chirca	At	1	1	0	0	
	<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	Chirca, Chirca blanca	At	1	1	0	1	
	<i>Baccharis microdonta</i> DC.	Chirca	At	1	1	0	0	
	<i>Baccharis racemosa</i> DC.		At	0	1	1	1	
	<i>Baccharis tridentata</i> Gaudich.		At	0	1	0	0	
	<i>Eupatorium serratum</i> Spreng.	Chirca	At	1	1	1	1	
	<i>Gochnatia polymorpha</i> subsp. <i>ceanothifolia</i> (Less.) Cabrera	Cambará	Al, At	1	0	1	0	
	<i>Radlkoferotoma cistifolium</i> (Less.) Kuntze	Chirca, Carelia	At	1	1	1	1	

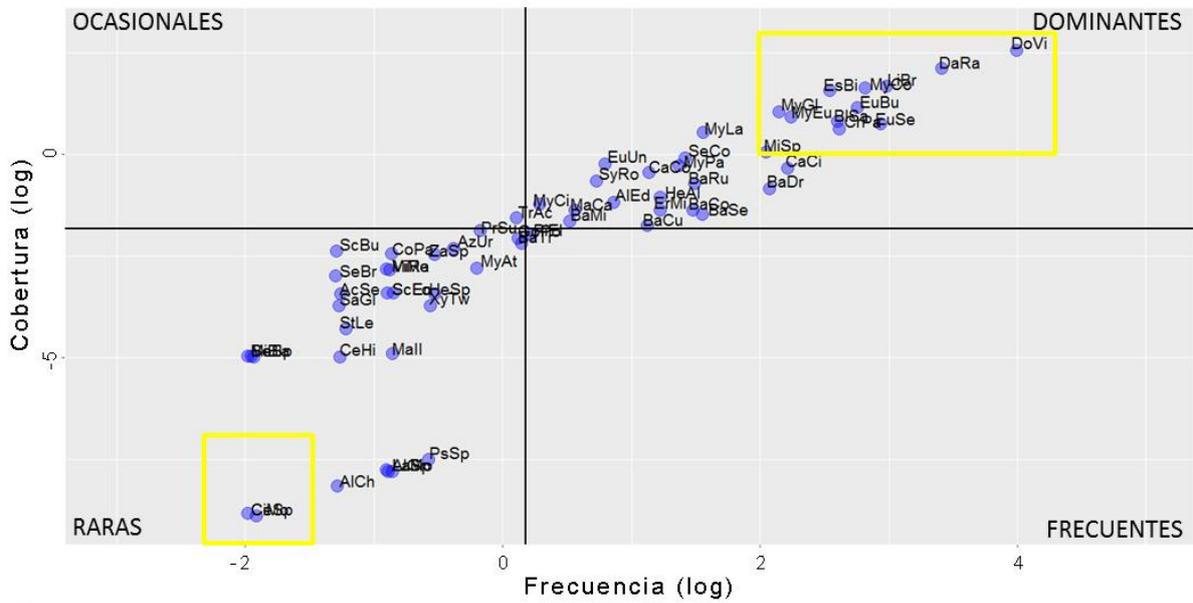
	<i>Trixis praestans</i> (Vell.) Cabrera	Tabaquillo de monte	At	0	0	0	1
BERBERIDACEAE	<i>Berberis laurina</i> Thunb.	Espina amarilla	At	0	1	1	0
CACTACEAE	<i>Cereus hildmannianus</i> K. Schum.	Cardón	Al, At	1	0	0	0
CANNABACEAE	<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	Tala trepador	At	0	0	1	1
CELASTRACEAE	<i>Monteverdia cassineformis</i> (Reissek) Biral *		At	1	0	0	0
	<i>Monteverdia ilicifolia</i> (Mart. ex Reissek) Biral	Congorosa	Al, At	1	0	1	1
ERYTHROXYLACEAE	<i>Erythroxylum microphyllum</i> A. St.-Hil. *	Coca de hoja chica	At	1	1	0	1
ESCALLONIACEAE	<i>Escallonia bifida</i> Link & Otto	Árbol del pito	Al, At	1	1	1	0
EUPHORBIACEAE	<i>Croton cf. parvifolius</i> Müll. Arg.		At	1	1	0	0
	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	Curupí	Al	1	1	1	0
	<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	Blanquillo	Al	1	0	1	0
	<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B. Sm. & Downs	Blanquillo	Al	1	0	1	0
FABACEAE	<i>Mimosa</i> L.	Mimosa	At	1	1	1	1
	<i>Mimosa bifurca</i> Benth. *	Aromita	At	1	0	0	0
	<i>Mimosa ramulosa</i> Benth.	Mimosa	At	1	0	1	1
	<i>Senegalia bonariensis</i> (Gillies ex Hook. & Arn.) Seigler & Ebinger	Uña de gato	Al, At	0	0	1	0
LAMIACEAE	<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	Tarumán sin espinas	Al	1	1	0	0
LORANTHACEAE	<i>Tripodanthus acutifolius</i> (Ruiz & Pav.) Tiegh.	Yerba del pajarito	At	1	0	1	1
LYTHRACEAE	<i>Heimia</i> sp. Link	Quiebrarados	At	1	1	1	0
MYRTACEAE	<i>Acca sellowiana</i> (O. Berg) Burret	Guayabo del país	Al, At	0	1	0	0
	<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O. Berg	Arrayán	Al, At	1	1	1	1
	<i>Eugenia uniflora</i> L.	Pitanga	Al, At	1	1	1	0
	<i>Eugenia uruguayensis</i> Cambess.	Guayabo blanco	Al, At	1	1	1	1
	<i>Myrceugenia euosma</i> (O. Berg) D. Legrand	Murta	At	1	1	1	1
	<i>Myrcia cruciflora</i> A.R. Lourenço & E. Lucas		Al, At	1	0	1	0
	<i>Myrcianthes cisplatensis</i> (Cambess.) O. Berg	Guayabo colorado	Al	1	1	1	0
	<i>Myrrhinium atropurpureum</i> var. <i>octandrum</i> Benth.	Palo de fierro	Al, At	1	0	1	0
	<i>Psidium</i> sp. L.	Arazá rastrero	At	0	1	0	0
PINACEA	<i>Pinus elliotii</i> Engelm.*	Pino	Al	0	1	0	0
PRIMULACEAE	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. ex Roem. & Schult.	Canelón	Al	1	1	1	1

	<i>Myrsine laetevirens</i> (Mez) Arechav.	Canelón	Al	1	1	1	0
	<i>Myrsine parvula</i> (Mez) Otegui	Canelón	Al, At	1	1	1	0
RHAMNACEAE	<i>Colletia paradoxa</i> (Spreng.) Escal.	Espina de la cruz	At	1	0	0	0
	<i>Scutia buxifolia</i> Reissek	Coronilla	Al	1	1	1	1
ROSACEAE	<i>Prunus subcoriacea</i> (Chodat & Hassl.) Koehne	Duraznero bravo	Al, At	1	1	1	0
RUBIACEAE	<i>Guettarda uruguensis</i> Cham. & Schltdl.	Palo cruz, Jazmín del país	Al, At	0	0	1	0
RUTACEAE	<i>Zanthoxylum</i> L. sp	Tembetarí	Al	1	0	1	1
SALICACEAE	<i>Azara uruguayensis</i> (Speg.) Sleumer	Azara	Al, At	1	1	1	0
	<i>Xylosma tweediana</i> (Clos) Eichler	Espina corona	Al	1	1	1	1
SAPINDACEAE	<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil., A. Juss. & Cambess.) Hieron. ex Niederl.	Chal chal	Al	1	1	1	1
	<i>Dodonaea viscosa</i> (L.) Jacq.	Chirca de monte, Candela.	Al, At	1	1	1	1
SOLANACEAE	<i>Cestrum</i> sp. L.	Duraznillo negro	At	0	1	0	0
	<i>Solanum</i> L. sp.	Tabaquillo de monte	At	0	1	0	0
STYRACACEAE	<i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn.	Carne de Vaca	Al, At	1	0	1	1
THYMELAEACEAE	<i>Daphnopsis racemosa</i> Griseb.	Envira	At	1	1	1	1
VERBENACEAE	<i>Aloysia chamaedryfolia</i> Cham.	Cedrón del monte	At	0	1	1	1
	<i>Aloysia gratissima</i> (Gillies & Hook.) Tronc.	Cedrón del monte, Niñarupá	At	0	1	0	1
	<i>Citharexylum montevidense</i> (Spreng.) Moldenke	Tarumán	Al	1	0	1	0
	<i>Lantana</i> L. sp		At	1	1	1	0
	<i>Lantana montevidensis</i> (Spreng.) Briq.		At	1	1	0	0
Número total de especies:					62		51

2.2.2. Clasificación de las especies

Dentro de las especies dominantes se destacaron con los mayores valores: *Dodonaea viscosa*, *Daphnopsis racemosa*, *Lithraea brasiliensis* en ambos grupos (Fig. 7, Tabla 7). A pesar de tener algunas especies dominantes en común entre transiciones, hay especies que fueron clasificadas como dominantes en el tipo de ecotono I y raras o no fueron registradas en el tipo de ecotono II, y viceversa (Fig. 9, Tabla 8). Hay varias especies que fueron clasificadas como raras en ambos tipo de ecotono (Fig. 7, Tabla 7). Pocas especies fueron clasificadas como frecuentes u ocasionales (Fig. 7, Tabla 7).

A Tipo de ecotono I



B Tipo de ecotono II

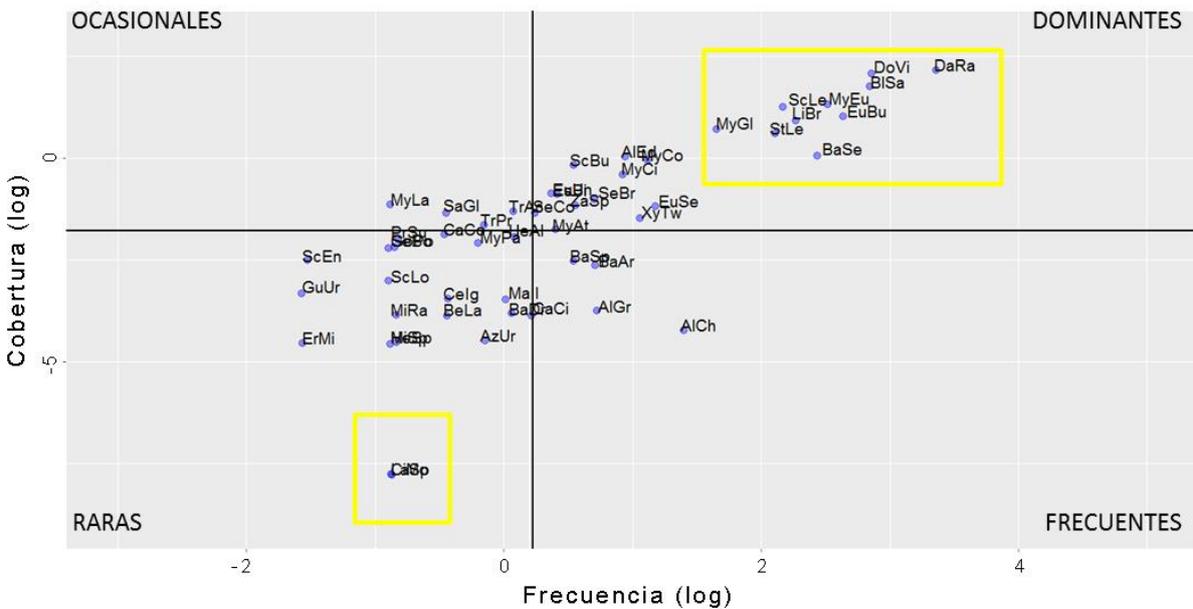


Figura 7. Clasificación de especies utilizando el diagrama de Olmstead-Tukey para A- el tipo de ecotono I y B- el tipo de ecotono II. Las especies se clasifican en dominantes, ocasionales frecuentes o raras según se encuentren por arriba o por debajo de la mediana del log(FOc) y del log(Cob). Líneas negras: medianas; Recuadro amarillo: especies en los extremos de la clasificación.

Tabla 7. Comparación de la clasificación de especies entre el tipo de ecotono I y II. Las especies subrayadas indican especies que se destacan por sus valores de dominancia en ambos tipos de ecotono, con un * aquellas especies que se destacan por su valor de dominancia únicamente en el tipo I, y con ** aquellas especies que se destacan por su valor de dominancia únicamente en el tipo II.

		CLASIFICACIÓN DE ESPECIES				
		Tipo de ecotono II				
		Dominante	Frecuente	Ocasional	Rara	No registrada
Tipo de ecotono I	Dominante	<u>A. buniiifolius</u> , A. edulis, B. racemosa **, <u>B. salicifolius</u> , <u>D. racemosa</u> , <u>D. viscosa</u> , E. bifida *, E. serratum*, E. uniflora, L. brasiliensis*, M. cisplatenis, M. coriaceae*, <u>M. euosma</u> , <u>M. glaucescens</u> , S. commersoniana		M. laetevirens*	B. aliena, B. dracuncunifolia, R. <u>cistifolium</u> , <u>E. microphyllum</u> , M. parvula, M. cruciflora, Mimosa sp.*,	A. rhomanzoffianum, B. cognata, B. cultrata, B. microdonta, B. aff. rufescens, Croton parvifolius*, <u>M. cassineformis</u> ,
	Frecuente				P. ellioti	
	Ocasional			T. acutifolius	S. glandulosum	Trixis praestans
	Rara	M. atropurpureum, S. brasiliensis, S. buxifolia, S. leprosus**, X. tweediana, Zhantoxylum sp.	A. chamaedryfolia, A. gratissima		A. uruguayensis, B. laurina, C. montevidense, G. polymorpha, Heimia sp., Lantana sp., M. ilicifolia, M. ramulosa, P. subcoriacea, S. engleri, S. longofolia,	A. sellowiana, C. hidmannianus, Cestrum sp., C. paradoxa, L. montevidensis, <u>M. bifurca</u> , Psidium sp., Solanum sp., V. megapotamica
	No registrada	B. articulata, Baccharis sp., S. weinmanniifolia**			B. tridentata, C. iguanaea, G. uruguayensis, S. bonariensis	

2.2.3 Especies indicadoras

El tipo de ecotono I presentó un total de 19 especies indicadoras, el tipo de ecotono II nueve (Tabla 8). En el tipo de ecotono I la mayoría de las especies son consideradas arbustos, en el tipo de ecotono II las formas de vida estuvieron equitativamente representadas.

Tabla 8. Especies indicadoras por grupo identificadas en base al análisis del Valor Indicador. Solo se indican las especies para las cuales el estadístico dio significativo. Se ordenan según el valor del estadístico y su p valor. Al- árbol, At- arbusto.

Nombre científico	Abreviatura	Forma de vida	Estadístico W	P valor
Tipo de ecotono I				
<i>Eupatorium serratum</i>	EuSe	At	0.378	0.001
<i>Myrsine coriácea</i>	MyCo	Al	0.376	0.001
<i>Croton cf. parvifolius</i>	CrPa	At	0.357	0.001
<i>Escallonia bifida</i>	EsBi	Al, At	0.329	0.001
<i>Radlkoferotoma cistifolium</i>	CaCi	At	0.280	0.001
<i>Mimosa sp.</i>	MiSp	At	0.267	0.001
<i>Baccharis dracunculifolia</i>	BaDr	At	0.232	0.001
<i>Myrsine laetevirens</i>	MyLa	Al	0.201	0.001
<i>Baccharis aff. rufescens</i>	BaRu	At	0.188	0.001
<i>Myrsine parvula</i>	MyPa	Al, At	0.180	0.002
<i>Baccharis cognate</i>	BaCo	At	0.176	0.001
<i>Sebastiania commersoniana</i>	SeCo	Al	0.176	0.011
<i>Baccharis cultrata</i>	BaCu	At	0.155	0.002
<i>Myrcia cruciflora</i>	CaCo	Al, Al	0.155	0.017
<i>Erythroxylum microphyllum</i>	ErMi	At	0.152	0.003
<i>Arecastrum romanzoffianum</i>	SyRo	Al	0.146	0.003
<i>Monteverdia cassineformis</i>	MaCa	At	0.130	0.004
<i>Baccharis microdonta</i>	BaMi	At	0.119	0.017
<i>Pinus elliotii</i>	PiEl	Al	0.113	0.012
Tipo de ecotono II				
<i>Schinus weinmanniifolia</i>	ScLe	Al, At	0.303	0.001
<i>Styrax leprosus</i>	StLe	Al	0.280	0.001
<i>Baccharis racemosa</i>	BaSe	At	0.279	0.001
<i>Sebastiania brasiliensis</i>	SeBr	Al	0.135	0.004
<i>Xylosma tweediana</i>	XyTw	Al	0.123	0.007
<i>Scutia buxifolia</i>	ScBu	Al	0.122	0.008
<i>Baccharis sp.</i>	BaSp	At	0.102	0.009
<i>Baccharis articulata</i>	BaAr	At	0.091	0.021
<i>Trixis praestans</i>	TrPr	At	0.091	0.032

2.2.4 Cobertura del suelo

Los tipos de ecotono se diferenciaron en la cobertura de los primeros tres estratos de vegetación herbácea y en el porcentaje de suelo desnudo ($p < 0.05$, Tabla 9), pero no en el estrato más alto de herbáceas ($\geq 0.5\text{m}$) o la rocosidad ($p > 0.05$, Tabla 9). El tipo de ecotono I presentó mayor cobertura de estrato herbáceo de una altura intermedia (0.25-0.5m, Fig. 8). El tipo de ecotono II tuvo mayor cobertura del estrato herbáceo bajo (0.1-0.25m) a muy bajo (\leq a 0.1m, Fig. 8). El tipo de ecotono II presentó un mayor porcentaje de suelo desnudo en comparación con el Grupo I ($p < 0.05$, Fig. 8).

Tabla 9. Pruebas de Wilcoxon para los tipos de cobertura. Se utilizan los datos de los rangos de cobertura registrados en los cuadrantes de 1m².

Tipo de cobertura en cuadrante de 1x1m	Estadístico W	p-valor
Herbáceas estrato 1 ($\leq 0.1\text{m}$)	4672,5	1,8x10 ⁻²⁰
Herbáceas estrato 2 (entre 0.1 a 0.25m)	9431,5	0,02
Herbáceas estrato 3 (entre 0.25 a 0.50m)	13189	4,1x10 ⁻⁵
Herbáceas estrato 4 ($> 0.50\text{m}$)	10456,5	0,9
Roca	10513,5	0,9
Suelo desnudo	7916	2,6x10 ⁻⁷

Cobertura del suelo

- Tipo de ecotono I
- Tipo de ecotono II

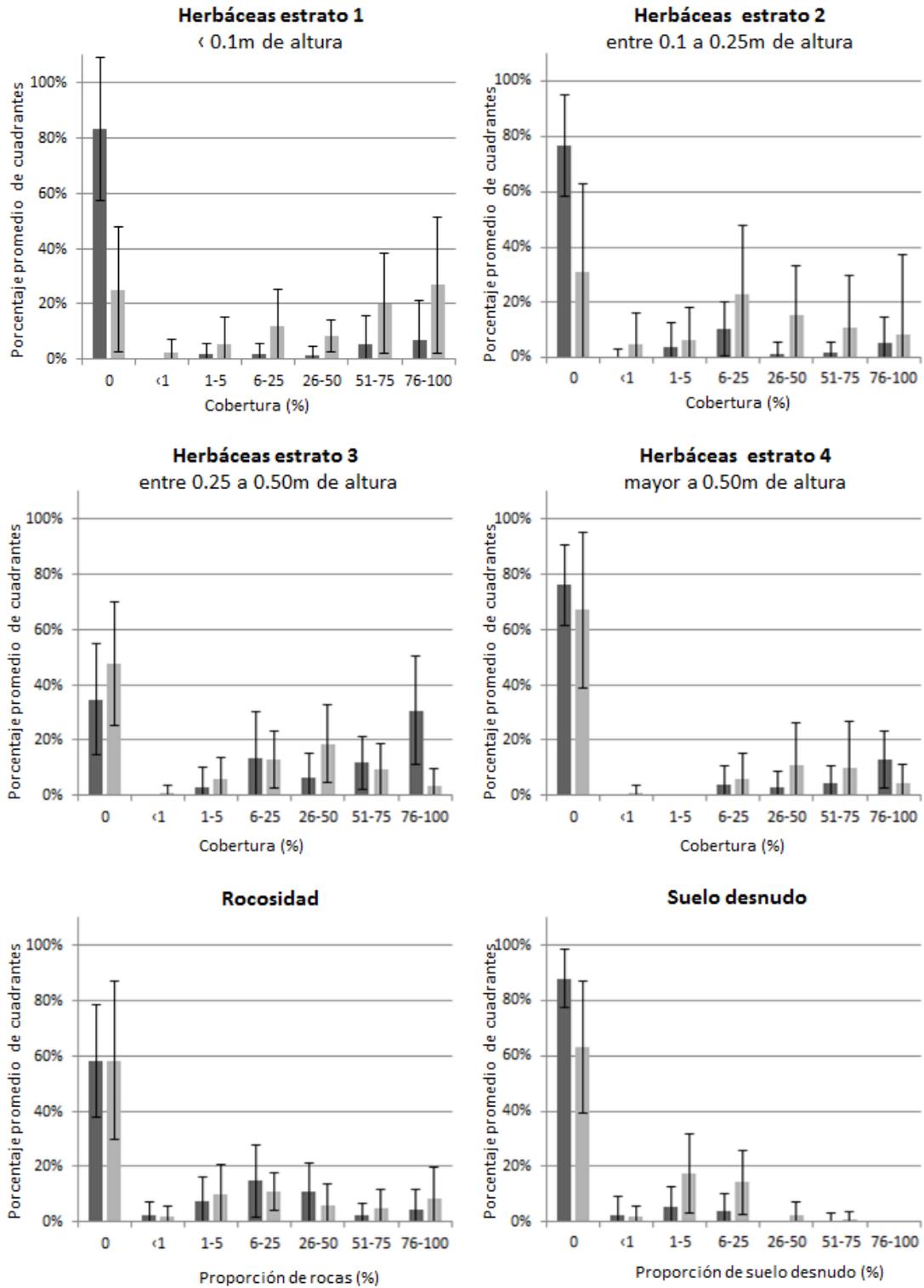


Figura 8. Cobertura del suelo en base a cuadrante de 1x1m por tipo de ecotono. El eje y corresponde a el porcentaje promedio de cuadrantes con determinada cobertura por grupo. El eje x corresponde a los rangos de cobertura de Braun-Blanquet. El gris claro corresponde al tipo de ecotono I y el gris oscuro al tipo de ecotono II.

3.3 Caracterización del gradiente dentro de los tipos de ecotono

3.3.1 Vegetación dominante

La mayoría de los cuadrantes del tipo de ecotono I estaban dominados por vegetación arbustiva a lo largo de la transecta luego del bosque. En el caso del tipo de ecotono II la mayoría de los cuadrantes fuera del bosque estaban dominados por vegetación herbácea.

A pesar de que se buscó que los dos primeros cuadrantes quedarán dentro del bosque, en algunos casos el bosque no contaba con el ancho suficiente. En relación a esto, las transectas del tipo de ecotono I presentaron bosque en estos dos cuadrantes (Fig. 10A), mientras que en las del tipo de ecotono II más de un 40% de los cuadrantes 2 presentaron vegetación herbácea como dominante (Fig. 10B).

A partir del cuadrante 3 (primer cuadrantes fuera del bosque) las transectas del tipo de ecotono I estuvieron dominadas por vegetación arbustiva aunque presentaron una variedad de tipos de vegetación dominante, dependiendo de las distancia del cuadrante al bosque (Fig. 10A). Para los cuadrantes 3 a 5, la vegetación estuvo casi equitativamente repartida entre dominada por herbácea y dominada por vegetación arbustiva. Luego dominó la vegetación arbustiva, e inclusive aparecieron algunos cuadrantes en los que domina la vegetación arbórea (6 a 8).

En el caso del tipo de ecotono II, a partir del cuadrante 3 dominó notoriamente la vegetación herbácea, aunque a cualquiera de las distancia al borde del bosque puede llegar a encontrar cuadrantes con dominancia de vegetación arbustiva (Fig. 10B). Luego del cuadrante 3, los cuadrantes con dominancia de vegetación arbórea se registraron poco y el los cuadrante más alejados (cuadrantes 6, 7, 9 y 10). Cabe destacar que estos cuadrantes con dominancia de vegetación arbórea (luego del cuadrante 3) fueron registrados únicamente en el sitio VF.

Tipo de vegetación dominante

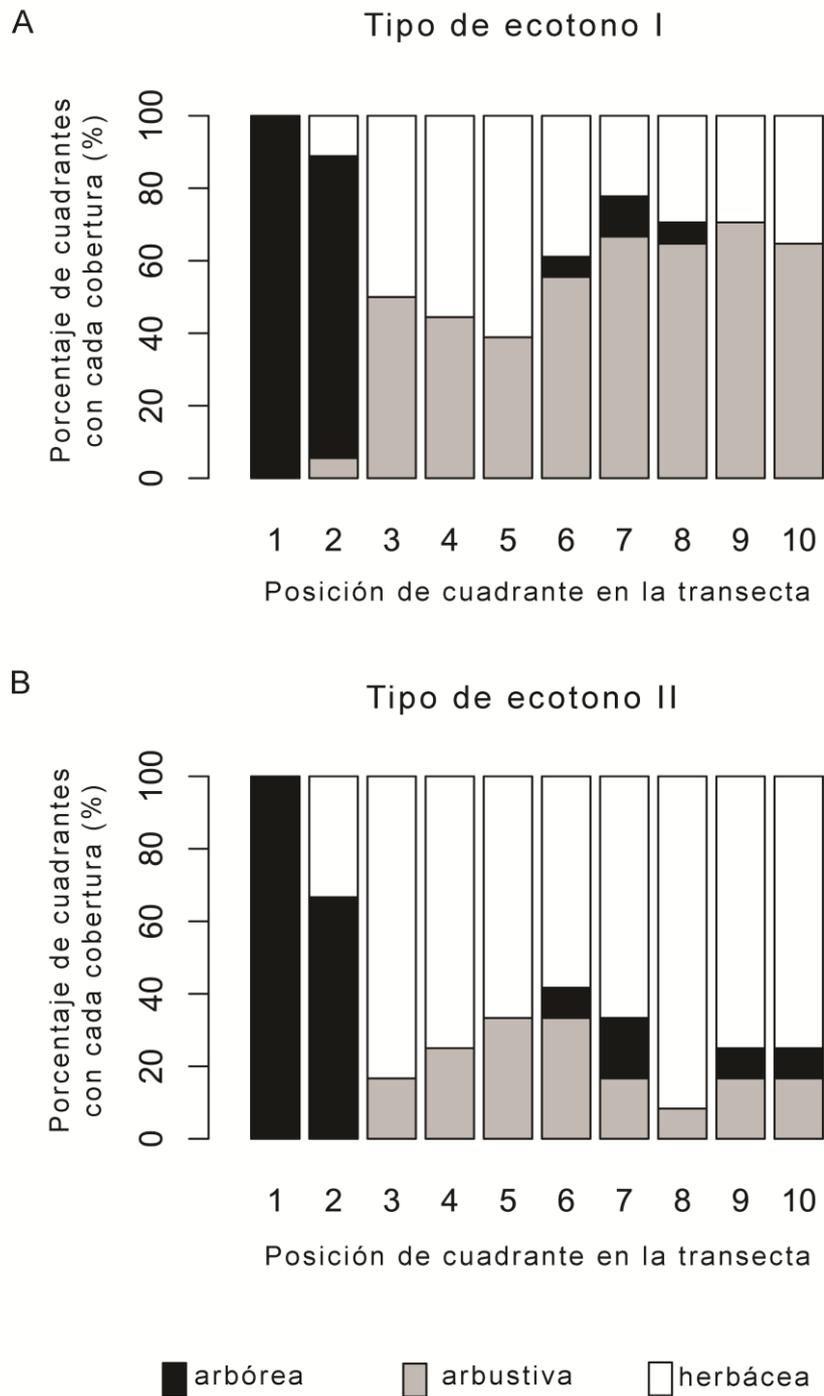


Figura 10. Para cada tipo de ecotono se muestra el porcentaje de cuadrantes en cada posición con cada tipo de cobertura. a) tipo de ecotono I; b) tipo de ecotono II.

3.3.2 Riqueza de especies leñosas

La mediana de la riqueza de especies leñosas por cuadrante del tipo de ecotono I fue aproximadamente 11 especies para los primeros dos cuadrantes dentro del bosque, con una amplia variabilidad (Fig. 11A). En el tipo de ecotono II la mediana de la riqueza de especies leñosas del primer cuadrante dentro del bosque fue de aproximadamente 12 especies, y en el cuadrante 2 la mediana disminuyó a siete especies (Fig. 11B).

En ambos tipos de ecotono hubo una disminución en la riqueza de especies leñosas luego del bosque (a partir del cuadrante 3). El tipo de ecotono I mantuvo una mediana de entre cuatro y cinco especies leñosas hasta el final de la transecta (Fig. 11A), mientras que el tipo de ecotono II presentó una mediana de entre cero y una especie leñosa a partir del sexto cuadrante (Fig. 11B).

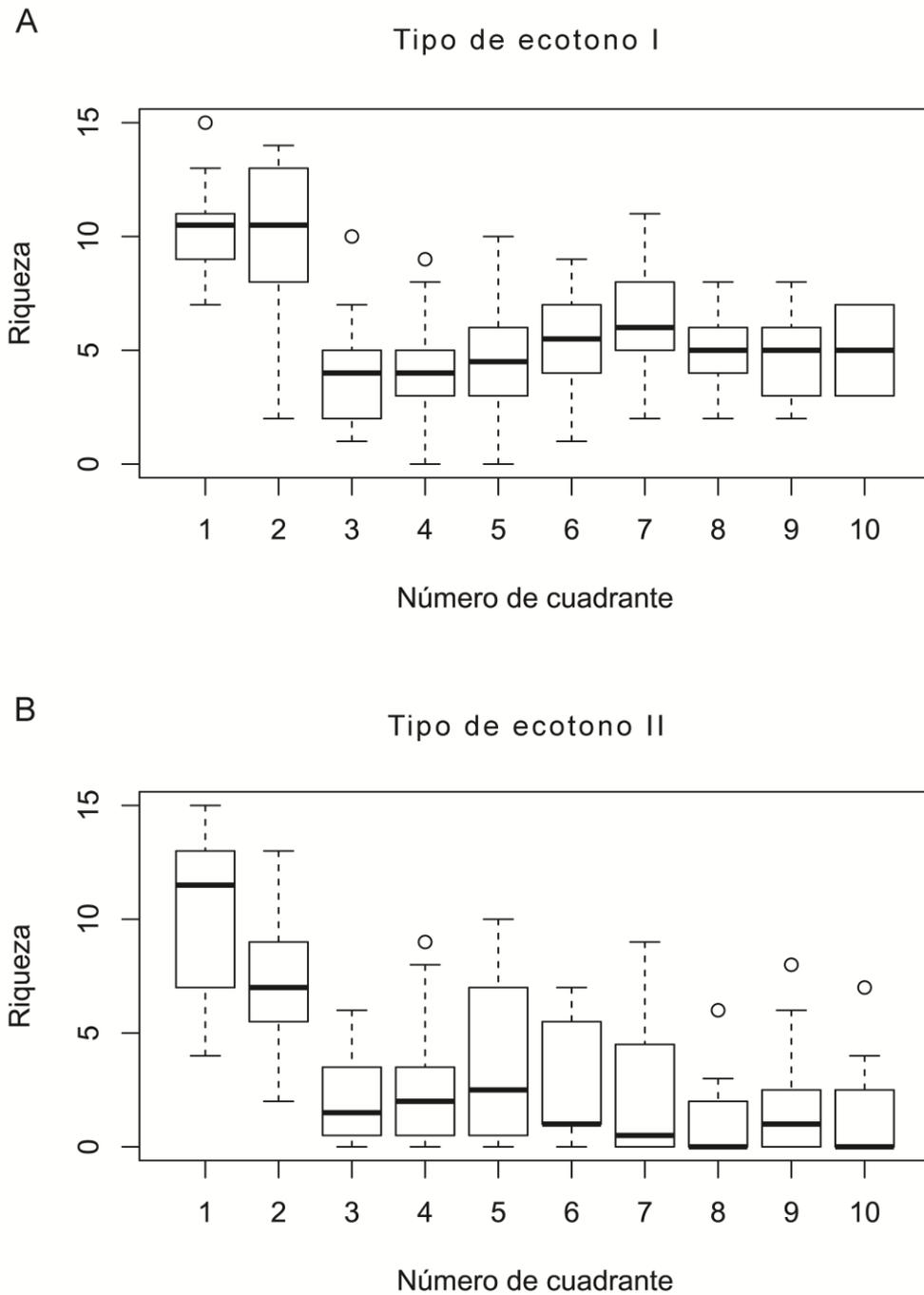


Figura 11. Gráficos de caja (box-plot) de la riqueza de especies leñosas en los cuadrantes ordenados según la distancia al bosque para el tipo de ecotono I (A), y el tipo de ecotono II (B). Los cuadrantes 1 y 2 corresponden a aquellos que se trataron de localizar dentro del bosque si el ancho lo permitía, los cuadrantes 3 a 10 a los que se ordenan a partir del borde del bosque.

3.3.2.1 Beta diversidad entre sitios múltiples

Se encontró una gran variabilidad en la composición de especies leñosas entre cuadrantes, reflejado por el valor cercano a uno de la beta diversidad total (Sørensen) para ambos tipos de ecotono (Tabla 10).

Al descomponerla beta diversidad total en la de reemplazo y de pérdida de especies en ambos tipos de ecotono dominó el reemplazo de especies (Tabla 10). Aunque en menor medida, esta variabilidad en la composición también estuvo explicada por la pérdida de especies entre cuadrantes. La pérdida de especies tuvo una mayor importancia en el ecotono tipo II (Tabla 10).

Tabla 10. Beta diversidad entre múltiples sitios para cada tipo de ecotono. Los cálculos de las distancias se realizaron para cada transecta, utilizando la matriz presencia ausencia de especies por cuadrante. Luego fueron integrados por tipo de ecotono.

Beta-diversidad	Tipo de ecotono	
	I	II
Total	0,985	0,982
De reemplazo	0,975	0,938
De pérdida	0,011	0,044

Beta diversidad entre sitios pareados-cambios en relación a la distancia al cuadrante 1

Al alejarse del cuadrante 1 (del bosque) la composición de especies leñosas cambió con respecto al bosque. Esto lo mostró el aumento significativo de la beta diversidad total con la distancia al cuadrante 1 para ambos tipos de ecotono (Fig. 12 A-B). Este aumento de disimilaridad con la distancia fue significativamente mayor para el tipo de ecotono II que para el tipo de ecotono I (Fig. 12 A-B, Tabla 11). En este sentido, el valor de la pendiente de la beta diversidad del tipo de ecotono II fue casi el doble la del tipo de ecotono I (Tabla 11, Fig. 12 A-B), siendo significativa la diferencias entre ambas pendientes ($p=0.001$). Las comparaciones entre interceptos presentaron diferencias marginalmente significativas entre tipos de ecotono (Tabla 11, $p=0.10$).

Los modelos para descomponer la beta diversidad en la de reemplazo y de pérdida no fueron significativos por lo que los análisis no fueron concluyentes (Tabla 11, Fig 13 C-F). Sin embargo, se observaron algunas tendencias a que los procesos de reemplazo y de pérdida de especies actúan de forma diferencial en cada tipo de ecotono. Se observó que en ambos tipos de ecotono el reemplazo de especies fue el proceso que más aportó a la beta diversidad total (mayor valor de intercepto,

Tabla 11, Fig. 13 C-D vs E-F). Dicho de otro modo, al aumentar la distancia con el cuadrante 1 los cuadrantes tienden a cambiar la mayoría de la composición de especies leñosas que estaban dentro del bosque por otras que están en la comunidad vegetal abierta adyacente (*e.g.* especies del género *Baccharis*). Igualmente, algunas especies presentes en este cuadrante se mantienen durante la transecta (*e.g.* *D. racemosa*). Sin embargo, este proceso parece que fue más importante en el tipo de ecotono I. Esto se reflejó en que no se registraron diferencias significativas entre pendientes de los modelos pero sí para el intercepto (Tabla 11). En cambio, el proceso de pérdida de especies tuvo una tendencia (no significativa) a ser más importante en el tipo de ecotono II en comparación con el tipo de ecotono I (Tabla 11, Fig. 13 E-F). Esto concordaría con que en la zona abierta en el tipo de ecotono II tiende a haber una pérdida casi total de especies leñosas, mientras que en el tipo de ecotono I hay varias especies hasta el final de la transecta.

El cambio del promedio de los valores de las beta disimilaridades de cada distancia al cuadrante 1 apoyan lo anterior (Fig. 13). Se observó que los mayores cambios con respecto al cuadrante 1 se dieron a partir del cuadrante 3 (Fig. 13 A-B). Ese cuadrante marcaría entonces el comienzo de la transición del bosque hacia otro tipo de comunidad.

Tabla 11. Interceptos y pendientes de cada beta diversidad calculada para las transiciones dominadas por vegetación arbustiva y por vegetación herbácea mediante el método de bootstrap (1000 remuestreos cada uno).

Beta diversidad	Tipo de ecotono				Significancia de las diferencias entre (p)	
	I		II		Intercepto	Pendiente
	Intercepto	Pendiente	Intercepto	Pendiente	Intercepto	Pendiente
Total	0,7412	0,0007	0,6732	0,0015	0.10	0.001
De reemplazo	0,6583	0,0006	0,3989	0,0009	0.001	0.66
De pérdida	0,0772	0,0001	0,2457	0,0002	0.99	0.53

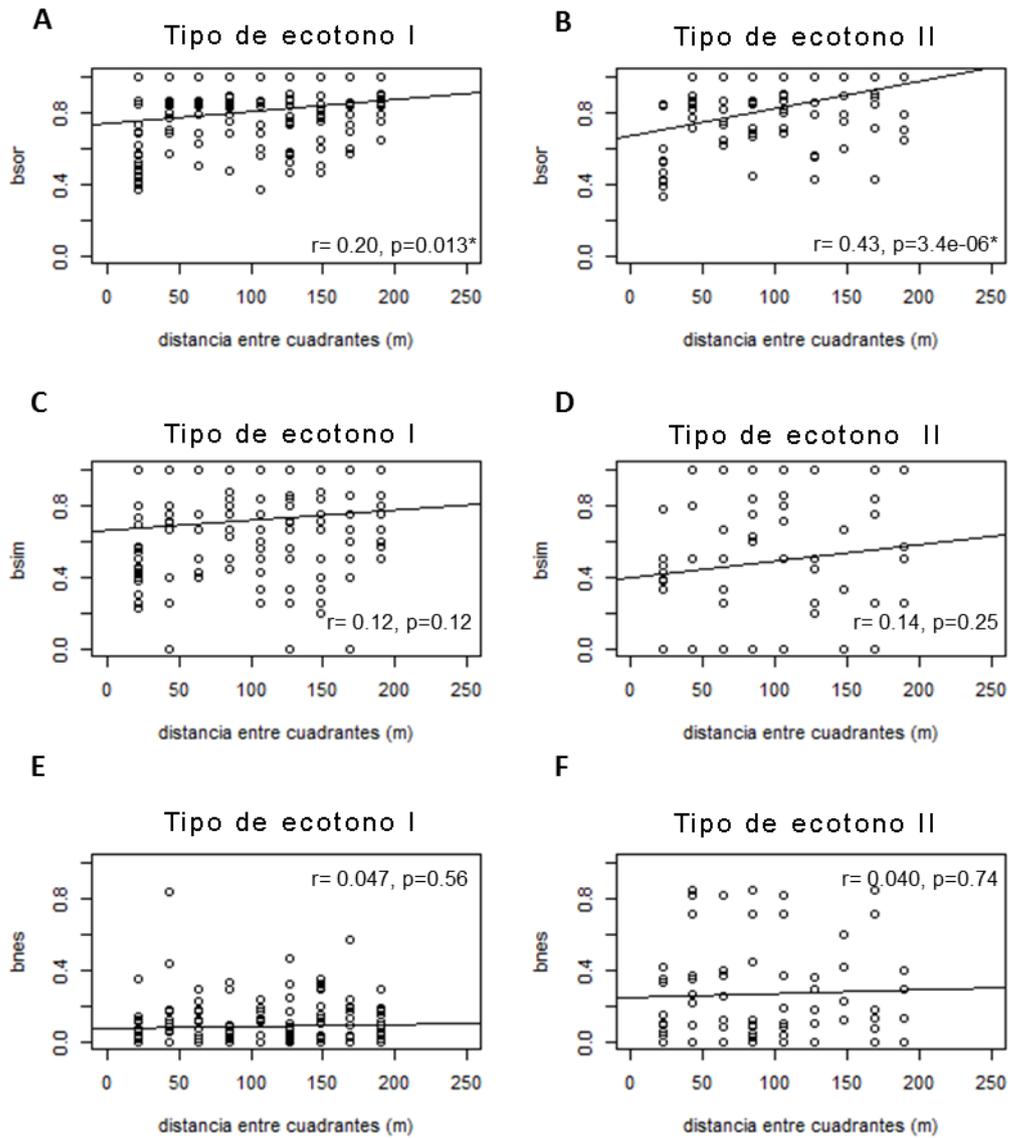


Figura 12. Relación entre la beta disimilaridad de leñosas adultas (total A y B, por reemplazo C y D, y por pérdida E y F) y en relación a la posición con respecto al cuadrante 1 para ambos tipos de ecotono. Se muestra correlación de Pearson (r) y la significancia obtenidas con 1000 permutaciones. Con * se indican aquellos valores significativos.

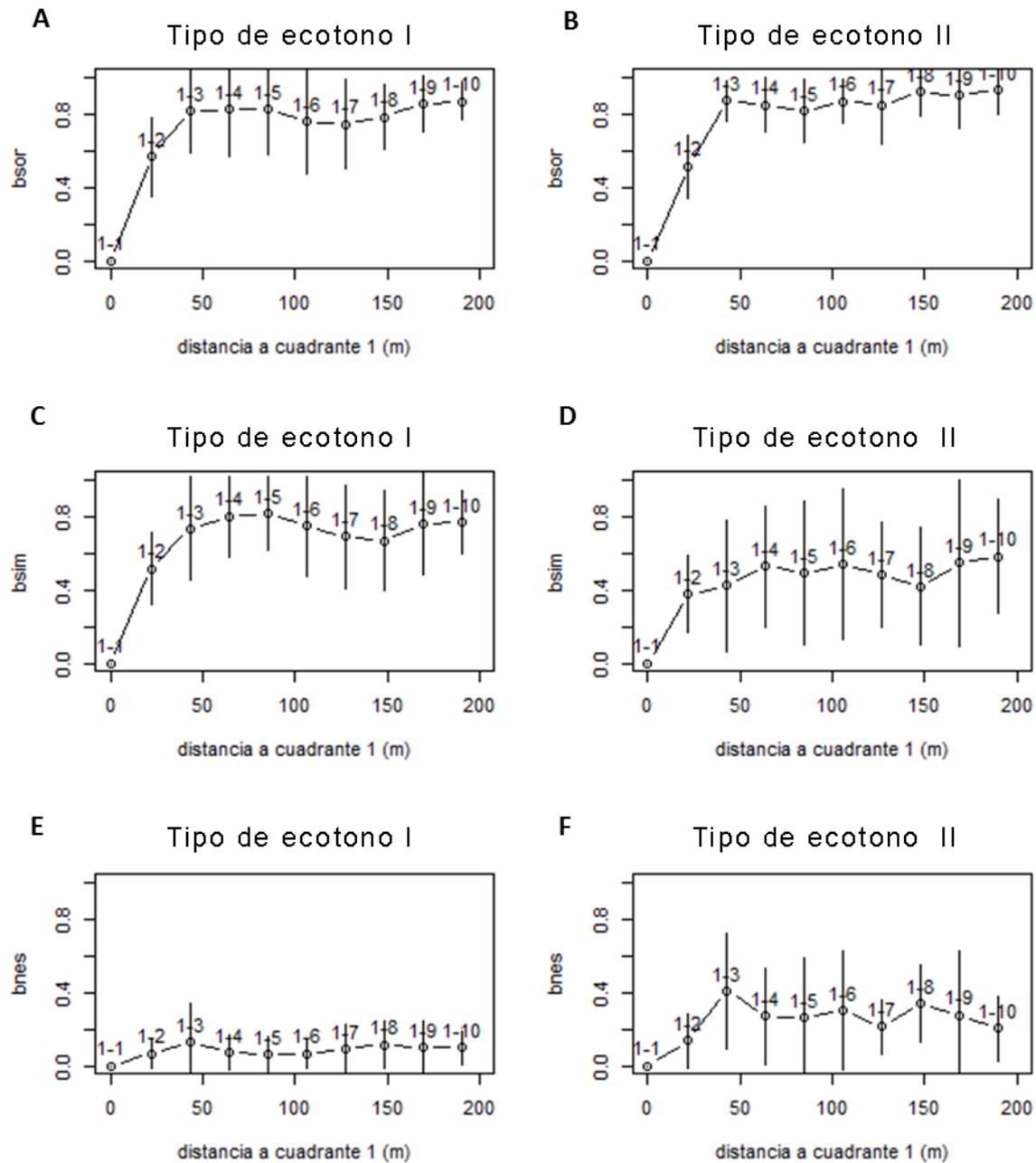


Figura 13. Para cada tipo de ecotono, promedio de beta disimilaridades de leñosas adultas entre cuadrante 1 y cada cuadrante en función de la distancia al cuadrante 1. Beta disimilaridad total para A- El tipo de ecotono I y B – el tipo de ecotono II; Beta disimilaridad de reemplazo para C- el tipo de ecotono I y D - el tipo de ecotono II; Beta disimilaridad de pérdida para E- el tipo de ecotono I y F- el tipo de ecotono II. Notar que la distancia 0 es la del cuadrante 1 consigo mismo, por lo tanto la beta disimilaridad es 0. Arriba de cada punto se indica entre los cuadrantes que se calculó la disimilaridad.

3.3.3 Variabilidad en la composición de leñosas en relación a variables de los ecotonos

3.3.3.1 Selección de variables

Todas las variables quedaron para incluirse en el glmm. En los casos que la correlación fue significativa, la magnitud de la correlación era baja (Tabla 12).

Tabla 12. Resultados de las correlaciones entre las variables. df- grados de libertad.

Variables contrastadas		coeficiente de correlación de Pearson		prueba χ^2 de Pearson		
		correlación	p-valor	X	df	p-valor
altitud	Distancia al curso	0.23	8.2×10^{-5}	559	249	2.2×10^{-16}
	pendiente	-0.011	0.84			
	rocosidad	0.26	7.3×10^{-6}			
	uso					
distancia curso	pendiente	-0.18	0.0017			
	rocosidad	-0.12	0.045			
pendiente	rocosidad	0.19	0.0011	76	12	2.4×10^{-11}
	uso					
rocosidad	uso			30	18	0.036

3.3.3.2 Relación entre la presencia de leñosas (árboles ya arbustos) y las variables

El modelo que mejor ajustó fue el que incluyó las variables explicativas distancia al curso y uso (Tabla 13):

Presencia de leñosa ~ distancia al curso + uso + (1 |sitio) +(1 |sitio:transecta); familia binomial.

Siendo que la presencia de leñosas está negativamente relacionada con la distancia al curso y con el uso OF (uso E, V y VF no se diferencian entre sí).

Tabla 13. Valores estimados de los parámetros y su significancia.

Variable	Estimado	Pr(> z)
Intercepto (distancia al curso cero, uso E)	7.466	1.43×10^{-8}
Distancia al curso	-2.259×10^{-2}	4.39×10^{-6}
Uso OF	-5.086e	2.46×10^{-5}
Uso V	-5.140×10^{-1}	0.751
Uso VF	2.442×10^1	1.000

3.3.3.3 Ordenación de los cuadrantes con presencia de leñosas en relación a su composición

Para este análisis se descartaron 40 cuadrantes de los 297 totales por no tener presencia de especies leñosas. Estos 40 cuadrantes correspondieron a un cuadrante en el uso E, uno del uso V y 38 del uso OF. Cabe destacar que en el caso de los cuadrantes OF generalmente corresponde a los últimos cuadrantes de la transecta, aunque no en todos los casos. Además los 38 cuadrantes corresponden casi a la mitad de los cuadrantes en este uso (38 de 90 cuadrantes).

Los primeros tres ejes del análisis multivariado (PCoA) explicaron el 34% de la varianza (Fig. 14), luego el resto de los ejes explica cada uno poco de la varianza (menos del 5%).

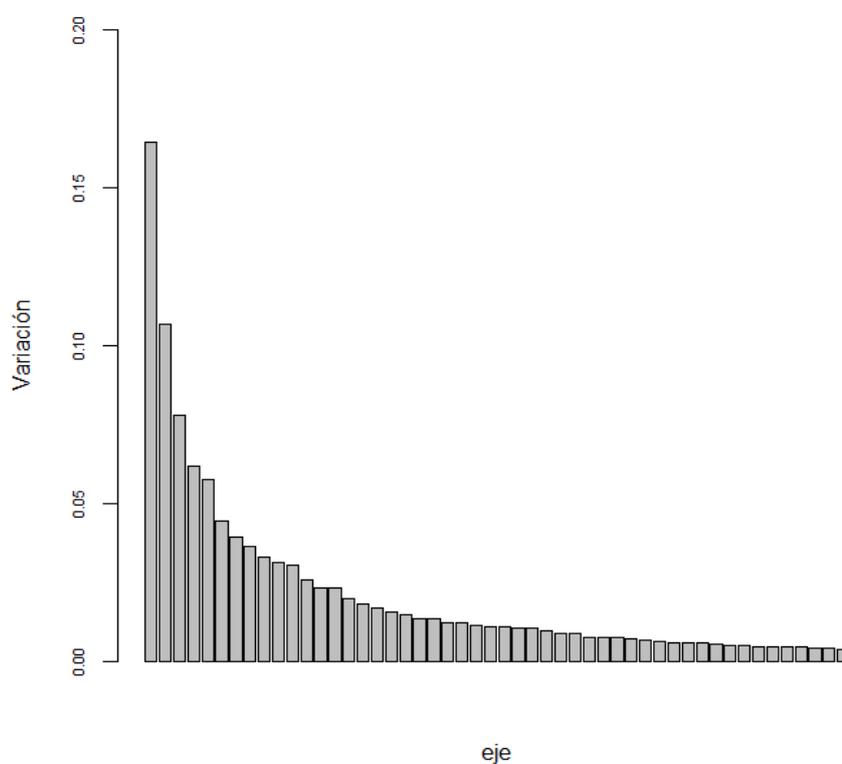


Figura 14. Varianza explicada por cada eje.

2.3.3.4 Relación de la ordenación de estos cuadrantes en relación a las variables seleccionadas

Eje 1

Los modelos sin interacción y con distancia al curso y rocosidad fueron los que explicaron mejor la distribución de los cuadrantes en el eje 1 (Tabla 14).

Tabla 14. Valores estimados de los parámetros y su significancia para el modelo que explica la distribución de los cuadrantes en relación al eje 1.

Variable	Estimado	Pr(> z)
Intercepto (distancia al curso cero, rocosidad 0)	1.836e ⁻⁰¹	0.001560
Distancia al curso	-1.621e ⁻⁰³	1.69e-10
Rocosisdad	-2.765e ⁻⁰²	0.000428

Eje 2

Las variables distancia al curso y pendiente fueron las que explicaron mejor la posición de los cuadrantes en el eje 2 (Tabla 15).

Tabla 15. Valores estimados de los parámetros y su significancia para el modelo que explica la distribución de los cuadrantes en relación al eje 2.

Variable	Estimado	Pr(> z)
Intercepto (distancia al curso cero, pendiente 1)	2.880e ⁻⁰²	0.54087
Distancia al curso	6.007e ⁻⁰⁴	0.00609
Pendiente	-3.658e ⁻⁰²	0.01486

Eje o gradiente 3

El modelo que considera distancia al curso, rocosidad y uso fue el que mejor ajustó (Tabla 16).

Tabla 16. Valores estimados de los parámetros y su significancia para el modelo que explica la distribución de los cuadrantes en relación al eje 3.

Variable	Estimado	Pr(> z)
Intercepto (distancia al curso 0, rocosidad 1, uso E)	9.838e ⁻⁰²	0.00174
Distancia al curso	-5.108e ⁻⁰⁴	0.00125
Rocosisdad	2.307e ⁻⁰²	4.46e-06
Uso OF	-1.271e ⁻⁰¹	0.00561
Uso V	-1.391e ⁻⁰¹	0.00817
Uso VF	-2.702e ⁻⁰¹	0.00121

4. DISCUSIÓN

A través de los resultados obtenidos de analizar la estructura de la vegetación y composición de leñosas se logró identificar en el paisaje analizado dos tipos de ecotonos en relación a la composición leñosa y a los manejos ganaderos. Los resultados sugieren que el ganado y uso de fuego y/o chirquera son los principales determinantes de la composición leñosa y estructura de la vegetación en estos ecotonos. Esto es coherente con lo propuesto por los Estados Alternativos de los Biomas (Pausas & Bond 2020). También mostraron diferencias los estratos de la vegetación herbácea y cobertura del suelo. A nivel de sitio, los tipos de ecotono presentaron especies en común, pero se diferenciaron en otro grupo de especies, riqueza a lo largo del gradiente de distancia al bosque. En cuanto al cambio de estructura y composición de especies leñosas entre biomas, el cambio fue esencialmente abrupto tanto en términos de la estructura de la vegetación como en la riqueza de especies leñosas, lo que coincide con lo propuesto por el marco de Estados Alternativos de Biomas. Más allá de la remoción de la vegetación, la composición de leñosas también interactuó con factores más locales, como la rocosidad y la distancia al curso de agua, lo que sugiere que variables ambientales a nivel de sitio estarían actuando en forma sinérgica con los efectos del fuego, chirquera o herbivoría, para determinar la composición de la vegetación leñosa. Dada la caracterización resultante del trabajo proponemos denominar al tipo de ecotono I como ecotono dominado por arbustal y al tipo de ecotono II como ecotono dominado por pastizal.

4.1 Tipos de ecotono y caracterización general

Podemos preliminarmente asociar los dos tipos de ecotonos a diferentes prácticas de manejo ganadero. El tipo de ecotono dominado por arbustal estuvo asociado a la exclusión de ganado y la ganadería vacuna con baja carga, sin uso de fuego o chirquera. El dominado por pastizal estuvo asociado a la baja carga vacuna con uso del fuego y chirquera y a alta carga ovina con uso de fuego y chirquera. Esta división parece ser suficientemente robusta, ya que a pesar de que podría ponerse en duda por tener un valor de estrés cercano a 0.20 (Clarke 1993), contó con el apoyo de un buen valor de significancia del PERMANOVA. La remoción de la vegetación y particularmente el fuego parecen ser determinantes fuertes en estos tipos de ecotonos, ya que por ejemplo las transectas con ganadería vacuna se clasifican en uno u otro grupo según la presencia de fuego. Sin embargo, esto no es concluyente ya que no contamos con muestreos en situaciones de ganadería ovina sin fuego, o exclusión al ganado con fuego.

El rol de la remoción de la vegetación como determinante de la vegetación leñosa coincide con investigaciones en la región de los Pastizales del Río de la Plata que muestran que en sitios con un tiempo prolongado sin fuego puede favorecerse el crecimiento de leñosas (Pillar & Quadros 1997), sobre todo la combinación de excluir tanto al ganado como al fuego (Oliveira & Pillar 2004, Schinestsck et al. 2019, Gallego et al. 2020). Cabe destacar que el efecto del fuego, chirquera o remoción de la vegetación por ganado tienen impactos en la comunidad y ecosistema diferente. Por ejemplo, la chirquera o el fuego no tienen el peso de selectividad en la remoción de la vegetación que sí tiene el ganado, el ganado deposita nutrientes a través de las heces y orina en sitios puntuales, y el fuego puede alterar los nutrientes de otra forma al volatilizar nutrientes y depositar las cenizas (López- Márisco et al. 2019a). Sería interesante tener conocimiento sobre cómo afectan de forma diferencial el fuego, los herbívoros y chirquera, y como su uso en el espacio, carga, frecuencia de uso, entre otros aspectos, influyen en las comunidades vegetales.

Sería interesante explorar el efecto diferencial del fuego en las especies, principalmente relacionado a sus estrategias de germinación, regeneración y establecimiento (*e.g.* Müller et al. 2007, López- Márisco et al. 2019b, Cuello et al. 2020). Un antecedente es una investigación en el área protegida PPQCSY que evalúa la capacidad de regeneración de semillas de *Acanthostyles buniifolium* sometidas a condiciones de laboratorio que simulan el efecto del fuego, donde se encontró que únicamente las semillas expuestas a 100°C de temperatura veían afectada negativamente su regeneración (López-Márisco et al. 2019b). En cambio, al evaluar cómo la capacidad de regeneración del banco de semillas es afectada por el fuego se encontró que la quema puede aumentar la riqueza y densidad de monocotiledóneas y dicotiledóneas. Sin embargo, con baja cantidad de ejemplares germinando, la respuesta de especies arbustivas fue variada, por ejemplo, *Radlkoferotoma cistifolium* no regeneró en el sitio con fuego, y *A. buniifolium* resultó favorecida (Cuello et al. 2020).

En relación al ganado, los resultados son consistentes con trabajos de la región donde se ha registrado que la exclusión al ganado puede repercutir en el crecimiento de arbustales en zonas de pastizales con exclusión ganadera (Altesor et al. 2006; Lezama et al. 2014) o avance del bosque nativo sobre el pastizal con una exclusión prolongada (Brazeiro et al. 2018, Brussa 2018). Sin embargo, que las parcelas con sin ganado o con ganado y sin fuego o chirquera domine la vegetación arbustiva no coincide con propuesto en el modelo de Bernardi et al. (2019b), donde se

esperaría que mayores cargas de ganado, repercutan indirectamente en un aumento de la vegetación arbustiva. Por un lado, el modelo de Bernardi et al. (2019b) propone que altas cargas de ganado modificarían la estructura de la vegetación, disminuyendo la probabilidad de fuego y achaparrando la vegetación, favoreciendo así los arbustales. En este caso ocurrió que sitios con más de 30 años sin presión ganadera (exclusión de la intendencia) desarrollaron arbustales. Por otro lado, en este caso la alta carga ganadera de los sitios O se vio acompañada de uso de fuego y cirquera. Quizá esto se deba a que el ganado no utiliza de forma homogénea el espacio, y sí permite el crecimiento de vegetación herbácea que sirva como combustible.

Aunque en el presente trabajo fue principalmente vegetación arbustiva la que creció fuera del bosque, los resultados encontrados aquí también apoyan otras investigaciones donde se registró el aumento de la regeneración en el bosque nativo bajo el bosque (Etchebarne & Brazeiro 2016) o en la expansión de la vegetación leñosa en el borde de los bosques (Rolhauser & Batista 2014; Brazeiro et al. 2018, Brussa 2018). Particularmente, coincide con el mayor aumento de bosque detectado entre 1966 y 2016 en la zona de exclusión de pastoreo y fuego utilizada para este trabajo y otra zona con pastoreo cercana (Brussa 2018). También es coherente con el aumento de bosque nativo registrado en regiones donde ha bajado la densidad de ganado (Bernardi et al. 2019a) o los mecanismos a través de los cuáles el pastoreo puede repercutir en la estructura de la vegetación (Lezama & Paruelo 2016).

No se encontraron investigaciones de campo que evalúen los efectos de diferentes combinaciones de manejo de ganado (*e.g.* tipo, presencia, carga) y fuego en los cambios de vegetación de bosque a pastizal o arbustal. Sin embargo, se espera que estas combinaciones puedan afectar el tipo de comunidad vegetal que se desarrolla, por ejemplo, un aumento en la densidad de ganado podría afectar negativamente la capacidad de ocurrencia de fuegos al disminuir la vegetación que serviría como combustible (Pillar & Quadros 1997, Bernardi et al. 2019b; aunque ver Behling et al. 2007).

Se detectó que cada tipo de ecotono presenta algunas especies únicas o más asociadas a un ecotono que al otro, quizá reflejando la respuesta de las especies leñosas a la presión ganadera y la adaptación a ambientes abiertos. Por ejemplo, el ecotono dominado por arbustal presentó algunas especies que no estaban presentes en el ecotono dominado por pastizal, como las especies arbustivas *Baccharis cultrata*, *B. cognata*, *B. microdonta*, *Monteverdia cassineformis*. Dado los resultados obtenidos, se podría inferir que estas especies podrían ser favorecidas por la baja remoción de la

vegetación. Por ejemplo, en otros estudios en la región se ha asociado también la presencia de algunas especies como *Baccharis dracunculifolia*, con la ausencia de fuego (Overbeck & Pfoadenhauer 2007, Müller et al. 2007, López-Márisco et al. 2020) y exclusión de ganado (Altesor et al. 2006). Por otro lado, las especies que dominaron en el ecotono dominado por pastizal y no se registraron en el otro, probablemente tengan rasgos que las hagan resistentes a la alta presión de remoción de la vegetación (*e.g.* fuego, alta carga de ganado), al tipo de ganado o se vean favorecidas por las condiciones ambientales.

Por otro lado, en los ecotonos se observó una variabilidad dentro de cada grupo, y particularmente en este ecotono dominado por vegetación herbácea se observó una variabilidad mayor, probablemente asociada a en parte a la procedencia de los sitios. Dado esto, aunque escapa a los objetivos de este trabajo describir la variabilidad dentro del tipo de ecotono, sería interesante comprender en este grupo qué explica esta variabilidad. Según lo registrado en campo, en los ecotonos dominados por vegetación herbácea, las transectas posicionadas en el lado positivo del eje y tienen poca representación de especies arbustivas, y en el caso de las transectas ubicadas en el lado negativo de este eje, están enriquecidas con algunas especies arbustivas de comunidades vegetales abiertas, con respecto a las otras transectas de este grupo, por lo tanto, quizá algunas diferencias ambientales o variabilidad en los manejos podrían estar repercutiendo en esta diferenciación (*e.g.* tiempo desde el último fuego, carga histórica del potrero).

Algunas de especies dominantes en común a ambos tipos de ecotonos coincide con registros en otras comunidades vegetales abiertas en trabajos regionales (Behling et al. 2007, Overbeck & Pfoadenhauer 2007, Gautreau & Lezama 2009, Müller et al. 2012, Brazeiro et al. 2018, Brussa 2018), lo que sugeriría la influencia de un patrón de distribución de especies regional y que estas especies serían importantes para las comunidades vegetales y los procesos que ocurren en los ecotonos o en procesos de transición de vegetación. Ejemplos de estas especies son los arbustos *Acanthostyles buniifolius*, *Dodonaea viscosa*, *Daphnopsis racemosa*, *Myrceugenia euosma* y los árboles *Lithraea brasiliensis*, *Blepharocalyx salicifolius*, *Eugenia uruguayensis* o *Myrsine coriácea*.

Ambos ecotonos están conformados casi en su totalidad por especies leñosas nativas. Solo en el ecotono dominado por arbustal se registró una especie exótica, *Pinus ellioti*, la cual a su vez es invasora de pastizales, representando un problema para la conservación del área protegida. Esto ya está identificado en el plan de manejo del PPQC (SNAP 2010), y aunque hubo intervenciones

previas a este estudio para controlar la invasión (Herman 2020 *comm. pers.*), en este estudio se registró si invasión¹¹. En cuanto a las especies de interés para la conservación de la biodiversidad y en particular de interés para el PPQCSY, se registraron cuatro especies prioritarias y una de interés paisajístico (*Syagrus rhomanzofiana*), dos de estas especies únicamente presentes en la transición dominada por arbustal. Esto resalta la importancia de orientar el manejo al desarrollo de comunidades que permitan sostener poblaciones viables en el tiempo de las especies de interés.

El análisis de especies indicadoras permite identificar algunas especies fuertemente asociadas a cada tipo de ecotono que puede contribuir a orientar la gestión. Asimismo apoya la idea de que los ecotonos se diferencian en composición entre comunidades vegetales abiertas y con el bosque. De hecho, en el ecotono dominado por arbustal la mayoría de las especies indicadoras son consideradas arbustos y en el ecotono dominado por pastizal hay árboles y arbustos casi en partes iguales. Si es de interés desarrollar un tipo de comunidad vegetal abierta debido a las especies prioritarias o de interés paisajístico, estas especies indicadoras podrían servir como indicadores de que el manejo está avanzando hacia la comunidad deseada, sin tener que recaer en el monitoreo en especies raras. Por otro lado, puede indicar las presiones históricas recibidas en la comunidad vegetal abierta, ya que dos de las nueve especies indicadoras del ecotono dominado por pastizal tienen espinas notorias (*Scutia buxifolia* y *Xylosma tweediana*).

La diferenciación de los ecotonos también se da en estructura de la cobertura del suelo. La mayor cobertura de herbáceas de baja altura y de suelo desnudo del ecotono dominado por pastizal ser indicadora de mayor presión ganadera (Rodríguez et al. 2003, Altesor et al. 2005, Laufer et al. 2015, Mesa de Ganadería Sobre Campo Natural 2016 pp48, pp138, SISNAP 2021a y b). Esto puede tener repercusiones no solo en la conservación de la biodiversidad, sino también en la producción al afectar la disponibilidad de forraje en diferentes épocas, la infiltración de agua y resistencia a la sequías, la protección frente a la erosión (Lepetina 2011, Martínez & Pereira 2011). Además, la mayor proporción de suelo desnudo podría habilitar la colonización de especies exóticas invasoras (*e.g.* Bashkin et al. 2003, Watkins et al. 2003, Song et al. 2017, Antoneli et al. 2018, aunque ver Lyons & Schwartz 2001, Compagnoni & Halpern 2009), incluyendo la invasión por especies gramíneas exóticas de poco interés forrajero como *Cynodon dactylon* (Martínez & Pereira 2011 pp11, aunque ver Bresciano et al. 2014).

¹¹ Cabe destacar que luego de este estudio hubo una nueva intervención para su control (Herman 2020 *comm. pers.*), por lo que los resultados presentados aquí no reflejan esa intervención.

4.2 Gradiente dentro de los ecotonos

En cuanto a la estructura de la vegetación, se puede identificar al ecotono dominado por arbustal como dominado por vegetación arbustiva a lo largo de todo el gradiente (luego del bosque) y al otro ecotono dominado por pastizal dominado por vegetación herbácea. Esto se reflejó también en la clasificación de especies y las especies indicadoras. Ambas tipos de ecotonos coinciden con dos estados de la vegetación reconocidos por Gallego et al. (2020) mediante sensoramiento remoto para el área protegida: la transición dominada por vegetación arbustiva podría corresponder con el estado *pastizales altos y arbustales* (tall grasses and shrublands) y la dominada por vegetación herbácea con el estado *pastizales ralos* (sparsely vegetated grasslands). Gallego et al. 2020 propone un modelo de estados y transiciones, en el que sin fuego, chirquera o exclusión al pastoreo el sistema pasaría de pastizal hasta bosque. Aunque los resultados obtenidos en este trabajo son consistentes con esta hipótesis, no podemos descartar que los ecotonos aquí descriptas sean un estado final (en cuanto a cobertura), dado que la comunidad que se desarrolla fuera del bosque tiene su propia composición (*e.g.* hay especies que no están en el bosque pero sí afuera, o el reemplazo de especies detectado), y la cobertura boscosa fue registrada únicamente como pequeños parches de bosques aislados durante la transecta en sitios que llevaban hasta 30 años sin remoción de la vegetación. Por ejemplo, un estudio de cambios de la cobertura vegetal en el sur de Brasil, registró poco cambio de cobertura de pastizal a bosque en aproximadamente 25 años, aunque en ese tiempo sí cambió gran parte de la cobertura de pastizal con arbustos a bosque (Oliveira & Pillar 2004). Si el arbustal no fuera un estado estable y no hubieran limitantes abióticas, quizá si se evita la remoción de la vegetación dada por el fuego o el ganado doméstico, esto podría repercutir en que este arbustal se transforme en un bosque. Sin embargo, en el marco de la teoría de Estados Alternativos de Biomas los pastizales podrían considerarse anacronismos paisajísticos de un sistema natural anterior (Bond 2019, Pausas & Bond 2020). Incluso se podría considerar que los ecotonos dominados por arbustal aquí descriptos son un estado final (en cuanto a cobertura). Es decir, no son un paso para llegar a bosque, dado que la comunidad que se desarrolla fuera del bosque tiene su propia composición diferente al bosque, y hay límites abruptos entre bosques y comunidades vegetales abiertas (Pausas & Bond 2020). Esto podría reforzarse con que la observación de que cobertura boscosa fue registrada únicamente como pequeños parches de bosques aislados durante la transecta en sitios que llevaban hasta 20 años sin remoción de la

vegetación. También con la observación de que la composición de la vegetación está ligada a otras variables ambientales además de los manejos. En este trabajo, hasta el sitio sin ganado ni fuego parece estabilizarse en una vegetación arbustiva. Esto podría explicarse porque: i - la vegetación arbustiva y/o de pastizal podrían tener mecanismos para auto-perpetuarse en el tiempo (*e.g.* Murphy & Bowman 2012, Holmgren et al. 2015, Pausas & Bond 2020), o ii – podría haber limitantes ambientales para el desarrollo de la vegetación arbórea en estos sitios (*e.g.* capacidad de retención de agua del suelo, profundidad de la capa freática, profundidad del suelo (Pillar & Quadros 1997, Leite et al. 2018, Bond 2019). En el último caso, además de los mecanismos propuestos en la teoría de Estados Alternativos de Biomas, estaría actuando otras limitantes. Dilucidar cuál de estas posibilidades es más plausible requeriría seguimientos de la cobertura vegetal en períodos más largos de tiempo, así como medición de otros factores ambientales y/o manipulación de los mismos (*e.g.* análisis de imágenes satelitales que permitan reconstruir desde el inicio de la exclusión, parcelas permanentes, mediciones de agua subterránea, textura del suelo).

La riqueza total registrada en este trabajo es menor a otra en sitios similares en la región (*e.g.* Müller et al. 2012), en el cual se registran 119 especies leñosas vs las 69 registradas aquí. Esto se debe en parte a que muchas especies tienen su límite de distribución al norte de Uruguay, de hecho el patrón de disminución de la riqueza con la longitud se observa a la interna del país (Toranza et al. 2018). El número de especies leñosas concuerda con estudios exhaustivos abarcando vegetación leñosa en la zona (incluyendo bosque de quebrada), donde se registró un total de 85 especies leñosas (Gautreau & Lezama 2009). Si se tiene en cuenta solo la riqueza de especies arbóreas, se registraron un poco menos de las especies esperadas según un modelo a nivel nacional de Toranza et al. (2018), en el cual esperan registrar entre 47 y 58 especies para la zona, mientras que aquí se registraron 34. Pero cabe destacar que los muestreos no estuvieron enfocados en relevar de forma exhaustiva la vegetación de los bosques ni todos los ambientes donde pueden estar presentes las especies arbóreas, sino de las transiciones de esta zona, por lo que los valores registrados se pueden considerar dentro del rango esperado.

La riqueza y el cambio de la misma en relación a la distancia al bosque muestran que ambos ecotonos se diferencian con el bosque y entre sí. En el ecotono dominado por arbustal ocurre un reemplazo de especies hacia especies más características de arbustales, con especies de *Baccharis*, y otras que serían intolerantes a la sombra. Por otro lado, ecotono dominado por pastizal ocurre

sobretudo una pérdida de especies leñosas, más allá de que ocurren algunas especies arbustivas. Algunas de las especies registradas únicamente fuera del bosque fueron *Schinus engleri* y *Aloysia gratissima* en ambos ecotonos, *Baccharis tridentata* en el ecotono dominado por arbustal, y *Baccharis articulata* en el ecotono dominado por pastizal. Algunas especies no se registraron fuera del bosque, lo que parece indicar especies que se desarrollan únicamente bajo bosque (*e.g.* *Gochnatia polymorpha subsp. ceanothifolia*, *Sebastiania brasiliensis*, *S. commersoniana*, *Myrcia cruciflora*).

Otros factores que podrían estar relacionados con la riqueza, y la composición, son los identificados preliminarmente como variables potencialmente explicativas de la composición de cuadrantes: distancia al curso, rocosidad, pendiente y uso. Puede que la vegetación leñosa este respondiendo a cambios ambientales como disminución de la humedad al alejarse del curso, alejamiento de la fuente de propágulos, cambios la materia orgánica del suelo (*e.g.* más acumulación de mantillo bajo el bosque) u otros compuestos o propiedades del suelo (Watt 1947, Lloyd et al. 2000, Peters et al. 2006). Gautreau y Lezama (2009), a escala de paisaje registraron un cambio a nivel de tipo de vegetación (bosque o arbustal) y de dominancia de especies arbóreas y arbustivas en las sierras de Uruguay asociado a la profundidad del suelo. Sin embargo, Müller et al. (2012) no encontró relación entre las condición del suelo y su profundidad en relación a la expansión del bosque sobre la comunidad vegetal abierta adyacente, proponiendo que quizá esto se deba a la distancia al borde del bosque y/o a la presencia de rocas (ver también Carlucci et al. 2011, Brazeiro et al. 2018, Brussa 2018). Por otro lado, se han encontrado patrones globales que indican que el patrón de enraizamiento de las plantas está determinado en gran medida por la topografía e hidrología del paisaje (Fan et al. 2017). El patrón de cambio de la vegetación que se registró en este estudio es consistente con lo encontrado en Fan et al. (2017). Por lo tanto, nuestros resultados apoyan que además de los la remoción de la vegetación dada por los herbívoros domésticos, el fuego y/o la chirquera, también operan otras variables locales como determinantes de la vegetación que se puede desarrollar o no en un sitio. Para ahondar en el rol de estos factores, sería necesario realizar una caracterización fisicoquímica en profundidad del gradiente ambiental donde ocurre la ecotono.

4.3 Consideraciones finales

En general, este estudio brinda evidencia de campo que contribuye a la discusión de la teoría de Estados Alternativos de Biomasa (Pausas & Bond 2020), particularmente aplicada a los Pastizales

del Río de la Plata. El abordaje utilizado, a través de experimentos oportunistas, datos con diversos manejos y descripción de los patrones de la vegetación tomando como unidad las transectas pero incluyendo la variabilidad en las mismas permitió generar insumos para discutir esta teoría y analizar los mecanismos detrás de la vegetación que se desarrolla. La remoción de la vegetación sería clave, como lo propuesto por el modelo, pero también existen factores locales (distancia al curso, rocosidad) que interactúan con el tipo de vegetación que se desarrolla.

Los resultados generados en este trabajo son consistentes con evidencia encontrada en la ecorregión Sabana Uruguayense sobre la relación entre el pastoreo, el fuego y la vegetación leñosa (*e.g.* Oliveira & Pillar 2004, Overbeck & Pfadenhauer 2007, Altesor et al. 2006, Müller et al. 2012, Lezama et al. 2014, Rolhauser & Batista 2014, Bernardi et al. 2016, Etchebarne & Brazeiro 2016, Lezama & Paruelo 2016, Brazeiro et al. 2018, Brussa 2018, Schinestsck et al. 2019, Gallego et al. 2020). En estos trabajos se observa una relación negativa entre la remoción de la vegetación, sea por chirquera, fuego ganado, y la vegetación leñosa. En el presente estudio, los sitios presentaron prácticas de manejo ganadero mezcladas, como el uso de chirquera o fuego con diferente frecuencia, alcance e intensidad, así como de tipos de herbívoros y cargas ganaderas. Sería interesante explorar in cómo estas variables pueden influir en estas comunidades vegetales abiertas, y el efecto diferencial que podría tener los ovinos con respecto a los bovinos ya que se ha detectado que tienen diferencias en su dieta y selectividad, asociado en algún caso a la densidad de ganado (Hofmann 1989, Prache et al. 1998, Celaya et al. 2007, Lezama & Paruelo 2016). De este modo se podría profundizar en cómo contribuir a mantener las comunidades de pastizal, pero también en manejar estas comunidades para conservar especies típicas de los arbustales y facilitar la recuperación de bosque. Cabe destacar que estos ecotonos están en un paisaje altamente conectado (área protegida y su entorno), por lo que las comunidades leñosas podrían ser enriquecidas si la remoción de la vegetación se disminuye. Sin embargo, en paisajes más fragmentados podrían ocurrir extinciones locales de especies (Patterson & Atmar 2000, Ulrich et al. 2009, Haddad et al. 2015). Por otro lado, en este trabajo no se contempló la composición de la comunidad herbácea, por lo sería interesante profundizar qué ocurre con esta en los ecotonos y qué impactos tienen los manejos en estas especies, ya que en lugares de pastizal se han visto repercusiones de los manejos, la arbustización o exóticas en la comunidad herbácea (*e.g.* de Abreu & Durigan 2011, Overbeck et al. 2016, Guido et al. 2017, López-Márisco et al. 2020).

En relación a las especies exóticas, la disminución de la remoción de la vegetación facilitaría la presencia de la especie exótica invasora *P. ellioti*, dado la cercanía de propágulos, lo que representa una amenaza para la conservación (Simberloff et al. 2010, de Abreu & Durigan 2011, Laufer et al. 2015, Brewer et al. 2018, Milani et al. 2020, SNAP 2010). Sin embargo, ecotono dominado por pastizal presentó mayor porcentaje de suelo desnudo, quizá asociado al impacto de la remoción de la vegetación, y un tapiz más ralo, sea por alta carga de ganado, fuego o chirquera. El tapiz más ralo y el suelo desnudo podría significar una oportunidad para la invasión de especies exóticas (Bresciano et al. 2014).

Los dos tipos de ecotonos contribuyen a la conservación de diferentes grupos de especies y pueden estar reflejando procesos para mantener la vegetación de las comunidades vegetales abiertas en diferentes estados (*e.g.* mantenerse en pastizal, cambiar a arbustal). Estos resultados apoyan la idea de que el manejo y la toma de decisiones debe integrar la escala de paisaje, y que se necesita implementar diferentes prácticas para mantener y desarrollar paisajes heterogéneos y productivos sustentables, capaces de sostener una diversidad de servicios ecosistémicos (Hayes et al. 2003; Eldridge et al. 2011; O'Mara 2012; Luza et al. 2014; Carlucci et al. 2016; Overbeck et al. 2016; Gallego et al. 2020; López-Márisco et al. 2020). Especialmente la conservación de los pastizales frente a la arbustización, la expansión de especies exóticas invasoras, pero también la de los arbustales, ya que tienen su propia composición y contribuyen particularmente a la conservación de especies prioritarias leñosas, por lo que es necesario tenerlos en cuenta explícitamente en programas de conservación.

5. Referencias bibliográficas

- de Abreu, R. C. R., and G. Durigan. 2011. Changes in the plant community of a brazilian grassland savannah after 22 years of invasion by *pinus elliotii* engelm. *Plant Ecology and Diversity* 4:269–278.
- Agriculture, U. S. D. of. 1999. *Soil Taxonomy A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys*. Second edition. Washington DC, US.
- Altesor, A., M. Oesterheld, E. Leoni, F. Lezama, and C. Rodríguez. 2005. Effect of grazing on community structure and productivity of a Uruguayan grassland. *Plant Ecology* 179:83–91.
- Altesor, A., G. Piñeiro, F. Lezama, R. B. Jackson, M. Sarasola, and J. M. Paruelo. 2006. Ecosystem changes associated with grazing in subhumid South American grasslands. *Journal of Vegetation Science* 17:323–332.
- Altesor, A., F. Gallego, M. Ferrón, F. Pezzani, L. López-Márisco, F. Lezama, S. Baeza, M. Pereira, B. Costa, and J. M. Paruelo. 2019. Inductive Approach To Build State-and-Transition Models for Uruguayan Grasslands. *Rangeland Ecology and Management* 72:1005–1016. <https://doi.org/10.1016/j.rama.2019.06.004>

- Antoneli, V., E. A. Rebinski, J. A. Bednarz, J. Rodrigo-Comino, S. D. Keesstra, A. Cerdà, and M. P. Fernández. 2018. Soil erosion induced by the introduction of new pasture species in a faxinal farm of southern Brazil. *Geosciences (Switzerland)* 8:1–12.
- Baeza, S., and J. M. Paruelo. 2020. Land use/land cover change (2000–2014) in the rio de la plata grasslands: An analysis based on MODIS NDVI time series. *Remote Sensing* 12:1–22.
- Baldi, G., and J. M. Paruelo. 2008. Land-use and land cover dynamics in South American Temperate grasslands. *Ecology and Society* 13.
- Barnosky, A. D., N. Matzke, S. Tomiya, G. O. U. Wogan, B. Swartz, T. B. Quental, C. Marshall, J. L. McGuire, E. L. Lindsey, K. C. Maguire, B. Mersey, and E. A. Ferrer. 2011. Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature* 471:51–57.
- Baselga, A. 2007. Disentangling distance decay of similarity from richness gradients: Response to Soininen et al. 2007. *Ecography* 30:838–841.
- Baselga, A. 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* 19:134–143.
- Bashkin, M., T. J. Stohlgren, Y. Otsuki, M. Lee, P. Evangelista, and J. Belnap. 2003. Soil characteristics and plant exotic species invasions in the Grand Staircase - Escalante National Monument, Utah, USA. *Applied Soil Ecology* 22:67–77.
- Bates, D., M. Mächler, B. M. Bolker, and S. C. Walker. 2015. Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software* 67. doi:10.18637/jss.v067.i01.
- Behling, H., and V. D. Pillar. 2007. Late Quaternary vegetation, biodiversity and fire dynamics on the southern Brazilian highland and their implication for conservation and management of modern Araucaria forest and grassland ecosystems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 362: 243–251.
- Behling, H., V. D. Pillar, and S. G. Bauermann. 2005. Late Quaternary grassland (Campos), gallery forest, fire and climate dynamics, studied by pollen, charcoal and multivariate analysis of the São Francisco de Assis core in western Rio Grande do Sul (southern Brazil). *Review of Palaeobotany and Palynology* 133:235–248.
- Behling, H., V. D. Pillar, S. C. Müller, and G. E. Overbeck. 2007. Late-Holocene fire history in a forest-grassland mosaic in southern Brasil: Implications for conservation. *Applied Vegetation Science* 10:81–90. [https://doi.org/10.1658/1402-2001\(2007\)10\[81:LFHIAF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1658/1402-2001(2007)10[81:LFHIAF]2.0.CO;2)
- Bengtsson, J., J. M. Bullock, B. Egoh, C. Everson, T. Everson, T. O'Connor, P. J. O'Farrell, H. G. Smith, and R. Lindborg. 2019. Grasslands—more important for ecosystem services than you might think. *Ecosphere* 10.
- Bernardi, R. E., M. Holmgren, M. Arim, and M. Scheffer. 2016. Why are forests so scarce in subtropical South America? The shaping roles of climate, fire and livestock. *Forest Ecology and Management* 363:212–217.
- Bernardi, R. E., M. Buddeberg, M. Arim, and M. Holmgren. 2019a. Forests expand as livestock pressure declines in subtropical South America. *Ecology and Society* 24.
- Bernardi, R. E., A. Staal, C. Xu, M. Scheffer, and M. Holmgren. 2019b. Livestock Herbivory Shapes Fire Regimes and Vegetation Structure Across the Global Tropics. *Ecosystems* 22:1457–1465.
- Bond, W. J. 2019. *Open Ecosystems ecology and evolution beyond the forest edge*. Oxford, Oxford, UK.
- Bowman, D. M. J. S., G. L. W. Perry, and J. B. Marston. 2015. Feedbacks and landscape-level vegetation dynamics. *Trends in Ecology and Evolution* 30:255–260.
- Brazeiro, A., P. Brussa, and C. Toranza. 2018. Efectos del ganado en el ecotono bosque-pastizal en paisajes serranos de Uruguay. *Ecosistemas* 27:14–23.

- Bresciano, D., C. Rodríguez, F. Lezama, and A. Altesor. 2014. Patrones de invasión de los pastizales de Uruguay a escala regional. *Ecologia Austral* 24:83–93.
- Brewer, J. S., F. M. Souza, R. M. Callaway, and G. Durigan. 2018. Impact of invasive slash pine (*Pinus elliottii*) on groundcover vegetation at home and abroad. *Biological Invasions* 20:2807–2820.
- Brook, B. W., N. S. Sodhi, and C. J. A. Bradshaw. 2008. Synergies among extinction drivers under global change. *Trends in Ecology and Evolution* 23:453–460.
- Brussa, C. and I. Grela. 2007. Flora arbórea del Uruguay. Con énfasis en las especies de Rivera y Tacuarembó. Empresa Gráfica Mosca, Montevideo.
- Brussa, P. 2018. Ecotono Bosque-Pastizal serrano: efectos del gaando en la expansión del bosque. Tesina de grado den la Licenciatura en Ciencias Biológicas, profundización en Ecología. Facultad de Ciencias – Universidad de la República.
- De Cáceres, M., and P. Legendre. 2009. Associations between species and groups of sites: Indices and statistical inference. *Ecology* 90:3566–3574.
- De Cáceres, M., P. Legendre, and M. Moretti. 2010. Improving indicator species analysis by combining groups of sites. *Oikos*, 119(10): 1674-1684.
- De Cáceres, M., P. Legendre, S. K. Wisser and L. Brotons. 2012. Using species combinations in indicator analyses. *Methods in Ecology and Evolution*, 3(6): 973-982.
- De Cáceres, M., D. Sol, O. Lapiedra, and P. Legendre. 2011. A framework for estimating niche metrics using the resemblance between qualitative resources. *Oikos*, 120: 1341-1350.
- Canty, A., and B. Ripley. 2019. boot: Bootstrap R (S-Plus) Functions. R package version 1.3-22.
- Carlucci, M. B., L. da S. Duarte, and V. D. Pillar. 2011. Nurse rocks influence forest expansion over native grassland in southern Brazil. *Journal of Vegetation Science* 22:111–119.
- Carlucci, M. B., A. L. Luza, S. M. Hartz, and L. D. S. Duarte. 2016. Forests, shrublands and grasslands in southern Brazil are neglected and have specific needs for their conservation. Reply to Overbeck et al. *Natureza e Conservacao* 14:155–157.
- Ceballos, G., P. R. Ehrlich, and P. H. Raven. 2020. Vertebrates on the brink as indicators of biological annihilation and the sixth mass extinction. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 117:13596–13602.
- Celaya, R., M. Oliván, L. M. M. Ferreira, A. Martínez, U. García, and K. Osoro. 2007. Comparison of grazing behaviour, dietary overlap and performance in non-lactating domestic ruminants grazing on marginal heathland areas. *Livestock Science* 106:271–281.
- Chapin, F. S., E. S. Zavaleta, V. T. Eviner, R. L. Naylor, P. M. Vitousek, H. L. Reynolds, D. U. Hooper, S. Lavorel, O. E. Sala, S. E. Hobbie, M. C. Mack, and S. Díaz. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405:234–242.
- Clarke, K. R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18:117–143.
- Compagnoni, A., and C. B. Halpern. 2009. Properties of native plant communities do not determine exotic success during early forest succession. *Ecography* 32:449–458.
- CONEAT. 1979. Grupos de Suelos. Indices de Productividad. Montevideo, Comisión Nacional de Estudio Agroeconómico de la Tierra (CONEAT). Ministerio de Agricultura y Pesca. Montevideo 167 p.

- Cuello, N., L. López-Mársico, and C. Rodríguez. 2020. Field burn versus fire-related cues: germination from the soil seed bank of a South American temperate grassland. *Seed Science Research* 30:206–214. <https://doi.org/10.1017/S0960258520000288>
- Dantas, V. de L., M. Hirota, R. S. Oliveira, and J. G. Pausas. 2016. Disturbance maintains alternative biome states. *Ecology Letters* 19:12–19.
- Davison, A. C. and D. V. Hinkley. 1997. *Bootstrap Methods and Their Applications*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Decreto N° 462/008. 2008. Registro Nacional de Leyes y Decretos Tomo 1, Semestre 2, pp1157. Available at <https://www.impo.com.uy/bases/decretos/462-2008> [Accessed 17 July 2020]
- Decreto N° 60/020. 2020. Available at <https://www.impo.com.uy/bases/decretos/60-2020> [Accessed 17 July 2020]
- Dinama-Mvotma. 2019. Proceso de ingreso de Quebrada de los Cuervos y Sierras del Yerbal al Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas Proyecto de Selección y delimitación del área. https://www.dinama.gub.uy/oan/wp-content/uploads/2019/10/Proyecto_PProtectido_Qebrada_Cuervos_ySY2.pdf Downloaded on 17 July 2020
- Donohue, R. J., T. R. Mcvicar, and M. L. Roderick. 2009. Climate-related trends in Australian vegetation cover as inferred from satellite observations, 1981–2006. *Global Change Biology* 15:1025–1039.
- Dufrêne, M., and P. Legendre. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67: 345–366.
- Durán, A., A. Califra, and J. H. Molino. 1999. Suelos del Uruguay según Soil Taxonomy.
- Eldridge, D. J., M. A. Bowker, F. T. Maestre, E. Roger, J. F. Reynolds, and W. G. Whitford. 2011. Impacts of shrub encroachment on ecosystem structure and functioning: Towards a global synthesis. *Ecology Letters* 14:709–722.
- Ellis, E. C. 2011. Anthropogenic transformation of the terrestrial biosphere. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences* 369:1010–1035.
- Epstein, H. E., R. A. Gill, J. M. Paruelo, W. K. Lauenroth, G. J. Jia, and I. C. Burke. 2002. The relative abundance of three plant functional types in temperate grasslands and shrublands of North and South America: Effects of projected climate change. *Journal of Biogeography* 29:875–888.
- Ernst, F., B. Alonso, M. Colazzo, L. Pareja, V. Cesio, A. Pereira, A. Márquez, E. Errico, A. M. Segura, H. Heinzen, and A. Pérez-Parada. 2018. Occurrence of pesticide residues in fish from south American rainfed agroecosystems. *Science of the Total Environment* Occurrence of pesticide residues in fish from south American rainfed agroecosystems. *Science of the Total Environment* 631–632.
- Etchebarne, V., and A. Brazeiro. 2016. Effects of livestock exclusion in forests of Uruguay: Soil condition and tree regeneration. *Forest Ecology and Management* 362:120–129.
- Fan, Y., G. Miguez-Macho, E. G. Jobbágy, R. B. Jackson, and C. Otero-Casal. 2017. Hydrologic regulation of plant rooting depth. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 114:10572–10577.
- Fisher, N. I. 1983. *Graphical Methods in Nonparametric Statistics: A Review and Annotated Bibliography*. *International Statistical Review* 51:25–58.
- Foley, J. A., R. DeFries, G. P. Asner, C. Barford, G. Bonan, S. R. Carpenter, F. S. Chapin, M. T. Coe, G. C. Daily, H. K. Gibbs, J. H. Helkowski, T. Holloway, E. A. Howard, C. J. Kucharik, C. Monfreda, J. A. Patz, I. C. Prentice, N. Ramankutty, and P. K. Snyder. 2005. Global consequences of land use. *Science* 309:570–574.
- Fonseca, C. R., D. L. Guadagnin, C. Emer, S. Masciadri, P. Germain, and S. M. Zalba. 2013. Invasive alien plants in the Pampas grasslands: A tri-national cooperation challenge. *Biological Invasions* 15:1751–1763.

- Gallego, F. 2013. Servicios ecosistémicos del pastizal: el seguimiento de un área protegida como sistema de referencia. Tesis Maestría en Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias, Universidad de la República.
- Gallego, F., J. M. Paruelo, S. Baeza, and A. Altesor. 2020. Distinct ecosystem types respond differentially to grazing exclosure. *Austral Ecology* 45:548–556.
- Gang, C., W. Zhou, Y. Chen, Z. Wang, Z. Sun, J. Li, J. Qi, and I. Odeh. 2014. Quantitative assessment of the contributions of climate change and human activities on global grassland degradation. *Environmental Earth Sciences* 72:4273–4282.
- Gautreau, P., and F. Lezama. 2009. Clasificación florística de los bosques y arbustales de las sierras del Uruguay. *Ecología Austral* 19:81–92.
- Gibson, D. J., and J. A. Newman. 2019. Chapter ne - Grasslands and Climate Change an overview. Pages 3–18 in D. J. Gibson and J. A. Newman, editors. *Grasslands and Climate Change*. Cambridge University Press.
- Graesser, J., T. M. Aide, H. R. Grau, and N. Ramankutty. 2015. Cropland/pastureland dynamics and the slowdown of deforestation in Latin America. *Environmental Research Letters* 10.
- Guido, A., E. Salengue, and A. Dresseno. 2017. Effect of shrub encroachment on vegetation communities in Brazilian forest-grassland mosaics. *Perspectives in Ecology and Conservation* 15:52–55.
- Haddad, N. M., L. A. Brudvig, J. Clobert, K. F. Davies, A. Gonzalez, R. D. Holt, T. E. Lovejoy, J. O. Sexton, M. P. Austin, C. D. Collins, W. M. Cook, E. I. Damschen, R. M. Ewers, B. L. Foster, C. N. Jenkins, A. J. King, W. F. Laurance, D. J. Levey, C. R. Margules, B. A. Melbourne, A. O. Nicholls, J. L. Orrock, D. X. Song, and J. R. Townshend. 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances* 1:1–10.
- Haretche, F., P. Mai, and A. Brazeiro. 2012. Flora lenhosa do Uruguai: Inventário e implicação na região Pampeana. *Acta Botanica Brasilica* 26:537–552.
- Harrison, S., S. J. Ross, and J. H. Lawton. 1992. Beta Diversity on Geographic Gradients in Britain. *The Journal of Animal Ecology* 61:151–158.
- Hayes, G. F., and K. D. Holl. 2003. Cattle Grazing Impacts on Annual Forbs and Vegetation Composition of Mesic Grasslands in California. *Conservation Biology* 17:1694–1702.
- Hirota, M., M. Holmgren, E. H. van Nes, and M. Scheffer. 2011. Global Resilience of Tropical Forest and Savanna to Critical Transitions. *Science* 334:232–235.
- Hofmann, R. R. 1989. Evolutionary steps of ecophysiological adaptation and diversification of ruminants: a comparative view of their digestive system. *Oecologia* 78:443–457.
- Holmgren, M., C. Y. Lin, J. E. Murillo, A. Nieuwenhuis, J. Penninkhof, N. Sanders, T. van Bart, H. van Veen, H. Vasander, M. E. Vollebregt, and J. Limpens. 2015. Positive shrub-tree interactions facilitate woody encroachment in boreal peatlands. *Journal of Ecology* 103:58–66.
- Hooper, D. U., E. C. Adair, B. J. Cardinale, J. E. K. Byrnes, B. A. Hungate, K. L. Matulich, A. Gonzalez, J. E. Duffy, L. Gamfeldt, and M. I. Connor. 2012. A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. *Nature* 486:105–108.
- InuMet. 2020. Tablas estadísticas. <<https://www.inumet.gub.uy/clima/estadisticas-climatologicas/tablas-estadisticas>> Downloaded on 17 July 2020.
- IPBES. 2018. The IPBES regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for the Americas. Rice, J., C. S. Seixas, M. E. Zaccagnini, M. Bedoya-Gaitán, and N. Valderrama (eds.). Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, DK.

- Kark, S. 2013. Encyclopedia of Sustainability Science and Technology. Pp. 147–160 in R. Leemans (ed.). Encyclopedia of Sustainability Science and Technology. Springer, New York, USA.
- Kuznetsova A., P. B. Brockhoff, and R. H. B. Christensen. 2017. “lmerTest Package: Tests in Linear Mixed Effects Models.” *Journal of Statistical Software*, 82(13), 1-26.
- Lapetina, J. 2012. Guía de buenas prácticas ganaderas para el manejo y conservación de pastizales naturales en áreas protegidas.
- Laufer, G., N. Gobel, M. Etchebarne, Verónica Carabio, M. Loureiro, A. Altesor, G. Cortés-Capano, F. Pereira-Garbero, Ramiro, Gallego, B. Costa, W. S. Serra, and Á. Soutullo. 2015. Monitoreo de Biodiversidad. Paisaje Protegido Quebrada de los Cuervos. Treinta y Tres.
- Legendre, P., and L. Legendre. 2012. Numerical Ecology. Third Engl. Elsevier, Oxford.
- Lehmann, C. E. R., T. M. Anderson, M. Sankaran, S. I. Higgins, S. Archibald, W. A. Hoffmann, N. P. Hanan, R. J. Williams, R. J. Fensham, J. Felfili, L. B. Hutley, J. Ratnam, J. San Jose, R. Montes, D. Franklin, J. Russell-Smith, C. M. Ryan, G. Durigan, P. Hiernaux, R. Haidar, D. M. J. S. Bowman, and W. J. Bond. 2014. Savanna vegetation-fire-climate relationships differ among continents. *Science* 343:548–552.
- Leite, M. B., R. O. Xavier, P. T. S. Oliveira, F. K. G. Silva, and D. M. Silva Matos. 2018. Groundwater depth as a constraint on the woody cover in a Neotropical Savanna. *Plant and Soil* 426. <https://doi.org/10.1007/s11104-018-3599-4>
- Lesica, P. 2015. Monitoring Plants at Ecotones for Effects of Environmental Change. *Natural Areas Journal* 35:485–487.
- Lezama, F., S. Baeza, A. Altesor, A. Cesa, E. J. Chaneton, and J. M. Paruelo. 2014. Variation of grazing-induced vegetation changes across a large-scale productivity gradient. *Journal of Vegetation Science* 25:8–21.
- Lezama, F., and J. M. Paruelo. 2016. Disentangling grazing effects: trampling, defoliation and urine deposition. *Applied Vegetation Science* 19:557–566.
- Lezama, F., M. Pereira, A. Altesor, and J. M. Paruelo. 2019. Grasslands of Uruguay: Classification based on vegetation plots. *Phytocoenologia* 49:211–229.
- Liu, Y. Y., J. P. Evans, M. F. McCabe, R. A. M. de Jeu, A. I. J. M. van Dijk, A. J. Dolman, and I. Saizen. 2013. Changing Climate and Overgrazing Are Decimating Mongolian Steppes. *PLoS ONE* 8:e57599.
- Lloyd, K. M., A. A. M. McQueen, B. J. Lee, R. C. B. Wilson, S. Walker, and J. B. Wilson. 2000. Evidence on ecotone concepts from switch, environmental and anthropogenic ecotones. *Journal of Vegetation Science* 11:903–910.
- López-Mársico, L., F. Lezama, and A. Altesor. 2019a. ¿Qué sabemos sobre los efectos del fuego en pastizales? En: Altesor A., López-Mársico L. and J.M. Paruelo. 2019. Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales II. Serie FPTA N° 69, INIA, Montevideo.
- López-Mársico, L., L. Farías-Moreira, F. Lezama, A. Altesor, and C. Rodríguez. 2019b. Light intensity triggers different germination responses to fire-related cues in temperate grassland species. *Folia Geobotanica* 54:53–63. <https://doi.org/10.1007/s12224-019-09336-5>
- López-Marisco, L., F. Lezama, and A. Altesor. 2020. Heterogeneity decreases as time since fire increases in a South American grassland. *Applied Vegetation Science*.
- Luza, A. L., M. B. Carlucci, S. M. Hartz, and L. D. S. Duarte. 2014. Moving from forest vs. grassland perspectives to an integrated view towards the conservation of forest–grassland mosaics. *Natureza & Conservação* 12:166–169.
- Lyons, K. G., and M. W. Schwartz. 2001. Rare species loss alters ecosystem function - Invasion resistance. *Ecology Letters* 4:358–365.
- van der Maarel, E. 2007. Transformation of cover-abundance values for appropriate numerical treatment – Alternatives to the proposals by Podani. *Journal of Vegetation Science* 18:767.

- Martínez, M., and M. Pereira. 2011. Pautas para el manejo del campo natural.
- Mesa de Ganadería sobre Campo Natural. 2016. Curso Producción animal sostenible en apstoreo sobre campo natural. Uruguay.
- Milani, T., E. G. Jobbágy, M. A. Nuñez, M. E. Ferrero, G. Baldi, and F. P. Teste. 2020. Stealth invasions on the rise: rapid long-distance establishment of exotic pines in mountain grasslands of Argentina. *Biological Invasions* 22:2989–3001.
- Modernel, P., W. A. H. 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.
- Molfino, J. H. 2009. Estimación del agua potencialmente disponible en los grupos CONEAT.
- Molfino, J. H., and A. Califra. 2001. Agua disponible de las tierras del Uruguay.
- Müller, S. C., G. E. Overbeck, J. Pfadenhauer, and V. D. Pillar. 2007. Plant functional types of woody species related to fire disturbance in forest-grassland ecotones. *Plant Ecology* 189:1–14.
- Müller, S. C., G. E. Overbeck, J. Pfadenhauer, and V. D. Pillar. 2012. Woody species patterns at forest – grassland boundaries in southern Brazil. *Flora* 207:586–598.
- Murphy, B. P., and D. M. J. S. Bowman. 2012. What controls the distribution of tropical forest and savanna? *Ecology Letters* 15:748–758.
- Myster, R. W., editor. 2012. *Ecotones Between Forest and Grassland*, 1st edition. First edition. Springer International Publishing, New York.
- Nelson, G. C., E. Bennett, A. A. Berhe, K. Cassman, R. DeFries, T. Dietz, A. Dobermann, A. Dobson, A. Janetos, M. Levy, D. Marco, N. Nakicenovic, B. O'Neill, R. Norgaard, G. Petschel-Held, D. Ojima, P. Pingali, R. Watson, and M. Zurek. 2006. Anthropogenic drivers of ecosystem change: An overview. *Ecology and Society* 11:29.
- Newton, A. C. 2007. *Forest Ecology and Conservation*. Page (W. J. Sutherland, Ed.) *Journal of Chemical Information and Modeling*. First edition. Oxford University Press, New York.
- Norton, S. B., S. M. Cormier, and G. W. Suter II. 2014. *Ecological Causal Assessment*. CRC Press, Florida, US.
- Oksanen, J., F. Guillaume Blanchet, M. Friendly, R. Kindt, P. Legendre, D. McGlinn, P. R. Minchin, R.B. O'Hara, G. L. Simpson, P. Solymos, M. H.y H. Stevens, E. Szoecs, and H. Wagner 2019. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.5-5. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- O'Mara, F. P. 2012. The role of grasslands in food security and climate change. *Annals of Botany* 110:1263–1270.
- Oliveira-Filho, A. T. 2009. Classificação das fitofisionomias da América do Sul cisandina tropical e subtropical: proposta de um novo sistema - prático e flexível - ou uma injeção a mais de caos? *Rodriguésia* 60:237–258.
- Oliveira-Filho, A. T., J. C. Budke, J. A. Jarenkow, P. V. Eisenlohr, and D. R. M. Neves. 2015. Delving into the variations in tree species composition and richness across South American subtropical Atlantic and Pampean forests. *Journal of Plant Ecology* 8:242–260.
- Oliveira, J. M., and V. D. Pillar. 2004. Vegetation dynamics on mosaics of Campos and Araucaria forest between 1974 and 1999 in Southern Brazil. *Community Ecology* 5:197–202.
- Overbeck, G. E., P. M. A. Ferreira, and V. D. Pillar. 2016. Conservation of mosaics calls for a perspective that considers all types of mosaic-patches. Reply to Luza et al. *Natureza e Conservacao* 14:152–154.

- Overbeck, G. E., S. C. Müller, A. Fidelis, J. Pfadenhauer, V. D. Pillar, C. C. Blanco, I. I. Boldrini, R. Both, and E. D. Forneck. 2007. Brazil's neglected biome: The South Brazilian Campos. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 9:101–116.
- Overbeck, G. E., and J. Pfadenhauer. 2007. Adaptive strategies in burned subtropical grassland in southern Brazil. *Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 202:27–49.
- Panario D., O. Gutiérrez, M. Achkar, L. Bartesaghi, and M. Ceroni. 2011. Clasificación y mapeo de ambientes de Uruguay. Informe Técnico. Convenio MGAP/PPR – Facultad de Ciencias/Vida Silvestre/ Sociedad Zoológica del Uruguay/CIEDUR.
- Panario, D., Gutiérrez, O., Bettucci, L.S., Peel, E., Oyhantçabal, P., Rabassa, J. 2015. Ancient landscapes of Uruguay. Pages 161–199. In Rabassa, J., Ollier C., (eds.). *Gondwana Landscapes in southern South America*. Springer, New York, USA.
- Paradis E., and K. Schliep. 2019. ape 5.0: an environment for modern phylogenetics and evolutionary analyses in R. *Bioinformatics* 35: 526–528
- Paruelo, J. M., J. P. Guerschman, G. Piñeiro, E. G. Jobbágy, S. R. Verón, G. Baldi, and S. Baeza. 2006. Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: marcos conceptuales para su análisis. *Agrociencia* X:47–61.
- Patterson, B. D., B. D. Patterson, W. Atmar, and W. Atmar. 2000. Analyzing species composition in fragments. *Bonner Zoologische Monographien* 46:9–24.
- Pausas, J. G., and W. J. Bond. 2020. Alternative Biome States in Terrestrial Ecosystems. *Trends in Plant Science*:1–14.
- Peters, D. P. C., J. R. Gosz, W. T. Pockman, E. E. Small, R. R. Parmenter, S. L. Collins, and E. Muldavin. 2006. Integrating patch and boundary dynamics to understand and predict biotic transitions at multiple scales. *Landscape Ecology* 21:19–33.
- Pillar De Patta, V., and F. de Quadros. 1997. Grassland-forest boundaries in Souther Brazil. *COENOSIS* 12:119–126.
- Pimm, S. L., C. N. Jenkins, R. Abell, T. M. Brooks, J. L. Gittleman, L. N. Joppa, P. H. Raven, C. M. Roberts, and J. O. Sexton. 2014. The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science* 344.
- Prache, S., I. J. Gordon, and A. J. Rook. 1998. Foraging behaviour and diet selection in domestic herbivores. *Animal Research* 47:335–345.
- R Core Team. 2019. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Ratajczak, Z., J. B. Nippert, J. M. Briggs, and J. M. Blair. 2014. Fire dynamics distinguish grasslands, shrublands and woodlands as alternative attractors in the Central Great Plains of North America *102*:1374–1385.
- Reyer, C. P. O., N. Brouwers, A. Rammig, B. W. Brook, J. Epila, R. F. Grant, M. Holmgren, F. Langerwisch, S. Leuzinger, W. Lucht, B. Medlyn, M. Pfeifer, J. Steinkamp, M. C. Vanderwel, H. Verbeeck, and D. M. Vilella. 2015. Forest resilience and tipping points at different spatio-temporal scales: Approaches and challenges. *Journal of Ecology* 103:5–15.
- Riggio, J., J. E. M. Baillie, S. Brumby, E. Ellis, C. M. Kennedy, J. R. Oakleaf, A. Tait, T. Tepe, D. M. Theobald, O. Venter, J. E. M. Watson, and A. P. Jacobson. 2020. Global human influence maps reveal clear opportunities in conserving Earth's remaining intact terrestrial ecosystems. *Global Change Biology* 26:4344–4356.
- Rodríguez, C., E. Leoni, F. Lezama, and A. Altesor. 2003. Temporal trends in species composition and plant traits in natural grasslands of Uruguay. *Journal of Vegetation Science* 14:433–440.
- Rolhauser, A. G., and W. B. Batista. 2014. From pattern to process: estimating expansion rates of a forest tree species in a protected palm savanna. *Landscape Ecology* 29:919–931.

- RStudio Team. 2016. RStudio: Integrated Development for R. RStudio, Inc., Boston, MA. <http://www.rstudio.com/>
Downloaded on 17 July 2020.
- Sankey, T.T. 2012. Woody-Herbaceous-livestock Species Interactions. Pp 89-114 en: *Ecotones Between Forest and Grassland*. Myster, R.W. (ed). Springer Science+Business Media, New York, USA.
- Schinestzck, C. F., S. C. Müller, and V. D. Pillar. 2019. Woody species patterns linked to the process of araucaria forest expansion over native grasslands excluded from management. *Neotropical Biology and Conservation* 14:411–429.
- Scholes, R. J., and B. H. Walker. 1993. *An African Savanna: Synthesis of the Nylsvley study*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Simberloff, D., M. A. Nuñez, N. J. Ledgard, A. Pauchard, D. M. Richardson, M. Sarasola, B. W. Van Wilgen, S. M. Zalba, R. D. Zenni, R. Bustamante, E. Peña, and S. R. Ziller. 2010. Spread and impact of introduced conifers in South America: Lessons from other southern hemisphere regions. *Austral Ecology* 35:489–504.
- SISNAP 2021a. Altura del estrato 1 del pastizal en la comunidad de Sierras 1 (Pastoreado) http://www.snap.gub.uy/sisnap/web/mapa_conceptual/nodo/17/planificacion_y_gestion/monitoreo_y_evaluacion/estado_de_la_biodiversidad/indicadores_estado_conservacion/25 [Accessed 22 May 2021]
- SISNAP 2021b. Porcentaje de suelo desnudo en la comunidad de Sierras 1 (Clausura) http://www.snap.gub.uy/sisnap/web/mapa_conceptual/nodo/17/planificacion_y_gestion/monitoreo_y_evaluacion/estado_de_la_biodiversidad/indicadores_estado_conservacion/58 [Accessed 22 May 2021]
- SNAP. 2010. Plan de Manejo Paisaje Protegido Quebrada de los Cuervos.
- Song, G., X. Li, and R. Hui. 2017. Effect of biological soil crusts on seed germination and growth of an exotic and two native plant species in an arid ecosystem. *PLoS ONE* 12:1–16.
- Song, X. P., M. C. Hansen, S. V. Stehman, P. V. Potapov, A. Tyukavina, E. F. Vermote, and J. R. Townshend. 2018. Global land change from 1982 to 2016. *Nature* 560:639–643.
- Soriano, A. 1991. Rio de la Plata Grasslands. Pp. 367–407 in Coupland, R.T. (ed.). *Natural Grasslands: introduction and Western Hemisphere*. Elsevier, Amsterdam, NL.
- Soutullo, A., C. Clavijo, and J. A. Martínez-Lafranco, editors. 2013. *Especies prioritarias para la conservación en Uruguay*. snap/dinamica/mvotma y dicyt/mec, Montevideo.
- Spooner, P., I. Lunt, and W. Robinson. 2002. Is fencing enough? The short-term effects of stock exclusion in remnant grassy woodlands in southern NSW. *Ecological Management and Restoration* 3:117–126.
- Staver, A. C., S. Archibald, and S. A. Levin. 2011. The global extent and determinants of savanna and forest as alternative biome states. *Science* 334:230–232. <https://doi.org/10.1126/science.1210465>
- Suter, G. 2016. *Weight of evidence in ecological assessment (EPA100R16001)*. Washington, DC: Environmental Protection Agency, Office of Research and Development.
- Tiscornia, G., M. Jaurena, and W. Baethgen. 2019. Drivers, process, and consequences of native grassland degradation: Insights from a literature review and a survey in Río de la Plata grasslands. *Agronomy* 9:8–12.
- Toranza, C., Lucas C & M Ceroni. 2019. Spatial Distribution and Tree Cover of Hillside and Ravine Forests in Uruguay: the Challenges of Mapping Patchy Ecosystems. *Agrociencia* (23) 1-12.
- Ulrich, W., M. Almeida-Neto, and N. J. Gotelli. 2009. A consumer's guide to nestedness analysis. *Oikos* 118:3–17.
- United Nations Development Programme. 2020. *Human Development Report 2020 The next frontier Human development and the Anthropocene*. New York, US.

- United States Department of Agriculture. 1999. Soil Taxonomy A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys. Second edition. Washington DC, US.
- Venables, W.N., Ripley, B.D. 2002. Modern Applied Statistics with S. Springer, New York, USA.
- Vitousek, P. M., H. A. Mooney, J. Lubchenco, and J. M. Melillo. 1997. Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science* 277:1–807.
- Watkins, R. Z., and J. Chen. 2003. Effects of forest roads on understory plants in a... *Conservation Biology* 17:411–419.
- Watt, A. S. 1947. Pattern and process on the Plant community. *The Journal of ecology* 35:1–22.
- Whittaker, R. H. 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs*, 30: 280-338.
- Whittaker, R. H. 1975. Communities and ecosystems. Page Environmental Biology. Second edition. MacMillan Publishing Co., INC, New York, US.
- Yates, C. J., D. A. Norton, and R. J. Hobbs. 2000. Grazing effects on plant cover, soil and microclimate in fragmented woodlands in south-western Australia: implications for restoration. *Austral Ecology* 25:36–47.
- Zuur, A. F., E. N. Ieno, and G. M. Smith. 2007. Analysing Ecological Data. Page Journal of Chemical Information and Modeling. Springer, New York.
- Zuur, A. F., E. N. Ieno, N. Walker, A. A. Saveliev, and G. M. Smith. 2009. Mixed effects models and extensions in ecology with R. Springer New York, New York, NY.

ANEXO CLASIFICACIÓN DE ESPECIES

Tabla Anexo. Clasificación de especies según la frecuencia de ocurrencia y Cobertura a nivel de sub-cuadrantes para cada tipo de ecotono. La clasificación está basada en los valores de FOc y Cob en función de la mediana de cada variable en cada tipo de ecotono. *** Dominante en ambos tipos de ecotono, * Rara en ambas transiciones o rara en un tipo de ecotono y no presente en el otro, ! Dominante en un tipo de ecotono y rara o no presente en el otro. En negrita se destacan las clasificaciones de las especies dentro de los cuadrantes amarillos de las gráficas de Olmstead-Tukey de cada transición. Frecuencia de ocurrencia en sub-cuadrantes, valores entre 1 y 100. Cobertura promedio por sub-cuadrante basado en rangos de Braun-Blanquet, valores entre 0 y 87.5.

Especie	Abreviatura	Tipo de ecotono					
		I			II		
		FOcI	CobI	Clasificación	FOcI	CobI	Clasificación
<i>Acanthostyles buniifolius</i> ***	EuBu	16,1	3,1718	DOMINANTE	14,4	2,7450	DOMINANTE
<i>Acca sellowiana</i> *	AcSe	0,3	0,0318	RARA	-	-	-
<i>Aloysia chamaedryfolia</i>	AlCh	0,3	0,0003	RARA	4,0	0,0142	FRECUENTE
<i>Allophylus edulis</i> ***	AlEd	2,4	0,3216	DOMINANTE	2,5	1,0104	DOMINANTE
<i>Aloysia gratissima</i>	AlGr	0,4	0,0004	RARA	2,1	0,0225	FRECUENTE
<i>Azara uruguayensis</i> *	AzUr	0,7	0,1027	RARA	0,8	0,0110	RARA
<i>Baccharis aliena</i> !	HeAl	3,5	0,3428	DOMINANTE	1,0	0,1458	RARA
<i>Baccharis articulata</i> !	BaAr	-	-	-	2,1	0,0690	DOMINANTE
<i>Baccharis cognata</i> !	BaCo	4,2	0,2582	DOMINANTE	-	-	-
<i>Baccharis cultrata</i> !	BaCu	3,0	0,1736	DOMINANTE	-	-	-
<i>Baccharis dracunculifolia</i> !	BaDr	7,8	0,4435	DOMINANTE	1,0	0,0215	RARA
<i>Baccharis microdonta</i> !	BaMi	1,7	0,1980	DOMINANTE	-	-	-
<i>Baccharis racemosa</i> ***	BaSe	4,9	0,2236	DOMINANTE	11,9	1,0733	DOMINANTE
<i>Baccharis aff. rufescens</i> !	BaRu	4,2	0,4880	DOMINANTE	-	-	-
<i>Baccharis sp. !</i>	BaSp	-	-	-	1,7	0,0788	DOMINANTE
<i>Baccharis tridentata</i> *	BaTr	1,1	0,1133	RARA	-	-	-
<i>Berberis laurina</i> *	BeLa	0,1	0,0071	RARA	0,6	0,0210	RARA
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> ***	BlSa	13,1	2,2535	DOMINANTE	17,3	5,5313	DOMINANTE
<i>Radlkoferotoma cistifolium</i> !	CaCi	9,0	0,7397	DOMINANTE	1,3	0,0217	RARA

<i>Cereus hildmannianus</i> *	CeHi	0,3	0,0072	RARA	-	-	-
<i>Celtis iguanaea</i> *	CeIg	-	-	-	-	0,6	0,0313 RARA
<i>Cestrum</i> sp.*	CeSp	0,1	0,0001	RARA	-	-	-
<i>Citharexylum montevidense</i> *	CiMo	0,1	0,0001	RARA	-	0,4	0,0004 RARA
<i>Colletia paradoxa</i> *	CoPa	0,4	0,0847	RARA	-	-	-
<i>Croton</i> cf. <i>parvifolius</i> !	CrPa	14,3	1,9352	DOMINANTE	-	-	-
<i>Daphnopsis racemosa</i> ***	DaRa	29,7	8,2023	DOMINANTE	-	28,3	8,4192 DOMINANTE
<i>Dodonaea viscosa</i> ***	DoVi	52,0	13,3025	DOMINANTE	-	17,7	8,1619 DOMINANTE
<i>Erythroxylum microphyllum</i> !	ErMi	3,2	0,2621	DOMINANTE	-	0,21	0,0104 RARA
<i>Escallonia bifida</i> ***	EsBi	12,1	4,8345	DOMINANTE	-	1,5	0,3906 DOMINANTE
<i>Eupatorium serratum</i> ***	EuSe	18,1	2,0815	DOMINANTE	-	3,3	0,3025 DOMINANTE
<i>Eugenia uniflora</i> ***	EuUn	2,3	0,8263	DOMINANTE	-	1,5	0,4065 DOMINANTE
<i>Gochnatia polymorpha</i> subsp. <i>ceanothifolia</i> *	GoPo	1,1	0,1309	RARA	-	0,4	0,1146 RARA
<i>Guettarda uruguensis</i> *	GuUr	-	-	-	-	0,21	0,0365 RARA
<i>Heimia</i> sp.*	HeSp	0,6	0,0321	RARA	-	0,4	0,0106 RARA
<i>Lantana montevidensis</i> *	LaMo	0,4	0,0004	RARA	-	-	-
<i>Lantana</i> . Sp*	LaSp	0,4	0,0004	RARA	-	0,4	0,0004 RARA
<i>Lithraea brasiliensis</i> ***	LiBr	19,9	5,3778	DOMINANTE	-	9,4	2,6042 DOMINANTE
<i>Myrcia cruciflora</i> !	CaCo	3,1	0,6428	DOMINANTE	-	0,6	0,1510 RARA
<i>Myrsine glaucescens</i> .***	EuUr	8,8	2,9417	DOMINANTE	-	5,2	2,0058 DOMINANTE
<i>Monteverdia cassineformis</i> !	MaCa	1,7	0,2542	DOMINANTE	-	-	-
<i>Monteverdia ilicifolia</i> *	Mall	0,4	0,0073	RARA	-	1,0	0,0317 RARA
<i>Mimosa bifurca</i> *	MiBi	0,1	0,0071	RARA	-	-	-
<i>Mimosa ramulosa</i> *	MiRa	0,4	0,0565	RARA	-	0,4	0,0208 RARA
<i>Mimosa</i> sp.!	MiSp	7,6	1,0774	DOMINANTE	-	0,4	0,0106 RARA
<i>Myrrhimum atropurpureum</i> var. <i>octandrum</i> !	MyAt	0,8	0,0638	RARA	-	1,5	0,1669 DOMINANTE
<i>Myrcianthes cisplatensis</i> ***	MyCi	1,3	0,2826	DOMINANTE	-	2,5	0,6721 DOMINANTE
<i>Myrsine coriacea</i> ***	MyCo	17,4	4,9236	DOMINANTE	-	2,9	0,9325 DOMINANTE

<i>Myrceugenia euosma</i> ***	MyEu	9,5	2,4654	DOMINANTE	12,5	3,7556	DOMINANTE
<i>Myrsine laetevirens</i>	MyLa	4,8	1,6314	DOMINANTE	0,4	0,3125	OCASIONAL
<i>Myrsine parvula</i> !	MyPa	4,1	0,7206	DOMINANTE	0,8	0,1252	RARA
<i>Pinus elliottii</i>	PiEl	1,3	0,1342	FRECUENTE			
<i>Prunus subcoriacea</i> *	PrSu	0,8	0,1451	RARA	0,4	0,1406	RARA
<i>Psidium</i> sp.*	PsSp	0,6	0,0006	RARA			
<i>Sapium glandulosum</i>	SaGl	0,3	0,0249	RARA	0,6	0,2708	OCASIONAL
<i>Scutia buxifolia</i> !	ScBu	0,3	0,0953	RARA	1,7	0,8281	DOMINANTE
<i>Schinus engleri</i> *	ScEn	0,4	0,0319	RARA	0,21	0,0781	RARA
<i>Schinus weinmanniifolia</i> !	ScLe				9,2	3,6250	DOMINANTE
<i>Schinus longifolia</i> *	ScLo	0,4	0,0319	RARA	0,4	0,0469	RARA
<i>Senegalia bonariensis</i> *	SeBo				0,4	0,1146	RARA
<i>Sebastiania brasiliensis</i> !	SeBr	0,3	0,0494	RARA	2,1	0,3698	DOMINANTE
<i>Sebastiania commersoniana</i> ***	SeCo	4,2	0,9431	DOMINANTE	1,3	0,2658	DOMINANTE
<i>Solanum</i> sp.*	SoSp	0,1	0,0071	RARA			
<i>Styrax leprosus</i> !	StLe	0,3	0,0141	RARA	7,9	1,7917	DOMINANTE
<i>Arecastrum romanzoffianum</i> !	SyRo	2,1	0,5403	DOMINANTE			
<i>Tripodanthus acutifolius</i>	TrAc	1,1	0,2120	OCASIONAL	1,0	0,2656	OCASIONAL
<i>Trixis praestans</i>	TrPr				0,8	0,1875	OCASIONAL
<i>Vitex megapotamica</i> *	ViMe	0,4	0,0565	RARA			
<i>Xylosma tweediana</i> !	XyTw	0,6	0,0251	RARA	2,9	0,2304	DOMINANTE
<i>Zanthoxylum</i> .Sp!	ZaSp	0,6	0,0812	RARA	1,7	0,3073	DOMINANTE

CAPITULO 2

REGENERACIÓN LEÑOSA EN LOS ECOTONOS DE BOSQUE A
COMUNIDAD VEGETAL ABIERTA ADYACENTE DEL PAISAJE
PROTEGIDO QUEBRADA DE LOS CUERVOS Y SIERRAS DEL
YERBAL- TREINTA Y TRES

Tabla de contenido

Resumen.....	127
1. INTRODUCCIÓN.....	128
1.1 Objetivo general.....	130
1.2 Objetivos específicos.....	130
2. ABORDAJE METODOLÓGICO.....	130
2.1 Diseño de muestreo.....	130
2.2 Análisis de datos.....	132
2.2.1 <i>Regeneración de especies leñosas</i>	132
2.2.1.1 Composición de la regeneración en relación al manejo ganadero.....	132
2.2.1.2 Grupos de regeneración de especies leñosas.....	132
2.2.1.3 Descripción de la regeneración de leñosas.....	133
2.2.2 <i>Caracterización de cada grupo de regeneración de leñosas a nivel de sitio</i>	134
2.2.2.1 Densidad de especies leñosas.....	134
2.2.2.2 Riqueza de especies leñosas.....	134
2.2.3 <i>Caracterización de la regeneración a nivel de micrositio</i>	134
2.2.3.1 Composición, densidad y riqueza de la regeneración de cada parcela en relación al tipo de vegetación dominante.....	135
2.2.3.2 Especies dominantes y su relación con el tipo de vegetación dominante.....	135
3. RESULTADOS.....	137
3.1 Regeneración de especies leñosas.....	137
3.1.1 <i>Regeneración en transectas</i>	137
3.1.2 <i>Regeneración y su relación con el manejo</i>	137
3.1.3 <i>Grupos de transectas en base a la composición de la regeneración de leñosas</i>	137
3.1.4 <i>Caracterización de la composición de la regeneración de leñosas por grupo</i>	139
3.1.4.3 Clasificación de especies.....	143
3.1.5 <i>Comparación adultos y regeneración</i>	146
3.2. Caracterización de la regeneración de leñosas a nivel de sitio en cada grupo.....	148
3.2.1 <i>Densidad de especies leñosas</i>	148
3.2.2 <i>Riqueza de especies leñosas</i>	148

3.3 Caracterización de la regeneración a nivel de micrositio	149
3.3.1 <i>Composición, riqueza y densidad de la densidad de la regeneración a nivel de parcelas según tipo de vegetación dominante para cada grupo</i>	149
3.3.1.2 Composición	149
3.3.1.2 Densidad.....	151
3.3.1.3 Riqueza	152
3.3.2 <i>Especies dominantes y su relación con el tipo de vegetación dominante 3</i>	153
4. DISCUSIÓN	155
4.1 Tipos de regeneración de especies leñosas.....	155
4.1.1 <i>Composición en comparación con adultos</i>	158
4.2 Caracterización de la regeneración a nivel de sitio	159
4.3 Caracterización de la regeneración a nivel de micro-sitio.....	159
4.4 Consideraciones finales.....	162
5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	162

Resumen

Analizar el proceso de regeneración en una comunidad permite detectar cambios en el corto plazo que pueden ocurrir por los manejos realizados, así como identificar tendencias en la dinámica de los biomas e identificar factores que influyen en las dinámicas de la vegetación y favorecen una u otra comunidad. El objetivo de este capítulo fue describir la regeneración de especies leñosas (árboles y arbustos) en los ecotonos bosque a comunidad vegetal abierta en el Paisaje Protegido Quebrada de los Cuervos y Sierras del Yerbal, y explorar cómo algunos manejos ganaderos y tipo de vegetación pueden estar influyendo en procesos a corto plazo de la regeneración de vegetación leñosa (arbóreas y arbustivas) a diferentes escalas espaciales, así como explorar implicancias para la comunidad leñosa a futuro. Para esto se realizaron muestreos de campo de la regeneración de árboles y arbustos en el ecotono bosque a comunidad vegetal abierta (200m), en cuatro tipos de manejos ganaderos. La regeneración se muestreo en parcelas de 5x1m, anidadas en los cuadrantes de 5x5m del capítulo 1. Se identificaron dos grupos de regeneración de especies leñosas a partir de la similitud de la composición de especies en las transectas estudiadas. El grupo I abarcó a la mayoría de las transectas con exclusión y ganado vacuno (independientemente de si se usó o no chirquera o fuego). El grupo II abarcó principalmente aquellas transectas con ganado ovino, además de una transecta con exclusión de ganado (E2T1) y una con baja carga de ganado vacuno sin uso de chirquera ni fuego (V2T2). Se registraron tres especies prioritarias para la conservación en Uruguay: *C. cistifolium* en ambos grupos, y *E. microphyllum* y *M. cassiniformis* únicamente en el grupo I. En relación a las especies exóticas invasoras se registró únicamente la regeneración de *P. ellioti*, y solo en el grupo I. Los grupos se diferenciaron entre sí en un grupo de especies dominantes y raras, aunque también presentaron especies dominantes en común. Asimismo, se diferenciaron en su composición de sus correspondientes transectas en adultos (datos del capítulo 1), presentando un menor número de especies. A nivel de sitio la densidad y riqueza de individuos registrados en la regeneración fue mayor al inicio de la transecta (bosque) y luego decayó, sin embargo, en el grupo I se registraron individuos hasta el final de la transecta mientras que en el grupo II la densidad y la riqueza tendieron a 0 al alejarse del bosque. A nivel de micro sitio el tipo de vegetación dominante (arbustiva, arbórea o herbácea) explicó la composición, riqueza y densidad de las parcelas dentro de cada grupo. Estos resultados muestran que la reposición de una variedad de especies leñosas características de estos ecotonos de bosque a comunidad vegetal abierta podría estar comprometida a largo plazo, principalmente en sitios con ganado ovino y uso de fuego o chirquera, y si no se mantiene la heterogeneidad de tipos de vegetación a nivel de paisaje.

1. INTRODUCCIÓN

En el capítulo anterior, se ahondó en la identificación de diferentes ecotonos de bosque a comunidad vegetal abierta y su caracterización. Pero, más allá de la imagen estática que se tiene al describir la comunidad adulta, incorporar la regeneración de especies leñosas al análisis puede brindar más insumos para entender los mecanismos para poder favorecer cada tipo de comunidad vegetal en los ecotonos o transiciones de interés.

Analizar la regeneración permite detectar cambios en el corto plazo que pueden ocurrir por los manejos realizados, así como identificar tendencias en la dinámica de las comunidades vegetales e identificar factores que influyen en las mismas y favorecen uno u otra comunidad vegetal. Esto puede contribuir a abordar algunas preguntas relevantes en el manejo de la vegetación como por ejemplo: cómo facilitar la restauración de bosque, cómo mantener un pastizal frente al avance de especies leñosas, cuáles especies leñosas pueden ser importantes en un proceso de restauración de arbustal o de bosque, cómo influye la cobertura vegetal de un sitio en la vegetación a largo plazo.

Como se expuso en la introducción, la dinámica de la vegetación comunidades vegetales – bosque está determinada por variables a varias escalas (*e.g.* Myster 2012, Bond 2019), pero al hacer énfasis en la regeneración, las variables a escala de sitio-micrositio tienen gran influencia. A escala de sitio la dinámica de la vegetación depende de disturbios e interacciones biológicas. En cuanto a disturbios, el fuego y el pastoreo son dos variables que influyen mucho en la posibilidad que las plántulas de la vegetación leñosas puedan establecerse y sobrevivir. Por ejemplo, eventos de fuego frecuentes pueden dañar las plántulas y evitar que se establezcan, sin embargo si hay suficiente tiempo entre eventos de fuego, las plántulas podrían establecerse y crecer hasta una altura que escapen del mismo (Ratajczak et al. 2011, Wood & Bowman 2012, Hoffman et al. 2012, Murphy & Bowman 2012). En cuanto al pastoreo, este puede contribuir o no al establecimiento ya que puede consumir y dañar las plántulas, pero también disminuir la biomasa herbácea y así por un lado disminuir la competencia por recursos y también disminuir la cantidad de biomasa herbácea combustible y así desfavorecer los eventos de fuego (Sankey 2012, Müller et al. 2012a, Bernardi et al. 2016). Entre otras cosas, esto depende del tipo de herbívoros, su densidad y uso espacial y temporal del pastizal así como de la composición de especies vegetales (Sankey 2012).

Por otro lado, a escala de micro-sitio, las dinámicas entre bosque y comunidades abiertas adyacentes, depende también de la capacidad de cada especie de dispersarse, colonizar y establecerse en el lugar, las interacciones con otras especies, y con el medio abiótico (Peters et al. 2006, Acácio et al. 2007, Myster 2012, Meiners et al. 2015). El establecimiento es una etapa crucial para el ciclo de vida de las plantas dado que necesitan sitios con características específicas para poder germinar y sobrevivir, y es una etapa en la cual son muy vulnerables (Kitajima & Fenner 2000). Los requerimientos para su germinación y establecimiento están ligados a variables abióticas y bióticas (Kitajima & Fenner 2000). En cuanto a las interacciones entre especies, existen varios mecanismos por los cuales una especie puede facilitar el establecimiento a otras, por ejemplo, brindar sombra a otra especie, protegiéndola así frente a un aumento de la temperatura o exceso de radiaciones solares, lo cual puede repercutir en un mejor aprovechamiento del agua, o brindarle protección frente a herbívoros (Callaway & Walker 1997, Holmgren et al. 1997). Sin embargo, las interacciones negativas también pueden ocurrir, impidiendo el establecimiento de una especie en un sitio por mecanismos como la competencia por un recurso (agua, luz), la herbivoría, o la predación de semillas. Las interacciones como la facilitación y la competencia pueden variar en el tiempo, según la etapa de la vida de la planta, las interacciones con otras especies o el ambiente físico (Callaway & Walker 1997, Holmgren et al. 1997, Gómez-Aparicio et al. 2004, Muhamed et al. 2013). Particularmente, entender como a nivel de micrositio la cobertura vegetal puede influir en el grupo puede ser útil para pensar estrategias de restauración. Por ejemplo, puede ayudar a entender si es suficiente con excluir el ganado o el fuego para regenerar un bosque, si crece lo mismo bajo diferentes tipos de vegetación dominante a nivel de parche (*e.g.* herbácea, arbustiva), o si hay especies que pueden crecer en un amplio rango de vegetación dominante y manejos, por lo que pueden ser potenciales especies a ser utilizadas para recuperar sitios degradados.

1.1 Objetivo general

El objetivo de este capítulo fue describir la regeneración de especies leñosas (árboles y arbustos) en los ecotonos bosque - comunidad vegetal abierta en el Paisaje Protegido Quebrada de los Cuervos y Sierras del Yermal (PPQCSY), y explorar cómo algunos manejos ganaderos y tipo de vegetación dominante en el micrositio (arbustiva, arbórea o herbácea) pueden estar influyendo en la regeneración de vegetación leñosa (arbóreas y arbustivas) a diferentes escalas espaciales, así como explorar implicancias para la comunidad leñosa a futuro.

1.2 Objetivos específicos

El trabajo se estructura en torno a tres ejes: 1) se intentó identificar diferentes grupos de regeneración de especies leñosas y explorar la relación con el manejo ganadero; 2) a nivel de sitio se buscó caracterizar los cambios de riqueza y densidad en el gradiente del ecotono, 3) a nivel de micrositio se exploró la influencia de la vegetación dominante en la composición, densidad y riqueza de la regeneración de especies leñosas.

2. ABORDAJE METODOLÓGICO

A continuación se detalla la metodología para abordar cada eje. Todos los análisis estadísticos fueron realizados con el programa estadístico R (R Core Team 2019) en R Studio (RStudio Team 2016). Un resumen de la metodología utilizada se encuentra al final de la sección (Tabla 2).

2.1 Diseño de muestreo

Para relevar la existencia de regeneración y poder cumplir con los objetivos de caracterizarla, se realizó un muestreo a campo de la regeneración de especies leñosas (árboles y arbustos) en transiciones de bosque a comunidad vegetal abierta adyacente en el PPQCSY. Para poder evaluar la influencia de diferentes manejos en la regeneración, los diez sitios se distribuyeron en tres campos con diferentes manejos ganaderos que se explicaron en el capítulo anterior (Tabla 1). Los manejos que han ocurrido en los sitios de muestreo fueron cuatro si se clasifican en función de la presencia o no de ganado, el tipo de ganado, carga y uso de fuego y chirquera (Tabla 1).

Tabla 1. Manejos de los sitios de muestreo.

Código	Manejo
E	exclusión del ganado y fuego desde 1986
V	baja carga de ganado vacuno sin uso de chirquera ni fuego
VF	baja carga de ganado vacuno con uso de chirquera y fuego desde 2013
OF	alta carga de ganado principalmente ovino (puede haber ganado vacuno y/o equino) y uso frecuente de fuego y chirquera

El muestreo de la regeneración de especies leñosas estuvo anidado en el muestreo de la comunidad adulta (ver capítulo anterior). En los cuadrantes de 5x5 m donde se realizaron los muestreos del capítulo anterior se realizó una parcela de 5x1m, el lado más largo siguiendo el sentido de la transecta (Fig.1). En total se muestrearon 300 cuadrantes, 3 de estos sin dato porque cayeron en una zona no transitable.

Para obtener los datos de la regeneración de leñosas, dentro de las parcelas de 5x1m se registró la identidad y cantidad de individuos de árboles o arbustos dentro de la categoría regeneración. Se consideró como regeneración de arbustos aquellos individuos entre 0.20m y 0.50 m de altura, y como regeneración de árboles aquellos entre a 0.20m y 1.00 m de altura. Esta diferencia en categorías se debe a que muchos arbustos pueden ser considerados adultos al metro de altura, mientras que muchas especies arbóreas todavía no son consideradas adultas a esta altura. Se excluyen los menores de 20cm dado que se consideró que menores a este tamaño podrían tener alta mortalidad debido a diversos factores, ya que se ha observado en la bibliografía que en las primeras etapas luego de la germinación las plantas tienen una alta tasa de mortalidad que disminuye con el tiempo (Kitajima & Fenner 2000).



Figura 1. Distribución de la parcela de regeneración en relación al cuadrante de adultos.

2.2 Análisis de datos

2.2.1 Regeneración de especies leñosas

Se exploró si en el ecotono bosque a comunidad vegetal abierta existía regeneración de leñosas o no en todas las transectas. Se evaluó si el manejo ganadero influye en la composición de la regeneración de especies leñosas, si se registraban diferentes grupos de especies leñosas en la regeneración en relación a su composición, se realizó una caracterización de las mismas en relación a la clasificación de especies, densidad y riqueza y por último, se realizó una comparación con la comunidad de adultos. A continuación se detallan los análisis realizados en cada caso.

2.2.1.1 Composición de la regeneración de leñosas en relación al manejo ganadero

Se exploró si la composición de la regeneración de leñosas de las transectas se relacionaba con el manejo ganadero aplicando el análisis estadístico Adonis. Este es un test no paramétrico para análisis multivariados, basado en test de permutaciones que permiten obtener un p-valor (Anderson 2001). Se utilizó la matriz de datos para el agrupamiento (abundancia de especies por transecta) en función de la variable explicativa manejo ganadero (E, V, VF, O). Se realizaron 999 permutaciones para estimar el p valor. Para esto se utilizó la función `adonis2` del paquete `vegan` (Oksaen et al. 2019).

2.2.1.2 Tipos de regeneración de leñosas

Para determinar si detectaban diferencias en la regeneración de leñosas en relación a su composición en las transiciones de bosque a la comunidad vegetal abierta adyacente se realizó un análisis de clúster y uno de ordenación utilizando como base la abundancia de cada especie por transecta. Se identificaron a partir de esto grupos de regeneración de leñosas.

Para ambos análisis se construyó un matriz de abundancia de especies por transecta, donde las filas fueron las transectas (30 transectas en total) y las columnas las especies (56 especies). Luego, se calcularon las distancias entre transectas utilizando el coeficiente de disimilitud de Bray-Curtis, paquete `vegan`, función `vegdist` (Oksanen et al. 2019).

Para el análisis de clúster, a partir de la matriz de distancia, se realizó un análisis jerárquico de clúster utilizando la función `hclust`, `method="complete"`, paquete `stats` (R Core Team 2019). Este análisis también se graficó. Para el análisis de ordenación se partió de la matriz anterior y luego se

aplicó el método de ordenación nm-MDS (Non Metric Multi Dimensional Scalling), paquete MASS, función isoMDS (Venables & Ripley 2002) y se graficó. Los siguientes análisis fueron realizados tomando como base los grupos de regeneración de leñosas identificados.

2.2.1.3 Descripción de la regeneración de leñosas

Para describir la regeneración de leñosas se realizó una clasificación de especies según su frecuencia y densidad. Para esto cada grupo de la regeneración de leñosas se calculó la densidad promedio (Dens) y frecuencia de ocurrencia (FOc) de cada especie tomando como unidad la parcela. La densidad es el promedio de la densidad de cada especie tomando en cuenta todas las parcelas. La frecuencia es el número parcelas donde aparece cada especie sobre el número de cuadrantes total de cada comunidad. Luego se construyó un diagrama de Olmstead-Tukey (Fisher, 1983, *e.g.* Ernst et al. 2018) para clasificar a las especies en relación a la mediana de la densidad promedio y la frecuencia de ocurrencia. Para esto se utilizó el log de los valores.

Las especies se clasificaron de la siguiente forma:

- Dominantes: especies que se encontraron por encima de la mediana de $\log(\text{Dens})$ y $\log(\text{FOc})$
- Frecuentes: aquellas especies que quedaron por arriba de la mediana de $\log(\text{FOc})$ pero por debajo de la mediana del $\log(\text{Dens})$
- Ocasionales: aquellas especies que quedaron por arriba de la mediana de $\log(\text{Dens})$ pero por debajo de la mediana del $\log(\text{FOc})$
- Raras: especies que se encontraron por debajo de ambas medianas.

Luego de tener la clasificación de especies, se compara la clasificación entre grupos para determinar si hay especies que coinciden o que cambian en su clasificación.

2.2.1.4 Comparación adultos y regeneración

Se exploró si había especies registradas para el grupo de transectas de regeneración, que no estuvieran presentes en el mismo grupo de transectas de adultos y viceversa.

Además se exploró si para cada grupo, las transectas de regeneración y las correspondientes a adultos tenían composición similar mediante el análisis adonis (Anderson 2001, función adonis2 del paquete vegan (Oksaen et al. 2019), utilizando como tratamiento categoría (adulto o regeneración). Se realizaron 999 permutaciones para estimar el p valor). Para esto, para cada grupo se creó una matriz de presencia ausencia de especies por transecta, incluyendo el dato de adultos y de regeneración de cada transecta. Por lo tanto, cada transecta está dos veces, una la que representa la presencia ausencia de especies para adultos y otra para regeneración.

2.2.2 Caracterización de cada grupo de regeneración de leñosas a nivel de sitio

2.2.2.1 Densidad de especies leñosas

Para cada grupo se calculó la densidad total de especies leñosas en la regeneración para cada parcela de 5x1. Luego, con la intención de capturar el gradiente del ecotono, se graficó un boxplot de densidad en función de la posición de la parcela (1 al 10; función boxplot, paquete graphics, R Core Team 2019).

2.2.2.2 Riqueza de especies leñosas

Para cada grupo se calculó la riqueza total de la transición, y luego a nivel de parcela de 5x1m. Se calculó la mediana de la riqueza por parcela y se graficó un boxplot de riqueza en función de la posición de la parcela para reflejar el gradiente del ecotono (función boxplot, paquete graphics, R Core Team 2019).

2.2.3 Caracterización de la regeneración a nivel de micrositio

Los siguientes análisis se realizaron en cada grupo. Se utilizó el tipo de vegetación dominante de cada parcela como proxy de micrositio, utilizando el tipo de vegetación dominante asignada a cada cuadrante de 5x5m en el capítulo 1, que podía ser de tres tipos: arbustiva, arbórea o herbácea (ver metodología capítulo 1). Se realizó una descripción del porcentaje de parcelas con cada tipo de vegetación dominante en cada grupo. Luego se realizaron los siguientes análisis.

2.2.3.1 Composición, densidad y riqueza de la regeneración de cada parcela en relación al tipo de vegetación dominante

Dentro de cada grupo de grupo, para la regeneración de especies leñosas, se exploró si existía una relación entre la composición de árboles y arbustos en cada parcela de 5x1m y el tipo de vegetación dominante del cuadrante de 5x5m correspondiente. Para evaluar si el tipo de vegetación influía significativamente en la composición de la parcela, se aplicó el análisis estadístico adonis a los datos de cada comunidad (función `adonis2`, paquete `vegan`, Oksaen et al. 2019). Para esto se usó la matriz de abundancia de especie por parcela para cada comunidad y se usó el dato de tipo de cobertura por cuadrante como tratamiento. Se sumó 1.0×10^{-15} a cada parcela antes de realizar en análisis para evitar los problemas de cálculo con los 0 (Clarke 2006).

Para determinar si había diferencia en la densidad y riqueza total por parcela entre tipo de vegetación dominante en cada grupo se exploró mediante `boxplot` y se realizaron modelos lineales generalizados (`glm`) utilizando como variable explicativa el tipo de vegetación dominante del cuadrante. Para una de los grupos se utilizó un `glm` (función `glm`, paquete `stats`, R Core Team 2019) de la familia `poisson` ya que son conteos de individuos por cuadrantes. Para el otro grupo se utilizó una `negative binomial` ya que había muchos ceros. Se exploró la distribución de residuos.

2.2.3.2 Especies dominantes y su relación con el tipo de vegetación dominante

Se exploró la asociación de la presencia de las especies clasificadas como dominantes y el tipo de vegetación dominante en el cuadrante de 5x5m donde estaban presentes para cada grupo. Para esto se realizó una tabla con la lista de especies en las filas y en las columnas se indicó en cuantas parcelas en cada tipo de cobertura vegetal dominante estaban presentes. A partir de esto se discutió si era posible reconocer alguna asociación entre la presencia de especies, los grupos a los que pertenecían y el tipo de vegetación dominante donde se registró la regeneración.

Tabla 2. Resumen de análisis realizados ordenados en base a las preguntas que se intentan responder.

Sección	Metodología asociada
Regeneración de leñosas	
Presencia de regeneración en transectas	Muestreo de campo, 10 sitios, 3 transectas (200m) por sitio, 10 parcelas (5x1m) por sitio. Cuatro manejos ganaderos.
Regeneración de leñosas en el ecotono bosque – comunidad vegetal abierta relación al manejo ganadero	Test adonis. Se utilizó la matriz de datos para el agrupamiento (abundancia de especies por transecta) en función de la variable explicativa manejo ganadero (E, V, VF, O)
Grupo de regeneración de leñosas en el ecotono bosque – comunidad vegetal abierta	Exploración de agrupamiento de transectas. Se partió de matriz de abundancia por especie por transecta y se calculó la matriz de distancia (coeficiente de disimilitud de Bray-Curtis) para realizar análisis de ordenamiento (nm-MDS) y clúster. Los grupos identificados son utilizados para los siguientes análisis.
Caracterización de la regeneración de leñosas	Clasificación de especies en función de densidad promedio y frecuencia de ocurrencia de cada especie tomando como unidad las parcelas. Clasificación: Dominantes, Frecuentes, Ocasionales, Raras.
Comparación adultos y regeneración	Agrupamiento de adultos vs regeneración. Para cada transición se hizo un matriz de presencia ausencia por transecta. Cada transecta está dos veces, una vez para adultos otra para regeneración. Calculo de matriz de distancia mediante el coeficiente de disimilitud de Bray-Curtis, nm-MDS y análisis adonis (utilizando como tratamiento categoría -adulto o regeneración-).
Caracterización de cada grupo a nivel de sitio	
Caracterización de la riqueza y densidad en el sitio	Densidad de especies leñosas de la regeneración por parcela. Boxplot densidad en función de posición de la parcela para cada tipo de transición. Riqueza total de especies por transición y por parcela. Boxplot riqueza en función de posición de la parcela para cada grupo.
Caracterización de cada grupo a nivel de micrositio	
Caracterización de la regeneración en relación al tipo de vegetación dominante	Análisis adonis para cada grupo. Para esto se usó la matriz de abundancia de especie por parcela grupo y se clasificó cada parcela según el tipo de vegetación dominante del cuadrante de 5x5m correspondiente. Boxplot densidad regeneración según tipo de vegetación dominante. GLMs densidad por cuadrante en función de tipo de vegetación dominante. Boxplot riqueza regeneración según tipo de vegetación dominante. GLMs riqueza por parcela en función del tipo de vegetación dominante.
Especies dominantes y su relación con el tipo de vegetación dominante	Se exploró presencia de las especies presentes en la regeneración clasificadas como dominantes para cada grupo y en cada tipo de vegetación dominante del cuadrante de 5x5m.

3. RESULTADOS

3.1 Regeneración de especies leñosas

3.1.1 Regeneración en transectas

En todas las transectas se registró regeneración de especies leñosas. El número mínimo de individuos registrado en la regeneración en un transecta fue nueve (sitio OF3, transecta 3) y el máximo 75 (sitio E, transecta 1).

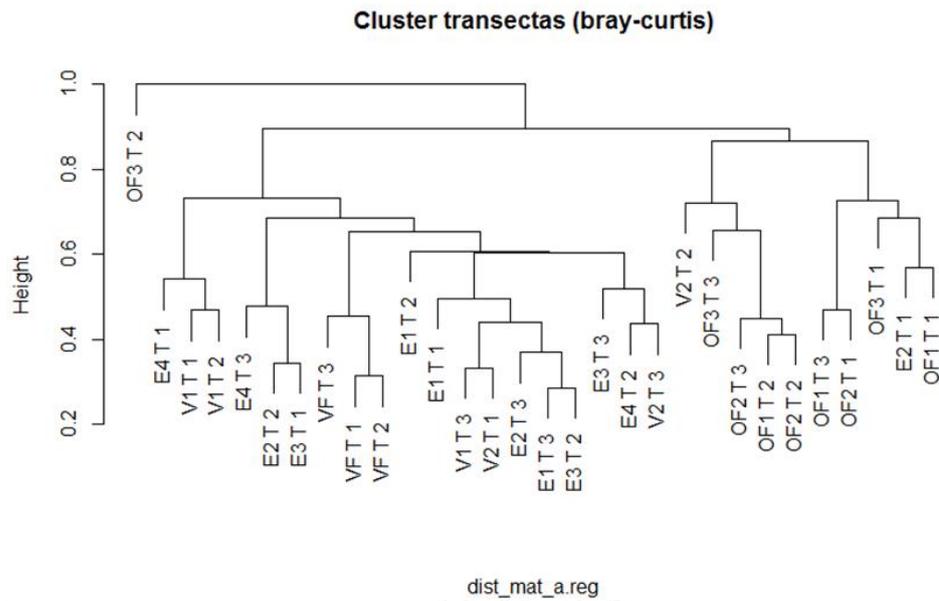
3.1.2 Regeneración y su relación con el manejo

Se encontró que las prácticas de manejo explican la composición de las transectas ($R^2 = 0.18$, $Pr < 0.001$). Por lo tanto, la composición de la regeneración de leñosas encontradas en las transectas con i- exclusión al ganado, ii- baja carga de ganado vacuno sin otra remoción de la vegetación, iii- las de ganado vacuno con fuego y/o chirquera, y iv- las transectas con ganado ovino y fuego o chirquera de diferencian entre sí.

3.1.3 Grupos de transectas en base a la composición de la regeneración de leñosas

Se identificaron dos grupos de transectas que reflejarían que la regeneración de leñosas se diferencia en relación a su composición en dos (grupo I y II). En el clúster este agrupamiento estuvo dado por la segunda división y en el nm-MDS los agrupamientos se relacionaron con la posición de las transectas en relación al eje x (Figura 2). El grupo I se conformó por las transectas del lado positivo del eje x. Este grupo abarcó a la mayoría de las transectas con exclusión y ganado vacuno (independientemente de si se usó o no chirquera o fuego). El grupo II abarcó principalmente aquellas transectas con ganado ovino, además de una transecta con exclusión de ganado (E2T1) y una con baja carga de ganado vacuno sin uso de chirquera ni fuego (V2T2). Una transecta con ganadería ovina quedó aislada de ambos agrupamientos (OF3 transecta 2). Esto quizá se debió a que es la transecta con menor cantidad individuos de todas las del sitio de muestreo (9 para toda la transecta). Dado esto esta transecta no se utilizó para los siguientes análisis.

A



B

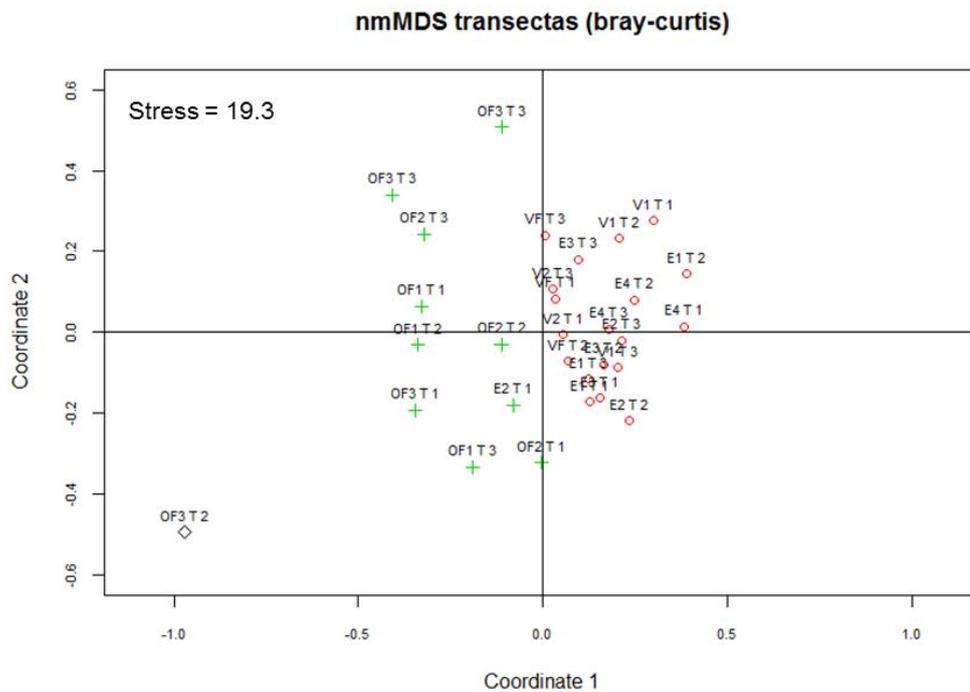


Figura 2. Agrupamientos de transectas. Los análisis se realizaron en base a las distancias de Bray-Curtis. Código: La primera o las dos primeras letras (si corresponde) representa los manejos, el número siguiente el sitio (en caso de que corresponda) y la T seguida de un número es el número de transecta. Los manejos son: E-exclusión del ganado y fuego desde 1986; OF - alta carga de ganado principalmente ovino (puede haber ganado vacuno y/o equino) y uso frecuente de fuego y chirquera; V- baja carga de ganado vacuno sin uso de chirquera ni fuego. A- Clúster, se observan cómo divide en dos grandes grupos, que coinciden con los que divide el eje x del nm-MDS, y que la transecta OF3T2 queda aislada. B-nm-MDS. Cruces verdes son lo que correspondería al grupo II y los círculos rojos son los que corresponden a el grupo I, el cuadrado negro corresponde a la transecta OF3T2 que no pertenece a ninguno de los agrupamientos. Se separan las transectas en dos grupos según al composición de las transectas, en relación al eje x, OF por un lado, junto con E2T1 y V2T2, y el resto de los manejos E, VF y V por otro.

3.1.4 Caracterización de la composición de la regeneración de leñosas por grupo

Las familias con más cantidad de especies fueron (Tabla 3): Asteraceae (10 especies) y Myrtaceae con (9 especies). En este caso, la familia Asteraceae estuvo compuesta principalmente por arbustos, mientras que la familia Myrtaceae estuvo compuesta por árboles, arbustos, pero también por especies que pueden comportarse como árboles o arbustos. Si diferenciamos por grupo, en el grupo I la familia con más especies fue Asteraceae (9 especies), seguida de Myrtaceae (8 especies), Anacardiaceae (3 especies) y Primulaceae (3 especies) y en el grupo II la familia con mayor representación de especies fue Myrtaceae (9 especies), seguida de Asteraceae (6 especies) y Verbenaceae (3 especies).

En total se registraron 56 especies. Del total de especies, 47 se registraron en el grupo I, 38 en el grupo II y 5 en O3T2 (Tabla Lista). El grupo I presentó 17 especies exclusivas y el grupo II ocho.

Se registraron tres especies prioritarias para la conservación en Uruguay: *Radlkoferotoma cistifolium* en ambos grupos, y *Erythroxyllum microphyllum* y *Monteverdia cassineformis* únicamente en el grupo I. En relación a las especies exóticas invasoras se registró únicamente la regeneración de *P. ellioti*, y solo en el grupo I.

Tabla 3. Lista de especies en los grupos I y II. Con * se indica aquellas especies registradas únicamente en el grupo I y con ** aquellas especies registradas únicamente en el grupo II. Al – árbol, At- arbusto. En p 1-2 – se indica si la especie se registró en las dos primeras parcelas de la transecta, en p3-10 si se registró en las parcelas 3 a 10 de las transectas, y p1-10 la presencia o ausencia de cada especie en el total de la transecta.

Familia	Nombre científico	Código	Forma de vida	Grupo I			Grupo II			OF3T2		
				p1-2	p3-10	p1-10	91-2	p3-10	p1-10	p1-2	p3-10	p1-10
ANACARDIACEAE	<i>Lithraea brasiliensis</i> Marchand	LiBr	Al,At	1	1	1	1	-	1	-	-	-
	<i>Schinus longifolia</i> (Lindl.) Speg.*	ScLo	Al	-	1	1	-	-	-	-	-	-
	<i>Schinus weinmanniifolia</i> Mart. ex Engl.	ScLe	Al, At	-	1	1	-	1	1	-	-	-
ARECACEAE	<i>Arecastrum romanzoffianum</i> (Cham.) Becc.*	SyRo	Al	1	1	1	-	-	-	-	-	-
ASTERACEAE	<i>Acanthostyles buniifolius</i> * (Hook. ex Arn.) R.M. King & H. Rob.	EuBu	At	-	1	1	-	-	-	-	-	-
	<i>Baccharis aliena</i> (Spreng.) Joch. Müll.*	HeAl	At	-	1	1	-	-	-	-	-	-
	<i>Baccharis articulata</i> (Lam.) Pers. **	BaAr	At	-	-	-	-	1	1	-	-	-
	<i>Baccharis cognata</i> DC.*	BaCo	At	-	1	1	-	-	-	-	-	-
	<i>Baccharis cultrata</i> Baker	BaCu	At	-	1	1	-	1	1	-	-	-
	<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	BaDr	At	-	1	1	-	1	1	-	-	-
	<i>Baccharis ramulosa</i> DC.*	BaSe	At	-	1	1	-	-	-	-	-	-
	<i>Radlkoferotoma cistifolium</i> Less.	CaCi	At	1	1	1	-	1	1	-	-	-
	<i>Eupatorium serratum</i> Spreng.	EuSe	At	-	1	1	-	1	1	-	-	-
<i>Gochnatia polymorpha</i> subsp. <i>ceanothifolia</i> (Less.) Cabrera	GoPo	Al, At	1	-	1	1	-	1	-	-	-	
BERBERIDACEAE	<i>Berberis laurina</i> Thunb. **	BeLa	At	-	-	-	1	-	1	1	-	1
CANNABACEAE	<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.*	Celg	At	-	1	1	-	-	-	-	-	-
CELASTRACEAE	<i>Monteverdia cassineformis</i> (Reissek) Biral *	MaCa	At	1	-	1	-	-	-	-	-	-
	<i>Monteverdia ilicifolia</i> (Mart. ex Reissek) Biral	Mall	Al, At	1	-	1	1	1	1	-	-	-
ERYTHROXYLACEAE	<i>Erythroxylum microphyllum</i> A. St.-Hil. *	ErMi	At	1	-	1	-	-	-	-	-	-
ESCALLONIACEAE	<i>Escallonia bifida</i> Link & Otto	EsBi	Al, At	1	1	1	-	1	1	-	-	-
EUPHORBIACEAE	<i>Croton cf. parvifolius</i> Müll. Arg.	CrPa	At	1	1	1	1	1	1	-	-	-
	<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.*	SeBr	Al	1	-	1	-	-	-	-	-	-
	<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B. Sm. &Downs	SeCo	Al	1	1	1	1	-	1	-	-	-

FABACEAE	<i>Mimosa</i> L.*	MiSp	At	1	1	1	-	-	-	-	-	-
LAMIACEAE	<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	ViMe	Al	1	1	1	-	-	-	-	-	-
LYTHRACEAE	<i>Heimia</i> Link	HeSp	At	-	1	1	-	1	1	-	-	-
MALVACEAE	<i>Pavonia</i> sp.**	PaSp	At	-	-	-	-	1	1	-	-	-
MYRTACEAE	<i>Acca sellowiana</i> (O. Berg) Burret**	AcSe	Al, At	-	-	-	1	-	1	-	-	-
	<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O. Berg	BlSa	Al, At	1	1	1	1	1	1	-	-	-
	<i>Eugenia uniflora</i> L.	EuUn	Al, At	1	-	1	1	-	1	-	-	-
	<i>Eugenia uruguayensis</i> Cambess.	EuUr	Al	1	1	1	1	-	1	-	-	-
	<i>Myrrhinium atropurpureum</i> var. <i>octandrum</i> Benth.	MyAt	Al, At	1	-	1	1	1	1	-	-	-
	<i>Myrcia cruciflora</i> A.R. Lourenço & E. Lucas	CaCo	Al, At	1	1	1	1	-	1	-	-	-
	<i>Myrcianthes cisplatensis</i> (Cambess.) O. Berg	MyCi	Al	1	-	1	1	1	1	1	-	1
	<i>Myrceugenia euosma</i> (O. Berg) D. Legrand	MyEu	At	1	1	1	1	1	1	1	-	1
	<i>Myrceugenia glaucescens</i> (Cambess.) D. Legrand & Kausel	MyGl	Al, At	1	-	1	1	-	1	-	-	-
PINACEA	<i>Pinus elliottii</i> Engelm.*	PiEl	Al	0	1	1	-	-	-	-	-	-
PRIMULACEAE	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. ex Roem. &Schult.	MyCo	Al	1	1	1	1	1	1	-	-	-
	<i>Myrsine laetevirens</i> (Mez) Arechav. *	MyLa	Al	1	1	1	-	-	-	-	-	-
	<i>Myrsine parvula</i> (Mez) Otegui	MyPa	Al, At	1	1	1	1	-	1	-	-	-
RHAMNACEAE	<i>Scutia buxifolia</i> Reissek *	ScBu	Al	-	1	1	-	-	-	-	-	-
ROSACEAE	<i>Prunus subcoriacea</i> (Chodat&Hassl.) Koehne*	PrSu	Al	1	1	1	-	-	-	-	-	-
RUTACEAE	<i>Zanthoxylum</i> L. sp	ZaSp	Al	1	1	1	1	-	1	-	-	-
SALICACEAE	<i>Azara uruguayensis</i> (Speg.) Sleumer	AzUr	Al, At	1	1	1	1	-	1	-	-	-
	<i>Xylosma tweediana</i> (Clos) Eichler	XyTw	Al	1	1	1	1	-	1	1	-	1
SAPINDACEAE	<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil., A. Juss. &Cambess.) Hieron. ex Niederl.	AlEd	Al	1	1	1	1	-	1	-	-	-
	<i>Dodonaea viscosa</i> (L.) Jacq.	DoVi	Al, At	1	1	1	1	1	1	-	-	-
SOLANACEAE	<i>Cestrum</i> sp. L.	CeSp	At	1	1	1	-	1	1	-	-	-
	<i>Solanum</i> L. sp.**	SoSp	At	-	-	-	-	1	1	-	-	-
STYRACACEAE	<i>Styrax leprosus</i> Hook. &Arn.	styrax	Al	1	1	1	1	-	1	-	-	-
THYMELAEACEAE	<i>Daphnopsis racemosa</i> Griseb.**	DaRa	At	1	1	1	1	1	1	-	-	-
VERBENACEAE	<i>Aloysia chamaedryfolia</i> Cham.**	AlCh	At	-	-	-	-	1	1	1	1	1

	<i>Aloysia gratissima</i> (Gillies& Hook.) Tronc.**	AlGr	At	-	-	-	-	1	1	-	-	-
	<i>Citharexylum montevidense</i> (Spreng.) Moldenke*	CiMo	Al	-	-	-	1	-	1	-	-	-
	<i>Lantana montevidensis</i> (Spreng.) Briq.*	LaMo	At	-	1	1	-	-	-	-	-	-
Totales				33	38	47	25	22	38	5	1	5

3.1.4.3 Clasificación de especies

Dado que con muchas especies ocurrió que se registraron muy pocos individuos, esto hizo que el valor de la mediana fuera muy bajo y entonces, especies que no tenían muchos registros se clasificaban como dominantes. Por lo tanto, se decidió excluir algunas especies del cálculo de la mediana. En el caso del grupo I se excluyeron del cálculo de la mediana aquellas especies para las cuales se registraron tres o menos individuos, y en el caso del grupo II aquellas especies para las que se registraron dos o menos individuos. Estas especies fueron incluidas en la gráfica y tablas. En las tablas se identifican como muy raras. Algunas especies no pudieron clasificarse en una categoría, ya que para alguno de los ejes quedaban en la mediana, en estas se aclara entre qué dos clasificaciones quedaron.

Las 47 especies del grupo I fueron clasificadas de este modo: doce especies como dominantes (26%), dos como frecuente (4%), 15 como raras (32%), 15 como muy raras (32%), dos raras-frecuentes (4%) y una como ocasional-dominante (2%, Tabla 4, Figura 3). De las 38 especies del grupo II fueron clasificadas siete como dominantes (18%), cuatro como raras (10.5%), 17 como muy raras (45%), una dominante-frecuente (3%), cuatro como raras-frecuentes (10.5%), dos como raras-ocasionales (5%), tres quedaron sin clasificar (coordenadas coinciden con la intersección de las medianas, 8%) y ninguna como ocasional (Tabla 4, Figura 3).

En relación a las especies clasificadas de igual forma entre grupos tuvieron en común cuatro especies dominantes y ocho especies raras o muy raras (Tabla 4). Seis especies fueron clasificadas como dominantes en el grupo I pero raras, muy raras o no fueron registradas en el grupo II. Lo contrario ocurrió con tres especies (Tabla 4).

En relación a las especies prioritarias para la conservación en Uruguay, *R. cistifolium* fue clasificada como dominante en el grupo I y muy rara en el II, *Maytenus cassiniiformis* como rara en el grupo I y no registrada en el grupo II, *Erythroxylum microphyllum* como muy rara en el I y no se registró en el II. En cuanto a la exótica *P. ellioti*, fue clasificada como dominante en la regeneración del grupo I y no se registró en el II.

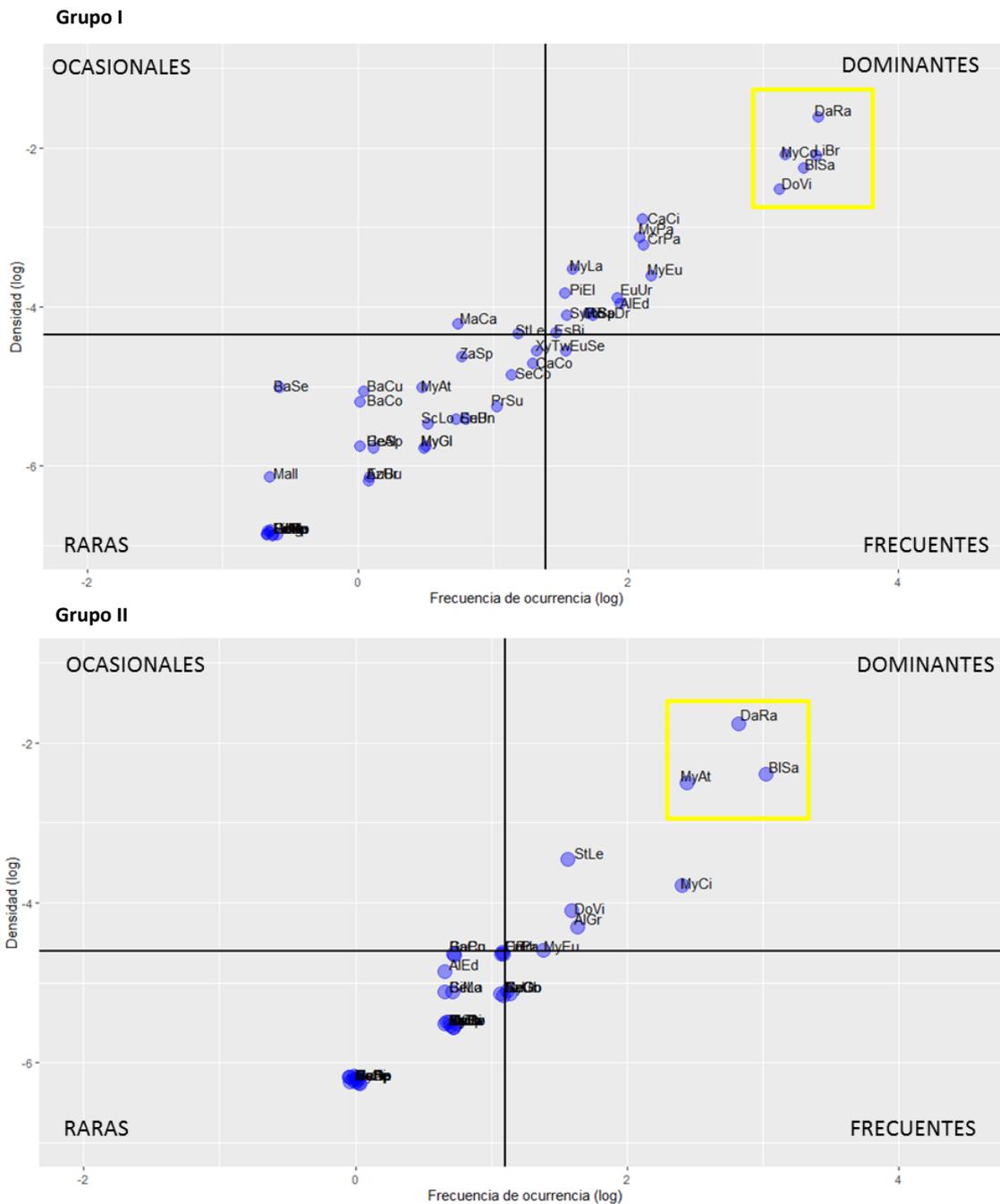


Figura 3. Clasificación de especies utilizando el diagrama de Olmstead-Tukey. Las especies se clasifican en dominantes, ocasionales frecuentes o raras según se encuentren por arriba o por debajo de la mediana del logaritmo de la Frecuencia de Ocurrencia y del logaritmo de la Densidad (ind.m⁻²). Para el cálculo de la mediana no se tuvieron en cuenta: en el grupo I las especies que el número de individuos total es tres o menos, y en el caso del grupo II no se tienen en cuenta las especies que el número de individuos total es dos o menos. Líneas negras: medianas; Recuadro amarillo: especies en los extremos de la clasificación indicando una abundancia y frecuencia destacada.

Tabla 4. Comparación de la clasificación de especies leñosas en la regeneración entre grupos. En verde se destacan aquellas que son dominantes en ambos grupos, en violeta fuere aquellas que tienen clasificaciones opuestas entre grupos y en violeta claro aquellas que tienen clasificaciones un poco contrastantes. D- Dominante, F-Frecuente, P- Ocasional, R- Rara, MR- Muy Rara, F-R, entre frecuente y rara, O-R entre ocasional y rara, NR- No registrada, SC- sin clasificar. Se destacan en negrita aquellas que están dentro del recuadro amarillo del diagrama de Olmstead-Tukey, indicando una abundancia y frecuencia destacada dentro de su grupo y se diferencia con 1 y 2 según corresponde al grupo I o II respectivamente. Se subrayan las especies prioritarias.

		Grupo II					NR	SC
		D	F-R	O-R	R	MR		
Grupo I	D	<i>B. salicifolia</i> ^{1,2} , <i>D. racemosa</i> ^{1,2} , <i>D. viscosa</i> ¹ , <i>M. euosma</i> (D-FII)			<i>A. edulis</i> , <i>M. coriaceae</i> ¹	<i>M. parvula</i> , <i>R. cistifolia</i>	<i>M. laetevirens</i> (D-OI), <i>P. ellioti</i>	<i>C. parvifolius</i> , <i>E. uruguayensis</i> , <i>L. brasiliensis</i> ¹
	F					<i>B. dracuncunifolia</i>	<i>Mimosa</i> sp.	
	F-D					<i>E. serratum</i>	<i>A. romanzoffianum</i>	
	O							
	R	<i>M. atropurpureum</i> ¹ , <i>S. leprosus</i>	<i>M. cruciflora</i> , <i>S. commersoniana</i>	<i>B. cultrata</i> ,		<i>E. bífida</i> , <i>E. uniflora</i> , <i>X. tweediana</i> , <i>Zhantoxylum</i> sp.	<i>A. buniifolius</i> , <i>B. cognata</i> , <i>B. ramulosa</i> , <i>H. alienus</i> , <i>M. cassineformis</i> , <i>P. subcoriaceae</i> , <i>S. longifolia</i> , <i>S. brasiliensis</i>	
	MR	<i>M. cisplatensis</i>	<i>A. uruguayensis</i> , <i>M. glaucescens</i>	<i>G. polymorpha</i>		<i>Cestrum</i> sp., <i>Heimia</i> sp., <i>M. iloicifolia</i> , <i>S. weinmannifolia</i> ,	<i>C. iguanaea</i> , <i>E. microphyllim</i> , <i>L. montevidensis</i> , <i>S. buxifolia</i> , <i>V. megapotamica</i>	
NR	<i>A. gratissima</i>			<i>B. laurina</i>	<i>A. sellowiana</i> , <i>A. chamaedryfolia</i> , <i>B. articulata</i> , <i>C. montevidense</i> , <i>Pavoniasp.</i> , <i>Solanumsp.</i> ,			

3.1.5 Comparación adultos y regeneración

Las transectas del grupo I ($R^2=0.19$, $p<0.001$) y del grupo II (adonis $R^2=0.13$, $p<0.002$), se diferenciaron en su composición de sus correspondientes transectas en adultos.

Entre 11 y 13¹² especies que se registraron en adultos¹³ no se registraron en la regeneración de ninguno de los dos grupos (entre el 17 y 20% de las especies adultas). Estas especies eran los arbustos *Baccharis* aff. *rufescens*, *B. microdonta*, *B. tridentata*, *Colletia paradoxa*, *Lantana* sp., *Mimosa bifurca*, *M. ramulosa*, *Psidium* sp., *Senegalia bonariensis*, *Schinus engleri*, *Trixis praestans* y los árboles *Guettarda uruguensis* y *Sapium glandulosum* (Tabla 5). Solo una especie se registró en la regeneración pero no en adultos: *M. glaucescens*.

En ambos grupos identificados para la regeneración se encontraron menos especies que en sus correspondientes transectas de adultos. El total de especies para las transectas adultas correspondientes al grupo I era de 63 especies y en regeneración es de 47 especies. De estas, entre 15 y 17 especies se encontraron en adultos pero no en la regeneración (según si se incluye o no a la *Mimosa* sp.), y con una ocurrió lo contrario. En el grupo II se registraron 54 especies en adultos y 38 especies en la regeneración. Dentro de las especies que no se encontraron en la regeneración del grupo II dos eran las especies prioritarias *E. microphyllum* y *M. bifurca*. Cuatro especies solo se registraron en la regeneración y no en adultos.

¹² El rango de especies se debe a que en regeneración se registraron individuos de arbustos del género *Mimosa*, que quizá corresponde a alguna de las mimosas de adultos

¹³ No se tiene en cuenta *Tripodanthus acutifolius*, especie que se registró en adultos ya que es parásita y crece sobre los árboles, por lo que su regeneración no podía ser registrada con el método usado en este trabajo. Tampoco se tiene en cuenta *Psidium* sp. ya que es naturalmente de porte muy bajo, y el tamaño para considerarla en la etapa de regeneración quedaría por debajo de la clasificación usada en este trabajo. Tampoco se incluye a *Cereus*, la tuna.

Tabla 5. Se detalla para cada comunidad las especies presentes en las transectas adultos pero no en regeneración y viceversa.

Grupo I
<p>En adultos pero no en regeneración</p> <p><i>Acca sellowiana</i> (O. Berg) Burret <i>Aloysia chamaedryfolia</i> Cham. <i>A. gratissima</i> (Gillies & Hook.) Tronc. <i>Baccharis articulata</i> (Lam.) Pers <i>B. microdonta</i> DC. <i>B. aff. rufescens</i> Spreng. <i>B. tridentata</i> Gaudich. <i>Berberis laurina</i> Thunb. <i>Citharexylum montevidense</i> (Spreng.) Moldenke <i>Colletia paradoxa</i> (Spreng.) Escal. <i>Guettarda uruguensis</i> Cham. & Schltldl. <i>Lantana</i> sp. <i>Mimosa bifurca</i> Benth. <i>Mimosa ramulosa</i> Benth <i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong <i>Schinus engleri</i> F.A. Barkley <i>Trixis praestans</i> (Vell.) Cabrera</p>
<p>En regeneración pero no en adultos</p> <p><i>Myrceugenia glaucescens</i> (Cambess.) D. Legrand & Kausel</p>
Grupo II
<p>En adultos pero no en regeneración</p> <p><i>Acanthostyles buniifolius</i> (Hook. ex Arn.) R.M. King & H. Rob. <i>Baccharis aliena</i> (Spreng.) Joch. Müll. <i>Baccharis cognata</i> DC. <i>B. microdonta</i> DC. <i>B. aff. rufescens</i> Spreng. <i>B. racemosa</i> DC. <i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg. <i>Erythroxylum microphyllum</i> A. St.-Hil. <i>Lantana montevidensis</i> (Spreng.) Briq. <i>Mimosa</i> sp. <i>Mimosa ramulosa</i> Benth <i>Myrsine laetevirens</i> (Mez) Arechav. <i>Prunus subcoriacea</i> (Chodat & Hassl.) Koehne <i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong <i>Schinus engleri</i> F.A. Barkley <i>S. longifolia</i> (Lindl.) Speg. <i>Scutia buxifolia</i> Reissek <i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng. <i>Senegalia bonariensis</i> (Gillies ex Hook. & Arn.) Seigler & Ebinger <i>Arecastrum romanzoffianum</i> (Cham.) Becc.</p>
<p>En regeneración pero no en adultos</p> <p><i>Acca sellowiana</i> (O. Berg) Burret <i>Baccharis tridentata</i> Gaudich. <i>Cestrum</i> sp. L. <i>Myrceugenia glaucescens</i> (Cambess.) D. Legrand & Kausel</p>

3.2. Caracterización de regeneración de leñosas a nivel de sitio en cada grupo

3.2.1 Densidad de especies leñosas

Las densidad de individuos por metro cuadrado registrados en la regeneración, presentó un patrón común en ambos grupos: la densidad fue mayor en las primeras dos parcelas (bosque) y luego decayó (Figura 4). Sin embargo, en el grupo I se registraron individuos hasta el final de la transecta mientras que en el grupo II la media fue de 0 a partir de la sexta parcela, inclusive de la cuarta si se tiene en cuenta que la media del quinto cuadrante fue 0.2.

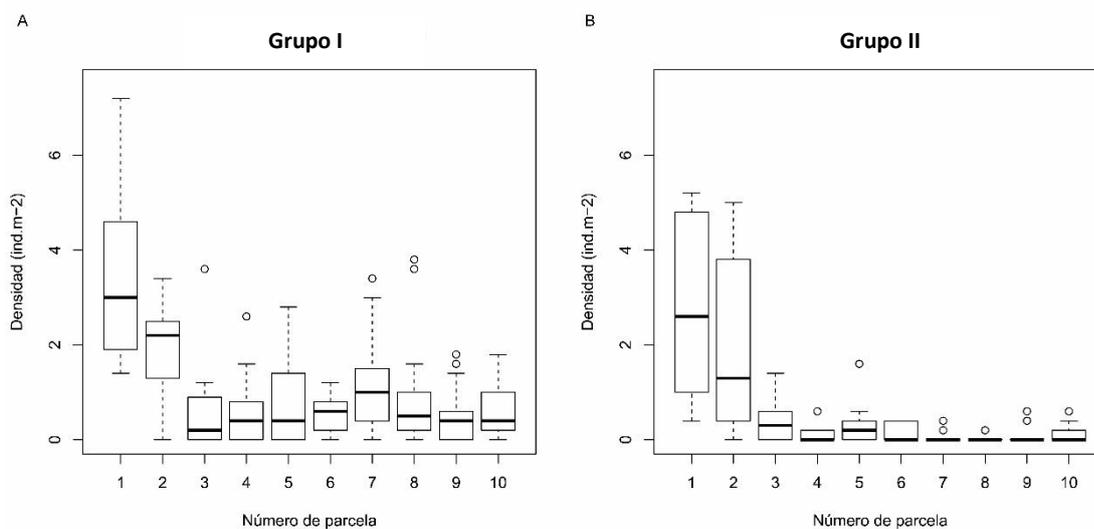


Figura 4. Diagrama de cajas para la densidad en función de la posición en la transecta (1 y 2 dentro del bosque, y 2 en adelante alejándose) para A- grupo I y B- grupo II.

3.2.2 Riqueza de especies leñosas

En cuanto a la riqueza por parcela, el patrón fue similar a la densidad: la mayor riqueza se dio en las dos primeros cuadrantes y luego decayó (Fig. 5). En el caso del grupo I, la mediana tendió a ser mayor que la de la comunidad grupo II, de hecho, luego del tercer cuadrante la mediana de la riqueza estuvo entre 0 y 3 para el grupo I y entre 0 y 1 para el grupo II (Fig. 5).

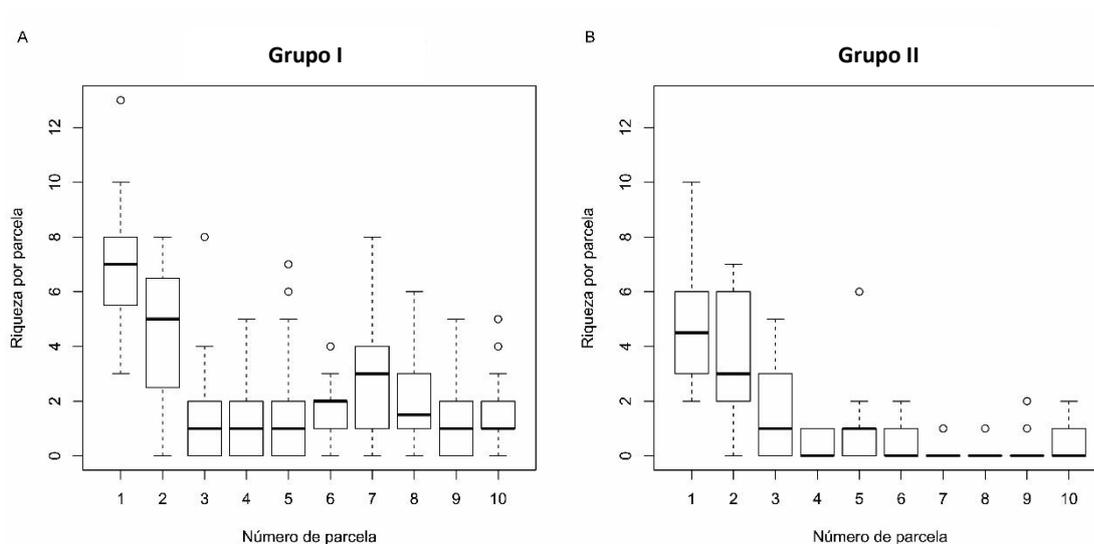


Figura 5. Diagrama de cajas para la regeneración por parcela en función de la posición en la transecta (1 y 2 dentro del bosque, y 2 en adelante alejándose) para A- grupo I y B- grupo II.

3.3 Caracterización de la regeneración a nivel de micrositio

3.3.1 Composición, riqueza y densidad de la regeneración a nivel de parcelas según tipo de vegetación dominante para cada grupo

3.3.1.2 Composición

En el grupo I la mayoría de las parcelas fueron categorizadas como vegetación dominante arbustiva, luego como herbácea y por último, como arbórea (Tabla 6). En el grupo II la mayoría de las parcelas se encontraron en el tipo de vegetación dominante herbácea, luego arbórea y por último arbustiva (Tabla 6).

Tabla 6. Distribución de cuadrantes según tipo de vegetación dominante para cada grupo. Cabe destacar que la diferencia en el número total de parcelas se debe a que el grupo I abarca 19 transectas y el grupo II abarca 10 transectas.

Grupo	Arbustiva	Arbórea	Herbácea	Total
I	88 (47%)	43 (23%)	56 (30%)	187 (100%)
II	13 (13%)	18 (18%)	69 (69%)	100 (100%)

Del total de especies de todo el muestreo, 15 especies fueron registradas únicamente en parcelas con vegetación arbórea, siete únicamente en parcelas con vegetación arbustiva y dos únicamente en parcelas con vegetación dominante herbácea .

En el grupo I el 40% de las especies se registraron únicamente en un tipo de vegetación dominante (15% en arbustiva, 25% en arbórea) pero ninguna únicamente en vegetación dominante herbácea (Fig. 6). El otro 60% se compartían entre dos o más tipo de vegetación dominante (4% entre arbustiva y herbácea, 13% entre cualquiera de los tres tipos de vegetación dominante, 42% entre arbustiva y arbórea; Fig.6).

En el grupo II el 71% de las especies se registraron únicamente en un tipo de vegetación dominante (13% en herbácea, 16% en arbustiva, 42% en arbórea) y el restante 29% en dos o más tipos de vegetación dominante (3% entre arbórea y herbácea, 5% en arbustiva y herbácea, 10.5% arbustiva y arbórea, 10.5% entre tres tipos de vegetación dominante; Fig.6).

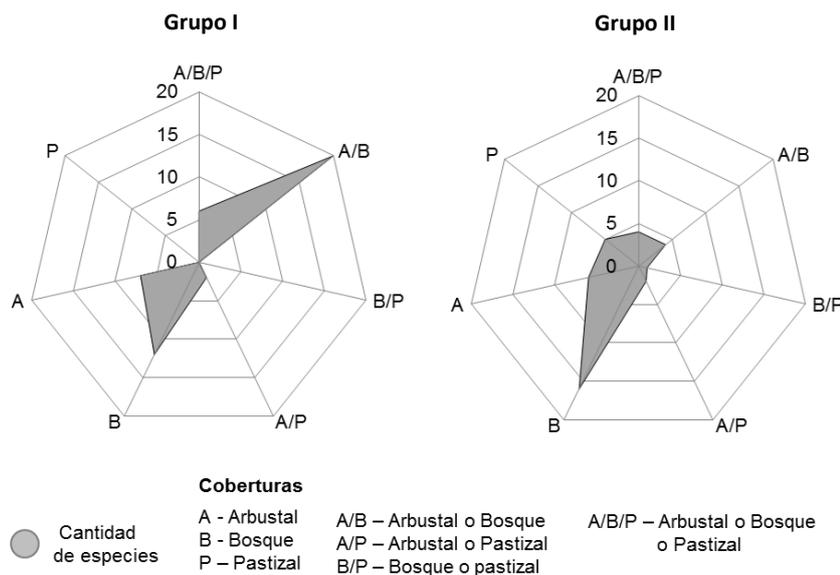


Figura 6. Para cada grupo, se representa el número de especies que están presentes en un tipo de vegetación dominante, en dos o en tres.

El tipo de vegetación dominante explicó la composición de las parcelas del grupo I (adonis; $R^2=0.11$, $p < 0.01$) y del grupo II ($R^2=0.18$, $p < 0.01$).

3.3.1.2 Densidad

En ambos grupos la mayor densidad de individuos leñosos se registró en las parcelas con vegetación dominante arbórea (Fig. 6, Tabla 7). En el grupo I el tipo de vegetación dominante explicó significativamente la densidad de individuos en la regeneración de leñosas, siendo que la densidad menor se registró en las parcelas con vegetación dominante herbácea, y la mayor densidad en la vegetación dominante arbórea¹⁴ (Fig. 6A, Tabla 7). En el caso del grupo II, las parcelas con vegetación dominante arbustiva y herbácea no se diferenciaron en la densidad de individuos, pero si se diferenciaron con las parcelas con vegetación dominante arbórea¹⁵ (Fig. 6B, Tabla 7).

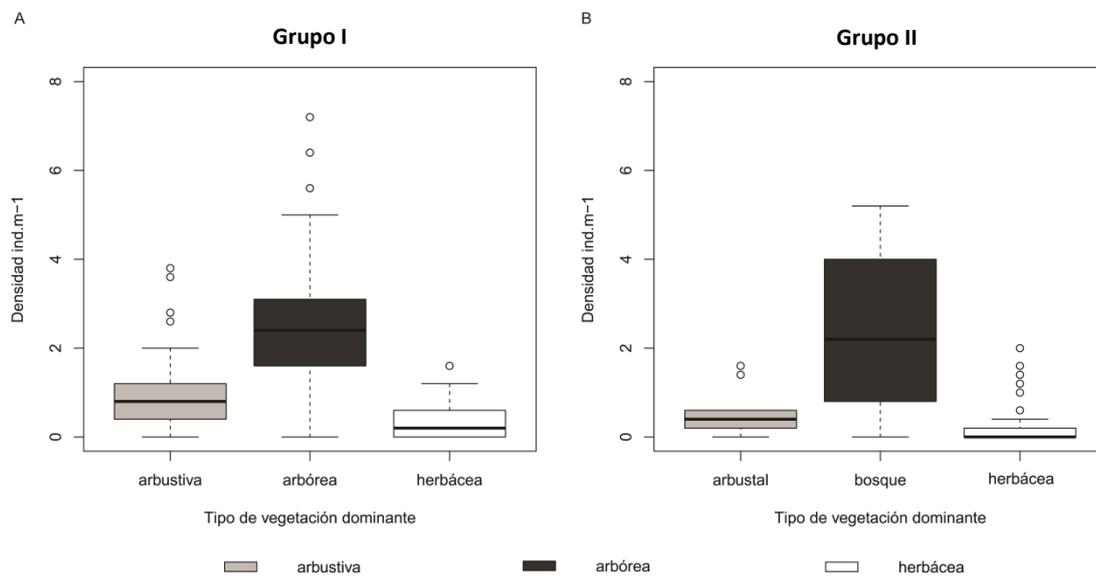


Fig. 6. Diagramas de cajas donde se muestra la densidad de individuos en la regeneración de especies leñosas (ind.m⁻¹) por tipo de vegetación dominante en el cuadrante de 5x5m para A- grupo I y B- grupo II.

¹⁴Lo residuos para el modelo poisson en el grupo I se mantuvieron entre -2.2640 y 2.3666 , así como su distribución en el Q-Q plot permite decir que el modelo ajusta adecuadamente los datos.

¹⁵Lo residuos para el modelo binomial negativa en el grupo II se mantuvieron entre -2.10 y 2.31, así como su distribución en el Q-Q plot permite decir que el modelo ajusta adecuadamente los datos.

Tabla 7. Modelos lineales generalizados para la densidad de individuos en la regeneración de especies leñosas por tipo de vegetación dominante para el grupo I y II.

Grupo	Familia	Tipo de vegetación	Estimado	Significancia Pr(> z)
I	Poisson	arbustiva (int)	-0.11	0.33
		arbórea	1.05	1.02e-12
		herbácea	-0.93	0.00022
II	Binomial negativa	arbustiva (int)	-0.71	0.079
		arbórea	1.61	0.00023
		herbácea	-0.90	0.064

3.3.1.3 Riqueza

En ambos grupos la riqueza fue mayor en las parcelas con vegetación dominante arbórea, seguidos por las de vegetación dominante arbustiva y luego herbácea (Fig. 7, Tabla 8). Particularmente en el grupo II las parcelas con vegetación dominante de tipo herbácea presentaron a una riqueza media nula (Fig. 7B).

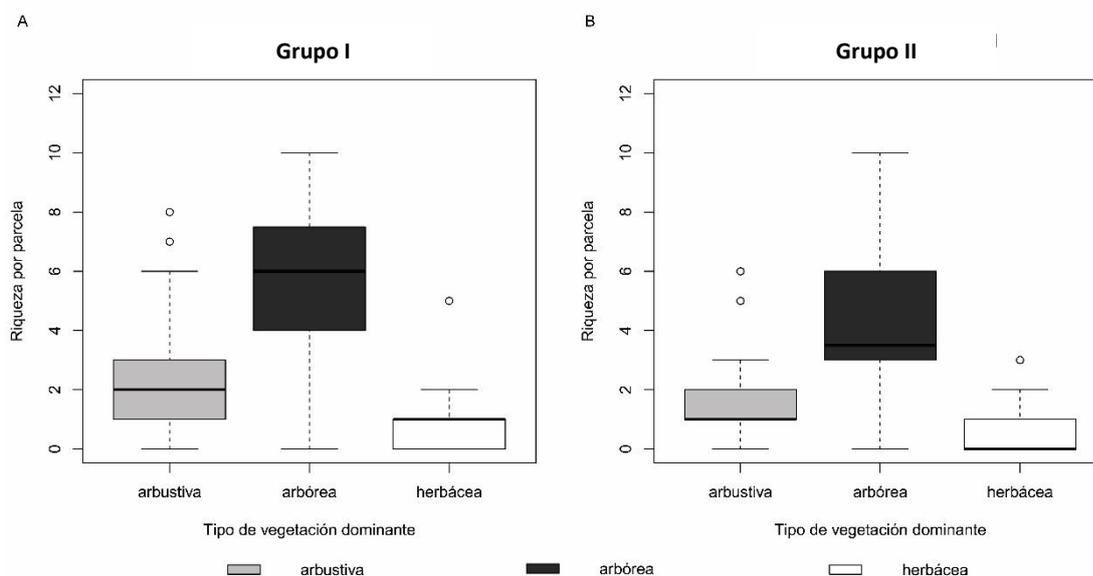


Figura. 7. Diagramas de cajas donde se muestra la riqueza de especies leñosas en la regeneración a nivel de parcelas por tipo de vegetación dominante en el cuadrante de 5x5m para A- grupo I y B- grupo II.

Tabla 8. Modelos lineales generalizados para la riqueza en las parcelas de la regeneración de leñosas por tipo de vegetación dominante para el grupo I y II.

Grupo	Familia	Tipo de vegetación	Estimado	Significancia Pr(> z)
I	Poisson	arbustiva (int)	0.77494	< 2e-16
		arbórea	0.95280	< 2e-16
		herbácea	-0.90847	1.4e-08
II	Binomial negativa	arbustiva (int)	0.6131	0.00946
		arbórea	0.9154	0.00105
		herbácea	-1.5150	7.96e-07

3.3.2 Especies dominantes y su relación con el tipo de vegetación dominante

La combinación de las especies clasificadas como dominantes con el tipo de vegetación dominante de la parcela donde se registraron las especies permitió observar algunas tendencias (Tabla 9). Esto fue un ejercicio exploratorio ya que en algunos casos el número de parcelas donde se detectó la presencia de algunas especies fue muy bajo.

Tabla 9. Para las especies clasificadas como dominantes en cada grupo, se indica en cual tipo de vegetación dominante se registró la regeneración y en cuántas parcelas. H- parcela dominada por vegetación herbácea, AT- parcela dominado por vegetación arbustiva, AR- parcela dominado por vegetación arbórea, T- número total de parcelas en las que se registró la especie.

Especie	Grupo I				Grupo II			
	H	AT	AR	T	H	AT	AR	T
<i>D. racemosa</i>	2	17	36	55	3	1	13	17
<i>B. salicifolius</i>	2	21	28	51	7	4	10	21
<i>D. viscosa</i>	8	24	11	44		4	1	5
<i>M. euosma</i>		6	10	16		1	3	4
<i>R. cistifolium</i>	6	7	3	16				
<i>M. coriacea</i>	5	21	17	43				
<i>L. brasiliensis</i>	7	27	21	55				
<i>C. parvifolius</i>	5	10	1	16				
<i>P. ellioti</i>	8	1		9				
<i>M. parvula</i>		3	12	15				
<i>M. laetevirens</i>		2	7	9				
<i>A. edulis</i>		1	12	13				
<i>E. uruguensis</i>		1	12	13				
<i>M. cisplatensis</i>					4	1	6	11
<i>M. atropurpureum</i>					1	1	9	11
<i>A. grattissima</i>					3	2		5
<i>S. leprosus</i>							5	5

Las cuatro especies que fueron dominantes en ambos grupos crecieron en los tipos de vegetación dominante arbustiva y arbórea, pero no todas se registraron en el tipo de vegetación dominante herbácea (Tabla 9). Al analizar por especie, se pueden proponer algunos patrones. Para las dos especies que se registraron en las parcelas con los tres tipos de vegetación dominante y en ambos grupos identificados, se puede proponer que son especies muy plásticas. Sin embargo, en ambos casos hubo una tendencia a disminuir su regeneración en las parcelas dominadas por vegetación herbácea, y en particular, en los sitios del grupo II tendió a disminuir su regeneración fuera del bosque. No se registró la regeneración de *D. viscosa*, otra de las especies dominantes, en los sectores de tipo de vegetación dominante herbácea del grupo II, por lo tanto, se puede sugerir que a pesar de aparentemente ser una especie plástica su reclutamiento estuvo limitado en este tipo de vegetación herbácea, quizá debido a la presión de la remoción de la vegetación por el ganado, el fuego o chirquera. Por último, no se registró la regeneración de una de las especies dominantes (*M. euosma*) en las parcelas con vegetación dominante herbácea de ningún grupo, por lo que podría ser una especie que necesite cierta cobertura leñosa para regenerar.

Dentro de las especies clasificadas como dominantes únicamente en el grupo I, se puede proponer preliminarmente que como grupo serían sensibles a algunos de los factores del manejo ganadero del grupo II (*e.g.* ovinos, alta carga ganadera). En este caso, se registraron especies que crecieron indistintamente en los tres tipos de vegetación dominante, por lo que se podría proponer que fueron plásticas en relación al tipo de vegetación donde pudieron regenerar. Sin embargo, otras, como tendieron a crecer solo bajo cobertura arbustiva, bosque o en vegetación abierta, indicando diferentes requerimientos, desde ambientes abiertos hasta la cobertura boscosa. Cabe destacar que aunque *R. cistifolium* creció en parcelas con los tres tipos de vegetación dominante en el caso de la vegetación arbórea generalmente estuvo asociada a los bordes del bosque.

En cuanto a las especies clasificadas como dominantes únicamente en el grupo II, se podría plantear que serían especies resistentes a la presión de la ganadería y prácticas asociadas (ovejas, alta carga ganadera, fuego, etc.) o favorecidas por las consecuencias de las prácticas ganaderas (*e.g.* tapiz ralo). Al igual que en el otro caso, se pueden identificar algunas especies que bajo este manejo, crecen en una variedad de tipos de vegetación, por lo que serían muy plásticas. Por otro lado, otras especies tienden a crecer solo en algún tipo de vegetación dominante.

4. DISCUSIÓN

Este trabajo evidenció que ocurre regeneración de especies leñosas en una amplia variedad de condiciones, e interactúan diversas escalas en el patrón de regeneración, en este paisaje de Serranías. Los resultados son novedosos ya que no existe información en Uruguay sobre la regeneración de especies leñosas en ecotonos de bosque a comunidad vegetal abierta a esta escala. Los trabajos para Uruguay que analizan la regeneración de leñosas son o dentro de un tipo de comunidad vegetal (Baez & Jaurena 2000, Rivas 2005 –esos dos únicamente regeneración de *Butia odorata*-, Rodríguez-Gallego 2006, Etchebarne & Brazeiro 2016) o a pocos metros del borde del bosque (15m, Brazeiro et al. 2018, Brussa 2018).

4.1 Tipos de regeneración de especies leñosas

En todos los sitios de muestreo se registró regeneración de especies leñosas. Aunque en algunas transectas la regeneración fue casi nula, parecen haber especies resistentes a condiciones que no son propicias (*e.g.* al pastoreo, desecación) y que encuentran sitios seguros para colonizar y establecerse. A nivel general, las diferencias de uso predial explican la composición de la regeneración de especies leñosas. Esto es coherente con lo citado en el capítulo anterior para la región, en los que se registra una relación negativa entre la carga ganadera y frecuencia del fuego y la cobertura leñosa, tanto a nivel de modelado, imágenes satelitales como trabajos de campo (Oliveira & Pillar 2004, Altesor et al. 2006, Lezama et al. 2014, Bernardi et al. 2016, 2019, Brazeiro et al. 2018, Brussa 2018, Gallego et al. 2020). Sin embargo, al agrupar las transectas según su composición, se pueden diferenciar dos grupos de transecta (no tantas como manejos). El grupo I tiene la mayoría de la transectas ubicadas en al predios con baja remoción de la vegetación, también con vacunos y remoción por fuego y chirquera, mientras que el grupo II incluye las transectas con uso ovino con uso de fuego y chirquera (y una transecta del predio con exclusión, y una transecta de ganadería bovina sin uso de chirquera y fuego). Esto estaría indicando que los ovinos son factor determinante de la composición. Probablemente representen una gran presión para la regeneración, sin embargo, como no hay muestreos en sitios con ovinos pero sin uso de fuego o chirquera, los resultados no son concluyentes. Sin embargo, esto concuerda con la bibliografía que muestra que ovinos y bovinos presentan diferencias en su dieta y selectividad, prefiriendo los ovinos las dicotiledóneas y pudiendo cortar más al ras del suelo la vegetación, teniendo un impacto más negativo en la regeneración de la vegetación leñosa (Hoffman 1989,

Prache et al. 1998, Celaya et al. 2007, Lezama & Paruelo 2016). Además, el ganado ovino es una presión continua sobre los renuevos, a diferencia del uso de la chirquera o fuego que no es tan frecuente. Esto es coherente con lo desarrollado en el capítulo 1 para adultos, aunque se diferencia en que en adultos las transectas con baja remoción de la vegetación (exclusión y ganadería vacuna sin uso de fuego o chirquera) se diferenciaban de las de alta remoción de la vegetación (ganado ovino o vacuno con uso de fuego y chirquera) pero en el caso de la regeneración de especies leñosas, parece que la ganadería ovina fue el factor que explicó mayormente los agrupamientos.

En ambos grupos identificados para la regeneración de especies leñosas las familias con una mayor representación de especies fueron Asteraceae (especies típicas de espacios abiertos) y Myrtaceae. Las familias Anacardiaceae y Primulaceae aparecieron como las siguientes más representadas para el grupo I y las Verbenaceae para el grupo II. A este nivel entonces ya se puede comenzar a diferenciar la composición de la regeneración de especies leñosas. En cuanto a la composición de especies, los grupos tuvieron cuatro especies dominantes en común, tanto arbustivas como arbóreas: *Blepharocalyx salicifolius*, *Daphnopsis racemosa*, *Dodonaea viscosa* y *Myrceugenia euosma* podrían ser especies importantes para las transiciones de bosque a la comunidad vegetal abierta adyacente de la región y parece que no son sensibles al manejo ganadero. La dominancia en una u otra comunidad, o en ambas de *B. salicifolius*, *D. viscosa*, *L. brasiliensis*, *M. euosma* y *S. leprosus* y *E. uruguayensis* coincide con algunas de las especies registradas en la regeneración de especies leñosas con mayor IVI o mayor abundancia o frecuencia en las sierras del Este y Sur de Brasil, en las que se comparaba sitios con y sin ganado, o con y sin fuego en el bosque o en el ecotono (Gautreau & Lezama 2009, Müller et 2012b, Etchebarne & Brazeiro 2016, Brazeiro et al. 2018, Brussa 2018). Particularmente, coincide con el registro de *D. viscosa*, *B. salicifolius*, *L. brasiliensis* como dentro de las especies las más abundantes en los 15 m adyacentes al bosque, entre exclusión y pastoreo para un trabajo en el PPQCSY (Brussa 2018). En el caso de los IVI registrado para juveniles en el trabajo de Etchebarne & Brazeiro (2016) *S. leprosus* tuvo un IVI alto únicamente en la exclusión al ganado y la tendencia contraria ocurrió para *A. edulis*. Por otro lado, las especies *M. euosma*, *D. racemosa* y *D. viscosa*, son especies que como adultos las han registrado como especies dominantes en arbustales de la zona de sierras del yerbal (Gautreau & Lezama 2009). Por lo tanto, estas especies parecen ser importantes en cuanto a estructurar estas comunidades y pueden llegar a ser interesantes para pensar estrategias de restauración de vegetación leñosa en la zona de sierras del Este.

Los grupos se diferencian entre sí, en parte por un conjunto de especies que se clasifican como dominantes en una comunidad y raras o muy raras en la otra. Esta diferencia de dominancia de las especies según la comunidad indicaría que la regeneración de estas especies está siendo afectada por los manejos ganaderos, respondiendo favorablemente o negativamente según la especie (*e.g.* sensibles o resistentes). Además, hay una menor cantidad de especies que dominan el grupo II en relación al I, lo que indicaría una tendencia al empobrecimiento de especies a largo plazo. Por otro lado, cabe destacar que mientras que en el grupo I se registraron tres especies prioritarias, en el grupo II se registró solo una (también presente en la comunidad I), lo que implica que el manejo podría tener repercusiones en estas especies de particular interés para la conservación de la biodiversidad.

Se pueden hacer algunas propuestas del porqué de estas diferencias en composición de especies a nivel de paisaje. Puede que algunas especies favorecidas en los predios con exclusión y/o con baja carga vacuna y bajo o nulo uso del fuego, no puedan crecer frente a la presión de herbívora ovina o de alta carga ganadera y uso frecuente del fuego y chirquera. En este grupo se destacan algunas especies favorecidas por los manejos de la comunidad I, entre las que se encuentran los arbustos de la familia asterácea *B. dracuncunifolia*, *R. cistifolium* (especie prioritaria), *E. serratum* o la palmera *A. romanzoffianum*. En el caso de *S. rhomanzoffiana*, ya se registró que el ganado impacta negativamente en su reclutamiento, tanto en Uruguay como en el Sur de Brasil (Santos & Souza 2007, Etchebarne & Brazeiro 2016). Esta misma tendencia de regeneración se ha registrado para otras palmera en Uruguay, *Butia odorata* Barb. Rodr., frente a la exclusión al ganado en bosque y en palmares (Baez & Jaurena 2000, Rivas 2005, Rodríguez-Gallego 2006). Cabe destacar que *C. cistifolium* ha sido registrado como especie indicadora de arbustales de *M. eusoma*, *B. dracuncunifolia* en otra zona de sierras del Este (Villa Serrana), y *A. romanzoffianum* fue registrada como especie característica de bosques de las sierras del Yerbal (Gautreau & Lezama 2009). Por lo tanto, bajo estos manejos ganaderos estarían favoreciendo el crecimiento de especies arbustivas típicas de arbustales. En el caso de las especies que sí se desarrollan en el predio con uso históricamente ovino y uso frecuente del fuego, puede que sean las únicas que resistan esta presión o que sean favorecidas por la baja cobertura vegetal (vegetación herbácea mayoritariamente rala, poca cobertura arbustiva). Un ejemplo de esto último es *A. gratissima*, *B. cultrata*, *M. atropurpureum* y *M. coriacea*. Dado esto, es esperable que los manejos ganaderos afecten el desarrollo de estos

arbustales y/o bosques identificados como característicos de las sierras de Uruguay en el largo plazo.

Algo interesante a indagar para intentar comprender cuáles especies son favorecidas, es ir más allá de la especie y caracterizar los rasgos funcionales de las plantas que pueden hacer que sean favorecidas o perjudicadas en uno u otro escenario (Corneliessen et al. 2003, Pérez-Harguindeguy et al. 2013). De hecho, la misma especie puede ser plástica como para presentar algunas características en una u otra situación. En el caso del Sur de Brasil, Müller et al. (2007), la investigación identificó rasgos funcionales de plantas asociados principalmente a tiempo desde fuego, por ejemplo, individuos altos y de un solo tallo en lugares donde pasó tiempo más largo desde el fuego en comparación a individuos leñosos bajos y multi-tallares en sitios con fuego frecuente. En el caso de la respuesta al ganado, algunos rasgos funcionales o la combinación de estos que pueden estar relacionados a la resistencia o tolerancia o no a la herbivoría son: la capacidad de rebrotar o crecer luego del ser comidas, crecer a una altura que no le afecte el ramoneo o pastoreo, pH de las hojas (relacionado a digestibilidad), resistencia física de las hojas, dureza de las ramas (Rosenthal & Kotanen 1994, Cingonali et al. 2005, Klimešová et al. 2008, Pérez-Harguindeguy et al. 2013).

4.1.1 Composición en comparación con adultos

Las cuatro especies dominantes en común entre grupos coinciden con especies fueron clasificadas como dominantes en la comunidad de adultos. Por lo tanto, parece que la comunidad de adultos con lo que respecta a estas especies estaría ocurriendo la regeneración. Sin embargo, para el otro conjunto de especies las comunidades de adultos y regeneración se diferencian. Esta diferenciación parece estar relacionada una pérdida de especies, en su mayoría arbustivas. Si esta tendencia continuara en el tiempo podría verse comprometida la regeneración de varias especies en este tipo de ecotonos y una dominancia de unas pocas especies (sobre todo en las transectas con ovinos y fuego y chirquera). Por ejemplo, los arbustos *B. ruffescens* y *B. microdonta*, dominaban en adultos en las transiciones dominadas por vegetación arbustiva pero no se registró su regeneración. En particular, al observar las especies prioritarias, *Mimosa bifurca* estaba en las transectas de ambas comunidades para adultos, pero no se registró en la regeneración. Aunque hay individuos del género *Mimosa* que no se pudieron identificar a nivel de especie en el grupo I, por lo que no se puede descartar que esta especie prioritaria estuviera presente en la regeneración de este grupo.

Por otro lado, *E. microphyllum* si se registró en adultos de las transectas del grupo II, pero no se registró en la regeneración en este grupo. Estas dos observaciones implican un empobrecimiento de especies prioritarias leñosas en el grupo II.

Si compararnos el agrupamientos de la regeneración de leñosa con los grupos de ecotonos del capítulo anterior, podríamos asociar, por la identidad de las transectas, que el grupo I se puede asociar al tipo de ecotono dominado por vegetación arbustiva, y el grupo II al ecotono dominado por vegetación herbácea. Si partimos de esto, las especies que no se registraron en la regeneración del grupo I, excepto *B. ruffescens* y *B. microdonta*, son especies frecuente, ocasionales o raras en los ecotonos dominados por vegetación arbustiva. Por lo tanto, aunque algunas especies raras no se registraron en la regeneración, es posible que al largo plazo esta comunidad pueda mantenerse. En el caso del grupo II, no regeneran especies clasificadas como dominantes, ocasionales, y raras. Lo que indica que en este caso se estaría afectando aún más la presencia de vegetación leñosa a largo plazo.

4.2 Caracterización de la regeneración a nivel de sitio

El patrón de riqueza y densidad en ambos casos fue un decaimiento al alejarse del bosque, lo que puede estar referido a variables ambientales (*e.g.* tipo de vegetación dominante, gradiente de humedad, profundidad del suelo) o distancia a fuente de propágulos. Esto coincide con lo registrado con estudios de la región (Müller et al. 2012b, Brazeiro et al. 2018, Brussa 2018). En particular, coincide con estudios que comparan la regeneración de juveniles arbóreos entre pastoreo y exclusión para el PPQCSY y otros sitios de la Sierras del Este (Parque Nacional San Miguel, Aiguá), aunque su estudio abarcó una zona más acotada fuera del bosque (15m) y solo especies arbóreas (Brazeiro et al. 2018, Brussa 2018). Sin embargo, estos patrones entre grupos se diferencian en que en el grupo I la regeneración de especies leñosas ocurre durante toda la transecta, y presenta una variedad de especies, mientras que en el grupo II la regeneración de especies es poca en las primeras parcelas, tendiendo a cero en las últimas, reflejado tanto en la densidad como en la riqueza por parcela. Esto indica una pérdida total de especies leñosas en la regeneración para el grupo II.

4.3 Caracterización de la regeneración a nivel de micro-sitio

El tipo de vegetación dominante determinó la regeneración de árboles y arbustos en ambas comunidades. Particularmente, la vegetación dominante arbórea parece diferenciarse en todos los casos, destacándose por la mayor densidad y/o riqueza de especies con respecto a las otras coberturas, lo que es esperable en parte porque tiene más fuente de propágulos. La vegetación dominante arbórea parece ser en ambos grupos, el sitio más propicio para el establecimiento de leñosas, quizá por la adaptación de las leñosas a estos ambientes, la mayor cantidad de sitios disponibles (menor cobertura de herbáceas, mayor cobertura de mantillo), cercanía al curso de agua, entre otras. Sin embargo, parte de las especies solo se establecen en el borde del bosque o en arbustal, indicando que cada micrositio tiene sus propias especies en la regeneración.

Al explorar cómo las especies dominantes se distribuyen en los tipos de vegetación dominante y compararlo entre grupos, se pudieron identificar grupos de especies asociadas a diferentes tipos de vegetación a escala de 5x5m y se pueden sugerir preliminarmente mecanismos que podrían explicar estos patrones.

Por un lado se identificó un grupo de especies que parece ser muy plásticas y crecer en ambos grupos y bajo diferentes tipos de vegetación dominante, así como especies que pueden llegar a estar más restringidas en los manejos donde crecen y los tipos de cobertura dominante.

En el caso del grupo I, en el que se encontró diferencias tanto en la densidad como de la riqueza de especies en la regeneración entre el pastizal, el arbustal y el bosque se puede proponer que la competencia y la facilitación son dos de los procesos actuando. Para esto, se puede tomar como referencia que la mayoría de las transectas del grupo I estaban en las transiciones dominadas por arbustos, y que estos sectores estaban caracterizados por un estrato herbáceo alto y muy poco o nada de suelo desnudo (ver capítulo 1). Este estrato herbáceo podría estar compitiendo con la regeneración de leñosas por luz, espacio y otros recursos, limitando su establecimiento (Sankey 2012, Brazeiro et al. 2018, Brussa 2018). Por otro lado, a pesar de que la competencia fue por mucho tiempo considerada como uno de los principales procesos estructurando las comunidades, hay trabajos que apoyan que la facilitación también es una interacción clave, sobretodo en ambientes extremos (Callaway & Walker 1997, Holmgren et al. 1997, Bruno et al. 2003; Baumeister & Callaway 2006, Callaway 2007, Navarro-Cano 2019). En este caso, son suelos superficiales, en zonas de laderas y/o cimas en esta zona de serranías, donde puede haber mucha insolación y/o vientos continuos (escala de Beaufort 2 y 3) que pueden llegar a ser sitios estresantes para la germinación.

La protección provista por la copa de los arbustos, y la materia orgánica que se acumula debajo, pueden ayudar a atenuar la desecación por insolación, la protección frente a vientos y heladas (*e.g.* Fernández et al. 2014), y mejorar las condiciones para la germinación y establecimiento de las plántulas y ampliar el nicho para especies sensibles al estrés. En este sentido, se ha sugerido que los arbustos pueden facilitar el reclutamiento de algunas especies y puede ser recomendable su uso en estrategias de restauración, sobretodo en caso de condiciones ambientales estresantes (Gómez-Aparicio et al. 2004, Muhamed et al. 2013).

En el grupo II, el bosque presentó mayor densidad de individuos en la regeneración que el pastizal y el arbustal, pero entre estas dos coberturas no hubo diferencia. Esto podría no coincidir con lo encontrado por Brussa (2018), ya que en sitios pastoreados si encontró una relación positiva entre la densidad de arbustos y la presencia de especies arbóreas regenerando, pero quizá se deba a que la cobertura que utiliza incluye árboles y arbustos en una sola categoría. Si hubo diferencias en la riqueza de especies entre las tres coberturas, siendo el pastizal la cobertura con menor riqueza y el bosque con la mayor. Dado que son en su mayoría pastizales ralos y hay más suelo desnudo (ver capítulo 1), la vegetación herbácea no competiría con el reclutamiento. El establecimiento estaría limitado por la herbivoría y uso frecuente del fuego o chirquera, que estaría dañando a las especies leñosas que podría llegar a reclutarse (Ratajczak et al. 2011, Overbeck & Pfadenhauer 2007, Etchebarne & Brazeiro 2016, Brazeiro et al. 2018, Brussa 2018, aunque ver Müller et al. 2012b). A pesar de que los arbustales del grupo II están expuestos a la herbivoría, quizá, aunque en baja densidad, alguna especie pueda regenerar bajo la protección de algún arbusto, que atenúe el ambiente estresante y le brinde protección frente a los herbívoros. Esto podría explicar la diferencia encontrada para riqueza y pero no encontrada para densidad.

4.4 Consideraciones finales

La regeneración de especies leñosas estuvo relacionada a variables actuando a diferentes escalas. Es necesario tener en cuenta los manejos, distancia al bosque y vegetación dominantes, en la toma de decisiones sobre cómo comunidades vegetales según los objetivos de conservación a largo plazo. En particular, se observó que el manejo ganadero es un determinante que estructura las la regeneración de especies leñosas y podría tener repercusiones a largo plazo. La alta remoción de la vegetación (particularmente el ganado ovino), podría repercutir negativamente en las comunidades arbustivas y arbóreas a largo plazo, ya que empobrece la vegetación leñosa, la riqueza de arbustos y la presencia de especies arbustivas prioritarias en comparación con la comunidad sin tanta remoción de la vegetación. Es necesario profundizar el conocimiento de cómo los manejos afectan estas comunidades, quizá haciendo experimentos de manejo donde se controles algunas variables, para poder continuar con un manejo informado (*e.g.* situaciones con distintas dotaciones de ganado ovino con y sin fuego y chirquera).

Por otro lado, el trabajo permitió identificar algunas especies que pueden ser útiles en acciones de monitoreo y restauración, en particular especies que parecen ser muy plásticas y adaptadas a una variedad de condiciones y prácticas ganaderas, así como otras adaptadas a diferentes situaciones. Esta evidencia, puede ser útil para aplicar en diferentes contextos de manejo para la conservación y producción.

Por último, dadas las diferencias registradas en la regeneración de especies leñosas y en los tipos de vegetación, se resalta la importancia de que los paisajes mantengan heterogeneidad y así se puedan mantener diferentes comunidades y especies.

5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acácio, V., M. Holmgren, P. A. Jansen, and O. Schrotter. 2007. Multiple Recruitment Limitation Causes Arrested Succession in Mediterranean Cork Oak Systems. *Ecosystems*:1220–1230.
- Altesor, A., G. Piñeiro, F. Lezama, R. B. Jackson, M. Sarasola, and J. M. Paruelo. 2006. Ecosystem changes associated with grazing in subhumid South American grasslands. *Journal of Vegetation Science* 17:323–332.
- Baumeister, D., and R. M. Callaway. 2006. Facilitation by *Pinus flexilis* during succession: a hierarchy of mechanisms benefits ther plants species. *Ecology* 87:1816–1830.
- Bernardi, L., A. Boccardo, J. Olivera, and C. Penengo. 2019. Análisis de los cambios en el bosque nativo de Uruguay en el período 2000-2016 en base a Collect Earth.

- Bernardi, R. E., M. Holmgren, M. Arim, and M. Scheffer. 2016. Why are forests so scarce in subtropical South America? The shaping roles of climate, fire and livestock. *Forest Ecology and Management* 363:212–217.
- Bond, W. J. 2019. *Open ecosystems. Ecology and evolution beyond the forest edge*. 1st edition. Oxford University Press, Oxford.
- Brazeiro, A., P. Brussa, and C. Toranza. 2018. Efectos del ganado en el ecotono bosque-pastizal en paisajes serranos de Uruguay. *Ecosistemas* 27:14–23.
- Bruno, J. F., J. J. Stachowicz, and M. D. Bertness. 2003. Inclusion of facilitation into ecological theory 18:119–125.
- Brussa, P. 2018. *Ecotono Bosque-Pastizal serrano: efectos del gaando en la expansión del bosque*. Tesina de grado den la Licenciatura en Ciencias Biológicas, profundización en Ecología. Facultad de Ciencias – Universidad de la República.
- Callaway, R. M. 2007. *Positive interactions and interdependence in plant communities*. Springer, Dordrecht, The Netherlands.
- Callaway, R. M., and L. R. Walker. 1997. Competition and facilitation: a synthetic approach to interactions in plant communities. *ecolo* 78:1958–1965.
- Celaya, R., M. Oliván, L. M. M. Ferreira, A. Martínez, U. García, and K. Osoro. 2007. Comparison of grazing behaviour, dietary overlap and performance in non-lactating domestic ruminants grazing on marginal heathland areas. *Livestock Science* 106:271–281.
- Cingolani, A. N. A. M., G. Posse, and M. B. Collantes. 2005. Plant functional traits , herbivore selectivity and response to sheep grazing in Patagonian steppe grasslands. *Journal of Applied Ecology* 42:50–59.
- Clarke, K. R., P. J. Somerfield, and M. G. Chapman. 2006. On resemblance measures for ecological studies, including taxonomic dissimilarities and a zero-adjusted Bray-Curtis coefficient for denuded assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 330:55–80.
- Cornelissen, J. H. C., B. Cerabolini, P. Castro-Díez, P. Villar-Salvador, G. Montserrat-Martí, J. P. Puyravaus, M. Maestro, M. J. A. Werger, and R. Aerts. 2003. Functional traits of woody plants : correspondence of species rankings between field adults and laboratory-grown seedlings? *Journal of Vegetation Science* 14:311–322.
- Ernst, F., B. Alonso, M. Colazzo, L. Pareja, V. Cesio, A. Pereira, A. Márquez, E. Errico, A. M. Segura, H. Heinzen, and A. Pérez-Parada. 2018. Occurrence of pesticide residues in fish from south American rainfed agroecosystems *Science of the Total Environment Occurrence of pesticide residues in fi sh from south American rainfed agroecosystems. Science of the Total Environment* 631–632.
- Etchebarne, V., and A. Brazeiro. 2016. Effects of livestock exclusion in forests of Uruguay: Soil condition and tree regeneration. *Forest Ecology and Management* 362:120–129.
- Fernández, G., M. Texeira, and A. Altesor. 2014. The small scale spatial pattern of C3 and C4 grasses depends on shrub distribution. *Austral Ecology* 39:532–539.
- Fisher, N. I. 1983. *Graphical Methods in Nonparametric Statistics: A Review and Annotated Bibliography*. *International Statistical Review* 51:25–58.
- Gallego, F., J. M. Paruelo, S. Baeza, and A. Altesor. 2020. Distinct ecosystem types respond differentially to grazing enclosure. *Austral Ecology* 45:548–556.
- Gautreau, P., and F. Lezama. 2009. Clasificación florística de los bosques y arbustales de las sierras del Uruguay. *Ecologia Austral* 19:81–92.
- Gómez-Aparicio, L., R. Zamora, J. A. Hódar, J. Castro, and E. Barza. 2004. Applying plant facilitation to forest restoration: a meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants. *Ecological Applications* 14:1128–1138.

- Hofmann, R. R. 1989. Evolutionary steps of ecophysiological adaptation and diversification of ruminants: a comparative view of their digestive system. *Oecologia* 78:443–457.
- Hoffmann, W. A., E. L. Geiger, S. G. Gotsch, D. R. Rossatto, L. C. R. Silva, O. L. Lau, M. Haridasan, and A. C. Franco. 2012. Ecological thresholds at the savanna-forest boundary: How plant traits, resources and fire govern the distribution of tropical biomes. *Ecology Letters* 15:759–768.
- Holmgren, M., M. Scheffer, and M. Huston. 1997. The interplay of facilitation and competition in plant communities. *Ecology* 7:1966–1975.
- Kitajima, K., and M. Fenner. 2000. Ecology of Seedling Regeneration. In: Fenner, M. (ed.) *Seeds: The ecology of regeneration in plant communities*. 2nd. Edition. CAB International, Wallingford. Pp: 331-374.
- Klimešová, J., V. Latzel, F. de Bello, and J. van Groenendael. 2008. Plant functional traits in studies of vegetation changes in response to grazing and mowing : towards a use of more specific traits. *Preslia* 80:245–253.
- Lezama, F., S. Baeza, A. Altesor, A. Cesa, E. J. Chaneton, and J. M. Paruelo. 2014. Variation of grazing-induced vegetation changes across a large-scale productivity gradient. *Journal of Vegetation Science* 25:8–21.
- Lezama, F., and J. M. Paruelo. 2016. Disentangling grazing effects: trampling, defoliation and urine deposition. *Applied Vegetation Science* 19:557–566.
- López-Marisco, L., F. Lezama, and A. Altesor. 2020. Heterogeneity decreases as time since fire increases in a South American grassland. *Applied Vegetation Science*.
- Meiners, S. J., S. T. A. Pickett, and M. L. Cadenasso. 2015. An integrative approach to successional dynamics. *Tempo and mode of vegetation change*. First edition. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Muhamed, H., B. Touzard, Y. Le Bagousse-pinguet, and R. Michalet. 2013. Forest Ecology and Management The role of biotic interactions for the early establishment of oak seedlings in coastal dune forest communities. *Forest Ecology and Management* 297:67–74.
- Müller, S. C., G. E. Overbeck, J. Pfadenhauer, and V. D. Pillar. 2007. Plant functional types of woody species related to fire disturbance in forest-grassland ecotones. *Plant Ecology* 189:1–14.
- Müller, S. C., G. E. Overbeck, J. Pfadenhauer, and V. D. Pillar. 2012a. Woody species patterns at forest-grassland boundaries in southern Brazil. *Flora* 207:586–598.
- Müller, S.C., Overbeck G. E., Blanco C. C., de Oliveira J. M. and V. D. Pillar. 2012b. Pges 167-187. South Brazilian Forest-Grassland Ecotones; Dynamics Affected by Climate, Disturbance, and Woody Species Traits. In Myster, R. W., editor. 2012. *Ecotones Between Forest and Grassland*, 1st edition. First edition. Springer International Publishing, New York, USA.
- Murphy, B. P., and D. M. J. S. Bowman. 2012. What controls the distribution of tropical forest and savanna? *Ecology Letters* 15:748–758.
- Navarro-Cano, J. A., M. Goberna, and M. Verdó. 2019. La facilitación entre plantas como herramienta de restauración de diversidad y funciones ecosistémicas (1). *ecosistemas* 28:20–31.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P.C., O'Hara, R.B., and L. Gavin. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.5-5. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Oliveira, J. M., and V. D. Pillar. 2004. Vegetation dynamics on mosaics of Campos and Araucaria forest between 1974 and 1999 in Southern Brazil. *Community Ecology* 5:197–202.
- Overbeck, G. E., and J. Pfadenhauer. 2007. Adaptive strategies in burned subtropical grassland in southern Brazil. *Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 202:27–49.

- Pérez-Harguindeguy, N., S. Díaz, E. Garnier, S. Lavorel, H. Poorter, P. Jaureguiberry, M. S. Bret-Harte, W. K. Cornwell, J. M. Craine, D. E. Gurvich, C. Urcelay, E. J. Veneklaas, P. B. Reich, L. Poorter, I. J. Wright, P. Ray, L. Enrico, J. G. Pausas, A. C. Vos, De, N. Buchmann, G. Funes, F. Quétier, J. G. Hodgson, K. Thompson, H. D. Morgan, H. ter Steege, M. G. A. van der Heijden, L. Sack, B. Blonder, P. Poschlod, M. V Vaieretti, G. Conti, A. C. Staver, S. Aquino, and J. H. C. Cornelissen. 2013. New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany*.
- Peters, D. P. C., J. R. Gosz, W. T. Pockman, E. E. Small, R. R. Parmenter, S. L. Collins, and E. Muldavin. 2006. Integrating patch and boundary dynamics to understand and predict biotic transitions at multiple scales. *Landscape Ecology* 21:19–33.
- Prache, S., I. J. Gordon, and A. J. Rook. 1998. Foraging behaviour and diet selection in domestic herbivores. *Animal Research* 47:335–345.
- R Core Team. 2019. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Ratajczak, Z., J. B. Nippert, J. M. Briggs, and J. M. Blair. 2014. Fire dynamics distinguish grasslands , shrublands and woodlands as alternative attractors in the Central Great Plains of North America:1374–1385.
- Rivas, M. 2005. Desafíos y alternativas para la conservación in situ de los palmares de Butiacapitata (Mart.) Becc. *Agrocacia IX(1 y 2)*, 161-168.
- Rodríguez-Gallego, M.G. 2006. Estructura y regeneración del Bosque de Ombúes (*Phytolacca dioica*) de la Laguna de Castillos (Rocha, Uruguay). In: Menafrá, R., Rodríguez-Gallejo, L., Scarabino, F., and D. Conde (eds.). *Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya. Vida Silvestre Uruguay*, Montevideo. Pp 503-511.
- Rosenthal, J. P., and P. M. Kotanen. 1994. Terrestrial plant tolerance to herbivory 9:145–148.
- RStudio Team. 2016. RStudio: Integrated Development for R. RStudio, Inc., Boston, MA. <http://www.rstudio.com/> Downloaded on 17 July 2020.
- Sankey, T.T. 2012. Woody-Herbaceous-livestock Species Interactions. In: Myster, R.W. (ed.). *Ecotones Between Forest and Grassland*, 1st edition. Springer International Publishing, New York. Pp 89-114.
- Venables, W.N., and B. D. Ripley, 2002. *Modern Applied Statistics with S*. Springer, New York.
- Wood, S. W., and D. M. J. S. Bowman. 2012. Alternative stable states and the role of fire-vegetation-soil feedbacks in the temperate wilderness of southwest Tasmania. *Landscape Ecology* 27:13–28.

CAPÍTULO 3

USO CONJUNTO DE LA CONSULTA DE MODELOS MENTALES Y

LA EVALUACIÓN DE EVIDENCIA COMO BASE PARA LA

CONSTRUCCIÓN DE UN MODELO CONCEPTUAL DE LAS

DINÁMICAS DE COMUNIDADES VEGETALES ABIERTAS A

BOSQUE TOMANDO COMO CASO DE ESTUDIO

LA REGIÓN DE LAURELES-CAÑAS, TACUAREMBÓ - RIVERA

Tabla de contenido

Resumen	169
1. INTRODUCCIÓN	170
1.1 Objetivo	173
1.2 Objetivos específicos	173
2. APROXIMACIÓN METODOLÓGICA.....	173
2.1 Qué: Productos que se quieren obtener	175
2.2 Porqué: Propósito de elegir la zona de Laureles-Cañas como caso de estudio.....	177
2.3 Cómo y Quiénes: Proceso por el cual se va involucrar a las personas consultadas y las Partes involucradas	180
2.3.1 Fase Preparación:	181
2.3.1.1 Conformación del equipo.....	181
2.3.1.2 Definición de criterios y selección de personas a ser consultadas	181
2.3.1.3 Diseño de la consulta	182
2.3.2. Fase Consulta directa del modelo mental	184
2.3.2.1 Invitación	184
2.3.2.2 Ejecución de la consulta	184
2.3.3 Fase Consulta indirecta	185
2.3.4 Fase Verificación y Estandarización	186
2.3.5 Fase Evaluación	186
2.3.5.1 Tipos de hipótesis	187
2.3.5.2 Árbol de decisión propuesto en Salafsky et al. (2019).....	187
3. Resultados y Discusión	193
3.1 Estados	194
3.1.1 Estados y fases	194
3.1.1.1 Pastizal	194
3.1.1.2 Arbustal	195
3.1.1.3 Arbustal con árboles	196
3.1.1.4 Bosque Parque	196

3.1.1.5 Islas de bosque	197
3.1.1.6 Bosque continuo	197
3.1.2 Apoyo a los estados.....	197
3.2 Transiciones.....	204
3.2.1 Transiciones.....	204
3.2.2 Apoyo a las transiciones	205
3.2.3 Otras consideraciones.....	215
3.3 Variables	216
3.3.1 Variables.....	216
3.3.2 Apoyo a las variables.....	217
3.3.2.1 Variables para las cuales se necesita más información	222
3.3.2.2 Variables para las cuales se la evidencia es de confianza pero.....	224
4. CONSIDERACIONES FINALES	229
5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	232
ANEXO 3.1 Consulta sobre estados y transiciones de pastizal a bosque en la zona de Quebradas del Norte.....	240
ANEXO 3.2 Presentación.....	259
ANEXO 3.3 Resultados de la consulta sobre estados y transiciones de pastizal a bosque en la zona de Quebradas del Norte	268
ANEXO 3.4 Resultados evaluación de hipótesis genéricas	314

Resumen

Los Pastizales del Río de la Plata están conformados por una matriz dominada por una variedad de comunidades vegetales abiertas con la presencia de bosque. Comprender las dinámicas de las transiciones de las comunidades vegetales abiertas a bosque es fundamental para gestionar los territorios y conservar su biodiversidad. Los modelos conceptuales son útiles para la generación, compilación, sistematización e integración de evidencia. Asimismo, la consulta a personas expertas es cada vez más utilizada para el apoyo a la toma de decisiones para la conservación de la biodiversidad. Para esto, es clave protocolizar y estandarizar los procesos de consulta y de construcción de modelos conceptuales. También es importante sistematizar el proceso del uso de la evidencia para la toma de decisiones, incluyendo la evaluación de su calidad, relevancia y aplicabilidad. En este estudio se confeccionó un modelo conceptual sobre las dinámicas de comunidades vegetales abiertas a bosque de las cuencas de los arroyos Laureles-Cañas, Uruguay, se identificaron vacíos de información y se sintetizó y compiló evidencia aplicable a otros casos. Para esto se combinó un proceso de consulta del modelo mental a personas expertas, con un proceso de generación de hipótesis y contraste con evidencia bibliográfica. La metodología resultó útil para confeccionar hipótesis sobre cómo se comportan las dinámicas de las comunidades vegetales abiertas a bosque en la zona sin haber antecedentes para el lugar. A partir del trabajo se puede proponer, en base a evidencia de confianza, que para la zona hay seis estados que forman parte de las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque: pastizal, arbustal, arbustal con árboles, bosque parque, islas de bosque, bosque. Además identificamos y evaluamos 21 transiciones y 25 variables que pueden influir en la dinámica, varias en las que se puede tener más confianza en incorporar al modelo, y otras que sería necesario indagar más si ocurren o son relevantes para este caso de estudio.

1. INTRODUCCIÓN

Retomando lo expuesto en la introducción, a nivel mundial los ecosistemas naturales han sido modificados sustancialmente por actividades humanas (Nelson 2006, IPBES 2018). La transformación de la cobertura del suelo y sus usos, la alteración de los ciclos biogeoquímicos, cambios bióticos, enfermedades, y el cambio climático, tienen repercusiones negativas en la estructura, composición, y funcionamiento de los ecosistemas y por lo tanto en el bienestar humano (Vitousek et al. 1997, Chapin 2000, Foley et al. 2005, Nelson et al. 2006, Brook 2008, Barnosky et al. 2011, Hooper 2012, Pimm et al. 2014, Song 2018, Ceballos et al. 2020, PNUD 2020). Particularmente, los impactos globales de los cambios del clima tienen repercusiones a nivel local y pueden actuar en sinergia con los impactos de los cambios de uso del suelo (Rockström 2009, Mantyka-Pringle et al. 2012, Newbold 2018).

Las regiones de Pastizales, Matorrales y Sabanas tienen una gran extensión en la superficie terrestre (31-43% superficie terrestre) y una amplia distribución por todos los continentes (menos la Antártida) (Gibson & Newman 2019). Las comunidades vegetales abiertas se destacan por su importancia para la conservación por sus endemismos o especies con fuerte dependencia de estos biomas (Overbeck et al. 2007, Noss et al. 2013, Veldman et al. 2015, Murphy et al. 2016, Andrade et al. 2018, Bengtsson et al. 2019). Asimismo, proveen importantes servicios ecosistémicos, como son la provisión de agua, la seguridad alimenticia, o la acumulación de Carbono terrestre (O'Mara 2012, Veldman et al. 2015, Bengtsson et al. 2019, Gibson & Newman 2019, The World Bank 2010). A pesar de su importancia tienen varios problemas de conservación. Cuatro estimaciones a nivel global coinciden en que menos del 1% de estos biomas tropicales, subtropicales y templados pueden considerarse como muy poco o poco modificados (Riggio et al. 2020), y han sido degradados tanto por cambios en el clima como por cambios de uso de suelo (Donohue et al. 2009, Ellis 2010, Liu et al. 2013, Zhou et al. 2017, Song et al. 2018), con una proyección de que estos problemas pueden seguir afectándolos en el futuro (Epstein et al. 2002, Gibson & Newman 2019). Los biomas abiertos son uno de los biomas más sensibles a la variabilidad climática (Seddon et al. 2016), donde se esperan algunas de las más rápidas tasas de cambio de temperatura (Loarie et al. 2009). En particular, el cambio climático actuando en conjunto con la fragmentación de hábitat, podría tener repercusiones negativas en la dinámica de coberturas vegetales abiertas y de bosque (Staver et al. 2011). Particularmente, se estima que el cambio climático aumentará la superficie de

los estados inestables de transición y disminuirá la estabilidad de los equilibrios entre comunidades vegetales (Anadón et al. 2014). En este contexto, dado que cada cobertura de una comunidad vegetal puede estar asociado a diferentes prácticas de manejo u otras variables biofísicas o climáticas que lo determina (*e.g.* Hirota et al. 2011, Gallego et al. 2020), entender la dinámica de las comunidades vegetales abiertas y entre estas y los bosques es fundamental para poder gestionar los territorios de forma de conservar los mismos y sus dinámicas (Luza et al. 2014, Overbeck et al. 2016, Carlucci et al. 2016). Esto permite mantener un paisaje heterogéneo con comunidades vegetales con funciones, composición y estructura diferentes.

Para la gestión de los sistemas naturales y su conservación, es fundamental tener un marco para la toma de decisiones que se base en evidencia (Pulling & Knight 2001, 2003, Sutherland et al. 2004). Para esto, la generación, compilación, sistematización e integración de evidencia es un eslabón fundamental, y una de las herramientas para esto pueden ser la creación de modelos conceptuales (Dicks et al. 2014, Cook et al. 2017). Sin embargo, la información disponible se encuentra normalmente muy dispersa, es genérica y aplicarla a un caso de estudio o una situación en que deben tomarse decisiones en corto tiempo presenta un desafío, y plantea interrogantes como ¿cuál información utilizar?, ¿cómo evaluarla? y ¿cómo aplicarla al estudio de caso? (Salafsky et al. 2019, Shackelford et al. 2021). Por lo que es necesario protocolizar y estandarizar el uso de la evidencia para la toma de decisiones, y así evaluar su aplicabilidad a una situación concreta, así como su calidad y relevancia (Cook et al. 2017, Sutherland et al. 2019).

Por otro lado, la consulta a personas expertas cada vez es más utilizada para el apoyo a la toma de decisiones en conservación de la biodiversidad (Sutherland 2006, Kuhnert et al. 2010, Burgman et al. 2011, Price et al. 2012). La consulta a personas expertas es clave en el contexto de la gestión para la conservación, dada la complejidad de los sistemas naturales, ya que puede aportar información que de otro modo aún no ha sido generada (a través de datos de otra metodología, como estudios de campo modelado), que está muy dispersa, que no es extrapolable, que es muy costosa de generar o que llevaría más tiempo que el que implica la toma de decisiones. Sin embargo, las consultas a personas expertas pueden tener algunos problemas al generar modelos y ser la base para la toma de decisiones. Los juicios dados por los personas pueden tener diversos sesgos (Kahneman & Tversky 1982, Burgman et al. 2011, Martin et al. 2012, McBride et al. 2012, Mukherjee et al. 2015, 2018, O'Hagan 2019). Asimismo, la obtención de información a partir de personas

expertas, al igual que otros métodos de campo y o laboratorio, tiene sesgos asociados a la forma en que se lleva a cabo la consulta (Kahneman & Tversky 1982, Martin et al. 2012). Por lo tanto, se deben tener diversos cuidados al diseñar, llevar a cabo y analizar las consultas, así como explicitar los sesgos e incertidumbres que puedan existir (Burgman et al. 2011, Sutherland & Burgman 2015). Es fundamental dar cuenta de los procesos de consultas, para que sean transparentes, replicables y den cuenta de los sesgos posibles. Dado esto, es muy importante generar protocolos sobre cómo realizar los procesos de consulta a personas expertas¹⁶ y construcción de modelos conceptuales que sean estructurados, que permitan transparentar los procesos y hacerlos replicables para ir mejorando las metodologías de obtención de información y toma de decisiones (McBride et al. 2012).

En este capítulo se pretende compilar evidencia, experiencias e información disponible sobre cómo ocurren transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque y cuáles variables influyen en que ocurran las transiciones, para crear así un modelo conceptual sobre estas dinámicas e identificar vacíos de información. En este caso los estados se refieren a formaciones vegetales que pueden diferenciarse en base algunas características como su estructura, composición (*e.g.* Bashari et al. 2009, Rumpff et al. 2011) y las transiciones como los cambios entre estados, considerando que cada estado puede tener o no una trayectoria hacia otro estado (*e.g.* Bestelmeyer et al. 2003, Rusch et al. 2017, Pereira 2013, Altesor et al. 2019). La elaboración del modelo conceptual se realizó a partir de un proceso de elicitación u obtención del modelo mental o mapa cognitivo (Özesmi & Özesmi 2004, LaMere 2020). Un modelo mental, propuesto en principio por Craik en 1943, es la forma en que cada persona concibe que el mundo funciona (Jones et al. 2011). Se puede definir como una modelo cualitativo sobre cómo funciona un sistema dado, incluyendo la descripción de sus componentes y las relaciones causales entre estos (Özesmi & Özesmi 2004). En particular, el modelado participativo es un proceso que permite construir un modelo conceptual a partir del conocimiento de diferentes personas (Özesmi & Özesmi 2004). Las metodologías para obtener conocimiento de personas expertas para la elaboración de dichos modelos son muy variadas (Voinov & Bousquet 2010, Mukherjee et al. 2015, Hemming et al. 2017, Voinov et al. 2016, Mukherjee et al. 2018). En este caso se optó por realizar entrevistas individuales a un grupo de personas expertas, a efectos de identificar una serie de hipótesis sobre los estados presentes en las

¹⁶ En inglés también se usa el término Elicitation, que en muchos casos se utiliza como Elicitación en castellano.

transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque, las transiciones posibles entre estos estados y las variables que influyen en que ocurran las transiciones. Luego, estas hipótesis se contrastaron con evidencia existente.

1.1 Objetivo

El objetivo de este capítulo fue confeccionar un modelo conceptual sobre las dinámicas de comunidades vegetales abiertas a bosque e identificar vacíos de información sobre estas dinámicas, tomando como caso de estudio la zona comprendida por las cuencas de los Arroyos Laureles-Cañas de Tacuarembó-Rivera, Uruguay (de aquí en adelante nombrado como zona de Laureles-Cañas).

1.2 Objetivos específicos

Los objetivos específicos fueron

- i. Elaborar y evaluar hipótesis sobre los estados que forman parte de las transiciones entre comunidades vegetales abiertas y bosque en la zona de Laureles-Cañas.
- ii. Describir estos estados en base a características de su estructura y composición.
- iii. Proponer y evaluar hipótesis sobre las posibles transiciones entre estos estados.
- iv. Formular y evaluar hipótesis sobre las posibles variables que influyen en estas transiciones.
- v. Identificar vacíos de información o aspectos a profundizar el conocimiento en relación a las dinámicas entre comunidades vegetales abiertas y bosque en la zona de Laureles-Cañas.

2. APROXIMACIÓN METODOLÓGICA

Para poder cumplir con el objetivo de generar un modelo conceptual sobre los estados, transiciones y variables involucradas en las transiciones de comunidades vegetales abiertas y bosque en la zona de Laureles Cañas se realizó un proceso de consulta a personas expertas y se contrastó el modelo obtenido con evidencia bibliográfica. Martin et al. 2012 recomienda describir la decisión sobre cómo va a ser utilizada la información, la decisión sobre qué obtener de información, sobre el diseño del proceso de consulta, cómo llevar a cabo la consulta y cómo decodificar la misma. Dada la importancia de tener protocolizado y poder compartir y reproducir experiencias en lo que respecta a la obtención de juicio de expertos y expertas, se describió la metodología realizada en detalle en

base al marco de las 4P sugerido por Gray et al. 2018 (del inglés: purpose, process, partnership y products). Este marco tiene cuatro dimensiones principales que deben ser descriptas: el Propósito de elegir el modelado participativo (por qué), el Proceso por el cual se va involucrar a las personas consultadas (cómo), las Partes involucradas (quiénes) y los Productos que se quieren obtener (qué). Por otro lado, la evidencia generada de este modo se analizó utilizando el marco propuesto por Salafsky et al. (2019).

Antes de desarrollar estas etapas, se aclaran algunos conceptos claves para poder detallar el procedimiento.

Se consideró:

Actores involucrados: aquellas personas que pueden influir en el proceso o ser influidos por la investigación llevada a cabo (Durham et al. 2014 en LaMere et al. 2020).

Conocimiento de experta/os: como *“aquella información sustancial en un tema particular que no es ampliamente conocido por otro/a”* (traducido de Martin et al. 2012), que los individuos obtienen a través de su experiencia, formación o prácticas técnicas.

Evidencia: *“información relevante usada para evaluar una o más hipótesis relacionada a una pregunta de interés”* (traducido de Salafsky et al. 2019)

Experta/os: persona que posee la información sobre un tema determinado al nivel de detalle requerido, que es capaz de comunicar esta información y a la que se debe recurrir para su interpretación (Burgman 2005, Martin et al. 2012). En este trabajo la definición es utilizada en forma amplia y se refiere tanto al conocimiento adquirido de manera formal como no formal (Evans 2008, Martin et al. 2012).

Juicio de expertos: cuando las/os expertos utilizan su conocimiento para predecir (Martin et al. 2012).

2.1 Qué: Productos que se quieren obtener

Como ya se estableció en el objetivo, el producto es un modelo conceptual sobre las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque tomando como base el caso de estudio de Laureles-Cañas. Este modelo conceptual está conformado por tres componentes: los estados que forman parte de las transiciones entre comunidades vegetales abiertas y bosque en la zona de Laureles-Cañas, las transiciones entre los mismos, y las variables que influyen en que ocurran las transiciones. Otro producto es identificar vacíos de información sobre estas dinámicas para la zona a través de la evaluación del apoyo que tiene cada uno de esos componentes.

Como base para esquematizar el marco conceptual se utilizó un diagrama de estados y transiciones, ya que es una herramienta que puede ser útil para esquematizar las dinámicas de los sistemas naturales y simplificar la interacción con diferentes personas (Westoby et al. 1989, *e.g.* Bestelmeyer et al. 2003, Rusch et al. 2017, Pereira 2013, Altesor et al. 2019). A continuación se definen los términos: estados, transiciones y variables.

Como estado se consideró a las formaciones vegetales que pueden distinguirse en base a rasgos de su estructura (*e.g.* altura, cobertura), composición (*e.g.* presencia de arbustos, árboles, herbáceas) y usos históricos en el paisaje (Bashari et al. 2009, Rumpff et al. 2011), y la representación gráfica se asocia a una caja (*e.g.* Bestelmeyer et al. 2003, Rusch et al. 2017, Pereira 2013, Altesor et al. 2019). Dado que el trabajo se abarca las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque, se decidió considerar como estados a aquellas comunidades vegetales que a grandes rasgos se pueden distinguir en estas transiciones (*e.g.* pastizal, arbustal), por lo tanto cada estado puede englobar diferentes comunidades que se encuentran en el territorio. Por ejemplo, el Estado Arbustal comprende diferentes comunidades de arbustales diferenciadas por la especie dominante (*e.g.* Chirca negra *Acanthostyles buniifolius* (Hook. & Arn.) R.M. King & H. Rob., Cedrón del monte *Aloysia gratissima* (Gillies & Hook. ex Hook.)), pero se consideró como un único estado llamado Arbustal. La decisión de unificar diferentes comunidades en un estado también fue operativa, dada las limitantes que tiene la construcción del modelo con el objetivo de apoyar la toma de decisiones. En el caso de involucrar muchos estados, el modelo se complejiza y se hace difícil su interpretación. Esto implica que cambios de estado en pastizales que conlleven cambios relativamente simples de revertir, como cambios en altura del pastizal, a pesar de su importancia para la producción, no son considerados excepto que tengan relación con cambios de estado de comunidades vegetales

abiertas a bosque . Estas comunidades las consideraremos en este contexto como fases o sub-estados a la interna de cada estado.

Con respecto a las fases cabe aclarar que en esta etapa no se siguió estrictamente el marco teórico del Modelo de Estados y Transiciones (MET) de Bestelmayer et al. (2003) en que cada estado debe contener comunidades que pueden cambiar en composición, pero asociado con cambios de clima o usos del suelo. Los cambios entre estas comunidades, son llamados “*pathways*” (sendas, rutas) y, al contrario que las transiciones entre estados, son reversibles fácilmente alterando la dirección o intensidad de los factores que llevaron a los cambios de composición. Bestelmayer et al. (2003) propone realizar los modelos de estados y transiciones para sitios ecológicos. Los sitios ecológicos son una clasificación de tipos de tierras basada en diferencias en factores ambientales importantes, incluyendo las propiedades del suelo, pendiente, posición en el paisaje (Bestelmayer et al. 2003). Para esto una de las personas consultadas propuso que sería bueno considerar un modelo de estados y transiciones para cada comunidad de pastizal que podría encontrarse en la zona, sobretodo asociados a suelos (basada en Lezama et al. 2019a). Sin embargo, para el marco de este trabajo se buscó generar un marco conceptual general que englobara los factores que influyen en las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque en la región, por lo cual el suelo fue considerado una variable explicativa más.

Cada estado puede tener o no una trayectoria hacia otro estado, a lo que se refiere como transiciones y las cuales se representan como flechas (*e.g.* Bestelmeyer et al. 2003, Rusch et al. 2017, Pereira 2013, Altesor et al. 2019). Se consideró como transición cuando en un tiempo inicial se tiene un estado y al tiempo final se tiene otro. Por ejemplo, el año inicial se tiene un pastizal y a los cinco años se convirtió en un arbustal. Los cambios de estado pueden o no implicar manejos como cambios en diferentes aspectos como la carga ganadera (exclusión del ganado, aumento densidad de ganado), uso de chirquera o fuego. En este caso la consulta refiere a los cambios, no a las causas.

En cuanto a las variables estas fueron de diversa índole: físicas, sociales, económicas o factores institucionales. Las dinámicas entre comunidades abiertas y entre estas y el bosque, están mediadas por diferentes variables operando a diferentes escalas, como se detalló en la introducción general. En este caso, dado que el modelo tiene el objetivo de comprender la dinámica de estos sistemas las variables elegidas para entender y representar el sistema, están relacionadas con aspectos climáticos, físicos, productivos y biológicos que pueden influir en la

escala predial de gestión. Esto permite profundizar en los procesos que están actuando a esta escala y así interpretarlas, describirlas y realizar recomendaciones de manejo a esta escala. Para la consulta se incluyeron variables se entendían más pertinentes y relevantes para reflejar la gestión y con más influencia en la dinámica del sistema de estudio.

2.2 Porqué: Propósito de elegir la zona de Laureles-Cañas como caso de estudio

Consideramos la a zona de Laureles Cañas como buen caso de estudio. Esta zona corresponde aproximadamente a las cuencas de los arroyos Laureles y Cañas de Tacuarembó-Rivera (desembocadura Arroyo Laureles 55°48'13"W, 31°24'19"S, desembocadura Arroyo Cañas 55°48'11"W, 31°24'25"S). Esta se inserta en la Región Quebradas del Norte, Uruguay. Esta región es una de las zonas destacadas por su interés para la conservación en Uruguay, donde la ganadería es uno de los principales usos del suelo. Esta región se destaca por su importancia para la conservación a nivel internacional dado que forma parte de un área de importancia para la conservación de las aves y la biodiversidad (IBA UY 003 Quebradas y Pastizales del Norte, BirdLife International 2018), y dado que es parte de la Reserva de la Biosfera de Bioma Pampa-Quebrada del Norte (UNESCO 2018). A nivel nacional esta región es una de las zonas consideradas como prioritaria para la conservación de la biodiversidad a nivel nacional (Soutullo et al. 2014, Di Minin et al. 2017). A pesar de esta importancia, en las últimas décadas, la región ha sufrido importantes cambios en el uso del suelo, reemplazando practicas productivas compatibles con la conservación (*e.g.* ganadería sobre campo natural) por usos del suelo intensivos como la forestación con especies exóticas (Fig. 1), siendo una de las zonas más afectadas en Uruguay (Baeza & Paruelo 2020, Brazeiro et al. 2020). Se proyecta que de seguir la tendencia de cambios de uso del suelo estas zonas es de las más vulnerables al reemplazo de pastizales por forestación (Brazeiro et al. 2020).

La ganadería sobre campo natural en esta zona resulta una oportunidad para compatibilizar la conservación con la producción. Para esto, uno de los desafíos implica identificar aquellas prácticas de manejo que contribuyan tanto a los objetivos de la producción ganadera como a los de la conservación de la biodiversidad. Una de las principales dificultades para esto radica en los conflictos que existen entre la producción ganadera y los estados involucrados en las transiciones de pastizal a otro tipo de comunidades vegetales abiertas como el arbustal, o al bosque. Esto se debe a que avance de los arbustos y árboles sobre el pastizal u otras comunidades abiertas ha sido identificado en algunos casos como un problema para la conservación de las comunidades abiertas

o la producción ganadera (Archer 1994, Overbeck et al. 2007, Veldman et al. 2015, Overbeck et al. 2016, Guido et al. 2017, aunque ver Luza et al. 2014, Carlucci et al. 2016). En particular, en las Quebradas del Norte, algunas percepciones de productores son que la arbustización o el crecimiento de árboles en los pastizales puede repercutir negativamente en la ganadería al disminuir el área pastoreable, o incrementar dificultades asociadas al manejo (disminución de visibilidad y dificultad de manejo sanitario) (Garibotto et al. 2017, Cortés-Capano et al. 2020). Sin embargo, la interacción de especies arbustivas o arbóreas puede llegar a ser beneficiosa, incluso para las pasturas y ganadería, al favorecer especies de interés forrajero, o favorecer la humedad del suelo (Fernandez et al. 2014, Bernardi et al. 2016a, Cortés-Capano et al. 2020), además de que las comunidades vegetales abiertas están conformados por arbustos o árboles pueden ser de interés para la conservación o por otros servicios ecosistémicos que brindan (Eldridge et al. 2011, Archer & Predick 2014, Altesor et al. 2006). Por otra parte, las prácticas ganaderas pueden llegar a impactar negativamente en las diferentes comunidades vegetales abiertas o bosque, sea por el pisoteo, ramoneo, o por el sobrepastoreo o prácticas asociadas como el fuego (Archer 1994, Etchebarne & Brazeiro 2016, Tiscornia et al. 2019). Por lo tanto, generar un modelo conceptual sobre las dinámicas de transición de las comunidades vegetales abiertas a bosque de esta zona es fundamental para planificar la gestión y conservación del territorio.

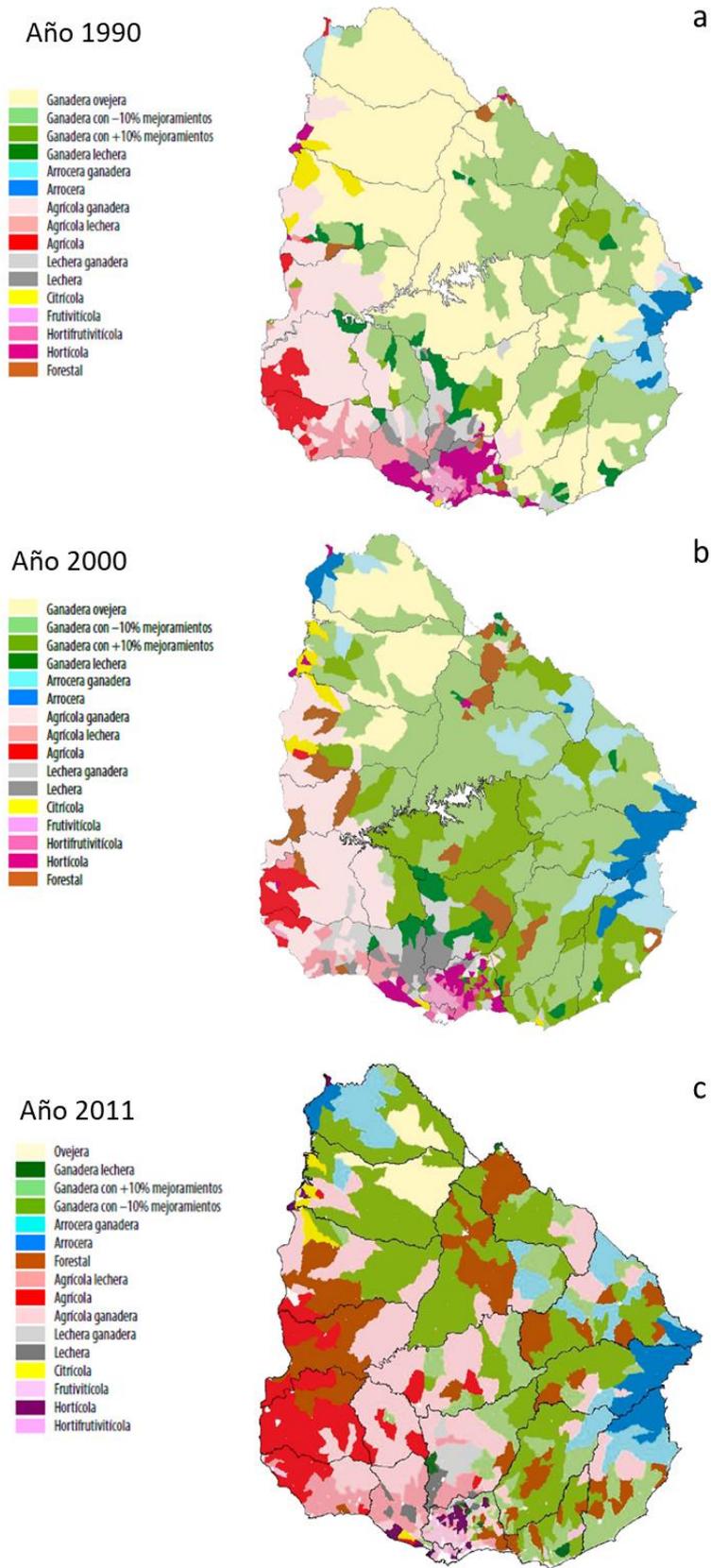


Figura 1. Regiones agropecuarias para el año 1990, 2000 y 2011. Nótese el aumento de la forestación para la región de Rivera y Tacuarembó. Fuente MGAP-DIEA 2017.

2.3 Cómo y Quiénes: Proceso por el cual se va involucrar a las personas consultadas y las Partes involucradas

Cómo

Para obtener la información y el modelo mental de las personas consideradas expertas se aplicó el protocolo REA propuesto por LaMere et al. 2020 con modificaciones. Este consta de las fases: 1) Preparación, 2) Consulta directa del modelo mental y realización de la consulta, 3) Consulta indirecta, 4) Verificación y estandarización, y 5) Evaluación Metodológica. Sin embargo, en este estudio no se desarrolla la última etapa y en cambio se realiza una fase final de evaluación de las hipótesis resultantes del modelo conceptual en base a Salafsky et al. (2019). A continuación se detalla cada fase.

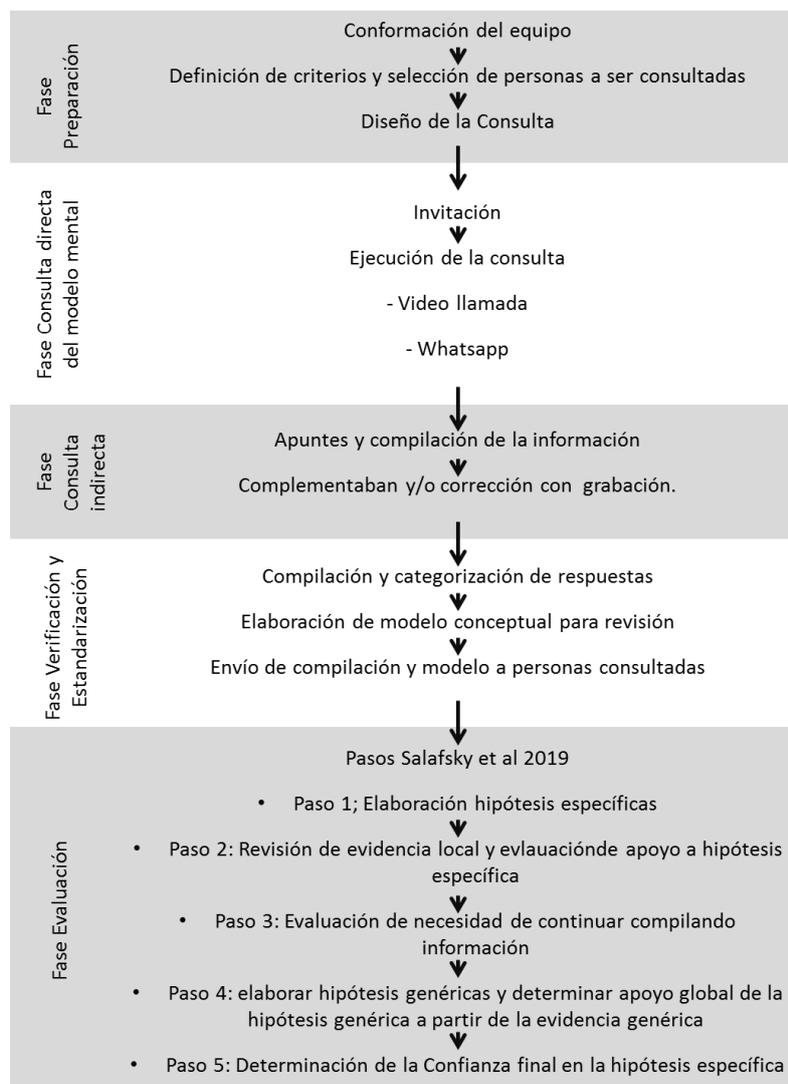


Figura 2. Fases para obtener la información y el modelo mental de las personas consideradas expertas y construir el modelo conceptual.

2.3.1 Fase Preparación:

Quiénes:

2.3.1.1 Conformación del equipo

Este trabajo de la tesis contó con el apoyo del Sistema Nacional de Áreas Protegidas, particularmente un referente territorial de la zona¹⁷, que fue fundamental particularmente en la selección y contacto con las personas consideradas expertas, y la revisión del diseño del formulario para llevar a cabo la consulta. Este rol fue clave para poder acercarse a territorio y poder tener mayor participación de las personas a consultar.

2.3.1.2 Definición de criterios y selección de personas a ser consultadas

Para la selección de expertas/os, se intentó abarcar un amplio rango de personas, con experiencias, formaciones y áreas de actuación heterogéneas. En particular se identificaron los siguientes grupos conformados por personas que:

- conocieran las dinámicas de bosque a pastizal dado que:
 - fueran propietarias/os que tuvieran conocimiento a través de la experiencia de gestión de su campo en el día a día
 - fueran profesionales de ejercicio libre que tuvieran conocimiento de estas dinámicas, preferentemente en la zona de estudio
 - fueran de la academia y que su campo de estudio estuviera vinculado a los sistemas de interés, preferentemente con experiencia de trabajo en la zona de estudio
 - fueran profesionales de instituciones que tuvieran conocimiento o interés en comprender el manejo de estas dinámicas
- pudieran ser afectadas directamente por las medidas de gestión en la zona
- pudieran participar en la toma de decisiones sobre las acciones que podrían realizarse a partir del modelo conceptual.

¹⁷ El trabajo se realizó en colaboración con el SNAP, en un principio con el objetivo de que el proceso y el modelo resultante sean un insumo para apoyar la gestión para la conservación en esta zona de interés para la conservación a nivel nacional. Durante el proyecto “Conservación voluntaria de la naturaleza en Uruguay: perspectivas de productores rurales de las Quebradas del Norte” entre Vida Silvestre Uruguay – SNAP realizado el marco del proyecto URU/13/G35: “Fortalecimiento de la efectividad del Sistema Nacional de Áreas Protegidas incluyendo el enfoque de paisaje en la gestión”, los productores manifestaron la problemática percibida sobre el avance de la vegetación leñosa sobre el pastizal, y la voluntad de buscar alternativas que compatibilicen la producción con la conservación de la biodiversidad. En este sentido se identificó la colaboración con el SNAP y la oportunidad de desarrollar esta herramienta para la zona de estudio (Región Cuchilla de Laureles).

Además, a cada persona entrevistada se le consultó si sugeriría a alguien más para la consulta (muestreo de bola de nieve), esto hizo que se agregaran dos invitaciones al primer grupo identificado.

Se llevaron a cabo 16 invitaciones. Las invitaciones constaron de un contacto inicial por whatsapp o correo electrónico. En esta invitación se explicó el marco de la consulta, su finalidad y se invitó a participar. Finalmente participaron de la consulta 12 de estas 16 personas. Las respuestas estuvieron distribuidas de la siguiente forma: un productor (solo 1 de 3 respondió), tres personas del sector profesional pertenecientes a Instituciones (dos del Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria, una del Instituto Plan Agropecuario), tres personas del sector de gestión o profesionales independientes, y cinco personas pertenecientes a la academia (dos de Facultad de Ciencias-Udelar, dos de Facultad de Agronomía-Udelar y una del Centro Universitario Regional Este-Udelar).

2.3.1.3 Diseño de la consulta

2.3.1.3.1 Formato

Se eligió realizar una construcción del modelo conceptual de las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque a través del modelado participativo. Para esto se llevaron a cabo entrevistas individuales semi-estructuradas. Aunque este tipo de consultas insumen mucho tiempo al comparar con un taller grupal, son buenas ya que permiten evaluar si la persona consultada está entendiendo la pauta de consulta y los conceptos detrás de esta, así como sus objetivos, y permite profundizar aspectos que surgen en la consulta (Mukherjee et al. 2018). Por otro lado, en este caso la metodología es particularmente adecuada porque permite enriquecer al modelo final, ya que el objetivo no era obtener una respuesta consensuada, si no tener un modelo conceptual de lo que podría estar involucrado (LaMere et al. 2020). Además, el hecho de ser una entrevista semi-estructurada permite que las personas puedan dar su opinión y extenderse, sin embargo lo organiza en un marco de preguntas que facilita luego el análisis de información para la construcción del modelo. A su vez, las entrevistas semi-estructuradas individuales permiten evitar los sesgos que ocurren en los grupos de discusión en las consultas tipo DELPHI o IDEA, como el efecto de dominancia de la opinión de una persona, o el pensamiento de grupo en el cual las personas que participan de la consulta tienden a buscar concordar en vez de tender hacia el pensamiento crítico independiente (Martin et al. 2021, McBride et al. 2012, Mukherjee et al.

2018). Otro aspecto a destacar es que dada la particularidad del año 2020, con la pandemia por covid-19, y la dispersión por el territorio de las personas a consultar, se entendió que lo mejor era realizar consultas de forma virtual (*e.g.* videollamada, chat).

2.3.2.3.2 Formulario para la entrevista semi-estructurada

La consulta partió de un modelo conceptual preliminar para tener como base.

Para la construcción del mismo se realizó una búsqueda bibliográfica que se complementó con observaciones de campo y luego se creó el modelo conceptual borrador. La búsqueda bibliográfica abarcó información disponible en la literatura científica a nivel global y en la literatura científica y/o gris en Uruguay sobre los diferentes estados presentes en las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque posibles en la zona, las transiciones posibles entre estados y las diferentes variables que pueden influir (favorecer o dificultar) en estas transiciones.

El modelo conceptual borrador final se realizó a partir de la búsqueda bibliográfica, y observaciones de campo y de propietarios de la zona recogidas durante el proyecto "*Conservación voluntaria de la naturaleza en Uruguay: perspectivas de productores rurales de las Quebradas del Norte*". Se elaboró un diagrama de influencia, identificando estados, posibles transiciones entre los mismos y qué variables influyen en estas, que fue revisado y discutido con el referente por SNAP y se hizo una consulta piloto.

El formulario de consulta se organizó en cuatro secciones (el formulario de consulta y la presentación utilizada están en los Anexos 3.1 y 3.2):

- i. introducción del trabajo y conceptos generales
- ii. estados: tiene como objetivo enumerar y describir los estados y fases posibles de las comunidades vegetales involucradas en las transiciones entre comunidades vegetales abiertas y bosque para la zona,
- iii. transiciones: tiene como objetivo obtener información sobre cuáles consideran que pueden ser las transiciones posibles entre estos estados
- iv. variables: tiene como objetivo identificar cuáles variable influyen en estas transiciones y valorar su importancia.

2.3.2. Fase Consulta directa del modelo mental

2.3.2.1 Invitación

Está especificado al final de la sección 3.3.1.2.

2.3.2.2 Ejecución de la consulta

Luego de que las personas accedieran a realizar la consulta, se coordinó fecha y modalidad de la consulta por llamada telefónica, whatsapp o correo (según la preferencia de la persona a consultar). Luego se envió por correo electrónico un documento con información de base, una presentación que se iba a utilizar el día de la consulta y el formulario a contestar, así podían familiarizarse con la temática previamente. De las 12 consultas, 11 se realizaron por video llamada y una a través de textos e imágenes a través de whatsapp.

2.3.2.2.1 Video llamada

Las consultas por video llamada duraron alrededor de dos horas. Se utilizó la plataforma zoom. Se utilizó la cámara (si la conexión lo permitía) y en un momento además se compartió pantalla. La dinámica de las video llamadas era primero agradecer a la persona la disposición a realizarla, y dado que las personas se pueden sentir incómodas con tener que brindar sus juicios sobre temas inciertos (Hemming et al. 2018), se resaltó la importancia del juicio de cada la persona ya que es muy difícil encontrar información sobre la temática en la zona. Luego se consultó si era posible grabar la consulta con el objetivo de luego poder chequear lo hablado y volver sobre la conversación. En todos los casos aceptaron la grabación. A partir de allí, se compartió pantalla utilizando como apoyo la presentación (ppt), para profundizar sobre la consulta y su propósito, y hacer la consulta sobre las secciones II a IV (estados, transiciones y variables). Al momento de realizar las preguntas, en caso de considerar no entender una respuesta o que el concepto no fuera diferenciable con otro anterior, se repreguntó. En las secciones II a IV se consultó si estaban de acuerdo con los estados, fases, transiciones y variables u optar por modificar, eliminar, o agregar alguno. En los casos que identificaron estados, transiciones y/o variables que no nombraban explícitamente, se repreguntó sobre ese punto. En el caso de las variables además se hizo una priorización de las variables involucradas en las transiciones pastizal a arbustal, arbustal a arbustal con árboles y arbustal con árboles a islas de bosque. La priorización se realizó asignando un número del 1 al 5 (Tabla 1).

Tabla 1. Categorías utilizadas para la priorización de variables.

Valor	Descripción
1	Variable de extrema relevancia. Puede ser porque domina la dinámica del sistema, lo limita, etc. Sí o sí se debe incluir para entender la dinámica de las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque .
2	Variable relevante. Es una variable que aunque no domine la dinámica de sistema puede influirla en gran medida. Es mejor incluirla para entender la dinámica de las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque .
3	Variable de poca relevancia. Tiene un rol secundario en la dinámica de las transiciones de pastizal a bosque. Igualmente es necesario incluirla en el análisis para entender las dinámicas de las transiciones.
4	Variable neutra. Esta variable van a repercutir poco o nada en la dinámica. Incluirla o no en el análisis no hace la diferencia.
5	Variable sin importancia. Esta variable no influye en la dinámica. Es mejor no tenerla en cuenta para entender la dinámica de las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque .

En todo momento se tomaron apuntes un procesador de texto y en caso de ser necesario, se compartieron con la persona consultada para chequear términos o conceptos. En el caso de la priorización, la persona consultada pudo ver la pantalla de la facilitadora para facilitar la elección de valores. Al final de la consulta se solicitaron sugerencias de otras personas a las que podría realizarse la consulta y se pidió información bibliográfica que consideraran pertinente. Se cerró la consulta con un agradecimiento y el compromiso de luego realizarles una devolución del proceso. Una vez finalizada la consulta se envió un correo agradeciendo, y en caso de haber quedado pendiente solicitar bibliografía o contactos se recordó.

2.3.2.2.2 Whatsapp

La consulta por whatsapp se realizó por partes y a medida que la persona respondía se iban mandando las próximas partes, así que duró dos días. Constaba de las mismas preguntas que la consulta por video llamada, solo que fue complementada con otras fotografías del lugar para poder facilitar la comprensión de los estados y especies del lugar.

2.3.3 Fase Consulta indirecta

Se generó un archivo de texto para los apuntes y compilación de la información de cada consulta. Luego de cada consulta se repasaron los apuntes y se complementaron y/o corrigieron con la grabación. Se revisó que no hubiera estados, transiciones y/o variables que no hubieran sido nombrados en forma explícita, pero que se desprendieran de la información brindada. En caso de que esto hubiera ocurrido, se agregó la información. Las respuestas fueron organizadas además en

forma sistemática en una planilla, para poder dar cuenta si estaban de acuerdo o no con el modelo propuesto, qué estado sugerían agregar o eliminar.

2.3.4 Fase Verificación y Estandarización

Se compilaron las respuestas de cada persona en un mismo documento y se analizó en conjunto (*e.g.* frecuencia de respuestas de acuerdo o en desacuerdo). En el caso de los estados, fases o variables, se realizó una categorización común (nomenclatura común) de respuestas abiertas en caso de ser necesario. Por ejemplo, puede que varias personas utilizaran diferentes términos para el mismo concepto o muy similar (*e.g.* temperatura en verano, temperatura en los meses más cálidos), o podía ocurrir que le llamaran de diferente forma a una misma cosa (*e.g.* uso de chirquera, uso de rotativa). Esta categorización permitió tener bloques de respuestas, identificar variables en común y simplificar el modelo final.

En el caso de la priorización de variables se incluyó una descripción de las percepciones de las personas consultadas, información sobre consensos o conflictos que pudieran surgir, así como preguntas que surgieron del proceso (Cain 2001). En el caso de las variables se obtuvo una priorización teniendo en cuenta el promedio, moda y mediana de los valores brindados por cada persona para cada variable. En el caso que no se brindaron valores, se tuvo en cuenta si los comentarios realizados se reflejaban en el ranking.

Con esto y la bibliografía sugerida o comentarios brindados, se realizó un modelo final incluyendo los estados y fases que sugerían, eliminando o agregando transiciones y modificando las variables. El documento con la versión final de la compilación, resultados y su discusión se envió por correo invitando a revisar y enviar sus comentarios dando una fecha límite de una semana. Solo en un caso se respondió efectivamente que estaban de acuerdo, en otros casos respondieron haberlo recibido pero no hubo devolución escrita.

2.3.5 Fase Evaluación

En LaMere et al. 2020 se refiere a esta fase como la Evaluación metodológica, en la cual se evalúa la metodología aplicada. En este caso, lo que se evaluó fue el modelo obtenido. Como se dijo en la introducción del capítulo, los juicios de expertas/os pueden tener sesgos, o la forma en que se realiza la consulta puede llevar a que se comenten. En este sentido, dado que el formato de consulta era entrevista semi-estructurada, y permitía que cada persona se expresara sobre su

respuesta, se optó por no pedir un grado de certeza a cada experta/o sobre sus juicios, ya que se consideró que podría complejizar la consulta y evitar que fuera fluida. Para dar cuenta de la confianza en cada hipótesis se utilizó la aproximación propuesta por Salfasky et al. 2019, a través de un árbol de decisión sobre cómo utilizar la evidencia para evaluar el grado de confianza en las hipótesis. Para esto se consideró que cada estado, cada transición y variable obtenida en la compilación de consultas como una hipótesis específica. Luego se evaluó el apoyo que tiene cada hipótesis en base a la evidencia existente.

2.3.5.1 Tipos de hipótesis

Las hipótesis que se generaron en este trabajo fueron de dos tipos, aquellas univariadas, que se refieren a un factor del sistema, por ejemplo, si está presente o no, está en un estado x o no; y las hipótesis bi o multi variadas, que refieren a las relaciones entre uno o más factores del sistema (Salafsky et al. 2019). En el caso de los estados y de las transiciones, fueron hipótesis univariadas ya que refieren a si existe o tiene el potencial de existir cierto estado o transición entre estados. En el caso de las variables que determinan estas transiciones, las hipótesis fueron bi o multivariadas.

Luego están los términos de hipótesis específicas y genéricas. Las hipótesis específicas son las que se refieren al caso de estudio, mientras que las genéricas son aquellas proposiciones sobre situaciones generales. Comúnmente parten de varios casos específicos. Hay que tener en cuenta que usualmente la evidencia está formulada en forma de hipótesis genéricas.

2.3.5.2 Árbol de decisión propuesto en Salafsky et al. (2019)

Este árbol de decisión puede tener hasta 5 pasos. Parte de formular la hipótesis hasta evaluar cómo evidencia genérica puede llegar a apoyar las hipótesis que se generan en la investigación. A continuación se describen brevemente y en forma general los pasos realizados en base a lo propuesto por Salafsky et al. (2019) (Fig. 3).

Primer paso: se formuló una hipótesis o grupo de hipótesis contexto específicas. Dicho de otro modo, se formularon hipótesis para la zona de estudio. Por ejemplo, el estado de pastizal está presente en las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque en la zona de Laureles, Cañas.

Segundo paso: se revisó evidencia local que pudiera apoyar las hipótesis. Además de la evidencia en la bibliografía, se utilizaron resultados de las consultas: la frecuencia con que se dio cada hipótesis

(i.e. número de entrevistas donde se dio esa respuesta sobre número de entrevistas total). En base a esta evidencia se obtuvo la *Confianza inicial en la hipótesis específica*. La confianza inicial es una combinación entre la *Dirección y Fuerza del efecto de la evidencia para apoyar la hipótesis específica*, y la *Categoría que enmarca la evidencia en directa o suficiente, alguna, y poca o nula* (Tabla 2). Como *Dirección* se entiende si apoya (positiva) o refuta (negativa) la hipótesis. La *Fuerza* se refiere a la magnitud del efecto que tiene en la hipótesis, que puede ser fuerte cuando un estudio específico apoya o refuta la hipótesis, o débil si solo parte del estudio apoya o refuta la hipótesis. Si finalmente se evalúa que es necesario más evidencia se continúa al tercer paso.

Tabla 2. Criterios utilizados para determinar si la evidencia local que hay apoya la hipótesis. Traducido de Salafsky et al. (2019).

		Evidencia que tiene el proyecto		
		Directa o suficiente Circunstancial	Alguna Circunstancial	Poca o nula
Dirección y Fuerza de la evidencia	Apoya fuertemente (++)	Evidencia de mucha confianza	Evidencia de confianza pero...	Se necesita más información
	Apoya débilmente (+)	Evidencia de confianza pero...	Se necesita más información	
	Mezclada (+/-)	Se necesita más información	Se necesita más información	
	Refuta (-)	No se tiene confianza	No se tiene confianza	

Tercer paso: se evaluó si para el caso de estudio es realmente crítico más esfuerzo para continuar buscando información. En caso de ser así se continúa al paso siguiente.

Cuarto paso: este paso consta en elaborar hipótesis genéricas y ponderar la evidencia general en relación a la hipótesis general y así obtener cuánto apoya en su conjunto esta evidencia a la hipótesis general. Para esto se compiló y evaluó cada evidencia en base a criterios que reflejaran su Relevancia, Confiabilidad y Dirección y Fuerza del apoyo. En los textos de Norton et al. (2014), Suter et al. (2016) y Salafsky et al. (2019) se puede ahondar en la metodología y alternativas para realizar estas ponderaciones. A continuación se describen brevemente los pasos llevados a cabo en este trabajo.

Se compiló y evaluó evidencia genérica disponible para abordar las formas generales de la hipótesis. Según lo propuesto por Salafsky et al. (2019) se pueden usar revisiones ya realizadas, aunque en algunos casos puede ser necesario realizar una búsqueda y compilación. En este caso se realizaron ambas cosas. En particular se utilizaron artículos científicos o capítulos de libro que ya se tenía (por los capítulos anteriores) y se realizó una nueva búsqueda en google scholar utilizando

primero los términos grassland + (shrubland OR thicket OR bushland) + savanna + woodland + forest transition + ecotones y en una segunda instancia agregando el término Uruguay. En ambos casos se revisó hasta la tercera página de búsqueda y se incluyeron aquellos trabajos que no estuvieran ya en la bibliografía que se tenía y que tuvieran que ver con la temática. En este sentido se excluyeron trabajos que describieran estas comunidades vegetales pero no hablaran sobre sus dinámicas o transiciones, o no trataran de los cambios entre estados. La excepción fue en el caso de bibliografía para Uruguay, en la que se incluyeron casos que podían aportar a entender la respuesta de alguna de las comunidades vegetales, aunque el trabajo estuviera centrado solo en el estado y no en la transición. En los casos que los artículos citaran otros textos que fueran relevantes, se buscó acceder a los mismos. En este caso se tratará primero de apoyarse con lo nacional, luego con lo de la región Sabana Uruguayense y luego fuera de la región o a nivel global. Para cada evidencia se aclaró si era nacional, de la región Sabana Uruguayense o si era de otra región/global. Además se aclaró la fuente de la evidencia: campo, sensoramiento remoto, laboratorio o revisión. Para cada evidencia se detalló también el objetivo del artículo o capítulo, lugar y principales fragmentos de textos que apoyan la hipótesis. Esto se hizo con el objetivo de que si alguien quiere consultar la evidencia puede rápidamente entender en qué se hizo foco para evaluarla, además que contribuye para organizar la información para la discusión del apoyo a cada hipótesis.

Cada fuente de evidencia se pesó en base a una combinación de criterios para poder obtener el *Peso de cada evidencia genérica*, y luego poder calcular el *Peso colectivo de la evidencia genérica*. En este paso se realizó un *Peso de la evidencia genérica*, que se refiere a en qué medida esta evidencia genérica apoya la hipótesis genérica, y luego se compila todo para obtener el *Apoyo total a la hipótesis genérica* en base a la evidencia genérica. Para calcular el peso de cada evidencia se combina la valoración de la *Relevancia genérica* con la de la *Confiabilidad* (Tabla 3). La *Relevancia genérica* o validez externa se refiere a si la evidencia aborda la hipótesis y/o coincide o no con las variables de interés del modelo. Es el grado de correspondencia entre la evidencia y la hipótesis que se quiere evaluar. Dado esto, la evidencia puede clasificarse en Muy relevante o Poco relevante. En cuanto a la *Confiabilidad* (calidad o validez interna), se refiere a la calidad de la fuente de evidencia, que puede ser de Mucha confiabilidad o de Poca confiabilidad. Esto se basa en el rigor experimental y el control y en la reproducibilidad o el número de casos de estudio.

Para calcular el *Peso de cada evidencia genérica* a cada opción de un criterio se asignó un valor del 1 al 4 (4 la mejor puntuada, 1 la peor puntuada), y se realizó un promedio del valor para la *Relevancia genérica* y otro para la *Confiabilidad*. Luego se hizo una suma ponderada de estos promedios, utilizando los factores de ponderación 0.55 para la Relevancia genérica y 0.45 para la Confiabilidad (ya que se priorizó apenas que el trabajo tuviera relación con la hipótesis al rigor científico). Con este resultado se calculó el *Peso General de la evidencia* según un rango de valores construidos (columna *Peso de la evidencia* tabla paso 4A). El cálculo para la categoría de valores fue el siguiente: dado que los valores del *Peso general de la evidencia* podían estar entre 1 y 4, este intervalo se dividió equitativamente en 4. Entonces si la suma de promedios ponderada estaba entre 1.00 y 1.75 se consideraba un apoyo Bajo, entre 2.76 y 2.50 un apoyo medio, entre 2.51 y 3.25 un apoyo alto y entre 3.26 y 4.00 un apoyo Muy alto. Luego, se exploró la cantidad de evidencia por categoría de *Peso* y en base a esto se decidió el *Peso colectivo de la evidencia genérica*.

Paralelamente se evaluó la *Dirección y Fuerza del efecto de la evidencia para apoyar la hipótesis genérica* (iguales categorías que en el paso 1). Esto se evaluó para cada evidencia y luego se exploró la cantidad de evidencia en cada categoría y así se designó el peso colectivo de la *Dirección y Fuerza de la Evidencia genérica para apoyar la Hipótesis genérica*.

Luego el *Peso colectivo de la evidencia genérica* se combinó con *Dirección y Fuerza del efecto de la evidencia para apoyar la hipótesis genérica* para obtener como resultado el *Apoyo global de la hipótesis genérica a partir de la evidencia genérica* (Tabla 4).

Tabla 3. Peso de la evidencia, modificado en base a Salafsky et al. (2019). FP - factor de ponderación. Modificado y traducido de Salafsky et al. (2019).

Criterios comunes usados para pesar una fuente de evidencia				
Relevancia genérica (FP=0.55)		Confiabilidad (FP=0.45)		Peso de la evidencia
Coincide con la hipótesis genérica	Coincide con las condiciones favorables del caso	Rigor experimental/control	Reproducibilidad/ número de casos de estudio	
Muy similar	La mayoría de las condiciones coinciden	Experimental/buen control estadístico	Meta Análisis (e.g. revisión sistemática)	Muy alto (3.26 a 4.00)
Similar	Muchas condiciones coinciden	+ Cuasi-experimental/algún control estadístico	N >> 1	Alto (2.51 a 3.25)
Poco similar	Algunas condiciones coinciden	Estudios observacionales	N > 1	Medio (1.76 a 2.50)
Muy distante	Pocas condiciones coinciden	Anecdótico	N = 1	Bajo (1.00 a 1.75)

Tabla 4. Determinación del apoyo de la evidencia genérica a la hipótesis genérica. Traducido de Salafsky et al. (2019).

Dirección y Fuerza de la Evidencia genérica para apoyar la Hipótesis genérica	Peso colectivo de la evidencia genérica			
	Muy alto	Alto	Medio	Bajo o nulo
Apoya fuertemente (++)	Apoya convincentemente (++)	Potencialmente apoya (+)	Potencialmente apoya (+)	No está claro (+/-)
Apoya débilmente (+)	Potencialmente apoya (+)	Potencialmente apoya (+)	No está claro (+/-)	No está claro (+/-)
Mezclada (+/-)	No está claro (+/-)	No está claro (+/-)	No está claro (+/-)	No está claro (+/-)
Refuta (-)	Claramente refuta (-)	Claramente refuta (-)	Claramente refuta (-)	No está claro (+/-)

El **quinto paso** consta de determinar la *Confianza final en la hipótesis específica*, que considera si los casos en los que se basa la evidencia general son suficientemente similares a el caso de estudio para informar la hipótesis del proyecto (validez externa). Para esto se combina el *Apoyo global de la hipótesis genérica a partir de la evidencia genérica* obtenido en el cuarto paso, con la valoración de la *Relevancia de la evidencia genérica para las hipótesis y condiciones del caso* (Tabla 5). Esta última puede ser categorizada en Muy relevante, Relevante, Poco relevante o No relevante.

Tabla 5. Determinación de la confianza final en la hipótesis específica.

Relevancia de la Evidencia genérica para la Hipótesis y Condiciones del Proyecto	Apoyo de la Evidencia genérica a la Hipótesis genérica			
	Apoya convincentemente (++)	Potencialmente apoya (+)	No está claro (+/-)	Claramente refuta (-)
Muy relevante	Evidencia de mucha confianza	Evidencia de mucha confianza	Se necesita más información	No se tiene confianza
Relevante	Evidencia de mucha confianza	Evidencia de confianza pero...	Se necesita más información	No se tiene confianza
Relevancia menor	Evidencia de confianza pero...	Se necesita más información	Poco probable que sea verdadero	No se tiene confianza
No es relevante	Se necesita más información	Se necesita más información	Poco probable que sea verdadero	No se tiene confianza

FASE EVALUACIÓN

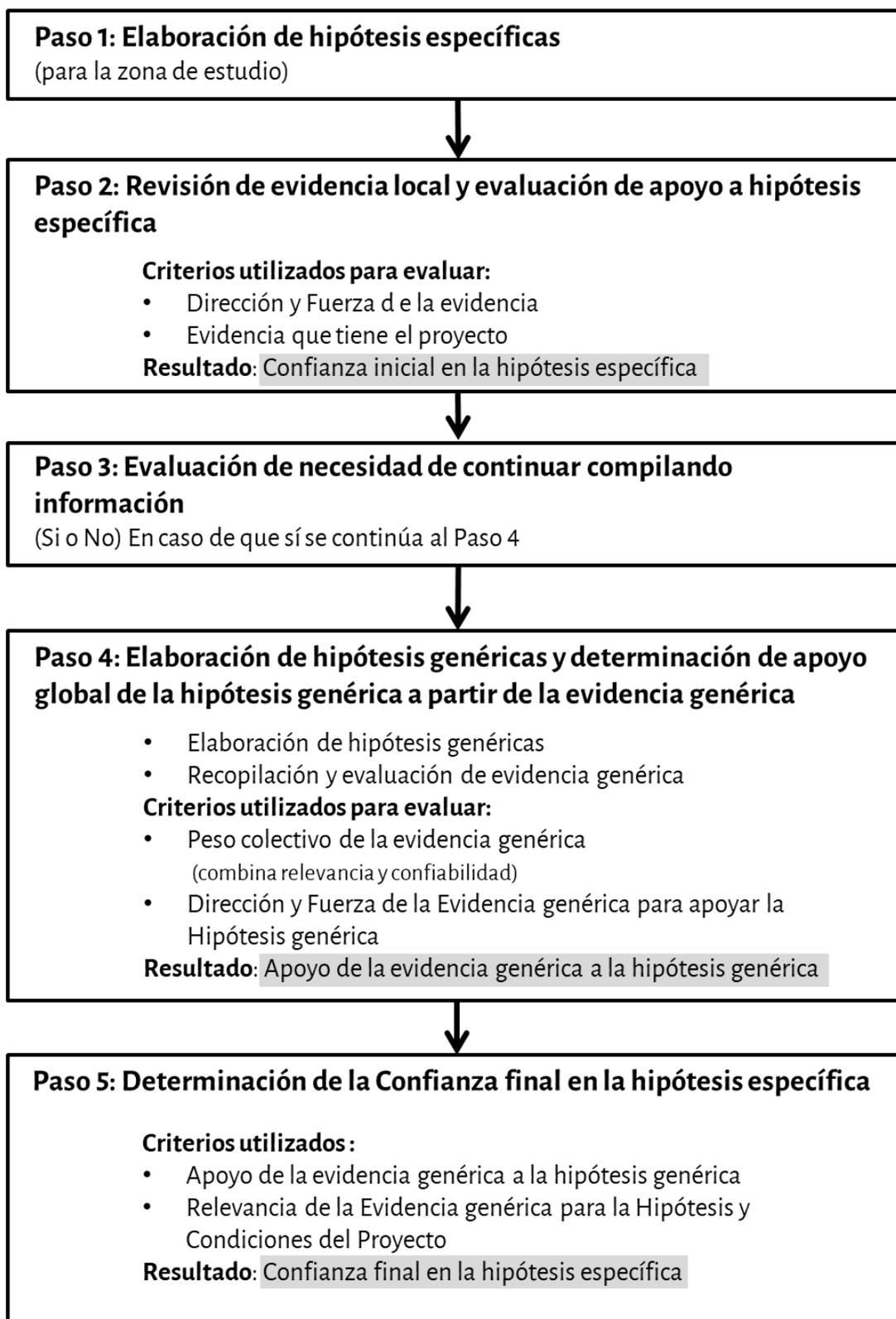


Figura 3. Esquema resumiendo los pasos propuestos por Salafsky et al. (2019) utilizados en la Fase Evaluación.

3. Resultados y Discusión

En esta sección se presentan los resultados sintetizados. Sin embargo, parte de la riqueza de los modelos obtenidos de la consulta a expertas/os es la discusión y diferentes puntos de vista y la descripción en detalle de cada estado o fase. Este nivel de detalle se encuentra en el Anexo 3.3. Los resultados se organizan por sección asociada a las de la consulta: estados, transiciones y variables. En cada sección se presentan los resultados incluyendo el apoyo de cada hipótesis.

3.1 Estados

3.1.1 Estados y fases

Se identificaron seis estados en base a su cobertura de herbáceas, arbustos y árboles (Tabla 6, Fig. 4 y 5). Las categorías de cada estado se realizaron modificando a Dixon et al. (2014), y contemplando los estados presentes en la zona, las percepciones de las personas consultadas y bibliografía para Uruguay. Los estados identificados fueron Pastizal, Arbustal, Arbustal con árboles, Bosque Parque, Islas de Bosque y Bosque continuo.

Tabla 6. Estados identificados para la zona de estudio.

Estado	Cobertura en porcentaje		
	Herbáceas	Arbustos	Árboles
Pastizal	Mayor a 60%	Menor a 25%	Menor a 10%
Arbustal	Mayor a 25%	Mayor a 25%	Menor a 10%
Arbustal con árboles	-	Mayor a 25%	10 a 25% de cobertura total, árboles aislados
Bosque Parque	Mayor a 60%	Menor a 25%	Entre 10 y 25% de cobertura, árboles dispersos
Islas de bosque	-	-	Entre 25 y 50% de cobertura de árboles, árboles en manchones menores 0.25ha, con cobertura de copas mayor al 50%
Bosque	-	-	Mayor a 50% de cobertura de árboles, árboles dispuestos de forma continua (cobertura de copas mayor al 50%)

3.1.1.1 Pastizal

Se consideró **pastizal** a las comunidades donde la cobertura herbácea es mayor al 60%, la arbustiva menor al 25% y la arbórea menor a 10%. La vegetación herbácea tiene que estar dominada por

gramíneas o graminoides¹⁸. Aclaraciones pertinentes sobre esta definición y sobre diferentes definiciones de pastizales, campo, entre otras, se encuentran en el Anexo 3.3.

En la zona se pueden encontrar cinco comunidades de pastizales (Rama et al. 2018, Baeza et al. 2019, Lezama et al. 2019a, 2019b): 1- Pastizales ralos de la región Cuesta Basáltica - Comunidad de *Selaginella sellowii* – *Rostraria cristata*, 2- Pastizales densos de la región Cuesta Basáltica -Comunidad de *Steinchisma hians* - *Piptochaetium stipoides*, 3- Pastizales ralos de las regiones Sierras del Este, Cuenca Sedimentaria del Noreste y Centro Sur – Comunidad de *Trachypogon spicatus* – *Crocantemum brasilense*, 4- Pastizales densos de las regiones Sierras del Este, Cuenca Sedimentaria del Noreste y Centro Sur – Comunidad de *Eryngium horridum* – *Juncus capillaceus*, y 5- Pastizales densos y altos de las regiones Sierras del Este, Cuenca Sedimentaria del Noreste y Centro Sur - Comunidad de *Chascolytrum poomorphum* – *Paspalum pumilum*: Son especies mesofíticas e hidrofíticas, que conforman stands densos con un de gramíneas altas.

3.1.1.2 Arbustal

Se consideró arbustal a la vegetación cuyo estrato herbáceo tiene una cobertura mayor a 25%, el estrato arbustivo una cobertura mayor al 25% y el arbóreo una cobertura menor al 10%.¹⁹

Los arbustales de la zona son muy variados y no existe una clasificación previa, como en el caso de los pastizales. Dada las consultas realizadas, bibliografía existente y los datos recabados en el proyecto VSUy-SNAP se distinguen al menos seis comunidades. Las mismas se pueden describir según la especie dominante, pero pueden mezclarse las especies dominantes y/o pueden aparecer

¹⁸ El tope mínimo de cobertura de herbáceas de 60% se debe a que en la zona hay suelos de basalto superficial y en estos la cobertura vegetal puede ser de 60% o 70% y el resto rocas, piedras y hasta un 10% de suelo desnudo y mantillo (Royo Payarés et al. 2005, Altesor et al. 2009 en Sistema Nacional de Áreas Protegidas [SNAP] 2009, Lezama et al. 2019a). El tope de cobertura de arbustos es para poder diferenciar estados. Esto no se contradice con la definición de campo natural, ya que los pastizales, arbustales e inclusive los arbustales con árboles podrían ser considerados dentro de campo natural. Las definiciones propuestas tienen una utilidad para poder desarrollar el modelo y son estados que se pueden reconocer en campo. Sin embargo, podrían ser ajustadas con más estudios de campo según los objetivos con los que se utilice. Los límites máximos de cobertura de 25% de arbustos y de 10% de árboles son extraídos de Dixon et al. 2014 (ver también Scholes and Hall 1996 en White et al. 2001). En su artículo propone un 10% de límite en pastizales templados y 40% en tropicales. Nuestro clima no cae estrictamente en estas categorías, pero como en algunas publicaciones se ha considerado a nuestros pastizales como templados húmedos o sub-húmedos (Soriano 1992, Lezama et al. 2020b), se decidió utilizar el límite de 10% de cobertura de árboles.

¹⁹ Para definir arbustales se siguió el criterio de que la cobertura arbustiva fuera la que dominara el sistema. Más allá de que en los arbustales es posible que el 100% de la cobertura sea herbáceas, también pueden existir situaciones que el arbustal sea tan denso que esta disminuya, pero no se encontraron datos que pudieran ser útiles para proponer un rango. Sin embargo, se disminuyó el porcentaje de herbáceas que puede tener, ya que hubo un comentario en el que se hace notar que pueden existir arbustales con coberturas de herbáceas menor al 50%. Por lo tanto, el rango para considerar arbustales no se basará en este estrato herbáceo. Simplemente se tomará como base que lo que aumenta es el rango de cobertura arbustiva con respecto al pastizal

otras especies arbustivas, sub-arbustivas, arbóreas y herbáceas que también forman parte de estas comunidades. Las seis comunidades identificadas son las dominadas por 1- *Acanthostyles buniifolius* (Hook. & Arn.) R.M. King & H. Rob. Chirca Negra, 2- *Aloysia gratissima* (Gillies & Hook. ex Hook.) Cedrón del monte – Espino Blanco, 3- *Baccharis aliena* (Spreng.) Joch.Müll. Romerillo – Yuyo, 4- *Baccharis cultrata* Baker, 5- *Baccharis punctulata* DC. y 6- *Croton cuchillae-nigrae* Croizat. Otras especies que pueden aparecer y ser importantes en las dinámicas de las transiciones por su rol de protección a especies arbóreas por sus espinas son *Discaria americana* Gillies & Hook. (Quina de campo) y algunas especies del género *Mimosa*. Otras especies arbustivas que pueden estar en la zona: *Aloysia chamaedryfolia* Cham., *Aloysia gratissima* (Gillies & Hook. ex Hook.) Tronc. var. *sellowii* (Briq.) Botta (sinónimo de *Aloysia pulchra* (Briq.) Moldenke).

3.1.1.3 Arbustal con árboles

En el contexto de este trabajo se consideró arbustal con árboles a la vegetación cuyo estrato arbustivo posee una cobertura mayor al 25% y el arbóreo una cobertura entre el 10% y 25%. Nótese que en este caso no se hace referencia a la cobertura herbácea. Los árboles pueden ser establecidos o en la etapa de regeneración.

Para la zona una de las personas consultadas reconoció otra variante en este estado que se refiere a la presencia de árboles exóticos, específicamente Pino *Pinus* sp.. Esto lo ha observado donde se disminuye o saca el pastoreo y lo considera amenaza para la zona. Como los árboles más comunes en los arbustales con árboles aislados se nombraron a *Schinus lentiscifolius* Marchand - Carobá (de los más nombrados), *Lithraea molleoides* (Vell.) Engl. - Aruera (de los más nombrados), *Eugenia uniflora* L. – Pitanga, *Scutia buxifolia* Reissek – Coronilla, *Sebastiania commersoniana* (Baill.) L.B. Sm. & Downs - Blanquillo, *Sebastiania brasiliensis* Spreng. – Blanquillo, *Xylosma tweediana* (Clos) Eichler – Espina Corona.

3.1.1.4 Bosque Parque

Se consideró bosque parque a vegetación cuyo estrato herbáceo tiene una cobertura mayor a 25%, el estrato arbustivo una cobertura menor al 25% y el arbóreo una cobertura entre 10% y 25%, con árboles mayormente dispersos. Nótese que no se refiere a bosque parque comúnmente hallado en el litoral oeste del país (dominados por *Prosopis* sp.) o Espinillares o Talares. En este caso las especies

arbóreas más comunes son las nombradas en el arbustal con árboles. Este estado engloba lo que en las consultas nombraron como bosque parque y pastizal con árboles.

3.1.1.5 Islas de bosque

En el contexto de este trabajo se consideró Islas de bosque a la vegetación que tiene entre 25% y 50% de cobertura de árboles, árboles en manchones menores 0.25ha, con cobertura de copas mayor al 50%. Nótese que en este caso no se hace referencia a la cobertura herbácea ni arbustiva. Incluye los manchones de bosque que se encuentran en una matriz generalmente de arbustal.

3.1.1.6 Bosque continuo

Se definió bosque continuo a la vegetación con una cobertura de árboles mayor a 50%, árboles dispuestos de forma continua (cobertura de copas mayor al 50%). Nótese que en este caso no se hace referencia a la cobertura herbácea ni arbustiva.

Al igual que con los otros estados, en la zona se pueden encontrar diversas comunidades de bosque²⁰ (descripción más detallada para la zona en SNAP 2009, descripción genérica en Brussa & Grela 2007): Ribereños, fluviales o de los valles: asociados a cursos de agua, Quebrada: asociados a cursos de agua y pendientes abruptas, Serrano: asociados a laderas de cerros, Pantanoso o de Cornisas: asociados a paredones rocosos.

3.1.2 Apoyo a los estados

Para evaluar las hipótesis de cada estado se formularon seis hipótesis específicas referidas a la presencia de cada estado en las dinámicas de transiciones entre comunidades vegetales abiertas y bosque (paso 1, Tabla 7). En cuanto a la evaluación del apoyo de la evidencia de la zona para cada estado (paso 2), la bibliografía local daba cuenta de la presencia de los estados en la zona pero no como parte de una dinámica de estados (*e.g.* descripción que enumera comunidades vegetales de un lugar, pero no como cambia cada una), por lo que el Grado de apoyo a la hipótesis de esta Evidencia específica terminaba resultando categorizada como “*Se necesita más información*”. En cuanto a las consultas, en base a la frecuencia con que se apoyaba cierto estado, en cinco de los seis estados el Grado de apoyo a la hipótesis es “*Evidencia de confianza pero...*”. El Bosque Parque fue el

²⁰ Cabe destacar que no son fases, sino que son estado bosque, ya que fases son cambios que pueden ocurrir con manejo en un mismo estado.

único caso en el que el grado de apoyo de las consultas resultaron en que se “*Necesitaba más información*”, ya que este estado fue sugerido por cuatro de las personas consultadas (4/12).

Tabla 7. Hipótesis específicas para los estados y su evaluación del apoyo de la evidencia local utilizando los criterios propuestos en el paso 2 en Salafsky et al. 2019. La evidencia consta de publicaciones científicas arbitradas, informes de gestión y la consulta a experta/os.

Hipótesis específica	Fuente	Dirección y fuerza de la evidencia para la Hipótesis específica	Evidencia base para el proyecto	Grado de apoyo a la hipótesis
HE.E.1a El estado Pastizal forma parte de las transiciones de Comunidades vegetales abiertas a Bosque en la región de Laureles Cañas.	SNAP 2009, Rama et al. 2018, Baeza et al. 2019, Lezama et al. 2019a, 2019b	Apoya débilmente	Poca o ninguna	Se necesita más información
	Consulta a experta/os	Apoya fuertemente (11/12)	Alguna circunstancial	Evidencia de confianza pero...
HE.E.2a El estado Arbustal forma parte de las transiciones de Comunidades vegetales abiertas a Bosque en la región de Laureles Cañas.	SNAP 2009	Apoya débilmente	Poca o ninguna	Se necesita más información
	Consulta a experta/os	Apoya fuertemente (11/12)	Directa o circunstancial suficiente	Evidencia de mucha confianza
HE.E.3a El estado Arbustal con árboles forma parte de las transiciones de Comunidades vegetales abiertas a Bosque en la región de Laureles Cañas.	Consulta a experta/os	Apoya fuertemente (11/12)	Alguna circunstancial	Evidencia de confianza pero...
HE. E.4a El estado Bosque parque forma parte de las transiciones de Comunidades vegetales abiertas a Bosque en la región de Laureles Cañas.	Consulta a experta/os	Apoya débilmente (4/12)	Alguna circunstancial	Se necesita más información
HE. E.5a El estado Islas de bosque forma parte de las transiciones de Comunidades vegetales abiertas a Bosque en la región de Laureles Cañas.	Consulta a experta/os	Apoya fuertemente (11/12)	Alguna circunstancial	Evidencia de confianza pero...
HE. E.6a El estado Bosque continuo forma parte de las transiciones de Comunidades vegetales abiertas a Bosque en la región de Laureles Cañas.	SNAP 2009	Apoya débilmente	Poca o ninguna	Se necesita más información
	Consulta a experta/os	Apoya fuertemente (11/12)	Alguna circunstancial	Evidencia de confianza pero...

Dado que se necesitaba más información, se elaboraron seis hipótesis genéricas (Tabla 8). Se encontró bibliografía variada que apoya en diferente medida la misma (Anexo 3.4, 3.5), de todos los tipos de fuentes de datos (*e.g.* campo, sensoramiento remoto, revisiones). Solo una evidencia podía llegar a considerarse que refutaba que estos estados formaran parte de la transición de pastizal a bosque, ya que el pastizal se mantenía en pastizal. Sin embargo, puede haber algunas características del sitio que no sean aplicables a este caso de estudio.

Tabla 8. Hipótesis genéricas para los estados. HG-Hipótesis genérica, E– Estado.

Hipótesis genéricas para los estados
HG.E.1a El estado Pastizal forma parte de los estados de transición de Comunidades vegetales abiertas a Bosque.
HG.E.2 El estado Arbustal forma parte de los estados de transición de Comunidades vegetales abiertas a Bosque.
HG.E.3 El estado Arbustal con árboles forma parte de los estados de transición de Comunidades vegetales abiertas a Bosque.
HG.E.4 El estado Bosque parque forma parte de los estados de transición de Comunidades vegetales abiertas a Bosque.
HG.E.5 El estado Islas de bosque forma parte de los estados de transición de Comunidades vegetales abiertas a Bosque.
HG.E.6 El estado Bosque forma parte de los estados de transición de Comunidades vegetales abiertas a Bosque.

Para la hipótesis genérica de que cada estado forma parte de los estados de transición de Comunidades vegetales abiertas a Bosque se encontró que el *Peso colectivo de la evidencia* era “Medio” en la mayoría de los casos, excepto para el Islas de bosque, que fue “Alto” (Tabla 9). El que la mayoría de los trabajos no tuvieran peso alto se debe a que muchas veces los estudios se centran solo en una etapa y no abordan los cambios de estado de pastizal hasta bosque, por lo tanto aunque se sugiere, no se puede decir que apoye totalmente la hipótesis de que el pastizal forma parte de estas transiciones. Además, una evidencia a nivel nacional (Altesor et al. 2019) refleja que el pastizal no tiene transiciones hacia estados con árboles o arbustos, sin embargo, esto puede deberse a que el estudio se focalizaba en las coberturas de pastizal y a que se realizó en una zona donde probablemente el tipo de suelo limite este tipo de transiciones. En conclusión, si el peso es “Medio” y no “Alto”, en general se da porque el estudio no aplicaba totalmente a las condiciones de la hipótesis genérica. Pero se considera que un apoyo colectivo “Medio” es un buen apoyo a la hipótesis.

Por otro lado, la *Dirección y Fuerza de la Evidencia Genérica* para todos los estados fue mayormente “*Apoya fuertemente (++)*” o “*Apoya débilmente (+)*”, por lo que se considera que en conjunto, esta evidencia “*Apoya fuertemente (++)*” la hipótesis genérica de cada estado (Tabla 9).

Al combinar el Peso colectivo de la evidencia y la Dirección y Fuerza de la Evidencia Genérica, se desprende que para todos los estados el Apoyo global de la hipótesis genérica a partir de la evidencia genérica es “Potencialmente apoya (+)” (Tabla 9).

Para todos los estados la *Relevancia de la Evidencia genérica para la Hipótesis y Condiciones del Proyecto* en su conjunto se considera “*Relevante*” (Tabla 9). Esto se debe a que a pesar de que la evidencia fue mezclada, ya que había trabajos categorizados como “*Relevancia menor*”, “*Relevante*” y “*Muy Relevante*”, en su mayoría eran “*Relevante*”. Cabe destacar que en los casos que se consideraba “*Relevancia menor*”, generalmente provenían de investigaciones a nivel nacional, que no abordaban todos los pasos que aquí se consideran en la transición. De hecho, el objetivo en general era ahondar en el conocimiento de pastizal o bosque y no las dinámicas generales. Por otro lado, las evidencias categorizadas como “*Muy relevantes*” provenían en general de las evidencias regionales, donde sí se han ahondado más estas dinámicas, por lo cual la apoyaban con las condiciones similares, y con la hipótesis detrás de estos trabajos. Los relevantes estaban en su mayoría en la literatura global, en los cuales en muchos casos eran estudios basados en sensoramiento remoto, revisiones o casos en los cuales las condiciones climáticas, edáficas u otras no permiten extrapolar y apoyar esta hipótesis totalmente. La excepción fue el estado Bosque parque que no contó con estudios categorizados como “*Muy relevante*”.

El resultado de combinar la Relevancia de la Evidencia genérica para la Hipótesis y Condiciones del Proyecto con el Apoyo global de la hipótesis genérica a partir de la evidencia genérica se obtiene que la Confianza final en la hipótesis específica es “*Evidencia de confianza pero...*” (Tabla 9). Por lo tanto se puede plantear que estos estados forman parte de las transiciones entre comunidades vegetales abiertas y bosque, pero sería necesario generar más evidencia en la zona para determinar si efectivamente todos los estados forman parte de estas transiciones hasta bosque. Al igual que lo hablado en la consulta a personas expertas, en algún caso la bibliografía apunta a que puede que, según el clima, suelo, y otras interacciones, no sea posible llegar al estado bosque. Por otro lado, sería necesario ahondar en la presencia de Bosque parque en la zona y su caracterización. De

hecho, sobre la dinámica de la vegetación comunidades vegetales abiertas-bosque continuo no se encontró nada que involucrara al Bosque Parque en Uruguay.

Tabla 9. Resultados de la evaluación de las hipótesis genéricas. N-cantidad de evidencia utilizada.

Hipótesis genérica	N	Peso colectivo de la evidencia	Dirección y Fuerza de la Evidencia Genérica	Apoyo global de la hipótesis genérica a partir de la evidencia genérica	Relevancia de la Evidencia genérica para la Hipótesis y Condiciones del Proyecto	Confianza final en la hipótesis específica
HG.E.1a El estado Pastizal forma parte de los estados de transición de Comunidades vegetales abiertas a Bosque.	31	Medio	Apoya fuertemente (++)	Potencialmente apoya (+)	Relevante	Evidencia de confianza pero...
HG.E.2 El estado Arbustal forma parte de los estados de transición de Comunidades vegetales abiertas a Bosque.	24	Medio	Apoya fuertemente (++)	Potencialmente apoya (+)	Relevante	Evidencia de confianza pero...
HG.E.3 El estado Arbustal con árboles forma parte de los estados de transición de Comunidades vegetales abiertas a Bosque.	18	Medio	Apoya fuertemente (++)	Potencialmente apoya (+)	Relevante	Evidencia de confianza pero...
HG.E.4 El estado Bosque parque forma parte de los estados de transición de Comunidades vegetales abiertas a Bosque.	16	Alto	Apoya fuertemente (++)	Potencialmente apoya (+)	Relevante	Evidencia de confianza pero...
HG.E.5 El estado Islas de bosque forma parte de los estados de transición de Comunidades vegetales abiertas a Bosque.	13	Medio	Apoya fuertemente (++)	Potencialmente apoya (+)	Relevante	Evidencia de confianza pero...
HG.E.6 El estado Bosque forma parte de los estados de transición de Comunidades vegetales abiertas a Bosque.	28	Medio	Apoya fuertemente (++)	Potencialmente apoya (+)	Relevante	Evidencia de confianza pero...

3.2 Transiciones

3.2.1 Transiciones

A partir de los resultados de la consulta se identificaron 21 transiciones: 15 potenciales transiciones entre estados, y seis “transiciones” que involucran permanecer en el mismo estado (Fig. 4). Cabe aclarar que en general las personas consideraron que estas son transiciones son potenciales para toda la zona, pero quizá en algunos sitios no se sean posibles. En algunos casos puede que el sistema se establezca en una u otra comunidad por limitantes físicas, químicas (*e.g.* tipo y profundidad de suelo) o biológicas (*e.g.* disponibilidad de propágulos, especies que tienden a dominar). Dado esto, se agregaron flechas curvas al diagrama original que indican que un estado se puede mantener en el mismo estado al pasar el tiempo. Esta permanencia en el estado puede ser por mantenerse igual o por modificar su composición pero manteniéndose en el tipo de cobertura (*e.g.* arbustal que cambia la especie dominante). A partir de las consultas, se extrajo que la mayoría de los pastizales pueden pasar a arbustal, aunque puede haber excepciones, pero los pastizales que pueden trascurrir hasta los siguientes estados son más acotados. En todos los casos en los que se consideran posible las transiciones hacia el estado anterior, se entiende que es necesario un aporte externo, de diferente intensidad según el caso, para poder volver al estado anterior (*e.g.* pastoreo, fuego, remoción mecánica o química).

Dado que Bosque Parque a Islas de Bosque fue sugerida en la consulta, y que en general las transiciones fueron sugeridas ida y vuelta, se decidió agregó la transición de Islas de bosque a Bosque Parque aunque no fue nombrada y evaluarla en el proceso.

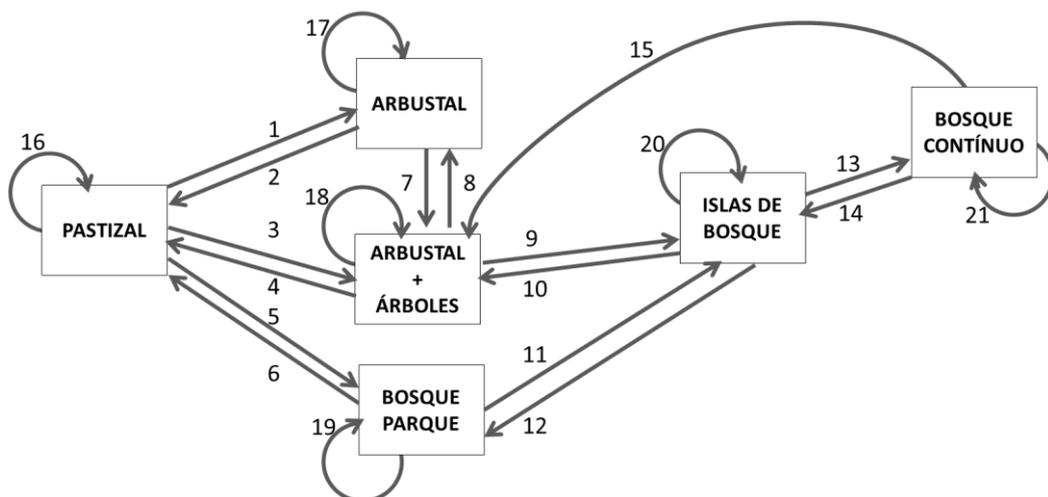


Figura 4. Estados con y transiciones. Se indica con los números el número de hipótesis específica que le corresponde a cada transición.

3.2.2 Apoyo a las transiciones

A partir de las transiciones identificadas se formularon 21 hipótesis específicas referidas a la presencia de cada transición en las dinámicas de transiciones entre comunidades vegetales abiertas y bosque de Laureles – Cañas (Tabla 10). En cuanto a la evaluación del apoyo de la evidencia de la zona para cada transición (paso 2), solo se encontró una bibliografía que habla sobre transiciones para la zona, y de hecho solo para cuatro transiciones (Tabla hipótesis específicas transiciones.). Por lo tanto, en base a la bibliografía el Grado de apoyo a la hipótesis de esta Evidencia específica terminaba resultando categorizada como “*Se necesita más información*”.

En cuanto a las consultas, en 11 de las 21 transiciones el Grado de apoyo a la hipótesis es “*Evidencia de confianza pero...*” y en diez el grado de apoyo indicó que se “*Necesitaba más información*”. Nueve de esas diez hipótesis eran transiciones agregadas a partir de las consultas que fueron mencionadas un número bajo de veces en comparación con las que ya estaban representados en el modelo inicial y las personas consultadas solo tenían que mencionar su acuerdo o desacuerdo. La otra que necesita más información es la transición Islas de Bosque a Bosque Parque, que se agregó a pesar de no ser mencionada, ya que si se sugirió la transición opuesta. La excepción son dos transiciones agregadas (Pastizal se mantiene en Pastizal y Arbustal se mantiene en Arbustal) que fueron catalogadas como es “*Evidencia de confianza pero...*”.

Tabla 10. Hipótesis específicas para las transiciones y no transiciones (mantenerse en un estado) y su evaluación del apoyo de la evidencia local utilizando los criterios propuestos en el paso 2 en Salafsky et al. 2019. En este sentido, ninguna de las personas consultadas se expresó negativamente frente a las transiciones en el envío final, pero aquí se reflejan las respuestas dadas en las consultas. Por lo tanto, cuando el apoyo es bajo (*e.g.* 4/12) no quiere decir que las otras 8 personas se pronunciaran en contra, ya que en general es que no habían pensado en esa transición. *variables que se sugirieron agregar, **variables agregadas

Hipótesis específica	Fuente	Dirección y fuerza de la evidencia para la Hipótesis específica	Evidencia base para el proyecto	Grado de apoyo a la hipótesis
HE.T.1 La transición de Pastizal a Arbustal forma parte de las transiciones de Comunidades vegetales abiertas a Bosque en la región de Laureles Cañas.	Garibotto et al. 2017	Apoya débilmente	Alguna Circunstancial	Se necesita más información
	Cortés-Capano et al. 2020	Apoya débilmente	Alguna Circunstancial	Se necesita más información
	Consulta a experta/os	Apoya fuertemente (11/12)	Alguna circunstancial	Evidencia de confianza pero...
HE.T.2 La transición de Arbustal a Pastizal forma parte de las transiciones de Comunidades vegetales abiertas a Bosque en la región de Laureles Cañas.	Garibotto et al. 2017	Apoya débilmente	Alguna Circunstancial	Se necesita más información
	Consulta a experta/os	Apoya fuertemente (11/12)	Directa o circunstancial suficiente	Evidencia de mucha confianza
HE.T.3 La transición de Pastizal a Arbustal con árboles forma parte de las transiciones de Comunidades vegetales abiertas a Bosque en la región de Laureles Cañas.*	Garibotto et al. 2017	Apoya débilmente	Alguna Circunstancial	Se necesita más información
	Consulta a experta/os	Apoya débilmente (5/12)	Alguna circunstancial	Se necesita más información
HE.T.4 La transición de Arbustal con árboles a Pastizal forma parte de las transiciones de Comunidades vegetales abiertas a Bosque en la región de Laureles Cañas.*	Garibotto et al. 2017	Apoya débilmente	Poca o nula	Se necesita más información
	Consulta a experta/os	Apoya débilmente (5/12)	Alguna circunstancial	Se necesita más información
HE.T.5 La transición de Pastizal a Bosque parque forma parte de las transiciones de Comunidades vegetales abiertas a Bosque en la región de Laureles Cañas.*	Consulta a experta/os	Apoya débilmente (4/12)	Alguna circunstancial	Se necesita más información
HE.T.6 La transición de Bosque parque a Pastizal forma parte de las transiciones de Comunidades vegetales abiertas a Bosque en la región de Laureles Cañas.*	Consulta a experta/os	Apoya fuertemente (0/12)	Poca nula	Se necesita más información
HE.T.7 La transición de Arbustal a Arbustal con árboles forma parte de las transiciones de Comunidades vegetales abiertas a Bosque en la región de Laureles Cañas.	Consulta a experta/os	Apoya fuertemente (11/12)	Alguna circunstancial	Evidencia de confianza pero...
HE.T.8 La transición de Arbustal con árboles a Arbustal forma parte de las transiciones de Comunidades	Consulta a experta/os	Apoya fuertemente (11/12)	Alguna circunstancial	Evidencia de confianza pero...

vegetales abiertas a Bosque en la región de Laureles Cañas. HE.T.9 La transición de Arbustal con árboles a Islas de bosque forma parte de las transiciones de Comunidades vegetales abiertas a Bosque en la región de Laureles Cañas.	Consulta a experta/os	Apoya fuertemente (8/12)	Alguna circunstancial	Evidencia de confianza pero...
HE.T.10 La transición de Islas de bosque a Arbustal con árboles forma parte de las transiciones de Comunidades vegetales abiertas a Bosque en la región de Laureles Cañas.*	Consulta a experta/os	Apoya débilmente (5/12)	Alguna circunstancial	Se necesita más información
HE.T.11 La transición de Bosque parque a Islas de bosque forma parte de las transiciones de Comunidades vegetales abiertas a Bosque en la región de Laureles Cañas.*	Consulta a experta/os	Apoya débilmente (1/12)	Poca nula	Se necesita más información
HE.T.12 La transición de Islas de bosque a Bosque parque con árboles forma parte de las transiciones de Comunidades vegetales abiertas a Bosque en la región de Laureles Cañas.**	Consulta a experta/os	Refuta (0/12)	Poca nula	Se necesita más información
HE.T.13 La transición de Islas de bosque a Bosque continuo con árboles forma parte de las transiciones de Comunidades vegetales abiertas a Bosque en la región de Laureles Cañas.*	Consulta a experta/os	Apoya fuertemente (10/12)	Alguna circunstancial	Evidencia de confianza pero...
HE.T.14 La transición de Bosque continuo a Islas de bosque forma parte de las transiciones de Comunidades vegetales abiertas a Bosque en la región de Laureles Cañas.*	Consulta a experta/os	Apoya débilmente (3/12)	Alguna circunstancial	Se necesita más información
HE.T.15 La transición de Bosque continuo a Arbustal con árboles forma parte de las transiciones de Comunidades vegetales abiertas a Bosque en la región de Laureles Cañas.*	Consulta a experta/os	Apoya débilmente (1/12)	Poca nula	Se necesita más información
HE.T.16 El Pastizal puede mantenerse en Pastizal en la región de Laureles Cañas.*	Consulta a experta/os	Apoya fuertemente (12/12)	Alguna circunstancial	Evidencia de confianza pero...
HE.T.17 El Arbustal puede mantenerse en Arbustal en la región de Laureles Cañas.*	Consulta a experta/os	Apoya fuertemente (9/12)	Alguna circunstancial	Evidencia de confianza pero...
HE.T.18 El Arbustal con árboles puede mantenerse en Arbustal con árboles en la región de Laureles Cañas.* ¹	Consulta a experta/os	Apoya débilmente (6/12)	Poca nula	Evidencia de confianza pero...
HE.T.19 El Bosque parque puede mantenerse en Bosque	Consulta a experta/os	Apoya débilmente (4/12)	Poca nula	Se necesita más información

parque en la región de Laureles Cañas.*				
HE.T.20 Las Islas de bosque pueden mantenerse en Islas de bosque en la región de Laureles Cañas.*	Consulta a experta/os	Apoya débilmente (6/12)	Poca nula	Evidencia de confianza pero...
HE.T.21 El Bosque continuo puede mantenerse en Bosque continuo en la región de Laureles Cañas.*	Consulta a experta/os	Apoya débilmente (12/12)	Alguna circunstancial	Evidencia de confianza pero...

1- Esta "no transición" no fue específicamente nombrada por todas las personas contabilizadas, pero se incluyen en el conteo las personas que dijeron en forma genérica que los estados propuestos en la consulta podían mantenerse en los estados sin pasar al siguiente.

En base a la evaluación de la evidencia local se obtuvo que se necesitaba más información. Dado esto, se elaboraron 21 hipótesis genéricas (Tabla 11). Se encontró bibliografía variada que apoyó en diferente medida la misma (Anexo 3.4, 3.6), de todos los tipos de fuentes de datos. Solo una evidencia refutó que estos estados formaran parte de la transición de pastizal a bosque, ya que el pastizal se mantenía en pastizal (Altesor et al. 2019). Sin embargo, puede haber algunas características del sitio que no sean aplicables a este caso de estudio.

Tabla 11. Hipótesis genéricas para las transiciones. HG-Hipótesis genérica, T – Transición.

Hipótesis genéricas para las transiciones
HG.T.1 La transición de Pastizal a Arbustal forma parte de las transiciones de Comunidades vegetales abiertas a Bosque.
HG.T.2 La transición de Arbustal a Pastizal forma parte de las transiciones de Comunidades vegetales abiertas a Bosque.
HG.T.3 La transición de Pastizal a Arbustal con árboles forma parte de las transiciones de Comunidades vegetales abiertas a Bosque.*
HG.T.4 La transición de Arbustal con árboles a Pastizal forma parte de las transiciones de Comunidades vegetales abiertas a Bosque.*
HG.T.5 La transición de Pastizal a Bosque parque forma parte de las transiciones de Comunidades vegetales abiertas a Bosque.*
HG.T.6 La transición de Bosque parque a Pastizal forma parte de las transiciones de Comunidades vegetales abiertas a Bosque.*
HG.T.7 La transición de Arbustal a Arbustal con árboles forma parte de las transiciones de Comunidades vegetales abiertas a Bosque.
HG.T.8 La transición de Arbustal con árboles a Arbustal forma parte de las transiciones de Comunidades vegetales abiertas a Bosque.
HG.T.9 La transición de Arbustal con árboles a Islas de bosque forma parte de las transiciones de Comunidades vegetales abiertas a Bosque.
HG.T.10 La transición de Islas de bosque a Arbustal con árboles forma parte de las transiciones de Comunidades vegetales abiertas a Bosque.*
HG.T.11 La transición de Bosque parque a Islas de bosque forma parte de las transiciones de Comunidades vegetales abiertas a Bosque.*
HG.T.12 La transición de Islas de bosque a Bosque parque con árboles forma parte de las transiciones de Comunidades vegetales abiertas a Bosque.*
HG.T.13 La transición de Islas de bosque a Bosque continuo con árboles forma parte de las transiciones de Comunidades vegetales abiertas a Bosque.
HG.T.14 La transición de Bosque continuo a Islas de bosque forma parte de las transiciones de Comunidades vegetales abiertas a Bosque.*
HG.T.15 La transición de Bosque continuo a Arbustal con árboles forma parte de las transiciones de Comunidades vegetales abiertas a Bosque.*
HG.T.16 El Pastizal puede mantenerse en Pastizal.*
HG.T.17 El Arbustal puede mantenerse en Arbustal.*
HG.T.18 El Arbustal con árboles puede mantenerse en Arbustal con árboles.* ¹
HG.T.19 El Bosque parque puede mantenerse en Bosque parque.*
HG.T.20 Las Islas de bosque pueden mantenerse en Islas de bosque.*

Para tres transiciones no se encontró bibliografía que permitiera evaluar las hipótesis. Estas transiciones fueron del estado Arbustal con árboles a Arbustal, del estado Islas de Bosque a Bosque Parque, y del estado Bosque continuo a Islas de bosque. En el caso de Arbustal con árboles a Arbustal, probablemente no se encontró evidencia ya que es poco viable que se puedan solo eliminar los árboles, y en el caso de que se realice una intervención de alto impacto para remover la vegetación (que por un corto tiempo sería pastizal) sería más probable que en el lugar donde hubo Arbustal con árboles vuelva a crecer esto mismo, y no un arbustal sin árboles. En el caso de Islas de bosque a Bosque parque, ocurre algo similar, sería muy difícil solo remover los arbustos o algunos árboles y quedar con un bosque parque. Por lo tanto, quizá estas transiciones sean efectivamente menos probables y por esto se encontró escasa evidencia que las sustente. El no haber encontrado evidencia en el caso del pasaje de Bosque continuo a Islas de Bosque quizá refleje que no es logísticamente viable una corta que solo deje algunos árboles o grupo de árboles. Asimismo, en general, en tiempos de gestión del predio, para remover el bosque es necesaria una gran intervención y en general estas son realizadas para reemplazar por otra cobertura como cultivos (*e.g.* Fearnside 2005, Morton et al. 2006, Gasparri & Grau 2009, Tiscornia et al. 2014, Armenteras et al. 2017, Bernardi et al. 2019, Proyecto REDD+ Uy 2019a y b), por lo tanto quedaría fuera de este esquema de estados y transiciones. Para el resto de las hipótesis genéricas que se encontró evidencia, el *Peso colectivo de la evidencia* era “Medio” en la mayoría de los casos, excepto en tres casos en que no se encontró evidencia (Tabla 12).

En cuanto a la *Dirección y Fuerza de la Evidencia Genérica* colectiva para cada transición esta varió según la transición. De forma general en todas las hipótesis se encontró evidencia individual para la cual la *Dirección y Fuerza de la Evidencia Genérica* se consideraba que “*Apoya fuertemente ++*” o “*Apoya débilmente +*” (Anexo 3.4). En algunos casos se encontró evidencia que categorizada como “*Refuta -*”, pero nunca fueron más de dos evidencias por hipótesis. No se encontró evidencia categorizada como “*Mezclada (+/-)*”(Anexo 3.4). Dado esto, para la mayoría de las hipótesis genéricas se encontró que la evidencia colectiva “*Apoya fuertemente ++*”, luego se encontraron algunos casos que “*Apoya débilmente +*” y dos casos en el que la evidencia colectiva se categorizó como “*Mezclada (+/-)*” (Tabla 12). Los dos casos de “*Mezclada (+/-)*” se deben a que se encontró igual cantidad de evidencia que refutaba que apoyaba débilmente.

El *Apoyo global de la hipótesis genérica a partir de la evidencia genérica* da como resultado que en la mitad de las hipótesis genéricas “*No está claro (+/-)*” el apoyo, y en la otra mitad la evidencia “*Potencialmente apoya (+)*” (Tabla 12). En los casos que “*No está claro (+/-)*” se trata de las transiciones que parten del estado Arbustal con árboles, las que involucran a Bosque Parque (excepto Pastizal a Bosque Parque) y la transición Islas de Bosque a Bosque continuo. Las categorizadas de forma global como “*Potencialmente apoya (+)*” se trata de las transiciones más clásicas como por ejemplo Pastizal a Arbustal o Arbustal o Bosque Parque con árboles, Arbustal o Arbustal con árboles a Pastizal, y la transición Bosque Parque Arbustal con árboles, el resto son las hipótesis que no implican transición (*e.g.* Pastizal que se mantiene en Pastizal).

En el caso de la *Relevancia de la Evidencia genérica para la Hipótesis y Condiciones del Proyecto*, en la hipótesis genérica de la transición de Pastizal a Bosque Parque la relevancia fue “*Relevancia menor*” (Tabla 12). En el resto para los que había evidencia la relevancia de la evidencia global se consideró “*Relevante*” (Tabla 12).

La *Confianza final en la hipótesis específica* en diez casos fue categorizada como “*Evidencia de confianza pero...*” y en ocho como “*Se necesita más información*” (Tabla 12, Fig. 5). Las hipótesis para las cuales se necesita más información coinciden con aquellas en las que el *Apoyo global de la hipótesis genérica a partir de la evidencia genérica* “*No está claro (+/-)*” y se agrega la transición Pastizal a Bosque Parque.

Dado lo anteriormente expuesto, a pesar de que sería necesario generar más información para la zona algunas de estas transiciones, podría considerarse que se tiene más confianza a incorporar las transiciones más clásicas estudiadas en la literatura. Por otro lado, sería deseable que en aquellas que no está claro si aplican a la zona se indague un poco más. Sobre todo aquellas que parten de arbustal con árboles y en el caso de aquellas que no se encontró evidencia, se debería considerar que es poco probable que ocurran.

Tabla 12. Evaluación de las hipótesis genéricas de las transiciones. P- Pastizal, A- Arbustal, AAr-Arbustal con árboles, BP- Bosque parque, IB- Islas de bosque, BC- Bosque continuo, N- Cantidad de evidencia

Hipótesis genérica	De	A	N	Peso colectivo de la evidencia	Dirección y Fuerza de la Evidencia Genérica	Apoyo global de la hipótesis genérica a partir de la evidencia genérica	Relevancia de la Evidencia genérica para la Hipótesis y Condiciones del Proyecto	Confianza final en la hipótesis específica
HG.T.1 La transición de Pastizal a Arbustal forma parte de las transiciones de Comunidades vegetales abiertas a Bosque.	P	A	19	Medio	Apoya fuertemente (++)	Potencialmente apoya (+)	Relevante	Evidencia de confianza pero...
HG.T.2 La transición de Arbustal a Pastizal forma parte de las transiciones de Comunidades vegetales abiertas a Bosque.	A	P	13	Medio	Apoya fuertemente (++)	Potencialmente apoya (+)	Relevante	Evidencia de confianza pero...
HG.T.3 La transición de Pastizal a Arbustal con árboles forma parte de las transiciones de Comunidades vegetales abiertas a Bosque.*	P	AAr	18	Medio	Apoya débilmente (+)	Potencialmente apoya (+)	Relevante	Evidencia de confianza pero...
HG.T.4 La transición de Arbustal con árboles a Pastizal forma parte de las transiciones de Comunidades vegetales abiertas a Bosque.*	AAr	P	11	Medio	Apoya débilmente (+)	No está claro (+/-)	Relevante	Se necesita más información
HG.T.5 La transición de Pastizal a Bosque parque forma parte de las transiciones de Comunidades vegetales abiertas a Bosque.*	P	BP	6	Medio	Apoya fuertemente (++)	Potencialmente apoya (+)	Relevancia menor	Se necesita más información
HG.T.6 La transición de Bosque parque a Pastizal forma parte de las transiciones de Comunidades vegetales abiertas a Bosque.*	BP	P	4	Medio	Mezclada (+/-)	No está claro (+/-)	Relevante	Se necesita más información
HG.T.7 La transición de Arbustal a Arbustal con árboles forma parte de las transiciones de Comunidades vegetales abiertas a Bosque.	A	AAr	12	Medio	Apoya débilmente (+)	Potencialmente apoya (+)	Relevante	Evidencia de confianza pero...
HG.T.8 La transición de Arbustal con árboles a Arbustal forma parte de las transiciones de Comunidades vegetales abiertas a Bosque.	AAr	A	0					
HG.T.9 La transición de Arbustal con árboles a Islas de bosque forma parte de las transiciones de Comunidades vegetales abiertas a Bosque.	AAr	IB	2	Medio	Mezclada (+/-)	No está claro (+/-)	Relevante	Se necesita más información
HG.T.10 La transición de Islas de bosque a Arbustal con árboles forma parte de las transiciones de Comunidades vegetales abiertas	IB	AAr	5	Medio	Apoya fuertemente (++)	Potencialmente apoya (+)	Relevante	Evidencia de confianza pero...

a Bosque.*

HG.T.11 La transición de Bosque parque a Islas de bosque forma parte de las transiciones de Comunidades vegetales abiertas a Bosque.*	BP	IB	6	Medio	Apoya débilmente (+)	No está claro (+/-)	Relevante	Se necesita más información
HG.T.12 La transición de Islas de bosque a Bosque parque con árboles forma parte de las transiciones de Comunidades vegetales abiertas a Bosque.*	IB	BP	0					
HG.T.13 La transición de Islas de bosque a Bosque continuo con árboles forma parte de las transiciones de Comunidades vegetales abiertas a Bosque.	IB	BC	8	Medio	Apoya débilmente (+)	No está claro (+/-)	Relevante	Se necesita más información
HG.T.14 La transición de Bosque continuo a Islas de bosque forma parte de las transiciones de Comunidades vegetales abiertas a Bosque.*	BC	IB	0					
HG.T.15 La transición de Bosque continuo a Arbustal con árboles forma parte de las transiciones de Comunidades vegetales abiertas a Bosque.*	BC	AAr	3	Medio	Apoya débilmente (+)	No está claro (+/-)	Relevante	Se necesita más información
HG.T.16 El Pastizal puede mantenerse en Pastizal.*	P	P	23	Medio	Apoya fuertemente (++)	Potencialmente apoya (+)	Relevante	Evidencia de confianza pero...
HG.T.17 El Arbustal puede mantenerse en Arbustal.*	A	A	17	Medio	Apoya fuertemente (++)	Potencialmente apoya (+)	Relevante	Evidencia de confianza pero...
HG.T.18 El Arbustal con árboles puede mantenerse en Arbustal con árboles.* ¹	AAr	AAr	8	Medio	Apoya débilmente (+)	No está claro (+/-)	Relevante	Se necesita más información
HG.T.19 El Bosque parque puede mantenerse en Bosque parque.*	BP	BP	10	Medio	Apoya fuertemente (++)	Potencialmente apoya (+)	Relevante	Evidencia de confianza pero...
HG.T.20 Las Islas de bosque pueden mantenerse en Islas de bosque.*	IB	IB	3	Medio	Apoya fuertemente (++)	Potencialmente apoya (+)	Relevante	Evidencia de confianza pero...
HG.T.21 El Bosque continuo puede mantenerse en Bosque continuo.*	BC	BC	21	Medio	Apoya fuertemente (++)	Potencialmente apoya (+)	Relevante	Evidencia de confianza pero...

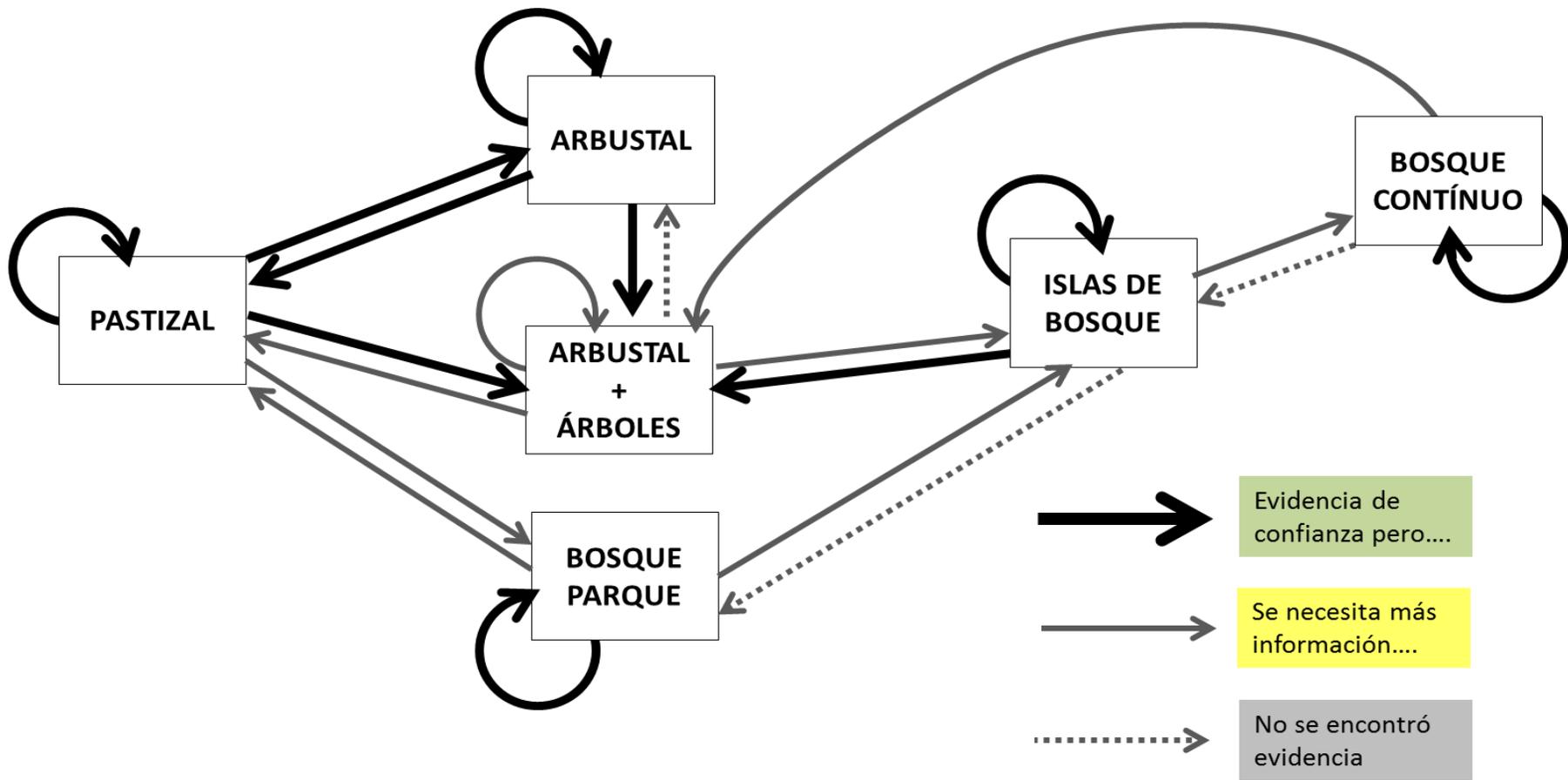


Figura 5. Estados y transiciones mostrando la *Confianza final* en la hipótesis específica de cada transición.

3.2.3 Otras consideraciones

El pasaje de pastizal a bosque no fue nombrado por las personas consultadas, sin embargo hay trabajos que lo documentan (*e.g.* Carmel & Kadmon 1999, Oliveira & Pillar 2004). Pero en estos trabajos no hay una descripción de los pasos intermedios por los que se llega a bosque luego de varias décadas. Dado esto, se decidió no incluir esta transición.

Por otro lado, no se nombró el pasaje de bosque a pastizal (*e.g.* Rossengurt 1944, pp31). Este pasaje, en tiempos de gestión de un predio, podría darse por intervenciones de gran impacto, como tala con deshoque y control químico o mecánico. De lo contrario, por lo hablado en las consultas, luego de un fuego de gran magnitud e intensidad (que podría afectar un bosque) o tala se espera que rebrote el bosque o un arbustal o arbustal con árboles. En el caso de la bibliografía, cuando se plantea la posibilidad de que ocurra este cambio, tampoco se especifica en detalle cómo ocurre. Por ejemplo Pillar & Quadros 1997 (Rio Grande do Sul) plantean que el efecto contrario (suponemos de bosque a pastizal) solo ocurriría con un régimen de fuego y pastoreo intenso, sin embargo no se puede suponer que estrictamente se refiera a pastizal o si habría etapas intermedias. Asimismo, Ratajczak et al. 2014 plantea la posibilidad de que este pasaje pueda ocurrir en las Grandes planicies centrales de Norte América. Sin embargo lo deja abierto a técnicas aun no conocidas o a la posibilidad de que una frecuencia alta de fuego pueda llevar a ese estado.

A pesar de que en las consultas no se nombró la transición de Bosque Parque a Bosque continuo en la bibliografía en algún caso se nombra que las sabana o sitios con árboles aislados pueden reclutar más árboles y tender hacia un bosque (*e.g.* cerrando las copas), pero no especifican los caminos intermedios hasta llegar a bosque continuo (*e.g.* Bowman et al. 2001, Duarte et al. 2006). También está el caso de los estudios que proponen estado alternativos, por ejemplo sabana o bosque, pero no se señala la forma de pasar de parque a bosque continuo (Hirota et al. 2011, Staver et al. 2011, Dantas et al. 2016). Esto podría ser por los pasos que se sugirieron en la consulta (islas de bosque, arbustización, *e.g.* Silva et al. 2001), o quizá por un aumento de la densidad de árboles (Silva et al. 2001, Hoffman et al. 2012).

Cabe destacar que en general, todos los casos de volver a un estado anterior en los tiempos de gestión del predio implican una remoción activa de vegetación, por ejemplo, por rotativa o fuego (*e.g.* Briggs et al. 2005, pp. 249).

3.3 Variables

3.3.1 Variables

Se obtuvo una priorización de las variables iniciales (Tabla 13) y luego variables sugeridas a agregar. Algunas fueron sugeridas de manera general, y otras específicas para algunas transiciones (Tabla 14). El detalle y compilación de la discusión sobre cada variable y la justificación que se dio en las consultas se encuentra en el Anexo 3.3. Es interesante la discusión, porque en algunos casos se habla del efecto que podría tener la variable, que podría ser significativo, pero como es poco probable que ocurra, por ejemplo, el uso de chirquera, no se le asigna tanta importancia a la variable.

Según la priorización, las variables que más influyen son las asociadas con la remoción, principalmente debido al ganado. Sin embargo, cuando se comentó sobre la combinación de temperatura y precipitación, esta también sería una de las variables más importantes, junto con el tipo de suelo (profundidad, y tipo de sustrato –basalto superficial, profundo, arenisca-).

Tabla 13. Priorización de las variables. Priorización de las variables resultado de las consultas. 1- Variable de extrema relevancia, 2- Variable relevante, 3-Variable de poca relevancia, 4- Variable neutra, 5- Variable sin importancia

Variable	Transición		
	Pastizal	Arbustal	Arbustal con árboles
	a Arbustal	a Arbustal con árboles	a Islas de bosque
Precipitación anual acumulada	3	2	2
Presión ganadera (Relación UG/Dotación optima)	1	1	2
Relación lanar/vacuno	1	1	2
Sistema de pastoreo	3	3	3
Remoción vegetación	2	3	3
Profundidad del suelo	2	2	2
Topografía	3	2	2
Época en que se aplica chirquera o fuego	3	4	4
Frecuencia del fuego	1	2	2
Intensidad del fuego	2	3	3
Frecuencia de la chirquera	2	3	3
Alcance de la chirquera	3	3	3

Tabla 13. Variables sugeridas a agregar por transición (cuando se aclaró) agrupadas en grandes áreas.

Variable sugerida	Transición		
	De Pastizal	De Arbustal	De Arbustal con árboles
	A Arbustal	A Arbustal con árboles	a Islas de bosque
Climáticas			
Precipitaciones en período seco.	x	x	x
Déficit hídrico prolongado			
Temperatura			
Variabilidad climática o evolución del clima	x	x	
Variabilidad en la precipitación			
Tipo de suelo	x	x	x
Suelo y Agua			
Tipo de suelo			
Disponibilidad de agua en el perfil del suelo			x
Distancia al agua	x	x	x
Rocosisidad			
Otras			
Tamaño de la unidad de manejo	x	x	x
Disponibilidad y distancia a fuente de propágulos	x	x	x
Extracción para leña		x	x
Inaccesibilidad			

3.3.2 Apoyo a las variables

A partir de las variables se formularon 24 hipótesis específicas para la zona (Tabla 15). Dado que luego de evaluarlas con la evidencia local en la mayoría de los casos el resultado fue “*Se necesita más información*” o “*Información de confianza pero...*” se pasó al siguiente paso de elaborar hipótesis genéricas. En el caso de la topografía, dado los comentarios de las personas consultadas, se decidió dividir esta hipótesis en dos hipótesis genéricas, una relacionada a la orientación de la pendiente y otra al relieve. Se elaboraron entonces 25 hipótesis genéricas para evaluar (Tabla 16).

Tabla 15. Hipótesis específicas para las hipótesis construidas en base a las variables que podrían influir en las transiciones y su evaluación del apoyo de la evidencia local utilizando los criterios propuestos en el paso 2 en Salafsky et al. 2019. La evidencia consta de bibliografía sobre percepciones de productores/as y técnicas/os y consulta a experta/os ya que no hay bibliografía específica para la zona en este tema. Se presenta la frecuencia con que la variable fue nombrada. En el caso que no se llegue a sumar las 12 consultas es porque alguna de las personas consultadas se expresó. Por lo tanto, cuando el apoyo es bajo (e.g. 4/12) no quiere decir que las otras 8 personas se pronunciaron en contra, ya que en general es que no habían pensado en esa variable Con * se identifican aquellas que se sugirieron agregar.

Variable	Hipótesis específica	Fuente	Dirección y fuerza de la evidencia para la Hipótesis específica	Evidencia base para el proyecto	Grado de apoyo a la hipótesis
Precipitación anual acumulada	HE.V.1 La precipitación anual acumulada aumenta la probabilidad de transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque en la región de Laureles Cañas.	Consulta a experta/os	Apoya fuertemente (11/12)	Alguna circunstancial	Evidencia de confianza pero...
Precipitación en el período seco*	HE.V.2 La precipitación en el período seco aumentan la probabilidad de transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque en la región de Laureles Cañas.	Consulta a experta/os	Apoya débilmente (1/12)	Alguna circunstancial	Se necesita más información
Variabilidad climática o evolución del clima*	HE.V.3 La variabilidad climática y la evolución del clima (años niño mucha pluviosidad y más temperatura, cambios en las tendencias de precipitaciones y temperaturas debido al cambio climático) aumentan la probabilidad de las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque en la región de Laureles Cañas.	Garibotto et al. 2017	Apoya débilmente	Alguna circunstancial	Se necesita más información
Déficit hídrico prolongado*	HE.V.4 Períodos prolongados de déficit hídrico (combinación de temperatura y precipitación) aumentan la probabilidad de transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque en la región de Laureles Cañas	Consulta a experta/os	Apoya débilmente (1/12)	Alguna circunstancial	Se necesita más información
		Garibotto et al. 2017	Apoya fuertemente	Alguna circunstancial	Evidencia de confianza pero...
Temperatura	HE.V.5 Las temperaturas más altas aumenta la probabilidad de transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque en la región de Laureles Cañas.	Consulta a experta/os	Apoya débilmente (4/12)	Alguna circunstancial	Se necesita más información
		Consulta a experta/os	Apoya débilmente (1/12)	Poca o nula	Se necesita más información
Presión ganadera (Relación UG/Dotación optima)	HE.V.6 Las cargas ganaderas altas disminuyen la probabilidad de transición de comunidades vegetales abiertas a bosque en la región de Laureles Cañas.	Garibotto et al. 2017	Apoya fuertemente	Alguna circunstancial	Evidencia de confianza pero...
		Cortés-Capano et al. 2020	Apoya fuertemente	Alguna circunstancial	Evidencia de confianza pero...
		Consulta a experta/os	Apoya fuertemente (12/12)	Alguna circunstancial	Evidencia de confianza pero...
Relación vacuno lanar/	HE.V.7 La mayor carga de ovinos en relación a vacunos disminuye la probabilidad de las transiciones a arbustos o árboles en la región de Laureles Cañas.	Consulta a experta/os	Apoya fuertemente (12/12)	Alguna circunstancial	Evidencia de confianza pero...

Sistema de pastoreo	HE.V.8 El sistema de pastoreo influye en la probabilidad de transición de comunidades vegetales abiertas a bosque en la región de Laureles Cañas.	Garibotto et al. 2017	Apoya débilmente	Poca o nula	Se necesita más información
		Consulta a experta/os	Apoya fuertemente (10/12)	Poca o nula	Se necesita más información
Tamaño de la unidad de manejo*	HE.V.9 Cuanto mayor la unidad de manejo es más probable que ocurran todas o algunas de las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque en la región de Laureles Cañas (se tiene menos control sobre lo que sucede el potrero y pueden quedar zonas si pastorear).	Consulta a experta/os	Apoya débilmente (1/12)	Poca o nula	Se necesita más información
Época en que se aplica chirquera o fuego	HE.V.10 La época en que se aplica la chirquera o modifica la probabilidad de transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque en la región de Laureles Cañas.	Consulta a experta/os	Apoya fuertemente (10/12)	Poca o nula	Se necesita más información
Frecuencia del fuego	HE.V.11 La mayor frecuencia del fuego disminuye la probabilidad de comunidades vegetales abiertas a bosque en la región de Laureles Cañas.	Garibotto et al. 2017	Mezclada (+/-)	Alguna circunstancial	Se necesita más información
		Consulta a experta/os	Apoya fuertemente (11/12)	Alguna circunstancial	Evidencia de confianza pero...
Intensidad del fuego	HE.V.12 La mayor intensidad del fuego disminuye la probabilidad de las transiciones comunidades vegetales abiertas a bosque en la región de Laureles Cañas.	Consulta a experta/os	Apoya fuertemente (11/12)	Alguna circunstancial	Evidencia de confianza pero...
Frecuencia de la chirquera	HE.V.13 La mayor frecuencia de la chirquera disminuye la probabilidad de transiciones comunidades vegetales abiertas a bosque en la región de Laureles Cañas.	Consulta a experta/os	Apoya fuertemente (11/12)	Poca o nula	Se necesita más información
Alcance de la chirquera	HE.V.14 El mayor alcance de la chirquera disminuye la probabilidad de las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque en la región de Laureles Cañas.	Consulta a experta/os	Apoya fuertemente (10/12)	Poca o nula	Se necesita más información
Remoción vegetación	HE.V.15 La remoción de la vegetación afecta negativamente las probabilidad de las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque en la región de Laureles Cañas.	Consulta a experta/os	Apoya fuertemente (12/12)	Alguna circunstancial	Evidencia de confianza pero...
Topografía	HE.V.16 La topografía afecta la probabilidad de las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque en la región de Laureles Cañas.	Consulta a experta/os	Apoya fuertemente (10/12)	Alguna circunstancial	Evidencia de confianza pero...
Profundidad del suelo	HE.V.17 La probabilidad de las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque aumenta con la profundidad del suelo en la región de Laureles Cañas.	Consulta a experta/os	Apoya fuertemente (11/12)	Alguna circunstancial	Evidencia de confianza pero...

Rociedad*	HE.V.18 Suelos con rocosidad media tienen mayor probabilidad de transición de comunidades vegetales abiertas a bosque en la región de Laureles Cañas.	Consulta a experta/os	Apoya (2/12)	débilmente	Poca o nula	Se necesita más información
Tipo de suelo*	HE.V.19 La probabilidad de que ocurran las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque en la región de Laureles Cañas va en orden ascendente entre basalto superficial, basalto profundo y arenisca.	Consulta a experta/os	Apoya (2/12)	débilmente	Alguna circunstancial	Evidencia de confianza pero
Disponibilidad de agua en el perfil del suelo*	HE.V.20 La disponibilidad de agua sub-superficial favorece las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque en la región de Laureles Cañas.	Consulta a experta/os	Apoya (2/12)	débilmente	Alguna circunstancial	Se necesita más información
Distancia al agua*	HE.V.21 La cercanía a los curso favorece las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque en la región de Laureles Cañas.	Consulta a experta/os	Apoya (1/12)	débilmente	Poca o nula	Se necesita más información
Disponibilidad y distancia a fuente de propágulos*	HE.V.22 La cercanía de propágulos de especies leñosas de bosque favorece las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque en la región de Laureles Cañas.	Consulta a experta/os	Apoya (2/12)	débilmente	Poca o nula	Se necesita más información
Extracción para leña*	HE.V.23 La presión por extracción de leña disminuye la probabilidad de las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque en la región de Laureles Cañas.	Consulta a experta/os	Apoya (2/12)	débilmente	Alguna circunstancial	Se necesita más información
Inaccesibilidad*	HE.V.24 La inaccesibilidad aumenta la probabilidad de las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque en la región de Laureles Cañas.	Consulta a experta/os	Apoya (1/12)	débilmente	Poca o nula	Se necesita más información

Tabla 16. Hipótesis genéricas para las variables HG-Hipótesis genérica, V– Variables.

Variable	Hipótesis genérica
Precipitación anual acumulada	HG.V.1 La precipitación anual acumulada aumenta la probabilidad de transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque.
Precipitación en el período seco*	HG.V.2 La precipitación en el período seco aumentan la probabilidad de transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque.
Variabilidad climática o evolución del clima*	HG.V.3 La variabilidad climática y la evolución del clima (años niño mucha pluviosidad y más temperatura, cambios en las tendencias de precipitaciones y temperaturas debido al cambio climático) aumentan la probabilidad de las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque.
Déficit hídrico prolongado*	HG.V.4 Períodos prolongados de déficit hídrico (combinación de temperatura y precipitación) aumentan la probabilidad de transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque.
Temperatura	HG.V.5 Las temperaturas más altas aumenta la probabilidad de transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque.
Presión ganadera (Relación UG/Dotación optima)	HG.V.6 Las cargas ganaderas altas disminuyen la probabilidad de transición de comunidades vegetales abiertas a bosque.
Relación lanar/vacuno	HG.V.7 La mayor carga de ovinos en relación a vacunos disminuye la probabilidad de las transiciones a arbustos o árboles.
Sistema de pastoreo	HG.V.8 El sistema de pastoreo influye en la probabilidad de transición de comunidades vegetales abiertas a bosque.
Tamaño de la unidad de manejo*	HG.V.9 Cuanto mayor la unidad de manejo es más probable que ocurran todas o algunas de las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque. (se tiene menos control sobre lo que sucede el potrero y pueden quedar zonas si pastorear).
Época en que se aplica chirquera o fuego	HG.V.10 La época en que se aplica la chirquera o fuego modifica la probabilidad de transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque.
Frecuencia del fuego	HG.V.11 La mayor frecuencia del fuego disminuye la probabilidad de comunidades vegetales abiertas a bosque.
Intensidad del fuego	HG.V.12 La mayor intensidad del fuego disminuye la probabilidad de las transiciones comunidades vegetales abiertas a bosque.
Frecuencia de la chirquera	HG.V.13 La mayor frecuencia de la chirquera disminuye la probabilidad de transiciones comunidades vegetales abiertas a bosque.
Alcance de la chirquera	HG.V.14 El mayor alcance de la chirquera disminuye la probabilidad de las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque.
Remoción vegetación	HG.V.15 La remoción de la vegetación afecta negativamente la probabilidad de las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque.
Topografía	HE.V.16 La topografía, como zonas de quebrada, dificulta la accesibilidad a sitios por el ganado, chirquera o fuego aumenta la probabilidad de las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque.
Topografía	HE.V.17 Las pendientes con orientación Sur aumentan la probabilidad de las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque.
Profundidad del suelo	HG.V.18 La probabilidad de las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque aumenta con la profundidad del suelo.
Rociedad*	HG.V.19 Suelos con rocosidad media tienen mayor probabilidad de transición de comunidades vegetales abiertas a bosque.
Tipo de suelo*	HG.V.20 La probabilidad de que ocurran las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque va en orden ascendente entre basalto superficial, basalto profundo y arenisca.
Disponibilidad de agua en el perfil del suelo*	HG.V.21 La disponibilidad de agua sub-superficial favorece las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque.
Distancia al agua	HG.V.22 La cercanía a los curso favorece las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque.
Distancia a fuente de propágulos	HG.V.23 La cercanía de propágulos de especies leñosas de bosque favorece las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque.
Extracción para leña	HG.V.24 La presión por extracción de leña disminuye la probabilidad de las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque.
Inaccesibilidad	HG.V.25 La inaccesibilidad aumenta la probabilidad de las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque.

Al buscar evidencia genérica sobre las variables, no se encontró evidencia sobre cómo influyen en la transición para las siguientes cuatro variables: Sistemas de pastoreo, Tamaño de la unidad de manejo, Época en que se aplica chirquera o fuego y Alcance de la chirquera (Tabla 17). Los resultados en detalle se encuentran en el Anexo 3.4 y 3.7.

El *Peso colectivo de la evidencia* para cada hipótesis genérica resultó en todos los casos como “Medio”. La *Dirección y Fuerza de la Evidencia Genérica* se evaluó en la mayoría de los casos como que “Apoya fuertemente ++”, aunque en algunos casos se consideró “Apoya débilmente” o “Mezclada” (Tabla 17).

El *Apoyo global de la hipótesis genérica a partir de la evidencia genérica* fue bastante equitativo entre “No está claro (+/-)” y “Potencialmente apoya (+)” (Tabla 17). En relación a la *Relevancia de la Evidencia genérica para la Hipótesis y Condiciones del Proyecto* para Relación Lanar /Vacuno la relevancia fue “Relevancia menor”, para Distancia a fuente de propágulos fue “Muy relevante”, y para el resto de las hipótesis se consideró como “Relevante”.

La *Confianza final en la hipótesis específica* fue “Evidencia de confianza pero...” (15 hipótesis) y “Se necesita más información” (6 hipótesis) (Tabla 17). Las que se considera que hay “Evidencia de confianza pero...” son las relacionadas a la precipitación en el período seco, la variabilidad climática, aquellas relacionadas al ganado o fuego, rocosidad, las relacionadas a la Topografía, Distancia la curso de agua y/o fuente de propágulos. Los casos que “Se necesita más información” son Precipitación anual acumulada, Temperatura, Déficit hídrico, Tipo de suelo, Profundidad del suelo, Disponibilidad de agua en el perfil del suelo, Extracción de leña y Accesibilidad. En la consulta también surgieron diferentes percepciones sobre cómo afectaban la dinámica estas variables (excepto las últimas dos). En general para estas variables la evidencia es muy variada en cuanto al apoyo (refuta, apoya débilmente, apoya fuertemente).

3.3.2.1 Variables para las cuales se necesita más información

Para la precipitación anual acumulada, a nivel nacional y regional la evidencia es débil (Behling et al. 2005, Lucas et al. 2016) o refuta (Bernardi et al. 2016b, 2019), pero la evidencia a nivel global Apoya fuertemente o Débilmente. Este apoyo a nivel más macro en general se relaciona con la evaluación de la influencia de la precipitación en grandes gradientes (*e.g.* región subtropical, Hirota et al. 2011) y no algo más local. En sí, por la evidencia en otras variables, la precipitación por sí sola no parece explicar los cambios de estado a nivel local, si no en combinación con temperatura y/o variabilidad.

En cuanto al déficit hídrico es difícil de determinar, por un lado hay evidencia nacional que en períodos de déficit hídrico tanto el bosque nativo (Lucas et al. 2016) como el pastizal es afectado negativamente (Pereira et al. 2019), aunque la evidencia no habla de las transiciones. Sin embargo, a nivel regional o fuera de la región en la mayoría de los casos o no se encuentra relación con el período seco (Bernardi et al. 2016b), o al contrario, se asocia con períodos más húmedos (Behling et al. 2005), o que afecta negativamente a la cobertura de arbustos (Roques et al. 2001) o a los árboles (Lisi et al. 2008, Silva et al. 2009). El caso en que se apoya que los períodos de déficit hídrico favorece que el pastizal sea colonizado por leñosas esto se debe a que el período de déficit hídrico puede afectar negativamente la cobertura de herbáceas, generando disponibilidad de sitios para que colonicen las especies leñosas y crezcan si es que luego ocurre un período de lluvias (Archer 1994).

Para la Temperatura ocurre algo similar. La evidencia nacional y regional (Bernardi et al. 2016b, 2019) no muestra relación entre la presencia de bosque y la misma, incluso una evidencia que escapa a la región (Conway & Danby 2014). Sin embargo, modelos conceptuales generales (Whittaker 1975) y una revisión para una zona árida de Estados Unidos, si encuentran relación (Archer 1994).

En cuanto al suelo (tipo o profundidad), en los casos que no se considera que influya es porque se encontró que otras variables explicaban significativamente la presencia de leñosas, pero las variables relacionadas a las características del suelo no lograban explicar los cambios en la vegetación (Roques et al. 2001, Müller et al. 2012a flora, Bernardi et al. 2019, Schinestsck et al. 2019).

En relación a la Disponibilidad de agua en el perfil del suelo, la evidencia es mezclada, pero en general indica que por sí sola no explica las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque, ya que interacciona con otros factores como las precipitaciones, temperatura, probabilidad de que ocurra fuego, entre otros. Por ejemplo, la disponibilidad de agua subterránea puede llegar a favorecer la vegetación leñosa sobre las gramíneas debido al sistema de raíces más profundas de las leñosas, pero si el tiempo en que el agua permanece en el suelo es mucho, puede causar anaerobiosis que las afecta negativamente (Archer 1994). Esto coincide con las observaciones del productor, que indica que en zonas de su campo con humedad constante se mantiene la vegetación de pastizal. Asimismo, otra evidencia comenta que cuanto mayor la humedad, crece

más vegetación herbácea y podría acumularse más vegetación para funcionar como combustible para fuegos y así limitar el crecimiento de las leñosas (Müller et al. 2012 flora).

3.3.2.2 Variables para las cuales se la evidencia es de confianza pero....

En este grupos de variables se encuentran aquellas que se asocian a el clima pero combinan temperatura y precipitación o variabilidad, marcando que en general períodos de precipitaciones, sobretodo en el período seco, pueden favorecer la transición de pastizal hacia los otros estados, o favorecer al vegetación boscosa (Hirota et al. 2011, Bernardi et al. 2016b). Sin embargo, para la variabilidad climática la evidencia es poca.

Por otro lado, la evidencia sobre las variables asociadas a la remoción de la vegetación por fuego o ganado muestran que afectan negativamente las transiciones de pastizal hacia otros estados. Solo en dos casos fuera de la región se encontró un patrón claramente contrario con respecto al ganado o la herbivoría (Roques et al. 2001, Briggs et al. 2005).

Toda la evidencia encontrada corresponde a evidencia nacional o de la ecorregión, y apoya que la rocosidad influye en el establecimiento y nucleación de especies de arbustos y árboles en el pastizal (*e.g.* Rossengurt 1994, Brazeiro et 2018b, Carlucci et al. 2011).

A pesar de que en un trabajo para la ecorregión no se encontró relación entre la vegetación boscosa y el relieve (Müller et al. 2012 flora, Bernardi et al. 2016b), el resto de la evidencia dentro o fuera de la ecorregión encuentra relación. Sea esta relación dada por la protección brindada contra el fuego, zonas escabrosas o la inclinación u orientación de la pendiente (*e.g.* Pillar & Quadros 1997, Pillar 2003, Carmel & Kadmon 1999, Conway & Danby 2014, Bernardi et al. 2019). De hecho, a pesar de que el debido al clima en una región puedan existir períodos ser de déficit hídrico, la heterogeneidad local del paisaje puede llegar a favorecer microclimas propicios para el crecimiento de la vegetación leñosa (Pillar & Quadros 1997). Otro aspecto a tener en cuenta, sería cómo la posición en el paisaje y la disponibilidad de agua de los suelos, el drenaje y la profundidad de los mismos, puede influir el tipo de vegetación, particularmente a través de la interacción con las raíces (Fan et al. 2017).

Respecto a la distancia a cursos, toda la evidencia apoya estas hipótesis genéricas (*e.g.* González & Cadenazzi 2015, Bernardi et al. 2016b), al igual que ocurre con la distancia a la fuente de propágulos (*e.g.* Oliveira and Pillar 2004, Silva & Anand 2011, Rolhauser and Batista 2014, Brazeiro et al. 2018b, Brussa 2018).

Tabla 17. Resultados de la evaluación de las hipótesis genéricas de las variables. N- Cantidad de evidencia

Variable	Hipótesis genérica	N	Peso colectivo de la evidencia	Dirección y Fuerza de la Evidencia Genérica	Apoyo global de la hipótesis genérica a partir de la evidencia genérica	Relevancia de la Evidencia genérica para la Hipótesis y Condiciones del Proyecto	Confianza final en la hipótesis específica
Precipitación anual acumulada	HG.V.1 La precipitación anual acumulada aumenta la probabilidad de transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque.	11	Medio	Apoya débilmente (+)	No está claro (+/-)	Relevante	Se necesita más información
Precipitación en el período seco*	HG.V.2 La precipitación en el período seco aumentan la probabilidad de transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque.	7	Medio	Apoya fuertemente (++)	Potencialmente apoya (+)	Relevante	Evidencia de confianza pero...
Variabilidad climática o evolución del clima*	HG.V.3 La variabilidad climática y la evolución del clima (años niño mucha pluviosidad y más temperatura, cambios en las tendencias de precipitaciones y temperaturas debido al cambio climático) aumentan la probabilidad de las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque.	3	Medio	Apoya fuertemente (++)	Potencialmente apoya (+)	Relevante	Evidencia de confianza pero...
Déficit hídrico prolongado*	HG.V.4 Períodos prolongados de déficit hídrico (combinación de temperatura y precipitación) aumentan la probabilidad de transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque.	9	Medio	Mezclada (+/-)	No está claro (+/-)	Relevante	Se necesita más información
Temperatura	HG.V.5 Las temperaturas más altas aumenta la probabilidad de transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque.	5	Medio	Mezclada (+/-)	No está claro (+/-)	Relevante	Se necesita más información
Presión ganadera (Relación UG/Dotación optima)	HG.V.6 Las cargas ganaderas altas disminuyen la probabilidad de transición de comunidades vegetales abiertas a bosque.	19	Medio	Apoya fuertemente (++)	Potencialmente apoya (+)	Relevante	Evidencia de confianza pero...
Relación lanar/vacuno	HG.V.7 La mayor carga de ovinos en relación a vacunos disminuye la probabilidad de las transiciones a arbustos o árboles.	4	Medio*B	Apoya fuertemente (++)	Potencialmente apoya (+)	Relevancia menor	Evidencia de confianza pero...

Sistema de pastoreo	deHG.V.8 El sistema de pastoreo influye en la probabilidad de transición de comunidades vegetales abiertas a bosque.	0					
Tamaño de la unidad de manejo*	HG.V.9 Cuanto mayor la unidad de manejo es más probable que ocurran todas o algunas de las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque.	0					
Época en que se aplica chirquera o fuego	HG.V.10 La época en que se aplica la chirquera o fuego modifica la probabilidad de transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque.	0					
Frecuencia de fuego	delHG.V.11 La mayor frecuencia del fuego disminuye la probabilidad de comunidades vegetales abiertas a bosque.	18	Medio	Apoya fuertemente (++)	Potencialmente apoya (+)	Relevante	Evidencia de confianza pero...
Intensidad del fuego	delHG.V.12 La mayor intensidad del fuego disminuye la probabilidad de las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque.	5	Medio	Apoya fuertemente (++)	Potencialmente apoya (+)	Relevante	Evidencia de confianza pero...
Frecuencia de la chirquera	de laHG.V.13 La mayor frecuencia de la chirquera disminuye la probabilidad de transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque.	1	Medio	Apoya fuertemente (++)	Potencialmente apoya (+)	Relevante	Evidencia de confianza pero...
Alcance de la chirquera	de laHG.V.14 El mayor alcance de la chirquera disminuye la probabilidad de las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque.	0					
Remoción de vegetación	HG.V.15 La remoción de la vegetación afecta negativamente la probabilidad de las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque.	24	Medio	Apoya fuertemente (++)	Potencialmente apoya (+)	Relevante	Evidencia de confianza pero...
Topografía	HE.V.16 La topografía, como zonas de quebrada, dificulta la accesibilidad a sitios por el ganado, chirquera o fuego aumenta la probabilidad de las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque.	6	Medio*B	Apoya fuertemente (++)	No está claro (+/-)	Relevante	Evidencia de confianza pero...
Topografía	HE.V.17 Las pendientes con orientación Sur aumentan la probabilidad de las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque.	8	Medio	Apoya fuertemente (++)	No está claro (+/-)	Relevante	Evidencia de confianza pero...

Profundidad del suelo	HG.V.18 La probabilidad de las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque aumenta con la profundidad del suelo.	5	Medio	Apoya débilmente (+)	No está claro (+/-)	Relevante	Se necesita más información
Rociedad*	HG.V.19 Suelos con rocosidad media tienen mayor probabilidad de transición de comunidades vegetales abiertas a bosque.	5	Medio	Apoya fuertemente (++)	Potencialmente apoya (+)	Relevante	Evidencia de confianza pero...
Tipo de suelo*	HG.V.20 La probabilidad de que ocurran las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque va en orden ascendente entre basalto superficial, basalto profundo y arenisca.	7	Medio	Mezclada (+/-)	No está claro (+/-)	Relevante	Se necesita más información
Disponibilidad de agua en el perfil del suelo*	HG.V.21 La disponibilidad de agua sub-superficial favorece las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque.	4	Medio	Mezclada (+/-)	No está claro (+/-)	Relevante	Se necesita más información
Distancia al agua	HG.V.22 La cercanía a los curso favorece las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque.	4	Medio	Apoya fuertemente (++)	Potencialmente apoya (+)	Relevante	Evidencia de confianza pero...
Distancia a fuente de propágulos	HG.V.23 La cercanía de propágulos de especies leñosas de bosque favorece las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque.	7	Medio	Apoya fuertemente (++)	Potencialmente apoya (+)	Muy relevante	Evidencia de confianza pero...
Extracción para leña	HG.V.24 La presión por extracción de leña disminuye la probabilidad de las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque.	2	Medio	Apoya fuertemente (++)	Potencialmente apoya (+)	Relevante	Evidencia de confianza pero...
Inaccesibilidad	HG.V.25 La inaccesibilidad aumenta la probabilidad de las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque.	1	Medio	Apoya fuertemente (++)	Potencialmente apoya (+)	Relevante	Evidencia de confianza pero...

4. CONSIDERACIONES FINALES

Los resultados obtenidos en este capítulo permitieron construir un modelo conceptual sobre las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque tomando como modelo el caso de estudio de Laureles-Cañas. Este estudio, es el primero para Uruguay en plantear un modelo sobre la dinámica de transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque, que intente además explicitar todas las transiciones y variables que pueden estar involucradas en dichos procesos.

A partir del trabajo se puede proponer, con evidencia de confianza, que para la zona hay seis estados que forman parte de las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque: Pastizal, Arbustal, Arbustal con árboles, Bosque parque, Islas de bosque y Bosque continuo. En cuanto a las transiciones, se identificaron un total de 21, de las cuales algunas se puede tener más confianza en diez: aquellas más clásicas (Pastizal a Arbustal y viceversa, Arbustal a Arbustal más árboles, Pastizal a Arbustal más árboles), Islas de Bosque a Arbustal más árboles, y cinco (de seis) de las transiciones que indican que un estado puede mantenerse en el mismo estado al pasar el tiempo. Es interesante destacar el rol que el Arbustal con árboles tiene en el sistema al conectar varias transiciones, y que a su vez la evidencia encontrada aun no es de confianza en relación a que este estado se mantenga en sí mismo, lo que podría indicar que es un estado muy dinámico y clave en el sistema. En relación a las variables, también se logró identificar un grupo de variables más apoyadas por la evidencia Precipitación en el período seco, la Variabilidad climática o evolución del clima, las relacionadas a la remoción de la vegetación (ganadería, fugo, extracción de leña), las relacionadas a la topografía, Rocosidad, Distancia al agua y Distancia a fuente de propágulos y la Inaccesibilidad. Por otro lado, sería necesario ahondar en las transiciones en las que interviene el Bosque parque, aquellas que parten de Arbustal con árboles y las que involucran el pasaje de Bosque continuo a otros estados (por ejemplo, ¿qué pasa luego de talar y o quemar un bosque?). Además, se pudo identificar algunas variables para las cuales es necesario seguir generando evidencia para entender las repercusiones en estas transiciones para decidir incluirlas: Precipitación acumulada, Déficit hídrico prolongado, Temperatura, Profundidad del suelo, Tipo de suelo y Disponibilidad de agua en el suelo. Por último, se obtuvo una base de datos de evidencia sobre los estados, transiciones y variables que queda disponible para utilizar para otros sitios.

A lo largo del estudio fueron identificados e incorporados al modelo estados que no figuraban para la bibliografía de la zona: arbustal con árboles, bosque parque, e Islas de bosque. Asimismo,

aunque según los resultados es necesario recopilar más de evidencia, la evidencia genérica es suficiente como para incorporar todos los estados que salieron del modelo preliminar y la consulta. En cuanto a las transiciones, se pudo plasmar la complejidad del sistema en relación a las transiciones posibles, junto con una orientación de a cuáles se les puede tener más confianza de que ocurran. En particular, a partir de los juicios de las personas, se pudo orientar la búsqueda bibliográfica, poder evaluarla evidencia y enriquecer el modelo, más allá de transiciones más clásicas como por ejemplo pastizal, a arbustal a bosque. Además, se logró identificar un grupo de variables que se tiene más confianza en que influyan en las transiciones, las cuales pueden ser candidatas a ser incorporadas y ser foco al tomar decisiones de gestión sobre estas transiciones.

Por otro lado, la metodología aplicada permitió evaluar el apoyo que tenían las diferentes hipótesis, hasta en los casos extremos en que hubiera sido sugerida únicamente por una persona. Asimismo, en algunos casos que existían opiniones diferentes la evidencia terminó apoyando cierta hipótesis, y en otros casos sigue mostrando que son puntos para los cuales la evidencia está muy mezclada y es necesario seguir profundizando en el estudio. Por último, más allá de que aquí se sistematizan y resaltan los principales resultados, la compilación de la discusión en los anexos (principalmente Anexos 3.4 a 3.7), queda disponible para entender mejor el sistema y apoyar la toma de decisiones.

Un antecedente en plantear dinámicas de transición de pastizal a bosque para Uruguay es el trabajo realizado por Gallego et al. 2020 donde se hace una propuesta de modelo para PPQQC. Sin embargo, el resultado obtenido en este capítulo agrega algunos estados a los planteados por Gallego et al. 2020. Por otro lado, el modelo de Gallego et al. 2020 se centra en las repercusiones del pastoreo y fuego, sin incluir en el modelo otras variables. Al comparar con otros estudios a nivel nacional, muchos se centran en una transición y/o estado final, no en los pasos intermedios. Por ejemplo, Bernardi et al. 2019, el cual analiza los cambios en la cobertura boscosa en Uruguay, o Altesor et al. 2019, que se centra en pastizales. Asimismo, los trabajos en la región, en general se centran en describir los estados de un momento dado en un espacio determinado (*e.g.* gradiente, Schinestsck et al. 2019) o cambios en estado entre dos fechas (*e.g.* Oliveira y Pillar 2004), pero en general no explicitan pasos intermedios y/o están centrados en un grupo de variables. Por ejemplo, Müller et al. 2012 que evalúa suelo y/o frecuencia del fuego, pero no efectos del clima y/o ganadería. Por otro lado, en general los modelos de estados y transiciones se realizan para un sitio

ecológico (Bestelmayer et al. 2003), por lo que se realizan para un tipos de tierras con propiedades del suelo, pendiente, posición en el paisaje similares, y se trata de entender cambios que el manejo podría tener en ese sitio. En este caso, nuestro estudio brinda un modelo más general, que permite incorporar la heterogeneidad ambiental en una región, y así poder entender qué otros factores a esta escala, pueden estar interviniendo en las dinámicas de la vegetación.

La metodología de construcción del modelo conceptual a partir de consulta a personas consideradas expertas y contraste con la evidencia existente resultó ser útil para poder generar hipótesis sobre cómo se comportan las transiciones en la zona, sin haber estudios previos sobre estas transiciones en la zona. Esta metodología, basada en el protocolo REA (LaMere et al. 2020) complementada con la evaluación de las hipótesis con evidencia local y genérica propuesta por Salafsky et al. 2019 permitió crear, enriquecer y plasmar un modelo de un sistema complejo. Por otro lado, al detallar los pasos para obtener el modelo y la forma de evaluar las hipótesis, es posible mejorarlo con nueva evidencia que se genere. Además queda disponible la base de datos para ser utilizada y evaluada para otros sitios.

En cuanto al proceso de construcción del modelo, si se cuenta con tiempo suficiente, es recomendable realizar entrevistas individuales y compilación, el resultado de realizarlas enriquece el modelo y brinda la oportunidad tener la visión de todas las personas que participaron (Hemming et al. 2017, Mukherjee et al. 2018). Esto puede llegar a perderse en la dinámica grupal si solo algunas personas tienden a dar sus juicios o los juicios de algunas personas influyen en otras (Mukherjee et al. 2018). Por otro lado, dado que no hubo muchas devoluciones del modelo final, quizá alguna instancia grupal de discusión o foro hubiera enriquecido la discusión como incorporan otras metodologías (Hemming et al. 2017, LaMere et al. 2020). Sin embargo, puede llegar a ser difícil involucrar a las personas externas al proyecto en procesos que lleven mucha dedicación de tiempo durante un largo período de tiempo (LaMere et al. 2020).

Un comentario adicional, es que más allá de los objetivos de este trabajo, este tipo de consultas puede llegar a ser una experiencia de aprendizaje (LaMere et al. 2020) y es también un proceso enriquecedor para quienes están involucrados. Varias personas comentaron el interés en la temática y el enriquecimiento que implicaba saber qué opinaban otras personas sobre la misma, o acercar otra bibliografía.

5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Altesor, A., G. Piñeiro, F. Lezama, R. B. Jackson, M. Sarasola, and J. M. Paruelo. 2006. Ecosystem changes associated with grazing in subhumid South American grasslands. *Journal of Vegetation Science* 17:323–332.
- Altesor, A., F. Gallego, M. Ferrón, F. Pezzani, L. López-Mársico, F. Lezama, S. Baeza, M. Pereira, B. Costa, and J. M. Paruelo. 2019. Inductive Approach To Build State-and-Transition Models for Uruguayan Grasslands. *Rangeland Ecology and Management* 72:1005–1016.
- Anadón, J. D., O. E. Sala, and F. T. Maestre. 2014. Climate change will increase savannas at the expense of forests and treeless vegetation in tropical and subtropical Americas. *Journal of Ecology* 102:1363–1373.
- Andrade, B. O., E. Marchesi, S. Burkart, R. B. Setubal, F. Lezama, S. Perelman, A. A. Schneider, R. Trevisan, G. E. Overbeck, and I. I. Boldrini. 2018. Vascular plant species richness and distribution in the Río de la Plata grasslands. *Botanical Journal of the Linnean Society* 188:250–256.
- Archer, S., D. S. Schimel, and E. A. Holland. 1994. Mechanisms of shrubland expansion: land use, climate or CO₂? *Climatic Change* 29:91–99.
- Archer, S. R., and K. I. Predick. 2014. An ecosystem services perspective on brush management: Research priorities for competing land-use objectives. *Journal of Ecology* 102:1394–1407.
- Armenteras, D., J. M. Espelta, N. Rodríguez, and J. Retana. 2017. Deforestation dynamics and drivers in different forest types in Latin America: Three decades of studies (1980–2010). *Global Environmental Change* 46:139–147.
- Baeza S., G. Rama, and F. Lezama. 2019. Cartografía de los pastizales naturales en las regiones geomorfológicas de Uruguay predominantemente ganaderas. Ampliación y actualización. En: Altesor A., López-Mársico L. and J.M. Paruelo. 2019. Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales II. Serie FPTA N° 69, INIA, Montevideo.
- Baeza, S., and J. M. Paruelo. 2020. Land use/land cover change (2000–2014) in the rio de la plata grasslands: An analysis based on MODIS NDVI time series. *Remote Sensing* 12:1–22.
- Barnosky, A. D., N. Matzke, S. Tomiya, G. O. U. Wogan, B. Swartz, T. B. Quental, C. Marshall, J. L. McGuire, E. L. Lindsey, K. C. Maguire, B. Mersey, and E. A. Ferrer. 2011. Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature* 471:51–57.
- Bashari, H., C. Smith, and O. J. H. Bosch. 2009. Developing decision support tools for rangeland management by combining state and transition models and Bayesian belief networks. *Agricultural Systems* 99:23–34.
- Behling, H., V. D. P. Pillar, and S. G. Bauermann. 2005. Late Quaternary grassland (Campos), gallery forest, fire and climate dynamics, studied by pollen, charcoal and multivariate analysis of the São Francisco de Assis core in western Rio Grande do Sul (southern Brazil). *Review of Palaeobotany and Palynology* 133:235–248.
- Bengtsson, J., J. M. Bullock, B. Egoh, C. Everson, T. Everson, T. O'Connor, P. J. O'Farrell, H. G. Smith, and R. Lindborg. 2019. Grasslands—more important for ecosystem services than you might think. *Ecosphere* 10.
- Bernardi, R. E., M. Buddeberg, M. Arim, and M. Holmgren. 2019. Forests expand as livestock pressure declines in subtropical South America. *Ecology and Society* 24.
- Bernardi, R. E., I. K. de Jonge, and M. Holmgren. 2016a. Trees improve forage quality and abundance in South American subtropical grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 232:227–231.
- Bernardi, R. E., M. Holmgren, M. Arim, and M. Scheffer. 2016b. Why are forests so scarce in subtropical South America? The shaping roles of climate, fire and livestock. *Forest Ecology and Management* 363:212–217.

- Bestelmeyer, B. T., J. R. Brown, K. M. Havstad, R. Alexander, G. Chavez, and J. E. Herrick. 2003. Development and use of state-and-transition models for rangelands. *Journal of Range Management* 56:114–126.
- BirdLife International. 2018. North "Quebradas" and grasslands <http://datazone.birdlife.org/site/factsheet/23552> Consultado el 05 de julio de 2018
- Bowman, D. M. J. S., A. Walsh, and D. J. Milne. 2001. Forest expansion and grassland contraction within a Eucalyptus savanna matrix between 1941 and 1994 at Litchfield National Park in the Australian monsoon tropics. *Global Ecology and Biogeography*:535–548.
- Brazeiro, A., Haretche F. and C. Toranza. 2018a. Monitoreo de la sucesión secundaria en bosques parques talados: Aprendizajes para la restauración. In: Brazeiro A (ed.) Recientes avances en investigación para la gestión y conservación del bosque nativo de Uruguay. Facultad de Ciencias, MGAP, BMEL. Montevideo. Pp 92-96.
- Brazeiro, A., P. Brussa, and C. Toranza. 2018. Efectos del ganado en el ecotono bosque-pastizal en paisajes serranos de Uruguay. *Ecosistemas* 27:14–23.
- Brazeiro, A., M. Achkar, C. Toranza, and L. Bartesaghi. 2020. Agricultural expansion in uruguayan grasslands and priority areas for vertebrate and woody plant conservation. *Ecology and Society* 25.
- Briggs, J. M., A. K. Knapp, J. M. Blair, J. L. Heisler, G. A. Hoch, M. S. Lett, and J. K. McCarron. 2005. The Behavioral Ecology of Insect Vibrational Communication. *BioScience* 55:243–254.
- Brook, B. W., N. S. Sodhi, and C. J. A. Bradshaw. 2008. Synergies among extinction drivers under global change. *Trends in Ecology and Evolution* 23:453–460.
- Brussa, P. 2018. Ecotono Bosque-Pastizal serrano: efectos del gaando en la expansión del bosque. Tesina de grado den la Licenciatura en Ciencias Biológicas, profundización en Ecología. Facultad de Ciencias – Universidad de la República.
- Burgman, M. 2005. *Risks and Decisions for Conservation and Environmental Management*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Burgman, M., A. Carr, L. Godden, R. Gregory, M. McBride, L. Flander, and L. Maguire. 2011. Redefining expertise and improving ecological judgment. *Conservation Letters* 4:81–87.
- Cain, J. 2001. *Planning improvements in natural resources management*. Centre for Ecology & Hydrology Crowmarsh, Wallingford, UK.
- Carlucci, M. B., L. da S. Duarte, and V. D. Pillar. 2011. Nurse rocks influence forest expansion over native grassland in southern Brazil. *Journal of Vegetation Science* 22:111–119.
- Carlucci, M. B., A. L. Luza, S. M. Hartz, and L. D. S. Duarte. 2016. Forests, shrublands and grasslands in southern Brazil are neglected and have specific needs for their conservation. Reply to Overbeck et al. *Natureza e Conservacao* 14:155–157.
- Carmel, Y., and R. Kadmon. 1999. Effects of grazing and topography on long-term vegetation changes in a Mediterranean ecosystem in Israel. *Plant Ecology* 145:243–254.
- Ceballos, G., P. R. Ehrlich, and P. H. Raven. 2020. Vertebrates on the brink as indicators of biological annihilation and the sixth mass extinction. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 117:13596–13602.
- Chapin, F. S., E. S. Zavaleta, V. T. Eviner, R. L. Naylor, P. M. Vitousek, H. L. Reynolds, D. U. Hooper, S. Lavorel, O. E. Sala, S. E. Hobbie, M. C. Mack, and S. Díaz. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405:234–242.
- Conway, A. J., and R. K. Danby. 2014. Recent advance of forest-grassland ecotones in southwestern Yukon. *Canadian Journal of Forest Research* 44:509–520.

- Cook, C. N., S. J. Nichols, J. A. Webb, R. A. Fuller, and R. M. Richards. 2017. Simplifying the selection of evidence synthesis methods to inform environmental decisions: A guide for decision makers and scientists. *Biological Conservation* 213:135–145.
- Cortés-Capano, G., T. Toivonen, A. Soutullo, A. Fernández, C. Dimitriadis, G. Garibotto-Carton, and E. Di Minin. 2020. Exploring landowners' perceptions, motivations and needs for voluntary conservation in a cultural landscape. *People and Nature* 2:840–855.
- Dantas, V. de L., M. Hirota, R. S. Oliveira, and J. G. Pausas. 2016. Disturbance maintains alternative biome states. *Ecology Letters* 19:12–19.
- Dicks, L. V., J. C. Walsh, and W. J. Sutherland. 2014. Organising evidence for environmental management decisions: A “4S” hierarchy. *Trends in Ecology and Evolution* 29:607–613.
- Dixon, A. P., D. Faber-Langendoen, C. Josse, J. Morrison, and C. J. Loucks. 2014. Distribution mapping of world grassland types. *Journal of Biogeography* 41:2003–2019.
- Donohue, R. J., T. R. McVicar, and M. L. Roderick. 2009. Climate-related trends in Australian vegetation cover as inferred from satellite observations, 1981–2006. *Global Change Biology* 15:1025–1039.
- Duarte, L. da S., R. E. Machado, S. M. Hartz, and V. D. Pillar. 2006. What saplings can tell us about forest expansion over natural grasslands. *Journal of Vegetation Science* 17:799.
- Eldridge, D. J., M. A. Bowker, F. T. Maestre, E. Roger, J. F. Reynolds, and W. G. Whitford. 2011. Impacts of shrub encroachment on ecosystem structure and functioning: Towards a global synthesis. *Ecology Letters* 14:709–722.
- Etchebarne, V., and A. Brazeiro. 2016. Effects of livestock exclusion in forests of Uruguay: Soil condition and tree regeneration. *Forest Ecology and Management* 362.
- Evía G., and E. Gudynas. 2000. *Ecología del Paisaje en Uruguay. Aportes para la conservación de la Diversidad Biológica*. 1st ed. MVOTMA, AEI y Junta de Andalucía, Sevilla 2000.
- Fan, Y., G. Miguez-Macho, E. G. Jobbágy, R. B. Jackson, and C. Otero-Casal. 2017. Hydrologic regulation of plant rooting depth. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 114:10572–10577.
- Fearnside, P. M. 2005. Deforestación en la Amazonía Brasileña: Historia, Tasas y Consecuencias. *Conservation Biology* 19:680–688.
- Fernández, G., M. Texeira, and A. Altesor. 2014. The small scale spatial pattern of C3 and C4 grasses depends on shrub distribution. *Austral Ecology* 39:532–539.
- Foley, J. A., R. DeFries, G. P. Asner, C. Barford, G. Bonan, S. R. Carpenter, F. S. Chapin, M. T. Coe, G. C. Daily, H. K. Gibbs, J. H. Helkowski, T. Holloway, E. A. Howard, C. J. Kucharik, C. Monfreda, J. A. Patz, I. C. Prentice, N. Ramankutty, and P. K. Snyder. 2005. Global consequences of land use. *Science* 309:570–574.
- Garibotto Carton, G., N. Caballero, and M. Pereira Machin. 2017. Arbustización del Campo Natural: un análisis de productores y técnicos. *Revista del Plan Agropecuario* 164:36–38.
- Gasparri, N. I., and H. R. Grau. 2009. Deforestation and fragmentation of Chaco dry forest in NW Argentina (1972–2007). *Forest Ecology and Management* 258:913–921.
- Gibson, D. J., and J. A. Newman. 2019. Chapter ne - Grasslands and Climate Change an overview. Pages 3–18 in D. J. Gibson and J. A. Newman, editors. *Grasslands and Climate Change*. Cambridge University Press.
- Gray, S., A. Voinov, M. Paolisso, R. Jordan, T. BenDor, P. Bommel, P. Glynn, B. Hedelin, K. Hubacek, J. Introne, N. Kolagani, B. Laursen, C. Prell, L. Schmitt Olabisi, A. Singer, E. Sterling, and M. Zellner. 2018. Purpose, processes, partnerships, and products: four Ps to advance participatory socio-environmental modeling. *Ecological Applications* 28:46–61.

- Guido, A., E. Salengue, and A. Dresseno. 2017. Effect of shrub encroachment on vegetation communities in Brazilian forest-grassland mosaics. *Perspectives in Ecology and Conservation* 15:52–55.
- Hemming, V., M. A. Burgman, A. M. Hanea, M. F. McBride, and B. C. Wintle. 2018. A practical guide to structured expert elicitation using the IDEA protocol. *Methods in Ecology and Evolution* 9:169–180.
- Hirota, M., M. Holmgren, E. H. van Nes, and M. Scheffer. 2011. Global Resilience of Tropical Forest and Savanna to Critical Transitions. *Science* 334:232–235.
- Hoffmann, W. A., E. L. Geiger, S. G. Gotsch, D. R. Rossatto, L. C. R. Silva, O. L. Lau, M. Haridasan, and A. C. Franco. 2012. Ecological thresholds at the savanna-forest boundary: How plant traits, resources and fire govern the distribution of tropical biomes. *Ecology Letters* 15:759–768.
- Hooper, D. U., E. C. Adair, B. J. Cardinale, J. E. K. Byrnes, B. A. Hungate, K. L. Matulich, A. Gonzalez, J. E. Duffy, L. Gamfeldt, and M. I. Connor. 2012. A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. *Nature* 486:105–108.
- IPBES. 2018. The IPBES regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for the Americas. Page (J. Rice, C. S. Seixas, M. E. Zaccagnini, M. Bedoya-Gaitán, and V. N., Eds.) *Global Biogeochemical Cycles*. Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany.
- Jones, N. A., H. Ross, T. Lynam, P. Perez, and A. Leitch. 2011. Mental Models: An Interdisciplinary Synthesis of Theory and Methods. *Ecology and Society* 16.
- Kahneman, D., and A. Tversky. 1982. On the study of statistical intuitions. Pages 493–508 in D. Kahneman, P. Slovic, and A. Tversky, editors. *Judgment under Uncertainty*. Cambridge University Press.
- Kuhnert, P. M., T. G. Martin, and S. P. Griffiths. 2010. A guide to eliciting and using expert knowledge in Bayesian ecological models. *Ecology Letters* 13:900–914.
- LaMere, K., S. Mäntyniemi, J. Vanhatalo, and P. Haapasaari. 2020. Making the most of mental models: Advancing the methodology for mental model elicitation and documentation with expert stakeholders. *Environmental Modelling and Software* 124.
- Lezama F., M. Pereira, Atesor A. and J.M. Paruelo. 2019a. Capítulo 1: ¿Cuán heterogéneos son los pastizales naturales en Uruguay? En: Altesor A, López-Mársico L & JM Paruelo. 2019. Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales II. Serie FPTA N° 69, INIA, Montevideo.
- Lezama, F., M. Pereira, A. Altesor, and J. M. Paruelo. 2019b. Grasslands of Uruguay: Classification based on vegetation plots. *Phytocoenologia* 49:211–229.
- Lisi, C. S., M. Tomazello Fo., P. C. Botosso, F. A. Roig, V. R. B. Maria, L. Ferreira-Fedele, and A. R. A. Voigt. 2008. Tree-ring formation, radial increment periodicity, and phenology of tree species from a seasonal semi-deciduous forest in southeast Brazil. *IAWA Journal* 29:189–207.
- Loarie, S. R., P. B. Duffy, H. Hamilton, G. P. Asner, C. B. Field, and D. D. Ackerly. 2009. The velocity of climate change. *Nature* 462:1052–1055.
- Lucas, C., M. Ceroni, S. Baeza, A. A. Muñoz, and A. Brazeiro. 2016. Sensitivity of subtropical forest and savanna productivity to climate variability in South America, Uruguay. *Journal of Vegetation Science* 28:192–205.
- Luza, A. L., M. B. Carlucci, S. M. Hartz, and L. D. S. Duarte. 2014. Moving from forest vs. grassland perspectives to an integrated view towards the conservation of forest–grassland mosaics. *Natureza & Conservação* 12:166–169.
- Mantyka-pringle, C. S., T. G. Martin, and J. R. Rhodes. 2012. Interactions between climate and habitat loss effects on biodiversity: A systematic review and meta-analysis. *Global Change Biology* 18:1239–1252.

- Martin, T. G., M. A. Burgman, F. Fidler, P. M. Kuhnert, S. Low-Choy, M. McBride, and K. Mengersen. 2012. Eliciting Expert Knowledge in Conservation Science. *Conservation Biology* 26:29–38.
- McBride, M. F., S. T. Garnett, J. K. Szabo, A. H. Burbidge, S. H. M. Butchart, L. Christidis, G. Dutson, H. A. Ford, R. H. Loyn, D. M. Watson, and M. A. Burgman. 2012. Structured elicitation of expert judgments for threatened species assessment: A case study on a continental scale using email. *Methods in Ecology and Evolution* 3:906–920.
- MGAP - DIEA. 2017. Anuario estadístico agropecuario 2017. <http://www.mgap.gub.uy/sites/default/files/diea-anuario2017web01a.pdf> Consultado el 27/06/2018
- Murphy, B. P., A. N. Andersen, and C. L. Parr. 2016. The underestimated biodiversity of tropical grassy biomes. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 371.
- Di Minin, E., A. Soutullo, L. Bartesaghi, M. Rios, M. N. Szephegyi, and A. Moilanen. 2017. Integrating biodiversity, ecosystem services and socio-economic data to identify priority areas and landowners for conservation actions at the national scale. *Biological Conservation* 206:56–64.
- Morton, D. C., R. S. DeFries, Y. E. Shimabukuro, L. O. Anderson, E. Arai, F. Del Bon Espirito-Santo, R. Freitas, and J. Morissette. 2006. Cropland expansion changes deforestation dynamics in the southern Brazilian Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 103:14637–14641.
- Mukherjee, N., J. Hugé, W. J. Sutherland, J. McNeill, M. Van Opstal, F. Dahdouh-Guebas, and N. Koedam. 2015. The Delphi technique in ecology and biological conservation: Applications and guidelines. *Methods in Ecology and Evolution* 6:1097–1109.
- Mukherjee, N., A. Zabala, J. Hüge, T. O. Nyumba, B. Adem Esmail, and W. J. Sutherland. 2018. Comparison of techniques for eliciting views and judgements in decision-making. *Methods in Ecology and Evolution* 9:54–63.
- Müller, S. C., G. E. Overbeck, J. Pfadenhauer, and V. D. Pillar. 2012. Woody species patterns at forest-grassland boundaries in southern Brazil. *Flora* 207:586–598.
- Nelson, G. C., E. Bennett, A. A. Berhe, K. Cassman, R. DeFries, T. Dietz, A. Dobermann, A. Dobson, A. Janetos, M. Levy, D. Marco, N. Nakicenovic, B. O'Neill, R. Norgaard, G. Petschel-Held, D. Ojima, P. Pingali, R. Watson, and M. Zurek. 2006. Anthropogenic drivers of ecosystem change: An overview. *Ecology and Society* 11:29.
- Newbold, T. 2018. Future effects of climate and land-use change on terrestrial vertebrate community diversity under different scenarios. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 285.
- Norton, S. B., S. M. Cormier, and G. W. Suter II. 2014. *Ecological Causal Assessment*. CRC Press, Florida, US.
- Noss, R. F. 2013. *Forgotten Grasslands of the South: Natural History and Conservation*. Page Journal of Chemical Information and Modeling. ISLAND PRESS, Washington.
- O'Hagan, A. 2019. Expert Knowledge Elicitation: Subjective but Scientific. *American Statistician* 73:69–81.
- O'Mara, F. P. 2012. The role of grasslands in food security and climate change. *Annals of Botany* 110:1263–1270.
- Oliveira, J. M., and V. D. Pillar. 2004. Vegetation dynamics on mosaics of Campos and Araucaria forest between 1974 and 1999 in Southern Brazil. *Community Ecology* 5:197–202.
- Overbeck, G. E., P. M. A. Ferreira, and V. D. Pillar. 2016. Conservation of mosaics calls for a perspective that considers all types of mosaic-patches. Reply to Luza et al. *Natureza e Conservacao* 14:152–154.
- Overbeck, G. E., S. C. Müller, A. Fidelis, J. Pfadenhauer, V. D. Pillar, C. C. Blanco, I. I. Boldrini, R. Both, and E. D. Forneck. 2007. Brazil's neglected biome: The South Brazilian Campos. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 9:101–116.
- Özesmi, U., and S. L. Özesmi. 2004. Ecological models based on people's knowledge: A multi-step fuzzy cognitive mapping approach. *Ecological Modelling* 176:43–64.

- Pereira Machín, M. 2013. Using participatory research, remote sensing and field surveys to build a state and transition model for the native pastures of northern Uruguay. Pages 1084–1087 Proceedings, 22nd International Grassland Congress, Sydney, Australia.
- Pillar, V. D. P. 2003. Dinâmica da Expansão Florestal em Mosaicos de Floresta e Campos no Sul do Brasil. *Ecosistemas Brasileiros: Manejo e Conservação*:209–2016.
- Pillar, V. D. P., and F. L. F. Quadros. 1997. Grassland-forest boundaries in Southern Brazil. *COENOSIS* 12:119–126.
- Pimm, S. L., C. N. Jenkins, R. Abell, T. M. Brooks, J. L. Gittleman, L. N. Joppa, P. H. Raven, C. M. Roberts, and J. O. Sexton. 2014. The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science* 344.
- Price, J., J. Silbernagel, N. Miller, R. Swaty, M. White, and K. Nixon. 2012. Eliciting expert knowledge to inform landscape modeling of conservation scenarios. *Ecological Modelling* 229:76–87.
- Proyecto REDD+ Uruguay (2019a). Análisis de los cambios en el bosque nativo de Uruguay en el periodo 2000-2016 en base a Collect Earth. Bernardi, L., A. Boccardo, C. Miguel, Olivera J. and C. Penengo. Coordinador: Martino D. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca - Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente. Montevideo.
- Proyecto REDD+ Uruguay (2019b). Análisis de información sobre infracciones a la normativa forestal relacionadas con bosque nativo para el período 2000 - 2016. Baccino, E., A. Boccardo, V. Chiesa, García de Souza M.L., Méndez A., Olivera J. and D. Martino. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca - Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente. Montevideo.
- Pullin, A. S., and T. M. Knight. 2001. Effectiveness in conservation practice: Pointers from medicine and public health. *Conservation Biology* 15:50–54.
- Pullin, A. S., and T. M. Knight. 2003. Support for decision making in conservation practice: An evidence-based approach. *Journal for Nature Conservation* 11:83–90.
- Rama, G., F. Lezama, and S. Baeza. 2018. Basáltica Del Uruguay 22:210–223.
- Ramankutty, N., A. T. Evan, C. Monfreda, and J. A. Foley. 2008. Farming the planet: 1. Geographic distribution of global agricultural lands in the year 2000. *Global Biogeochemical Cycles* 22:1–19.
- Ratajczak, Z., J. B. Nippert, J. M. Briggs, and J. M. Blair. 2014. Fire dynamics distinguish grasslands, shrublands and woodlands as alternative attractors in the Central Great Plains of North America:1374–1385.
- Rockström, J., W. Steffen, K. Noone, Å. Persson, F. S. Chapin, E. F. Lambin, T. M. Lenton, M. Scheffer, C. Folke, H. J. Schellnhuber, B. Nykvist, C. A. de Wit, T. Hughes, S. van der Leeuw, H. Rodhe, S. Sörlin, P. K. Snyder, R. Costanza, U. Svedin, M. Falkenmark, L. Karlberg, R. W. Corell, V. J. Fabry, J. Hansen, B. Walker, D. Liverman, K. Richardson, P. Crutzen, and J. A. Foley. 2009. A safe operating space for humanity. *Nature* 461:472–475.
- Rolhauser, A. G., and W. B. Batista. 2014. From pattern to process: estimating expansion rates of a forest tree species in a protected palm savanna. *Landscape Ecology* 29:919–931.
- Roques, K. G., T. G. O'Connor, and A. R. Watkinson. 2001. Dynamics of shrub encroachment in an African savanna: Relative influences of fire, herbivory, rainfall and density dependence. *Journal of Applied Ecology* 38:268–280.
- Rosengurtt, B. 1944. Las formaciones campestres y herbáceas del Uruguay. *Agros*,134: 1- 45. Recuperado de <https://www.colibri.udelar.edu.uy/jspui/handle/20.500.12008/9663> el 27 de abril de 2020.
- Royo Payarés, O., E. J. Berretta, and G. E. Maraschin. 2005. Chapter 5 - The South American Campos ecosystem. In: Suttie JM, Reynolds SG & C Batello (Eds.). *Grasslands of the world. Plant Production and Protection Series No. 34*. Recuperado de <http://www.fao.org/3/y8344e0b.htm#bm11.3> el 27 de abril de 2020.

- Rumpff, L., D. H. Duncan, P. A. Vesk, D. A. Keith, and B. A. Wintle. 2011. State-and-transition modelling for Adaptive Management of native woodlands. *Biological Conservation* 144:1224–1236.
- Rusch, V., D. R. López, L. Cavallero, G. M. Rusch, L. A. Garibaldi, J. Grosfeld, and P. Peri. 2017. State-and-transition model of ñire forest in NW Patagonia as a tool for sustainable silvopastoral management. *Ecología Austral* 27:266–278.
- Salafsky, N., J. Boshoven, Z. Burivalova, N. S. Dubois, A. Gomez, A. Johnson, A. Lee, R. Margoluis, J. Morrison, M. Muir, S. C. Pratt, A. S. Pullin, D. Salzer, A. Stewart, W. J. Sutherland, and C. F. R. Wordley. 2019. Defining and using evidence in conservation practice. *Conservation Science and Practice* 1:e27.
- Schinestsck, C. F., S. C. Müller, and V. D. Pillar. 2019. Woody species patterns linked to the process of araucaria forest expansion over native grasslands excluded from management. *Neotropical Biology and Conservation* 14:411–429.
- Seddon, A. W. R., M. Macias-Fauria, P. R. Long, D. Benz, and K. J. Willis. 2016. Sensitivity of global terrestrial ecosystems to climate variability. *Nature* 531:229–232.
- Shackelford, G. E., P. A. Martin, A. S. C. Hood, A. P. Christie, E. Kulinskaya, and W. J. Sutherland. 2021. Dynamic meta-analysis: a method of using global evidence for local decision making. *BMC Biology* 19:33.
- Silva, J. F., A. Zambrano, and M. R. Fariñas. 2001. Increase in the woody component of seasonal savannas under different fire regimes in Calabozo, Venezuela. *Journal of Biogeography* 28:977–983.
- Silva, L. C. R., and M. Anand. 2011. Mechanisms of Araucaria (Atlantic) Forest Expansion into Southern Brazilian Grasslands. *Ecosystems* 14:1354–1371.
- Sistema Nacional de Áreas Protegidas. 2009. Propuesta de Proyecto de creación y delimitación de un área protegida en las cuencas de los arroyos Laureles y de as Cañas para su incorporación al Sistema Nacional de Áreas Protegidas. SNAP-DINAMA. 73pp
- Song, X. P., M. C. Hansen, S. V. Stehman, P. V. Potapov, A. Tyukavina, E. F. Vermote, and J. R. Townshend. 2018. Global land change from 1982 to 2016. *Nature* 560:639–643.
- Soriano, A. 1992. Rio de la Plata grasslands. In: Coupland, R.T. (ed.) *Natural grasslands. Introduction and Western Hemi-sphere*, pp. 367–407. Elsevier, Amsterdam, NL.
- Soutullo, A., L. Bartesaghi, M. Ríos M, M.N.Szephegyi, and E. Di Minin, 2014 Prioridades espaciales para la expansión y consolidación del SNAP en el período 2015-2020. Documento elaborado en el marco del proyecto “Fortalecimiento del Proceso de Implementación del Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Uruguay” MVOTMA/DINAMA - PNUD/GEF (Proyecto URU/06/G34). 36 pp.
- Staver, A. C., S. Archibald, and S. A. Levin. 2011. The global extent and determinants of savanna and forest as alternative biome states. *Science* 334:230–232.
- Sutherland, W. J. 2006. Predicting the ecological consequences of environmental change: A review of the methods. *Journal of Applied Ecology* 43:599–616.
- Sutherland, W. J., and M. A. Burgman. 2015. Use experts wisely. *Nature* 526:317–318.
- Sutherland, W. J., A. S. Pullin, P. M. Dolman, and T. M. Knight. 2004. The need for evidence-based conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 19:305–308.
- The World Bank Environment Department. 2010. *Convenient Solutions to an Inconvenient Truth : Approaches to Climate Change*. Page World. The World Bank, Washington.
- Tiscornia, G., M. Achkar, and A. Brazeiro. 2014. Efectos de la intensificación agrícola sobre la estructura y diversidad del paisaje en la región sojera de Uruguay. *Ecología Austral* 24:212–219.

- Tiscornia, G., M. Jaurena, and W. Baethgen. 2019. Drivers, process, and consequences of native grassland degradation: Insights from a literature review and a survey in Río de la Plata grasslands. *Agronomy* 9:8–12.
- UNESCO. 2018. Reserva de la Biosfera de Bioma Pampa-Quebrada del Norte. <http://www.unesco.org/new/en/natural-sciences/environment/ecological-sciences/biosphere-reserves/latin-america-and-the-caribbean/nat-com-uruguay/bioma-pampa-quebradas-del-norte/> Consultado el 05 de julio de 2018.
- Veldman, J. W., E. Buisson, G. Durigan, G. W. Fernandes, S. Le Stradic, G. Mahy, D. Negreiros, G. E. Overbeck, R. G. Veldman, N. P. Zaloumis, F. E. Putz, and W. J. Bond. 2015. Toward an old-growth concept for grasslands, savannas, and woodlands. *Frontiers in Ecology and the Environment* 13:154–162.
- Vitousek, P. M., H. A. Mooney, J. Lubchenco, and J. M. Melillo. 1997. Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science* 277:1–807.
- Voinov, A., and F. Bousquet. 2010. Modelling with stakeholders. *Environmental Modelling and Software* 25:1268–1281.
- Voinov, A., N. Kolagani, M. K. McCall, P. D. Glynn, M. E. Kragt, F. O. Ostermann, S. A. Pierce, and P. Ramu. 2016. Modelling with stakeholders - Next generation. *Environmental Modelling and Software* 77:196–220.
- Westoby, M., B. Walker, and I. Noy-Meir. 1989. Opportunistic management for rangelands not at equilibrium. *Journal of Range Management* 42:266–274.
- White, R., S. Murray, and M. Rohweder. 2001. Grassland ecosystems: pilot analysis of global ecosystems. World Resources Institute, Washington, DC.
- Whittaker, R. H. 1975. Communities and ecosystems. Page Environmental Biology. Second edition. MacMillan Publishing Co., INC, New York, US.

ANEXO 3.1 Consulta sobre estados y transiciones de pastizal a bosque en la zona de Quebradas del Norte

CONSULTA SOBRE ESTADOS Y TRANSICIONES DE PASTIZAL A BOSQUE EN LA ZONA DE QUEBRADAS DEL NORTE

Estudiante de Doctorado en Ciencias Biológicas: MSc. Verónica Etchebarne

Director de Tesis: Dr. Álvaro Soutullo

Co-Director de Tesis: Dr. Ing. Agr. Oscar Blumetto

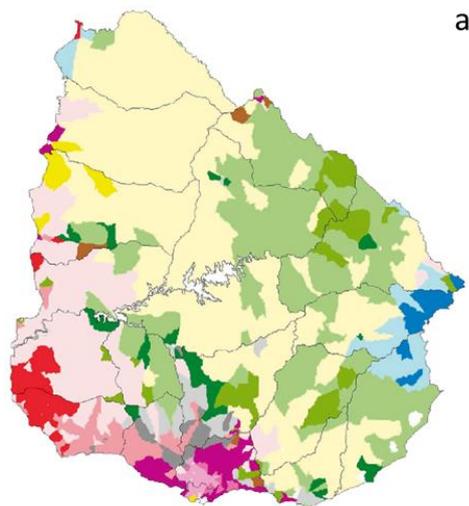
En coordinación con: MSc. Ing. Agr. Gustavo Garibotto

ANTECEDENTES

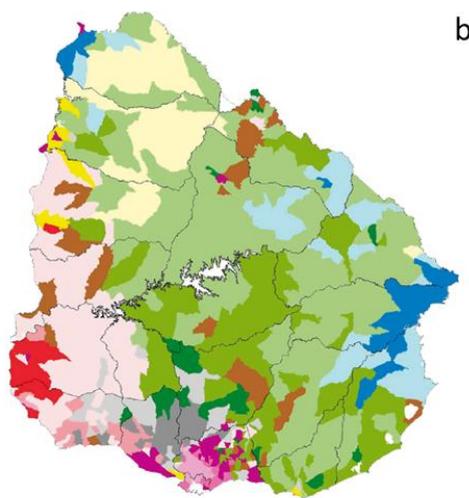
Una de las zonas destacadas por su interés para la conservación en Uruguay, donde la ganadería es uno de los principales usos del suelo es la región de Quebradas del Norte. El paisaje se caracteriza por presentar una matriz de pastizales, con zonas de relieve enérgico y zonas encajonadas con bosque de Quebrada, cerros chatos, laderas con bosque serrano, planicies fluviales con bosque ribereño, y arbustales (Evia & Gudynas 2012). La geología predominante en la zona es de afloramientos basálticos, mezclados con areniscas (Evia & Gudynas 2012).

Esta región se destaca por su importancia para la conservación a nivel internacional dado que forma parte de un área de importancia para la conservación de las aves y la biodiversidad (IBA UY 003 Quebradas y Pastizales del Norte, BirdLife International 2018), y que es parte de la Reserva de la Biosfera de Bioma Pampa-Quebrada del Norte (UNESCO 2018). A nivel nacional esta región es una de las zonas consideradas como prioritaria para la conservación de la biodiversidad (SNAP - Soutullo et al. 2014, Di Minin et al. 2017). A pesar de esta importancia, en los últimos 20 años, la región ha sufrido importantes cambios en el uso del suelo, reemplazando prácticas productivas compatibles con la conservación y cobertura del suelo nativa (*e.g.* ganadería sobre campo natural) por usos del suelo intensivos como la forestación con especies exóticas (Fig. 1).

Año 1990



Año 2000



Año 2011

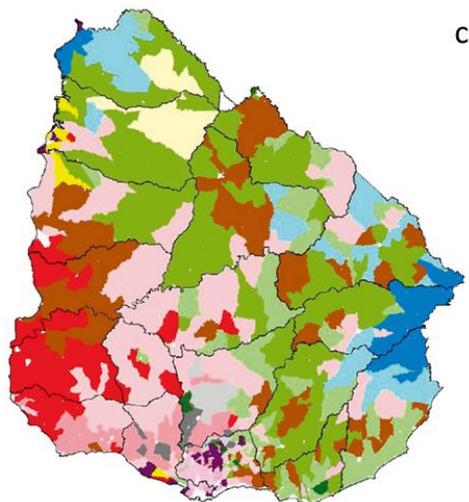


Figura 1. Regiones agropecuarias para el año 1990, 2000 y 2011. Fuente MGAP-DIEA 2017.

La ganadería sobre campo natural en esta zona resulta una oportunidad para compatibilizar la conservación con la producción. Para esto, uno de los desafíos implica identificar aquellas prácticas de manejo que contribuyan tanto a los objetivos de la producción ganadera como a los de la conservación de la biodiversidad. Una de las principales dificultades para esto radica en los conflictos que existen entre la producción ganadera y los sistemas de transición de pastizal a bosque. Las transiciones de pastizal a bosque implican el establecimiento o avance de arbustos y/o árboles sobre pastizales naturales, que pueden identificarse en algunos casos como arbustales. Desde el punto de vista de la conservación de la biodiversidad los arbustales y transiciones pastizal a bosque muchas veces están compuestos por especies vegetales especialistas, prioritarias para la conservación, y ofrecen refugio para la fauna. A su vez, si bien los arbustales proveen de servicios como la disminución de la erosión, la retención de nutrientes en el suelo, la facilitación del establecimiento de gramíneas de interés forrajero y la provisión de una fuente de alimento en épocas de sequía (Eldridge et al. 2011, Archer & Predick 2014, Altesor et al. 2006, Pezzani et al. 2010, Fernández et al. 2014, Cortés et al. 2018), también generan conflictos con la producción ganadera.

Una de las principales problemáticas identificada a nivel mundial, incluyendo la región de Quebradas del Norte, es que los arbustales y/o sistemas de transición de pastizal a bosque compiten con la superficie ganadera y/o con calidad del forraje (vegetación herbácea) (Formoso 1997, Eldridge et al. 2011, Archer & Predick 2014, Garibotto et al. 2017). En particular, en las Quebradas del Norte, la percepción de los productores coincide con los beneficios y conflictos anteriormente descritos, aunque también perciben otras dificultades asociadas al manejo (*e.g.* disminución de visibilidad y dificultad de manejo sanitario). Por lo tanto, comprender las dinámicas y manejos que los afectan es fundamental para planificar la gestión de la conservación del territorio y los ecosistemas naturales presentes, de forma de poder compatibilizar la producción ganadera con la conservación de la biodiversidad y particularmente, de las transiciones de pastizal a vegetación que son las más susceptibles a ser afectadas por el manejo ganadero.

Dado este contexto, en el marco del desarrollo del doctorado de la estudiante Verónica Etchebarne, **se pretende desarrollar un modelo de estados de transiciones de pastizal a bosque, combinando los modelos de estados y transiciones y redes de creencia bayesianas, que permita incorporar diferentes conocimientos y perspectivas.** Este tipo de modelos permite integrar información de bibliografía, de campo y de consulta a actores involucrados, siendo muy útil en los casos donde existe poca evidencia generada, como en sistemas con dinámicas que implican largos períodos, como son las transiciones de pastizal a bosque. A su vez, en el marco de la tesis, se pretende aplicar el modelo que se desarrolle

para el apoyo de toma de decisiones para la conservación de los ecosistemas nativos vinculados a las transiciones de pastizal a bosque en sistemas ganaderos, con diferentes objetivos (*e.g.* conservar pastizal, restaurar bosque).

Consideramos muy importante su experiencia y conocimiento para la construcción de este modelo. En este sentido, **nos gustaría realizarle una consulta estructurada y sistematizada que permitirá estimar valores para algunas de los aspectos de interés.**

Entendemos la dificultad que implica dar ciertos valores de probabilidades y/o simplificar la realidad para que cumpla con las posibilidades de modelación de esta herramienta para que no pierda su propósito de apoyo a la toma de decisiones. Sin embargo, dada falta de datos a largo plazo que hay hasta el momento y las limitantes que existen para generarlos, su opinión es fundamental para poder estimar valores que permitan la construcción de un modelo que contribuya a apoyar la toma de decisiones.

Luego de sistematizar los datos de su consulta, e integrarlos con las otras consultas, le enviaré los resultados, para que pueda discutir y revisar si prefiere cambiar algo respecto a la primera consulta.

OBJETIVOS

Objetivo general

Consultarles el modelo de estados de transiciones de pastizal a bosque propuesto para la zona de Quebradas del Norte.

Objetivos particulares

Recoger sus aportes, perspectivas y experiencia sobre las dinámicas de transiciones de pastizal a bosque, y revisar las definiciones de los estados, posibles causas entre las transiciones, orientado a la toma de decisiones para la gestión.

Alcance

Esto se centrará en las dinámicas de transiciones de pastizal a bosque de la zona de Laureles Cañas en Tacuarembó (Fig. 2).

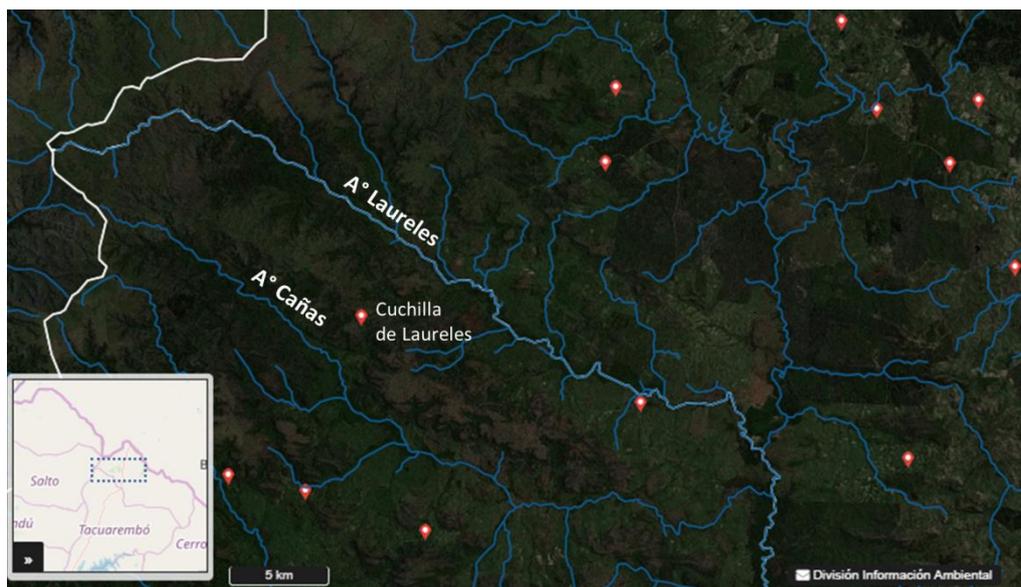


Figura 2. Zona de Laureles Cañas en Tacuarembó.

Organización del documento

La consulta se diagrama en tres bloques:

1. Estados
2. Transiciones entre los estados
3. Variables/Prácticas que influyen en las transiciones entre estados

Al final de cada bloque encontrará un formulario para completar.

CONSULTA

La definición de los estados y elección de las variables que los describen se realizó en base a la revisión de bibliografía sobre Uruguay y la región, así como bibliografía internacional y observaciones a campo y consultas realizadas en el marco del proyecto "Conservación voluntaria de la naturaleza en Uruguay: perspectivas de productores rurales de las Quebradas del Norte" entre Vida Silvestre Uruguay – SNAP realizado el marco del proyecto URU/13/G35: "Fortalecimiento de la efectividad del Sistema Nacional de Áreas Protegidas incluyendo el enfoque de paisaje en la gestión",.

Integrando estas fuentes de información se construyó un modelo de estados de transiciones de pastizal a bosque para la zona de las quebradas del norte, con énfasis en la región de Laureles Cañas.

1- ESTADOS

Definición de estado:

Formaciones vegetales que pueden distinguirse en base a rasgos de su estructura (*e.g.* altura, cobertura), composición (*e.g.* presencia de arbustos, árboles, herbáceas) y usos históricos en el paisaje (Bashari et al. 2009, Rumpff et al. 2011). Dado que el objetivo del trabajo es describir y profundizar en el conocimiento sobre las transiciones de pastizal a bosque, decidimos considerar como **estados** a aquellas formaciones de vegetación que a grandes rasgos se pueden distinguir en estas transiciones (*e.g.* pastizal, arbustal).

La decisión de unificar diferentes comunidades en un estado también es operativa, dadas las limitantes que tiene la construcción del modelo con el objetivo de apoyar la toma de decisiones. En el caso de involucrar muchos estados, el modelo se complejiza y hace difícil su interpretación. Esto implica que cambios de estado en pastizales que conlleven cambios relativamente simples de revertir, como cambios en altura del pastizal, a pesar de su importancia para la producción, no son considerados excepto que tengan relación con cambios de estado de pastizal a bosque. Estas comunidades las consideraremos en este contexto como **fases o sub-estados** a la interna de cada estado (Fig. 4). Por ejemplo, el estado: Arbustal comprende diferentes comunidades de arbustales diferenciadas por la especie dominante (*e.g.* chirca negra, cedrón del monte), pero se considera como un único estado llamado Arbustal.

Para la zona **se identificaron entonces cinco estados** en base a su cobertura de herbáceas, arbustos y árboles (Tabla 1, Fig. 3 y 4), cada rango de cobertura se realizó modificando a Dixon et al. 2014.

Tabla 1. Estados identificados para la zona de estudio.

Estado	Cobertura en porcentaje (%)		
	Herbáceas	Arbustos	Árboles
Pastizal	Mayor a 50	Menor a 25	Menor a 10
Arbustal	Mayor a 50	Mayor a 25	Menor a 10, árboles aislados
Arbustal + árboles	-	Mayor a 25	10 a 25, árboles aislados o en manchones
Bosque de Islas	-	-	Mayor a 25 árboles en manchones
Bosque	-	-	Mayor a 25, árboles dispuestos de forma continua

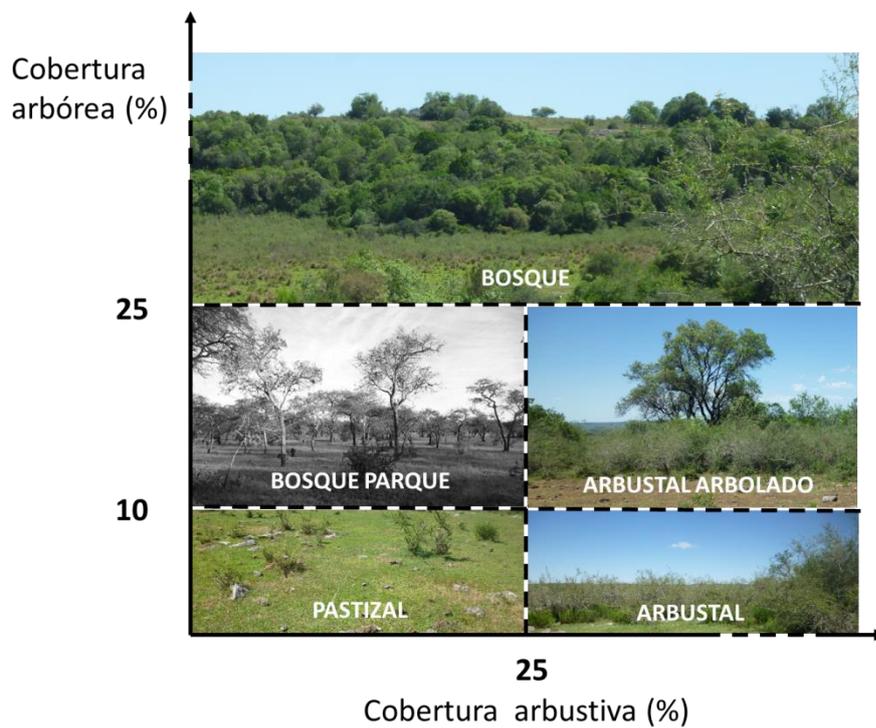


Figura 3. Estados posibles. En blanco y negro se resalta un estado que no se encontraría en la zona.

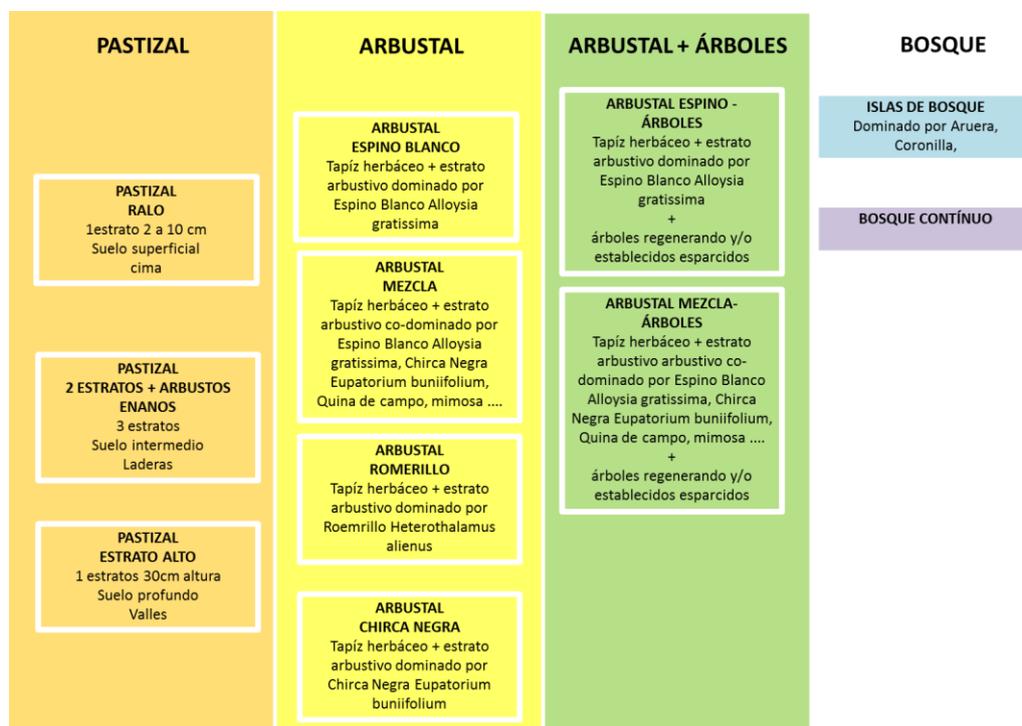


Figura 4. Estados que podrían encontrarse en la zona, con sus fases.

A continuación le pido que por favor conteste las siguientes preguntas. Como apoyo le facilito el recuadro 1 con las principales definiciones necesarias para las preguntas de esta sección.

Recuadro 1. Definiciones de Estado y Fase

Estado: En el contexto de este trabajo los estados de la vegetación se clasifican según su porcentaje de cobertura de herbáceas, arbustos y árboles. Consideramos como estados a aquellas formaciones de vegetación que se pueden distinguir en estas transiciones de pastizal a bosque sin importar su composición específica ni altura de cada estrato, entre otras variables. Los estados identificados y puestos a consulta son pastizal, arbustal, arbustal con árboles, islas de bosque, bosque.

Fases: Variantes de comunidades dentro de los estados, las mismas corresponden a variaciones en algunas características del estado que no son las que se utilizaron para definir el estado. Por ejemplo, existen diferentes tipos de pastizales dado el sustrato donde se desarrollan, la altura que alcanzan o las especies que lo componen, estos diferentes pastizales serían las fases y el estado siempre es Pastizal. Otro ejemplo son los arbustales que pueden variar según su especie dominante, pero los seguimos considerado dentro del estado Arbustal dado que su porcentaje de cobertura de herbáceas, arbustos y árboles cumple con los valores que utilizamos para definir este estado.

1.1 ¿Está de acuerdo con los estados reconocidos y su descripción?

Se recuerda que por **estado** se entiende los estados de la vegetación clasificados según su porcentaje de cobertura de herbáceas, arbustos y árboles.

Sí	
No	

¿Por qué?

1.2 ¿Está de acuerdo con las fases englobadas en cada estado?

Se recuerda que por **fase** se entiende comunidades dentro de los estados.

Sí	
No	

¿Por qué?

1.3 ¿Está de acuerdo con la descripción de las fases?

Sí	
No	

¿Por qué?

¿Eliminaría, unificaría o agregaría alguna?

¿Cuál? ¿Por qué?

1.4 Para la zona, reconoce alguna otra comunidad de:

	Sí/No	¿Cuál?
Pastizal		
Arbustal		
Bosque		
Otra		

2-TRANSICIONES

Las preguntas de esta sección se centran en los cambios entre estados. Le brindo el recuadro 2 con las principales definiciones necesarias para las preguntas de esta sección.

Recuadro 2. Definiciones relacionadas a las transiciones

Transición: Cambios entre estados. Una transición se considera cuando en un tiempo inicial se tiene un estado y al tiempo final se tiene otro. Por ejemplo, el año inicial se tiene un pastizal y a los cinco años se convirtió en un arbustal. Los cambios de estado pueden o no implicar manejos como cambios en diferentes aspectos como la carga ganadera (exclusión del ganado, aumento densidad de ganado), uso de chirquera o fuego. En este caso le consulto por los cambios, no por las causas.

2.1 ¿Está de acuerdo en el siguiente diagrama de pasaje de pastizal a bosque?

Sí	
No	
¿Por qué?	



2.2 ¿Le parece necesario agregar alguna transición?

Recuerde que transición se refiere a los **cambios entre estados** indicados por las flechas.

Sí	
No	
¿Cuál? ¿Por qué?	

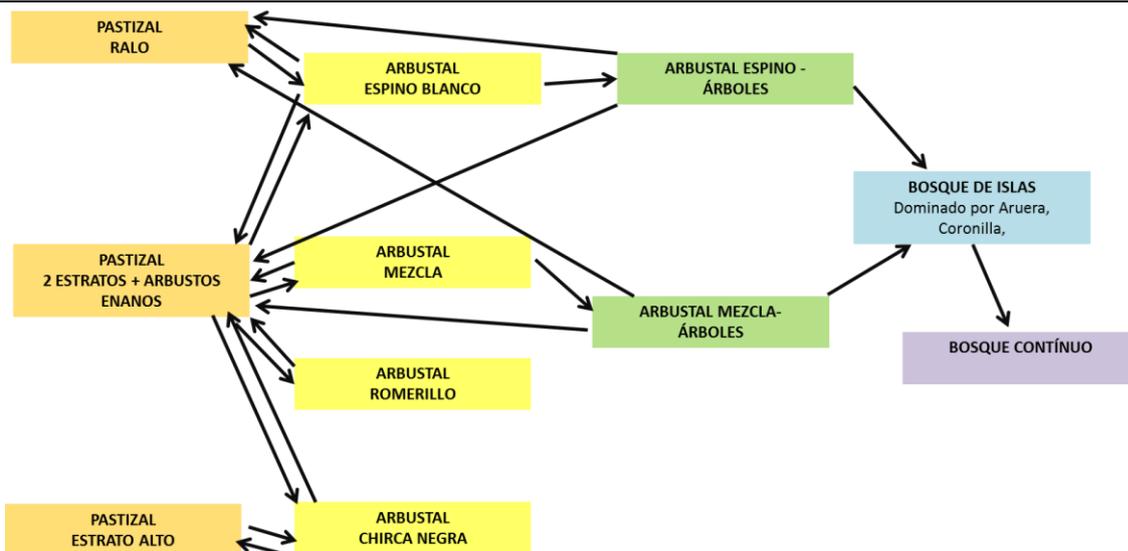
2.3 ¿Le parece necesario eliminar alguna transición?

Sí	
No	

¿Cuál? ¿Por qué?

Las próximas preguntas son referidas al siguiente esquema. Las flechas que unen una fase con otra indican las transiciones.

Se recuerda que por **fase** se entiende comunidades dentro de los estados.



2.4 ¿Le parece necesario agregar alguna transición?

Sí	
No	

¿Cuál? ¿Por qué?

--

2.5 ¿Le parece necesario eliminar alguna transición?

Sí	
No	
¿Cuál? ¿Por qué?	

3- VARIABLES QUE INFLUYEN

Las dinámicas de pastizal a bosque están dadas por diferentes variables operando a diferentes escalas. Por ejemplo a escala global, como las precipitaciones o el aumento de CO2 atmosférico, a escala regional y/o local como la geología y el suelo, a escala de paisaje y/o local, como las interacciones entre especies (competencia, facilitación), así como por el régimen de disturbios, y usos del suelo²¹. Dada la escala del estudio, se considerarán variables que actúen a escala regional y o local. Esto permitirá profundizar en los procesos que están actuando a esta escala en las transiciones de bosque a pastizal y poder así interpretar, describirlas y realizar recomendaciones de manejo a esta escala.

Existe otra variable, que es la Capacidad de reestablecerse de la vegetación, que puede influir a esta escala, pero las especies dominantes, como Romerillo, Espino blanco y Chirca Negra, han demostrado capacidad de rebrotar frente a el fuego y chirquera, por lo que no se tiene en cuenta.

²¹ Scholes & Walker, 1993, Scheffer et al. 2001, Peters et al. 2006, Gautreau & Lezama 2009, Ratajczak et al. 2011, Hirota et al. 2011, Wood & Bowman 2011, Murphy & Bowman 2012, Myster 2012, Sankey 2012, Dantas et al. 2013, Bernardi et al. 2016.

3.1 ¿Está de acuerdo con cada una de las variables que influyen en cada tipo de transición?

En cada caso indicar **Sí** o **No**. En caso de que la respuesta sea no, fundamentar en el recuadro debajo la tabla.

Más abajo le pido que detalle si agregaría o eliminaría alguna.

Variable	de pastizal	de arbustal	de arbustal + árboles
	a arbustal	a arbustal + árboles	a Islas de bosque
Precipitación anual acumulada			
Presión ganadera (Relación UG/Dotación optima)			
Relación lanar/ vacuno			
Sistema de pastoreo ²²			
Remoción vegetación			
Profundidad del suelo			
Topografía			
Época en que se aplica chirquera o fuego			
Frecuencia del fuego			
Intensidad del fuego			
Frecuencia de la chirquera			
Alcance de la chirquera ²³			

Fundamentación

²² Si rota o no

²³ Superficie

3.2 ¿Eliminaría alguna?

<i>Sí</i>	
<i>No</i>	

¿Cuál?
¿Por qué?

3.3 ¿Agregaría alguna? ¿Por qué?

<i>Sí</i>	
<i>No</i>	

¿Cuál?
¿Por qué?

3.4 Importancia de las variables:

Con el objetivo de que si por algún motivo hay que sacar alguna variable del análisis, queremos consultarle cuáles considera que sería importante mantener. Para esto le pedimos que a cada una le asigne un número del 1 al 5 según la siguiente categoría:

- 1- **Variable de extrema relevancia.** Puede ser porque domina la dinámica del sistema, lo limita, etc. Sí o sí se debe incluir para entender la dinámica de las transiciones de pastizal a bosque.
- 2- **Variable relevante.** Es una variable que aunque no domine la dinámica de sistema puede influirla en gran medida. Es mejor incluirla para entender la dinámica de las transiciones de pastizal a bosque.
- 3- **Variable de poca relevancia.** Tiene un rol secundario en la dinámica de las transiciones de pastizal a bosque. Igualmente es necesario incluirla en el análisis para entender las dinámicas de las transiciones.
- 4- **Variable neutra.** Esta variable van a repercutir poco o nada en la dinámica. Incluirla o no en el análisis no hace la diferencia.
- 5- **Variable sin importancia.** Esta variable no influye en la dinámica. Es mejor no tenerla en cuenta para entender la dinámica de las transiciones de pastizal a bosque.

Variable	Categoría
Precipitación anual acumulada	
Presión ganadera (Relación UG/Dotación optima)	
Relación lanar/ vacuno	
Sistema de pastoreo	
Remoción vegetación	
Profundidad del suelo	
Topografía	
Época en que se aplica chirquera o fuego	
Frecuencia del fuego	
Intensidad del fuego	
Frecuencia de la chirquera	
Alcance espacial de la chirquera (superficie)	
Otras:	

Fin del cuestionario

Muchas gracias por su disposición a colaborar y sus aportes.

Si tiene alguna bibliografía para recomendar o alguna sugerencia sobre a quién realizarle la consulta es bienvenida.

Bibliografía

- Altesor A, Piñeiro G, Lezama F, Jackson RB, Sarasola M & JM Paruelo. 2006. Ecosystem changes associated with grazing removal in sub-humid grasslands of South America. *Journal of Vegetation Science*, 17: 323-332.
- Archer SR & KI Predick. 2014. An ecosystem services perspective on brush management: research priorities for competing land-use objectives. *Journal of Ecology*, 102: 1394–1407.
- Bashari H, Smith C & OJH Bosch. 2009. Developing decision support tools for rangeland management by combining state and transition models and Bayesian belief networks. *Agricultural Systems*, 99: 23-34.
- Bernardi R, Holgren M, Arim M & Scheffer M. 2016. Why are forest so scarce in subtropical South America? The shaping roles of climate, fire and livestock. *Forest Ecology and Management*, 363: 212-217.
- BirdLife International. 2018. North "Quebradas" and grasslands <http://datazone.birdlife.org/site/factsheet/23552> Consultado el 05 de julio de 2018
- Cortés-Capano G, Fernández A, Dimitriadis C, Carabio M & V Etchebarne. 2018. Informe final Eje 1 Proyecto Conservación voluntaria de la naturaleza en Uruguay: perspectivas de productores rurales de las Quebradas del Norte. Entregable 5, Producto 13. Proyecto entre Vida Silvestre Uruguay – SNAP realizado el marco del proyecto URU/13/G35: "Fortalecimiento de la efectividad del Sistema Nacional de Áreas Protegidas incluyendo el enfoque de paisaje en la gestión". 56 pp
- Dantas V de L, Batalha MA & JG Pausas. 2013. Fire drives functional thresholds on the savanna-forest transition. *Ecology*, 94(11): 2454-2463.
- Di Minin E, Soutullo A, Bartesaghi L, Rios M, Szephegyi MN & A Moilanen, 2017. Integrating biodiversity, ecosystem services and socio-economic data to identify priority areas and landowners for conservation actions at the national scale. *Biological Conservation*, 206: 56–64.
- Dixon AP, Faber-Langendoen D, Josse C, Morrison J & CJ Loucks. 2014. Distribution mapping of world grasslands types. *Journal of Biogeography*, 41: 2003 – 2019.
- Eldridge DJ, Bowker MA, Maestre FT, Roger E, Reynolds JF & WG Whitford. 2011. Impacts of shrub encroachment on ecosystem structure and functioning: towards a global synthesis. *EcologyLetters*, 14: 709-722.
- Evia G & E Gudynas. 2000. *Ecología del Paisaje en Uruguay. Aportes para la conservación de la Diversidad Biológica*. 1st ed. MVOTMA, AECI y Junta de Andalucía, Sevilla 2000. 173pp.
- Fernández G, Texeira M & A Altesor. 2014. The small scale spatial pattern of C3 and C4 grasses depends on shrub distribution. *Austral Ecology*, 39(5): 532-539.
- Formoso D. 1997. Consideraciones sobre dos malezas importantes en los campos: Chilca (*Eupatorium buniifolium*) y Cardilla (*Eryngium horridum*). Serie Técnica N°13, INIA, 143-145.

- Garibotto G, Caballero N & M Pereira Machín. 2017. Arbustización del Campo Natural Un análisis de productores y técnicos. *Revista Plan Agropecuario*, Diciembre 2017, N 164, 36-38.
- Gautreau P & F Lezama. 2009. Clasificación florística de los bosques y arbustales de las sierras del Uruguay. *Ecología Austral* 19: 81-92.
- Hirota M, Holmgren M, Van Nes EH & M Scheffer. 2011. Global Resilience of Tropical Forest and Savanna to Critical Transitions. *Science*, 334: 232-235.
- MGAP - DIEA. 2017. Anuario estadístico agropecuario 2017. <http://www.mgap.gub.uy/sites/default/files/diea-anuario2017web01a.pdf> Consultado el 27/06/2018
- Murphy BP & DMJS Bowman. 2012. What controls the distribution of tropical forest and savanna? *Ecology Letters*, 15:748-758.
- Myster RW. 2012. *Ecotones Between Forest and Grassland*. Springer Science+Business Media, 1st Ed. 327pp.
- Peters DPC, Gosz JR, Pockman WT, Small EE, Parmenter RR, Collins SL & E Muldavin. 2006. Integrating patch and boundary dynamics to understand and predict biotic transitions at multiple scales. *Landscape Ecology*, 21:19-33.
- Pezzani F, Baeza S& JM Paruelo. 2010. Efecto de los arbustos sobre el estrato herbáceo de pastizales. Pp: 195-207. En: bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales. Ed: Altesor A, Ayala W & J M Paruelo. INIA, FPTA N° 26. Editorial Hemisferio Sur S.R.L., Montevideo, Uruguay. 234pp.
- Ratajczak Z, Nippert JB, Briggs JM & JM Blair. Fire dynamics distinguish grasslands, shrublands and woodlands as alternative attractors in the Central Great Plains of North America. *Journal of Ecology*, 102: 1374–1385.
- Rumpff L, Duncan DH, Vesik PA, Keith DA & BA Wintle. 2011. State-and-transition modelling for Adaptive Management of native woodlands. *Biological Conservation*, 144: 1224–1236.
- Sankey TT. 2012. Woody-Herbaceous-livestock Species Interactions. In: *Ecotones Between Forest and Grassland*. Myster RW (ed). Springer Science+Business Media, 1st Ed. 89-114.
- Scheffer M, Carpenter S, Foley JA, Folke C & B Walker. 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, 413: 591- 596.
- Scholes RJ & BH Walker. 1993. *An African savanna: synthesis of the Nylsvley study*. Cambridge University Press, Cambridge. 306pp.
- Soutullo A, Bartesaghi L, Ríos M, Szephegyi MN & E Di Minin, 2014 Prioridades espaciales para la expansión y consolidación del SNAP en el período 2015-2020. Documento elaborado en el marco del proyecto "Fortalecimiento del Proceso de Implementación del Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Uruguay" MVOTMA/DINAMA - PNUD/GEF (Proyecto URU/06/G34). 36 pp.
- UNESCO. 2018. Reserva de la Biosfera de Bioma Pampa-Quebrada del Norte. <http://www.unesco.org/new/en/natural-sciences/environment/ecological-sciences/biosphere-reserves/latin-america-and-the-caribbean/nat-com-uruguay/bioma-pampa-quebradas-del-norte/> Consultado el 05 de julio de 2018.
- Wood SW & DMJS Bowman. 2011. Alternative stable states and The role of fire–vegetation–soil feedbacks in the temperate wilderness of southwest Tasmania. *Landscape Ecology*, 27: 13–28.

ANEXO 3.2 PRESENTACIÓN

Consulta sobre estados y transiciones de pastizal a bosque en la zona de Quebradas del Norte



Estudiante de Doctorado en Ciencias Biológicas: MSc. Verónica Etchebarne
 Director de Tesis: Dr. Álvaro Soutullo, Co-Director de Tesis: Dr. Ing. Agr. Oscar Blumetto, En coordinación con: MSc. Ing. Agr. Gustavo Garibotto

En los últimos 20 años, la región ha sufrido importantes cambios en el uso del suelo, reemplazando prácticas productivas compatibles con la conservación y cobertura nativa por usos del suelo intensivos como la forestación con especies exóticas

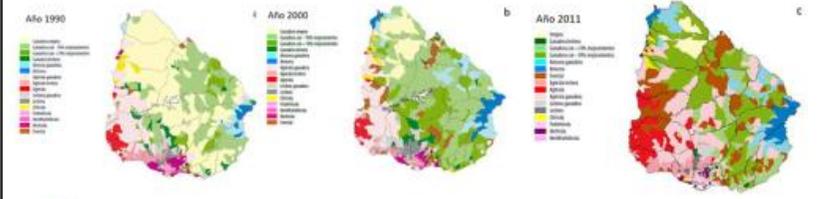


Figura 1. Regiones agropecuarias para el año 1990, 2000 y 2011. Fuente: MGAP-DEA 2017.



- Paisaje: matriz de pastizales, bosque de Quebrada, cerros chatos, laderas con bosque serrano, planicies fluviales con bosque ribereño, y arbustales
- Zona destacadas por su interés para la conservación en Uruguay:
 - Importancia para la conservación IBA UY 003 Quebradas y Pastizales del Norte,
 - Reserva de la Biosfera de Bioma Pampa-Quebrada del Norte
 - zona consideradas como prioritaria para la conservación de la biodiversidad por SNAP

La ganadería sobre campo natural es uno de los principales usos del suelo es la región de Quebradas del Norte.



- Oportunidad para compatibilizar la conservación con la producción
- Conservar bd
- Habitan el territorio



Una de las principales **problemáticas** identificada a nivel mundial es que los arbustales y/o sistemas de transición de pastizal a bosque compiten con la superficie ganadera y/o con calidad del forraje

Las **transiciones de pastizal a bosque**: implican el establecimiento o avance de arbustos y/o árboles sobre pastizales, que pueden identificarse en algunos casos como arbustales.

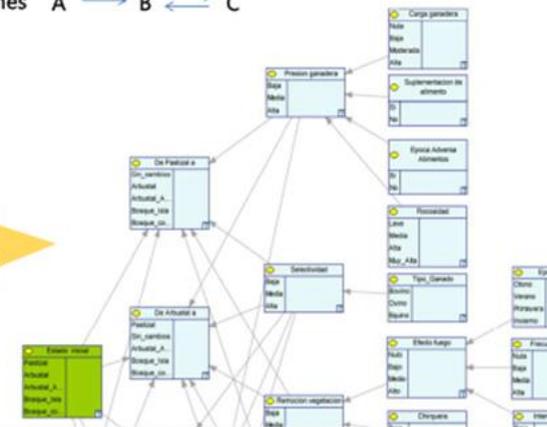
Transiciones con especies vegetales especialistas, prioritarias para la conservación, y ofrecen refugio para la fauna.

Arbustales proveen de servicios también generan conflictos con la producción ganadera

La percepción de los productores de la zona coincide con los beneficios y conflictos anteriormente descritos, aunque también perciben otras dificultades asociadas al manejo (e.g. disminución de visibilidad y dificultad de manejo sanitario).

modelos de estados y transiciones $A \rightarrow B \rightleftharpoons C$

redes de creencia bayesianas



Comprender las dinámicas y manejos que los afectan es fundamental para planificar la gestión conservación del territorio y los ecosistemas naturales presentes, de forma de poder compatibilizar la producción ganadera con la conservación de la biodiversidad y particularmente, de las transiciones de pastizal a vegetación que son las más susceptibles a ser afectadas por el manejo ganadero.

Finalidad desarrollar un modelo de estados de transiciones de pastizal a bosque, combinando los modelos de estados y transiciones y redes de creencia bayesianas, que permita incorporar diferentes conocimientos y perspectivas.

Integra:

- información de bibliografía, de campo y de consulta a actores involucrados
- muy útil en los casos donde existe poca evidencia generada

OBJETIVOS DE LA CONSULTA

Objetivo general

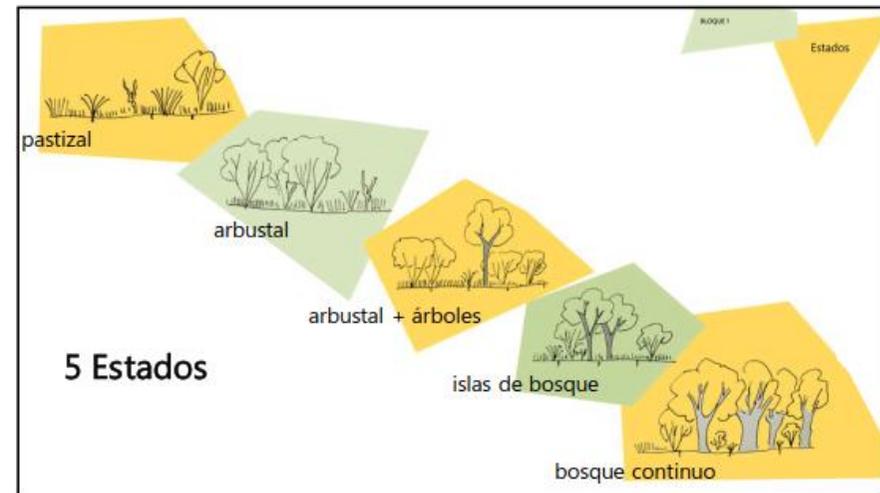
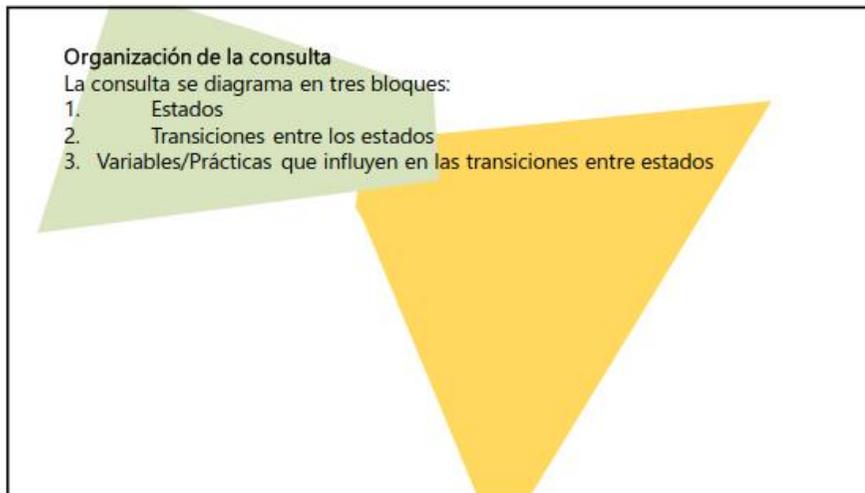
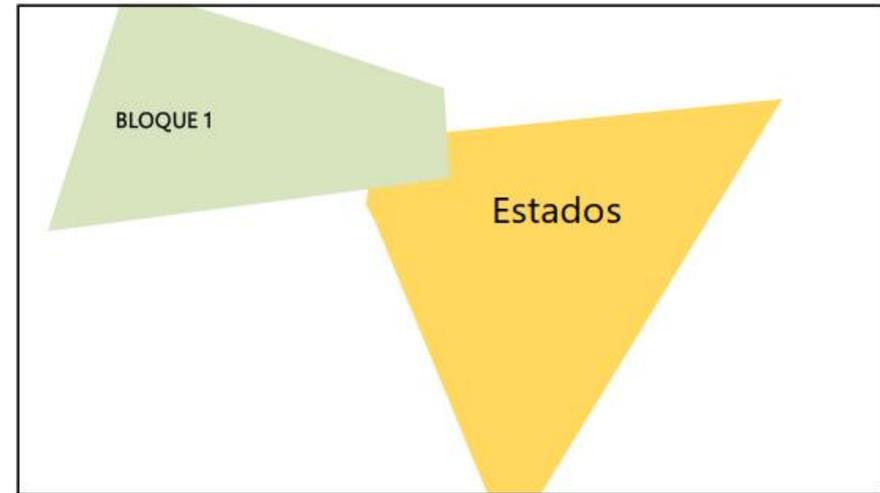
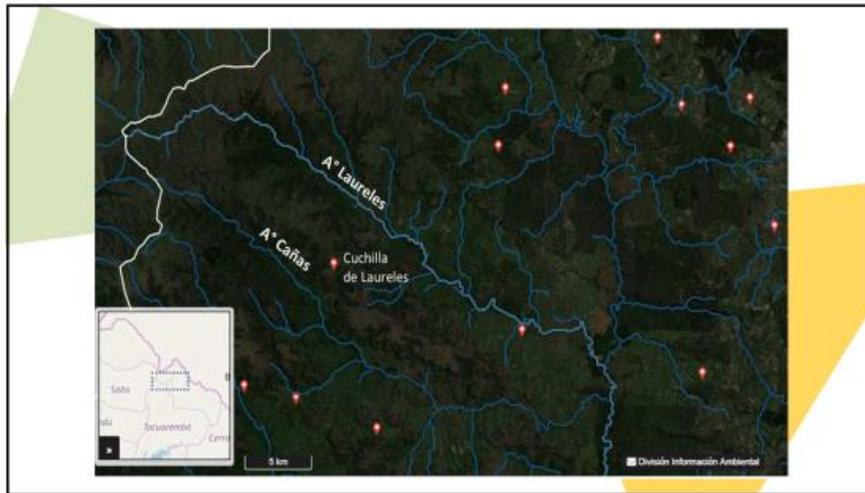
Consultarles el modelo de estados de transiciones de pastizal a bosque propuesto para la zona de Quebradas del Norte.

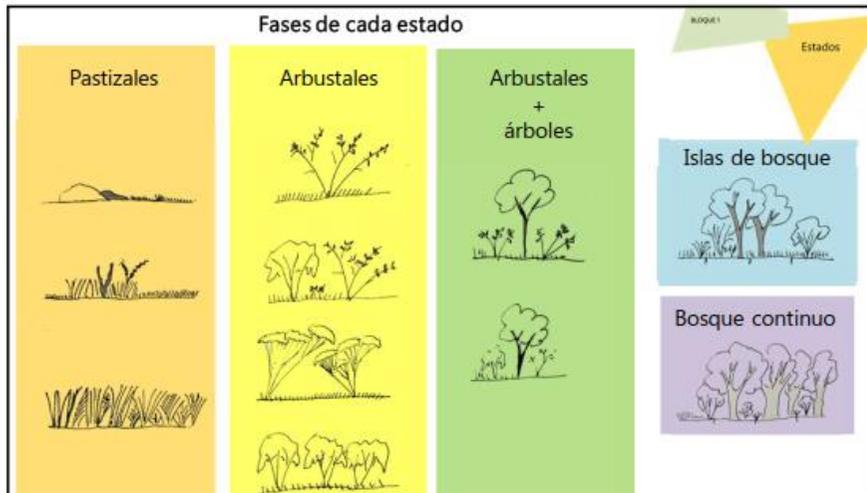
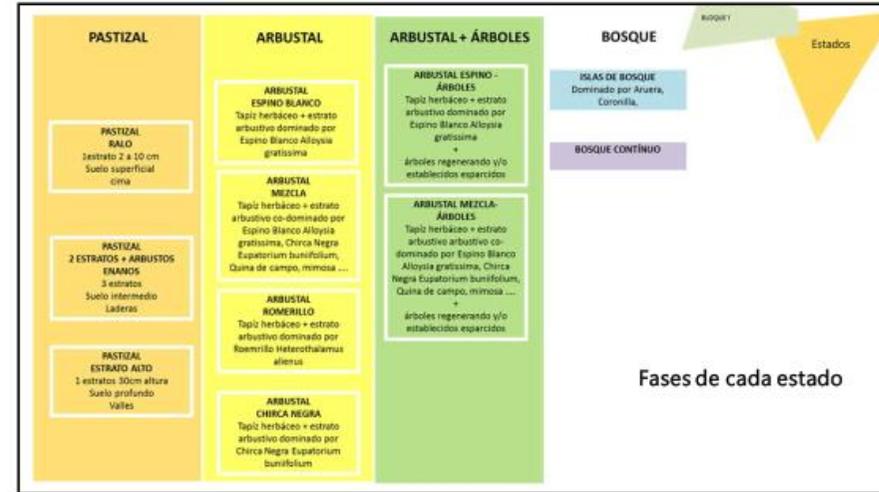
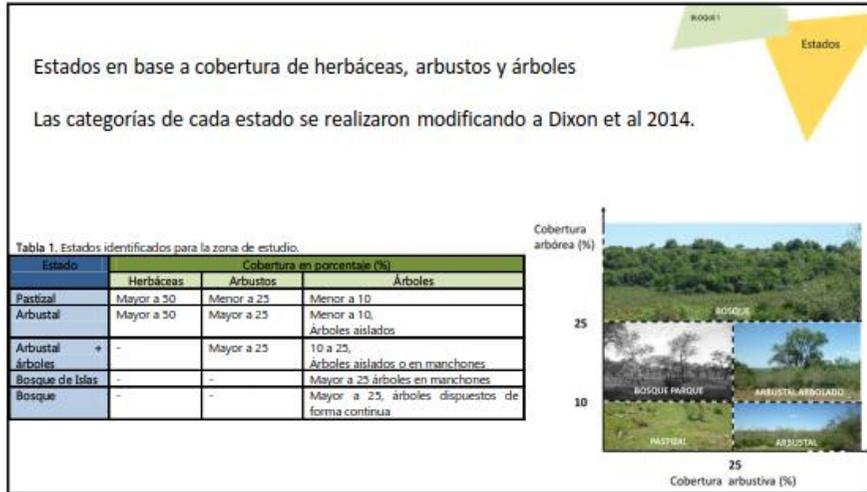
Objetivos particulares

Recoger sus aportes, perspectivas y experiencia sobre las dinámicas de transiciones de pastizal a bosque, y revisar las definiciones de los estados, posibles causas entre las transiciones, orientado a la toma de decisiones para la gestión.

Alcance

Transiciones de pastizal a bosque de la zona de Laureles Cañas en Tacuarembó





1.1 ¿Está de acuerdo con los estados reconocidos y su descripción?

Se recuerda que por estado se entiende los estados de la vegetación clasificados según su porcentaje de cobertura de herbáceas, arbustos y árboles.

Sí	<input type="checkbox"/>
No	<input type="checkbox"/>

¿Por qué?

1.2 ¿Está de acuerdo con las fases englobadas en cada estado?

Se recuerda que por fase se entiende comunidades dentro de los estados.

Sí	<input type="checkbox"/>
No	<input type="checkbox"/>

¿Por qué?

BLOQUE 1 Estados

1.3 ¿Está de acuerdo con la descripción de las fases?

Sí	
No	

¿Por qué?

¿Eliminaría, unificaría o agregaría alguna?

¿Cuál? ¿Por qué?

1.4 Para la zona, reconoce alguna otra comunidad de:

	Sí/No	¿Cuál?
Pastizal		
Arbustal		
Bosque		
Otra		

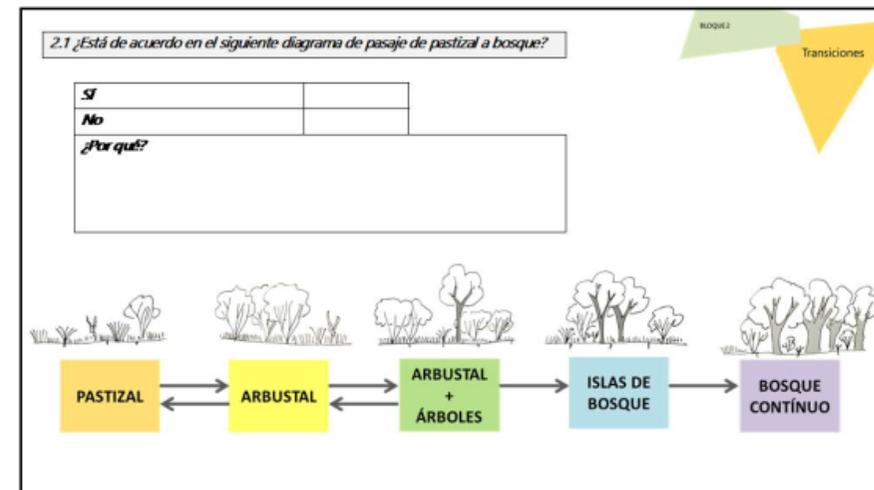
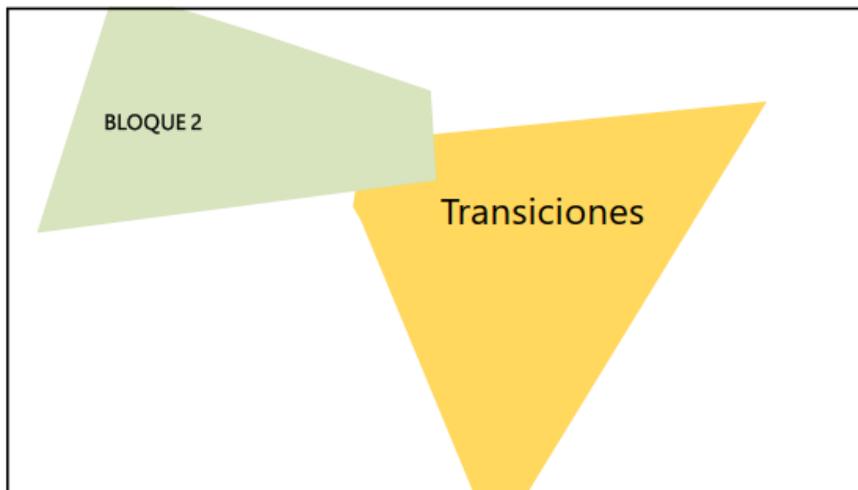
BLOQUE 1 Transiciones

Transición: Cambios entre estados. Una transición se considera cuando en un tiempo inicial se tiene un estado y al tiempo final se tiene otro.

Por ejemplo, el año inicial se tiene un pastizal y a los cinco años se convirtió en un arbustal.

Los cambios de estado pueden o no implicar manejos como cambios en diferentes aspectos como la carga ganadera (exclusión del ganado, aumento densidad de ganado), uso de chirquera o fuego.

En este caso le consulto por los cambios, no por las causas.



2.2 ¿Le parece necesario agregar alguna transición?

Recuerde que transición se refiere a los cambios entre estados indicados por las flechas.

SI

NO

¿Cuál? ¿Por qué?

2.3 ¿Le parece necesario eliminar alguna transición?

SI

NO

¿Cuál? ¿Por qué?

2.4 ¿Le parece necesario agregar alguna transición?

SI

NO

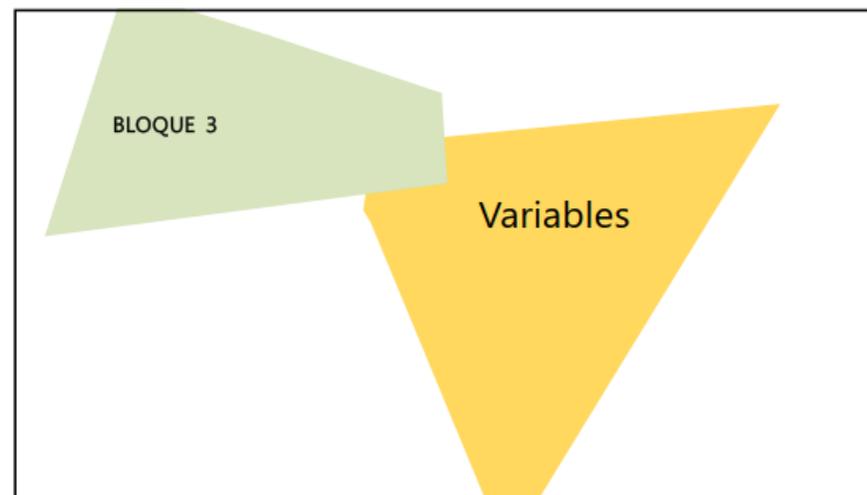
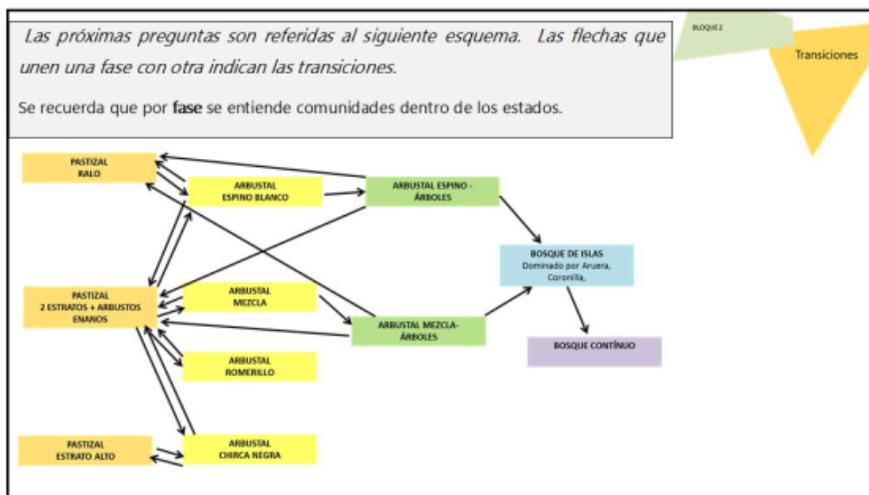
¿Cuál? ¿Por qué?

2.5 ¿Le parece necesario eliminar alguna transición?

SI

NO

¿Cuál? ¿Por qué?



BLOQUE 1
Variables

Las dinámicas de pastizal a bosque, están dadas por diferentes variables operando a diferentes escalas.

- Global
 - precipitaciones
 - aumento de CO2 atmosférico
- Regional y/o local :
 - La geología
 - el suelo,
- Paisaje y/o local,
 - interacciones entre especies
 - régimen de disturbios
 - usos del suelo

Dada la finalidad del estudio, se considerarán variables que actúen a escala regional y o local. Esto permitirá profundizar en los procesos que están actuando a esta escala en las transiciones de bosque a pastizal y poder así interpretar, describirlas y realizar recomendaciones de manejo a esta escala. E este sentido,

BLOQUE 1
Variables

3.2 ¿Eliminaría alguna?

Si	
No	

¿Cuál?
¿Por qué?

3.3 ¿Agregaría alguna? ¿Por qué?

Si	
No	

¿Cuál?
¿Por qué?

BLOQUE 1
Variables

3.1 ¿Está de acuerdo con cada una de las variables que influyen en cada tipo de transición?

En cada caso indicar Sí o No. En caso de que la respuesta sea no, fundamentar en el recuadro debajo la tabla.
Más abajo le pido que detalle si agregaría o eliminaría alguna.

Variable	de pastizal	de arbustal	de arbustal + árboles
	a arbustal	a arbustal + árboles	a bosque de islas
Precipitación anual acumulada			
Presión ganadera (Relación UG/Dotación óptima)			
Relación lanar/ vacuno			
Sistema de pastoreo			
Remoción vegetación			
Profundidad del suelo			
Topografía			
Época en que se aplica chirquera o fuego			
Frecuencia del fuego			
Intensidad del fuego			
Frecuencia de la chirquera			
Alcance de la chirquera			

BLOQUE 1
Variables

3.4 Importancia de las variables:

Con el objetivo de que, si por algún motivo hay que sacar alguna variable del análisis, queremos consultarle cuáles considera que sería importante mantener. Para esto le pedimos que a cada le asigne un número del 1 al 5 según la siguiente categoría:

- 1- **Variable de extrema relevancia.** Puede ser porque domina la dinámica del sistema, lo limita, etc. Si o si se debe incluir para entender la dinámica de las transiciones de pastizal a bosque.
- 2- **Variable relevante.** Es una variable que aunque no domine la dinámica de sistema puede influir en gran medida. Es mejor incluirla para entender la dinámica de las transiciones de pastizal a bosque.
- 3- **Variable de poca relevancia.** Tiene un rol secundario en la dinámica de las transiciones de pastizal a bosque. Igualmente es necesario incluirla en el análisis para entender las dinámicas de las transiciones.
- 4- **Variable neutra.** Esta variable van a repercutir poco o nada en la dinámica. Incluirla o no en el análisis no hace la diferencia.
- 5- **Variable sin importancia.** Esta variable no influye en la dinámica. Es mejor no tenerla en cuenta para entender la dinámica de las transiciones de pastizal a bosque.

BIOG 1

Variables

Variable	Categoría
Precipitación anual acumulada	
Presión ganadera (Relación UG/Dotación óptima)	
Relación lanar/ vacuno	
Sistema de pastoreo	
Remoción vegetación	
Profundidad del suelo	
Topografía	
Epoca en que se aplica chirquera o fuego	
Frecuencia del fuego	
Intensidad del fuego	
Frecuencia de la chirquera	
Alcance espacial de la chirquera (superficie)	
Otras:	

Bibliografía

- Altesor A, Piñeiro G, Lezama F, Jackson RB, Sarasola M & JM Paruelo. 2006. Ecosystem changes associated with grazing removal in sub-humid grasslands of South America. *Journal of Vegetation Science*, 17: 323-332.
- Archer SR & Kl Predick. 2014. An ecosystem services perspective on brush management: research priorities for competing land-use objectives. *Journal of Ecology*, 102: 1394-1407.
- Bashari H, Smith C & OJH Bosch. 2009. Developing decision support tools for rangeland management by combining state and transition models and Bayesian belief networks. *Agricultural Systems*, 99: 23-34.
- Bernardi R, Holgren M, Arim M & Scheffer M. 2016. Why are forest so scarce in subtropical South America? The shaping roles of climate, fire and livestock. *Forest Ecology and Management*, 363: 212-217.
- BirdLife International. 2018. North "Quebradas" and grasslands <http://datazone.birdlife.org/site/factsheet/23932> Consultado el 05 de Julio de 2018
- Cortés-Capano G, Fernández A, Dimitriadis C, Carabio M & V Etchebarne. 2018. Informe final Eje 1 Proyecto Conservación voluntaria de la naturaleza en Uruguay: perspectivas de productores rurales de las Quebradas del Norte. Entregable 5, Producto 13. Proyecto entre Vida Silvestre Uruguay – SNAP realizado el marco del proyecto URU/13/G35: "Fortalecimiento de la efectividad del Sistema Nacional de Áreas Protegidas incluyendo el enfoque de paisaje en la gestión". 36 pp
- Dantas V de L, Batalha MA & JG Pausas. 2013. Fire drives functional thresholds on the savanna-forest transition. *Ecology*, 94(11): 2434-2463.
- Di Minin E, Soutullo A, Bartesaghi L, Rios M, Szephegyi MN & A Mollanen. 2017. Integrating biodiversity, ecosystem services and socio-economic data to identify priority areas and landowners for conservation actions at the national scale. *Biological Conservation*, 206: 50-64.
- Dixon AP, Faber-Langendoen D, Josse C, Morrison J & CJ Loucks. 2014. Distribution mapping of world grasslands types. *Journal of Biogeography*, 41: 2003 – 2019.
- Eldridge DJ, Bowker MA, Maestre FT, Roger E, Reynolds JF & WG Whitford. 2011. Impacts of shrub encroachment on ecosystem structure and functioning: towards a global synthesis. *Ecology Letters*, 14: 709-722.
- Eva G & E Gudynas. 2000. Ecología del Paisaje en Uruguay. Aportes para la conservación de la Diversidad Biológica. 1st ed. MIVOTMA, AECI y Junta de Andalucía, Sevilla 2000. 173pp.
- Fernández G, Teixeira M & A Altesor. 2014. The small scale spatial pattern of C3 and C4 grasses depends on shrub distribution. *Austral Ecology*, 39(5): 532-539.
- Formoso D. 1997. Consideraciones sobre dos malezas importantes en los campos: Chilca (*Eupatorium bunifolium*) y Cardilla (*Eryngium horridum*). Serie Técnica NP13, INIA, 143-145.
- Garbotto G, Caballero N & M Pereira Machin. 2017. Arbostrización del Campo Natural Un análisis de productores y técnicos. *Revista Plan Agropecuario*, Diciembre 2017, N 104, 36-38.
- Hirota M, Holmgren M, Van Nes EH & M Scheffer. 2011. Global Resilience of Tropical Forest and Savanna to Critical Transitions. *Science*, 334: 232-235.
- MGAP - DIEA. 2017. Anuario estadístico agropecuario 2017. <http://www.mgap.gub.uy/sites/default/files/diea-anuario2017web01a.pdf> Consultado el 27/06/2018
- Murphy BP & DMIS Bowman. 2012. What controls the distribution of tropical forest and savanna? *Ecology Letters*, 15: 748-758.
- Myster RW. 2012. *Ecotones Between Forest and Grassland*. Springer Science+Business Media, 1st Ed. 327pp.
- Peters DFC, Gosz JR, Pockman WT, Small EE, Parmenter RB, Collins SL & E Muldavin. 2006. Integrating patch and boundary dynamics to understand and predict biotic transitions at multiple scales. *Landscape Ecology*, 21:19-33.

Muchas gracias

Alguna bibliografía o personas para recomendar?

- Pezzan F, Baeza S & JM Paruelo. 2010. Efecto de los arbustos sobre el estrato herbáceo de pastizales. Pp: 195-207. En: bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales. Ed: Altesor A, Ayala W & JM Paruelo. INIA, FPTA N° 20. Editorial Hemisferio Sur S.R.L., Montevideo, Uruguay. 234pp.
- Ratajczak Z, Nappert JB, Brites JM & JM Blair. Fire dynamics distinguish grasslands, shrublands and woodlands as alternative attractors in the Central Great Plains of North America. *Journal of Ecology*, 102: 1374-1385.
- Rumpff L, Duncan DH, Vesik PA, Keth DA & BA Wintle. 2011. State-and-transition modelling for Adaptive Management of native woodlands. *Biological Conservation*, 144: 1224-1230.
- Sankley TT. 2012. Woody-Herbaceous-livestock Species Interactions. In: *Ecotones Between Forest and Grassland*. Myster RW (ed). Springer Science+Business Media, 1st Ed. 89-114.
- Scheffer M, Carpenter S, Foley JA, Folke C & B Walker. 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, 413: 591-596.
- Scholes RJ & BH Walker. 1993. An African savanna: synthesis of the Nylsvley study. Cambridge University Press. 306pp.
- Soutullo A, Bartesaghi L, Rios M, Szephegyi MN & E Di Minin. 2014. Prioridades espaciales para la expansión y consolidación del SNAP en el periodo 2015-2020. Documento elaborado en el marco del proyecto "Fortalecimiento del Proceso de Implementación del Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Uruguay" MIVOTMA/DINAMA - PNUD/GEF (Proyecto URU/04/G34). 36 pp.
- UNESCO. 2018. Reserva de la Biosfera de Bioma Pampa-Quebrada del Norte. <http://www.unesco.org/new/en/natural-sciences/environment/ecological-sciences/biosphere-reserves/latin-america-and-the-caribbean/nat-com-uruguay/bioma-pampa-quebradas-del-norte/> Consultado el 05 de Julio de 2018.
- Wood SW & DMIS Bowman. 2011. Alternative stable states and the role of fire-vegetation-soil feedbacks in the temperate wilderness of southwest Tasmania. *Landscape Ecology*, 27: 13-28.

ANEXO 3.3 Resultados de la consulta sobre estados y transiciones de pastizal a bosque en la zona de Quebradas del Norte

RESULTADOS DE LA CONSULTA SOBRE ESTADOS Y
TRANSICIONES DE PASTIZAL A BOSQUE EN LA ZONA DE
QUEBRADAS DEL NORTE

Mayo 2020

Estudiante de Doctorado en Ciencias Biológicas: MSc. Verónica Etchebarne

Director de Tesis: Dr. Álvaro Soutullo

Co-Director de Tesis: Dr. Ing. Agr. Oscar Blumetto

En coordinación con: MSc. Ing. Agr. Gustavo Garibotto

Tabla de contenidos

ESTADOS Y FASES	272
Pastizal	274
Distintos tipos de pastizales	276
<i>Arbustal</i>	278
Distintos tipos de arbustales	278
<i>Arbustal con árboles</i>	279
<i>Bosque Parque</i>	280
<i>Islas de bosque</i>	280
<i>Bosque continuo</i>	281
TRANSICIONES	282
VARIABLES	283
Priorización	283
Observaciones sobre las variables	284
<i>Precipitación anual acumulada</i>	284
<i>Presión ganadera (relación UG/dotación óptima) y Relación lanar/vacuno</i>	285
<i>Sistema de pastoreo</i>	285
<i>Remoción de la vegetación</i>	285
<i>Profundidad del suelo</i>	286
<i>Topografía</i>	286
<i>Época en que se aplica chirquera o fuego</i>	286
<i>Frecuencia del fuego</i>	286
<i>Intensidad del fuego</i>	286
<i>Frecuencia de chirquera y Alcance de chirquera</i>	287
Variables sugeridas a agregar	287
<i>Climáticas</i>	288
<i>Suelo y Agua</i>	288
<i>Propágulos</i>	288
<i>Otras</i>	288

Otras consideraciones	288
<i>Cambio de tenencia de la tierra asociada a una repercusión en bajar la carga ganadera:</i>	289
<i>Necesidad de apoyo en ganadería y alternativas productivas</i>	289
<i>Costos de traslado de leña</i>	289
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	289
Material suplementario de Resultados sobre Consulta sobre estados y transiciones de pastizal a bosque en la zona de Quebradas del Norte	291

Este documento resume los resultados de los estados, transiciones y variables tomando como insumo las consultas realizadas entre el 31 de marzo y el 06 de mayo.

En total a la fecha se finalizaron 12 consultas. Algunas de las personas consultadas son profesionales de libre ejercicio, y otras están vinculados a instituciones como Instituto Plan Agropecuario (IPA), INIA, Facultad de Agronomía (UdelaR), Centro Universitario Regional Este (UdelaR), Facultad de Ciencias (UdelaR), Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura, Empresa Forestal, así como otra es un propietario que vive en la zona. Por más detalles sobre los aportes brindados se puede consultar el material suplementario que les envío.

Para recordar esto se centrará en las dinámicas de transiciones de pastizal a bosque de la zona de Laureles Cañas en Tacuarembó (Fig. 1).

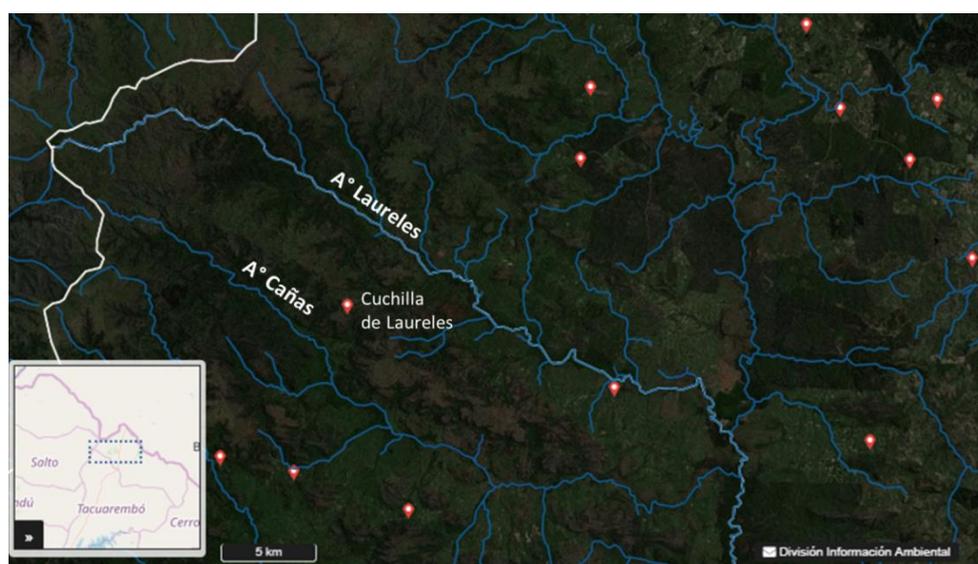


Figura 1. Zona de Laureles Cañas en Tacuarembó.

ESTADOS Y FASES

Como estado se considerará a las formaciones vegetales que pueden distinguirse en base a rasgos de su estructura (*e.g.* altura, cobertura), composición (*e.g.* presencia de arbustos, árboles, herbáceas) y usos históricos en el paisaje (Bashari et al. 2009, Rumpff et al. 2011). Dado que el objetivo del trabajo es describir y profundizar en el conocimiento sobre las transiciones de pastizal a bosque, decidimos considerar como estados a aquellas formaciones de vegetación que a grandes rasgos se pueden distinguir en estas transiciones (*e.g.* pastizal, arbustal, Tabla 1).

La decisión de unificar diferentes comunidades en un estado también es operativa, dadas las limitantes que tiene la construcción del modelo con el objetivo de apoyar la toma de decisiones. En el caso de involucrar muchos estados, el modelo se complejiza y hace difícil su interpretación.

Esto implica que cambios de estado en pastizales que conlleven cambios relativamente simples de revertir, como cambios en altura del pastizal, a pesar de su importancia para la producción, no son considerados excepto que tengan relación con cambios de estado de pastizal a bosque. Estas

comunidades las consideraremos en este contexto como fases o sub-estados a la interna de cada estado. Por ejemplo, el estado: Arbustal comprende diferentes comunidades de arbustales diferenciadas por la especie dominante (*e.g.* chirca negra, cedrón del monte), pero se considera como un único estado llamado Arbustal.

Con respecto a las fases. En esta etapa no se sigue estrictamente el marco teórico del Modelo de Estados y Transiciones (MET) de Bestelmayer et al. 2003 cada estado debe contener comunidades que pueden cambiar en composición, pero asociado con cambios de clima o usos del suelo. Los cambios entre estas comunidades, son llamados “pathways” (sendas, rutas) y al contrario que las transiciones (entre estados) son reversibles fácilmente alterando la dirección o intensidad de los factores que llevaron a los cambios de composición. Bestelmayer et al. 2003 propone realizar los modelos de estados y transiciones para sitios ecológicos. Los sitios ecológicos son una clasificación de tipos de tierras basada en diferencias en factores ambientales importantes, incluyendo las propiedades del suelo, pendiente, posición en el paisaje (Bestelmayer et al. 2003). Para esto una de las personas consultadas propuso partir de cada comunidad de pastizal que podría encontrarse en la zona, sobretodo asociados a suelos (basada en Lezama et al. 2019a).

Por otro lado, se sugirió no detallar tanto las transiciones entre fases porque puede resultar muy complejo, y la idea de un modelo de estados de transiciones es que sea una simplificación. No necesariamente cada pastizal va a ir a un tipo de arbustal. Entonces al simplificarlo puede ser más fácil dar una dimensión, sobre todo la parte de los arbustales. Eso puede resultar más práctico y generalizable. Por ejemplo, simplificar las categorías de arbustales, ya que pueden depender de la fuente de propágulos.

Dado estos comentarios, en este documento se abordará un esquema general de estados y transiciones, para tratar de entender qué factores pueden influir en las transiciones, el tipo de suelo, pendiente y otros atributos se van a considerar como parte de los factores que pueden favorecer o no las transiciones. Se evaluará cómo incorporar las sugerencias en siguientes etapas.

La descripción será entonces general para la zona.

Los estados y comunidades dominantes para la zona son:

- Pastizal
- Arbustal
- Arbustal con árboles
- Bosque Parque
- Islas de Bosque
- Bosque continuo.

Cada estado se diferencia en los rangos de cobertura de estrato herbáceo, arbustivo y arbóreo (Tabla 1).

Tabla 1. Estados identificados para la zona de estudio.

Estado	Cobertura en porcentaje (%)		
	Herbáceas	Arbustos	Árboles
Pastizal	Mayor a 60	Menor a 25	Menor a 10
Arbustal	Mayor a 25	Mayor a 25	Menor a 10
Arbustal con árboles	-	Mayor a 25	10 a 25 de cobertura total, árboles aislados
Parque	Mayor a 60	Menor a 25	Entre 10 y 25 cobertura, árboles dispersos
Islas de bosque	-	-	Entre 25 y 50 de cobertura de árboles, árboles en manchones menores 0.25ha, con cobertura de copas mayor al 50%
Bosque	-	-	Mayor a 50% de cobertura de árboles, árboles dispuestos de forma continua (cobertura de copas mayor al 50%)

Se detallan resultados por estado.

Pastizal

Se pueden encontrar definiciones como pastizal, pastura natural, campo, campo natural, ecosistemas abiertos, así como están aquellas que no incluyen o incluyen poca cobertura arbórea o arbustiva, y aquellos que contemplan en esta definición mucha cobertura leñosa (Rosengurtt 1944, Berreta & Nascimento 1991, White et al. 2001, Suttie 2005, Royó Payarés et al. 2005, Dixon et al. 2014, Parera & Carriquiry 2014, Mesa de Ganadería sobre Campo Natural 2017, Pausas & Bond 2020, Cuadro 1). Esto muestra que no existe una definición única, y que la misma depende de los objetivos para lo que se vaya a utilizar.

Luego de los comentarios recibidos y revisar la bibliografía recomendada, y otra bibliografía se modificó la definición. Por las razones operativas del modelo, se va a considerar pastizal como:

comunidades donde la cobertura herbácea es mayor al 60%, la arbustiva menor al 25% y la arbórea menor a 10%. La vegetación herbácea tiene que estar dominada por gramíneas o graminoides.

Aclaraciones:

- El tope mínimo de cobertura de herbáceas de 60% se debe a que en la zona hay suelos de basalto superficial y en estos la cobertura vegetal puede ser de 60% o 70% y el resto rocas, piedras y hasta un 10% de suelo desnudo y mantillo (Royó Payarés et al. 2005, Altesor et al. 2009 en Sistema Nacional de Áreas Protegidas [SNAP] 2009, Lezama et al. 2019a).
- El tope de cobertura de arbustos es para poder diferenciar estados. Esto no se contradice con la definición de campo natural, ya que los pastizales, arbustales e inclusive los arbustales con árboles podrían ser considerados dentro de campo natural. Las definiciones propuestas tienen una utilidad para poder desarrollar el modelo y son estados que se pueden reconocer en campo.

Sin embargo, podrían ser ajustadas con más estudios de campo según los objetivos con los que se utilice.

- Los límites máximos de cobertura de 25% de arbustos y de 10% de árboles son extraídos de Dixon et al. 2014 (ver también Scholes and Hall 1996 en White et al. 2001). En su artículo propone un 10% de límite en pastizales templados y 40% en tropicales.

Nuestro clima no cae estrictamente en estas categorías, pero como en algunas publicaciones se ha considerado a nuestros pastizales como templados húmedos o sub-húmedos (Soriano 1992, Lezama et al. 2020), se decidió utilizar el límite de 10% de cobertura de árboles.

Cuadro 1. Ejemplos de algunas definiciones relacionadas a pastizal, campo y campo natural

Campos según Rosengurtt (1944). "Se consideran campos en este capítulo a las lomas y laderas de suelo mediano, o con insignificante cantidad de piedra, arena, árboles, etc., y donde las aguas no estancan; están poblados por plantas campestres y faltan las especies arvenses, silvestres, rupestres, uliginosas, halófilas, psamófilas, antropófilas, etc.

Existen fases intermedias con otras formaciones, que se denominan campos de bañados, bajos, de rastrojo, de monte, pedregosos, arenosos y salados..."

"Se denomina "campo sucio" al que contiene abundantes malas hierbas de alto porte (arbustos, pajas, espinas), y cuando estas faltan se denomina "campo limpio".

Campo natural según MGCN (2017): "ecosistema dominado por pastos nativos, hierbas, pequeños arbustos y ocasionalmente árboles en un paisaje ondulado, con cerros y con una fertilidad de suelos muy variable. Con clima subtropical, húmedo, caluroso en verano y templado en invierno (Allen V.G., C. Batello, E.J. Berretta, J. Hodgson, M. Kothmann, X. Li, J. McIvor, J. Milne, C. Morris, A. Peeters and M. Sanderson (2011) An international terminology for grazing lands and grazing animals. Grass and Forage Science, 66, 2–28).

Para precisar aún más la definición definimos que Campo natural es aquella vegetación sin desmonte en los últimos 40 años (fecha de referencia fotos áreas del Servicio Geográfico Militar de 1967), con menos de 30 % de cobertura aérea de árboles y/o 70 % de arbustos, con una cobertura basal de al menos 50 % de especies herbáceas nativas y en general dominada por gramíneas pertenecientes al elenco florístico local (adaptado de Oyarzabal M., 2014)."

Ecosistemas abiertos según Pausas & Bond (2020): son ecosistemas dominados por plantas intolerantes a la sombra. Por ejemplo, son ecosistemas no boscosos, como pueden ser pastizales, prados, arbustales o bosques abiertos. En particular, Pausas & Bond hacen énfasis en los ecosistemas abiertos como aquellos que se pueden desarrollar en sitios climáticamente favorables para el bosque, por lo que la remoción de la vegetación dada por el fuego o herbivoría serían los que determinan la dinámica ecosistemas abiertos-bosque, más allá del clima.

Pastizales (Grasslands) según Royo Pallarés et al. (2005) en Pastizales del Mundo de FAO: cobertura vegetal formada por pastos, asociados con hierbas y arbustos enanos, donde los árboles son raros.

Pastura Natural según Berreta & Nascimento (1991): "Zonas sobre las cuales la vegetación nativa (climax o

potencial natural) está constituida predominantemente por gramíneas, ciperáceas, juncáceas, etc. (graminoides), hierbas o arbustos útiles para el pastoreo o ramoneo. Incluye tierras revegetadas natural o artificialmente para aportar una cubierta forrajera que es manejada como una vegetación nativa. Estas pasturas incluyen: sabanas, zonas arbustivas, muchos desiertos, tundras, comunidades alpinas, pantanos costeros, pantanal, caatinga, cerrado, pampa, etc.”

Pastizal Natural según ICP (Parera & Carriquiry 2014): “...es cualquier fracción del terreno que tiene aspecto general de pastizal natural, siendo dominado por especies de herbáceas nativas, con menos del 30% de cobertura de árboles (leñosas arbóreas) y menos del 70% de cobertura de arbustos (leñosas arbustivas) y se encuentra localizado dentro del mapa de referencia y sin ocupar suelos procedentes del desbosque en los últimos 40 años”

Distintos tipos de pastizales

En la zona se pueden encontrar cinco comunidades de pastizales (Rama et al. 2018, Baeza et al. 2019, Lezama et al. 2019a, 2019b):

- *Pastizales ralos de la región Cuesta Basáltica. Comunidad de Selaginella sellowii – Rostraria cristata*: caracterizada por especies meso-xerofíticas. Se desarrollan sobre suelos superficiales o directamente sobre rocas de la región de la Cuesta Basáltica.
- *Pastizales densos de la región Cuesta Basáltica. Comunidad de Steinchisma hians - Piptochaetium stipoides*: dominada por especies mesofíticas. Se desarrolla en suelos medios a profundos de la región de la Cuesta Basáltica.
- Pastizales ralos de las regiones Sierras del Este, Cuenca Sedimentaria del Noreste y Centro Sur. Comunidad de *Trachypogon spicatus – Crocanthemum brasiliense*: caracterizada por especies meso-xerofíticas. Se desarrollan sobre suelos superficiales o muy superficiales de las regiones Sierras del Este, Cuenca Sedimentaria del Noreste y Centro Sur.
- Pastizales densos de las regiones Sierras del Este, Cuenca Sedimentaria del Noreste y Centro Sur. Comunidad de *Eryngium horridum - Juncus capillaceus*: dominada por especies mesofíticas, presenta coberturas de vegetación que rondan el 100%. Se desarrolla en suelos medios a profundos de las regiones Sierras del Este, Cuenca Sedimentaria del Noreste y Centro Sur.
- Pastizales densos y altos de las regiones Sierras del Este, Cuenca Sedimentaria del Noreste y Centro Sur. Comunidad de *Chascolytrum poomorphum – Paspalum pumilum*: Son especies mesofíticas e hidrofíticas, que conforman stands densos con un de gramíneas altas.

Ejemplos de pastizales de la zona:



Arbustal

Para definir arbustales se siguió el criterio de que la cobertura arbustiva fuera la que dominara el sistema. Más allá de que en los arbustales es posible que el 100% de la cobertura herbácea sea total, también pueden existir situaciones que el arbustal sea tan denso que esta disminuya, pero no se encontraron datos que pudieran ser útiles para proponer un rango. Sin embargo, se disminuyó el porcentaje de herbáceas que puede tener, ya que hubo un comentario en el que se hace notar que pueden existir arbustales con coberturas de herbáceas menor al 50%. Por lo tanto, el rango para considerar arbustales no se basará en este estrato herbáceo. Simplemente se tomará como base que lo que aumenta es el rango de cobertura arbustiva con respecto al pastizal.

Dado lo anteriormente expuesto en el contexto de este trabajo se considerará arbustal a:

vegetación cuyo estrato herbáceo tiene una cobertura mayor a 25%, el estrato arbustivo una cobertura mayor al 25% y el arbóreo una cobertura menor al 10%.

Distintos tipos de arbustales

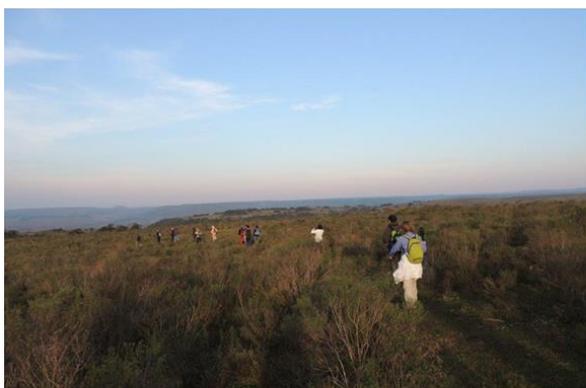
Los arbustales de la zona son muy variados y no existe una clasificación previa, como en el caso de los pastizales. Dada las consultas realizadas, bibliografía existe y los datos recabados en el proyecto VSUy-SNAP²⁴ se distinguen al menos seis comunidades. Las mismas se describen según la especie dominante, pero pueden mezclarse las especies dominantes y/o pueden aparecer otras especies arbustivas, sub-arbustivas, arbóreas y herbáceas que también forman parte de estas comunidades. Las siete comunidades identificadas son las dominadas por:

- *Acanthostyles buniifolius* (Hook. & Arn.) R.M. King & H. Rob. Chirca Negra
- *Aloysia gratissima* (Gillies & Hook. ex Hook.) Cedrón del monte – Espino Blanco
- *Baccharis aliena* (Spreng.) Joch.Müll. Romerillo - Yuyo
- *Baccharis cultrata* Baker
- *Baccharis punctulata* DC.
- *Croton cuchillae-nigrae* Croizat

Otras especies que pueden aparecer y ser importantes en las dinámicas de las transiciones por su rol de protección a especies arbóreas por sus espinas son *Discaria americana* Gillies & Hook. (Quina de campo) y algunas especies del género *Mimosa*. Otras especies arbustivas que pueden estar en la zona: *Aloysia chamaedryfolia* Cham., *Aloysia gratissima* (Gillies & Hook. ex Hook.) Tronc. var. *sellowii* (Briq.) Botta (sinónimo de *Aloysia pulchra* (Briq.) Moldenke).

²⁴ Conservación voluntaria de la naturaleza en Uruguay: perspectivas de productores rurales de las Quebradas del Norte” entre Vida Silvestre Uruguay – SNAP realizado entre 2017-2018 en el marco del proyecto URU/13/G35: “Fortalecimiento de la efectividad del Sistema Nacional de Áreas Protegidas incluyendo el enfoque de paisaje en la gestión

Ejemplos de arbustales de la zona:



Arbustal con árboles

Incluye los arbustales donde han colonizado los árboles. En general bajo la protección de los arbustos.

Dado lo anteriormente expuesto en el contexto de este trabajo se considerará arbustal con árboles a:

la vegetación cuyo estrato arbustivo posee una cobertura mayor al 25% y el arbóreo una cobertura entre el 10% y 25%.

Nótese que en este caso no se hace referencia a la cobertura herbácea.

Los árboles pueden ser establecidos o en la etapa de regeneración.

Como los árboles más comunes en los arbustales con árboles aislados se nombraron a:

- *Schinus lentiscifolius* Marchand - Carobá (de los más nombrados)
- *Lithraea molleoides* (Vell.) Engl. - Aruera (de los más nombrados)
- *Eugenia uniflora* L. - Pitanga
- *Scutia buxifolia* Reissek - Coronilla
- *Sebastiania commersoniana* (Baill.) L.B. Sm. & Downs - Blanquillo
- *Sebastiania brasiliensis* Spreng. – Blanquillo
- *Xylosma tweediana* (Clos) Eichler – Espina Corona

Para la zona una de las personas consultadas reconoció otra variante en este estado que se refiere a la presencia de árboles exóticos, específicamente Pino *Pinus* sp.. Esto lo ha observado donde se

disminuye o saca el pastoreo y lo considera un problema ecológico enorme, una gran amenaza para la zona.

Ejemplos de arbustales con árboles de la zona:



Bosque Parque

Este estado corresponde a uno sugerido a agregar. Corresponde a matriz de pastizal con árboles aislados.

En el contexto de este trabajo se considerará bosque parque a:

vegetación cuyo estrato herbáceo tiene una cobertura mayor a 25%, el estrato arbustivo una cobertura menor al 25% y el arbóreo una cobertura entre 10% y 25% con árboles mayormente dispersos.

Nótese que no se refiere a bosque parque comúnmente hallado en el litoral oeste del país (dominados por *Prosopis sp.*) o Espinillares o Talaes. En este caso las especies arbóreas más comunes son las nombradas en el arbustal con árboles.

Islas de bosque

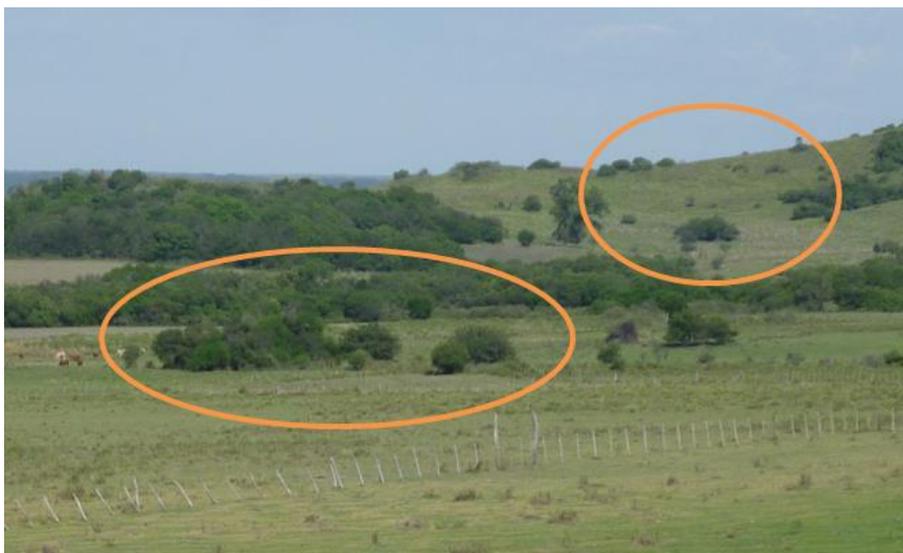
Incluye los manchones de bosque que se encuentran en una matriz generalmente de arbustal.

En el contexto de este trabajo se considerará Islas de bosque a:

vegetación con entre 25% y 50% de cobertura de árboles, árboles en manchones menores 0.25ha, con cobertura de copas mayor al 50%

Nótese que en este caso no se hace referencia a la cobertura herbácea ni arbustiva.

Ejemplos de islas de bosque de la zona:



Bosque continuo

En el contexto de este trabajo se considerará bosque continuo a:

vegetación con una cobertura de árboles mayor a 50%, árboles dispuestos de forma continua (cobertura de copas mayor al 50%).

Nótese que en este caso no se hace referencia a la cobertura herbácea ni arbustiva.

Al igual que con los otros estados, en la zona se pueden encontrar diversos ecosistemas boscosos (descripción más detallada en SNAP 2009):

- Ribereños, fluviales o de los valles: asociados a cursos de agua
- Quebrada: asociados a cursos de agua y pendientes abruptas
- Serrano: asociados a laderas de cerros
- Pantanosos: asociados a zonas de depresiones con acumulación de agua
- De cornisas: asociados a paredones rocosos

Ejemplos de bosque continuo para la zona:



TRANSICIONES

Las transiciones propuestas son las siguientes (Fig. 2):

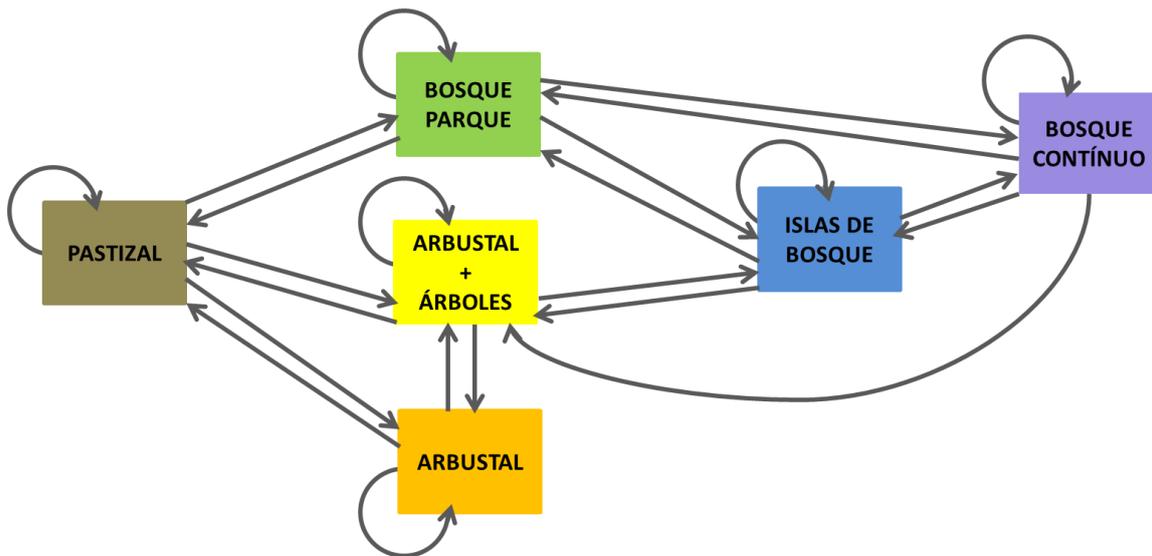


Figura 2. Transiciones posibles entre estados para la zona. Las flechas curvas se refieren a la vegetación que puede mantenerse en ese estado.

No todos los sistemas pueden recorrer las mismas trayectorias, esto va a depender de diversos factores como tipo de suelo, profundidad, capacidad de retención hídrica, fuente de propágulos, manejos realizados (*e.g.* tala, fuego, pastoreo), usos del suelo anteriores, entre algunas variables. Por ejemplo, se comentó que pastizales de suelos muy superficiales o de basalto profundo pero donde se mantiene el agua constantemente, no presentan especies leñosas o en muy baja cobertura.

A partir de las consultas, se considera que la mayoría de los pastizales pueden pasar a arbustal, aunque puede haber excepciones, pero los pastizales que pueden trascurrir hasta los siguientes estados son más acotados. En todos los casos en que son flechas hacia el estado anterior, se considera que es necesario un aporte externo, de diferente intensidad según el caso, para poder volver al estado anterior (*e.g.* pastoreo, fuego, remoción mecánica o química).

A partir de la consulta se agregaron las flechas curvas, que quiere decir que se puede mantener en el mismo estado tanto por mantenerse igual o por cambiar o agregar especies pero mantener el tipo de cobertura. Se agregaron las transiciones de pastizal a arbustal con árboles (y viceversa), porque se consideró que algunos pastizales no tienen por qué pasar por arbustal para llegar a ese estado. Se agregaron las transiciones de islas de bosque a arbustal con árboles y las de bosque continuo a islas de bosque, dado que en varias ocasiones fue sugerido que podrían utilizarse fuegos intensos o tala para volver al sistema hacia un estado anterior de la figura.

Por último, se agregaron las transiciones asociadas al bosque parque que anteriormente no se consideraba como un estado posible para la zona. Explico un poco más el mecanismo de esta, ya que surgió luego de las consultas. Se planteó que en situaciones de pastizal con arbustos, donde los arbustos no llegan a la cobertura necesaria para considerar el sitio como pastizal, pueden crecer árboles debajo de los arbustos pero no aumentar la cobertura de arbustos (por ejemplo, debido al pastoreo). Los arbustos funcionarían como perchas de aves y/o como nodrizas facilitando el reclutamiento de especies arbóreas que necesitan sombra para germinar. Luego de que los árboles crecen, podrían competir con los arbustos y estos morir. También se sugirió que los árboles pueden crecer en lugares con rocas que facilitan la protección frente a fuego o pastoreo, o en lugares que las condiciones de suelo permiten que crezcan y no necesariamente pasar por arbustal.

VARIABLES

Priorización

Se obtuvo una priorización de variables teniendo en cuenta el promedio, moda y mediana de los valores brindados por cada persona para cada variable (Tabla 2). En el caso que no se brindaron valores, se tuvo en cuenta si los comentarios realizados se reflejaban en el ranking.

La priorización se hizo para las siguientes transiciones:

- Pastizal a arbustal
- Arbustal a arbustal con árboles
- Arbustal con árboles a Islas de bosque.

La priorización se realizó asignando un número del 1 al 5 según la siguiente categoría:

- 6- **Variable de extrema relevancia.** Puede ser porque domina la dinámica del sistema, lo limita, etc. Sí o sí se debe incluir para entender la dinámica de las transiciones de pastizal a bosque.
- 7- **Variable relevante.** Es una variable que aunque no domine la dinámica de sistema puede influirla en gran medida. Es mejor incluirla para entender la dinámica de las transiciones de pastizal a bosque.
- 8- **Variable de poca relevancia.** Tiene un rol secundario en la dinámica de las transiciones de pastizal a bosque. Igualmente es necesario incluirla en el análisis para entender las dinámicas de las transiciones.
- 9- **Variable neutra.** Esta variable van a repercutir poco o nada en la dinámica. Incluirla o no en el análisis no hace la diferencia.
- 10- **Variable sin importancia.** Esta variable no influye en la dinámica. Es mejor no tenerla en cuenta para entender la dinámica de las transiciones de pastizal a bosque.

Tabla 2. Priorización de las variables resultado de las consultas.

Variable	Transición		
	Pastizal	Arbustal	Arbustal con árboles
	a Arbustal	a Arbustal con árboles	a Islas de bosque
Precipitación anual acumulada	3	2	2
Presión ganadera (Relación UG/Dotación optima)	1	1	2
Relación lanar/vacuno	1	1	2
Sistema de pastoreo	3	3	3
Remoción vegetación	2	3	3
Profundidad del suelo	2	2	2
Topografía	3	2	2
Época en que se aplica chirquera o fuego	3	4	4
Frecuencia del fuego	1	2	2
Intensidad del fuego	2	3	3
Frecuencia de la chirquera	2	3	3
Alcance de la chirquera	3	3	3

Observaciones sobre las variables

Precipitación anual acumulada

En cuanto a esta variable hubo varias opiniones.

Al menos cuatro personas consultadas destacan que más que la precipitación acumulada en sí misma, la utilizarían como la variabilidad anual, o en combinación con la temperatura, la relacionarían con períodos escasez de agua, por ejemplo, precipitación en período seco. Consideraron que períodos prolongados de déficit hídrico pueden ser los que repercutan en facilitar o dificultar la implantación de los bosques. Según lo que expone uno de los consultados, el total de lluvia para el desarrollo de los árboles es importante, pero la distribución estacional pesaría más. En esta línea, otra

de las personas consultadas resalta que la escasez de agua en períodos que son importantes para el crecimiento del pastizal puede favorecer el crecimiento de arbustos.

Por otro lado, hubo otro comentario que refería a que no le quedaba claro cómo terminaban influyendo las precipitaciones en el sitio, ya que por un lado la precipitación podría favorecer los árboles, pero por otro las herbáceas podrían estar en mejor situación para competir con los árboles. Otra persona consultada destacó que considera que los arbustos en esta zona son bastante resistentes a las sequías, pero en el caso de los árboles si dependen más de las mismas.

La disponibilidad de lluvia interactuaría a su vez con otros factores como la profundidad y el tipo de suelo, la topografía o el tipo de comunidad. Estos factores dan las combinaciones de vegetación que se tiene en esa zona con las quebradas. Asimismo, se destacó que no importa tanto ver la precipitación un solo año, si no en períodos más largos, por ejemplo, tres años.

Presión ganadera (relación UG/dotación óptima) y Relación lanar/vacuno

Se destacó que para entender el efecto que tiene en las transiciones es necesario la combinación de la presión ganadera y la relación lanar vacuno. Otro comentario que surgió varias veces es que al aumentar la cantidad de arbustos y árboles el efecto del pastoreo es cada vez menor, a pesar de que coman plántulas.

Una las personas encuestadas considera que en la zona no varía mucho la presión, cuando un productor elige una presión ganadera y no la varía mucho, y en general esta carga es alta, sobre-exigen al campo y ahí es un loop (relacionándolo con las repercusiones económicas, sociales y ambientales).

Sistema de pastoreo

En las consultas no queda claro que sea una variable de las más importantes. Algunos consideran que influye mucho y otros que interactúa pero no es lo que tiene mayor relevancia. Por un lado se destaca que si existiera igualdad de presión de pastoreo no influiría. pero en la zona es difícil el acceso a todos los sectores, entonces se podría considerar combinar esto con el tamaño del potrero para ordenar el pastoreo. Una de las personas consultadas comenta además que en sistemas tipo Voisin se producen artificialidades que no tiene claro cómo afectan estos sistemas.

Remoción de la vegetación

Según las consultas realizadas para mantener el pastizal es necesario mantener la remoción de biomasa, tanto por pastoreo (considerado como lo principal) como complementando con otros tipos de remoción como el fuego, al chirquera, control selectivo y posicional (alfombra) o la rastra de cadenas. La remoción de la vegetación (no por pastoreo) solo funcionaría en etapas iniciales, y quizá contra los arbustos pequeños en etapas iniciales de colonización podrían utilizarse chirquera. Esto se dificultaría al generar troncos. Se comenta que quizá si alguien pasara chirquera muy seguido, sería lo mismo que relación lanar vacuno o presión. Pero comentaron que entienden que no es una opción viable para la zona dado que los productores muchas veces no tienen acceso a esta maquinaria y la zona tiene mucha dificultad para utilizarla por las piedras y la topografía. En el caso del arbustal a arbustal con árboles, consideran difícil o poco probable que se pueda utilizar la chirquera.

Profundidad del suelo

Según lo comentado en las consultas, la profundidad del suelo, determina hasta donde va a llegar el bosque continuo o si se corta antes la dinámica de transición. Por lo que comentan, es probable que el pastizal pueda pasar a arbustal, aunque sea en suelo superficial, y quizá alguna especie exótica pueda colonizar. En línea con esto, otra persona comenta que no considera que en suelos superficiales los árboles lleguen a colonizar y desarrollarse, aunque sacaras el pastoreo, y otra persona consultada dijo que quizá algún árbol individual podría desarrollarse, pero no como formación. Se sugirió que en Basalto superficial quizá se llegue a islas rocosas.

Además se acotó que la profundidad de suelo define el potencial de acumulación de agua y el potencial de la vegetación. A su vez, esto define si los arbustos pueden contraponerse a los cambios en relación lanar vacuna. Actuaría además en conjunto con el tipo de suelo, la composición de nutrientes, la topografía, y la orientación de la pendiente

Topografía

Esta es una de las variables en las que hubo opiniones encontradas, desde que era muy importante a ser una variable a no considerar o que influye poco. En algunos casos resaltaron sobretodo su relación con la orientación de la pendiente y su insolación (*e.g.* ladera Sur tiene más bosque). Una de las personas consultadas relacionó la topografía a que condiciona la intensidad del fuego, por lo que la relacionaría a su uso. También la asociaron al impedimento, un tema de accesibilidad al agnado, aumentando su importancia sobre todo al tratarse de árboles.

Época en que se aplica chirquera o fuego

En general consideran que no hay mucho margen para variar la época en la que se aplique el fuego, ya que asumiendo que cumplen la ley no se debe hacer en verano. Otra persona consultada comenta que la época en que se aplica la chirquera es usualmente al inicio de otoño, final de verano, ya que hay vegetación estival, y se busca que las especies invernales tengan mejores condiciones.

El efecto que considera que puede tener varió entre participantes, desde aquellas personas que opinan que en la práctica no es tan útil, a otra que consideran que sí, ya que va a definir a qué especies lesiona y a cuáles no. Asimismo, otra persona consultada comentó que la época que se aplica la chirquera afecta a los arbustos porque muchos dependen de la producción de semillas, en cambio el establecimiento de árboles que tienen ciclos más largos se interrumpen con el chirqueado independiente de la época. Por otro lado se reiteró el comentario dicho en remoción de la vegetación, que es probable q la persona no tenga la posibilidad de pasarla. Se resaltó que el efecto va a estar asociado al manejo al manejo ganadero.

Frecuencia del fuego

Hubo pocos comentarios con respecto a la frecuencia del fuego. Se consideró que podía influir pero que tampoco es algo que se pueda usar tan frecuentemente en un mismo sitio. Por otro lado se destacó que con fuego desaparece en el corto plazo los arbustos y que son usados para quemar bosque.

Intensidad del fuego

Una persona consultada comentó que la intensidad del fuego conceptualmente es importante, pero que en la zona hay poco material para quemar (en pastizales).

Frecuencia de chirquera y Alcance de chirquera

Una de las personas consultadas no le dio mucha importancia a esta variable ya que la chirquera es difícil de aplicar en algunos sectores de la zona.

Variables sugeridas a agregar

Las variables sugeridas a agregar se pueden agrupar por temas. Algunas fueron sugeridas de manera general, y otras específicas para algunas transiciones (Tabla 3).

Tabla 3. Variables sugeridas a agregar por transición (cuando se aclaró).

Variable sugerida	Transición		
	De Pastizal	De Arbustal	De Arbustal con árboles
	A Arbustal	A Arbustal con árboles	a Islas de bosque
Climáticas			
Precipitaciones en período seco.	x	x	x
Temperatura			
Variabilidad climática o evolución del clima	x	x	
Variabilidad en la precipitación			
Tipo de suelo	x	x	x
Suelo y Agua			
Tipo de suelo			
Dinámica de agua en el perfil del suelo			x
Disponibilidad de agua			
Distancia al agua	x	x	x
Propágulos			
Disponibilidad			
Distancia a fuente de propágulos	x	x	x
Otras			
Tamaño de la unidad de manejo	x	x	x
Extracción para leña		x	x
Inaccesibilidad			

Climáticas

- Precipitaciones en período seco.
- Temperatura.
- *Variabilidad en la precipitación*. Una de las personas consideró que es más importante que la precipitación acumulada. Destaca que es importante la variabilidad tanto intra-anual como interanual.
- *Variabilidad climática*: una de las personas consultadas asocia años de mucha pluviosidad y más temperatura, como con el fenómeno del Niño. Según comenta, en esas etapas todo crece más, el arbustal pasa a bosque, el pastizal a arbustal.

Suelo y Agua

- *Tipo de suelo*. La textura fue mencionada como un factor reflejado en el tipo de suelo que puede tener importancia. Se sugirió que el basalto y la arenisca pueden tener diferentes efectos en las dinámicas. Comenta que quizá no es tan importante como profundidad pero si más que topografía. Pensando más en la textura, más de arena, más pesados. Este fue de los factores más nombrados.
- *Dinámica de agua en el perfil del suelo*: Fue asociado a las dinámicas de agua del campo.
- *Disponibilidad de agua*, En la mayoría de los casos se asoció a que la disponibilidad de agua (sub-superficial) podía favorecer la presencia de arbustos y árboles. Aunque en un caso se destacó que en sitios de suelo profundo con agua constante puede que no ocurra arbustización.
- Distancia al agua.

Propágulos

- *Disponibilidad de propágulos*. Al menos dos personas consultadas consideraron que la disponibilidad de propágulos es importante para la introducción de árboles en sistemas de pastizal o arbustal. Esto se comentó con respecto a la posibilidad que aparezcan árboles en un sitio y también a la posibilidad de invasión por Pinos.
- Distancia a la fuente de dispersión.

Otras

- *Tamaño de la unidad de manejo* (potrero): Potreros muy grandes los ovinos se concentran en una zona, entonces el tamaño del potrero te afecta en las otras decisiones de manejo. Se comenta que en un área muy chica es más controlable el pastoreo, fuego, etc. Potreros más grandes tiene áreas marginales. El efecto del pastoreo muy asociado a la unidad de manejo.
- Extracción para leña.
- *Inaccesibilidad*: Una de las personas consultadas consideró que la localización de un sitio con respecto a la ciudad, la accesibilidad, influye en el estado del sistema. Comentó que donde van perro, gente, no se va a instalar un bosque biodiverso. Si el acceso es difícil, no entra gente y ni cazadores, son lugares más ricos en cuanto a diversidad.

Otras consideraciones

En esta sección se exponen comentarios que explican parte de trasfondo que se da en la zona para poder comprender estas transiciones, según los comentarios realizados por algunas de las personas consultadas.

Cambio de tenencia de la tierra asociada a una repercusión en bajar la carga ganadera:

Considera un tema clave total es la tenencia de la tierra, que ha cambiado mucho en los últimos 30 años en la zona. Estos cambios se debieron en parte a la baja del precio de la tierra asociada a una caída en la producción de ovejas. Esto trajo sobretodo personas que compraron campo como un negocio inmobiliario y luego no lo produjeron. Otro cambio fue la compra por forestales que en muchos casos no dio resultado.

Necesidad de apoyo en ganadería y alternativas productivas

Se sugiere que si se quiere mantener los ecosistemas de la zona y la producción ganadera es necesario un plan estratégico que apoye a los productores (o sea no solo o iniciativa individual de los productores), desde apoyos tecnológicos (*e.g.* metodología Voisen) a apoyos a emprendimientos complementarios (*e.g.* turísticos como fue con los Proyectos de Producción Responsable).

Costos de traslado de leña

También se alguien consideró que se subutiliza el bosque para leña debido a los costos de los fletes y esto hace que se controle menos los avances de leñosas.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Baeza S, Rama G & F Lezama. 2019. Cartografía de los pastizales naturales en las regiones geomorfológicas de Uruguay predominantemente ganaderas. Ampliación y actualización. En: Altesor A, López-Mársico L & JM Paruelo. 2019. Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales II. Serie FPTA N° 69, INIA, Montevideo.
- Bashari H, Smith C & OJH Bosch. 2009. Developing decision support tools for rangeland management by combining state and transition models and Bayesian belief networks. *Agricultural Systems*, 99: 23-34.
- Berretta EJ & D Nascimento. 1991. Glosario estructurado de términos sobre pasturas y producción animal. Montevideo: IICA - PROCISUR. Diálogo IICA-PROCISUR, No. 32.
- Bestelmeyer BT, Brown JR, Havstad KM, Alexander R, Chavez G, JE Herriek. 2003. Development and use of state-and-transition models for rangelands. *Journal of Range Management*, 56: 114-126.
- Dirección General Forestal. 2020. Instructivo para la presentación de solicitud de registro de bosque nativo. Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca. Recuperado de <http://www2.mgap.gub.uy/portal/afiledownload.aspx?2,20,773,O,S,0,7776%3BS%3B1%3B105>, el 02 de mayo de 2020.
- Dixon AP, Faber-Langendoen D, Josse C, Morrison J & CJ Loucks. 2014. Distribution mapping of world grasslands types. *Journal of Biogeography*, 41: 2003 – 2019
- Lezama F, Pereira M, Atesor A & JM Paruelo. 2019a. Capítulo 1: ¿Cuán heterogéneos son los pastizales naturales en Uruguay? En: Altesor A, López-Mársico L & JM Paruelo. 2019. Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales II. Serie FPTA N° 69, INIA, Montevideo.

- Lezama F, Pereira M, Atesor A & JM Paruelo. 2019b. Grasslands of Uruguay: classification based on vegetation plots. *Phytocoencologia*, 49(3): 211-229.
- Mesa de Ganadería sobre Campo Natural. 2017. Mesa de Ganadería sobre Campo Natural (MGCN) Aspectos a promover. *Revista Plan Agropecuario*, 161.
- Parera, A & E Carriquiry. 2014. Manual de Prácticas Rurales asociadas al Índice de Conservación de Pastizales Naturales (ICP). Publicación realizada por Aves Uruguay para el Proyecto de Incentivos a la Conservación de Pastizales Naturales del Cono Sur, 204 pp. Recuperado de http://www.alianzadelpastizal.org/wp-content/files_mf/1426791405ManualICPfinal.pdf el 27 de abril de 2020.
- Pausas JG & WJ Bond. 2020. Alternative Biome Satates in Terrestrial Ecosystems. *Trends in plant science*. 1-14 <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2019.11.003>
- Rama G, Lezama F & S Baeza. 2018. Cambios recientes del uso del suelo en la Cuesta Basáltica del Uruguay. *Oecologia Australis*, 22(3): 210–223.
- Rosengurtt B. 1944. Las formaciones campestres y herbáceas del Uruguay. *Agros*, 134: 1- 45. Recuperado de <https://www.colibri.udelar.edu.uy/jspui/handle/20.500.12008/9663> el 27 de abril de 2020.
- Royo Payarés O, Berretta EJ & GE Maraschin. 2005. Chapter 5 - The South American Campos ecosystem. En: Suttie JM, Reynolds SG & C Batello (Eds.). *Grasslands of the world. Plant Production and Protection Series No. 34*. Recuperado de <http://www.fao.org/3/y8344e0b.htm#bm11.3> el 27 de abril de 2020.
- Rumpff L, Duncan DH, Vesk PA, Keith DA & BA Wintle. 2011. State-and-transition modelling for Adaptive Management of native woodlands. *Biological Conservation*, 144: 1224–1236.
- Sistema Nacional de Áreas Protegidas. 2009. Propuesta de Proyecto de creación y delimitación de un área protegida en las cuencas de los arroyos Laureles y de as Cañas para su incorporación al Sistema Nacional de Áreas Protegidas. SNAP-DINAMA. 73pp
- Soriano A. 1992. Rio de la Plata grasslands. In: Coupland, R.T. (ed.) *Natural grasslands. Introduction and Western Hemi-sphere*, pp. 367–407. Elsevier, Amsterdam, NL.
- Suttie JM, Reynolds SG & C Batello (Eds.). 2005. Introduction. *Grasslands of the world. Plant Production and Protection Series No. 34*. Recuperado de <http://www.fao.org/3/y8344e05.htm#bm05> el 27 de abril de 2020.
- White R, Murray S. & M Rohweder. 2001. *Grassland ecosystems: pilot analysis of global ecosystems*. World Resources Institute, Washington, DC.

Material suplementario de Resultados sobre Consulta sobre estados y transiciones de pastizal a bosque en la zona de Quebradas del Norte

Tabla de contenidos

1- ESTADOS	295
1.1 ¿Están de acuerdo con los estados reconocidos y su descripción?	295
Otros comentarios	295
<i>Pastizal</i>	296
<i>Arbustales</i>	296
<i>Arbustal con árboles</i>	296
<i>Islas de bosque</i>	296
<i>Bosque continuo</i>	296
Estados sugeridos a agregar:	296
<i>Bosque parque</i>	296
FASES	297
1.2 ¿Está de acuerdo con las fases englobadas en cada estado?.....	297
1.3 ¿Está de acuerdo con las fases descritas?	297
1.4 Para la zona, reconoce alguna otra comunidad	297
<i>Pastizales</i>	297
<i>Arbustales</i>	298
<i>Arbustal con árboles</i>	298
<i>Islas de bosque</i>	299
<i>Bosque continuo</i>	299
2- TRANSICIONES	299
Transiciones entre estados	299
2.1 ¿Está de acuerdo en el siguiente diagrama de pasaje de pastizal a bosque?	299
2.2 ¿Le parece necesario agregar alguna transición?.....	300
2.3 ¿Le parece necesario eliminar alguna transición?.....	300
Transiciones entre fases.....	300
2.4 ¿Le parece necesario agregar alguna transición?.....	300
2.5 ¿Le parece necesario eliminar alguna transición?.....	300

<i>Con respecto a agregar transiciones</i>	301
<i>Por transición</i>	302
Pastizal a Arbustal	302
Arbustal a Pastizal	302
Arbustal a Arbustal con árboles	302
Arbustal con árboles a Arbustal	302
Arbustal con árboles a Islas de bosque	302
Islas de Bosque a Bosque	302
<i>Transiciones sugeridas a agregar</i>	302
Pastizal a Bosque parque	302
Pastizal a Arbustal con árboles	302
Bosque parque a Islas de bosque	302
Bosque parque a Bosque	302
Islas de bosque a Arbustal con árboles	302
Bosque a Arbustal con árboles	303
Bosque a Islas de bosque	303
<i>Transiciones sugeridas a eliminar</i>	303
Arbustal con árboles a Arbustal	303
<i>Otros comentarios específicos</i>	303
Pastizales	303
Arbustales	303
Arbustal + árboles	304
3- VARIABLES	304
3.3 ¿Agregaría alguna? ¿Por qué?	304
3.4 Importancia de las variables para las transiciones:	304
3.3 ¿Agregaría alguna? ¿Por qué?	304
3.4 Importancia de las variables para las transiciones:	306
<i>Precipitación anual acumulada</i>	306
<i>Presión ganadera (relación UG/dotación óptima) y Relación lanar/vacuno</i>	307
<i>Sistema de pastoreo</i>	307
<i>Remoción de la vegetación</i>	307

<i>Profundidad del suelo</i>	307
<i>Topografía</i>	308
<i>Época en que se aplica chirquera o fuego</i>	308
<i>Frecuencia del fuego:</i>	308
<i>Intensidad del fuego:</i>	309
<i>Frecuencia de chirquera:</i>	309
<i>Alcance de chirquera:</i>	309
<i>Generales</i>	309
Otras consideraciones.....	313
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	313
ANEXO IV RESULTADOS EVALUACIÓN DE HIPÓTESIS GENÉRICAS.....	314
ESTADOS	315
TRANSICIONES	316
VARIABLES	320
Bibliografía utilizada.....	325

En total a la fecha se finalizaron 12 consultas. Algunas de las personas son profesionales de libre ejercicio, y otras están vinculadas a instituciones como Instituto Plan Agropecuario (IPA), INIA, Facultad de Agronomía (UdelaR), Centro Universitario Regional Este (UdelaR), Facultad de Ciencias (UdelaR), Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura, Empresa Forestal, así como otra es un propietario que vive en la zona.

Se invitaron seis personas más, de los sugeridos en las entrevistas, pero de tres no hubo respuesta y una persona consideró que no podía aportar, y dos aceptaron participar pero no han finalizado la consulta.

A continuación se exponen los principales resultados obtenidos de las entrevistas.

1- ESTADOS

Tabla 1. Porcentaje de respuestas en cada situación. Con * se marca la pregunta para la cual hubo 11 en vez de 12 respuestas. NC-No quedó contestada

Pregunta	Respuestas (%)		
	Si	No	NC
Estados			
1.1 ¿Están de acuerdo con los estados reconocidos y su descripción?	75	25	0
1.2 ¿Está de acuerdo con las fases englobadas en cada estado?	75	25	0
1.3 ¿Está de acuerdo con las fases descritas?*	55	36	9
1.4 Para la zona, reconoce alguna otra comunidad	92	8	0

1.1 ¿Están de acuerdo con los estados reconocidos y su descripción?

El 75% de las personas consultadas estuvo de acuerdo, el 25% en desacuerdo (Tabla 1).

En general los que estaban de acuerdo con los estados entendían que para los objetivos del modelo eran útiles, aunque no sean categorías de vegetación que utilicen en su trabajo, ya que en algunos casos puede haber superposición en las terminologías (pastizales + arbustales tomados como campo natural) y en otros casos, podían identificar muchas comunidades dentro de cada estado (*e.g.* sub-comunidades de pastizales en Lezama et al. 2019a).

Se resaltó la complejidad del sistema, que los estados están asociados a los sustratos, topografía y también al manejo. Estos factores están muy correlacionados.

Otros comentarios

Una observación fue respecto a la necesidad de especificar la escala del parche donde se delimita cada estado.

A la gráfica de estados en función de la cobertura de arbustos y bosque agregarle un tercer eje de herbáceas para que los estados estén explicados por diferentes variables, un pastizal por alta cobertura de vegetación herbácea, no por ausencia o de árboles arbustos.

A continuación se detallan algunos resultados de las consultas por estado

Pastizal

Durante la consulta surgieron algunos comentarios con respecto a la definición utilizada para pastizal: mayor a 50% cobertura de herbáceas y menor a 25 % de arbustos, menor a 10% de árboles. En síntesis los comentarios fueron:

- Debe considerarse que el estrato herbáceo debe estar dominados por gramíneas y aumentar el porcentaje de cobertura de las mismas
- Aclarar que cuando las herbáceas no ocupan el 100% de cobertura es porque se considera suelos superficiales y rocosidad.
- Existen diferentes definiciones que le dan más importancia a los arbustos e incluso contemplan coberturas mayores de arbustos (*e.g.* Rosengurtt 1944, Mesa de Ganadería sobre Campo Natural 2017).
- profundizar en el porcentaje de gramíneas y los estratos según suelo o quitar lo de los suelos

Arbustales

El comentario específico asociado a este estado fue que en algunos casos la cobertura de herbáceas puede ser menor al 50%.

Arbustal con árboles

No tuvo comentarios específicos en lo que respecta al estado o su definición.

Islas de bosque

No tuvo comentarios específicos en lo que respecta al estado o su definición.

Bosque continuo

Un comentario sugirió chequear la definición de la Dirección General Forestal utilizada para el registro de bosque nativo en el cual establece un cubrimiento mínimo de copas de 50% (Dirección General Forestal 2020).

Estados sugeridos a agregar:

Esta pregunta no fue realizada, pero en varios casos surgió la sugerencia de contemplar al Bosque Parque.

Bosque parque

Este estado había sido incorporado en la gráfica donde se ilustraban los estados posibles con la combinación de coberturas de arbustal y árboles, pero no como un estado posible para la zona.

En tres consultas (38%) se sugirió su inclusión. En el resto no se identificaban bosque parques en la zona o incluso en un caso le llamaba la atención su inclusión para la zona. Una de las personas que sugirió la inclusión de bosque parque propuso disminuir el porcentaje de cobertura de árboles mínimo para considerar a un pastizal arbolado como bosque parque (i.e. herbáceas > a 60%, arbustales <25%, árboles entre 5-25%). Se optó por no modificar el límite ya que no se encontró bibliografía para la zona que con datos sobre coberturas y se optó por adherir a los límites propuestos por Dixon et al. (2014) utilizados para la definición de pastizal.

FASES

Se ponen las generalidades de cada respuesta y luego se detalla por estado.

1.2 ¿Está de acuerdo con las fases englobadas en cada estado?

La mayoría de las personas consultadas estuvieron de acuerdo con las fases representadas (75% contra 25%), teniendo en cuenta que se basaban en coberturas y no en especies, y que estaban orientadas a los objetivos del trabajo, que son funcionales a comprender la dinámica (Tabla 1).

Esto no quiere decir que los que estuvieron de acuerdo no agregaran o eliminaran fases. Simplemente que las que estaban descritas les parecían correctas para la zona.

1.3 ¿Está de acuerdo con las fases descritas?

El 55% de las personas consultadas estuvo de acuerdo, 36% en desacuerdo y 9% no contesta.

Del 36% (4 personas) en desacuerdo, el 50% consideraba que se tenían que detallar más la descripción de los pastizales, el 25% que se debía detallar más la composición de árboles y el otro 25% que los estados y fases debían organizarse de otro modo (Tabla 1).

Se detalla el último comentario. Según el marco teórico de Modelo de Estados y Transiciones (MET) de Bestelmayer et al. (2003) cada estado debe contener comunidades que pueden cambiar en composición, pero asociado con cambios de clima o usos del suelo. Los cambios entre estas comunidades, son llamados “pathways” (sendas, rutas) y al contrario que las transiciones (entre estados) son reversibles fácilmente alterando la dirección o intensidad de los factores que llevaron a los cambios de composición. En ese caso, una de las personas encuestadas considera que las fases englobadas en los estados no cumplen con este requisito ya que hay comunidades que pueden darse solo en algunos tipos de suelo y esos cambios en intensidad de factores no pueden hacer que cambien entre estas. (Los cambios entre comunidades asociados a suelos se abordaran en la sección transiciones). Esta persona propone que entonces se hagan MET para sitio ecológicos. Los sitios ecológicos son una clasificación de tipos de tierras basada en diferencias en factores ambientales importantes, incluyendo las propiedades del suelo, pendiente, posición en el paisaje (Bestelmayer et al. 2003). Para esto propone partir de cada comunidad de pastizal (Lezama et al. 2020) que podría encontrarse en la zona, sobretodo asociados a suelos.

1.4 Para la zona, reconoce alguna otra comunidad

El 92% agregaría alguna comunidad, 2% no contesta (Tabla 1).

A continuación se detallan los comentarios generales y particulares a cada estado.

Pastizales

En cuanto a estructura algunas de las personas consultadas consideraron que los pastizales representados estaban bien, sobre todo si se tiene en cuenta que son estados fisionómicos y no

comunidades. Podrían tener más detalles si se combina la altura del tapiz y la profundidad del suelo y las especies. Comentaron que el ralo podría tener más estratos y podría haber más situaciones de pastizales altos. Por otro lado, se comentó que hay mezcla de comunidades y fases. Una persona de las consultadas consideró que existe una sobre representación de la vegetación leñosa con respecto a la herbácea. Hay más cosas en lo herbáceo que no se ven.

Se sugirió que para la descripción de las comunidades se haga un paralelismo con los pastizales descritos en Lezama et al. 2019a, 2019b, Baeza 2019.

Se sugirió agregar:

- Pastizales húmedos
- Pastizales ralos con sub-arbustos
- Se puede tener doble estructura en pastizal superficial (esto se repitió al menos tres veces).
- Más opciones de pastizales altos (*e.g.* pastizal alto de pajonal, con paja estrelladera, muy asociado al valle de arenisca)

Frente a estos comentarios se decidió seguir la clasificación de comunidades de pastizales propuesta en Lezama et al. (2019a y 2019b) y Baeza et al. (2019), dado que se entiende que contemplan estos pastizales sugeridos.

Otro comentario fue si no sería necesario agregar una fase que fuera pastizal con arbustos. Pensando que luego del 50% de cobertura ya llega a ser arbustal, pero que haya pastizal, pastizal con arbustos y luego arbustal. Con respecto a esto, dado que no existe información detallada para la zona respecto a esta cobertura, se utilizó la clasificación de Dixon et al. (2014), por lo que no discrimina entre pastizal y pastizal con arbustos, si no que a ambos los considera como pastizal (hasta 25% de arbustos).

Arbustales

En el caso de los arbustales, se sugiere incluir más especies. Algunas de las sugerencias son arbustales dominados o con presencia de:

- *Croton cuchillae-nigrae*
- *Baccharis punctulata*
- *Acca sellowiana*

Arbustales de porte bajo, de 30-40cm de altura en las laderas pedregosas, bastante xerofítico.

Se comentó también que según las especies los requerimientos que tengan y donde se pueden desarrollar, por ejemplo *Baccharis punctulata* recuerdan verla en valles de arenisca, *Baccharis aliena* en zonas con mucho sol, *Acca sellowiana* en cerros chatos con árboles. Otras especies arbustivas que pueden estar en la zona: *Aloysia chamaedryfolia* Cham., *Aloysia gratissima* (Gillies & Hook. ex Hook.) Tronc. var. *sellowii* (Briq.) Botta (sinónimo de *Aloysia pulchra* (Briq.) Moldenke).

Arbustal con árboles

Para la zona una de las personas consultadas reconoció otra variante en este estado que se refiere a la presencia de árboles exóticos. Comentó que puede ocurrir una transición de pastizal a arbustal con Pinos. Esto lo ha observado donde se disminuye o saca el pastoreo y lo considera un problema ecológico enorme, una gran amenaza para la zona.

Como los árboles más comunes en los arbustales con árboles aislados se nombraron a:

- *Schinus molleifolius* Marchand - Carobá (de los más nombrados)
- *Lithraea molleoides* (Vell.) Engl. - Aruera (de los más nombrados)
- *Eugenia uniflora* L. - Pitanga
- *Sebastiania commersoniana* (Baill.) L.B. Sm. & Downs - Blanquillo
- *Sebastiania brasiliensis* Spreng. - Blanquillo

Islas de bosque

- El bosque pantanoso podría considerarse un caso de estos.
- Decidió no considerarse en las transiciones ya que es un caso muy específico., se considera como bosque

Bosque continuo

Se mencionan la variedad de bosques para la zona. Dado estos comentarios, en el documento con los resultados se agregó un punteo de los ecosistemas boscosos para la zona con cita para su descripción más detallada.

2- TRANSICIONES

Transiciones entre estados

Tabla 2. Porcentaje de respuestas en cada situación. Con * se marca la pregunta para la cual hubo s11 en vez de 12 respuestas. NC-No quedó contestada

Preguntas	Respuestas (%)		
	Si	No	NC
Transiciones			
2.1 ¿Está de acuerdo en el siguiente diagrama de pasaje de pastizal a bosque?	75	25	0
2.2 ¿Le parece necesario agregar alguna transición?	58	25	17
2.3 ¿Le parece necesario eliminar alguna transición?	17	75	8
2.4 ¿Le parece necesario agregar alguna transición?	-	-	-
2.5 ¿Le parece necesario eliminar alguna transición?	-	-	-

2.1 ¿Está de acuerdo en el siguiente diagrama de pasaje de pastizal a bosque?

El 73% de las personas consultadas estuvo de acuerdo, 27% en desacuerdo y 0 no se contestó (Tabla 2). De los casos que están de acuerdo igualmente en dos casos dudaron de alguna transición, o luego agregaron o en un caso eliminaron una.

2.2 ¿Le parece necesario agregar alguna transición?

El 58% de las personas consultadas agregaría una transición, el 25% no agregaría y en el 17% de las personas esta pregunta no quedó contestada, aunque hicieron comentarios a cada transición (Tabla 2).

2.3 ¿Le parece necesario eliminar alguna transición?

El 17% de las personas consultadas eliminaría una transición, el 75% no eliminaría y para el 8% de las personas no quedó contestada aunque hicieron comentarios a cada transición, (Tabla 2).

Transiciones entre fases

En general estas dos preguntas no se abordaron dado que se consideró que eran de mucha complejidad y no aportaban claramente a la discusión. Igualmente en algunas consultas se abordaron y surgieron comentarios que se ponen al final de esta sección.

2.4 ¿Le parece necesario agregar alguna transición?

2.5 ¿Le parece necesario eliminar alguna transición?

A continuación se detallan las respuestas a las preguntas de este bloque de transiciones:

Cabe aclarar que en general las personas consideraron que estas son transiciones posibles pero no en todos los casos. A nivel de la región si se observan los estados propuestos, pero no quiere decir que en todos los casos se transiten todas las situaciones. En algunos casos puede que el sistema se establezca en una u otra comunidad tanto por limitantes físicas, químicas (entonces no es posible que se den todas las transiciones), o por las especies que tienden a dominar, y no necesariamente se dan todas las transiciones.

Por lo general se reconoció que la trayectoria pastizal – arbustal se da en todos los casos. Para que se dé hacia las islas de bosque o bosque continuo se destacó que consideraban que se tendrían que dar algunas condiciones dependientes de la profundidad del suelo, capacidad de retención hídrica del suelo, orientación de la pendiente, fuente de propágulos de especies arbóreas y años sin secas. Se mencionó que la zona presenta cierta complejidad para poder definir claramente estas transiciones ya que es donde ocurre la mezcla de basalto con arenisca.

En algunos casos identificaron que donde las condiciones de suelo se dan, en la zona se tiende a dar el proceso de arbustización y crecimiento de especies arbóreas, excepto que se hagan intervenciones humanas que vayan controlando.

Las transiciones pueden depender también la historia de uso del sitio. Por ejemplo, según observaciones de una de las personas consultadas donde hay Chirca negra es principalmente por dos

motivos: hubo historia agrícola (*e.g.* pastizales que volvieron de agricultura), y no hay ovejas. Hay un tema ecológico y de manejo. Si bien en cualquiera podes terminar en un chircal, en suelos superficiales es menos probable la agricultura, pero si hubo un suelo profundo con agricultura al lado, y a ese se le sacan los ovejas, puede haber incremento de chirca.

Con respecto a las transiciones entre fases hay varios tipos de comentarios generales, algunos contradictorios:

Unos asociado a los sitios ecológicos desarrollado en la pregunta 1.3 asociada a las fases, una de las personas consultadas propone tres opciones de diagrama de estados y transiciones, realizar un diagrama para: i- cada comunidad de pastizal identificada, ii- suelo de arenisca, suelo de basalto profundo y suelo de basalto superficial, o iii- una de las comunidades.

Otra persona sugirió realizar transiciones para cada sustrato, aunque entiende las dificultades para la zona dado la mezcla de areniscas y basalto.

Por otro lado, se sugirió no detallar tanto las transiciones entre fases porque puede resultar muy complejo, y la idea de un modelo de estados de transiciones es que sea una simplificación. No necesariamente cada pastizal va a ir a un tipo de arbustal. Entonces al simplificarlo puede ser más fácil dar una dimensión, sobre todo la parte de los arbustales. Eso puede resultar más práctico y generalizable. Por ejemplo, simplificar las categorías de arbustales, ya que pueden depender de la fuente de propágulos.

Otros comentarios

- En general los comentarios tendían a que sobre suelos de basalto superficial no hay transiciones hacia árboles, y que en los suelos de arenisca sí.
- Si son suelos muy superficiales puede que no se arbusticen mucho.
- En general en suelos profundos se detecta que puede desarrollarse la vegetación arbórea.
- Un comentario sugirió que en suelos de basalto profundo negros, donde se mantiene con agua no se arbustiza.
- No necesariamente cada tipo de pastizal tiene su correspondencia en arbustal.
- En algunos arbustales puede ocurrir un recambio de especies a otros arbustos sin cambio de fisionomía.
- De acuerdo con que algunos arbustales pueden quedarse en arbustal y no seguir la transición. Esto puede ser por suelo, orientación de la pendiente, fuente de propágulos o especie dominante (*e.g.* *Acanthostyles buniifolius*, *Baccharis aliena*)
- En algunos casos consideraron que el fuego no termina de matar los árboles. Pero en otros casos comentaron que para la zona u otros lugares de Uruguay han observado fuegos fuertes (a veces no controlados) en los cuales quemar el bosque.

Con respecto a agregar transiciones

Si se considera posibles las intervenciones humanas directas, los últimos estados deberían tener doble flecha. Si solo se consideran incidencia de manejo indirecto como el ganado, está bien así.

Por transición

Pastizal a Arbustal

No hubo comentarios para esta transición.

Arbustal a Pastizal

Se resaltó que depende de qué arbustal, cuando hablas de un arbustal de una densidad de arbustos alta es muy improbable la vuelta atrás sin un aporte de energía.

Arbustal a Arbustal con árboles

No hubo comentarios para esta transición.

Arbustal con árboles a Arbustal

Es necesario intervenir.

Arbustal con árboles a Islas de bosque

No hubo comentarios para esta transición.

Islas de Bosque a Bosque

Transiciones sugeridas a agregar

Pastizal a Bosque parque

Es una transición pradera-arbusto-árbol. Crecen especies de arbustos heliófilas. Bajo estas crecen especies arbóreas que necesitan un poco de sombra en etapas iniciales. Luego al crecer, sombrean a los arbustos y estos mueren. Más avanzado el proceso, podrían aparecer especies que necesitan la sombra bajo los árboles. Esto, combinado con un pastoreo, puede llevar a tener pastizal y árboles.

Pastizal a Arbustal con árboles

No hubo comentarios específicos en lo que respecta a esta transición.

Bosque parque a Islas de bosque

No necesariamente tendría que pasar por arbustal para llegar a Islas de bosque, desde Bosque parque se podría dar. Estas observaciones las da por verlo en otras zonas del país.

Bosque parque a Bosque

No hubo comentarios específicos en lo que respecta a esta transición.

Islas de bosque a Arbustal con árboles

Se comentó que para que se de esta transición es necesaria una intervención fuerte, complementando con manejo de pastoreo.

Podría ser posible si cortan y queman.

Bosque a Arbustal con árboles

Proveniente de la tala y quema. Si los árboles mantienen su capacidad de rebrotar. Luego podría pasar directamente a bosque. Pero no sería un arbustal con árboles de cero, si no uno compuesto por rebrotes.

Bosque a Islas de bosque

Bosque continuo pueden ir quemando y muchas veces no queman con criterio. Conceptualmente no van en un solo sentido, por el fuego.

También por tala + fuego.

Transiciones sugeridas a eliminar

Arbustal con árboles a Arbustal

Una de las personas consultadas pondría en duda la transición de Arbustal con árboles a Arbustal. Comenta que la vegetación leñosa tiende a aumentar, salvo que hagas una intervención muy fuerte. Considera que el fuego en general no termina de matar los árboles.

Otros comentarios específicos

Pastizales

Pastizal ralo puede pasar a crotón.

De acuerdo con que el pastizal de 2 estratos puede ir varios tipos de arbustales.

Pastizales altos más estables, si son una comunidad bien establecida. Tiene menos posibilidades de cambio. Va a depender si está en una zona más alta. En este caso también hubo una opinión de que este tipo de pastizales puede pasar a tener árboles.

Arbustales

Acanthostyles buniifolius:

- En otras zonas de arbustal con *Acanthostyles buniifolius* puede pasar a bosque parque, aunque no lo tenía visto para quebradas del norte.
- Especie longeva, y estable. Arbustales dominados por esta especie tienden a permanecer muchos años.

Alloysia gratissima:

- especie bastante colonizadora, de acuerdo con que domine como arbustal y como arbustal con árboles.

Baccharis aliena:

- bastante estable, está bien que no pase a otra comunidad.

- asociada a suelos fértiles muy superficiales. No está en la arena, en campos derivados del basalto y mucha insolación.

De acuerdo con las mezclas.

En algunos lados puede ocurrir un recambio de especies a otros arbustos. Pueden cambiar las especies. Puede cambiar. Puede haber cambio de especies sin cambio de fisionomía.

Arbustal + árboles

Los alambrados o cercos de piedra, se van estableciendo especies leñosas y pueden funcionar como fuentes de propágulos. Un alambrado junto con baja carga ganadera baja repercute en un aumento de arbustos y árboles.

3- VARIABLES

A partir de la segunda consulta se decidió eliminar las preguntas 3.1 *¿Está de acuerdo con cada una de las variables que influyen en cada tipo de transición?* y 3.2 *¿Eliminaría alguna?* ya que se decidió hacer la consulta 3.4 *Importancia de las variables* para las tres transiciones: Pastizal a Arbustal, Arbustal a Arbustal con árboles y Arbustal con árboles a Islas de bosque.

Las preguntas abordadas fueron:

3.3 ¿Agregaría alguna? ¿Por qué?

3.4 Importancia de las variables para las transiciones:

- Pastizal a Arbustal,
- Arbustal a Arbustal con árboles
- Arbustal con árboles a Islas de bosque

3.3 ¿Agregaría alguna? ¿Por qué?

Las variables sugeridas a agregar se pueden agrupar por temas. Algunas fueron sugeridas de manera general, y otras específicas para algunas transiciones (Tabla 3).

Climáticas:

- *Precipitaciones en período seco.*
- *Temperatura.*
- *Variabilidad en la precipitación.* Una de las personas consideró que es más importante que la precipitación acumulada. Según lo que comenta, la mayoría de los modelo de cambio climático dice que va a llover más, pero con eventos extremos. Destaca que es importante la variabilidad tanto intra-anual como interanual. Pensando en que los ecosistemas donde los arbustos dominan como el chaco precipitación más baja y precipitación más variable. Sugiere que quizás en el pasaje de arbustos, tendría que haber precipitaciones más bajas y más variables. Según recuerda, para Uruguay se esperan precipitaciones y más variables según modelos.

- *Variabilidad climática* (niño, etc.): una de las personas consultadas asocia años de mucha pluviosidad y más temperatura, como con el fenómeno del Niño. Según comenta, en esas etapas todo crece más, el arbustal pasa a bosque, el pastizal a arbustal.

Suelo y Agua

- *Tipo de suelo*. La textura fue mencionada como un factor reflejado en el tipo de suelo que puede tener importancia. Se sugirió que el basalto y la arenisca pueden tener diferentes efectos en las dinámicas. Comenta que quizá no es tan importante como profundidad pero si más que topografía. Pensando más en la textura, más de arena, más pesados. Este fue de los factores más nombrados.
- *Disponibilidad de agua en el perfil del suelo*: Zonas bajas con agua, etc. En general se asoció a que la disponibilidad de agua (sub-superficial) podía favorecer la presencia de arbustos y árboles. Aunque en un caso se destacó que en sitios de suelo profundo con agua constante puede que no ocurra arbustización. También fue asociado a las dinámicas de agua del campo. Hay agua sub-superficial. Lluve en una especie de terraza en el cerro, percola, los ojos de agua, o las vertientes. La persona que lo nombró considera que esto es clave. Si en un cerro, ves donde hay árboles más grandes y hay agua. Asociadas a las dinámicas de agua del campo.
- *Distancia al agua*.
- *Rociedad*. Sitio disponible para reclutar especies y para proteger frente a fuego.

Otras

- *Tamaño de la unidad de manejo* (potrero): Potreros muy grandes los ovinos se concentran en una zona, entonces el tamaño del potrero te afecta en las otras decisiones de manejo. Se comenta que en un área muy chica es más controlable el pastoreo, fuego, etc. Potreros más grandes tiene áreas marginales. El efecto del pastoreo muy asociado a la unidad de manejo.
- *Disponibilidad y distancia a fuente de propágulos*. Al menos dos personas consultadas consideraron que la disponibilidad y distancia de propágulos es importante para la introducción de árboles en sistemas de pastizal o arbustal. Esto se comentó con respecto a la posibilidad que aparezcan árboles en un sitio y también a la posibilidad de invasión por Pinos.
- *Extracción para leña*.
- *Inaccesibilidad*: Una de las personas consultadas consideró que la localización de un sitio con respecto a la ciudad, la accesibilidad, influye en el estado del sistema. Comentó que donde van perro, gente, no se va a instalar un bosque biodiverso. Si el acceso es difícil, no entra gente y ni cazadores, son lugares más ricos en cuanto a diversidad.

Tabla 3. Variables a agregar y en qué transición (cuando se aclaró). Se muestran también aquellas que no fueron dichas en la respuesta a Agregarías..., pero si nombradas cuando hablaron de las variables propuestas (se indica con)

Variable sugerida	Transición		
	De Pastizal	De Arbustal	De Arbustal con árboles
	A Arbustal	A Arbustal con árboles	a Islas de bosque
Climáticas			
Precipitaciones en período seco.	x	x	x
Déficit hídrico prolongado*			
Temperatura			
Variabilidad climática o evolución del clima	X	x	
Variabilidad en la precipitación			
Tipo de suelo	Xx	xx	xx
Suelo y Agua			
Tipo de suelo			
Disponibilidad de agua en el perfil del suelo			x
Distancia al agua	x	x	x
Rocosidad			
Otras			
Tamaño de la unidad de manejo	x	x	x
Disponibilidad y distancia a fuente de propágulos	x	x	x
Extracción para leña		x	x
Inaccesibilidad			

3.4 Importancia de las variables para las transiciones:

Se detallan algunos comentarios sobre cada variable

Precipitación anual acumulada

En cuanto a esta variable hubo varias opiniones.

Al menos cuatro personas consultadas destacan que más que la precipitación acumulada per se, la utilizarían como la variabilidad anual, o en combinación con la temperatura, la relacionarían con períodos escasez de agua, por ejemplo, precipitación en período seco. Consideraron que períodos prolongados de déficit hídrico pueden ser los que repercutan en facilitar o dificultar la implantación de los bosques. Según lo que expone uno de los consultados, el total de lluvia para el desarrollo de los árboles es importante, pero la distribución estacional pesaría más. Esta disponibilidad de lluvia interactuaría a su vez con otros factores como la profundidad y el tipo de suelo, la topografía o el tipo de comunidad. Estos factores dan las combinaciones de vegetación que se tiene en esa zona con las quebradas. Asimismo, se destacó que no importa tanto ver la precipitación un solo año, si no en períodos más largos, por ejemplo, tres años.

Por otro lado, hubo otro comentario que refería a que no le quedaba claro cómo terminaban influyendo las precipitaciones en el sitio, ya que por un lado la precipitación podría favorecer los

árboles, pero por otro las herbáceas podrían estar en mejor situación para competir con los árboles. Otra persona consultada destacó que considera que los arbustos en esta zona son bastante resistentes a las sequías, pero en el caso de los árboles si dependen más de las mismas.

Presión ganadera (relación UG/dotación óptima) y Relación lanar/vacuno

Se destacó que para entender el efecto que tiene en las transiciones es necesario la combinación de la presión ganadera y la relación lanar vacuno. Otro comentario que surgió varias veces es que al aumentar la cantidad de arbustos y árboles el efecto del pastoreo es cada vez menor, a pesar de que coman plántulas.

Una las personas encuestadas considera que en la zona no varía mucho la presión, cuando un productor elige una presión ganadera y no la varía mucho, y en general esta carga es alta, sobrecargan al campo y ahí es un loop (relacionándolo con las repercusiones económicas, sociales y ambientales).

Sistema de pastoreo

En las consultas no queda claro que sea una variable de las más importantes. Algunos consideran que influye mucho y otros que interactúa pero no es lo que tiene mayor relevancia. Por un lado se destaca que si existiera igualdad de presión de pastoreo no influiría. Pero se destaca que en la zona es difícil el acceso a todos los sectores, entonces se podrá a considerar combinar esto con el tamaño del potrero para ordenar el pastoreo. Una de las personas consultadas comenta además que en sistemas tipo Voisin se producen artificialidades que no tiene claro cómo afectan.

Remoción de la vegetación

Según las consultas realizadas para mantener el pastizal es necesario mantener la remoción de biomasa, tanto por pastoreo (considerado como lo principal) como complementando con otros tipos de remoción como el fuego, al chirquera, control selectivo y posicional (alfombra) o la rastra de cadenas. La remoción de la vegetación (no por pastoreo) solo funcionaría en etapas iniciales, y quizá contra los arbustos pequeños en etapas iniciales de colonización podrían controlarse con chirquera. Esto se dificultaría al generar troncos. Se comenta que quizá si alguien pasara chirquera muy seguido, sería lo mismo que relación lanar vacuno o presión. Pero en general comentaron que entienden que no es una opción viable para la zona dado que los productores muchas veces no tienen acceso a esta maquinaria y la zona tiene mucha dificultad para utilizarla por las piedras y la topografía. En el caso del Arbustal a Arbustal con árboles, consideran difícil o poco probable que se pueda utilizar la chirquera.

Profundidad del suelo

Según lo comentado en las consultas, la profundidad del suelo, determina hasta donde va a llegar el bosque continuo o si se corta antes la dinámica de transición. Por lo que comentan, es probable que a arbustal siempre se llegue, aunque sea en suelo superficial, y quizá alguna especie exótica pueda colonizar. En línea con esto, otra persona comenta que no considera que en suelos superficiales los árboles lleguen a colonizar y desarrollarse, aunque sacaras el pastoreo, aunque otra persona consultada dijo que quizá algún árbol individual podría desarrollarse, pero no como formación. En Basalto superficial quizá se llegue a islas rocosas.

Además la profundidad de suelo define el potencial de acumulación de agua y el potencial de la vegetación. Y esto define si los arbustos pueden contraponerse a los cambios en relación lanar vacuna. Actuaría además en conjunto con el tipo de suelo, la composición de nutrientes, la topografía, y la orientación de la pendiente

Topografía

Esta es una de las variables en las que hubo opiniones encontradas, desde que era muy importante a ser una variable a no considerar o que influye poco. En algunos casos resaltaron sobretodo su relación con la orientación de la pendiente y su insolación (*e.g.* ladera Sur más bosque). Una de las personas consultadas relacionó la topografía a que condiciona la intensidad del fuego, por lo que la relacionaría a su uso. También la asociaron al impedimento, un tema de accesibilidad, aumentando su importancia sobre todo al tratarse de árboles.

Época en que se aplica chirquera o fuego

En general consideran que no hay mucho margen para la época en la que se aplique el fuego, asumiendo que cumplen la ley no se debe hacer en verano. Otra persona consultada comenta que en general la época en que se aplica la chirquera siempre es la misma, en general al inicio de otoño, final de verano, hay vegetación estival, para que las especies invernales tengan mejores condiciones.

El efecto que consideran que puede tener varió entre participantes, desde aquellas personas que opinan que en la práctica no es tan útil, a otra que consideran que sí, ya que va a definir a qué especies lesiona y a cuáles no. Asimismo, otra persona consultada comentó que la época que se aplica la chirquera afecta a los arbustos porque muchos dependen de la producción de semillas, en cambio el establecimiento de árboles que tienen ciclos más largos se interrumpen con el chirqueado independiente de la época. Por otro lado se reiteró el comentario dicho en remoción de la vegetación, que es probable q la persona no tenga la posibilidad de pasarla. Se resaltó que el efecto va a estar asociado al manejo al manejo ganadero.

Frecuencia del fuego:

Hubo pocos comentarios con respecto a la frecuencia del fuego. Se consideró que podía influir pero que tampoco es algo que se pueda usar tan frecuentemente en un mismo sitio. Por otro lado se destacó que con fuego desaparece en el corto plazo los arbustos y que son usados para quemar bosque.

Intensidad del fuego:

Una persona consultada comentó que la intensidad del fuego conceptualmente es importante, pero que en la zona hay poco material para quemar (en pastizales).

Frecuencia de chirquera:

No hubo comentarios específicos.

Alcance de chirquera:

Una de las personas consultadas no le dio mucha importancia a esta variable ya que la chirquera es difícil de aplicar en algunos sectores de la zona.

Generales

Según lo que una de las personas consultadas habló con personas de esa zona, ahí aumentaron los arbustos y árboles con las ovejas arriba. Por lo tanto, aunque en algunos sitios bajó el lanar pero hay lugares que con el mismo manejo (3 oveja/ha) en que los arbustos y árboles igual aumentaron, por lo tanto, los cambios de CO₂ y precipitaciones estarían influyendo de fondo.

Las especies leñosas, sobretodo del monte serrano, son muy resistentes, aguantan heladas, etc.

A continuación se detalla el valor que le asignó a las variables cada persona consultada (Tabla 4 a 6).

Tabla 4. Priorización de variables para las transiciones de pastizal a arbustal. Las letras de la A a la K son las personas que respondieron. Pr: Promedio; Me: Mediana; Mo: Moda; NC: no contesta. Si- está de acuerdo pero no priorizó con los valores. *- indica las más importantes

Variable	A ¹	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	Pr	Me	Mo
Precipitación anual acumulada	3	3	No*	2	1	NC	2	1	3	3	3	Si	2.3	3	3.0
Presión ganadera (Relación UG/Dotación optima)	2	1	Si	3	2	1	1	1	1	1	1	Si*	1.4	1	1.0
Relación lanar/vacuno	1	1	Si	3	1	1	1	2	1	3	1	Si	1.5	1	1.0
Sistema de pastoreo	3	2	No	2	2	4	1	3	3	2	5	Si*	2.7	2	2.5
Remoción vegetación	1	3	Si	3	1	^{1o} / ₂	3	2	2	1	1	Si*	1.9	1	1.8
Profundidad del suelo	2	2	No	1	2	^{1o} / ₂	2	1	2	3	5	Si	2.2	2	2.0
Topografía	3	3	NC	1	1	3	2	1	4	2	5	Si	2.5	3	2.5
Época en que se aplica chirquera o fuego	4	4	NC	4	2	3	3	2	3	3	NC	Si	3.1	3	3.0
Frecuencia del fuego	1	2	NC	3	1	^{1o} / ₂	1	1	2	2	1	Si	1.6	1	1.3
Intensidad del fuego	2	3	NC	3	2	3	2	1	3	2	1	Si	2.2	2	2.0
Frecuencia de la chirquera	2	?	NC	4	1	2	3	4	2	2	2	Si	2.4	2	2.0
Alcance de la chirquera	2	3	NC	4	2	2	4	4	5	2	2	Si	3.0	2	2.5
Otras															
Tipo de suelo					1					3					
Evolución del clima					1										
Disponibilidad de agua en el perfil del suelo					0										
Tamaño unidad de manejo (potrero)					2										
PP en período seco															2
Distancia a la fuente de dispersión															2
Distancia al agua															1

¹A respondió en forma general dado que no se había dividido la consulta por transición

Tabla 5. Priorización de variables para las transiciones de arbustal a arbustal con árboles. Las letras de la A a la K son las personas que respondieron. Pr: Promedio; Me: Mediana; Mo: Moda; NC: no contesta. Si- está de acuerdo pero no priorizó con los valores. *- indica las más importantes. No – no está de acuerdo, pero no priorizó. *- indica que no en forma aislada, pero si en interacción con otras variables, como variabilidad, temperatura.

Variable	A ¹	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	Pr	Me	Mo
Precipitación anual acumulada	3	2	NC	2	1	NC	2	3	3	2	1	Si	2.1	2	2.0
Presión ganadera (Relación UG/Dotación optima)	2	2	NC	3	1	1	2	1	1	2	1	Si*	1.6	1	1.5
Relación lanar/vacuno	1	1	NC	3	2	1	2	5	1	2	1	Si	1.9	1	1.5
Sistema de pastoreo	3	2	NC	2	2	4	2	4	3	2	5	Si*	2.9	2	2.5
Remoción vegetación	1	3	NC	3	3	1 ^o 2	4	2	2	3	1	Si*	2.4	3	3.0
Profundidad del suelo	2	2	Si	1	1	1 ^o 2	2	1	2	3	5	Si	2.1	2	2.0
Topografía	3	2	NC	1	2	3	2	1	3	2	5	Si	2.4	2	2.0
Época en que se aplica chirquera o fuego	4	4	NC	4	3	3	4	2	3	3	NC	Si	3.3	4	3.0
Frecuencia del fuego	1	2	NC	3	3	1 ^o 2	2	1	2	2	1	Si	1.9	2	2.0
Intensidad del fuego	2	3	NC	3	3	3	3	1	3	1	1	Si	2.3	3	3.0
Frecuencia de la chirquera	2	?	NC	4	3	2	3	1	2	3	5	Si	2.8	2	3.0
Alcance de la chirquera	2	3	NC	4	3	2	4	1	5	2	5	Si	3.1	2	3.0
Otras															
Tipo de suelo				1							3				
				1											
				0											
Evolución del clima				2											
Disponibilidad de agua en el perfil del suelo				-											
Tamaño unidad de manejo (potrero)										2					
PP en período seco											1				
Distancia a la fuente de dispersión											1				
Distancia al agua											1				
Extracción para leña											3				

¹A respondió en forma general dado que no se había dividido la consulta por transición
NC: No contesta

Tabla 6. Priorización de variables para las transiciones de arbustal con árboles a islas de bosque. Las letras de la A a la K son las personas que respondieron. Pr: Promedio; Me: Mediana; Mo: Moda; NC: no contesta; Si- está de acuerdo pero no priorizó con los valores. *- indica las más importantes

Variable	A ¹	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	Pr	Me	Mo
Precipitación anual acumulada	3	2	NC	2	1	NC	2	3	2	2	1	Si	2.0	2	2.0
Presión ganadera (Relación UG/Dotación optima)	2	3	NC	3	1	1	2	1	1	2	1	Si*	1.7	1	1.5
Relación lanar/vacuno	1	2	NC	3	4	1	2	5	1	2	1	Si	2.6	1	2.0
Sistema de pastoreo	3	2	NC	2	4	4	2	5	5	2	5	Si*	3.0	2	2.5
Remoción vegetación	1	3	NC	3	3	1 ^o 2	4	2	2	3	5	Si*	2.9	3	3.0
Profundidad del suelo	2	2	Si	1	1	1 ^o 2	2	1	2	3	5	Si	2.1	2	2.0
Topografía	3	2	NC	1	2	3	2	1	3	2	NC	Si	2.1	2	2.0
Época en que se aplica chirquera o fuego	4	4	NC	4	3	3	4	2	3	3	1	Si	3.1	4	3.0
Frecuencia del fuego	1	3	NC	3	3	1 ^o 2	2	1	2	2	1	Si	2.0	1	2.0
Intensidad del fuego	2	3	NC	3	3	3	3	1	3	1	5	Si	2.7	3	3.0
Frecuencia de la chirquera	2	?	NC	4	3	2	3	1	2	3	5	Si	2.8	2	3.0
Alcance de la chirquera	2	3	NC	4	3	2	4	1	5	2	1	Si	2.7	2	2.5
Otras															
Tipo de suelo				2			3								
Evolución del clima				-											
Disponibilidad de agua en el perfil del suelo				1											
Tamaño unidad de manejo (potrero)							2								
PP en período seco										1					
Distancia a la fuente de dispersión													1		
Distancia al agua													1		
Extracción para leña													3		

¹A respondió en forma general dado que no se había dividido la consulta por transición
NC: No contesta

Otras consideraciones

Una de las personas consultadas resaltó algunas temáticas que explican parte de trasfondo que se da en la zona para poder comprender estas transiciones.

A continuación detallo alguno de los comentarios:

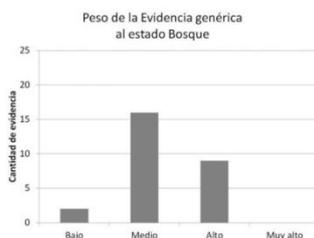
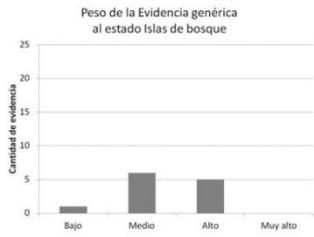
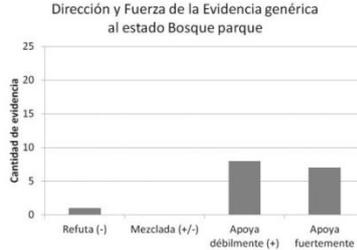
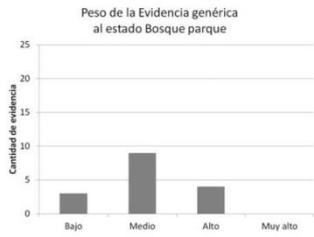
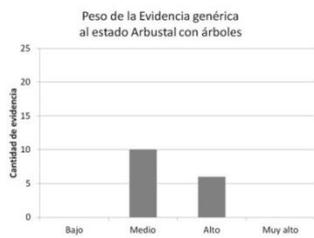
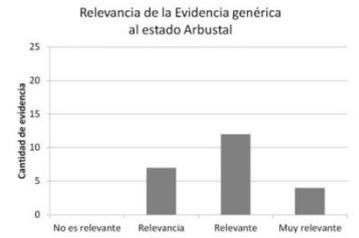
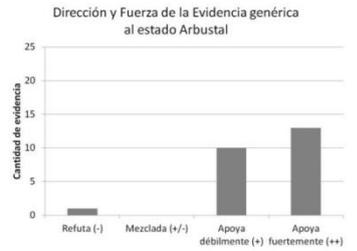
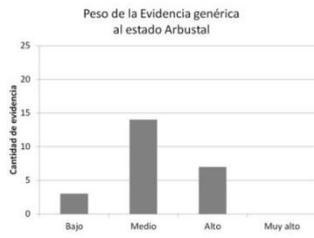
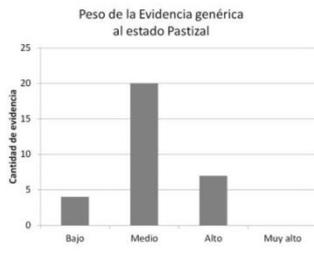
Un tema clave total es la tenencia de la tierra, que ha cambiado muchísimo. En los últimos 30 años, a la zona de quebradas. A cambiado la tenencia de la tierra, antes eran pequeños productores que vivían deprimidos económicamente, que si no le metes paquete tecnológico (*e.g.* pastoreo Voisin), es difícil que les pueda rendir la producción. Considera importante también el tema de la compra y venta de ese campo, asociada al período cuando la oveja decayó. Estos eran campos ovejeros y la oveja valía poco, vendía por poco y luego la forestación plantó en esa zona. Esta persona considera un error esto ya que menos de la mitad del campo se podía plantar. Hoy en día hay lugares con pino que no se van a cosechar. Muchos compraron tierras por negocios inmobiliarios cuando estaba más barata, como para venderla después. Pero se ha abandonado el campo y la ganadería, y eso, asociado al cambio climático, hizo que aumentaran las especies leñosas. Muchos de los que compraron campos no producen porque, porque los costos sanitarios son mucho mayores. Además hay otras dificultades como el jabalí y que el ganado que taren a la zona le cuesta adaptarse a la zona de quebradas. También considera que se subutiliza el bosque para leña debido a los costos de los fletes.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

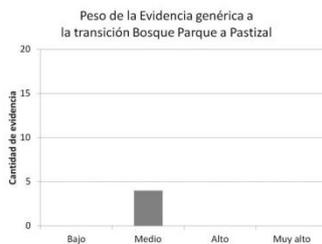
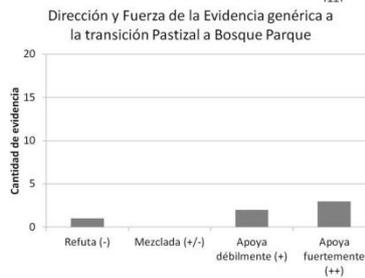
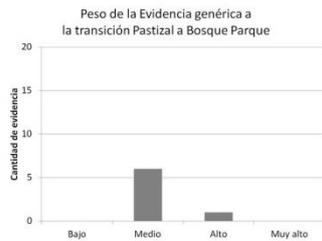
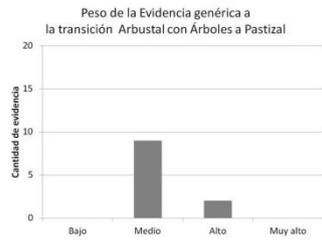
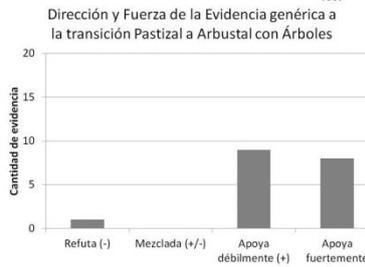
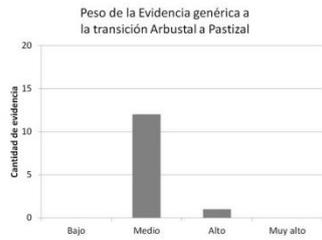
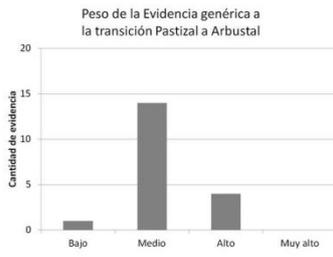
- Baeza S, Rama G & F Lezama. 2019. Cartografía de los pastizales naturales en las regiones geomorfológicas de Uruguay predominantemente ganaderas. Ampliación y actualización. En: Altesor A, López-Mársico L & JM Paruelo. 2019. Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales II. Serie FPTA N° 69, INIA, Montevideo.
- Bestelmeyer BT, Brown JR, Havstad KM, Alexander R, Chavez G, JE Herriek. 2003. Development and use of state-and-transition models for rangelands. *Journal of Range Management*, 56: 114-126.
- Dixon AP, Faber-Langendoen D, Josse C, Morrison J & CJ Loucks. 2014. Distribution mapping of world grasslands types. *Journal of Biogeography*, 41: 2003 – 2019
- Lezama F, Pereira M, Atesor A & JM Paruelo. 2019a. Capítulo 1: ¿Cuán heterogéneos son los pastizales naturales en Uruguay? En: Altesor A, López-Mársico L & JM Paruelo. 2019. Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales II. Serie FPTA N° 69, INIA, Montevideo.
- Lezama F, Pereira M, Atesor A & JM Paruelo. 2019b. Grasslands of Uruguay: classification based on vegetation plots. *Phytocoencologia*, 49(3): 211-229.
- Mesa de Ganadería sobre Campo Natural. 2017. Mesa de Ganadería sobre Campo Natural (MGCN) Aspectos a promover. *Revista Plan Agropecuario*, 161.
- Rosengurtt B. 1944. Las formaciones campestres y herbáceas del Uruguay. *Agros*, 134: 1- 45. Recuperado de <https://www.colibri.udelar.edu.uy/jspui/handle/20.500.12008/9663> el 27 de abril de 2020.

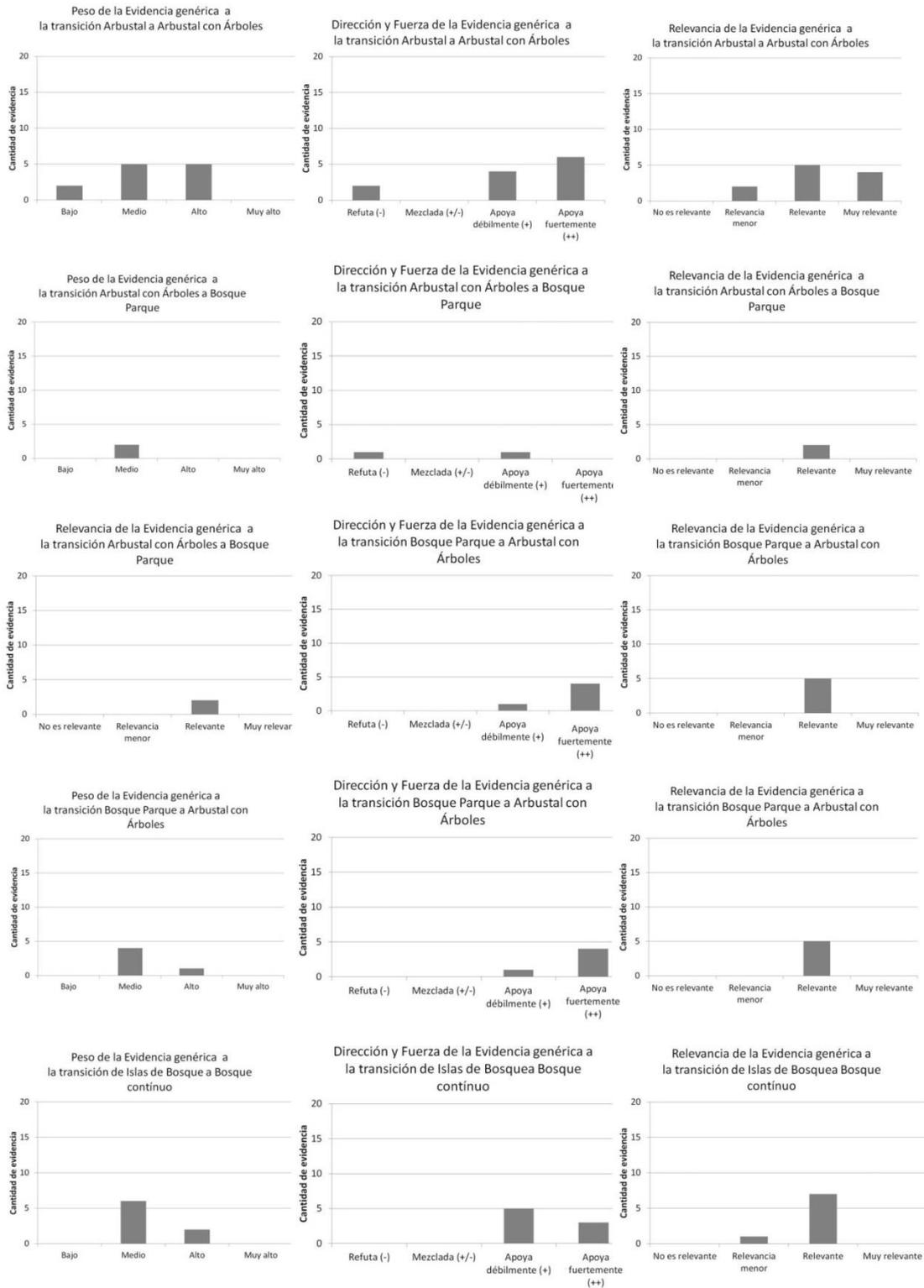
ANEXO 3.4 RESULTADOS EVALAUCIÓN DE HIPÓTESIS GENÉRICAS

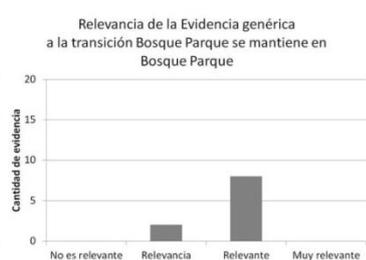
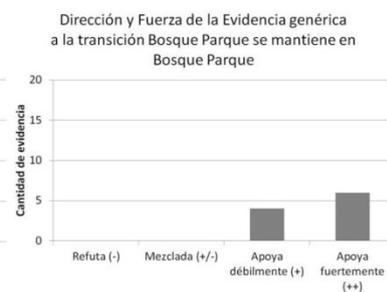
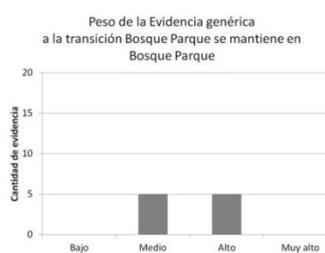
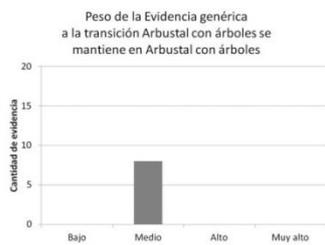
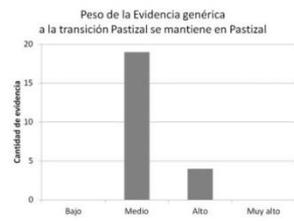
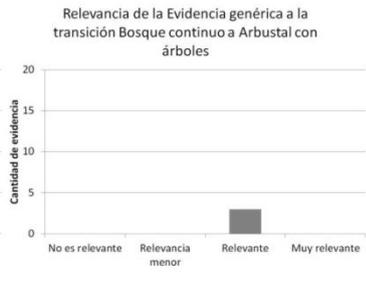
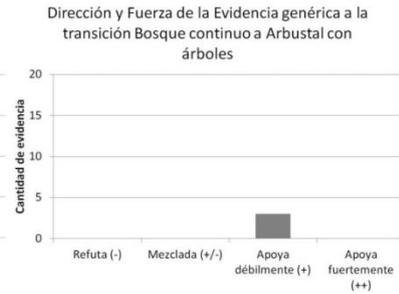
ESTADOS

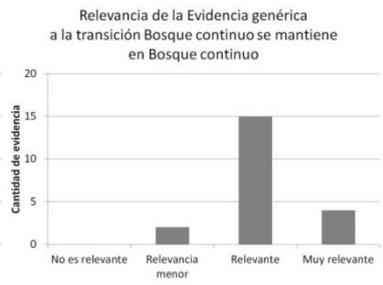
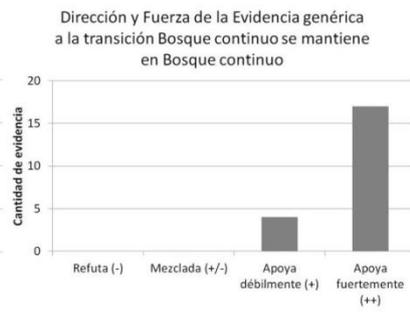


TRANSICIONES

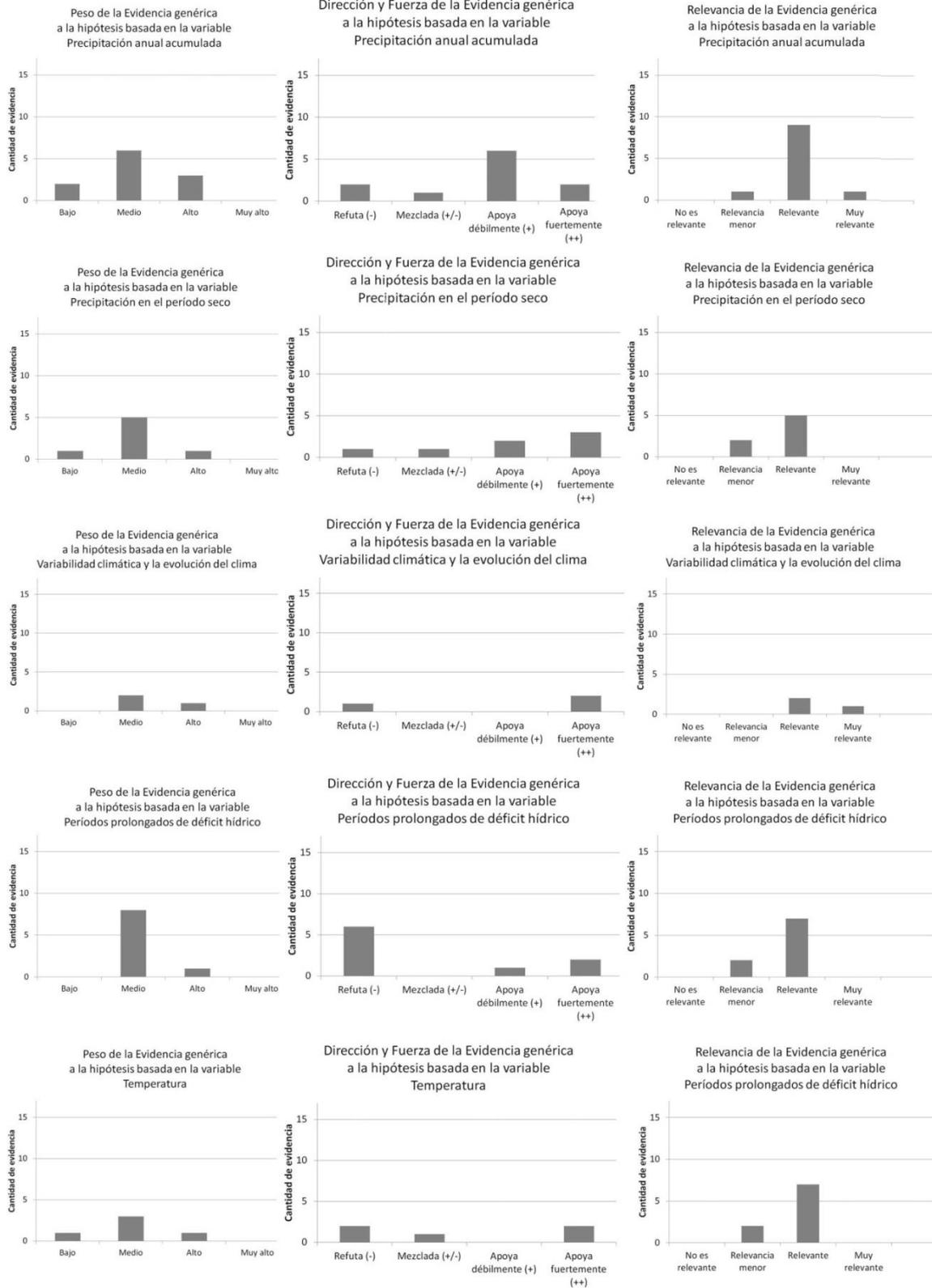




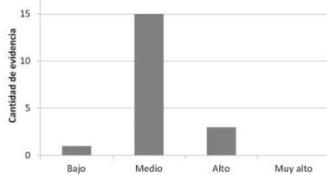




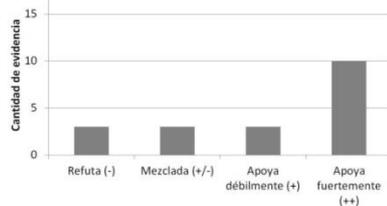
VARIABLES



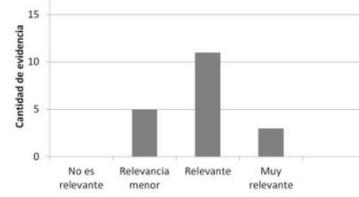
Peso de la Evidencia genérica a la hipótesis basada en la variable Carga ganadera



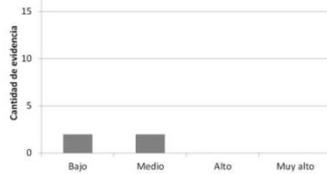
Dirección y Fuerza de la Evidencia genérica a la hipótesis basada en la variable Carga ganadera



Relevancia de la Evidencia genérica a la hipótesis basada en la variable Carga ganadera



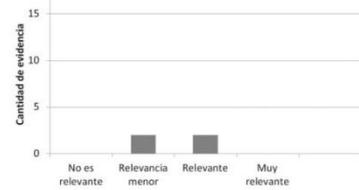
Peso de la Evidencia genérica a la hipótesis basada en la variable Ralación lanar-vacuno



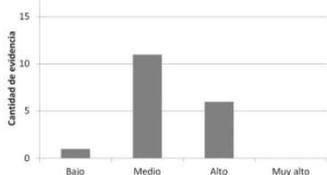
Dirección y Fuerza de la Evidencia genérica a la hipótesis basada en la variable Ralación lanar-vacuno



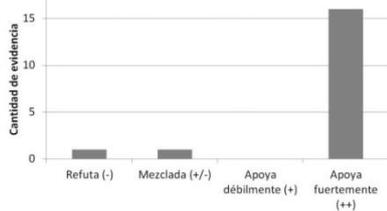
Relevancia de la Evidencia genérica a la hipótesis basada en la variable Ralación lanar-vacuno



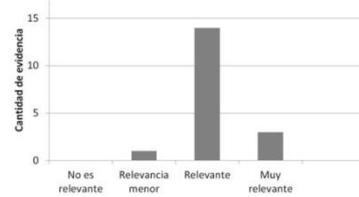
Peso de la Evidencia genérica a la hipótesis basada en la variable Frecuencia del fuego



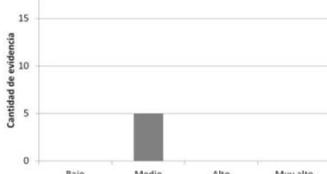
Dirección y Fuerza de la Evidencia genérica a la hipótesis basada en la variable Frecuencia del fuego



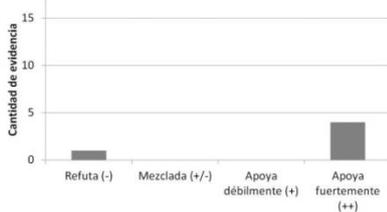
Relevancia de la Evidencia genérica a la hipótesis basada en la variable Frecuencia del fuego



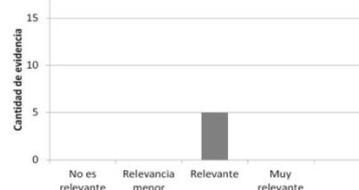
Peso de la Evidencia genérica a la hipótesis basada en la variable Intensidad del fuego



Dirección y Fuerza de la Evidencia genérica a la hipótesis basada en la variable Intensidad del fuego



Relevancia de la Evidencia genérica a la hipótesis basada en la variable Intensidad del fuego



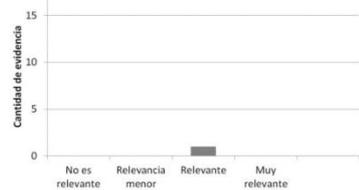
Peso de la Evidencia genérica a la hipótesis basada en la variable Frecuencia de chirquera

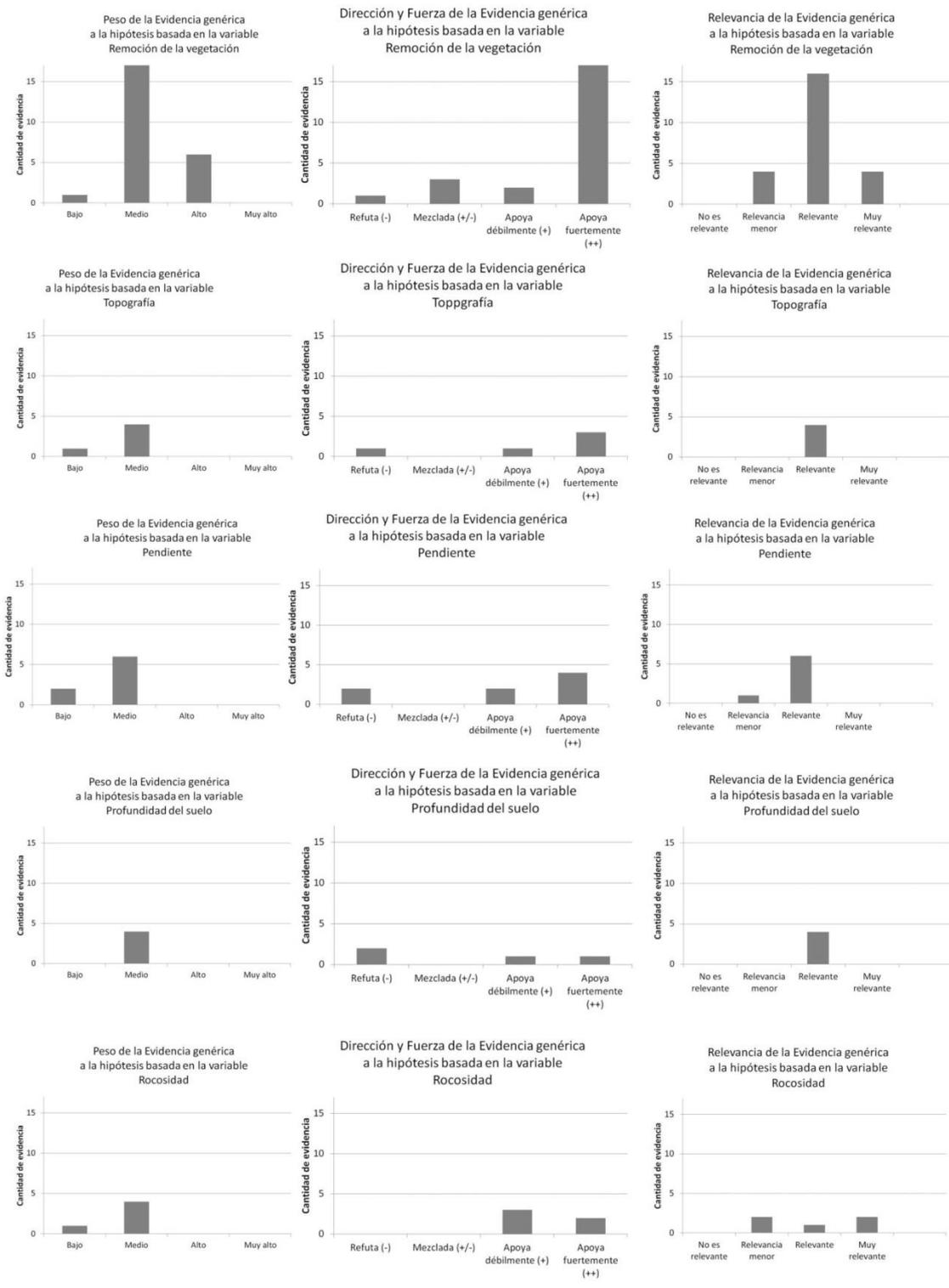


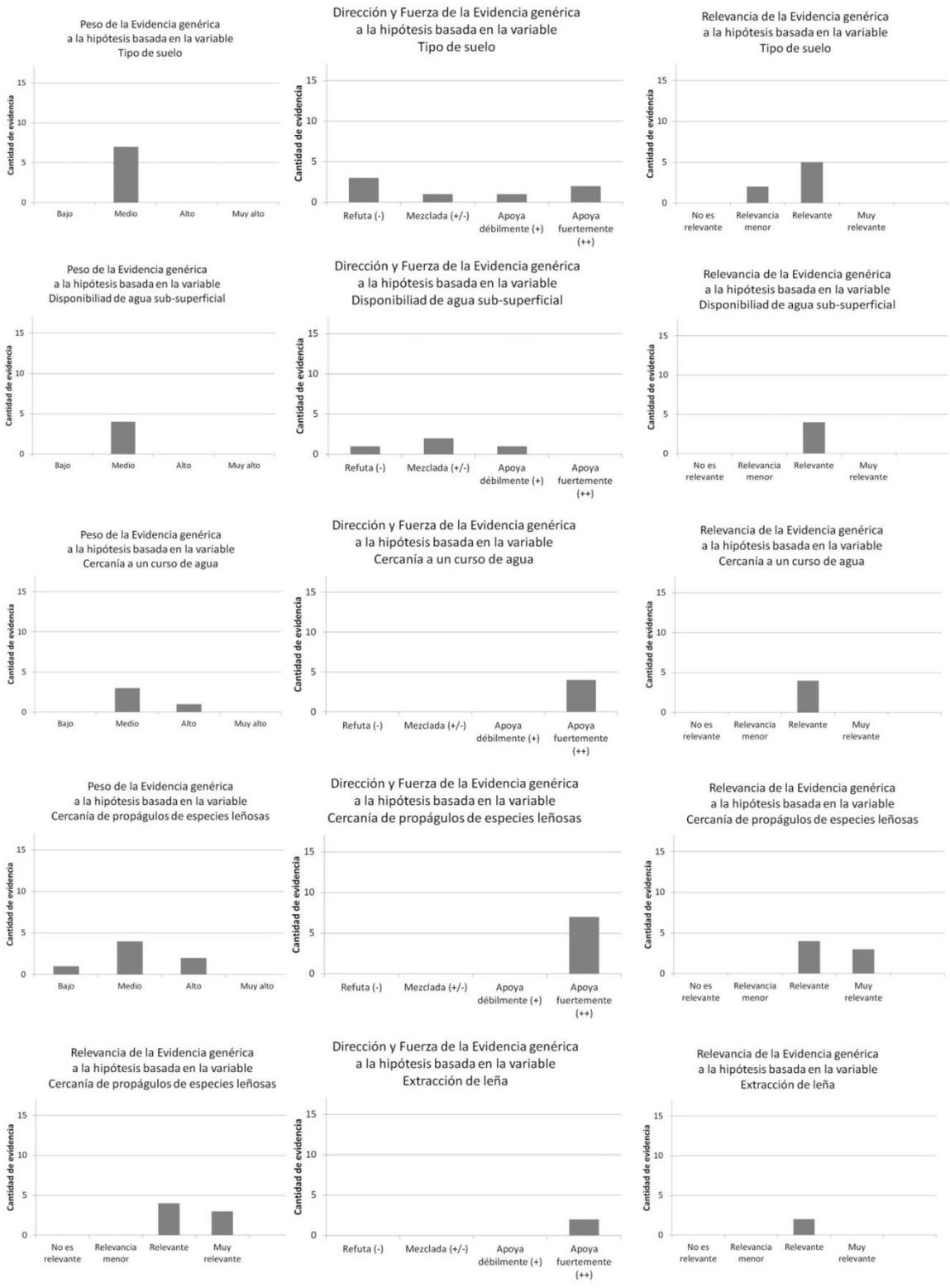
Dirección y Fuerza de la Evidencia genérica a la hipótesis basada en la variable Frecuencia de chirquera

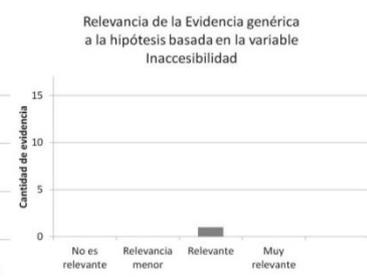
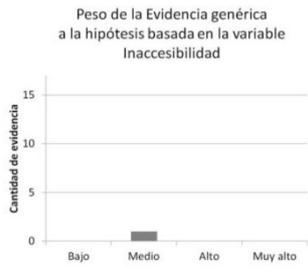


Relevancia de la Evidencia genérica a la hipótesis basada en la variable Frecuencia de chirquera









Bibliografía utilizada

- Altesor, A., F. Gallego, M. Ferrón, F. Pezzani, L. López-Mársico, F. Lezama, S. Baeza, M. Pereira, B. Costa, and J. M. Paruelo. 2019. Inductive Approach To Build State-and-Transition Models for Uruguayan Grasslands. *Rangeland Ecology & Management* 72:1005–1016.
- Altesor, A., G. Piñeiro, F. Lezama, R. B. Jackson, M. Sarasola, and J. M. Paruelo. 2006. Ecosystem changes associated with grazing in subhumid South American grasslands. *Journal of Vegetation Science* 17:323–332.
- Archer, S., T. W. Boutton, and K. A. Hibbard. 2001. Trees in Grasslands: biochemical consequences of woody plant expansion. Pages 115–137 *Global Biogeochemical Cycles in the Climate System*.
- Archer, S., D. S. Schimel, and E. A. Holland. 1994. Mechanisms of shrubland expansion: land use, climate or CO₂? *Climatic Change* 29:91–99.
- Armesto, J. J., and J. A. Martínez. 1978. Slope Aspect in the Mediterranean Region of Chile. *Journal of Ecology* 66:881–889.
- Auken, O. W. Van. 2000. Shrub invasions of North American semiarid grasslands. *Annual Review Ecological Systematic* 31:197–215.
- Behling, H., V. D. P. Pillar, and S. G. Bauermann. 2005. Late Quaternary grassland (Campos), gallery forest, fire and climate dynamics, studied by pollen, charcoal and multivariate analysis of the São Francisco de Assis core in western Rio Grande do Sul (southern Brazil). *Review of Palaeobotany and Palynology* 133:235–248.
- Belsky, A. J., and C. D. Canham. 1994. Forest gaps and isolated savanna trees. *BioScience* 44:77–84.
- Bernardi, R. E., M. Buddeberg, M. Arim, and M. Holmgren. 2019. Forests expand as livestock pressure declines in subtropical South America. *Ecology and Society* 24.
- Bond, W. J. 2019. *Open Ecosystems. Ecology and evolution beyond the forest edge*. 1st edition. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Bowman, D. M. J. S., A. Walsh, and D. J. Milne. 2001. Forest expansion and grassland contraction within a Eucalyptus savanna matrix between 1941 and 1994 at Litchfield National Park in the Australian monsoon tropics. *Global Ecology and Biogeography*:535–548.
- Brazeiro, A., Haretche F. and C. Toranza. 2018a. Monitoreo de la sucesión secundaria en bosques parques talados: Aprendizajes para la restauración. In: Brazeiro A (ed.) *Recientes avances en investigación para la gestión y conservación del bosque nativo de Uruguay*. Facultad de Ciencias, MGAP, BMEL. Montevideo. Pp 92-96.
- Brazeiro, A., P. Brussa, and C. Toranza. 2018b. Efectos del ganado en el ecotono bosque-pastizal en paisajes serranos de Uruguay. *Ecosistemas* 27:14–23.
- Carlucci, M. B., L. da S. Duarte, and V. D. Pillar. 2011. Nurse rocks influence forest expansion over native grassland in southern Brazil. *Journal of Vegetation Science* 22:111–119.
- Carmel, Y., and R. Kadmon. 1999. Effects of grazing and topography on long-term vegetation changes in a Mediterranean ecosystem in Israel. *Plant Ecology* 145:243–254.
- Conway, A. J., and R. K. Danby. 2014. Recent advance of forest-grassland ecotones in southwestern Yukon. *Canadian Journal of Forest Research* 44:509–520.

- Dantas, V. de L., M. Hirota, R. S. Oliveira, and J. G. Pausas. 2016. Disturbance maintains alternative biome states. *Ecology Letters* 19:12–19.
- Diegues, F. J., and M. Pereira. 2020. Uruguayan native grasslands net aerial primary production model and its application on safe stocking rate concept. *Ecological Modelling* 430:109060.
- Duarte, L. D. S., M. M. G. Dos-Santos, S. M. Hartz, and V. D. Pillar. 2006. Role of nurse plants in Araucaria Forest expansion over grassland in south Brazil. *Austral Ecology* 31:520–528.
- Etchebarne, V., and A. Brazeiro. 2016. Effects of livestock exclusion in forests of Uruguay: Soil condition and tree regeneration. *Forest Ecology and Management* 362.
- Gallego, F., J. M. Paruelo, S. Baeza, and A. Altesor. 2020. Distinct ecosystem types respond differentially to grazing exclosure. *Austral Ecology* 45:548–556.
- González, S., and M. Cadenazzi. 2015. Recolonización natural por bosque ribereño en margen izquierda del embalse de Salto Grande: Identificación de especies pioneras. *Agrociencia Uruguay* 19:1–13.
- Hirota, M., M. Holmgren, E. H. van Nes, and M. Scheffer. 2011. Global Resilience of Tropical Forest and Savanna to Critical Transitions. *Science* 334:232–235.
- Hoffmann, W. A., E. L. Geiger, S. G. Gotsch, D. R. Rossatto, L. C. R. Silva, O. L. Lau, M. Haridasan, and A. C. Franco. 2012. Ecological thresholds at the savanna-forest boundary: How plant traits, resources and fire govern the distribution of tropical biomes. *Ecology Letters* 15:759–768.
- Jobbágy, E. G., J. M. Paruelo, and R. J. C. León. 1996. Vegetation heterogeneity and diversity in flat and mountain landscapes of Patagonia (Argentina). *Journal of Vegetation Science* 7:599–608.
- Lezama, F., S. Baeza, A. Altesor, A. Cesa, E. J. Chaneton, and J. M. Paruelo. 2014. Variation of grazing-induced vegetation changes across a large-scale productivity gradient. *Journal of Vegetation Science* 25:8–21.
- López-Marisco, L., F. Lezama, and A. Altesor. 2020. Heterogeneity decreases as time since fire increases in a South American grassland. *Applied Vegetation Science*.
- Loydi, A., F. A. Funk, and A. García. 2020. Vegetation recovery after fire in mountain grasslands of Argentina. *Journal of Mountain Science* 17:373–383.
- Lucas, C., M. Ceroni, S. Baeza, A. A. Muñoz, and A. Brazeiro. 2016. Sensitivity of subtropical forest and savanna productivity to climate variability in South America, Uruguay. *Journal of Vegetation Science* 28:192–205.
- Müller, S. C., G. E. Overbeck, J. Pfadenhauer, and V. D. Pillar. 2012a. Woody species patterns at forest-grassland boundaries in southern Brazil. *Flora* 207:586–598.
- Müller, S.S., Overbeck G. E., Blanco C. C., de Oliveira J. M. and V. D. Pillar. 2012b. Pages 167-187. South Brazilian Forest-Grassland Ecotones; Dynamics Affected by Climate, Disturbance, and Woody Species Traits. In *Myster, R. W., editor. 2012. Ecotones Between Forest and Grassland*, 1st edition. First edition. Springer International Publishing, New York, USA.
- Oliveira, J. M., and V. D. Pillar. 2004. Vegetation dynamics on mosaics of Campos and Araucaria forest between 1974 and 1999 in Southern Brazil. *Community Ecology* 5:197–202.
- Pausas, J. G., and W. J. Bond. 2020. Alternative Biome States in Terrestrial Ecosystems. *Trends in Plant Science*:1–14.

- Pereira Machín, M. 2013. Using participatory research, remote sensing and field surveys to build a state and transition model for the native pastures of northern Uruguay. Pages 1084–1087 Proceedings, 22nd International Grassland Congress, Sydney, Australia.
- Pereira Machín, M., E. Duarte Esteves, J. Fernández Zanetti, R. C. Aviaga, and M. Ghelfi Caytano. 2019. Módulo de prevención de crisis forrajeras. 166:56–58.
- Pillar, V. D. P. 2003. Dinâmica da Expansão Florestal em Mosaicos de Floresta e Campos no Sul do Brasil. *Ecosistemas Brasileiros: Manejo e Conservação*:209–2016.
- Pillar, V. D. P., and F. L. F. Quadros. 1997. Grassland-forest boundaries in Souther Brazil. *COENOSSES*12:119–126.
- Ratajczak, Z., J. B. Nippert, J. M. Briggs, and J. M. Blair. 2014. Fire dynamics distinguish grasslands , shrublands and woodlands as alternative attractors in the Central Great Plains of North America:1374–1385.
- Rolhauser, A. G., and W. B. Batista. 2014. From pattern to process: estimating expansion rates of a forest tree species in a protected palm savanna. *Landscape Ecology* 29:919–931.
- Roques, K. G., T. G. O'Connor, and A. R. Watkinson. 2001. Dynamics of shrub encroachment in an African savanna: Relative influences of fire, herbivory, rainfall and density dependence. *Journal of Applied Ecology* 38:268–280.
- Sankey, T.T. 2012. Woody-Herbaceous-livestock Species Interactions. Pages 89-114. In Myster, R. W., editor. 2012. *Ecotones Between Forest and Grassland*, 1st edition. First edition. Springer International Publishing, New York, USA.
- Santos, M. M. G. dos, J. M. Oliveira, S. C. Müller, and V. D. Pillar. 2011. Chuva de sementes de espécies lenhosas florestais em mosaicos de floresta com Araucária e campos no Sul do Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 25:160–167.
- Schinestzck, C. F., S. C. Müller, and V. D. Pillar. 2019. Woody species patterns linked to the process of araucaria forest expansion over native grasslands excluded from management. *Neotropical Biology and Conservation* 14:411–429.
- Silva, J. F., A. Zambrano, and M. R. Fariñas. 2001. Increase in the woody component of seasonal savannas under different fire regimes in Calabozo, Venezuela. *Journal of Biogeography* 28:977–983.
- Silva, L. C. R., and M. Anand. 2011. Mechanisms of Araucaria (Atlantic) Forest Expansion into Southern Brazilian Grasslands. *Ecosystems*14:1354–1371.
- Staver, A. C., S. Archibald, and S. A. Levin. 2011. The global extent and determinants of savanna and forest as alternative biome states. *Science* 334:230–232.
- Whittaker, R. H. 1975. *Communities and ecosystems*. Page Environmental Biology. Second edition. MacMillan Publishing Co., INC, New York, US.

CAPÍTULO 4

MODELACIÓN DE LAS DINÁMICAS DE TRANSICIONES DE COMUNIDADES VEGETALES ABIERTAS A BOSQUE EN PREDIOS GANADEROS EN UNA ZONA PRIORITARIA PARA LA CONSERVACIÓN

Tabla de contenidos

RESUMEN	331
1. INTRODUCCIÓN	331
1.1 Objetivos.....	334
1.2 Objetivos particulares.....	334
2. ABORDAJE METODOLÓGICO	335
2.1 Etapa: Definición del objetivo y alcance del modelo	337
2.2 Etapa: Elaboración del modelo de conceptual	338
2.3 Etapa: Transformación del modelo conceptual en un modelo de redes de creencia bayesiano.....	338
2.3.1 <i>Construcción del diagrama de influencia</i>	338
2.3.1.1 Elección de los nodos	339
2.3.1.2 Determinación de la estructura de la red	340
2.3.1.3 Selección de los estados de los nodos	340
2.3.2 <i>Construcción de la Red de Creencia Bayesiana</i>	341
2.3.2.1 Consulta sobre las probabilidades de cambios de estado de la vegetación	342
2.3.2.2 Cálculo de Tabla de Probabilidad Condicionada.....	344
2.4 Etapa: Testeo de la sensibilidad del modelo.....	350
2.4.1 <i>Cálculo de la probabilidad del estado final de la vegetación para cada valor de cada variable</i>	350
2.4.2 <i>Cálculo del efecto del valor de una variable en cada estado final de la vegetación</i>	351
2.4.3. <i>Ranking de influencia de las variables en cada estado final de la vegetación</i>	352
2.4 Etapa: Aplicación del modelo a la toma de decisiones	352
3. RESULTADOS.....	353
3.1 Diagrama de influencia	353
3.2 Red de Creencia Bayesiana	357
3.2.1 <i>Probabilidades de cambios de estado</i>	357
3.3 Testeo de la sensibilidad del modelo	362
3.4 Aplicación del modelo a diferentes tipos de suelo	364
4. DISCUSIÓN	370
4.1 Sobre el modelo.....	370

4.2 Sobre la aplicación del modelo	372
4.3 Sobre la construcción del modelo	373
5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	373
Anexo 4.1 Criterios para la selección de variables.....	377
Anexo 4.2 Consulta	386
Anexo 4.3 Ajustes realizados-EXCEL	400
Anexo 4.4 Descripción de las variables.....	401
Anexo 4.5 Tablas elicítadas	411
Anexo 4.6 Tablas probabilidad condicionada - excel	417

RESUMEN

Los Pastizales del Río de la Plata han disminuido su extensión y han sido deteriorados por cambios en el uso del suelo. El desarrollo de modelos de la dinámica de comunidades vegetales abiertas a bosque que incluya aspectos tanto de conservación como de producción es fundamental para identificar prácticas de manejo sustentable y apoyar la toma de decisiones. La combinación de los Modelos de Estados y Transiciones (MET), y las Redes de Creencia Bayesianas (RCB) ha sido identificada como una herramienta útil para contribuir a comprender el funcionamiento de los sistemas naturales y contribuir a la toma de decisiones debido a su interface gráfica simple y la incorporación de la capacidad predictiva de los modelos. El objetivo de este capítulo es comprender las dinámicas de comunidades vegetales abiertas a bosque, haciendo énfasis en sus estados, transiciones, interacciones entre diferentes variables involucradas en estas dinámicas y sus efectos en las transiciones, utilizando como caso de estudio la Región Quebradas del Norte, Uruguay. Siguiendo al metodología propuesta por Cain (2001), se combinó el uso de MET y RCB a través de cuatro etapas: 1- Definición del objetivo y alcance del modelo a desarrollar (coincide con el del capítulo), 2- Elaboración del modelo conceptual, 3- Transformación del modelo conceptual en un modelo de redes de creencia bayesiana, y 4- Testeo del comportamiento del modelo. Se partió del modelo de conceptual de estados y transiciones elaborado en el capítulo anterior. Luego se transformó el modelo conceptual en RCB, primero construyendo el diagrama de influencia y posteriormente se transformándolo a RCB. La construcción del diagrama de influencia implicó i- Elección de los nodos (variables que potencialmente influyen en el estado de la vegetación) a partir trabajo del capítulo anterior; ii- Determinación de la estructura de la red (establecer las conexiones entre los nodos, según la influencia que tienen entre sí las variables y en el cambio de estado de la vegetación); y iii- Selección del estado de los nodos (los valores que puede tomar cada nodo –variable-). La transformación del diagrama de influencia implicó agregar al diagrama las probabilidades que cuantifican las relaciones entre nodos. Dado que no se encontró bibliografía que cuantificara estas relaciones, se eligió realizar esta estimación mediante consultas a personas expertas (consulta para la estimación de cambios de probabilidades de estado según diferentes situaciones de combinación de valores de variables). Se confeccionaron finalmente cuatro RCB, cada una partiendo de un estado inicial diferente: Pastizal, Arbustal, Arbustal con Árboles y Bosque parque. Como resultado cada RCB integró 14 nodos, 13 correspondientes a variables y 1 al estado de la vegetación. A partir del testeo de cada modelo se obtuvo que las variables que influyeron con más magnitud en una mayor cantidad de transiciones fueron el porcentaje de agua disponible en el suelo, la capacidad de retención de agua del suelo, el tipo de suelo y la remoción de la vegetación. Luego se exploraron escenarios favorables y

desfavorables a las transiciones entre comunidades vegetales abiertas a bosque para cada tipo de suelo. La combinación de MET y RCB mostró tener un buen potencial para incorporar la mirada de las personas involucradas en la generación del modelo. A la vez que resultó muy útil para incorporar información disponible, pública y oficial. Esto hace que la metodología una estrategia útil para ser aplicable a la toma de decisiones. Este tipo de modelos puede ser muy útil para estimar cambios a largo plazo en la vegetación. Además, tiene la ventaja de que puede modificarse y mejorarse con nueva información que se vaya generando.

1. INTRODUCCIÓN

Los biomas naturales, y en particular los biomas abiertos han sufrido y sufren la degradación por los efectos de las actividades humanas, como cambios en el uso de la tierra y su cobertura, y cambios en el clima (Ellis 2011, Song *et al.* 2018). Particularmente en la región de los Pastizales del Río de la Plata, que son de los más extensos en el continente, los biomas abiertos han disminuido en extensión y han sido deteriorados, especialmente debido a su sustitución por monocultivos, particularmente soja y eucaliptus (Overbeck *et al.* 2007, Baldi & Paruelo 2008, Graesser *et al.* 2015, Modernel *et al.* 2016, Baeza & Paruelo 2018, 2020). Asimismo, presentan otros problemas como el sobrepastoreo, la intensificación de la producción ganadera, la invasión por especies exóticas y el avance de la vegetación leñosa (Overbeck *et al.* 2007, Guido *et al.* 2017, Modernel *et al.* 2016, Tiscornia *et al.* 2019). Es crucial entonces, profundizar el conocimiento de las comunidades vegetales abiertas y sus dinámicas para poder gestionar mejor los territorios. En particular, el desarrollo de modelos de la dinámica de comunidades vegetales abiertas a bosque que incluya aspectos tanto de conservación como de producción podría resultar útil para identificar prácticas de manejo sustentable y apoyar la toma de decisiones.

Uno de los problemas asociados al desarrollo de herramientas para el apoyo a la toma de decisiones, es la dificultad para que sean implementadas por diferentes usuarios, como gestores, tomadores de decisiones y/o productores/as (Matthews *et al.* 2008). Esto se debe a que en muchos casos las personas usuarias interesados no son adecuadamente involucradas en el proceso de investigación y desarrollo de estas herramientas. Dado esto, Matthews *et al.* (2008) proponen que las herramientas creadas consideren la relación costo-beneficio de su diseño y aplicación por las personas usuarias, que incorporen en su diseño y desarrollo la consulta a diferentes las personas usuarias interesadas, y que integren conocimiento de la bibliografía y de campo junto con el que proviene de la experiencia de diferentes personas que van a hacer uso de los modelos.

La combinación de los Modelos de Estados y Transiciones (MET), y las Redes de Creencia Bayesianas (RCB, Bayesian Belief Networks en inglés) ha sido identificada como una aproximación que brinda la oportunidad de apoyar la toma de decisiones en la gestión de la conservación (Marcot *et al.* 2006, McCann *et al.* 2006, Bashari *et al.* 2009, Newton *et al.* 2007, Rumpff *et al.* 2011). Una de sus características es que permiten tener una interface gráfica simple, visualizando las conexiones o pasos entre estados (transiciones), así como las variables que influyen en estas, simplificando así los sistemas, y facilitando su comprensión y comunicación a un amplio público (MaCann *et al.* 2006, Marcot *et al.* 2006). Por otro lado, el uso de RCB posibilita la incorporación de la capacidad predictiva

de los modelos, permite la elaboración de hipótesis e incorporar la incertidumbre y variabilidad a los modelos, siendo útiles para simular diferentes escenarios y aportar entonces insumos para evaluar diferentes opciones de manejo (McCann *et al.* 2006, Marcot *et al.* 2006, Uussitalo 2007, Bashari *et al.* 2009, Rumpff *et al.* 2011). Asimismo, estos modelos permiten integrar información disponible en la bibliografía y generada en campo junto con conocimiento, experiencia y consideraciones de diferentes personas interesadas (McCann *et al.* 2006, Marcot *et al.* 2006). Otra característica clave de estos modelos es que permiten integrar diferentes objetivos (*e.g.* objetivos productivos y de biodiversidad) (McCann *et al.* 2006, Marcot *et al.* 2006, Bashari *et al.* 2009, Rumpff *et al.* 2011). Todo esto es de suma importancia en el marco de la gestión para la conservación, el manejo adaptativo y la toma de decisiones basada en evidencia.

Dado lo anteriormente expuesto, este capítulo se centrará en la creación de un modelo de la dinámica de estados de transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque, combinando los modelos de estados y transiciones, y las redes de creencia bayesianas. Para esto, como caso de estudio se utilizará el modelo conceptual creado en el capítulo anterior, así como nuevas consultas a personas expertas para cuantificar las probabilidades de transición entre estados.

1.1 Objetivos

Comprender las dinámicas de comunidades vegetales abiertas a bosque, haciendo énfasis en sus estados, transiciones, interacciones entre diferentes variables involucradas en estas dinámicas y sus efectos en las transiciones, utilizando como caso de estudio la Región Quebradas del Norte, Uruguay.

1.2 Objetivos particulares

Confeccionar un modelo de estados y transiciones que permita incorporar las variables que más influyen en la dinámica de las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque, teniendo en cuenta el modelo conceptual del capítulo anterior y tomando como base información disponible públicamente.

Estimar las probabilidades de transiciones en función de las variables consideradas y las condiciones iniciales (i.e. estado de la vegetación de la cual se parte).

2. ABORDAJE METODOLÓGICO

Para abordar los objetivos de este capítulo, se trabajó a partir de modelos de estados y transiciones combinados con la metodología de redes de creencia bayesiana. Esto se realizó con la intención de abarcar las transiciones posibles de comunidades vegetales abiertas a bosque de la Región Quebradas del Norte, y las probabilidades de cambios de estado de la vegetación implicada en estas dinámicas.

Para sistematizar y fundamentar la creación del modelo se adaptaron los pasos sugeridos por Cain (2001), Bashari *et al.* (2009), y Rumpff *et al.* (2011). Los pasos seguidos se ilustran en la figura 1. Este capítulo abarca las primeras cinco etapas: 1- Definición del objetivo y alcance del modelo a desarrollar, 2- Elaboración del modelo conceptual, 3-Transformación del modelo conceptual en un modelo de redes de creencia bayesiana, 4- Testeo del comportamiento del modelo, 5- Aplicación a la toma de decisiones. Queda por fuera la etapa de Aprendizaje, en la cual se va adaptando al modelo según datos que se generen.

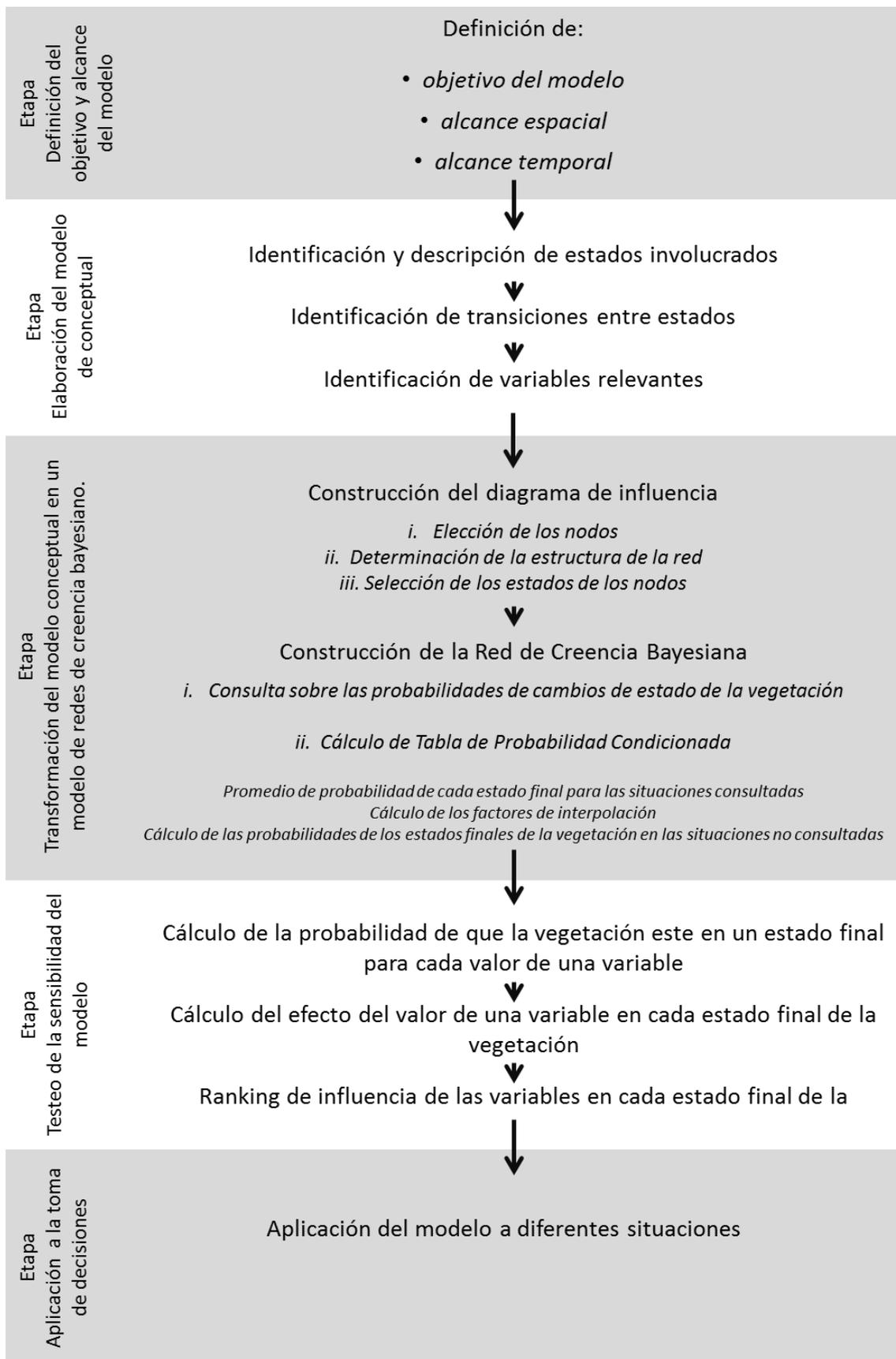


Fig. 1. Etapas realizadas en la elaboración de Redes de Creencia Bayesianas en el marco de este trabajo.

2.1 Etapa: Definición del objetivo y alcance del modelo

En esta etapa se definieron los objetivos de aplicación del modelo y el alcance geográfico y temporal del mismo. Dado que los objetivos son los objetivos del capítulo, especificados en la sección anterior, aquí se amplía el alcance geográfico (repasando lo expuesto en el capítulo anterior) y temporal.

El alcance geográfico es la región de Quebradas del Norte comprende los departamentos de Rivera y Tacuarembó (SNAP 2009). En esta región dominan las Unidades Paisajísticas Quebradas de la Cuesta Basáltica, Planicies Fluviales y Praderas con cerros chatos (Evia & Gudynas 2012). El paisaje se caracteriza por presentar una matriz de pastizales, con zonas de relieve enérgico y zonas encajonadas con bosque de Quebrada, cerros chatos, laderas con bosque serrano, planicies fluviales con bosque ribereño, y arbustales (Evia & Gudynas 2012). La geología predominante en la zona es de afloramientos basálticos, mezclados con areniscas (Evia & Gudynas 2012). Es una de las zonas destacadas por su interés para la conservación en Uruguay, donde la ganadería es uno de los principales usos del suelo en la región de Quebradas del Norte. Esta región se destaca por su importancia para la conservación a nivel internacional dado que forma parte de un área de importancia para la conservación de las aves y la biodiversidad (IBA UY 003 Quebradas y Pastizales del Norte, BirdLife International 2018), y que es parte de la Reserva de la Biosfera de Bioma Pampa-Quebrada del Norte (UNESCO 2018). A nivel nacional esta región es una de las zonas consideradas como prioritaria para la conservación de la biodiversidad (Soutullo *et al.* 2014, Di Minin *et al.* 2017). A pesar de esta importancia, en las últimas décadas, la región ha sufrido importantes cambios en el uso del suelo, reemplazando prácticas productivas compatibles con la conservación (*e.g.* ganadería sobre campo natural) por usos del suelo que reemplazan las comunidades vegetales naturales, como la forestación con especies exóticas (Fig. 1), siendo una de las zonas más afectadas en Uruguay (Baeza & Paruelo 2020, Brazeiro *et al.* 2020). Se proyecta que de seguir la tendencia de cambios de uso del suelo esta zona es de las más vulnerables al reemplazo de pastizales por forestación (Brazeiro *et al.* 2020).

En cuanto al alcance temporal, dado que las redes bayesianas representan un solo período de tiempo es necesario definir cuál será la escala temporal a utilizar. Para esto se sugiere tener en cuenta la dinámica de los sistemas y cómo van a tomarse las decisiones de manejo (Cain 2001). Esto influye en los estados posibles de las variables, así como las de probabilidades de cambio de estado. Como la dinámica de transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque y la gestión de los mismos abarca diferentes escalas temporales, que pueden ser desde cortas (un año en el ciclo productivo) o largas (tiempo de establecimiento de un bosque), en este trabajo se realizaron modelos que correspondieran a 5 años. Esto quiere decir que se estimaron las probabilidades de cambio del estado

de la vegetación que podrían ocurrir luego de cinco años, dadas ciertas condiciones iniciales (*e.g.* estado de la vegetación de la cual se parte, tipo de suelo, etc).

2.2 Etapa: Elaboración del modelo de conceptual

Se identificaron *i-* los estados de la vegetación involucrados en las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque; *ii-* las transiciones posibles; y *iii-* las variables involucradas. Para esto se utilizó como base el modelo conceptual de estados y transiciones elaborado en el capítulo 3. A forma de recapitulación, los estados que puede tomar la vegetación son seis: Pastizal, Arbustal, Arbustal con árboles, Bosque parque, Islas de bosque y Bosque. Por una definición detallada de los estados, transiciones y variables consultar el capítulo anterior.

2.3 Etapa: Transformación del modelo conceptual en un modelo de redes de creencia bayesiano.

2.3.1 Construcción del diagrama de influencia

Los diagramas de influencia son la representación gráfica de las redes de creencia bayesiana (Cain 2001, Bashari *et al.* 2009). Estos diagramas tienen dos componentes: nodos y conexiones (Cain 2001, Bashari *et al.* 2009). Los nodos o cajas (boxes) representan las variables del sistema. Un nodo puede considerarse como nodo hijo cuando es una variable influida por otros dos nodos, o como nodo parental cuando influye al nodo hijo. Por ejemplo, en la figura 2, todos los nodos que representan variables nivel 1 son los nodos parentales del nodo hijo “estado de la vegetación”. Las conexiones o flechas representan relaciones causales entre variables, las cuales en el marco de las RCB deben ser unidireccionales.

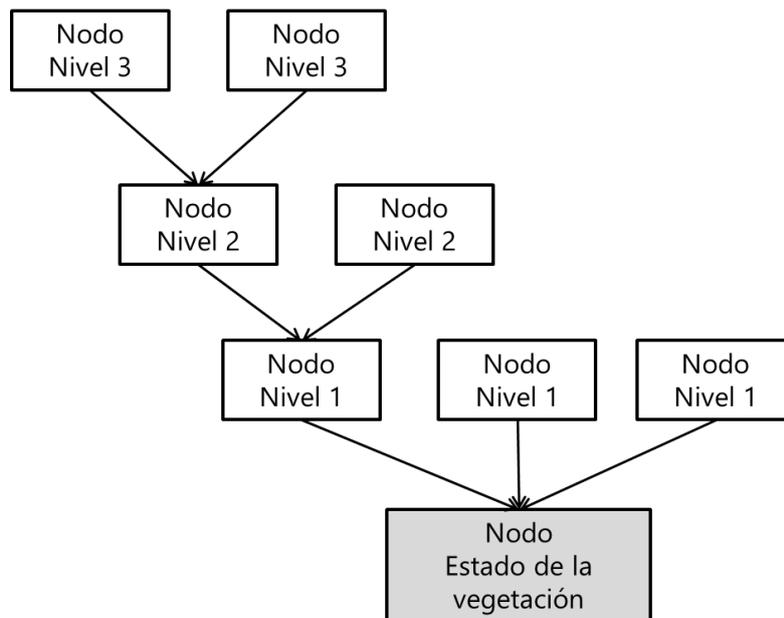


Figura 2. Representación gráfica de la estructura de la Red de Creencia Bayesiana mostrando los niveles de las variables y cómo se relacionan entre sí. Las cajas naranjas, azules y verdes representan los nodos (las variables) y sus niveles en relación a la influencia que tienen sobre el estado de la vegetación, las flechas son las conexiones e indican las relaciones causales entre nodos. La caja blanca representa el estado final de la vegetación, y ya que son varios los posibles estados, representa la probabilidad de que la vegetación esté en cada estado final.

El diagrama de influencia se construyó con los datos obtenidos en el capítulo anterior. Esto se hizo ajustando el modelo conceptual borrador al formato del diagrama de influencia. Los pasos realizados según lo recomendado fueron: *i-* elección de los nodos; *ii-* selección de la estructura de la red; y *iii-* selección del estado de los nodos.

2.3.1.1 Elección de los nodos

En el caso de este modelo, los nodos representaron las variables que potencialmente influyen en el estado de la vegetación. Las variables incluidas se seleccionaron a partir del trabajo del capítulo anterior, tratando de minimizar el número de nodos, para representar de forma concisa el funcionamiento del sistema (Cain 2001). Si no se realiza esto, se complejiza el sistema, principalmente al realizar las tablas de contingencia (ver sección 2.3.2) y dificulta la interpretación de qué estaría influyendo en el resultado del modelo, perdiendo utilidad para la toma de decisiones. Para eso se incluyeron las variables consideradas más informativas teniendo en cuenta: *i-* la priorización de variables y las sugerencias realizadas por las personas consultadas en el capítulo 3; *ii-* la confianza en la hipótesis de incluir la variable evaluada en base a la evidencia en el capítulo 3; *iii-* que las variables tuvieran relación con la escala espacial y temporal del modelo; *iv-* que hubiera información disponible como para incluir la variable en el modelo; *v-* que no estuvieran incluidas en otra variable más amplia (Anexo 4.1).

2.3.1.2 Determinación de la estructura de la red

Se establecieron las conexiones entre los nodos. Se clasificaron los nodos en niveles según su posición en la red bayesiana (Fig. 2): *i-* aquellas que influyen directamente en los cambios de estados de la vegetación; *ii-* las que combinadas influyen en el estado de las variables nivel 1; y *iii-* las que combinadas influyen en el estado de las de nivel 2. En este caso, las variables nivel 1 eran aquellas que tenían un efecto directo en el cambio de vegetación, y que se podrían pensar independientes a las otras variables (*e.g.* distancia al curso podría ser independiente de la remoción de la vegetación o del tipo de suelo utilizado en este caso). Las variables nivel 2 o 3 son aquellas que agrupadas por tema influyen en las de nivel 1 (o 2). Por ejemplo, la variable Relación lanar-vacuno podría interactuar con la variable Carga ganadera para dar como nodo hijo la remoción por pastoreo. Esto se realiza para simplificar la RCB y clarificar las ideas surgidas de las consultas (Cain 2001). La estructura propuesta se realizó teniendo en cuenta los comentarios surgidos en la consulta del capítulo 3.

2.3.1.3 Selección de los estados de los nodos

Los estados se refieren a los valores que puede tomar cada nodo (variable, Fig. 3). Para seleccionar los estados de los nodos se tuvo en cuenta el estado en el que actualmente podía estar cada variable (*e.g.* tipos de suelo en la zona), el estado a los que interesa llegar a través de la gestión del sistema (*e.g.* estados de la vegetación). Según lo recomendado en la literatura se trató de minimizar el número de estados posibles. El máximo de estados sugeridos en la literatura para incluir es 5 estados (Cain *et al.* 2001). El valor de cada estado se construyó tomando en cuenta los potenciales valores para la región (o Uruguay en caso de que no existiera para la región) según la. También se tuvo en cuenta la disponibilidad y formato de la información para que sea más factible utilizarla para el apoyo a la toma de decisiones (*e.g.* información oficial, variables mapeables). Además, en el caso de las variables continuas (*e.g.* porcentaje de rocosidad) se utilizaron rangos para simplificar el modelo, algunos fueron creados y otros fueron realizados en base a categorías ya existentes en la bibliografía. Excepto para la vegetación, que tuvo tenía seis estados posibles, el resto de las variables tuvo tres.

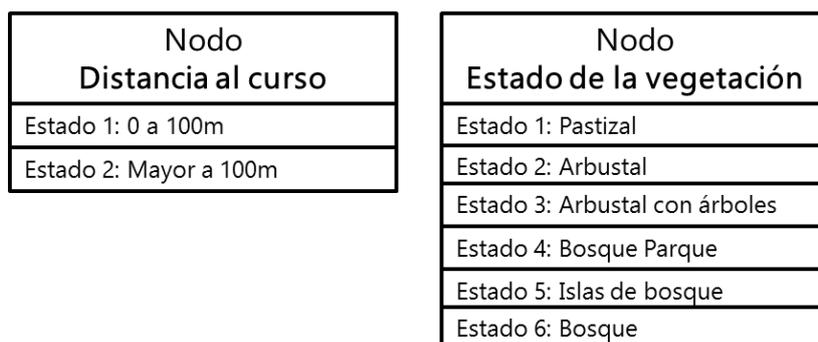


Figura 3. Ejemplo de nodo que representa a la variable Distancia al curso y a las variables Estado de la vegetación con sus estados desagregados.

2.3.2 Construcción de la Red de Creencia Bayesiana

La RCB consta del diagrama de influencia y las probabilidades que cuantifican las relaciones entre nodos (Cain 2001, Marcot 2006, Bashari *et al.* 2009). Para esto último es necesario tener las Tablas de Probabilidad Condicionada. Esto se refiere a que cada nodo hijo (en este caso el estado de la vegetación) cuenta con una tabla que especifica la probabilidad de estar en cada estado posible de la vegetación, para cada combinación de valores de los nodos parentales. Por ejemplo, si fueran dos nodos parentales (*e.g.* Distancia al agua, Profundidad del suelo) cada uno con dos estados posibles, y el nodo hijo fuera el estado de la vegetación con tres estados posibles, la tabla de probabilidad condicionada para el estado de la vegetación sería la siguiente (valores ficticios, Tabla 1):

Tabla 1. Ejemplo de tabla que cuantifica la probabilidad de cambio de un estado inicial a tres posibles estados finales en base a los valores de los nodos parentales Distancia al agua y profundidad del suelo.

Estados de Nodos parentales		Probabilidad del Estado de nodo hijo <i>Estado de la vegetación</i> partiendo del Estado Pastizal		
Distancia al agua	Profundidad del suelo	Pastizal	Arbustal	Bosque
0 a 100m	0 a 0.30m	0.2	0.6	0.2
0 a 100m	Mayor a 0.30m	0.1	0.4	0.5
Mayor a 100m	0 a 0.30m	0.6	0.3	0.2
Mayor a 100m	Mayor a 0.30m	0.5	0.4	0.1

Para poder estimar las probabilidades de las tablas de probabilidad condicionada, dado que no había bibliografía que cuantificara estas relaciones, se eligió realizar esta estimación mediante consultas a personas expertas.

A partir de ahora, ya que a cada nodo se le adjudicó una variable, no se va hablar de nodos sino de variables. A cada estado del nodo se le va a llamar valor y no estado, excepto en el caso del Estado de

la vegetación. Esto se hará para evitar confundir con el uso del término estados de las variables y estado de la vegetación.

Cabe destacar que es necesario crear una RCB para cada estado inicial de la vegetación ya que las variables van a tener diferente influencia en los cambios de estado dependiendo del estado inicial del sistema (estado de la vegetación). En este caso se decidió que se realizarían RCB para cuatro de los seis estados posibles de la vegetación: Pastizal, Arbustal, Arbustal con árboles o Bosque parque. Se descarta partir de Bosque porque es un estado final que luego no cambiaría a otro estado (salvo el caso extremo que se tale). Se decidió descartar iniciar desde Islas de bosque, dado que estas islas están inmersas en una matriz que va a ser Pastizal, Arbustal, Arbustal con árboles o Bosque parque, por lo que lo que se manejaría sería la matriz que, para el alcance temporal del modelo, se comportaría similar a que partiendo de estos estados (aunque habría mayor fuente de propágulos).

2.3.2.1 Consulta sobre las probabilidades de cambios de estado de la vegetación

Dado que consultar todas las posibles combinaciones de valores de las variables puede ser muy extenso y difícil, sobre todo para personas externas a los modelos (Marcot *et al.* 2006), se redujo el número de escenarios a consultar (Cain 2001). Entonces, en base al diagrama de influencia que estipulaba las relaciones entre variables, se realizó una consulta sobre las probabilidades de cambios de estado de la vegetación según una combinación valores de las variables. A esta combinación de valores se le llamará “situación”. Existen varias metodologías propuestas para luego poder interpolar las situaciones consultadas a todos las situaciones posibles, cada una con sus pros y contras (por una comparación de métodos, y propuestas de mejoras ver Mkrtychyan *et al.* 2016 y Alkhairy *et al.* 2019). En este caso se seguirá la metodología propuesta por Cain 2001, dado que se entendió que era la más adecuada para esta consulta por acotar el número de situaciones y es la utilizada en los trabajos realizados por Bahsari *et al.* (2009) y Rumpff *et al.* (2011).

Para realizar la consulta se construyó una Tabla de Probabilidad Elicitada (TPE, Anexo 4.2) según Cain (2001). Esta tabla tiene un diseño similar a la Tablas de Probabilidad Condicionada pero limita el número de situaciones a ser consultas a los diferentes actores.

Para crear esta tabla, primero se adjudicó cada valor que podía tomar cada variable a una categoría según su influencia en el la transición de comunidades vegetales abiertas a bosque. Se consideró que el valor de una variable era favorable si facilitaba o favorecía la transición de comunidades vegetales abiertas a bosque. Se consideró al valor de una variable como desfavorable si limitaba esta transición. Por último, se consideró neutro al valor de una variable si no influía en la transición o influía poco con respecto a los valores favorables y desfavorables.

Las situaciones que el método de Cain propone a consultar son las siguientes (Tabla 2):

- si todas las variables tuvieran un valor favorable al cambio de comunidad vegetal abierta a bosque
- si todas las variables tuvieran un valor desfavorable al cambio de comunidad vegetal abierta a bosque
- si una variable tuviera un valor desfavorable al cambio y el resto de las variables tuviera valores favorables
- si una variable tuviera un valor neutro al cambio y el resto valores favorables.

Tabla 2. Ejemplo de Tabla de Probabilidad Elicitada para consultar siguiendo los criterios de Cain (2001). Se parte de un estado de la vegetación inicial y se consulta la probabilidad de que ese estado se mantenga o cambie según una combinación de valores de las variables que influyen en el cambio (situación). La primer fila indica una situación en el cual todas las variables son favorables al cambio del estado de 1 a 3, el segundo, la segunda fila una situación donde todas las variables están en un valor que es desfavorable, y en las siguientes filas todas las variables menos una son favorables, y la restante es o neutra o desfavorable.

Situación	Variable 1	Variable 2	Variable 3	Probabilidad de que el estado 1 se mantenga o pase a otro estado luego de xx tiempo.		
				Estado 1	Estado 2	Estado 3
1	Favorable	Favorable	Favorable			
2	Desfavorable	Desfavorable	Desfavorable			
3	Desfavorable	Favorable	Favorable			
4	Favorable	Desfavorable	Favorable			
5	Favorable	Favorable	Desfavorable			
6	Neutra	Favorable	Favorable			
7	Favorable	Neutra	Favorable			
8	Favorable	Favorable	Neutra			

Cabe destacar que como se consultaron las probabilidades de cambios partiendo de Pastizal, Arbustal, Arbustal con árboles o Bosque parque, se realizaron cuatro TPE. Cada TPE cambió el estado inicial de la vegetación, pero el diseño de situaciones era el mismo, o sea, la combinación de valores para cada variable.

Se realizaron las consultas a seis de las personas consultadas en el capítulo anterior con perfil académico y profesional. Se redujo el número de personas a consultar ya que en la consulta anterior estas fueron las que manifestaron tener más conocimiento sobre la zona o de varias etapas de la transición como para poder consultarles probabilidades (formulario en Anexo 4.2). Las consultas constaron de dos etapas, la primera fue de presentación y la segunda etapa constaba en completar la tabla. La presentación se realizó individualmente por video-llamada una introducción a la temática,

una explicación de las variables y rangos a utilizar y se explicó cómo completar la tabla, además de intercambiar sobre las dudas que tuvieran. Asimismo, se consultó a las personas si estaban de acuerdo con el diagrama de influencia y se registraron comentarios que tuvieran. En la segunda etapa, se pidió a las personas consultadas que completaran el formulario. Para esto se les mandó un correo con la tabla a completar y aproximadamente luego de dos semanas, realizaron la devolución. Esto en cinco de los seis casos fue de forma individual, y en un caso se realizó por video-llamada.

2.3.2.2 Cálculo de Tabla de Probabilidad Condicionada

A partir de las probabilidades de cambios de estado obtenidas de cada persona (TPE), se calculó la tabla de probabilidad condicionada. Esto es, la tabla con los cálculos de las probabilidades de estado final de la vegetación para todas las combinaciones de los valores de las variables. Para esto se siguieron y adaptaron los pasos de Cain (2001): *i*- se calculó el promedio de la probabilidad de cada estado final para las situaciones consultadas; *ii*- se hizo el cálculo de los factores de interpolación; *iii*- se calcularon las probabilidades de los estados finales de la vegetación en las situaciones no consultadas.

2.3.2.2.1 Promedio de probabilidad de cada estado final para las situaciones consultadas

Para cada situación consultada se calculó un valor único de probabilidad de estar en cada estado final. Esto se calculó como el promedio de la probabilidad asignada a cada estado final por todas las personas consultadas (ejemplo en Tabla 3). Se descartó una de las consultas porque los valores eran muy diferentes, quizá debido a problemas con el seguimiento de la pauta.

Tabla 3. Ejemplo de cálculo de promedio de la probabilidad para el estado final de Pastizal y Arbustal de una situación consultada.

Persona	Probabilidad estado final	
	Pastizal	Arbustal
1	0.50	0.50
2	0.45	0.55
3	0.40	0.60
4	0.30	0.70
5	0.60	0.40
6	0.55	0.45
Promedio	0.47	0.53

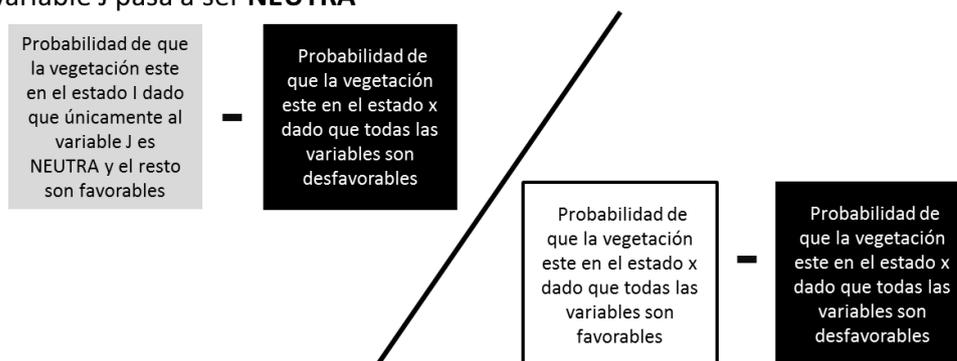
2.3.2.2.2 Cálculo de los factores de interpolación

Luego se calcularon los factores de interpolación basándose en Cain (2001). Los factores de interpolación son un valor que permite calcular las probabilidad de que la vegetación este en cada estado final en las situaciones no consultadas. Esto implica calcular un factor de interpolación para cada probabilidad de estado final de la vegetación para cada variable en caso de que la variable cambie su valor a neutro o a desfavorable (Fig. 2, definición de favorable, neutro o desfavorable en sección 2.3.2.1). En el caso del factor de interpolación que responde al cambio de una variable de favorable a neutra se calcula de la siguiente manera (Fig. 2 A):

*La diferencia entre (la Probabilidad de que la vegetación este en el estado I dado que únicamente al variable J es **NEUTRA** y el resto son favorables) y (la Probabilidad de que la vegetación este en el estado x dado que todas las variables son desfavorables); sobre la diferencia entre (la Probabilidad de que la vegetación este en el estado x dado que todas las variables son favorables) y (la Probabilidad de que la vegetación este en el estado x dado que todas las variables son desfavorables).*

En el caso del factor de interpolación que responde al cambio de una variable de favorable a negativa (Fig. 2 B) en el cálculo anterior se sustituye el valor de la *Probabilidad de que la vegetación este en el estado I dado que únicamente al variable J es **NEUTRA** y el resto son favorables* por el valor de *Probabilidad de que la vegetación este en el estado I dado que únicamente al variable J es **DESFAVORABLE** y el resto son favorables*.

A- Cálculo del factor de interpolación de probabilidad de estado final X cuando una variable J pasa a ser **NEUTRA**



B- Cálculo del factor de interpolación de probabilidad de estado final X cuando una variable J pasa a ser **DESFAVORABLE**

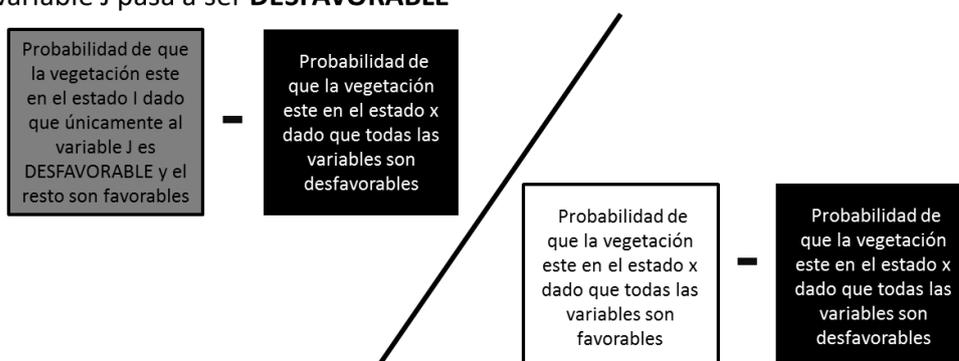


Figura 2. Cálculo del factor de interpolación para estimar la probabilidad que la vegetación este en un estado final dado el cambio de valor de una variable.

2.3.2.2.3 Cálculo de las probabilidades de los estados finales de la vegetación en las situaciones no consultadas

Los cálculos de las probabilidades en las situaciones no consultadas se calcularon inicialmente tomando como base las probabilidades consultadas. Luego, estas situaciones calculadas (no consultadas) sirvieron de base para calcular otras situaciones no consultadas (Cain 2001, siguiente Recuadro 1). Para esto, en cada paso se cambió el valor de una variable, y se calculó las probabilidades de cambio de estado de la vegetación utilizando el factor de conversión (Recuadro 1). Luego, con este factor de conversión calculo la probabilidad de estar en cada estado final al cambiar el valor de una variable a neutro o desfavorable según el caso. Para esto se usa la siguiente fórmula (Probabilidad del estado final en situación utilizada por el cálculo - Probabilidad de que la vegetación este en ese estado siendo los valores de todas las variables desfavorables)*Factor de interpolación + Probabilidad de que la vegetación este en ese estado siendo los valores de todas las variables desfavorables (Recuadro 1).

Sin embargo, esto puede ir acarreando errores como que la suma de las probabilidades de estar en cada estado de la vegetación de mayor a 1 (Recuadro 2). En este sentido, se realizaron los siguientes ajustes:

- Luego del cálculo de cada probabilidad de cambio en cada situación, se estandarizaron las probabilidades de estar en cada estado de la vegetación a 1. Esto se realizó dividiendo cada uno de los valores obtenidos por el valor de la sumatoria de todos los valores (Recuadro 2)
- En algunos casos ocurrió que alguna de las probabilidades calculadas no cumplían con algún requisito, como por ejemplo dar negativo o un valor que era inesperado. En esos casos se corrigió el valor de la celda que daba un valor inusual. Las correcciones realizadas fueron sustituir el valor por una de estas cuatro opciones: *i-* el resultado de uno menos la sumatoria de las otras probabilidades de estado final de la vegetación, *ii-* cero (en los casos que no era posible esa transición), *iii-* el valor aproximado al brindado en la consulta a expertos, *iv-* 0.0001 (era muy poco probable). Los casos en los que se realizaron las correcciones y el tipo de corrección realizado se detallan en el Anexo 4.3.

Con las variables seleccionadas y sus valores posibles, la estructura de la red y las tablas de probabilidad condicionada calculadas, se procedió a construir las RCB en el programa GeNIe 2.2 Academic (BayesFusion LCC 2018). Se construyeron en total cuatro RCB, una para cada estado inicial: Pastizal, Arbustal, Arbustal con árboles y Bosque parque. La estructura era la misma para todas las redes, lo que cambiaba era la tabla de probabilidad condicionada.

Recuadro 1 Ejemplo con detalle de cálculo de probabilidades de estado final de la vegetación a partir de factor de interpolación.

Paso 1: se parte de las probabilidades de que la vegetación este en cada estado final en la situación Consultada Desfavorable u una Situación consultada (Consultada 1) que sirve de base para el cálculo. Esto es, una situación similar a la que quiero calcular, excepto que el valor de la variable que cambia es favorable y en la que quiero calcular el valor cambió (en este caso a neutro, indicado en gris).

Paso 2: a través de un factor de interpolación, se calcula las probabilidades de estado final de la vegetación en caso de que se cambiara el valor de una sola de las variables.

Paso 3: se muestran los resultados de calcular cada probabilidad del estado final en la situación de interés.

Códigos: D- desfavorable, F- favorable, N- neutra. En el paso gris se señala el cambio de valor de la variable con respecto a la situación anterior. El cambio de valor de la variable se muestra en gris.

1- Calculo de las probabilidades en función de una probabilidad elicitada

Situación	Variable a					Probabilidad de estado final de la vegetación					
	A	B	C	D	E	Pastizal	Arbustal	Arbustal con árboles	Bosque parque	Islas de bosque	Bosque
Consultada Desfavorable	D	D	D	D	D	0.36	0.30	0.22	0.12	0	0
Consultada 1	N	F	F	F	F	0.04	0.16	0.67	0.05	0.06	0.02
Consultada 1	N	N	F	F	F	¿?	¿?	¿?	¿?	¿?	¿?

2- Cálculo de probabilidad de estar en Estado final Pastizal para la Situación 1

Probabilidad de estar en pastizal como estado final en la Situación 1 es

$$(P \text{ que el estado final sea Pastizal en Consultada 1} - P \text{ que el estado final sea Pastizal en Consultada Desfavorable}) * \text{Factor de interpolación} + P \text{ que el estado final sea Pastizal en Consultada Desfavorable}$$

Si suponemos que el Factor de interpolación es 0.94 n este caso el cálculo sería: $(0.04-0.63)*0.94 + 0.36= 0.0588$

3- Repitiendo esto para cada estado final y utilizando cada factor de interpolación correspondiente se obtendría

Situación 1	N	N	F	F	F	0.0588	0.1600	0,6772	0.0500	0.0540	0
-------------	---	---	---	---	---	--------	--------	--------	--------	--------	---

Recuadro 2 Ejemplo de cálculo de probabilidades de estado final de la vegetación con corrección de probabilidades.

Paso 1: se parte de una situación consultada, y luego, a través de un factor de interpolación, se calculan las probabilidades de estado final de la vegetación en caso de que se cambiara el valor de una sola de las variables. El cambio de valor de la variable se muestra en gris).

Paso 2: como la suma de las probabilidades de estar en cada estado de la vegetación calculadas en el paso anterior puede ser mayor a 1, se estandarizan los valores de probabilidad. Las nuevas probabilidades calculadas se muestran en gris.

Paso 3: se usan estas probabilidades calculadas para calcular otra situación en la que se cambie el valor de otra variable.

Códigos: D- desfavorable, F- favorable, N- neutra. En el paso gris se señala el cambio de valor de la variable con respecto a la situación anterior. El cambio de valor de la variable se muestra en gris.

1- Calculo de las probabilidades en función de una probabilidad consultada

Situación	Variable a					Probabilidad de estado final de la vegetación					Suma probabilidad
	A	B	C	D	E	Pastizal	Arbustal	Arbustal con árboles	Islas de bosque	Bosque	
Consultada	F	F	F	F	D	0.20	0.30	0.30	0.15	0.05	1.0
Calculada 1	N	F	F	F	D	0.32	0.29	0.28	0.12	0.07	1.08

2- Estandarización de las probabilidades calculadas

Calculada 1	N	F	F	F	D	0.32	0.29	0.28	0.12	0.07	1.08
Calculada 1 estandarizada	N	F	F	F	D	0.30	0.27	0.26	0.11	0.06	1.0

3- Cálculo de nuevas probabilidades en función de la calculada en el paso anterior

Calculada 1 estandarizada	N	F	F	F	D	0.30	0.27	0.26	0.11	0.06	1.0
Calculada 2	N	N	F	F	D	0.19	0.35	0.33	0.17	0.08	1.12

2.4 Etapa: Testeo de la sensibilidad del modelo

Se llevó a cabo un análisis de sensibilidad para evaluar y comparar el efecto que tiene cada variable sobre el estado de la vegetación. Estos pasos se realizaron según Marcot *et al.* (2006) y Bashari *et al.* (2006). Para esto se utilizó el programa GeNIe 2.2 Academic (BayesFusion LCC 2018). Para eso se realizan tres pasos: *i*- Cálculo de la probabilidad del estado final de la vegetación para cada valor de cada variable; *ii*- Cálculo del efecto del valor de una variable en cada estado final de la vegetación; y *iii*- Ranking de influencia de las variables en cada estado final de la vegetación.

Antes de pasar al análisis de sensibilidad es necesario introducir otra información sobre las RCB. Cada variable, además de tener los valores que puede tomar, se le puede dar una probabilidad de estar en cada valor. Dado que no existe bibliografía que estime la probabilidad de que cada variable se encuentre en determinado valor en la zona, y tampoco esto es el objetivo del modelo. La idea del modelo es que se seleccione un valor para cada variable según el caso de estudio, y se le dé probabilidad 1. Por ejemplo, en un caso en que la distancia al curso es mayor a 100m, entonces el valor distancia entre 0 a 100m tiene una probabilidad de 0 y el valor distancia mayor a 100m de un curso de agua tiene probabilidad 1.

2.4.1 Cálculo de la probabilidad del estado final de la vegetación para cada valor de cada variable

Se trabajó de a una variable y el resto de las variables se dejaban constantes Bashari *et al.* 2009). Se realizó una corrida para cada valor distinto de todas las variables.

Una corrida del modelo era una situación en la que a la variable evaluada se le fijaba la probabilidad que estuviera en un valor en 1 y en el resto de los valores en 0 (Fig. 3). Los valores para el resto de las variables no evaluadas se dejaron como equiprobables (*e.g.* 0.33 si eran tres valores, Fig. 3). Esto se repitió para cada valor de las variables.

Con esto se obtuvo la probabilidad de que la vegetación se encuentre en un estado final para cada valor de una variable.

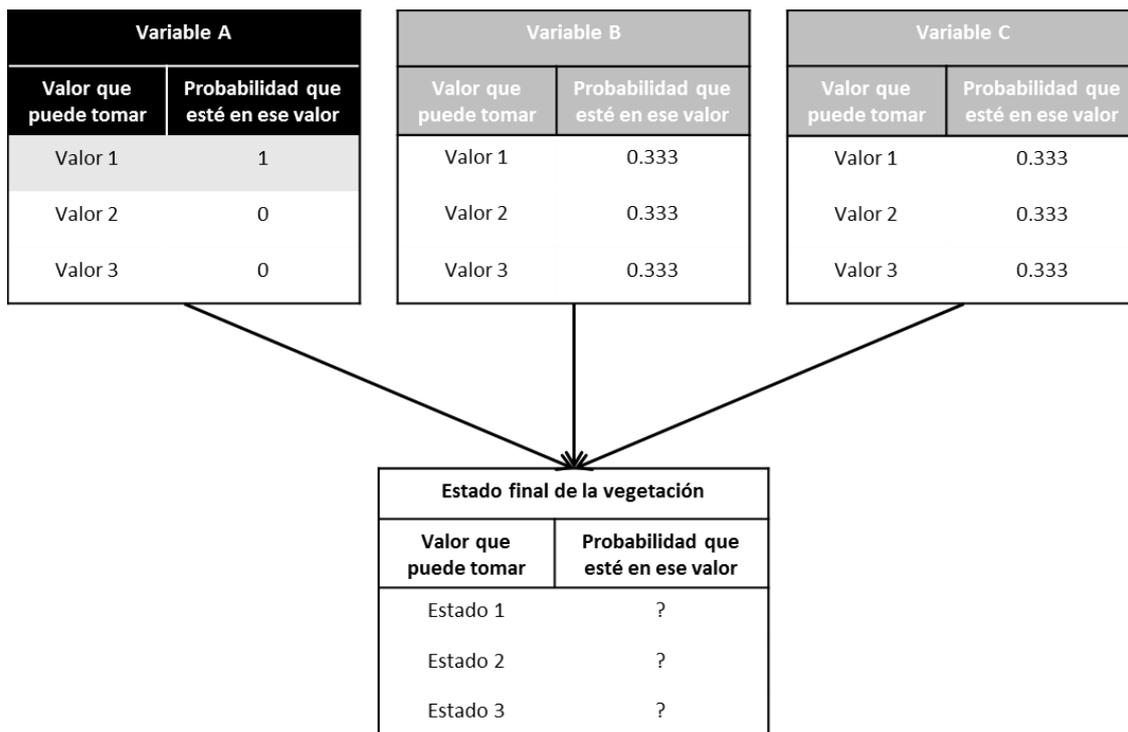


Figura 3. Ejemplo de configuración para realizar el análisis de sensibilidad. Las tres cajas de arriba refieren a tres variables, y la de abajo al estado final de la vegetación. La variable con el recuadro en encabezado negro es la aquí interesa evaluar el efecto. En este caso, el valor de la variable A se deja como el Valor 1 con probabilidad 1, y los valores de las variables B y C se dejan como equiprobables.

2.4.2 Cálculo del efecto del valor de una variable en cada estado final de la vegetación

Se evaluó cómo influía el valor de cada variable en cada estado final de la vegetación. Para esto, por variable, para cada estado de la vegetación se calculó la diferencia entre la mayor y menor probabilidad de que se encuentre en un estado final de la vegetación.

Para ejemplificar supongamos que se quiere evaluar el efecto de la variable A en el cambio de estado de Pastizal a Arbustal. El resultado de correr el modelo con la variable A en el valor 1 con probabilidad de 1 es que la probabilidad de que el estado final de la vegetación sea arbustal es 0.5, luego al cambiarla al valor 2 con probabilidad 1, la probabilidad de que el estado final de la vegetación sea arbustal es 0.3 y con el valor 3 con probabilidad 1 la probabilidad de que el estado final de la vegetación sea arbustal es 0.1 (Tabla 4). Entonces, el efecto que tiene el cambio de esta variable sobre que el estado final de la vegetación sea arbustal es $0.5 - 0.1 = 0.4$.

Tabla 4. Ejemplo de cálculos realizados para determinar la influencia de las variables A, B y C en la probabilidad de que la vegetación esté en el estado final arbustal partiendo de pastizal.

Variable que se evalúa	Valor de la variable con probabilidad igual 1	Probabilidad de que este en estado final Arbustal	Cálculo de la diferencia	Diferencia
A	1	0.5	0.5-0.1	0.4
	2	0.3		
	3	0.1		
B	1	0.4	0.6-0.4	0.2
	2	0.6		
	3	0.5		
C	1	0.1	0.7-0.1	0.6
	2	0.7		
	4	0.5		

2.4.3. Ranking de influencia de las variables en cada estado final de la vegetación

Para comprender en la globalidad cómo influyen estas variables en las probabilidades del estado final de la vegetación y entender el comportamiento del modelo se ordenan las variables según su influencia. Para esto, para cada variable se toma el resultado el valor de la diferencia del Paso 2 y luego se ordenan las variables según la magnitud de la diferencia (Bashari *et al.* 2009). Por ejemplo, si el efecto en el cambio de la variable A es 0.4, el de la variable B 0.2 y el de la variable C 0.6, entonces la variable que más influye es la C, luego la A y por último la B (Tabla 4). Con esto se obtiene un ranking de influencia de las variables para cada RCB (la que parte de pastizal, la de arbustal, etc.), y cada estado final de la vegetación.

2.4 Etapa: Aplicación del modelo a la toma de decisiones

En la bibliografía se propone una etapa de aplicación del modelo para la gestión y la toma de decisiones (Cain 2001, Bashari *et al.* 2009, Rumpff *et al.* 2011), que en este caso escapa a los objetivos de la tesis, pero se realizará un ejemplo de aplicación del modelo en diferentes escenarios. Para esto, dado que es una región amplia con heterogeneidad de suelos, se explorarán los resultados del modelo para el escenario favorable y desfavorable para los diferentes “tipos de suelo” categorizados en el modelo. Por un lado se explorará los estados finales de la vegetación en relación al tipo de suelo y por otro la sensibilidad del modelo a las diferentes variables para cada tipo de suelo. Para lo primero, partiendo de los estados iniciales Pastizal, Arbustal, Arbustal con Árboles y Bosque Parque se explorará la probabilidad de transición hacia cada estado final dependiendo del tipo de suelo. Para lo segundo se evaluará la sensibilidad del modelo al fijar el tipo de suelo.

3. RESULTADOS

3.1 Diagrama de influencia

Se confeccionaron cuatro diagramas iguales para cada estado inicial que se consultó (Pastizal, Arbustal, Arbustal con Árboles y Bosque parque). Cada uno integró 14 nodos, 13 correspondientes a variables y 1 al estado de la vegetación (Tabla 5). Siete de estas variables fueron ubicadas en el nivel 1, cuatro en el nivel 2 y dos en el nivel 3 (Tabla 5, colores de la Fig. 4). La orientación de la pendiente y el relieve fueron los nodos parentales de la variable Posición en el paisaje (Tabla 5). Las variables relación Ug/Dotación óptima, combinada con la relación lanar/vacuno fueron los nodos parentales de Remoción por pastoreo. A su vez, la combinación de las variables Remoción por pastoreo y Otra remoción de la vegetación daban como resultado la variable Remoción de la vegetación (Tabla 3). Cada variable contó con varios valores posibles que se clasificaron en categorías según su efecto esperado en favorecer o no las transiciones desde comunidades vegetales abiertas a bosque en base a las hipótesis del capítulo 3 (Tabla 6). Hay que tener en cuenta que este efecto también es comparado entre los valores que puede tomar cada variable, por lo que puede que alguna opción (*e.g.* relieve medio) no desfavorezca en sí, pero si al compararla con las otras categorías de la variable (*e.g.* relieve fuerte). Esta categorización se realizó a los efectos de organizar los escenarios para la consulta. Los detalles de la asignación de valores están en el Anexo 4.4.

Tabla 5. Variables utilizadas para explicar las transiciones de pastizal a bosque ordenadas en tres niveles.

Nivel 1	Nivel 2	Nivel 3
Porcentaje de Agua Disponible en los Suelos para verano		
Capacidad de almacenaje de agua de suelos		
Tipo de suelo		
Posición en el paisaje	Orientación de la pendiente Relieve	
Rociedad		
Distancia al curso de agua		
		Relación UG/Dotación
	Remoción por pastoreo	óptima
Remoción de la vegetación	Otra remoción de la vegetación	Relación lanar/vacuno

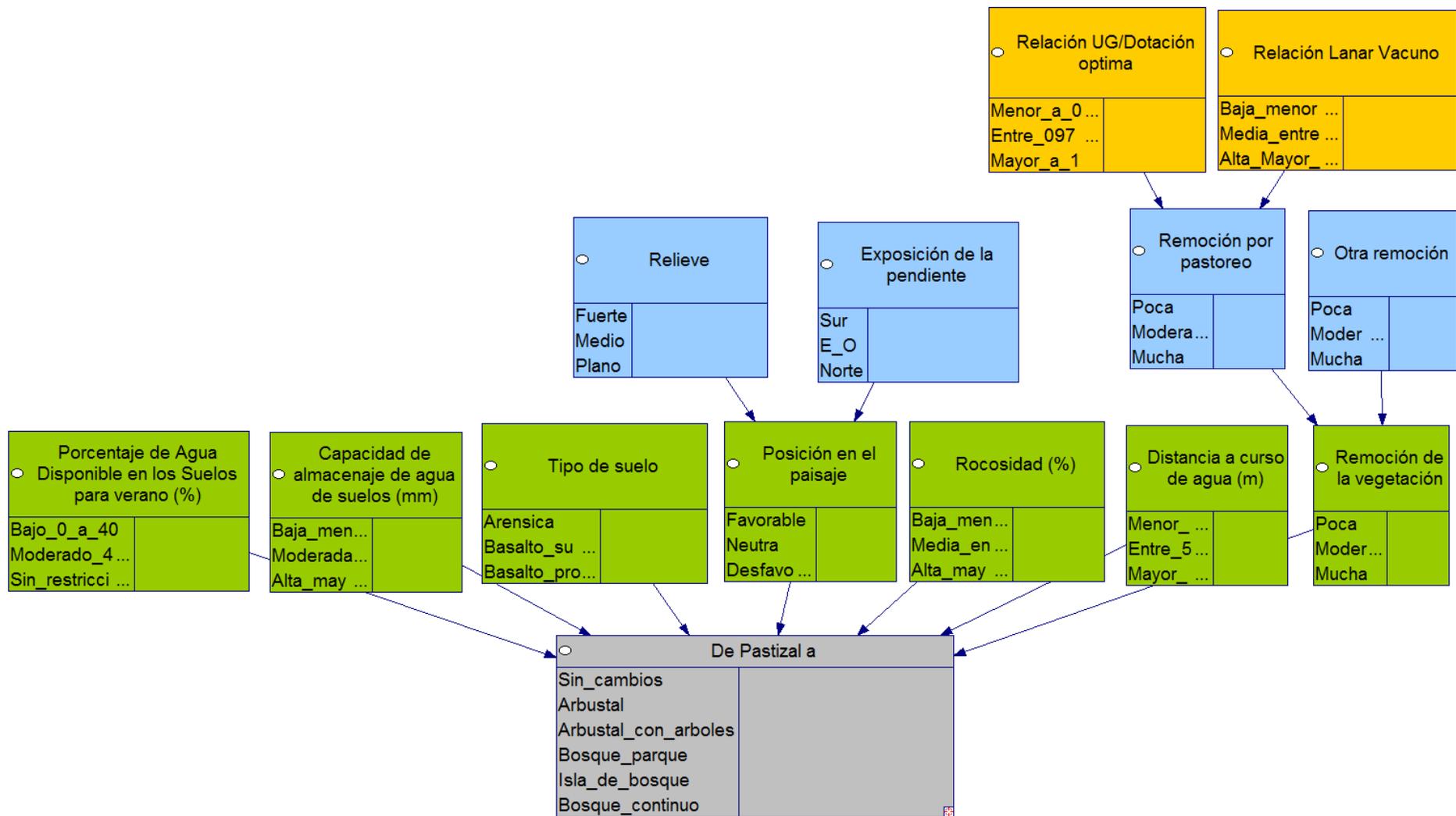


Figura 4. Ejemplo de variables y su interacción para el pasaje de pastizal a otro estado. Los colores se corresponden con los niveles de las variables: nivel 3 – amarillo; nivel 2 – celeste; nivel 1 – verde. Las transiciones posibles partiendo de pastizal se indican en el recuadro blanco. Esquema de la RCB elaborado en el programa GeNleAcademic 2.2 (BayesFusion LCC 2018).

Tabla 6. Valores que puede tomar cada variable. Se clasifica cada valor según su efecto esperado en las transiciones desde comunidades vegetales abiertas a bosque en desfavorable, neutro/intermedio o favorable a las transiciones hacia vegetación leñosa en base a las hipótesis del capítulo 3.

Variable	Fuente	Valores que puede tomar cada variable		
		Desfavorable	Neutro/Intermedio	Favorable
Porcentaje de Agua Disponible en los Suelos para verano	INIA GRASS 2020	Bajo: 0 a 40%	Moderado: 41 a 80%	Sin restricciones: 80 a 100%
Capacidad de almacenaje de agua de suelos	Molfino 2009	Baja: Menor a 50mm	Moderada: Entre 51 y 120mm	Alta: Mayor a 121mm
Tipo de suelo	-	Basalto superficial	Basalto Profundo	Areniscas
Posición en el paisaje	-	Desfavorable	Neutra	Favorable
Exposición de la pendiente	-	Norte	Este-Noreste-Plana	Sur
Relieve	Panario <i>et al.</i> 2011	Medio: Ondulado suave - plano ondulado ($\geq 2\%$ y $< 18\%$)	Plano: Plano-plano inclinado ($\geq 0.01\%$ y $< 2\%$)	Fuerte: Serrano u Ondulado fuerte ($\geq 18\%$ y $< 66\%$)
Exposición de la pendiente	-	Sur	Este-Noreste-Plana	Norte
Rociedad	Panario <i>et al.</i> 2011	Alta: Mayor a 25%	Nula-Baja: Menor al 2%	Media: Entre 2 y 25%
Distancia al curso de agua	-	Mayor a 150m	Entre 50 y 150m	Menor a 50m
Remoción total de la vegetación	-	Mucha	Moderada	Poca
Remoción por pastoreo	-	Mucha	Moderada	Poca
Relación UG/Dotación optima	Instituto Plan Agropecuario (2011), Pereira (2011), Mesa de Ganadería sobre Campo Natural (2016)	Alta: Mayor al rango óptimo	Óptima: Rango óptimo	Baja: Menor al rango óptimo
Relación lanar/vacuno ¹	Instituto Plan Agropecuario (2011)	Alta: Mayor a 3	Media: Entre 2 y 3	Baja: Menor a 2
Otra remoción	-	Mucha: Todos los años o cada dos años	Moderada: Una vez cada tres años o más	Poca: No se usa

1-Una persona consultada cambiaría a los rangos intermedio entre 4 y 2 y alta mayor a 5. Otra sugirió: baja menor a 3, media entre 3 y 6 y alta mayor a 6.

3.2 Red de Creencia Bayesiana

3.2.1 Probabilidades de cambios de estado

Se esquematizan las probabilidades consultadas a partir de cada estado inicial consultado para el escenario más favorable²⁵ y el más desfavorable²⁶ (Figura 5 a 8). Los resultados de los promedios de las tablas de probabilidad consultada se encuentran en el Anexo 4.5 y las tablas de probabilidad condicionada se presentan en el Anexo 4.6.

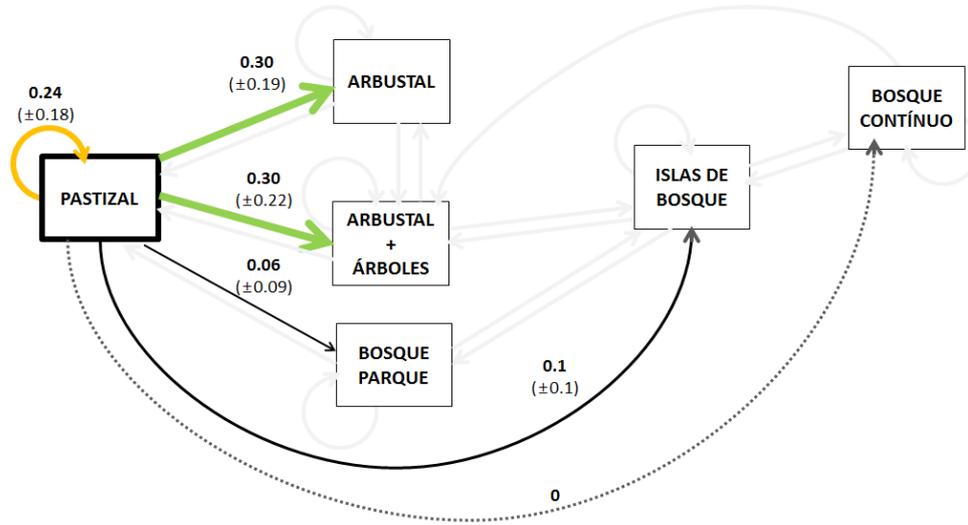
Un aspecto a resaltar es que en la mayoría de los casos mantenerse en el estado inicial fue lo que tuvo los mayores valores de probabilidades, si se compara con las probabilidades de las transiciones hacia otro estado de la vegetación. Los escenarios más desfavorables en algunos casos resultaron en nula presencia de leñosas, particularmente árboles y en general en 5 años hay poca probabilidad de pasaje a bosque, independientemente del estado del que se parta. Otra cosa a destacar es que se generaron algunas transiciones que no habían sido identificadas en el modelo conceptual del capítulo 3. Esto se debió a que el formulario era estandarizado y se preguntaba la transición a todos los estados posibles de la vegetación, en algunos casos aparecieron transiciones no previstas inicialmente (aunque en baja probabilidad).

Un comentario que surgió de las consultas en varios casos es que la combinación basalto superficial y alta capacidad de retención de agua de los suelos no es posible. En este caso, se optó por ponderar la limitante de basalto superficial, que era la consultada. Esto es una limitante de la forma de consultar, ya que hay que consultar todas las combinaciones, sin embargo, a veces no son posibles.

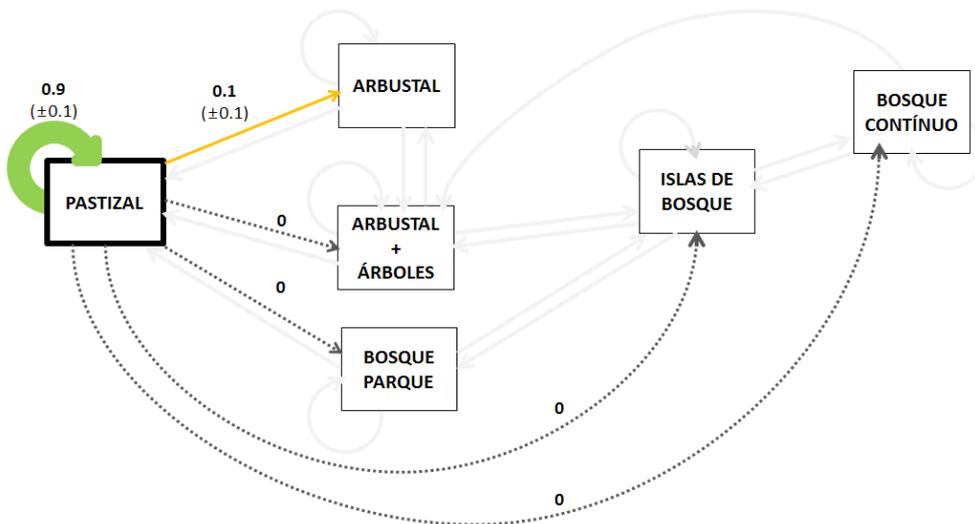
²⁵ Todas las variables con un valor favorable al cambio de estado de comunidad vegetal abierta a bosque.

²⁶ Todas las variables con un valor desfavorable al cambio de estado de comunidad vegetal abierta a bosque.

A Escenario favorable



B Escenario desfavorable



- Transición más probable
- Segunda transición más probable
- Transiciones con diferente probabilidad
- Transiciones con probabilidad 0
- Otras transiciones del sistema no evaluadas en esta consulta

Figura 5. Probabilidades promedio con sus desvíos estándar entre paréntesis para las transiciones de estado partiendo de Pastizal calculadas a partir de las consultas para el escenario A- favorable (todas las variables con un valor favorable al cambio de estado de comunidad vegetal abierta a bosque) y B- Desfavorable (todas las variables con un valor desfavorable al cambio de estado de comunidad vegetal abierta a bosque). El grosor de las flechas es proporcional a la magnitud de la probabilidad promedio.

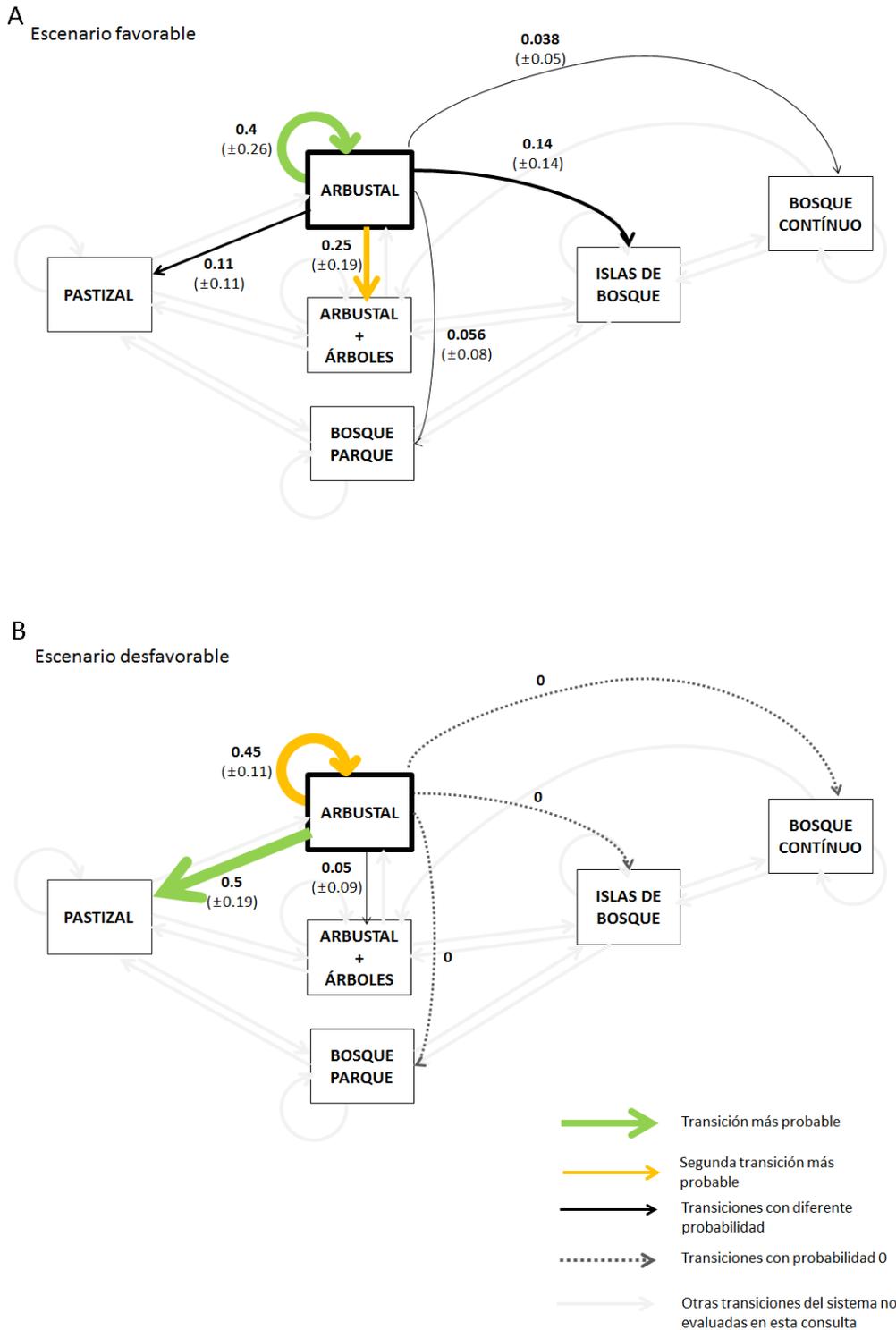
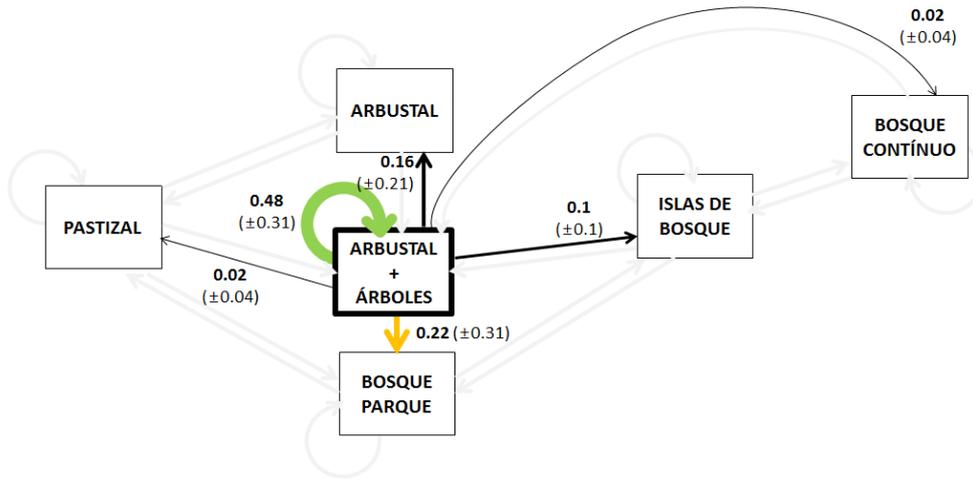


Figura 6. Probabilidades promedio con sus desvíos estándar entre paréntesis para las transiciones de estado partiendo de Arbustal calculadas a partir de las consultas para el escenario A- favorable (todas las variables con un valor favorable al cambio de estado de comunidad vegetal abierta a bosque) y B- Desfavorable (todas las variables con un valor desfavorable al cambio de estado de comunidad vegetal abierta a bosque). El grosor de las flechas es proporcional a la magnitud de la probabilidad promedio

A Escenario favorable



B Escenario desfavorable

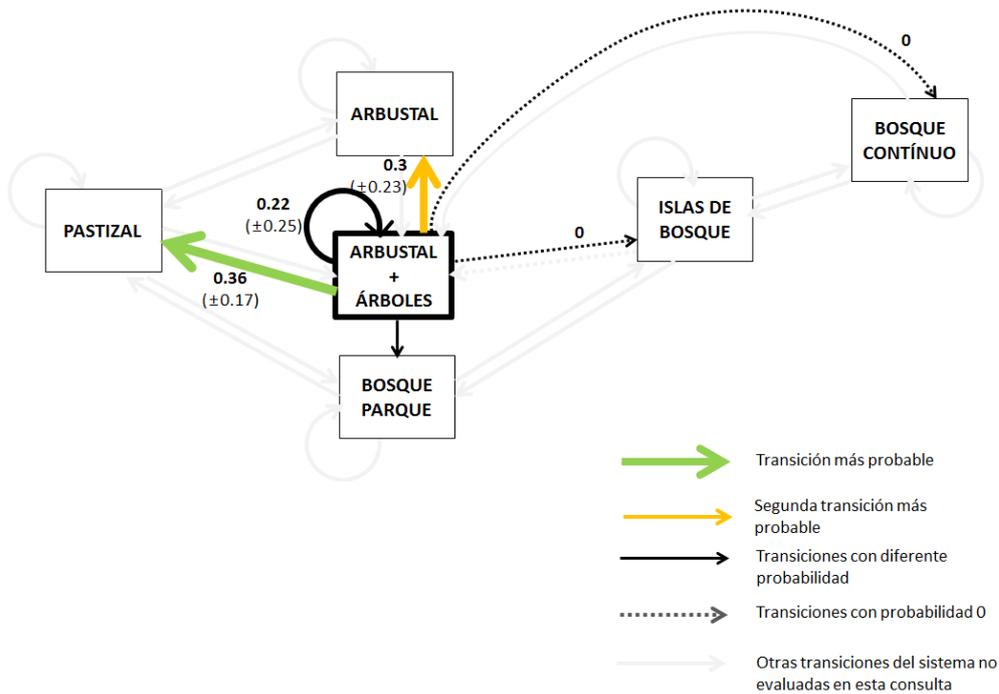


Figura 7. Probabilidades promedio con sus desvíos estándar entre paréntesis para las transiciones de estado partiendo de Arbustal con árboles calculadas a partir de las consultas para el escenario A- favorable (todas las variables con un valor favorable al cambio de estado de comunidad vegetal abierta a bosque) y B- Desfavorable (todas las variables con un valor desfavorable al cambio de estado de comunidad vegetal abierta a bosque). El grosor de las flechas es proporcional a la magnitud de la probabilidad promedio.



Figura 8. Probabilidades promedio con sus desvíos estándar entre paréntesis para las transiciones de estado partiendo de Bosque parque calculadas a partir de las consultas para el escenario A- favorable (todas las variables con un valor favorable al cambio de estado de comunidad vegetal abierta a bosque) y B- Desfavorable (todas las variables con un valor desfavorable al cambio de estado de comunidad vegetal abierta a bosque). El grosor de las flechas es proporcional a la magnitud de la probabilidad promedio

3.3 Testeo de la sensibilidad del modelo

Las variables que influyeron en el cambio de estado de la vegetación con más magnitud en una mayor cantidad de transiciones fueron: el porcentaje de agua disponible en el suelo, la capacidad de retención de agua del suelo (excepto al partir de arbustal con árboles), el tipo de suelo y la remoción de la vegetación (Tabla 7). Sin embargo, no influyeron en todos los estados finales. Asimismo, la remoción de la vegetación perdió importancia cuando se parte de estados con árboles (*e.g.* arbustal con árboles). La posición en el paisaje influyó únicamente en el caso de partir de Pastizal o Arbustal, y la rocosidad o distancia al curso de agua únicamente el Pastizal. Por otro lado, los cambios en las variables parecen tener mucha influencia en los cambios partiendo de arbustal y no así de Arbustal con árboles.

Tabla 7. Resumen de los resultados de los análisis de sensibilidad. Los colores de las celdas indican el porcentaje de cambio de la variable en la probabilidad del estado final: blanco – ninguna influencia; gris claro- 5≥% de cambio ≥10% de cambio; gris oscuro- 10≥ % de cambio ≥20; negro- % de cambio≥20. Con F se indica el valor de la variable con al mayor probabilidad.

Estado inicial	Estado final	Variables													
		Porcentaje de Agua Disponible en los Suelos para verano (%)		Capacidad de almacenamiento de agua de suelos (mm)		Tipo de suelo		Posición paisaje		Roccosidad (%)		Distancia al curso de agua (m)		Remoción total de la vegetación	
		Baja	Moderada	Baja	Moderada	Arenisca	Basalto profundo	Favorable	Neutra	Baja	Media	0 a 50	Entre 50 y 150	Baja	Moderada
		Sin restricciones			Alta	Basalto superficial		Desfavorable		Alta		Mayor a 150	Alta		
Pastizal	Pastizal	F	F	F	F	F							F	F	F
	Arbustal	F		F	F		F		F	F	F		F	F	F
	Arbustal con árboles	F	F	F	F	F		F		F	F	F	F	F	F
	Bosque parque				F	F					F	F	F		F
	Islas de bosque	F			F	F		F		F	F	F		F	F
	Bosque														
Arbustal	Pastizal	F	F	F		F									F
	Arbustal	F		F		F		F		F	F		F		
	Arbustal con árboles	F	F	F	F	F						F	F	F	
	Bosque parque					F						F			
	Islas de bosque	F			F	F		F				F		F	F
	Bosque														
Arbustal con árboles a	Pastizal	F											F		F
	Arbustal	F					F								
	Arbustal con árboles	F	F	F	F	F		F		F	F	F	F	F	F
	Bosque parque	F			F	F		F		F		F		F	F
	Islas de bosque	F		F	F	F								F	F
	Bosque														
Parque a	Pastizal	F											F		F
	Arbustal	F					F								
	Arbustal con árboles	F	F	F	F	F		F		F	F	F	F	F	F
	Bosque parque	F			F	F		F		F		F		F	F
	Islas de bosque	F		F	F	F								F	F
	Bosque														

3.4 Aplicación del modelo a diferentes tipos de suelo

Al observar las probabilidades de llegar a cada estado final partiendo de los diferentes estados iniciales para el escenario favorable y desfavorable desagregado por tipo de suelo se observaron algunas tendencias (Fig. 9). Para el tipo de suelo arenisca, si las condiciones son favorables, la probabilidad de la transición hacia Arbustal con árboles a partir de Pastizal y de Arbustal fue mayor que para basalto profundo y basalto superficial. De hecho, en los tipos de suelo superficial o profundo esta transición fue muy poco probable y las más probables a partir de Pastizal y Arbustal fueron Arbustal y luego Pastizal. Para los tipos de suelo basalto superficial o profundo únicamente tuvo alta probabilidad Arbustal con árboles como estado final en caso de partir de este estado o de Bosque parque. De forma similar, la probabilidad de cambio hacia Bosque parque o Islas de bosque fue mayor para el tipo de suelo arenisca que para basalto superficial o profundo, independientemente del estado inicial. Esto refleja las limitantes para que se establezcan árboles en basalto pero no en arenisca.

En el caso de los escenarios desfavorables, se resalta que la transición hacia pastizal aumentó su probabilidad en comparación al escenario favorable tanto para el tipo de suelo arenisca como para los tipos de suelo basalto profundo o superficial (Fig. 9). Asimismo, siempre que se parta de pastizal lo más probable fue la transición hacia arbustal. Particularmente, se pudo observar la repercusión negativa de las condiciones desfavorables en arenisca. Por ejemplo, disminuyó la probabilidad de la transición hacia arbustal con árboles partiendo de pastizal o arbustal, así como disminuyó la probabilidad de las transiciones hacia Bosque parque, Islas de bosque o Bosque continuo, independientemente del escenario inicial. En el caso de los tipos de suelo basalto profundo y superficial, aumentó la probabilidad de la transición hacia Bosque parque, pero partiendo de Arbustal con árboles o Bosque parque, lo que podría asociarse no a que se establezcan más árboles, si no a que estos sobreviven y los arbustos no.

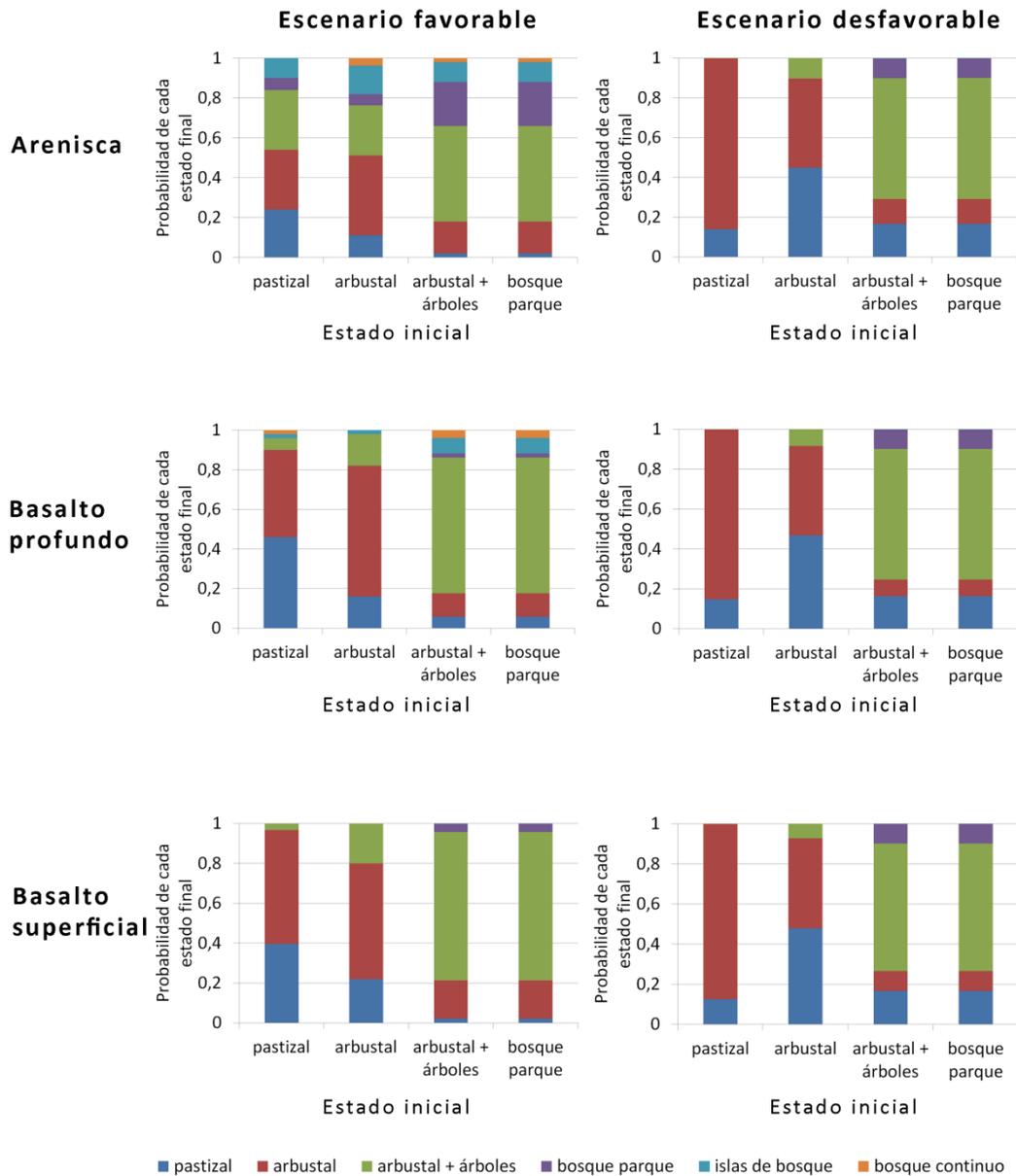


Figura 9. Probabilidades de las transiciones entre estados partiendo cada estado inicial para los escenarios favorables y desfavorables para arenisca, basalto profundo y basalto superficial

Al explorar la sensibilidad del modelo dejando fija la variable tipo de suelo, se observó que los cambios de vegetación fueron más sensibles a diferentes variables en el caso del tipo de suelo arenisca (Tabla 8). El tipo de suelo basalto profundo fue un intermedio en cuanto a sensibilidad a los cambios de variables (Tabla 9). El tipo de suelo basalto superficial fue muy poco sensible (Tabla 10). Para el tipo de suelo arenisca, las variables que influyeron en mayor medida en el estado final de la vegetación fueron las asociadas a la disponibilidad de agua (Porcentaje de Agua Disponible en los Suelos para verano, Capacidad de almacenaje de agua de los suelos, Distancia al curso de agua) y la Remoción de la vegetación. En el caso de basalto profundo las que más influyeron fueron el

Porcentaje de Agua Disponible en los Suelos para verano, la Capacidad de almacenaje de agua de los suelos y la Posición en el paisaje. Para basalto superficial al variable que influyó en más transiciones fue Porcentaje de Agua Disponible en los Suelos para verano. Cabe destacar que, más allá de los patrones generales, si el estado inicial es Pastizal o Arbustal mantenerse o transicional hasta estos estados estuvo influido por una diversidad de variables, tanto para arenisca, basalto profundo y superficial. En las tablas 8, 9 y 10 se indica con F el valor de la variable que favorece el cambio de la vegetación indicado.

Tabla 8. Resumen de los resultados de los análisis de sensibilidad fijando el tipo de suelo en arenisca. Los colores de las celdas indican el porcentaje de cambio de la variable en la probabilidad del estado final: blanco – ninguna influencia; gris claro- 5≥% de cambio ≥10% de cambio; gris oscuro- 10≥% de cambio ≥20; negro- % de cambio≥20. Con F se indica el valor de la variable con al mayor probabilidad.

Estado inicial		Estado final		Variables									
				Porcentaje de Agua Disponible en los Suelos para verano	Capacidad de almacenaje de agua de suelos (mm)	Posición paisaje	Rocosisdad (%)	Distancia al curso de agua (m)	Remoción total de la vegetación				
				Baja Moderada Sin restricciones	Baja Moderada Alta	Favorable Neutra Desfavorable	Baja Media Alta	0 a 50 Entre 50 y 150 Mayor a 150	Baja Moderada Alta				
Pastizal	Pastizal	F	F	F	F						F	F	F
	Arbustal	F		F	F		F		F		F		F
	Arbustal con árboles	F	F	F	F	F		F		F	F	F	F
	Bosque parque				F			F		F	F		F
	Islas de bosque	F			F	F		F	F	F		F	F
	Bosque												
Arbustal	Pastizal	F	F	F									F
	Arbustal	F		F		F		F	F		F		
	Arbustal con árboles	F	F	F	F					F	F	F	
	Bosque parque									F			
	Islas de bosque	F	F		F	F				F			F
	Bosque												
Arbustal con árboles	Pastizal	F									F		F
	Arbustal	F											
	Arbustal con árboles	F	F	F	F	F		F	F	F	F	F	F
	Bosque parque		F		F	F		F		F		F	F
	Islas de bosque		F		F	F						F	F
	Bosque												
Bosque parque	Pastizal	F									F		F
	Arbustal	F											
	Arbustal con árboles	F	F	F	F	F		F	F	F	F	F	F
	Bosque parque		F		F	F		F		F		F	F
	Islas de bosque		F		F	F						F	F
	Bosque				F								F

Tabla 9. Resumen de los resultados de los análisis de sensibilidad fijando el tipo de suelo en basalto profundo. Los colores de las celdas indican el porcentaje de cambio de la variable en la probabilidad del estado final: blanco – ninguna influencia; gris claro- 5% de cambio $\geq 10\%$ de cambio; gris oscuro- 10% \geq % de cambio ≥ 20 ; negro- % de cambio ≥ 20 . Con F se indica el valor de la variable con la mayor probabilidad.

Estado inicial	Estado final	Variables						
		Porcentaje de Agua Disponible en los Suelos para verano	Capacidad de almacenaje de agua de suelos (mm)	Posición paisaje	Roccosidad (%)	Distancia al curso de agua (m)	Remoción total de la vegetación	
		Baja Moderada Sin restricciones	Baja Moderada Alta	Favorable Neutra Desfavorable	Baja Media Alta	0 a 50 Entre 50 y 150 Mayor a 150	Baja Moderada Alta	
Pastizal	Pastizal	F	F	F F	F	F F	F	
	Arbustal	F	F	F	F	F	F	
	Arbustal con árboles		F					
	Bosque parque							
	Bosque							
Arbustal	Pastizal	F	F	F	F		F	
	Arbustal	F	F F	F	F		F	
	Arbustal con árboles	F					F F	
	Bosque parque							
	Bosque							
Arbustal con árboles	Pastizal						F F	
	Arbustal				F F			
	Arbustal con árboles	F	F	F	F	F F	F	
	Bosque parque	F	F	F	F		F	
	Bosque	F	F F					
Bosque parque	Pastizal	F F						
	Arbustal	F			F F			
	Arbustal con árboles	F F	F	F	F F	F F	F	
	Bosque parque	F F	F	F	F		F	
	Bosque	F	F				F	

Tabla 10. Resumen de los resultados de los análisis de sensibilidad fijando el tipo de suelo en basalto superficial. Los colores de las celdas indican el porcentaje de cambio de la variable en la probabilidad del estado final: blanco – ninguna influencia; gris claro- 5% de cambio $\geq 10\%$ de cambio; gris oscuro- 10% de cambio $\geq 20\%$; negro- % de cambio $\geq 20\%$. Con F se indica el valor de la variable con al mayor probabilidad.

Estado inicial	Estado final	Variables						
		Porcentaje de Agua Disponible en los Suelos para verano	Capacidad de almacenaje de agua de suelos (mm)	Posición paisaje	Roccosidad (%)	Distancia al curso de agua (m)	Remoción total de la vegetación	
		Baja Moderada Sin restricciones	Baja Moderada Alta	Favorable Neutra Desfavorable	Baja Media Alta	0 a 50 Entre 50 y 150 Mayor a 150	Baja Moderada Alta	
Pastizal	Pastizal	F F F	F	F F	F F	F F	F F	F F
	Arbustal	F	F		F	F	F	F F
	Arbustal con árboles							
	Bosque parque							
	Islas de bosque							
	Bosque							
Arbustal	Pastizal	F	F	F	F	F		F
	Arbustal	F	F	F	F	F		F
	Arbustal con árboles	F F	F	F				F F
	Bosque parque	F F	F	F				F F
	Islas de bosque	F F	F	F				F F
	Bosque	F F	F	F				F F
Arbustal con árboles	Pastizal	F				F F	F F	F F
	Arbustal	F	F			F		
	Arbustal con árboles		F	F				F
	Bosque parque	F F	F	F	F	F F	F	F
	Islas de bosque	F F	F F	F	F	F F	F	F
	Bosque	F F	F F	F	F	F F	F	F
Bosque parque	Pastizal	F				F F	F F	F F
	Arbustal		F	F				
	Arbustal con árboles		F	F				F
	Bosque parque	F	F	F	F	F	F	F
	Islas de bosque	F F	F	F	F	F	F	F
	Bosque	F F	F	F	F	F	F	F

4. DISCUSIÓN

Este trabajo permitió crear un modelo operativo para poder simular las dinámicas de comunidades vegetales abiertas a bosque para la zona de Laureles-Cañas. Este modelo incorpora la visión de las personas consultadas, información de uso público (*e.g.* de instituciones como MGAP), y evidencia bibliográfica que lo sustenta (modelo construido a partir del capítulo anterior). Por otro lado, permitió postular variables que tienen mayor influencia sobre estas transiciones. Asimismo, mostró ser una herramienta potencialmente útil para la toma de decisiones al permitir simular diferentes escenarios de cambio de la vegetación al establecer ciertas condiciones iniciales de las variables.

4.1 Sobre el modelo

Estos resultados permitieron avanzar a concretizar relaciones entre variables y cambios de estado de la vegetación. Asimismo, permitieron postular cuáles variables tendrían mayor relevancia en estas transiciones. En este sentido, la disponibilidad de agua, asociada a la variabilidad climática y los suelos, sería uno de los factores más limitantes. En el capítulo anterior se había encontrado evidencia genérica variada con respecto al déficit hídrico, desde que afectaba al pastizal, a los arbustos, a los bosques o que no influía (Roques et al. 2001, Lisi et al. 2008, Silva et al. 2009, Lucas et al. 2016, Bernardi et al. 2016, Pereira et al. 2019). En el caso de este modelado, según lo obtenido a través de la percepción de las personas consultadas, indica que el déficit hídrico favorecería la transición de Pastizal a Arbustal y que el arbustal se mantenga en Arbustal. Sin embargo, a partir de Arbustal, la disponibilidad de agua contribuye al establecimiento de árboles. Asimismo, según lo que se obtuvo de los intercambios, dado que ya se establecieron árboles y arbustos, allí lo que empieza a tener un rol preponderante en hacia donde podría ocurrir transiciones es el sustrato (región/zona). Esto coincide con lo propuesto por Archer (1994), que en su revisión para ambientes áridos encuentra que los períodos de déficit hídrico favorecen la colonización del pastizal por leñosas debido a que el período de déficit hídrico puede afectar negativamente la cobertura de herbáceas, generando oportunidades de sitios para que colonicen las leñosas y se establezcan y crezcan si es que luego ocurre un período de lluvias. En este sentido, la planificación de medidas de manejo de las comunidades vegetales abiertas naturales tendría que incluir la variabilidad climática. Por ejemplo, en años con mayor disponibilidad de agua, en algunos tipos de suelo, podría ser necesario reforzar el control de la vegetación leñosa en sitios donde avanzaron los arbustos o árboles aislados, donde se quiere mantener el pastizal, o en años más secos reforzar el riego en sitios para restauración de bosque. Sin embargo, según el productor consultado en el capítulo anterior y Archer (1994), momentos con mucha saturación de agua podrían limitar el establecimiento de árboles al anegar la zona de las raíces.

Luego, el tipo de suelo se identificó como otra de las variables que más influye en las transiciones entre estados, mostrando la limitante de algunas transiciones, sobretodo asociada a suelos de basalto superficial. Esto, según lo hablado en las consultas podría ser probablemente debido a la limitante de profundidad del suelo para establecer raíces. En la bibliografía no se había encontrado nada concluyente, pero estas variables estaban más orientadas a diferencias locales en composición del suelo, o divisiones de suelo más detalladas o asociada a otros índices relacionados al suelo (*e.g.* índice coneat) (Roques et al. 2001, Müller et al. 2012, Bernardi et al. 2019, Schinestsck et al. 2019). Hay que tener en cuenta que esta variable engloba otras como textura, profundidad del suelo, fertilidad y capacidad de retención de agua, por lo que sería interesante entender cómo estas variables influyen en las transiciones de la vegetación. Se profundiza un poco más en los cambios de la vegetación asociado al tipo de suelo al discutir sobre los escenarios.

En relación a la otra de las variables más influyentes, se destacó la remoción de la vegetación. Como hemos visto en todos los capítulos, el ganado y el fuego son determinante del estado final de la vegetación leñosa (*e.g.* Oliveira & Pillar 2004, Overbeck & Pfadenhauer 2007, Altesor *et al.* 2006, Müller *et al.* 2012, Lezama *et al.* 2014, Rolhauser and Batista 2014, Bernardi *et al.* 2016, Etchebarne & Brazeiro 2016, Lezama & Paruelo 2016, Brazeiro *et al.* 2018, Brussa 2018, Schinestsck *et al.* 2019, Gallego *et al.* 2020). En este caso, de hecho, el modelo permitió desagregar la remoción por tipo de ganado en relación lanar-vacuno, carga, así como otras prácticas como fuego o chirquera (rotativa). Este modelo permitió incorporar parte de la complejidad del manejo ganadero y alejarse de la dicotomía ganado-exclusión. Asimismo, la remoción de la vegetación parece ser fundamental para mantener los pastizales. Sin embargo, cuando se pasa a un estado con la presencia de árboles, en caso, estos se mantendrían en el largo plazo, quizá porque el fuego no los afecta, porque los mecanismos de remoción tradicionales²⁷ en la gestión ganadera como la rotativa no los afecta y se dificulta el trabajo con la misma.

Es interesante destacar que la gran influencia que en el modelo tiene el tipo de suelo en las comunidades vegetales y sus transiciones, llegando en algunos casos a disminuir el efecto de la remoción de la vegetación en el lapso de 5 años (escenarios arenisca vs basalto superficial y profundo). Esto da cuenta de la complejidad de las dinámicas, y sugeriría que en el modelo de estados alternativo de los biomas (Pausas & Bond 2020) puede ser útil en algunos casos (ej. sitios con arenisca), pero para dar cuenta de las dinámicas de la vegetación a nivel regional es necesario además de la remoción de la vegetación, incluir otras variables climáticas, edáficas y topográficas. Sin embargo, hay que tener en cuenta que este modelo fue pensado para estimar probabilidades de cambios a 5 años, por lo que los resultados deben ser tomados con precaución.

²⁷ Relacionado a la gestión predial en predios familiares, de cooperativas. No se está teniendo en cuenta el uso de maquinaria más pesada para tala y destocoamiento que se pueden dar situaciones de emprendimientos ganaderos de porte mayor.

Por otro lado, a partir del análisis se podría proponer que hay estados más sensibles a estas variables y otros que son más estables. En este sentido, el arbustal parece ser un estado clave para que el sistema transite hacia diferentes estados finales, y el arbustal con árboles ser un estado muy estable difícil de influir por estas variables una vez establecido. Esto coincide con la problemática de “*arbustización con arbustos y árboles*” observada por aquellas personas que se dedican a la producción ganadera (*e.g.* Garibotto et al. 2017, Cortés-Capano et al. 2020). Por lo tanto, en estos casos, la remoción normal de vegetación podría no ser suficiente para revertir el estado a un estado anterior. Sin embargo, este estado podría tener diferencias por región/zona.

4.2 Sobre la aplicación del modelo

Al fijar cada tipo de suelo y observar los cambios de estado de la vegetación y la sensibilidad a las diferentes variables se observaron diferencias que podrían orientar a la toma de decisiones para mantener los estados deseados.

Un ejemplo es el caso de partir de pastizal en suelo de arenisca y que el objetivo sea mantenerlo. En épocas o sitios con una restricción hídrica más moderada (moderado porcentaje de agua disponible en verano, moderada capacidad de almacenaje de agua en el suelo), podría ser más fácil mantener el pastizal. En condiciones sin restricciones hídricas, como por ejemplo alta capacidad de almacenaje de agua en el suelo o alto porcentaje de agua disponible en verano o cercanía a curso de agua, sería necesaria una alta o moderada remoción de la vegetación para mantener el pastizal ya que podrían establecerse árboles. En cambio, en sitios con mucha restricción hídrica podrían establecerse arbustos, por lo que sería necesario igualmente remoción de la vegetación en esos casos. Por otro lado, entre suelos podemos encontrar diferencias. Por ejemplo, en basalto profundo estas diferencias no serían tan influyentes pero sí la rocosidad, donde sería más probable mantener el pastizal en suelos con baja rocosidad en comparación a suelos con alta rocosidad, o en suelos cercanos a los cursos en comparación a lejanos. En el caso de basalto superficial, existirían una variedad de influencias, por un lado ocurre lo mismo que en basalto profundo, pero además sería más clara la influencia del agua, donde las restricciones hídricas favorecen al arbustal sobre el pastizal.

Otro ejemplo sería si se quisiera favorecer las transiciones hacia vegetación leñosa, en este caso las condiciones serían las opuestas al ejemplo anterior, pero teniendo en cuenta que en basalto profundo y superficial sería muy poco probable que ocurran transiciones a estados de la vegetación con árboles. Sin embargo, los sitios de arenisca serían ideales para las transiciones a arbustal, arbustal con árboles, islas de bosque e inclusive bosque. Esto se facilitaría en épocas o sitios sin restricciones hídricas (*e.g.* cerca de un curso de agua), y baja remoción de la vegetación. Sin embargo, en caso de querer mantener Bosque parque, la remoción de la vegetación si debería ser alta (partiendo de Bosque parque).

4.3 Sobre la construcción del modelo

En cuanto al desarrollo del modelo, la combinación de MET y RCB mostró tener un buen potencial para incorporar el conocimiento de las personas involucradas en la generación del modelo, a la vez que se puede incorporar información disponible, pública y oficial que tiene el potencial de ser aplicable a la toma de decisiones. Este tipo de modelos puede ser muy útil para modelar los cambios de vegetación a largo plazo. Además, tiene la capacidad de modificarse y mejorarse con nueva información que se genere (*e.g.* modelos, datos de campo). Sin embargo, puede presentar dificultades como que el alto tiempo de dedicación de personas que deben ser consultadas, así como mucho tiempo para el análisis de datos. Asimismo, la metodología de Cain (2001) tiene varias ventajas al simplificar, pero presentó algunas limitaciones en cuanto a trabajar con 5 estados finales posibles y siete variables interactuando, quizá otras aproximaciones pueden ser más útiles, pero necesitan de una capacitación y especialización en esos temas. En este sentido, podrían utilizarse entonces otras aproximaciones que permita un cálculo automático de las probabilidades (*e.g.* Mkrtychyan *et al.* 2016, Alkhairy *et al.* 2019). En cuanto a este modelo en particular, un aspecto a mejorar sería la ventana temporal del modelo, en este caso es 5 años, ya que era un tiempo que podía dialogar con la gestión predial y en el que se puede asignar a una variable el efecto. Sin embargo, para la dinámica hasta bosque es necesario considerar lapsos de tiempo mayores, o podría correrse nuevamente el modelo, pero calculando los errores asociados, aunque esto podría tener la dificultad de asignar probabilidades de cambio para lapsos de tiempo mayores (Cain 2001). Otro aspecto a mejorar es estimar el grado de confianza en cada probabilidad, y un punto de retroalimentación del modelo a partir de la evaluación del análisis de sensibilidad por parte de las personas consultadas (Bashari *et al.* 2009, Burgman *et al.* 2011, Martin *et al.* 2012, McBride *et al.* 2012, Hemming *et al.* 2018). Sin embargo, en el marco de este trabajo se consideró que era mucha exigencia para las personas que se involucraron voluntariamente. Esta posibilidad puede ser más factible en proyectos que trabajen sobre un territorio determinado con personas interesadas o involucradas en la gestión del territorio. Por último, sería importante incluir a otras personas interesadas, como productores/as, sociedad civil, etc., que tengan conocimiento del lugar. De hecho, esta metodología parece ser adecuada para equipos interdisciplinarios, y con anclaje en territorio o proyectos concretos. Esto hacer que las personas interesadas se involucren durante todo el proceso y pueda retroalimentarse.

5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Altesor, A., G. Piñeiro, F. Lezama, R. B. Jackson, M. Sarasola, and J. M. Paruelo. 2006. Ecosystem changes associated with grazing in subhumid South American grasslands. *Journal of Vegetation Science* 17:323–332.
- Archer, S. 1994. Woody plant encroachment into southwestern grasslands and savannas: rates, patterns and proximate causes. Pages 13–68 in M. Vavra, W. A. Laycock, and R. D. Pieper, editors. *Ecological implications of livestock herbivory in the West*. Society for Range Management, Colorado, US.

- Baeza, S., and J. M. Paruelo. 2020. Land use/land cover change (2000-2014) in the rio de la plata grasslands: An analysis based on MODIS NDVI time series. *Remote Sensing* 12:1–22.
- Baldi, G., and J. M. Paruelo. 2008. Land-use and land cover dynamics in South American Temperate grasslands. *Ecology and Society* 13.
- Bashari, H., C. Smith, and O. J. H. Bosch. 2009. Developing decision support tools for rangeland management by combining state and transition models and Bayesian belief networks. *Agricultural Systems* 99:23–34.
- BayesFusion, LCC. 2018. GeNIe 2.2 Academic. Version 2.2.2601.0 (32-bit Academic)
- Bernardi, R. E., M. Holmgren, M. Arim, and M. Scheffer. 2016. Why are forests so scarce in subtropical South America? The shaping roles of climate, fire and livestock. *Forest Ecology and Management* 363:212–217.
- BirdLife International. 2018. North "Quebradas" and grasslands <http://datazone.birdlife.org/site/factsheet/23552>
Consultado el 30 de julio de 2021.
- Brazeiro, A., M. Achkar, C. Toranza, and L. Bartesaghi. 2020. Agricultural expansion in uruguayan grasslands and priority areas for vertebrate and woody plant conservation. *Ecology and Society* 25.
- Brazeiro, A., P. Brussa, and C. Toranza. 2018. Efectos del ganado en el ecotono bosque-pastizal en paisajes serranos de Uruguay. *Ecosistemas* 27:14–23.
- Bresciano, D., C. Rodríguez, F. Lezama, and A. Altesor. 2014. Patrones de invasión de los pastizales de Uruguay a escala regional. *Ecología Austral* 24:83–93.
- Brussa, P. 2018. Ecotono Bosque-Pastizal serrano: efectos del gaando en la expansión del bosque. Tesina de grado den la Licenciatura en Ciencias Biológicas, profundización en Ecología. Facultad de Ciencias – Universidad de la República.** Burgman, M., A. Carr, L. Godden, R. Gregory, M. McBride, L. Flander, and L. Maguire. 2011. Redefining expertise and improving ecological judgment. *Conservation Letters* 4:81–87.
- Cain, J. 2001. Planning improvements in natural resources management. Centre for Ecology & Hydrology Crowmarsh, Wallingford, UK.
- Ellis, E. C. 2011. Anthropogenic transformation of the terrestrial biosphere. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences* 369:1010–1035.
- Etchebarne, V., and A. Brazeiro. 2016. Effects of livestock exclusion in forests of Uruguay: Soil condition and tree regeneration. *Forest Ecology and Management* 362.
- Evia G. and E. Gudynas, 2000. *Ecología del Paisaje en Uruguay. Aportes para la conservación de la Diversidad Biológica.* MVOTMA, AECl y Junta de Andalucía, Sevilla.
- Gallego, F., J. M. Paruelo, S. Baeza, and A. Altesor. 2020. Distinct ecosystem types respond differentially to grazing enclosure. *Austral Ecology* 45:548–556.

- Graesser, J., T. M. Aide, H. R. Grau, and N. Ramankutty. 2015. Cropland/pastureland dynamics and the slowdown of deforestation in Latin America. *Environmental Research Letters* 10.
- Guido, A., E. Salengue, and A. Dresseno. 2017. Effect of shrub encroachment on vegetation communities in Brazilian forest-grassland mosaics. *Perspectives in Ecology and Conservation* 15:52–55.
- Hemming, V., M. A. Burgman, A. M. Hanea, M. F. McBride, and B. C. Wintle. 2018. A practical guide to structured expert elicitation using the IDEA protocol. *Methods in Ecology and Evolution* 9:169–180.
- INIA-GRASS. 2020. Porcentaje de Agua Disponible (PAD) en los Suelos por Sección Policial. <http://www.inia.uy/gras/Monitoreo-Ambiental/Balance-H%C3%ADrico/Porcentajea-gua-disponible-por-secci%C3%B3n-policial>
- Instituto Plan Agropecuario. 2011. Pautas para el manejo del campo natural.
- Lezama, F., and J. M. Paruelo. 2016. Disentangling grazing effects: trampling, defoliation and urine deposition. *Applied Vegetation Science* 19:557–566.
- Lisi, C. S., M. Tomazello Fo., P. C. Botosso, F. A. Roig, V. R. B. Maria, L. Ferreira-Fedele, and A. R. A. Voigt. 2008. Tree-ring formation, radial increment periodicity, and phenology of tree species from a seasonal semi-deciduous forest in southeast Brazil. *IAWA Journal* 29:189–207.
- Lucas, C., M. Ceroni, S. Baeza, A. A. Muñoz, and A. Brazeiro. 2016. Sensitivity of subtropical forest and savanna productivity to climate variability in South America, Uruguay. *Journal of Vegetation Science* 28:192–205.
- Marcot, B. G., J. D. Steventon, G. D. Sutherland, and R. K. McCann. 2006. Guidelines for developing and updating Bayesian belief networks applied to ecological modeling and conservation. *Canadian Journal of Forest Research* 36:3063–3074.
- Martin, T. G., M. A. Burgman, F. Fidler, P. M. Kuhnert, S. Low-Choy, M. McBride, and K. Mengersen. 2012. Eliciting Expert Knowledge in Conservation Science. *Conservation Biology* 26:29–38.
- Matthews, K. B., G. Schwarz, K. Buchan, M. Rivington, and D. Miller. 2008. Wither agricultural DSS? *Computers and Electronics in Agriculture* 61:149–159.
- McBride, M. F., S. T. Garnett, J. K. Szabo, A. H. Burbidge, S. H. M. Butchart, L. Christidis, G. Dutson, H. A. Ford, R. H. Loyn, D. M. Watson, and M. A. Burgman. 2012. Structured elicitation of expert judgments for threatened species assessment: A case study on a continental scale using email. *Methods in Ecology and Evolution* 3:906–920.
- Mesa de Ganadería sobre Campo Natural. 2016. Libro curso: Producción animal sostenible en pastoreo sobre campo natural.
- Di Minin, E., A. Soutullo, L. Bartesaghi, M. Rios, M. N. Szephegyi, and A. Moilanen. 2017. Integrating biodiversity, ecosystem services and socio-economic data to identify priority areas and landowners for conservation actions at the national scale. *Biological Conservation* 206:56–64.

- Modernel, P., W. A. H. Rossing, M. Corbeels, S. Dogliotti, V. Picasso, and P. Tittonell. 2016. Land use change and ecosystem service provision in Pampas and Campos grasslands of southern South America. *Environmental Research Letters* 11.
- Molfino, J.H. 2009. Estimación del Agua Potencialmente Disponible en los Grupos CONEAT. Acuerso de Trabajo: MGAP(DINARE) – INIA(GRASS).
- Müller, S. C., G. E. Overbeck, J. Pfadenhauer, and V. D. Pillar. 2012. Woody species patterns at forest-grassland boundaries in southern Brazil. *Flora* 207:586–598.
- Newton, A. C. 2007. *Forest Ecology and Conservation*. Page (W. J. Sutherland, Ed.) *Journal of Chemical Information and Modeling*. First edition. Oxford University Press, New York.
- Oliveira, J. M., and V. D. Pillar. 2004. Vegetation dynamics on mosaics of Campos and Araucaria forest between 1974 and 1999 in Southern Brazil. *Community Ecology* 5:197–202.
- Overbeck, G. E., S. C. Müller, A. Fidelis, J. Pfadenhauer, V. D. Pillar, C. C. Blanco, I. I. Boldrini, R. Both, and E. D. Forneck. 2007. Brazil's neglected biome: The South Brazilian Campos. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 9:101–116.
- Overbeck, G. E., and J. Pfadenhauer. 2007. Adaptive strategies in burned subtropical grassland in southern Brazil. *Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 202:27–49.
- Panario, D., O. Gutiérrez, M. Achkar, L. Bartesaghi and M. Ceroni. 2011. Marco teórico para la clasificación jerárquica de ambientes de Uruguay - Mapa de Ambientes cartografía implementada en un SIG. Informe técnico, Convenio MGAP/PPR – Facultad de Ciencias/Vida Silvestre Uruguay/ Sociedad Zoológica del Uruguay/ CIEDUR.
- Pausas, J. G., and W. J. Bond. 2020. Alternative Biome States in Terrestrial Ecosystems. *Trends in Plant Science*:1–14.
- Pereira M. 2011. Manejo y conservación de las pasturas naturales del basalto. Instituto Plan Agropecuario. 78pp.
- Pereira Machín, M., E. Duarte Esteves, J. Fernández Zanetti, R. C. Aviaga, and M. Ghelfi Caytano. 2019. Módulo de prevención de crisis forrajeras. 166:56–58.
- Rolhauser, A. G., and W. B. Batista. 2014. From pattern to process: estimating expansion rates of a forest tree species in a protected palm savanna. *Landscape Ecology* 29:919–931.
- Roques, K. G., T. G. O'Connor, and A. R. Watkinson. 2001. Dynamics of shrub encroachment in an African savanna: Relative influences of fire, herbivory, rainfall and density dependence. *Journal of Applied Ecology* 38:268–280.
- Rumpff, L., D. H. Duncan, P. A. Vesk, D. A. Keith, and B. A. Wintle. 2011. State-and-transition modelling for Adaptive Management of native woodlands. *Biological Conservation* 144:1224–1236.
- Schinestzck, C. F., S. C. Müller, and V. D. Pillar. 2019. Woody species patterns linked to the process of araucaria forest expansion over native grasslands excluded from management. *Neotropical Biology and Conservation* 14:411–429.

- Silva, L. C. R., M. Anand, J. M. Oliveira, and V. D. Pillar. 2009. Past century changes in *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze water use efficiency and growth in forest and grassland ecosystems of southern Brazil: Implications for forest expansion. *Global Change Biology* 15:2387–2396.
- Song, X. P., M. C. Hansen, S. V. Stehman, P. V. Potapov, A. Tyukavina, E. F. Vermote, and J. R. Townshend. 2018. Global land change from 1982 to 2016. *Nature* 560:639–643.
- Tiscornia, G., M. Jaurena, and W. Baethgen. 2019. Drivers, process, and consequences of native grassland degradation: Insights from a literature review and a survey in Río de la Plata grasslands. *Agronomy* 9:8–12.
- Uusitalo, L. 2007. Advantages and challenges of Bayesian networks in environmental modelling. *Ecological Modelling* 203:312–318.

Anexo 4.1 Criterios para la selección de variables

Variable	Hipótesis genérica	Priorización consulta	Confianza final en la hipótesis específica al evaluar la hipótesis genérica	Inclusión RCB	Justificación	Nombre de la variable en el modelo
Precipitación anual acumulada	La precipitación anual acumulada aumenta la probabilidad de transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque.	2- Variable relevante; 3-Variable de poca relevancia.	Se necesita más información	No	Se necesitaba más información. Además, según las consultas es más importante la combinación precipitación y temperatura y sobretodo en el período seco. Por lo tanto se decide dejar Precipitación en el período seco que de algún modo engloba a esta variable.	-
Precipitación en el período seco*	La precipitación en el período seco aumentan la probabilidad de transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque.	Sugerida	Evidencia de confianza pero...	Si	Engloba varias variables y sugerencias de la consulta, y está apoyada por evidencia de confianza.	Porcentaje de Agua Disponible en los suelos para verano
Variabilidad climática o evolución del clima*	La variabilidad climática y la evolución del clima (años niño mucha pluviosidad y más temperatura, cambios en las	Sugerida	Evidencia de confianza pero...	No	Se consideró que no es pertinente para el alcance temporal del modelo (5 años).	-

	tendencias de precipitaciones y temperaturas debido al cambio climático) aumentan la probabilidad de las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque.					
Déficit hídrico prolongado*	Períodos prolongados de déficit hídrico (combinación de temperatura y precipitación) aumentan la probabilidad de transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque.	Sugerida	Se necesita más información	No	Es una variable para la cual se necesita más información para incorporarla. Se considera que el déficit hídrico se abarca con Precipitación en el período seco.	-
Temperatura	Las temperaturas más altas aumenta la probabilidad de transiciones de	Sugerida	Se necesita más información	No	Se necesitaba más información. Además, según las consultas es más importante la combinación precipitación y temperatura y sobretodo en el período seco. Por lo tanto se decide dejar Precipitación en el período seco que de algún modo engloba a	-

	comunidades vegetales abiertas a bosque.				esta variable.	
Presión ganadera (Relación UG/Dotación óptima)	Las cargas ganaderas altas disminuyen la probabilidad de transición de comunidades vegetales abiertas a bosque.	Si 1- Variable de extrema relevancia; 2- Variable relevante	Evidencia de confianza pero...	Si	Priorizada y hay evidencia de confianza que la sustenta. Se combina con Relación lanar/vacuno para obtener Remoción por pastoreo.	Relación UG/Dotación óptima
Relación lanar/vacuno	La mayor carga de ovinos en relación a vacunos disminuye la probabilidad de las transiciones a arbustos o árboles.	Si 1- Variable de extrema relevancia; 2- Variable relevante	Evidencia de confianza pero...	Si	Priorizada y hay evidencia de confianza que la sustenta. Priorizada y hay evidencia de confianza que la sustenta. Se combina con Relación UG/Dotación óptima para obtener Remoción por pastoreo.	Relación lanar/ vacuno
Sistema de pastoreo	El sistema de pastoreo influye en la probabilidad de transición de comunidades vegetales abiertas a bosque.	3-Variable de poca relevancia	No se encontró evidencia.	No	No fue priorizada. No se encontró evidencia.	-
Tamaño de la unidad de manejo*	Cuanto mayor la unidad de manejo es más probable que	Sugerida	No se encontró evidencia.	No	Sugerida. No se encontró evidencia que la sustente como para operativizar esta variable en el modelo.	-

	ocurran todas o algunas de las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque.					
Época en que se aplica chirquera o fuego	La época en que se aplica la chirquera o fuego modifica la probabilidad de transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque.	3-Variable de poca relevancia; 4- Variable neutra.	No se encontró evidencia.	No	No fue priorizada. No se encontró evidencia.	-
Frecuencia del fuego	La mayor frecuencia del fuego disminuye la probabilidad de comunidades vegetales abiertas a bosque.	1- Variable de extrema relevancia; 2- Variable relevante	Evidencia de confianza pero...	Si	Priorizada y hay evidencia de confianza que la sustenta. Se encuentra englobada en la variable Otra remoción. Otra remoción se combina con Remoción por pastoreo para obtener Remoción de la vegetación.	Otra remoción
Intensidad del fuego	La mayor intensidad del fuego disminuye la probabilidad de las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque.	No 2- Variable relevante ; 3-Variable de poca relevancia	Evidencia de confianza pero...	No	No priorizada. Hay evidencia de confianza que la sustenta pero no se encontró evidencia que la sustente como para operativizar esta variable en el modelo.	-

Frecuencia de la chirquera	La mayor frecuencia de la chirquera disminuye la probabilidad de transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque.	2- Variable relevante ; 3-Variable de poca relevancia	Evidencia de confianza pero...	Si	No priorizada, sin embargo hay evidencia de confianza que la sustenta y es posible operativizarla en el modelo. Cuando no fue priorizada en general las personas consultadas dijeron que porque no todos los productores o productoras tienen acceso a utilizar una en su predio, pero si tuvieran si sería importante el efecto de la chirquera.	Otra remoción
Alcance de la chirquera	El mayor alcance de la chirquera disminuye la probabilidad de las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque.	No 3-Variable de poca relevancia	No se encontró evidencia.	No	No fue priorizada. No se encontró evidencia.	-
Remoción vegetación	La remoción de la vegetación afecta negativamente la probabilidad de las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque.	2- Variable relevante ; 3-Variable de poca relevancia	Evidencia de confianza pero...	Si	Priorizada y hay evidencia de confianza que la sustenta. Se transformó en una variable que engloba la presión por pastoreo y por remoción por fuego y chirquera.	Remoción de la vegetación.

Topografía	La topografía, como zonas de quebrada, dificulta la accesibilidad a sitios por el ganado, chirquera o fuego aumenta la probabilidad de las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque.	2- Variable relevante; 3-Variable de poca relevancia.	Evidencia de confianza pero...	Si	No priorizada, sin embargo hay evidencia de confianza que la sustenta y es posible operativizarla en el modelo. Se combina con Exposición de la pendiente para obtener la variable Posición en el paisaje.	Relieve
Topografía	Las pendientes con orientación Sur aumentan la probabilidad de las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque.	Si. 2- Variable relevante; 3-Variable de poca relevancia.	Evidencia de confianza pero...	Si	No priorizada, sin embargo hay evidencia de confianza que la sustenta y es posible operativizarla en el modelo. Se combina con Relieve para obtener la variable Posición en el paisaje.	Exposición de la pendiente.
Profundidad del suelo	La probabilidad de las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque aumenta con la profundidad del suelo.	2- Variable relevante.	Se necesita más información	No	Priorizada, aunque la evidencia no fue de confianza. Se encuentra en parte englobada en Tipo de suelo por lo que no se incluyó para simplificar el modelo.	

Roccosidad*	Suelos con rocosidad media tienen mayor probabilidad de transición de comunidades vegetales abiertas a bosque.	Sugerida.	Evidencia de confianza pero...	Si	Sugerida. Hay evidencia de confianza que la sustenta.	Roccosidad
Tipo de suelo*	La probabilidad de que ocurran las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque va en orden ascendente entre basalto superficial, basalto profundo y arenisca.	Sugerida.	Se necesita más información	Si	En varios casos se habló de la importancia del sustrato en las dinámicas de las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque, por lo que se decidió incluirla.	Tipo de suelo
Disponibilidad de agua en el perfil del suelo*	La disponibilidad de agua sub-superficial favorece las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque.	Sugerida	Se necesita más información	Si	En varios casos se nombró a la limitante agua, por lo que se consideró pertinente incluirla como complemento a la disponibilidad de agua por clima.	Capacidad de almacenaje de agua de suelos
Distancia al agua	La cercanía a los curso favorece las	Sugerida	Evidencia de confianza pero...	Si	Sugerida. Hay evidencia de confianza que la sustenta	Distancia al curso de agua

	transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque.					
Distancia a fuente de propágulos	La cercanía de propágulos de especies leñosas de bosque favorece las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque.	Sugerida	Evidencia de confianza pero...	No	Sugerida. Hay evidencia de confianza que la sustenta. Sin embargo, se consideró que en la zona no era pertinente dado que hay muchas fuentes de propágulos en los predios.	-
Extracción para leña	La presión por extracción de leña disminuye la probabilidad de las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque.	Sugerida	Evidencia de confianza pero...	No	Sugerida. Hay evidencia de confianza que la sustenta. Pero el modelo está centrado en intervenciones para pastoreo y no abarca extracción o tala de monte.	-
Inaccesibilidad	La inaccesibilidad aumenta la probabilidad de las transiciones de comunidades vegetales abiertas a bosque.	Sugerida	Evidencia de confianza pero...	No	Sugerida. Hay evidencia de confianza que la sustenta, pero es difícil operativizarla y consideró que no era relevante para los objetivos del modelo (gestión predial a 5 años).	-

Anexo 4.2 Consulta

Consulta sobre las probabilidades de cambios de estados para las transiciones de pastizal a bosque en la zona de Quebradas del Norte

Estudiante de Doctorado en Ciencias Biológicas: MSc. Verónica Etchebarne

Director de Tesis: Dr. Álvaro Soutullo

Co-Director de Tesis: Dr. Ing. Agr. Oscar Blumetto

En coordinación con: MSc. Ing. Agr. Gustavo Garibotto

TABLA DE CONTENIDOS

OBJETIVOS	389
Objetivo general	389
Objetivos particulares	389
<i>Alcance</i>	<i>389</i>
Estados y transiciones	390
<i>Transiciones</i>	<i>390</i>
<i>Variables</i>	<i>390</i>
Cuestionario: probabilidades para los cambios de estado	393
<i>Explicación del cuestionario</i>	<i>393</i>
Bibliografía	399

OBJETIVOS

Objetivo general

Consultarles el las probabilidades de que ocurran algunas transiciones de pastizal a bosque de la zona de Quebradas del Norte según una combinación de variables y valores.

Objetivos particulares

Recoger sus aportes, perspectivas y experiencia sobre las dinámicas de transiciones de pastizal a bosque, orientado generar insumos para la toma de decisiones para la gestión.

Alcance

Esto se centrará en las dinámicas de transiciones de pastizal a bosque de la zona de Laureles Cañas en Tacuarembó (Fig. 1).

Las probabilidades de que ocurran los cambios, serán centradas en tiempos de 5 años.

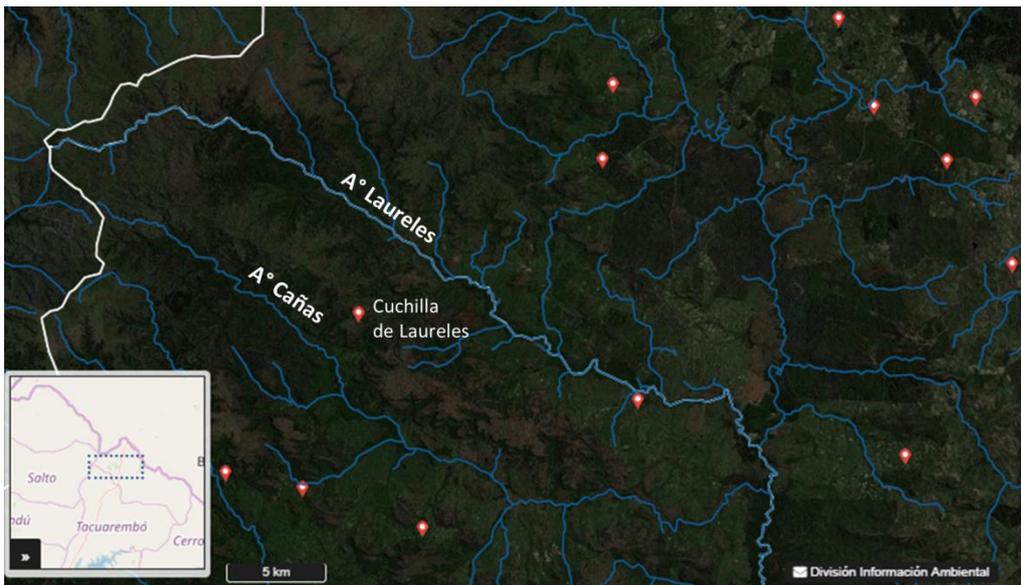


Figura 1. Zona de Laureles Cañas en Tacuarembó.

Estados y transiciones

Dado que el objetivo del trabajo es describir y profundizar en el conocimiento sobre las transiciones de pastizal a bosque, decidimos considerar como estados a aquellas formaciones de vegetación que a grandes rasgos se pueden distinguir en estas transiciones. Los estados y comunidades dominantes para la zona son: pastizal, arbustal, arbustal con árboles, bosque Parque, islas de Bosque y bosque continuo. Cada estado se diferencia en los rangos de cobertura de estrato herbáceo, arbustivo y arbóreo (Tabla 1). Esta clasificación se realizó en base a la bibliografía y consultas.

Tabla 1. Estados identificados para la zona de estudio.

Estado	Cobertura en porcentaje (%)		
	Herbáceas	Arbustos	Árboles
Pastizal	Mayor a 60	Menor a 25	Menor a 10
Arbustal	Mayor a 25	Mayor a 25	Menor a 10
Arbustal con árboles	-	Mayor a 25	10 a 25 de cobertura total, árboles aislados
Parque	Mayor a 60	Menor a 25	Entre 10 y 25 cobertura, árboles dispersos
Islas de bosque	-	-	Entre 25 y 50 de cobertura de árboles, árboles en manchones menores 0.25ha, con cobertura de copas mayor al 50%
Bosque	-	-	Mayor a 50% de cobertura de árboles, árboles dispuestos de forma continua (cobertura de copas mayor al 50%)

Transiciones

Las transiciones propuestas son las siguientes (Fig. 2):

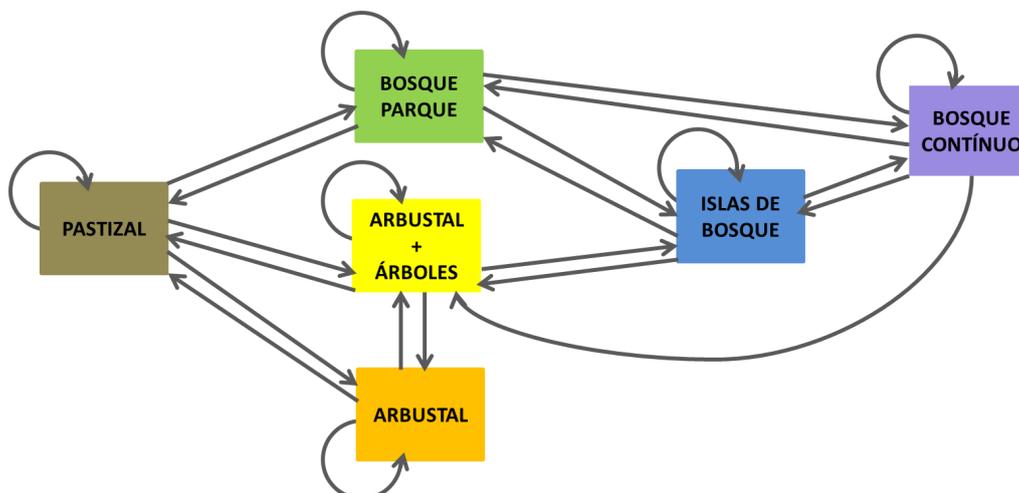


Figura 2. Transiciones posibles entre estados para la zona. Las flechas curvas se refieren a la vegetación que puede mantenerse en ese estado.

Variables

Las variables presentadas son el resultado de la revisión de bibliografía y consulta a expertos. Se ordenan en tres niveles, las de nivel 3 se combinan para formar las de nivel 2, y las de nivel 2 para formar las de nivel 1 (columnas de la Tabla 2, colores de la Fig. 3). Las variables de nivel 1

son aquellas que repercuten directamente en las transiciones entre estados (Tabla 2 y 3, Fig. 3).

Tabla 2. Variables utilizadas en el modelo y sus niveles.

Variable nivel 1	Variable nivel 2	Variable nivel 3
Porcentaje de Agua Disponible en los Suelos para verano		
Capacidad de almacenaje de agua de suelos		
Región/zona		
Posición en el paisaje	Relieve	
	Exposición de la pendiente	
Rocosisdad		
Distancia al curso de agua		
Remoción total de la vegetación	Otra remoción	
	Remoción por pastoreo	Relación UG/Dotación optima
		Relación lanar/vacuno

Tabla 3. Valores para las variables nivel 1

Variables	Valor 1	Valor 2	Valor
Porcentaje de Agua Disponible en los Suelos para verano (%)	Baja (menor a 40)	Moderada (entre 40 y 80)	Sin restricciones (mayor a 80)
Capacidad de almacenaje de agua de suelos (mm)	Baja (menor a 50)	Moderada (entre 51 y 120)	Alta (mayor a 121)
Región/zona	Arenisca	Basalto profundo	Basalto superficial
Posición en el paisaje	Favorable	Neutra	Desfavorable
Rocosisdad (%)	Nula-baja (menor a 2)	Media (entre 2 y 25)	Alta (mayor a 25)
Distancia al curso de agua (m)	Entre 0 y 50	Entre 50 y 150	Mayor a 150
Remoción total de la vegetación	Poca	Moderada	Mucha

La variable posición en el paisaje depende de otras dos variables (pendiente y relieve) y la de remoción de la vegetación depende de las variables Otra remoción (e.g. fuego, chirquera, control selectivo y posicional, rastra de cadenas) y Remoción por pastoreo (dependiente de las variables asociadas a la carga ganadera y a la relación lanar/vacuno). Por una descripción detallada de las variables ver el **Anexo I**.

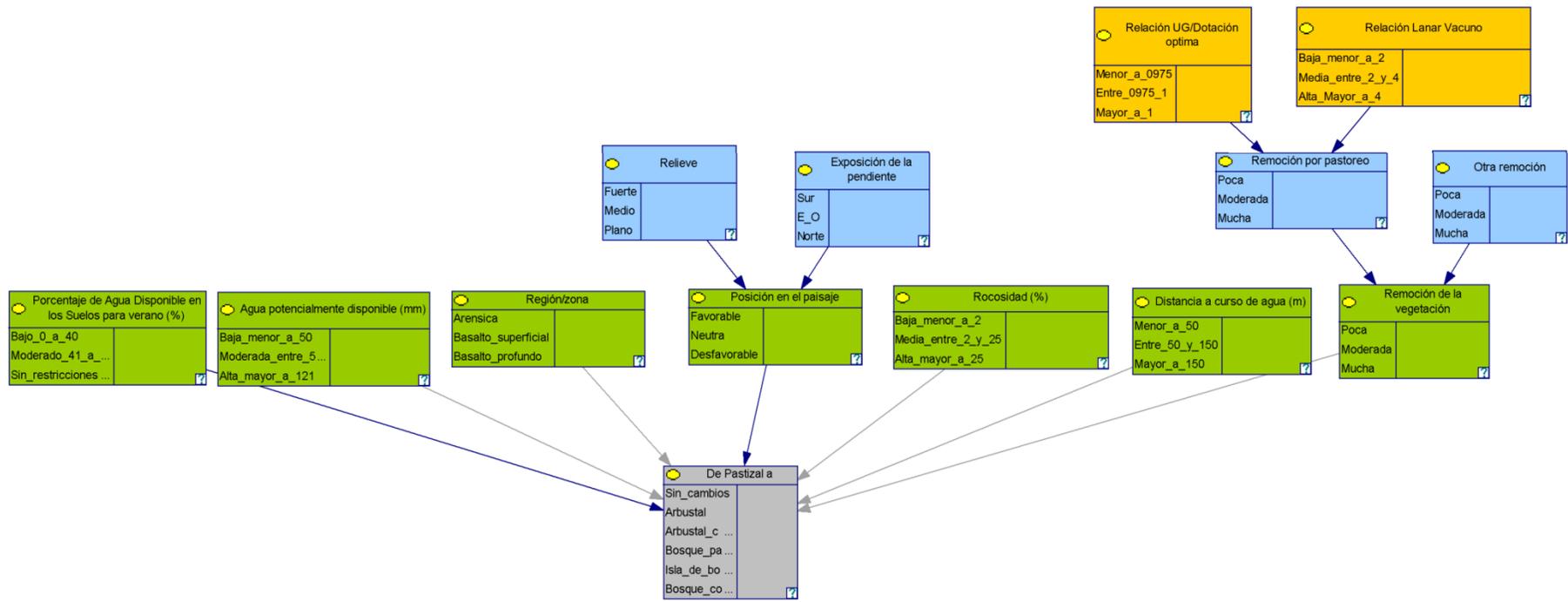


Figura 3. Ejemplo de variables y su interacción para el pasaje de pastizal a otro estado. Los colores se corresponden con los niveles de las variables: nivel 3 – anaranjado; nivel 2 – celeste; nivel 1 – verde. Las transiciones posibles partiendo de pastizal se indican en el recuadro gris.

Cuestionario: probabilidades para los cambios de estado

Explicación del cuestionario

Este cuestionario se basa en que complete tablas de probabilidad condicionada. Estas tablas contribuyen a calcular la probabilidad de que un estado de la vegetación pase a otro dada cierta combinación de variables que afectan las transiciones.

EJEMPLO

Se brinda un ejemplo que no tiene que ver con las transiciones de pastizal a bosque: el estado del cauce de un río extraído de Cain 2001. En este ejemplo se considera que:

- el cauce de un río puede estar en tres estados: Bueno, Aceptable o Malo.
- las variables que se asume que más influyen en el estado del cauce son: la cobertura del bosque y la lluvia.
- tanto la cobertura de bosque como la lluvia solo presentan dos estados: buena o mala.
- la probabilidad de que el cauce del río este en el estado Bueno, Aceptable o Malo, depende de la combinación de los estados de la cobertura de bosque y lluvia.
- Cada fila de la tabla indica una combinación de valores variables que pueden influir el estado del cauce del río.

Si la consulta fuera por el cauce del río, usted tendría una tabla con diferentes combinaciones de valores para las variables que influyen en su estado y las casillas con la probabilidad de que el estado final sea uno u otro vacías.

		Cauce del río		
Cobertura de bosque	Lluvia	Bueno	Aceptable	Malo
Buena	Buena			
Buena	Mala			
Mala	Buena			
Mala	Mala			

La idea es que usted asigne una probabilidad a cada estado por combinación de factores (por fila). La suma de probabilidades de cada fila debe sumar 1. La tabla siguiente es un ejemplo de cómo se podría completar la tabla sobre el estado del cauce del río.

		Cauce del río		
Cobertura de bosque	Lluvia	Bueno	Aceptable	Malo
Buena	Buena	0.60	0.40	0.00
Buena	Mala	0.00	0.10	0.90
Mala	Buena	0.40	0.60	0.00
Mala	Mala	0.00	0.00	1.00

Consulta sobre las probabilidades

En las siguientes tablas le pedimos que complete cada casilla con una probabilidad del 0 a 1 en un período de 5 años. Les sugerimos que las probabilidades sean con dos decimales, por ejemplo, 0.15, 0.60, 1.00.

En verde se indica el **estado inicial**, que puede ser pastizal, arbustal, arbustal con árboles.

Según el estado inicial, el **estado final** puede ser: mantenerse en ese estado o cambiar. Por ejemplo: pastizal a que se mantiene en pastizal, pastizal a arbustal o pastizal a arbustal con árboles.

Cada **fila** de la tabla indica una **combinación de valores variables que pueden influir en el cambio de estado**. Las variables fueron tomadas de la bibliografía internacional y local, y sus valores adaptados a los rangos esperables para la zona o Uruguay.

Les consultamos las siguientes tablas, cada una asociada a un estado inicial diferente.

Tabla 1. Completar cada fila con la probabilidad que usted considera que existe de que el pastizal se transforme en otro estado según la combinación de valores para las variables de esa fila.

							Estado inicial Pastizal
							Estado final:
Porcentaje de Agua Disponible en los Suelos para verano (%)	Capacidad de almacenaje de agua de suelos (mm)	Región/zona	Posición paisaje	Rociedad (%)	Distancia al curso de agua (m)	Remoción total de la vegetación	Pastizal Arbustal Arbustal con árboles Bosque parque Islas de bosque Bosque
Sin restricciones (80 a 100)	Alta (mayor a 121)	Arenisca	Favorable	Media	0 a 50	Baja	
Baja (menor a 40)	Baja (menor a 50)	Basalto superficial	Desfavorable	Alta	Mayor a 150	Alta	
Baja (menor a 40)	Alta (mayor a 121)	Arenisca	Favorable	Media	0 a 50	Baja	
Sin restricciones (80 a 100)	Baja (menor a 50)	Arenisca	Favorable	Media	0 a 50	Baja	
Sin restricciones (80 a 100)	Alta (mayor a 121)	Basalto superficial	Favorable	Media	0 a 50	Baja	
Sin restricciones (80 a 100)	Alta (mayor a 121)	Arenisca	Desfavorable	Media	0 a 50	Baja	
Sin restricciones (80 a 100)	Alta (mayor a 121)	Arenisca	Favorable	Alta	0 a 50	Baja	
Sin restricciones (80 a 100)	Alta (mayor a 121)	Arenisca	Favorable	Media	Mayor a 150	Baja	
Sin restricciones (80 a 100)	Alta (mayor a 121)	Arenisca	Favorable	Media	0 a 50	Alta	
Moderada (entre 41 y 80)	Alta (mayor a 121)	Arenisca	Favorable	Media	0 a 50	Baja	
Sin restricciones (80 a 100)	Moderada (entre 51 y 120)	Arenisca	Favorable	Media	0 a 50	Baja	
Sin restricciones (80 a 100)	Alta (mayor a 121)	Basalto profundo	Favorable	Media	0 a 50	Baja	
Sin restricciones (80 a 100)	Alta (mayor a 121)	Arenisca	Neutra	Media	0 a 50	Baja	
Sin restricciones (80 a 100)	Alta (mayor a 121)	Arenisca	Favorable	Baja	0 a 50	Baja	
Sin restricciones (80 a 100)	Alta (mayor a 121)	Arenisca	Favorable	Media	Entre 50 y 150	Baja	
Sin restricciones (80 a 100)	Alta (mayor a 121)	Arenisca	Favorable	Media	0 a 50	Moderada	

Tabla 2. Completar cada fila con la probabilidad que usted considera que existe de que el arbustal se transforme en otro estado según la combinación de valores para las variables de esa fila.

							Estado inicial Arbustal
							Estado final:
Porcentaje de Agua Disponible en los Suelos para verano (%)	Capacidad de almacenaje de agua de suelos (mm)	Región/zona	Posición paisaje	Rociedad (%)	Distancia al curso de agua (m)	Remoción total de la vegetación	Pastizal Arbustal Arbustal con árboles Bosque parque Islas de bosque Bosque
Sin restricciones (80 a 100)	Alta (mayor a 121)	Arenisca	Favorable	Media	0 a 50	Baja	
Baja (menor a 40)	Baja (menor a 50)	Basalto superficial	Desfavorable	Alta	Mayor a 150	Alta	
Baja (menor a 40)	Alta (mayor a 121)	Arenisca	Favorable	Media	0 a 50	Baja	
Sin restricciones (80 a 100)	Baja (menor a 50)	Arenisca	Favorable	Media	0 a 50	Baja	
Sin restricciones (80 a 100)	Alta (mayor a 121)	Basalto superficial	Favorable	Media	0 a 50	Baja	
Sin restricciones (80 a 100)	Alta (mayor a 121)	Arenisca	Desfavorable	Media	0 a 50	Baja	
Sin restricciones (80 a 100)	Alta (mayor a 121)	Arenisca	Favorable	Alta	0 a 50	Baja	
Sin restricciones (80 a 100)	Alta (mayor a 121)	Arenisca	Favorable	Media	Mayor a 150	Baja	
Sin restricciones (80 a 100)	Alta (mayor a 121)	Arenisca	Favorable	Media	0 a 50	Alta	
Moderada (entre 41 y 80)	Alta (mayor a 121)	Arenisca	Favorable	Media	0 a 50	Baja	
Sin restricciones (80 a 100)	Moderada (entre 51 y 120)	Arenisca	Favorable	Media	0 a 50	Baja	
Sin restricciones (80 a 100)	Alta (mayor a 121)	Basalto profundo	Favorable	Media	0 a 50	Baja	
Sin restricciones (80 a 100)	Alta (mayor a 121)	Arenisca	Neutra	Media	0 a 50	Baja	
Sin restricciones (80 a 100)	Alta (mayor a 121)	Arenisca	Favorable	Baja	0 a 50	Baja	
Sin restricciones (80 a 100)	Alta (mayor a 121)	Arenisca	Favorable	Media	Entre 50 y 150	Baja	
Sin restricciones (80 a 100)	Alta (mayor a 121)	Arenisca	Favorable	Media	0 a 50	Moderada	

Tabla 3. Completar cada fila con la probabilidad que usted considera que existe de que el arbustal con árboles se transforme en otro estado según la combinación de valores para las variables de esa fila.

							Estado inicial Arbustal con árboles
							Estado final:
Porcentaje de Agua Disponible en los Suelos para verano (%)	Capacidad de almacenaje de agua de suelos (mm)	Región/zona	Posición paisaje	Rocosisdad (%)	Distancia al curso de agua (m)	Remoción total de la vegetación	Pastizal Arbustal Arbustal con árboles Bosque parque Islas de bosque Bosque
Sin restricciones (80 a 100)	Alta (mayor a 121)	Arenisca	Favorable	Media	0 a 50	Baja	
Baja (menor a 40)	Baja (menor a 50)	Basalto superficial	Desfavorable	Alta	Mayor a 150	Alta	
Baja (menor a 40)	Alta (mayor a 121)	Arenisca	Favorable	Media	0 a 50	Baja	
Sin restricciones (80 a 100)	Baja (menor a 50)	Arenisca	Favorable	Media	0 a 50	Baja	
Sin restricciones (80 a 100)	Alta (mayor a 121)	Basalto superficial	Favorable	Media	0 a 50	Baja	
Sin restricciones (80 a 100)	Alta (mayor a 121)	Arenisca	Desfavorable	Media	0 a 50	Baja	
Sin restricciones (80 a 100)	Alta (mayor a 121)	Arenisca	Favorable	Alta	0 a 50	Baja	
Sin restricciones (80 a 100)	Alta (mayor a 121)	Arenisca	Favorable	Media	Mayor a 150	Baja	
Sin restricciones (80 a 100)	Alta (mayor a 121)	Arenisca	Favorable	Media	0 a 50	Alta	
Moderada (entre 41 y 80)	Alta (mayor a 121)	Arenisca	Favorable	Media	0 a 50	Baja	
Sin restricciones (80 a 100)	Moderada (entre 51 y 120)	Arenisca	Favorable	Media	0 a 50	Baja	
Sin restricciones (80 a 100)	Alta (mayor a 121)	Basalto profundo	Favorable	Media	0 a 50	Baja	
Sin restricciones (80 a 100)	Alta (mayor a 121)	Arenisca	Neutra	Media	0 a 50	Baja	
Sin restricciones (80 a 100)	Alta (mayor a 121)	Arenisca	Favorable	Baja	0 a 50	Baja	
Sin restricciones (80 a 100)	Alta (mayor a 121)	Arenisca	Favorable	Media	Entre 50 y 150	Baja	
Sin restricciones (80 a 100)	Alta (mayor a 121)	Arenisca	Favorable	Media	0 a 50	Moderada	

Tabla 4. Completar cada fila con la probabilidad que usted considera que existe de que el arbustal con árboles se transforme en otro estado según la combinación de valores para las variables de esa fila.

							Estado inicial Bosque parque
							Estado final:
Porcentaje de Agua Disponible en los Suelos para verano (%)	Capacidad de almacenaje de agua de suelos (mm)	Región/zona	Posición paisaje	Rocosisdad (%)	Distancia al curso de agua (m)	Remoción total de la vegetación	Pastizal Arbustal Arbustal con árboles Bosque parque Islas de bosque Bosque
Sin restricciones (80 a 100)	Alta (mayor a 121)	Arenisca	Favorable	Media	0 a 50	Baja	
Baja (menor a 40)	Baja (menor a 50)	Basalto superficial	Desfavorable	Alta	Mayor a 150	Alta	
Baja (menor a 40)	Alta (mayor a 121)	Arenisca	Favorable	Media	0 a 50	Baja	
Sin restricciones (80 a 100)	Baja (menor a 50)	Arenisca	Favorable	Media	0 a 50	Baja	
Sin restricciones (80 a 100)	Alta (mayor a 121)	Basalto superficial	Favorable	Media	0 a 50	Baja	
Sin restricciones (80 a 100)	Alta (mayor a 121)	Arenisca	Desfavorable	Media	0 a 50	Baja	
Sin restricciones (80 a 100)	Alta (mayor a 121)	Arenisca	Favorable	Alta	0 a 50	Baja	
Sin restricciones (80 a 100)	Alta (mayor a 121)	Arenisca	Favorable	Media	Mayor a 150	Baja	
Sin restricciones (80 a 100)	Alta (mayor a 121)	Arenisca	Favorable	Media	0 a 50	Alta	
Moderada (entre 41 y 80)	Alta (mayor a 121)	Arenisca	Favorable	Media	0 a 50	Baja	
Sin restricciones (80 a 100)	Moderada (entre 51 y 120)	Arenisca	Favorable	Media	0 a 50	Baja	
Sin restricciones (80 a 100)	Alta (mayor a 121)	Basalto profundo	Favorable	Media	0 a 50	Baja	
Sin restricciones (80 a 100)	Alta (mayor a 121)	Arenisca	Neutra	Media	0 a 50	Baja	
Sin restricciones (80 a 100)	Alta (mayor a 121)	Arenisca	Favorable	Baja	0 a 50	Baja	
Sin restricciones (80 a 100)	Alta (mayor a 121)	Arenisca	Favorable	Media	Entre 50 y 150	Baja	
Sin restricciones (80 a 100)	Alta (mayor a 121)	Arenisca	Favorable	Media	0 a 50	Moderada	

Bibliografía

- Cain J. 2001. Planning improvements in natural resources management. Guidelines for using Bayesian networks to support the planning and management of development programmes in the water sector and beyond. Centre for Ecology & Hydrology, Crowmarsh Gifford, Wallingford, Oxon, OX10 8BB, UK.

Anexo 4.3 Ajustes realizados-EXCEL

Anexo 4.4 Descripción de las variables

Anexo desarrollo de variables

Porcentaje de Agua Disponible en los Suelos para verano	403
Capacidad de almacenaje de agua de suelos	404
Tipo de suelo.....	404
Posición en el paisaje	405
Relieve	405
Exposición de la pendiente	406
Rocosisdad	406
Distancia al curso de agua.....	407
Remoción total de la vegetación	407
Otra remoción.....	408
Remoción por pastoreo.....	408
Relación UG/Dotación optima	409
Relación lanar/vacuno	410

Porcentaje de Agua Disponible en los Suelos para verano

En el caso de este trabajo, a partir de los comentarios de la consulta del capítulo 3 surgió que era importante entender el agua disponible para la vegetación en época seca o su variabilidad (precipitación distribuida uniformemente o en pocos eventos extremos). Se optó entonces por utilizar el Porcentaje de Agua Disponible en los Suelos (PAD) para verano (Diciembre, Enero, Febrero) dado que se consideró una buena opción para abarcar los comentarios recibidos. Se utilizó durante los meses de verano porque se consideró que puede ser la época con mayor temperatura y cuando puede haber más restricciones hídricas.

Esta variable está basada en la estimación del PAD²⁸ por Sección Policial (versión año 1998) de la Unidad GRAS del INIA (INIA GRASS 2020). Esta estimación la realizan partir de los datos de salida del Modelo de Balance Hídrico para los Suelos del Uruguay (BHSU) (también de esa Unidad)). Estiman el PAD para cada Seccional Policial “ponderando los datos de salida del Modelo BHSU, los cuales se encuentran en formato de grilla con tamaño de celda de 30 x 30 km aproximado”. El cálculo se hace dividiendo al mes en tres.

La seccional policial que compete a este trabajo es la 12 de Tacuarembó.

Se propone agrupar las cinco categorías propuestas por INIA en 3 (Tabla 1):

Tabla 1. Valores para la variable Porcentaje de agua disponible en los suelos para verano.

Variable:	Porcentaje de Agua Disponible en los Suelos para verano		
Valores:	Bajo	Moderado	Sin restricciones
Equivalencia en PAD (%):	0 a 40	41 a 80	80 a 100

La traducción a variable sería de tres a 5 años, porcentaje de veranos con rangos de agua disponible en cierta categoría. Para utilizarla se propone calcularla como la moda, o sea, el rango que tuvo más frecuencia teniendo en cuenta todos los datos disponibles para el verano.

²⁸ Aclaración de la Unidad INIA GRASS: “Esta estimación debe considerarse sólo con fines orientativos. En caso de requerirse estimaciones más precisas, se deberá utilizar metodología adecuada a tales fines.”

Capacidad de almacenaje de agua de suelos

Variable de nivel 1.

Esta variable se basó en capacidad de almacenaje de agua de suelos representativos de la cartografía CONEAT a nivel Nacional calculada por Molfino (2009). El valor se obtiene a través del Agua Potencialmente Disponible Neta para cada grupo Coneat. Según lo que exponen los autores, se debe usar como algo orientativo, y a escala predial sería necesario hacer estudio de campo de los perfiles de suelo para capturar la riqueza de los mismos y así calcular los valores reales la capacidad de almacenaje de agua en suelos.

Con el objetivo de simplificar el modelo, se agrupan las categorías propuestas por Molfino (2009) en tres: Baja, Moderada y Alta (Tabla 2 y 3)

Tabla 2. Categorías propuestas en base a Molfino(2009).

Categoría utilizada	Categoría Molfino (2009)	
Baja	Muy baja	Menor a 30mm
	Baja	Entre 31 y 50mm
Moderada	Media	Entre 51 y 70mm
	Moderadamente Alta	Entre 71 y 120mm
Alta	Alta	Ente 121 y 160mm
	Muy alta	Mayor a 161mm

Tabla 3. Valores para la variable Capacidad de almacenaje de agua de suelos.

Variable:	Capacidad de almacenaje de agua de suelos		
Valores:	Baja	Moderada	Alta
Equivalencia en agua potencialmente disponible neta (mm)	Menora 50	Entre 51 y 120	Mayor a 121

Tipo de suelo

El tipo de suelo se consideró según la roca madre y profundidad es Arenscas, Basalto profundo o Basalto superficial.

Variable de nivel 1.

Tabla 4. Valores para la variable Tipo de suelo.

Variable:	Tipo de suelo		
Valores:	Arenscas	Basalto Profundo	Basalto superficial

Posición en el paisaje

Variable de nivel 1.

cccCombina el efecto de dos variables de nivel 2:

- Relieve
- Exposición de la pendiente.

Los valores de esta variable reflejaron si era favorable que se desarrollara la vegetación leñosa o no (Tabla 5), y se obtiene de la combinación de las variables Relieve y Exposición de la pendiente (Tabla 6).

Tabla 5. Valores para la variable Posición en el paisaje.

Variable:	Posición en el paisaje		
Valores:	Favorable	Neutra	Desfavorable

Tabla 6. Categorías de Posición en el paisaje obtenida a partir de la combinación de variables Relieve y Exposición del pastoreo.

Exposición de la pendiente	Relieve		
	Fuerte	Medio	Plano
Sur	Favorable	Favorable	Neutra
Este-Noreste-Plana	Favorable	Neutra	Neutra
Norte	Neutra	Desfavorable	Neutra

En este caso se entendió que la pendiente con orientación podría tener más humedad que favorecería el desarrollo de la vegetación leñosa. Sin embargo, una de las personas consultadas comentó que quizá en Quebrada como en laureles, se invierte ya que la luz pasaría a ser el factor limitante y en ese sentido la exposición norte podría recibir más exposición que la sur.

Relieve

Variable de nivel 2.

Se utilizaron como base algunos de los distritos propuestos en Panario et al. 2011. En este caso se dividió el relieve en tres categorías, uniendo algunas de las categorías de Panario et al. 2011 (Tablas 7 y 8).

Tabla 7. Distritos para Uruguay según Panario et al. 2011.

Tipología de distrito	Pendiente
Serrano	$\geq 34\%$ y $< 66\%$
Ondulado fuerte	$\geq 18\%$ y $< 34\%$
Ondulado suave	$\geq 10\%$ y $< 18\%$
Plano ondulado fuerte	$\geq 6\%$ y $< 10\%$
Plano ondulado suave	$\geq 2\%$ y $< 6\%$
Plano inclinado	$\geq 0.2\%$ y $< 2\%$
Plano	$\geq 0.01\%$ y $< 0.01\%$

Tabla 8. Valores para la variable Relieve.

Variable:	Relieve		
Valores:	Fuerte	Medio	Plano
Equivalencia con Panario (%):	Serrano u Ondulado fuerte ($\geq 18\%$ y $< 66\%$)	Ondulado suave - plano ondulado ($\geq 2\%$ y $< 18\%$)	Plano-plano inclinado ($\geq 0.01\%$ y $< 2\%$)

Exposición de la pendiente

Variable de nivel 2.

La pendiente, dada por los efectos de la insolación (horas de luz, humedad, *e.g.* ladera Sur tiene más bosque) puede determinar la vegetación que se desarrolla (capítulo 3, Scholes & Walker 1993, Pillar & de Quadros 1997, Müller et al. 2012). La misma toma tres valores (Tabla 18).

Tabla 9. Valores para la variable Exposición de la pendiente.

Variable:	Exposición de la pendiente		
Valores:	Sur	Este-Noreste-Plana	Norte

Rocosisdad

Variable de nivel 1

Esta variable se incluyó dado que puede estar relacionada con sitios a donde no accede el ganado y las especies leñosas pueden crecer (*e.g.* Carlucci et al. 2011). Los rangos están basados en los de Panario et al. 2011 (Tabla 10).

Tabla 10. Valores para la variable Rocosisdad.

Variable:	Rocosisdad		
Valores:	Nula-Baja	Media	Alta
Equivalencia en %:	Menor a 2	Entre 2 y 25	Mayor a 25

Distancia al curso de agua

Variable de nivel 1.

Esta variable surgió en las consultas del capítulo 3 y en la bibliografía (*e.g.* Bernardi et al. 2016) como una variable relacionada con la presencia de bosque en Uruguay (Tabla 11).

Tabla 11. Valores para la variable Distancia al curso de agua.

Variable:	Distancia al curso de agua.		
Valores:	Menor a 50m	Entre 50 y 150m	Mayor a 150m

Remoción total de la vegetación

Variable de nivel 1.

Para mantener el pastizal es necesario mantener la remoción de biomasa, tanto por pastoreo (considerado como lo principal) como complementando con otros tipos de remoción como el fuego, al chirquera, control selectivo y posicional (alfombra) o la rastra de cadenas.

Los valores para esta variable pueden ser poca, moderada, mucha (Tabla 12).

Tabla 12. Valores para la variable Remoción total de la vegetación.

Variable:	Remoción total de la vegetación		
Valores:	Poca	Moderada	Mucha

La variable Remoción total de la vegetación se obtiene de la combinación de dos variables nivel 2 (Tabla 13):

- Otra remoción
- remoción por pastoreo (depende de dos variables nivel 3).

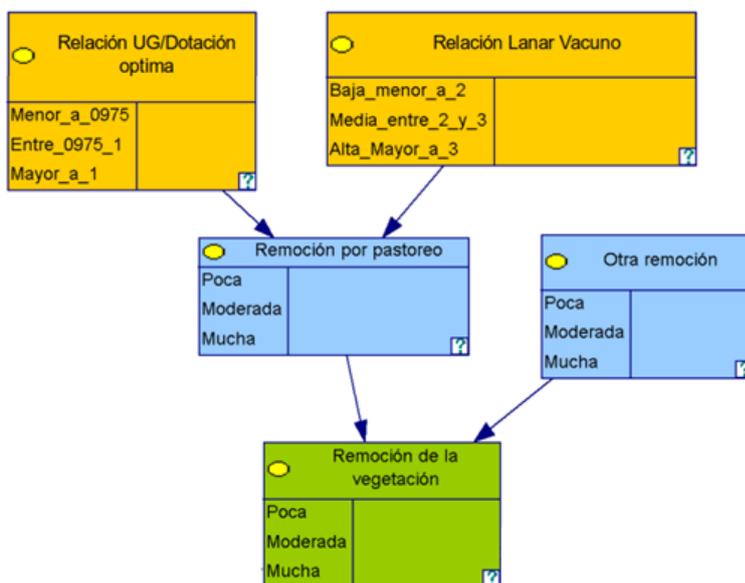


Tabla 13. Categorías de Remoción total de la vegetación obtenida a partir de la combinación de variables Otra remoción y Remoción por pastoreo.

Remoción por pastoreo	Otra remoción		
	Baja	Moderada	Alta
Poca	Poca	Moderada	Moderada
Moderada	Moderada	Mucha	Mucha
Mucha	Mucha	Mucha	Mucha

Otra remoción

Variable de nivel 2.

Esta variable refiere el efecto que la remoción de la vegetación diferente al pastoreo asociadas a manejos que muchas veces se aplican en los sistemas ganaderos, como fuego, chirquera, control selectivo y posicional (“alfombra”) o la rastra de cadenas. Los valores de esta variable van a estar reflejados en la frecuencia de su uso (Tabla 14).

Tabla 14. Valores para la variable Otra remoción.

Variable:	Otraremoción		
Valores:	Poca	Moderada	Mucha
Equivalencia en frecuencia de aplicación	No se usa	Una vez cada tres años o más	Todos los años o cada dos años

Remoción por pastoreo

Variable de nivel 2.

Hay mucha evidencia que reporta el efecto del pastoreo en los sistemas de pastizal y bosque de Uruguay y Sur de Brasil (Pillar & de Quadros 1997, Rodríguez et al. 2003, Altesor et al. 2006, Lezama et al. 2014, Etchebarne&Brazeiro 2016, Bernardi et al. 2016, Brazeiro et al. 2018). Los valores para esta variable pueden ser poca, moderada, mucha. Estos valores se obtienen de la combinación de dos variables nivel 3:

- relación UG/Dotación optima
- relaciónlanarvacuno.

Los valores que puede tomar esta variable son (Tabla 15):

Tabla 15. Valores para la variable Remoción por pastoreo.

Variable:	Remociónporpastoreo		
Valores:	Poca	Moderada	Mucha

La combinación de las variables relación UG/Dotación optima y relación lanar vacuno es la siguiente (Tabla 16):

Tabla 16. Categorías de Remoción de la vegetación obtenida a partir de la combinación de variables Otra remoción y Remoción por pastoreo.

Relación lanar/ vacuno	Relación UG/Dotación óptima ¹		
	Menor a 0,975	Entre 0,975 y 1 dotación	Mayor a 1
igual o menor a 1:1	Poca	Poca	Moderada
Entre 3:1 a 2:1	Moderada	Mucha	Mucha
mayor a 3:1	Moderada	Mucha	Mucha

¹ Esta variable refleja la relación entre las unidades ganaderas reales y dotación óptima esperada para el tipo de suelo.

Relación UG/Dotación óptima

Variable de nivel 3.

Esta variable refleja la relación entre las unidades ganaderas reales y dotación óptima esperada para el tipo de suelo.

- Unidad ganadera: Unidad Ganadera se define: “Los requerimientos de materia seca de una vaca de trescientos ochenta kilos de peso vivo que cría y desteta un ternero por año”. Mesa de Ganadería sobre Campo Natural (2016).
“Esos requerimientos, de esa vaca de trescientos ochenta kilos, son de aproximadamente: 2774 Kg MS/año. Este cálculo surge de un cálculo del consumo empírico y de un peso determinado de la Unidad Ganadera.” Mesa de Ganadería sobre Campo Natural (2016).
- Dotación óptima: Producción de masa seca/ha/año esperada para el tipo de suelo*(0.5)/requerimientos de materia seca real

En base a lo establecido en Pereira (2011) y en el Instituto Plan Agropecuario (2011):

Considerando que la vaca de cría de 380kg es UG/ha y que consume 2774 ms, que una hectárea de campo natural en basalto profundo produce 2288ms/ha/año y que se tiene un 50% de eficiencia en la cosecha (siendo optimistas), entonces: Dotación óptima= 2288/2774 = 0.82.

En este sentido consideramos que para este trabajo la presión ganadera puede tomar tres valores: baja, óptima, alta. Los valores que podría tomar la carga baja, óptima o alta varían según las regiones o zonas para la zona (Tabla 17):

Tabla 17. Cálculo de rango de dotación óptima.

Regiones/zonas	Masa seca/ha.año	Dotación óptima ¹		Rango de dotación óptima
Basalto profundo	4576	$(4576*0.5)/2774$	0.82	0.80-0.85
Basalto superficial negro	3772	$(3772*0.5)/2774$	0.68	0.65-0.70
Basalto superficial rojo	2885	$(2885*0.5)/2774$	0.52	0.50-0.55
Areniscas de Tacuarembó	4827	$(4827*0.5)/2774$	0.87	0.85-0.90

¹Dotación óptima calculada para 1 UG que se estima consume 2774ms. Fuentes Berretta & Bemhaja en INIA Tacuarembó en Pereira 2011, Instituto Plan Agropecuario 2011.

Por lo tanto, dado que los valores pueden cambiar según el tipo de suelo, consideraremos de forma general cada categoría (Tabla 18).

Tabla 18. Valores para la variable Relación UG/Dotación.

Variable:	Relación UG/Dotación		
Valores:	Baja	Óptima	Alta
Equivalencia en Relación UG/Dotación óptima:	Menor al rango óptimo	Rango óptimo	Mayor al rango óptimo

Relación lanar/vacuno

Variable de nivel 3.

Es el número de cabezas de lanares dividido entre el número de unidades ganaderas vacunas totales Instituto Plan Agropecuario (2011). Para determinar los rangos de relación lanar vacuno (ovino/bovino) se parte de lo estipulado en las recomendaciones del Instituto Plan Agropecuario (2011). Los valores que pueden tomar son baja, media y alta (Tabla 19).

Cabe destacar que, una de las personas cambiaría los rangos intermedio entre 4 y 2 y alta mayor a 5, otra persona sugirió sugirió baja menor a 3, media entre 3 y 6 y alta mayor a 6.

Tabla 19. Valores para la variable Relación lanar/vacuno.

Variable:	Relación lanar/vacuno.		
Valores:	Baja	Media	Alta
Equivalencia en relación lanar/vacuno	Menor a 2	Entre 2 y 3	Mayor a 3

Referencias bibliográficas

- Altesor A, Piñeiro G, Lezama F, Jackson RB, Sarasola M & JM Paruelo. 2006. Ecosystem changes associated with grazing removal in sub-humid grasslands of South America. *Journal of Vegetation Science*, 17: 323-332.
- Bernardi R, Holgren M, Arim M & Scheffer M. 2016. Why are forest so scarce in subtropical South America? The shaping roles of climate, fire and livestock. *Forest Ecology and Management*, 363: 212-217.
- Brazeiro A, Brussa P & C Toranza. 2018. Efectos del ganado en la dinámica del ecotono bosque-pastizal en paisajes serranos de Uruguay. *Ecosistemas*, 27(3): 14-23.
- Carlucci MB, da S. Duarte L & VD Pillar. 2011. Nurse rocks influence forest expansión over native grassland in southern Brazil. *Journal of Vegetation Science*, 22: 111-119.
- Etchebarne V & A Brazeiro. 2016. Effects of livestock exclusion in forests of Uruguay: Soil condition and tree regeneration. *Forest Ecology and Management*, 362: 120-129.
- Gallego F, Paruelo JE, Baeza S & A Altesor. 2020. Distinct ecosystem types respond differentially to grazing exclosure. *Austral Ecology*, <https://doi.org/10.1111/aec.12870>
- Lezama F, Baeza S, Altesor A, Cesa A, Chaneton EJ & JM Paruelo. 2014. Variation of grazing-induced vegetation changes across a large-scale productivity gradient. *Journal of Vegetation Science*, 25: 8-21.
- INIA-GRASS. 2020. Porcentaje de Agua Disponible (PAD) en los Suelos por Sección Policial. <http://www.inia.uy/gras/Monitoreo-Ambiental/Balance-H%C3%ADrico/Porcentajea-gua-disponible-por-secci%C3%B3n-policial>
- Instituto Plan Agropecuario. 2011. Pautas para el manejo del campo natural. 18pp.
- Mesa de Ganadería sobre Campo Natural. 2016. Libro curso: Producción animal sostenible en pastoreo sobre campo natural.
- Molfino JH. 2009. Estimación del Agua Potencialmente Disponible en los Grupos CONEAT. Acuerpo de Trabajo: MGAP(DINARE) – INIA(GRASS).
- Müller SC, Overbeck GE, Pfadenhauer J & VDe P Pillar. 2012. Woody species patterns at forest-grassland boundaries in southern Brazil. *Flora*, 207: 586-598.
- Panario D, Gutiérrez O, Achkar M, Bartesaghi L & Ceroni M. 2011. Marco teórico para la clasificación jerárquica de ambientes de Uruguay - Mapa de Ambientes cartografía implementada en un SIG. Informe técnico, Convenio MGAP/PPR – Facultad de Ciencias/Vida Silvestre Uruguay/ Sociedad Zoológica del Uruguay/ CIEDUR. 149pp.
- Pereira M. 2011. Manejo y conservación de las pasturas naturales del basalto. Instituto Plan Agropecuario. 78pp.
- Pillar V. De P & FLF de Quadros. 1997. Grassland-Forest boundaries in Southern Brazil. *Coenoses*, 12(2-3): 119-126.
- Plan agropecuario 2019. Calculadora de carga – Referencias. <https://www.planagropecuario.org.uy/web/calculadora-de-carga/referencias.html>
- Scholes RJ & BH Walker. 1993. An African savanna: synthesis of the Nylsvley study. Cambridge University Press, Cambridge. 306pp.
- Rodríguez C, Leoni E, Lezama F & A Altesor. 2003. Temporal trends in species composition and plant traits in natural grasslands of Uruguay. *Journal of Vegetation Science*, 14: 433-440.

Anexo 4.5 Tablas elicidadas

Tabla 1. Promedio de la probabilidad que dieron los expertos existe de que el pastizal se transforme en otro estado o permanezca en el mismo según la combinación de valores para las variables de esa fila.

Porcentaje de Agua Disponible en los Suelos para verano (%)	Capacidad de almacenamiento de agua de suelos (mm)	Región/zona	Posición paisaje	Roccosidad (%)	Distancia al curso de agua (m)	Remoción total de la vegetación	Estado inicial Pastizal					
							Estado final:					
							Pastizal	Arbustal	Arbustal con árboles	Bosque parque	Islas de bosque	Bosque
Sin restricciones	Alta	Arenisca	Favorable	Media	0 a 50	Baja	0.24 (0.18)	0.30 (0.19)	0.30 (0.22)	0.06 (0.09)	0.1 (0.1)	0 (0)
Baja	Baja	Basalto superficial	Desfavorable	Alta	Mayor a 150	Alta	0.90 (0.10)	0.10 (0.10)	0.00 (0.00)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
Baja	Alta	Arenisca	Favorable	Media	0 a 50	Baja	0.34 (0.24)	0.54 (0.17)	0.12 (0.11)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
Sin restricciones	Baja	Arenisca	Favorable	Media	0 a 50	Baja	0.28 (0.22)	0.56 (0.17)	0.10 (0.10)	0.02 (0.04)	0.04 (0.09)	0 (0)
Sin restricciones	Alta	Basalto superficial	Favorable	Media	0 a 50	Baja	0.39 (0.18)	0.58 (0.20)	0.03 (0.07)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
Sin restricciones	Alta	Arenisca	Desfavorable	Media	0 a 50	Baja	0.23 (0.19)	0.44 (0.19)	0.28 (0.22)	0.07 (0.1)	0 (0)	0 (0)
Sin restricciones	Alta	Arenisca	Favorable	Alta	0 a 50	Baja	0.23 (0.17)	0.41 (0.31)	0.19 (0.19)	0.15 (0.26)	0.02 (0.04)	0 (0)
Sin restricciones	Alta	Arenisca	Favorable	Media	Mayor a 150	Baja	0.21 (0.18)	0.44 (0.14)	0.23 (0.17)	0.07 (0.1)	0.04 (0.09)	0 (0)
Sin restricciones	Alta	Arenisca	Favorable	Media	0 a 50	Alta	0.36 (0.32)	0.38 (0.27)	0.16 (0.15)	0.1 (0.17)	0 (0)	0 (0)
Moderada	Alta	Arenisca	Favorable	Media	0 a 50	Baja	0.34 (0.26)	0.38 (0.13)	0.22 (0.15)	0.02 (0.04)	0.02 (0.04)	0.02 (0.04)
Sin restricciones	Moderada	Arenisca	Favorable	Media	0 a 50	Baja	0.29 (0.27)	0.42 (0.13)	0.23 (0.19)	0.02 (0.04)	0.02 (0.04)	0.02 (0.04)
Sin restricciones	Alta	Basalto profundo	Favorable	Media	0 a 50	Baja	0.46 (0.28)	0.44 (0.27)	0.06 (0.09)	0 (0)	0.02 (0.04)	0.02 (0.04)
Sin restricciones	Alta	Arenisca	Neutra	Media	0 a 50	Baja	0.26 (0.22)	0.33 (0.15)	0.23 (0.15)	0.1 (0.17)	0.08 (0.08)	0 (0)
Sin restricciones	Alta	Arenisca	Favorable	Baja	0 a 50	Baja	0.26 (0.23)	0.27 (0.16)	0.25 (0.15)	0.1 (0.17)	0.08 (0.08)	0.04 (0.09)
Sin restricciones	Alta	Arenisca	Favorable	Media	Entre 50 y 150	Baja	0.23 (0.20)	0.31 (0.12)	0.27 (0.18)	0.1 (0.17)	0.062 (0.09)	0.022 (0.05)
Sin restricciones	Alta	Arenisca	Favorable	Media	0 a 50	Moderada	0.31 (0.28)	0.27 (0.08)	0.21 (0.15)	0.11 (0.17)	0.1 (0.1)	0 (0)

Tabla 2. Promedio de la probabilidad que dieron los expertos existe de que el arbustal se transforme en otro estado o permanezca en el mismo según la combinación de valores para las variables de esa fila. El color de las letras indica el estado de la variable: evrde – afavorable, gris-neutra, rojo – desfavorable.

							Estado inicial					
							Arbustal					
Porcentaje de Agua Disponible en los Suelos para verano (%)	Capacidad de almacenaje de agua de suelos (mm)	Región/zona	Posición paisaje	Rocosisidad (%)	Distancia al curso de agua (m)	Remoción total de la vegetación	Estado final:					
							Pastizal	Arbustal	Arbustal con árboles	Bosque parque	Islas de bosque	Bosque
Sin restricciones	Alta	Arenisca	Favorable	Media	0 a 50	Baja	0.11 (0.11)	0.4 (0.26)	0.25 (0.19)	0.056 (0.08)	0.14 (0.14)	0.038 (0.05)
Baja	Baja	Basalto superficial	Desfavorable	Alta	Mayor a 150	Alta	0.5 (0.19)	0.45 (0.11)	0.05 (0.09)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
Baja	Alta	Arenisca	Favorable	Media	0 a 50	Baja	0.16 (0.13)	0.7 (0.16)	0.1 (0.07)	0 (0)	0.04 (0.09)	0 (0)
Sin restricciones	Baja	Arenisca	Favorable	Media	0 a 50	Baja	0.22 (0.23)	0.48 (0.19)	0.22 (0.23)	0.04 (0.09)	0.04 (0.09)	0 (0)
Sin restricciones	Alta	Basalto superficial	Favorable	Media	0 a 50	Baja	0.24 (0.21)	0.64 (0.15)	0.12 (0.18)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
Sin restricciones	Alta	Arenisca	Desfavorable	Media	0 a 50	Baja	0.11 (0.17)	0.44 (0.34)	0.27 (0.22)	0.08 (0.18)	0.08 (0.11)	0.02 (0.04)
Sin restricciones	Alta	Arenisca	Favorable	Alta	0 a 50	Baja	0.14 (0.15)	0.42 (0.34)	0.21 (0.21)	0.09 (0.17)	0.12 (0.16)	0.02 (0.04)
Sin restricciones	Alta	Arenisca	Favorable	Media	Mayor a 150	Baja	0.1 (0.07)	0.4 (0.31)	0.29 (0.2)	0.15 (0.26)	0.06 (0.09)	0 (0)
Sin restricciones	Alta	Arenisca	Favorable	Media	0 a 50	Alta	0.34 (0.33)	0.4 (0.32)	0.17 (0.25)	0.09 (0.17)	0 (0)	0 (0)
Moderada	Alta	Arenisca	Favorable	Media	0 a 50	Baja	0.16 (0.19)	0.48 (0.11)	0.32 (0.2)	0.02 (0.04)	0.02 (0.04)	0 (0)
Sin restricciones	Moderada	Arenisca	Favorable	Media	0 a 50	Baja	0.14 (0.15)	0.38 (0.25)	0.35 (0.22)	0.06 (0.09)	0.07 (0.08)	0 (0)
Sin restricciones	Alta	Basalto profundo	Favorable	Media	0 a 50	Baja	0.16 (0.15)	0.66 (0.18)	0.16 (0.13)	0 (0)	0.02 (0.04)	0 (0)
Sin restricciones	Alta	Arenisca	Neutra	Media	0 a 50	Baja	0.15 (0.15)	0.49 (0.30)	0.18 (0.15)	0.1 (0.17)	0.08 (0.18)	0 (0)
Sin restricciones	Alta	Arenisca	Favorable	Baja	0 a 50	Baja	0.14 (0.15)	0.34 (0.30)	0.24 (0.18)	0.1 (0.17)	0.14 (0.19)	0.04 (0.09)
Sin restricciones	Alta	Arenisca	Favorable	Media	Entre 50 y 150	Baja	0.116 (0.11)	0.376 (0.31)	0.276 (0.21)	0.1 (0.17)	0.116 (0.10)	0.016 (0.04)
Sin restricciones	Alta	Arenisca	Favorable	Media	0 a 50	Moderada	0.17 (0.16)	0.42 (0.32)	0.22 (0.23)	0.09 (0.17)	0.1 (0.17)	0 (0)

Tabla 3. Promedio de la probabilidad que dieron los expertos existe de que el arbustal con árboles se transforme en otro estado o permanezca en el mismo según la combinación de valores para las variables de esa fila. El color de las letras indica el estado de la variable: evrde – favorable, gris- neutra, rojo – desfavorable.

							Estado inicial					
							Arbustal con árboles					
Porcentaje de Agua Disponible en los Suelos para verano (%)	Capacidad de almacenaje de agua de suelos (mm)	Región/zona	Posición paisaje	Rociedad (%)	Distancia al curso de agua (m)	Remoción total de la vegetación	Estado final:					
							Pastizal	Arbustal	Arbustal con árboles	Bosque parque	Islas de bosque	Bosque
Sin restricciones	Alta	Arenisca	Favorable	Media	0 a 50	Baja	0.02 (0.04)	0.16 (0.21)	0.48 (0.31)	0.22 (0.33)	0.1 (0.1)	0.02 (0.04)
Baja	Baja	Basalto superficial	Desfavorable	Alta	Mayor a 150	Alta	0.36 (0.17)	0.3 (0.23)	0.22 (0.25)	0.12 (0.18)	0 (0)	0 (0)
Baja	Alta	Arenisca	Favorable	Media	0 a 50	Baja	0.1 (0.17)	0.22 (0.19)	0.56 (0.26)	0.1 (0.17)	0.02 (0.04)	0 (0)
Sin restricciones	Baja	Arenisca	Favorable	Media	0 a 50	Baja	0.02 (0.04)	0.18 (0.22)	0.64 (0.13)	0.12 (0.18)	0.04 (0.05)	0 (0)
Sin restricciones	Alta	Basalto superficial	Favorable	Media	0 a 50	Baja	0.08 (0.13)	0.18 (0.13)	0.7 (0.21)	0.04 (0.09)	0 (0)	0 (0)
Sin restricciones	Alta	Arenisca	Desfavorable	Media	0 a 50	Baja	0.06 (0.09)	0.18 (0.15)	0.54 (0.19)	0.12 (0.27)	0.08 (0.11)	0.02 (0.04)
Sin restricciones	Alta	Arenisca	Favorable	Alta	0 a 50	Baja	0.04 (0.05)	0.16 (0.17)	0.53 (0.22)	0.12 (0.27)	0.14 (0.13)	0.01 (0.02)
Sin restricciones	Alta	Arenisca	Favorable	Media	Mayor a 150	Baja	0.08 (0.13)	0.14 (0.13)	0.54 (0.24)	0.17 (0.35)	0.07 (0.11)	0 (0)
Sin restricciones	Alta	Arenisca	Favorable	Media	0 a 50	Alta	0.12 (0.13)	0.18 (0.18)	0.53 (0.24)	0.13 (0.13)	0.04 (0.05)	0 (0)
Moderada	Alta	Arenisca	Favorable	Media	0 a 50	Baja	0.04 (0.05)	0.16 (0.17)	0.67 (0.20)	0.05 (0.09)	0.06 (0.09)	0.02 (0.04)
Sin restricciones	Moderada	Arenisca	Favorable	Media	0 a 50	Baja	0.04 (0.05)	0.16 (0.17)	0.66 (0.15)	0.05 (0.09)	0.09 (0.12)	0 (0)
Sin restricciones	Alta	Basalto profundo	Favorable	Media	0 a 50	Baja	0.06 (0.09)	0.12 (0.13)	0.7 (0.24)	0.02 (0.04)	0.08 (0.13)	0.04 (0.09)
Sin restricciones	Alta	Arenisca	Neutra	Media	0 a 50	Baja	0.04 (0.05)	0.16 (0.17)	0.48 (0.31)	0.18 (0.35)	0.12 (0.11)	0.02 (0.04)
Sin restricciones	Alta	Arenisca	Favorable	Baja	0 a 50	Baja	0.06 (0.09)	0.12 (0.13)	0.5 (0.27)	0.18 (0.35)	0.12 (0.13)	0.02 (0.04)
Sin restricciones	Alta	Arenisca	Favorable	Media	Entre 50 y 150	Baja	0.06 (0.09)	0.14 (0.13)	0.49 (0.32)	0.18 (0.35)	0.11 (0.10)	0.02 (0.04)
Sin restricciones	Alta	Arenisca	Favorable	Media	0 a 50	Moderada	0.08 (0.08)	0.16 (0.17)	0.47 (0.30)	0.2 (0.35)	0.09 (0.10)	0 (0)

Tabla 4. Promedio de la probabilidad que dieron los expertos existe de que el bosque parque se transforme en otro estado o permanezca en el mismo según la combinación de valores para las variables de esa fila. El color de las letras indica el estado de la variable: evrde – afavorable, gris-neutra, rojo – desfavorable.

							Estado inicial					
							Bosque Parque					
Porcentaje de Agua Disponible en los Suelos para verano (%)	Capacidad de almacenaje de agua de suelos (mm)	Región/zona	Posición paisaje	Roccosidad (%)	Distancia al curso de agua (m)	Remoción total de la vegetación	Estado final:					
							Pastizal	Arbustal	Arbustal con árboles	Bosque parque	Islas de bosque	Bosque
Sin restricciones	Alta	Arenisca	Favorable	Media	0 a 50	Baja	0 (0)	0.05 (0.10)	0.21 (0.14)	0.31 (0.26)	0.16 (0.13)	0.26 (0.37)
Baja	Baja	Basalto superficial	Desfavorable	Alta	Mayor a 150	Alta	0.08 (0.15)	0.08 (0.10)	0.16 (0.18)	0.69 (0.24)	0 (0)	0 (0)
Baja	Alta	Arenisca	Favorable	Media	0 a 50	Baja	0 (0)	0.03 (0.05)	0.2 (0.18)	0.65 (0.24)	0.1 (0.08)	0.03 (0.05)
Sin restricciones	Baja	Arenisca	Favorable	Media	0 a 50	Baja	0 (0)	0 (0)	0.25 (0.17)	0.6 (0.22)	0.13 (0.10)	0.03 (0.05)
Sin restricciones	Alta	Basalto superficial	Favorable	Media	0 a 50	Baja	0 (0.05)	0.05 (0.10)	0.23 (0.29)	0.65 (0.29)	0.05 (0.06)	0 (0)
Sin restricciones	Alta	Arenisca	Desfavorable	Media	0 a 50	Baja	0 (0)	0 (0)	0.19 (0.13)	0.61 (0.22)	0.15 (0.13)	0.05 (0.10)
Sin restricciones	Alta	Arenisca	Favorable	Alta	0 a 50	Baja	0 (0)	0 (0)	0.11 (0.14)	0.46 (0.25)	0.35 (0.34)	0.08 (0.15)
Sin restricciones	Alta	Arenisca	Favorable	Media	Mayor a 150	Baja	0 (0)	0.03 (0.05)	0.09 (0.10)	0.59 (0.10)	0.25 (0.21)	0.05 (0.10)
Sin restricciones	Alta	Arenisca	Favorable	Media	0 a 50	Alta	0.10 (0.20)	0 (0)	0.03 (0.05)	0.85 (0.19)	0.03 (0.05)	0 (0)
Moderada	Alta	Arenisca	Favorable	Media	0 a 50	Baja	0 (0)	0 (0)	0.13 (0.10)	0.7 (0.29)	0.1 (0.14)	0.08 (0.15)
Sin restricciones	Moderada	Arenisca	Favorable	Media	0 a 50	Baja	0 (0)	0 (0)	0.11 (0.09)	0.7 (0.14)	0.14 (0.09)	0.05 (0.10)
Sin restricciones	Alta	Basalto profundo	Favorable	Media	0 a 50	Baja	0 (0)	0 (0)	0.19 (0.10)	0.6 (0.13)	0.12 (0.10)	0.1 (0.12)
Sin restricciones	Alta	Arenisca	Neutra	Media	0 a 50	Baja	0 (0)	0 (0)	0.15 (0.13)	0.59 (0.18)	0.16 (0.18)	0.1 (0.12)
Sin restricciones	Alta	Arenisca	Favorable	Baja	0 a 50	Baja	0 (0)	0 (0)	0.15 (0.13)	0.65 (0.19)	0.13 (0.10)	0.08 (0.15)
Sin restricciones	Alta	Arenisca	Favorable	Media	Entre 50 y 150	Baja	0 (0)	0 (0)	0.18 (0.13)	0.65 (0.19)	0.13 (0.10)	0.05 (0.10)
Sin restricciones	Alta	Arenisca	Favorable	Media	0 a 50	Moderada	0 (0)	0.03 (0.05)	0.16 (0.16)	0.69 (0.17)	0.1 (0.08)	0.03 (0.05)

Anexo 4.6 Tablas probabilidad condicionada - excel

SÍNTESIS

A continuación se integran y resaltan algunas de los aportes generados durante la tesis a la comprensión de las dinámicas entre comunidades vegetales abiertas y entre estas y bosque (bosque nativo), así como algunas implicancias para la gestión. A modo de repaso, el eje estructurador de la tesis fue contribuir a generar información sobre las transiciones entre comunidades vegetales abiertas, y entre estas y el bosque. Esto se realizó analizando las transiciones desde una perspectiva espacial y otra temporal. Para analizar las dinámicas de las transiciones en el espacio se estudiaron transectas que cubrían un gradiente bosque-comunidad vegetal abierta bajo diferentes usos ganaderos en el Paisaje Protegido Quebrada de los Cuervos, departamento de Treinta y Tres. Para estudiar la dinámica temporal se optó por integrar consulta a expertos, creación de modelos conceptuales y de redes de creencia bayesiana junto con modelos de estados y transiciones, y análisis de evidencia, usando como caso de estudio la zona de Laureles-Cañas de los departamentos de Tacuarembó y Rivera. El estudio de dos casos en diferentes regiones serranas en Uruguay, contribuye a pensar y realizar algunas generalizaciones de los sistemas serranos en esta región.

Al mirar en conjunto los resultados de la tesis, se puede destacar la diversidad de estados de la vegetación asociados a las transiciones entre comunidades vegetales abiertas y entre estas y bosque, es posible encontrar, solo refiriéndonos a estructura, pastizales, arbustales, arbustales con árboles, bosque parques, islas de bosque y bosque. Por otro lado, las trayectorias que pueden tener las transiciones entre comunidades vegetales también son variadas y en la mayoría de los casos no son transiciones que tengan una linealidad. Dado esto, para entender y gestionar las comunidades vegetales abiertas y los bosques teniendo como foco a la conservación de la biodiversidad y la producción, es necesario moverse de la dicotomía bosque-pastizal.

Este trabajo permite resaltar además la importancia de las comunidades vegetales abiertas dominados por arbustos, debido al menos a tres razones: 1- son una comunidades vegetales en sí; 2- tienen especies leñosas asociadas únicamente a estas comunidades, incluyendo algunas especies prioritarias para la conservación; y 3- por ser claves en las dinámicas entre comunidades vegetales, facilitando múltiples trayectorias de las transiciones entre comunidades vegetales abiertas y entre estas y el bosque. Complementando los resultados encontrados para los arbustales en esta tesis y reforzando su importancia, se destaca que en 2020 se describió una la especie de arbusto endémica de Uruguay *Baccharis funkiae* Bonifacino, G. Heiden, Valtierra & Marchesi que se

encuentra en los arbustales del Paisaje Protegido Quebrada de los Cuervos (Bonifacino et al. 2020), y en 2019 la especie herbácea *Trichocline máxima* Less., considerada críticamente amenazada, se registró luego de 70 años en un pastizal arbustizado en Tacuarembó (Pasini et al. 2021). Esto no quiere decir que su importancia sea menor o mayor que la de los pastizales o bosques, sino que es necesario también tenerlos en cuenta en la gestión para la conservación y profundizar en estrategias que permitan compatibilizarlo con la producción, principalmente ganadera.

En cuanto a los determinantes de la vegetación, se partió del marco que las comunidades vegetales abiertas de Uruguay, y los Pastizales del Río de la Plata, se encuentran en una región climáticamente favorable para el desarrollo de bosque (Hirota et al. 2011; Staver et al. 2011). Según lo propuesto por el marco de los Estados Alternativos de los Biomas (Pausas & Bond 2020) esta vegetación es mantenida entonces por la remoción de la vegetación dada por los herbívoros y el fuego (*e.g.* Scheffer et al. 2001, Murphy & Bowman 2012, Sankey 2012, Ratajczak et al. 2014, Bernardi et al. 2016a, Dantas et al. 2016, Bond 2019; Pausas and Bond 2020). Los resultados de esta tesis apoyan esta propuesta ya que si está el potencial de desarrollo de vegetación arbórea en ciertos lugares, pero la presencia de comunidades vegetales abiertas estaría asociada en parte al régimen de remoción de la vegetación (*e.g.* carga de ganado, tipo de ganado, uso de fuego, chirquera o químicos). Particularmente, la remoción afecta negativamente la comunidad leñosa. Los resultados de este trabajo son consistentes con evidencia encontrada en la región sobre la relación entre el pastoreo, el fuego y la vegetación leñosa (*e.g.* Oliveira & Pillar 2004, Overbeck & Pfadenhauer 2007, Altesor et al. 2006, Müller et al. 2012, Lezama et al. 2014, Rolhauser and Batista 2014, Bernardi et al. 2016a, Etchebarne and Brazeiro 2016, Lezama & Paruelo 2016, Brazeiro et al. 2018, Brussa 2018, Schinestsck et al. 2019, Gallego et al. 2020, ver discusión capítulos 1 y 2 por detalles). Particularmente, el fuego, la chirquera, y el ganado ovino parecen influir negativamente en la vegetación leñosa que se desarrolla en adultos, y lo que se hace evidente en el caso de la regeneración.

Los resultados obtenidos en la tesis indican que en las dinámicas entre comunidades vegetales abiertas y entre estas y el bosque influyen otro tipo de variables, más allá de la remoción de la vegetación. Dentro de otras variables que influyen en la dinámica entre comunidades vegetales abiertas y entre estas y el bosque, se destacan algunas variables climáticas que dan cuenta de la disponibilidad de agua; variables edáficas relacionadas a la profundidad del suelo, sustrato y

capacidad de retención de agua; y otras asociadas a la distancia al curso de agua así como al tipo de vegetación dominante. Es necesario entonces, al planificar las comunidades vegetales que nos gustaría conservar, condiciones climáticas (años de seca, años con abundante agua), tipos de suelo (*e.g.* profundidad, sustrato), distancia a cursos de agua.

Dada las limitantes de una transición hacia comunidades vegetales con árboles (bosque parque, continuo, etc.) en muchas situaciones, por ejemplo, suelo basalto superficial, lejanía a los curso de agua, los arbustales pueden ser una comunidades vegetales muy atractiva para pensar y facilitar estrategias de mitigación y adaptación al cambio climático, sea para aumentar el stock de carbono (*e.g.* Watson & Noble 2002, Carrión-Prieto et al. 2017), retener humedad, y otros servicios ecosistémicos de interés. Además, a una cobertura que permita el desarrollo de la ganadería, puede ser beneficioso para la ganadería, por ejemplo se ha encontrado que el arbusto *Acanthostyles buniifolius* puede contribuir a aumentar la riqueza de gramíneas y especies de calidad forrajera, y proteger a las gramíneas frente al pastoreo (*e.g.* Fernández et al. 2014, 2019), al igual que los árboles dispersos en una matriz de pastizal (*e.g.* Bernardi et al. 2016b).

Sería necesario que la gestión pública tomaran en cuenta explícitamente los arbustales y otras comunidades vegetales abiertas, ya que por ejemplo en Uruguay se regula el uso del bosque nativo a través de la Ley Forestal, pero el arbustal queda por fuera de la regulación (Proyecto REDD+ Uruguay 2020a). Asimismo, aunque el pastizal no cuenta con regulación, este en general es valorado por la producción ganadera sobre campo natural, que aunque toleran a veces cierta cobertura de arbustos, muchas veces se eliminan por considerar que dificultan la actividad ganadera (Fernández et al. 2014, Garibotto et al. 2017, Cortés-Capano et al. 2020). En general el tipo de arbustal priorizado o valorado y que se ha evidenciado su problemática en Uruguay ha sido el matorral psamófilo (*e.g.* Ríos et al. 2010, MVOTMA 2019), sin embargo a nivel general no está incluido en estrategias de conservación, más allá de que queden dentro de algún área protegida. Por ejemplo, de las 17 áreas protegidas la mayoría tienen como objeto de conservación algún tipo de pastizal o bosque pero solo 3 tienen como objeto focal al arbustal: i-bosque y matorral psamófilo en Laguna Garzón; ii- arbustal de relieve plano en Paso Centurión y Sierra de Ríos; y iii- arbustal de relieve serrano en Valle del Lunarejo (SNAP 2021, esto no quita que alguna especie de arbustal sea objeto de conservación en otras áreas). Por lo tanto, sería necesario comenzar a incluir

explícitamente a los arbustales y otras comunidades vegetales abiertas (*e.g.* bosques abiertos) para contribuir a su gestión y conservación.

Por último, los resultados encontrados y lo expuesto en esta sección, apoyan la idea de que el manejo y la toma de decisiones deben integrar la escala de paisaje, y dialogar con el nivel predial. Concuerdan con lo propuesto en la literatura que se necesita implementar diferentes prácticas para mantener y desarrollar paisajes heterogéneos y productivos sustentables, capaces de sostener una diversidad de servicios ecosistémicos (Hayes et al. 2003, Eldridge et al. 2011, O'Mara 2012, Luza et al. 2014, Carlucci et al. 2016, Overbeck et al. 2016, Gallego et al. 2020, López-Márisco et al. 2020). Es especialmente importante, dado el contexto de cambios de uso del suelo y la importancia para la conservación de las comunidades vegetales abiertas, gestionar los paisajes orientando acciones a asegurar la conservación de las comunidades vegetales abiertas; en el caso de los pastizales frente a la arbustización (*encroachment*), la expansión de especies exóticas invasoras, y el deterioro que puede ocurrir con algunos manejos ganaderos y la sustitución de la cobertura nativa por otras (*e.g.* especies exóticas, cultivos); pero también la de los arbustales, bosque parque y otros estados de la vegetación intermedios, ya que tienen su propia composición y contribuyen particularmente a la conservación de especies prioritarias leñosas, por lo que es necesario tenerlos en cuenta explícitamente en programas de conservación.

Referencias bibliográficas

- Altesor, A., G. Piñeiro, F. Lezama, R. B. Jackson, M. Sarasola, and J. M. Paruelo. 2006. Ecosystem changes associated with grazing in subhumid South American grasslands. *Journal of Vegetation Science* 17:323–332.
- Bernardi, R. E., M. Holmgren, M. Arim, and M. Scheffer. 2016a. Why are forests so scarce in subtropical South America? The shaping roles of climate, fire and livestock. *Forest Ecology and Management* 363:212–217.
- Bernardi, R. E., I. K. de Jonge, and M. Holmgren. 2016b. Trees improve forage quality and abundance in South American subtropical grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 232:227–231.
- Bond, W. J. 2019. *Open ecosystems. Ecology and evolution beyond the forest edge*. First edition. Oxford University Press, Oxford, UK
- Bonifacino, J. M., G. Heiden, M. V. Valtierra, and E. Marchesi. 2020. *Baccharisfunkiae* (Compositae: Astereae), a New Narrow Endemic Species from Uruguay. *Systematic Botany* 45:937–942.
- Brazeiro, A., P. Brussa, and C. Toranza. 2018. Efectos del ganado en el ecotono bosque-pastizal en paisajes serranos de Uruguay. *Ecosistemas* 27:14–23.

- Brussa, P. 2018. Ecotono Bosque-Pastizal serrano: efectos del gaando en la expansión del bosque. Tesina de grado de la Licenciatura en Ciencias Biológicas, profundización en Ecología. Facultad de Ciencias – Universidad de la República.
- Carlucci, M. B., A. L. Luza, S. M. Hartz, and L. D. S. Duarte. 2016. Forests, shrublands and grasslands in southern Brazil are neglected and have specific needs for their conservation. Reply to Overbeck et al. *Natureza e Conservacao* 14:155–157.
- Carrión-Prieto, P., S. Hernández-Navarro, P. Martín-Ramos, L. F. Sánchez-Sastre, F. Garrido-Launaga, J. L. Marcos-Robles, and J. Martín-Gil. 2017. Mediterranean shrublands as carbon sinks for climate change mitigation: new root-to-shoot ratios. *Carbon Management* 8:67–77.
- Cortés-Capano, G., T. Toivonen, A. Soutullo, A. Fernández, C. Dimitriadis, G. Garibotto-Carton, and E. Di Minin. 2020. Exploring landowners' perceptions, motivations and needs for voluntary conservation in a cultural landscape. *People and Nature* 2:840–855.
- Dantas, V. de L., M. Hirota, R. S. Oliveira, and J. G. Pausas. 2016. Disturbance maintains alternative biome states. *Ecology Letters* 19:12–19.
- Eldridge, D. J., M. A. Bowker, F. T. Maestre, E. Roger, J. F. Reynolds, and W. G. Whitford. 2011. Impacts of shrub encroachment on ecosystem structure and functioning: Towards a global synthesis. *Ecology Letters* 14:709–722.
- Etchebarne, V., and A. Brazeiro. 2016. Effects of livestock exclusion in forests of Uruguay: Soil condition and tree regeneration. *Forest Ecology and Management* 362:120–129.
- Fernández, G., M. Teixeira, and A. Altesor. 2014. The small scale spatial pattern of C3 and C4 grasses depends on shrub distribution. *Austral Ecology* 39:532–539.
- Gallego, F., J. M. Paruelo, S. Baeza, and A. Altesor. 2020. Distinct ecosystem types respond differentially to grazing exclusion. *Austral Ecology* 45:548–556.
- Garibotto-Carton, G., N. Caballero, and M. Pereira Machin. 2017. Arbustización del Campo Natural: un análisis de productores y técnicos. *Revista del Plan Agropecuario* 164:36–38.
- Hayes, G. F., and K. D. Holl. 2003. Cattle Grazing Impacts on Annual Forbs and Vegetation Composition of Mesic Grasslands in California. *Conservation Biology* 17:1694–1702.
- Hirota, M., M. Holmgren, E. H. van Nes, and M. Scheffer. 2011. Global Resilience of Tropical Forest and Savanna to Critical Transitions. *Science* 334:232–235.
- Lezama, F., S. Baeza, A. Altesor, A. Cesa, E. J. Chaneton, and J. M. Paruelo. 2014. Variation of grazing-induced vegetation changes across a large-scale productivity gradient. *Journal of Vegetation Science* 25:8–21.
- Lezama, F., and J. M. Paruelo. 2016. Disentangling grazing effects: trampling, defoliation and urine deposition. *Applied Vegetation Science* 19:557–566.
- López-Marisco, L., F. Lezama, and A. Altesor. 2020. Heterogeneity decreases as time since fire increases in a South American grassland. *Applied Vegetation Science*.

- Luza, A. L., M. B. Carlucci, S. M. Hartz, and L. D. S. Duarte. 2014. Moving from forest vs. grassland perspectives to an integrated view towards the conservation of forest–grassland mosaics. *Natureza&Conservação* 12:166–169.
- Müller, S. C., G. E. Overbeck, J. Pfadenhauer, and V. D. Pillar. 2012. Woody species patterns at forest-grassland boundaries in southern Brazil. *Flora* 207:586–598.
- Murphy, B. P., and D. M. J. S. Bowman. 2012. What controls the distribution of tropical forest and savanna? *Ecology Letters* 15:748–758.
- MVOTMA. 2019. Plan Nacional Ambiental para el Desarrollo Sostenible. Montevideo, UY.
- O'Mara, F. P. 2012. The role of grasslands in food security and climate change. *Annals of Botany* 110:1263–1270.
- Oliveira, J. M., and V. D. Pillar. 2004. Vegetation dynamics on mosaics of Campos and Araucaria forest between 1974 and 1999 in Southern Brazil. *Community Ecology* 5:197–202.
- Overbeck, G. E., and J. Pfadenhauer. 2007. Adaptive strategies in burned subtropical grassland in southern Brazil. *Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 202:27–49.
- Overbeck, G. E., P. M. A. Ferreira, and V. D. Pillar. 2016. Conservation of mosaics calls for a perspective that considers all types of mosaic-patches. Reply to Luza et al. *Natureza e Conservacao* 14:152–154.
- Pausas, J. G., and W. J. Bond. 2020. Alternative Biome States in Terrestrial Ecosystems. *Trends in Plant Science*:1–14.
- Pasini, E., J. M. Bonifacino, and F. P. Torcheisen. (2021). *Trichocline maxima* (Compositae, Mutisieae) a rare Pampean daisy rediscovered after 70 years in Uruguay. *Iheringia Iheringia, Série Botânica, Porto Alegre*, 76: e2021006.
- Proyecto REDD+ Uruguay. 2020a. Insumos para la discusión de una definición de bosque nativo y aspectos a tener en cuenta en su gestión en el marco de REDD+. Etchebarne, V., L. Bernardi, C. Justo, and D. Martino. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca - Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente. Montevideo, UY. <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/comunicacion/publicaciones/insumos-para-discusion-definicion-bosque-nativo-aspectos-para-gestion>
- Ratajczak, Z., J. B. Nippert, J. M. Briggs, and J. M. Blair. 2014. Fire dynamics distinguish grasslands, shrublands and woodlands as alternative attractors in the Central Great Plains of North America:1374–1385.
- Ríos, M., M. L. Bartsaghi, V. Piñeiro, A. Garay, P. Mai, L. Delfino, S. Masciadri, E. Alonso - Paz, M. J. Bassagoda, and A. Soutullo. 2010. Caracterización y distribución espacial del bosque y matorral psamófilo. Ministerio de Vivienda Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente, Montevideo, UY.
- Rolhauser, A. G., and W. B. Batista. 2014. From pattern to process: estimating expansion rates of a forest tree species in a protected palm savanna. *Landscape Ecology* 29:919–931.
- Sankey TT. 2012. Woody-Herbaceous-livestock Species Interactions. Pp 89-114 en: *Ecotones Between Forest and Grassland*. Myer RW (ed). Springer Science+Business Media, New York, USA.
- Scheffer, M., S. Carpenter, J. A. Foley, C. Folke, and B. Walker. 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* 413:591–596.
- Schinestzck, C. F., S. C. Müller, and V. D. Pillar. 2019. Woody species patterns linked to the process of araucaria forest expansion over native grasslands excluded from management. *Neotropical Biology and Conservation* 14:411–429.

SNAP. 2021. Sistema de Información del SNAP http://www.snap.gub.uy/sisnap/web/mapa_conceptual/snap

Staver, A. C., S. Archibald, and S. A. Levin. 2011. The global extent and determinants of savanna and forest as alternative biome states. *Science* 334:230–232.

Watson, R.T, AND I. R. Noble. 2002. Carbon and the Science-Policy Nexus: The Kyoto Challenge. In: *Challenges of a Changing Earth*. Pp. 57-64 en: Steffen, W., J. Jager, D. J. Carson, and C. Bradshaw (eds). Springer Berlin Heidelberg, Berlin, DE

POSIBLES ASPECTOS A PROFUNDIZAR

A través de los aprendizajes al realizar la tesis y los vacíos de información identificados en la misma se pueden puntualizar algunos aspectos en los que sería interesante profundizar.

Amplitud temporal: Para poder abordar estos trabajos sería recomendable entonces estudios que involucren un amplio lapso de tiempo (*e.g.* 10 a 20 años). Por ejemplo, en el capítulo 4, las probabilidades de desarrollo de vegetación leñosa están muy limitadas en general, y sobre todo en algunos tipos de suelos. ¿Qué pasaría con la probabilidad de pasaje a vegetación leñosa si el modelo fuera adecuado utilizando probabilidades estimadas para lapsos de tiempo mayor? Un ejemplo de estudios a largo plazo puede ser parcelas permanentes con diferentes tratamientos. También podrían ser útiles trabajos de análisis de series de tiempo de imágenes satelitales que evalúen cambios teniendo en cuenta diferentes variables como suelo o clima. En Uruguay se ha avanzado en identificar señales satelitales en relación a pastizal (Baeza et al. 2019, Lezama et al. 2019) y bosque (*e.g.* Lucas et al. 2016, DGF-MGAP. 2018, Toranza et al. 2019, Proyecto REDD+ Uruguay 2020), pero sería deseable ahondar en detectar arbustales, así como también bosques que presentan baja densidad (Toranza et al. 2019), como las islas de bosque o bosque parque, que tienen una .

Heterogeneidad ambiental: Los estudios de la dinámica entre comunidades vegetales abiertas y entre estas y el bosque deberían abarcar una heterogeneidad de situaciones y particularmente, heterogeneidad ambiental y de manejo. Por ejemplo, uno de los elementos resaltados durante la consulta y como resultados de los análisis de los modelos, fue la importancia de entender estas transiciones para diferentes regiones/zonas en términos de tipo de suelo (areniscas, basalto, etc). En este sentido, este trabajo permite realizar algunas generalizaciones de las dinámicas de comunidades vegetales abiertas a bosque para las regiones serranas de Uruguay, pero, ¿qué pasa en otras regiones con otros relieves y suelos? Por otro lado, a nivel de sitio o micro-sitio quedó claro que existe un gradiente ambiental al alejarse del bosque, pero queda abierto a describir las características de este gradiente, por ejemplo humedad, profundidad del suelo, distancia a la fuente de propágulos, influencia de la presencia de insectos que ahuyentan el ganado de las cercanías del monte, entre otras.

Influencia de la presencia de insectos que ahuyentan el ganado de las cercanías del monte?.

Variedad de manejos ganaderos: En cuanto al manejo ganadero, es necesario discernir los efectos del tipo de ganado, carga, intensidad de pastoreo y otras formas de remoción de la vegetación (*e.g.*

López-Márisco et al. 2020). Esto permitiría afinar más los manejos necesarios para mantener cada otra comunidad vegetal de interés, y especialmente pensando en los arbustales que aunque en algunos sitios parecen ser estables, en otros pueden responder al manejo de la remoción de la vegetación, y son claves para las transiciones a diferentes estados.

Por ejemplo, sería interesante ahondar en el análisis del impacto diferencial de bovinos y ovinos. Más allá de que en el trabajo de campo no se pudo separar el efecto del ganado ovino del de fuego o chirquera (no hubo un sitio con ovinos pero sin fuego ni chirquera), el ganado ovino parece tener un impacto en el corto y largo plazo en la vegetación leñosa, tanto por los resultados del trabajo de campo, sobre todo los impactos en la regeneración, como por lo obtenido a través de las consultas y el apoyo de la bibliografía. ¿El ganado ovino ejerce un efecto controlando la vegetación leñosa mayor al de los bovinos?

Dados los efectos diferenciales que puede tener al remoción de la vegetación por ganado, fuego (López-Márisco et al. 2019), y chirquera ¿Qué pasaría en un sitio con ganado ovino y sin uso de fuego o chirquera? ¿En qué y cómo influyen por separado ganado, carga, fuego y chirquera? ¿Es diferente el efecto del pisoteo según el tipo de ganado?

Se resaltan otros aspectos que sería interesante ahondar a partir de: los vacíos de información identificados en el capítulo 3 sobre cómo algunos aspectos del manejo ganadero influyen las dinámicas de la vegetación; y lo que se plantea en la discusión sobre algunos aspectos que no coinciden con el modelo de Bernardi et al. (2019a). Algunos aspectos que sería necesario ahondar en ese sentido son cómo influye en la dinámica de la vegetación: el sistema de pastoreo (e.g. régimen de rotación), el tamaño de la unidad de manejo, la época en que se aplica chirquera o fuego, la frecuencia del fuego, o a la heterogeneidad del uso del espacio por el ganado y su relación con el fuego.

Trabajo con personas involucradas en manejo: Para poder profundizar en cómo los manejos ganaderos influyen en las dinámicas de las comunidades vegetales abiertas, sería recomendable incorporar a las personas que están realizando dicho manejo. Los ensayos a campo y con gran extensión son poco viables, pero el trabajar de cerca con las personas de campo, poder realizar un seguimiento de los manejos e intercambiar de los mismos, podría enriquecer mucho la comprensión sobre estos sistemas naturales.

Trabajo con otras personas de territorio y paisajes multifuncionales: También es recomendable trabajar con las personas que estén interesadas en conservar estas comunidades vegetales abiertas o bosque o tengan vínculo con los mismas, y no estén necesariamente en el rol de gestión predial, por ejemplo, organizaciones de la sociedad civil, personas que participen de comisiones de cuenca, SNAP. También sería interesante entender la importancia de las comunidades vegetales abiertas para proveer otros beneficios y poder evaluar y planificar paisajes multifuncionales (Foley et al. 2005, Neyret et al. 2021), para lo cual podría involucrarse a personas que tengan conocimientos de estas comunidades vegetales abiertas o de bosque y hagan uso de los mismos más allá del manejo ganadero, por ejemplo, personas asociadas al uso de plantas medicinales (*e.g.* Castiñeira Latorre et al. 2018), apicultura, turismo de naturaleza, etc.

Comunidades vegetales abiertas en diversos contextos productivos: Los cambios en los usos del suelo, sobretodo el reemplazo de pastizales u otras comunidades abiertas por forestación o cultivos, son una gran amenaza para la biodiversidad en Uruguay (Overbeck et al. 2007; Baldi and Paruelo 2008; Graesser et al. 2015; Volante et al. 2015; Modernel et al. 2016; Baeza and Paruelo 2018, 2020). Entonces, más allá de los paisajes dominados por usos ganaderos extensivos, ¿qué pasas con la dinámica de las comunidades vegetales abiertas inmersos en paisajes dominados por otros usos del suelo? ¿Cómo las dinámicas entre comunidades vegetales abiertas y entre estas y el bosque son afectadas y cómo pueden sostenerse en paisajes dominados por otros manejos que no sean los ganaderos? Para repensar prácticas de uso del suelo que tiendan hacia la sostenibilidad de paisajes diversos y que sostengan las dinámicas naturales y el bienestar humano es fundamental entender qué prácticas de otros usos del suelo interactúan con las comunidades vegetales abiertas y las transiciones entre estos y bosque, cómo son gestionados en otros usos y cuáles impactos tienen en sus dinámicas puede ser algo fundamental.

Un ejemplo de la interacción entre usos del suelo y comunidades vegetales naturales son algunos resultados encontrados para el bosque nativo. Se encontró que la región y uso dominante del suelo explicaba la presencia de bosque nativo (Bernardi et al. 2019b). Particularmente, regiones donde es más utilizada la agricultura se asocian a una disminución de la superficie de bosque (Bernardi et al. 2019b). Otro ejemplo de interacción entre usos del suelo y comunidades vegetales naturales es la corta de bosque nativo. La corta de bosque nativo está regulada por Ley y mediada por autorización de la DGF (artículo 24 de la Ley Forestal, Artículo N° 16-Decreto N° 452/988, Proyecto REDD+

Uruguay. 2020a). Dos de los principales criterios utilizados para evaluar y autorizar o no la corta del bosque son el valor para la biodiversidad de ese bosque, su presencia o no en fotos satelitales de referencia, y la capacidad de uso agrícola del sector donde está el bosque. Por lo tanto, en algunos casos, puede ser autorizada la corta de bosque si se considera que este no es valioso para la biodiversidad y compite con la producción agrícola, sin tener en cuenta por ejemplo, la dinámica a nivel de paisaje o el contexto. Por ejemplo, un bosque de Espinillos *Vachellia caven* puede no ser de destacada importancia por estar dominado por una especie común, pero no se tiene en cuenta la superficie boscosa en el contexto o la capacidad de que este parche de contribuir a la conectividad a nivel de paisaje.

Otras variables: A lo largo de la tesis, el trabajo de campo, la evidencia y las consultas, resaltan que otras variables, además de las prácticas ganaderas influyen en la vegetación que se desarrolla en un sitio. La distancia al curso, rocosidad, pendiente y manejo son otras variables que influyen en la composición según lo encontrado, lo que coincide con otros estudios (Carlucci et al. 2011, Müller et al. 2012, Bernardi et al. 2016, Brussa 2018). Pero también podrían entrar en juego otras variables relacionadas a estas, como la disminución de la humedad al alejarse del curso, distanciamiento de la fuente de propágulos, cambios en la materia orgánica del suelo u otros compuestos o propiedades del suelo, profundidad del suelo, topografía, hidrología del paisaje (Watt 1947, Lloyd et al. 2000, Peters et al. 2006, Gautreau & Lezama 2009, Fan et al. 2017). Sería deseable generar estudios de campo o análisis de evidencia que permitan profundizar en la influencia de algunas de estas variables.

Rasgos funcionales de las plantas: Otra aspecto que podría ser interesante profundizar son los rasgos funcionales de las plantas, quizá al estar en diferentes regiones o tener diferentes fuentes de propágulos en un paisaje, se desarrollen diferentes comunidades en cuanto a composición. Pero, ¿qué tienen en común las especies dominantes? ¿Qué rasgos funcionales comparten especie en el gradiente ambiental? Existe un antecedente en esta línea para el sur de Brasil (Müller et al. 2007).

Abordar diversos grupos de plantas: Esta tesis se centró en la comunidad de especies leñosas. Sería interesante complementar el estudio de leñosas con otras herbáceas (incluyendo gramíneas), pero realizar un estudio integral, que incluya a ambos grupos y no miradas parciales. Esto puede contribuir a cuantificar impactos en la conservación de especies prioritarias o características de pastizal y también de interés productivo.

Desarrollo del modelo: En cuanto al desarrollo de modelos de las dinámicas temporales entre comunidades vegetales abiertas y entre estas y el bosque, en esta tesis la modelación utilizando en conjunto los modelos de estados y transiciones y las Redes de Creencia Bayesianas mostraron tener un buen potencial para incorporar la mirada de las personas que toman decisiones y tienen conocimiento sobre el territorio, a la vez que se puede incorporar información disponible, pública y oficial que tiene el potencial de ser aplicable a la toma de decisiones. Este tipo de modelos pueden ser muy útiles para simular las dinámicas de la vegetación a largo plazo. Sin embargo, puede presentar dificultades como el alto tiempo de dedicación que tienen que disponer las personas consultadas, así como el tiempo que requiere el análisis de datos. Asimismo, la metodología de Cain 2001 tiene varias ventajas al simplificar, pero presentó algunas limitaciones en cuanto a trabajar bases de datos con 5 estados finales posibles y siete variables interactuando. Quizá otras aproximaciones pueden ser más útiles (*e.g.* Mkrтчyаn *et al.* 2016, Alkhairy *et al.* 2019), si se acompaña con la correspondiente capacitación y especialización en esos el uso de programas, y estadística asociadas a estos métodos. De hecho, esta metodología parece ser adecuada para equipos interdisciplinarios, y con anclaje en territorio. Esto hace que las personas interesadas se involucren durante todo el proceso y pueda retroalimentarse. Asimismo, sería interesante poder profundizar en los aspectos de estimación de incertidumbre del modelo.

Referencias bibliográficas

- Alkhairy, I., S. Low-Choy, J. Murray, J. Wang, and A. Pettitt. 2020. Quantifying conditional probability tables in Bayesian networks: Bayesian regression for scenario-based encoding of elicited expert assessments on feral pig habitat. *Journal of Applied Statistics* 47:1848–1884.
- Baeza, S., and J. M. Paruelo. 2018. Spatial and temporal variation of human appropriation of net primary production in the Rio de la Plata grasslands. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 145:238–249.
- Baeza, S., and J. M. Paruelo. 2020. Land use/land cover change (2000–2014) in the rio de la plata grasslands: An analysis based on MODIS NDVI time series. *Remote Sensing* 12:1–22.
- Baeza S., G. Rama, and F. Lezama. 2019. Cartografía de los pastizales naturales en las regiones geomorfológicas de Uruguay predominantemente ganaderas. Ampliación y actualización. En: Altesor A., López-Mársico L. and J.M. Paruelo. 2019. Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales II. Serie FPTA N° 69, INIA, Montevideo.

- Baldi, G., and J. M. Paruelo. 2008. Land-use and land cover dynamics in South American Temperate grasslands. *Ecology and Society* 13.
- Bernardi, R. E., M. Holmgren, M. Arim, and M. Scheffer. 2016. Why are forests so scarce in subtropical South America? The shaping roles of climate, fire and livestock. *Forest Ecology and Management* 363:212–217. Bernardi, R. E., A. Staal, C. Xu, M. Scheffer, and M. Holmgren. 2019a. Livestock Herbivory Shapes Fire Regimes and Vegetation Structure Across the Global Tropics. *Ecosystems* 22:1457–1465.
- Bernardi, R. E., M. Buddeberg, M. Arim, and M. Holmgren. 2019b. Forests expand as livestock pressure declines in subtropical South America. *Ecology and Society* 24.
- Brazeiro, A., M. Achkar, C. Toranza, and L. Bartesaghi. 2020. Agricultural expansion in uruguayan grasslands and priority areas for vertebrate and woody plant conservation. *Ecology and Society* 25.
- Cain, J. 2001. Planning improvements in natural resources management. Centre for Ecology & Hydrology Crowmarsh, Wallingford, UK.
- Carlucci, M. B., L. da S. Duarte, and V. D. Pillar. 2011. Nurse rocks influence forest expansion over native grassland in southern Brazil. *Journal of Vegetation Science* 22:111–119.
- Castiñeira Latorre, E., A. Canavero, and M. L. Pochettino. 2018. Comparison of medicinal plant knowledge between rural and urban people living in the Biosphere Reserve “Bioma Pampa-Quebradas del Norte”, Uruguay: an opportunity for biocultural conservation. *Ethnobiology and Conservation* 7:4.
- DGF-MGAP. 2018. Cartografía Forestal Nacional 2018. Dirección General Forestal, MGAP. Montevideo, UY. <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/datos-y-estadisticas/datos/resultados-cartografia-forestal-nacional-2018>
- Fan, Y., G. Miguez-Macho, E. G. Jobbágy, R. B. Jackson, and C. Otero-Casal. 2017. Hydrologic regulation of plant rooting depth. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 114:10572–10577.
- Foley, J. A., R. DeFries, G. P. Asner, C. Barford, G. Bonan, S. R. Carpenter, F. S. Chapin, M. T. Coe, G. C. Daily, H. K. Gibbs, J. H. Helkowski, T. Holloway, E. A. Howard, C. J. Kucharik, C. Monfreda, J. A. Patz, I. C. Prentice, N. Ramankutty, and P. K. Snyder. 2005. Global consequences of land use. *Science* 309:570–574.
- Gautreau, P., and F. Lezama. 2009. Clasificación florística de los bosques y arbustales de las sierras del Uruguay. *Ecología Austral* 19:81–92.
- Graesser, J., T. M. Aide, H. R. Grau, and N. Ramankutty. 2015. Cropland/pastureland dynamics and the slowdown of deforestation in Latin America. *Environmental Research Letters* 10.
- Lezama, F., M. Pereira, A. Altesor, and J. M. Paruelo. 2019. Grasslands of Uruguay: Classification based on vegetation plots. *Phytocoenología* 49:211–229.
- Lloyd, K. M., A. A. M. McQueen, B. J. Lee, R. C. B. Wilson, S. Walker, and J. B. Wilson. 2000. Evidence on ecotone concepts from switch, environmental and anthropogenic ecotones. *Journal of Vegetation Science* 11:903–910.
- López-Mársico, L., F. Lezama, and A. Altesor. 2019. ¿Qué sabemos sobre los efectos del fuego en pastizales? En: Altesor A., López-Mársico L. and J.M. Paruelo. 2019. Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales II. Serie FPTA N° 69, INIA, Montevideo.

- López-Marisco, L., F. Lezama, and A. Altesor. 2020. Heterogeneity decreases as time since fire increases in a South American grassland. *Applied Vegetation Science*.
- Lucas, C., M. Ceroni, S. Baeza, A. A. Muñoz, and A. Brazeiro. 2016. Sensitivity of subtropical forest and savanna productivity to climate variability in South America, Uruguay. *Journal of Vegetation Science* 28:192–205.
- Mkrtchyan, L., L. Podofilini, and V. N. Dang. 2016. Methods for building Conditional Probability Tables of Bayesian Belief Networks from limited judgment: An evaluation for Human Reliability Application. *Reliability Engineering and System Safety* 151:93–112.
- Modernel, P., W. A. H. 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.
- Müller, S. C., G. E. Overbeck, J. Pfadenhauer, and V. D. Pillar. 2007. Plant functional types of woody species related to fire disturbance in forest-grassland ecotones. *Plant Ecology* 189:1–14.
- Müller, S. C., G. E. Overbeck, J. Pfadenhauer, and V. D. Pillar. 2012. Woody species patterns at forest – grassland boundaries in southern Brazil. *Flora* 207:586–598
- Neyret, M., M. Fischer, E. E. Allan, N. Hölzel, V.H. Klaus, T. Kleinebecker, J. Krauss, G. Le Provost a, S. Peter , N. Schenk, N.K. Simons, F. van der Plas, J. Binkenstein, C. Börschig, K. Jung, D. Prati, D. Schäfer, M. Schäfer, I. Schöning, M. Schruppf, M. Tschapka, C. Westphal, and P. Manning. 2021. Assessing the impact of grassland management on landscape multifunctionality. *Ecosystem Services* 52: 101366.
- Overbeck, G. E., S. C. Müller, A. Fidelis, J. Pfadenhauer, V. D. Pillar, C. C. Blanco, I. I. Boldrini, R. Both, and E. D. Forneck. 2007. Brazil's neglected biome: The South Brazilian Campos. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 9:101–116.
- Peters, D. P. C., J. R. Gosz, W. T. Pockman, E. E. Small, R. R. Parmenter, S. L. Collins, and E. Muldavin. 2006. Integrating patch and boundary dynamics to understand and predict biotic transitions at multiple scales. *Landscape Ecology* 21:19–33.
- Proyecto REDD+ Uruguay. 2020. Monitoreo de especies exóticas invasoras del bosque nativo de Uruguay mediante sensoramiento remoto. Olivera, J.M., M. E. Riaño, V. Etchebarne, M. L. García de Souza, and C. Justo. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca-Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente. Montevideo. <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/comunicacion/publicaciones/monitoreo-especies-exoticas-invasoras-del-bosque-nativo-uruguay-mediante>
- [Toranza, C, Lucas C & M Ceroni. 2019. Spatial Distribution and Tree Cover of Hillside and Ravine Forests in Uruguay: the Challenges of Mapping Patchy Ecosystems. *Agrociencia* \(23\) 1-12.](#)
- Volante, J., J. Mosciaro, M. Morales Poclava, L. Vale, S. Castrillo, J. Sawchik, G. Tiscornia, M. Fuente, I. Maldonado, A. Vega, R. Trujillo, L. Cort'z, and J. Paruelo. 2015. Expansión agrícola en Argentina, Bolivia, Paraguay, Uruguay y Chile entre 2000-2010. Caracterización espacial mediante series temporales de índices de vegetaci' n. *Revista de Investigaciones Agropecuarias* 41:179–191.
- Watt, A. S. 1947. Pattern and process on the Plant community. *The Journal of ecology* 35:1–22.

GLOSARIO

A través de la bibliografía es muy difícil encontrar trabajos que se basen en la misma definición de pastizal, arbustal, sabana, biomas abiertos o comunidades vegetales abiertas. Para evitar confusiones con los términos, en la tesis se utilizará una nomenclatura que en algunos casos no seguirá estrictamente la citada en los trabajos. En el caso que corresponda, aclararé con un pié de nota o en el texto a qué me refiero. Los términos que podrán encontrarse en la tesis serán los siguientes:

Bioma: “*agrupación de tipos de vegetación con la misma forma de crecimiento dominante que permanece estable a lo largo de las generaciones*” (Pausas and Bond 2020)

Biomias abiertos: las comunidades vegetales abiertas están conformados por vegetación cuya fisionomía está dominada por plantas intolerantes a la sombra. Esto incluye, por ejemplo, pastizales, arbustales, sabanas o bosques abiertos dominados por sotobosque intolerante a la sombra (Bond 2019; Pausas and Bond 2020)..

Biomias cerrados: dominados por vegetación arbórea, que excluye a las plantas intolerantes a la sombra de su sotobosque, por ejemplo, bosques (Pausas and Bond 2020; en esta tesis me refiero específicamente a los bosques).

Cobertura del suelo en el cuadrante de 1x1m: se refiere a la cobertura del suelo medida en el capítulo 1 en un cuadrante de 1x1m. Esta se clasificó en cuatro estratos de vegetación herbácea, rocas y suelo desnudo.

Comunidad vegetal: se refiere a la cobertura vegetal y/o composición de la vegetación de un determinado sitio, principalmente asociada a la cobertura vegetal. Por ejemplo, arbustal, pastizal, bosque.

Comunidad vegetal abierta: se refiere a la cobertura vegetal y/o composición de la vegetación de un determinado sitio, la cual es intolerante a la sombra, principalmente asociada a la cobertura vegetal. Por ejemplo, arbustal, pastizal. En el caso de la tesis, incluyo en los capítulos 1 y 2 pastizal, arbustal, y en el 3 y 4 pastizal, arbustal, arbustal con árboles y bosque parque.

Comunidad vegetal abierta: se refiere a la cobertura vegetal y/o composición de la vegetación de un determinado sitio dominada por árboles que excluye a las plantas intolerantes a la sombra de su sotobosque, por ejemplo, bosques. Por ejemplo, bosque.

Ecorregión: se refiere a una de las unidades identificadas como ecorregión en la clasificación de Olson 2001. La tesis se desarrolla en la Ecorregión Sabana Uruguayense. A pesar de que en su nombre esta tiene el término Sabana, esta ecorregión incluye biomas de pastizal, arbustal, bosques parque (bosque abierto) y también incluye bosques densos.

Regiones de Pastizal, Matorral y Sabana: estos comprenden las grandes regiones de vegetación compuestas por biomas abiertos, y, excepto que se nombre una región particular (*sensu* Olson 2001), se refiere a los compuestos por estos tres biomas en forma genérica, sin distinguir clima. Se refiere en sí a la clasificación de biomas clásica dada por la vegetación y clima, pero como en la tesis nos referimos a la definición de bioma según Pausas & Bond 2020, preferimos utilizar el término Regiones para no confundir.

Vegetación dominante en el cuadrante: Con esto, en el capítulo 1 y 2 me refiero a la vegetación que domina en el cuadrante de 5x5m donde muestro la vegetación. La misma puede ser vegetación herbácea (con dominancia de gramíneas y/o graminoides), arbustiva o arbórea. Se consideraron como vegetación dominante *herbácea* aquellos cuadrantes con dominancia de vegetación herbácea y con cobertura de especies leñosas menor al 25%. Se consideró vegetación dominante arbustiva aquellos cuadrantes con dominancia de especies arbustivas y entre 25 a 75% de cobertura de vegetación leñosa (arbustos y árboles).

La vegetación dominante arbórea se consideró aquellos cuadrantes con dominancia de especies arbóreas y cobertura de copas continua o casi continua (75 a 100). Esta definición fue realizada modificando Dixon 2014.

Vegetación leñosa: se refiere a árboles y arbustos.

Transición dominada por vegetación arbustiva: uno de los ecotonos reconocidos en el capítulo 1 y 2

Transición dominada por vegetación herbácea: uno de los ecotonos reconocidos en el capítulo 1 y 2

Referencias bibliográficas

Bond, W. J. 2019. Open ecosystems. Ecology and evolution beyond the forest edge. First edition. Oxford University Press, Oxford, UK

Pausas, J. G., and W. J. Bond. 2020. Alternative Biome States in Terrestrial Ecosystems. Trends in Plant Science 25:250–263. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2019.11.003>