



Universidad de la República
Facultad de Ciencias
Programa de Posgrado en Ciencias Ambientales



Cambios en el uso y cobertura del suelo en sistemas socio-ecológicos de Uruguay

Autor: Federico Gallego
fgallego@fcien.edu.uy

Tutor: José María Paruelo

Tribunal:
Germán Baldi, Santiago Verón y Alejandro Brazeiro

Julio 2024

Publicaciones derivadas de la tesis

Gallego, F., Camba-Sans, G., Di Bella, C. M., Tiscornia, G. y Paruelo, J. M. (2023). Performance of real evapotranspiration products and water yield estimations in Uruguay. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*. 32, 101043.

<https://doi.org/10.1016/j.rsase.2023.101043>

Índice general

Agradecimientos	5
Resumen	6
Abstract	8
Capítulo 1 - Introducción general	11
1.1. <i>Cambios en el uso y cobertura del suelo</i>	11
1.2. <i>Servicios ecosistémicos</i>	13
1.3. <i>Sistemas socio-ecológicos</i>	15
1.4. <i>Pastizales del Río de la Plata</i>	18
1.5. <i>Objetivos y organización de la tesis</i>	20
Capítulo 2 - Identificación, caracterización, mapeo y resiliencia de sistemas socio-ecológicos de Uruguay	33
Introducción.....	33
Materiales y métodos.....	36
Resultados.....	41
Discusión.....	53
Material suplementario.....	65
Capítulo 3 - Projected land-cover changes and their consequences on the supply of Ecosystem Services in Uruguay	76
Introduction.....	76
Methods.....	78
Results.....	81
Discussion.....	85
Supplementary material.....	95
Capítulo 4 - Performance of real evapotranspiration products and water yield estimations in Uruguay	97
Introduction.....	97
Methods.....	99
Results.....	108
Discussion.....	116
Supplementary material.....	127
Capítulo 5 – Discusión general	134
5.1. <i>Resultados y contribuciones de la tesis</i>	134
5.2. <i>Dinámica de los cambios en el uso y cobertura del suelo</i>	136
5.3. <i>Impactos de los cambios en el uso y cobertura del suelo</i>	138
5.4. <i>Los Sistemas Socio-Ecológicos como marco para ordenar el territorio</i>	142
5.5. <i>Consideraciones finales</i>	144

Agradecimientos

En primer lugar, quiero agradecer a mi orientador, José Paruelo por toda la confianza, apoyo, e incentivo en cada una de las etapas de la tesis. Gracias por entender y respetar mis ideas, por tantos consejos y por aportar, día a día, a mi desarrollo académico. Gracias José por las grandes ideas que hicieron posible esta tesis y por las discusiones que la enriquecieron.

A Germán Baldi, Santiago Verón y Alejandro Brazeiro por aceptar ser miembros del tribunal evaluador de la tesis y por su visión crítica en la corrección. Sin dudas, sus comentarios enriquecieron notablemente el documento final.

A la Facultad de Ciencias y al programa de Maestría de Doctorado en Ciencias Ambientales (DOCA), por darme la posibilidad de realizar una carrera de forma gratuita. Todas las herramientas necesarias para afrontar mi carrera académica y profesional fueron adquiridas gracias a ello.

A la “negra” Vale por el día a día, la paciencia, el apoyo incesante y, por sobre todas las cosas, el buen humor. También, quiero agradecer a Gabriela Eguren, una persona que siempre me alentó a darlo todo. Donde estés, gracias por tu confianza.

A mis compañeros del Grupo de Ecología de Pastizales: Alice Altesor, Claudia Rodríguez, Anaclara Guido, Luis López, Beatriz Costa, Andrea Tommasino, Cecilia Ríos, Fabiana Pezzani, Santiago Baeza, Felipe Lezama, Valerie Cayssials, Silvina García, Pedro Pañella y Lucía Farías por hacer más ameno el día a día, por la buena onda, por las sugerencias y las discusiones que mucho le aportaron a este trabajo.

A mis compañeros de la FAUBA: Gonzalo Camba-Sans, Luciana Staiano, Pablo Baldassini, María Vallejos, Mariano Oyarzabal, Camilo Bagnato, Gervasio Piñeiro, Carlos DiBella, Marcos Texeira y Georgina García-Inza por su apoyo y compañía durante todo el proceso. Gracias por escucharme y aconsejarme.

A mis amigos: Lú, Nacho, Guille, Mica, Malau y Javi, por estar siempre.

A mi familia que es el sostén de mi vida, sin ellos, esto no hubiera sido posible. Gracias por estar presentes y por los valores que me transmitieron y que mantenemos. Quiero agradecer especialmente a mi madre y padre, soy lo que soy gracias a ellos. Gracias por los valores, el apoyo incesante, las palabras de aliento y el cariño. ¡Esto es para ustedes!

A Gise, Emi y Fran, son todo lo que está bien. Gracias por soportarme en los momentos difíciles y por alentarme a seguir adelante. Son la luz de mi vida.

A todos, ¡muchas gracias!

Cambios en el uso y cobertura del suelo en sistemas socio-ecológicos de Uruguay

Resumen

Durante las últimas décadas, los humanos han generado una profunda transformación del planeta. Estos cambios han llegado a afectar el clima y la biota, comprometiendo Servicios Ecosistémicos (SE) clave para el bienestar de las sociedades. Los cambios en el uso y cobertura del suelo representan la alteración humana más importante sobre el planeta. En la región de los Pastizales del Río de la Plata, la expansión agrícola y forestal es la transformación más extendida y tiene importantes consecuencias sociales y ambientales. La presente tesis aborda, desde diferentes perspectivas y marcos conceptuales, el efecto de la transformación del uso y la cobertura del suelo en Uruguay. En este sentido, el objetivo de esta tesis fue evaluar y cuantificar los efectos de los cambios en el uso y cobertura del suelo (pasados, actuales y futuros) sobre la provisión de SE, las características de los Sistemas Socio-Ecológicos (SSE) de Uruguay y su resiliencia. Para ello, en primer lugar, se aplicó un marco conceptual y metodológico novedoso para identificar, caracterizar y mapear Tipos Funcionales de Socio-Ecosistemas en Uruguay para los años 2000 y 2011. Fueron utilizados datos provistos por sensores remotos y datos secundarios derivados, principalmente, de los Censos Agropecuarios y de Población y Vivienda. En segundo lugar, se generaron proyecciones, para las próximas dos décadas, en los usos y coberturas del suelo basadas en las tendencias observadas y se cuantificó el impacto de estas dinámicas sobre la oferta futura de SE en Uruguay. Para ello, se utilizaron mapas de uso y cobertura del suelo provistos por la Iniciativa MapBiomás Pampa, modelos de cadenas de Markov y datos de sensores remotos para el cálculo del Índice de Oferta de SE. Por último, se evaluó el desempeño de diferentes productos espacialmente explícitos para estimar la evapotranspiración real y se estimó y analizó la variabilidad espacial y temporal del rendimiento hidrológico derivado de los diferentes productos de evapotranspiración real. Para esto, se utilizaron cuatro productos de evapotranspiración real derivados de imágenes satelitales, con diferentes resoluciones espaciales y temporales, y dos modelos de balance hídrico a dos escalas, nacional y de microcuenca. Los principales resultados en esta tesis fueron: a) se identificaron y caracterizaron 3 grupos y 7 subgrupos de Tipos Funcionales de Socio-Ecosistemas, con características contrastantes en términos de los componentes ecológicos, socio-económicos y las interacciones bidireccionales entre ambos subsistemas. Las Áreas de Enumeración que presentaron menor cambio se localizaron agregadas en la región noreste, sur y sureste del territorio uruguayo y ocuparon el 20% del territorio nacional. Por su parte, las Áreas de Enumeración que presentaron menor resiliencia se localizaron en la región del litoral oeste y centro-sur del país ocupando el 15% del territorio nacional; b) La generación y aplicación de

cadena de Márkov mostró que los pastizales naturales fueron la cobertura del suelo más abundante para el territorio uruguayo durante los años observados (2000, 2010 y 2019), así como predichos (2028 y 2037). Sin embargo, las proyecciones mostraron que los cultivos agrícolas y las plantaciones forestales con especies exóticas seguirán aumentando en las próximas décadas, alcanzando el 30 y 11 %, respectivamente, del territorio uruguayo para el 2037. Estos cambios en la cobertura del suelo tendrán consecuencias sobre la oferta de SE. Los modelos generados predicen que la oferta de SE disminuiría un 5% para el 2037; c) La evaluación del desempeño de diferentes productos para estimar la evapotranspiración real mostró que dos de los cuatro productos satelitales analizados se destacaron. Los productos MODIS y PMLv2(Ec+Ei) mostraron altos desempeños relativos en 4 de los 6 criterios analizados, incluyendo resolución espacial y temporal (500 metros y 8 días), correlación con precipitación y NDVI, y la capacidad de discriminar entre coberturas del suelo. Los resultados reportados en esta tesis mostraron que los cambios en el uso y cobertura del suelo generaron y generarán modificaciones importantes en el nivel de oferta de SE, principalmente en aquellos vinculados a la biodiversidad y la dinámica del carbono y agua. Asimismo, los cambios en el uso y cobertura del suelo estuvieron asociados a cambios drásticos en las características y distribución espacial de los SSE en Uruguay. Incluso, estos cambios fueron uno de los factores determinantes de la resiliencia de los SSE. Bajo el contexto actual y futuro de cambios en el uso y cobertura del suelo, se necesitan con urgencia estrategias de conservación de los pastizales, así como una mayor visibilidad en todos los ámbitos de este ecosistema natural. Las políticas públicas se vuelven clave para promover la conservación productiva de este ecosistema y reducir las consecuencias sociales y ambientales del cambio en el uso y cobertura del suelo.

Palabras clave: sensores remotos, servicios ecosistémicos, resiliencia, pastizales, modelos predictivos.

Land-use and land-cover changes in Uruguay's social-ecological systems

Abstract

Over the past decades, human activities have triggered a profound transformation of the planet, impacting both climate and biodiversity. These changes have notably compromised crucial Ecosystem Services (ES) that are important for the well-being of societies. Among the various human-induced alterations, land-use and land-cover changes stand out as the most substantial modification of the Earth's surface. In the Rio de la Plata Grasslands region, the expansion of agriculture and afforestation represents the most widespread transformation with significant social and environmental consequences. This thesis addresses, from various perspectives and conceptual frameworks, the effect of land-use and land-cover changes in Uruguay. In this regard, the objective of this thesis was to assess and quantify the effects of land-use and land-cover changes (past, present, and future) on the ES supply, the characteristics of Socio-Ecological Systems (SES) in Uruguay, and their resilience. To accomplish this, a novel conceptual and methodological framework was applied to identify, characterize, and map Socio-Ecosystems Functional Types in Uruguay for the years 2000 and 2011. For that, we used data derived from remote sensing and secondary sources, mainly from Agricultural and Population Censuses. Secondly, land-use and land-cover projections for the next two decades were generated based on observed trends, quantifying the impact of these dynamics on future ES supply in Uruguay. We used maps of land-use and land-cover from the MapBiomass Pampa Initiative, Markov chain models, and remote sensing data to calculate the ES Supply Index. Lastly, the performance of different spatially explicit products for estimating real evapotranspiration was evaluated, and the spatial and temporal variability of hydrological yield derived from different actual evapotranspiration products was estimated and analysed. Four actual evapotranspiration products derived from remote sensing, with different spatial and temporal resolutions, and two watershed-scale water balance models were used for this analysis. The main findings of this thesis were: a) three groups and seven subgroups of Socio-Ecosystems Functional Types were identified and characterized, exhibiting contrasting characteristics in terms of their ecological, socio-economic, and bidirectional interactions components. The Enumeration Areas that showed a greater change were clustered in the northeastern, southern, and southeastern regions of Uruguay, occupying 20% of the national territory. In contrast, the Enumeration Areas exhibiting lower resilience were located along the western coastal and south-central regions, comprising 15% of the country; b) the generation and application of Markov chains showed that natural grasslands were the most abundant land-use and land-cover for the Uruguayan territory during the observed years (2000, 2010 and 2019), as well as predicted (2028 and 2037).

However, projections showed that croplands and forest plantations with exotic species will continue to increase in the coming decades, reaching 30% and 11%, respectively, of the Uruguayan territory by 2037. These land-use and land-cover changes will have consequences on the supply of ES. The generated models predict that the supply of ES would decrease by 5% by 2037; c) the evaluation of different approaches for estimating actual evapotranspiration highlighted two of the four analysed satellite products. The MODIS and PMLv2(Ec+Ei) products demonstrated major relative performance across four of the six criteria analysed, including spatial and temporal resolution (500 meters and 8 days), correlation with precipitation and productivity, and the capacity to discriminate among land-use and land-cover types. The results presented in this thesis demonstrate that land-use and land-cover changes have generated and will generate significant modifications in the level of ES supply, particularly those services linked to biodiversity, carbon dynamics, and the water cycle. Moreover, land-use and land-cover changes were associated with drastic alterations in the characteristics and spatial distribution of the SES in Uruguay. These changes were identified as one of the determining factors in the resilience of SES. Under the current and future context of land-use and land-cover changes, conservation strategies for natural grasslands are urgently needed, as well as greater visibility in all areas of this ecosystem. Public policies will be crucial in promoting the productive conservation of these ecosystems while reducing the social and environmental consequences of land-use and land-cover change.

Keywords: remote sensing, ecosystem services, resilience, grasslands, predictive models.

Capítulo 1

Introducción general

Capítulo 1 - Introducción general

1.1. Cambios en el uso y cobertura del suelo

Durante las últimas décadas, los humanos han generado una profunda transformación del planeta (Vitousek et al. 1997; Ellis et al. 2013; Steffen et al. 2015; Winkler et al. 2021). Estos cambios han llegado a afectar el clima (mediante cambios en la composición atmosférica o las características de las superficies), la biota potencial (a través de la extinción o introducción de especies), entre otros aspectos clave del funcionamiento del planeta (Pielke, 2005; Ceballos et al. 2015). Esto ha llevado a que, desde el sector académico, se acuñara el término Antropoceno para denominar a la era geológica donde la intervención humana es la prevalente (Crutzen 2000). Esta nueva era geológica no solo denota lo exacerbada actividad antrópica, expresada por la elevada tasa de transformación y extensión de los cambios, sino que también muestra claramente el vínculo entre los humanos y la naturaleza. Los cambios profundos y generalizados ocurridos en el Antropoceno han llevado a reconocer la necesidad imperiosa de estudiar la interacción entre la naturaleza y las sociedades (Berkes et al. 2003; Bennett et al. 2015; Díaz et al. 2015).

El número de estudios abocados a cuantificar el impacto de las actividades antrópicas sobre el planeta Tierra ha crecido de manera exponencial en las últimas décadas (Vitousek et al. 1997 Foley et al. 2005, Rockström et al. 2009, Blomqvist et al. 2013; Ellis et al. 2013; Richardson et al. 2023). Uno de los trabajos que ha generado mayor impacto es el planteado por Röckstrom et al. (2009) donde desarrollaron un marco conceptual al cual denominaron “límites planetarios”. Estos límites se refieren a un conjunto de nueve fronteras (cambio climático, alteración del ciclo del nitrógeno y fósforo, pérdida de biodiversidad, agotamiento del ozono estratosférico, uso del agua dulce, acidificación de los océanos, polución química, cambios en el uso del suelo y la carga de aerosoles atmosféricos) que representan los límites ambientales dentro de los cuales la humanidad puede operar de manera segura para evitar un impacto negativo significativo en el sistema de la Tierra. En ese trabajo, Röckstrom et al. (2009) identificaron que tres (tasa de pérdida de biodiversidad, cambio climático y ciclos biogeoquímicos, principalmente del nitrógeno) de los nueve límites fueron sobrepasados. Más recientemente, Richardson et al. (2023) generaron una actualización de los límites planetarios encontrando que seis de los nueve límites planetarios se transgredieron además de aumentar el grado de transgresión respecto a

año 2015. Claramente, estos trabajos ponen de manifiesto el incremento sostenido de las actividades antrópicas y sus impactos sobre el planeta Tierra.

La conversión de áreas naturales a agrícolas representa la alteración humana más importante sobre el planeta Tierra (Foley et al. 2011). Los cambios en el uso y la cobertura del suelo buscan maximizar la producción de bienes y servicios con valor de mercado tales como fibras, alimentos, madera, entre otros. Los cambios ocasionados representan una alteración que trasciende el área en donde se implementan y es por ello que son considerados como una de las dimensiones del Cambio Global (Vitousek et al. 1986; 1997; Foley et al. 2005). Dentro de estas modificaciones se destaca la conversión de ecosistemas naturales a cultivos y pasturas artificiales. Estos agroecosistemas, en conjunto, se han transformado en una de las coberturas más extensas de la superficie terrestre (Ramankutty et al. 2002; Foley et al. 2005; Ellis et al. 2010; Winkler et al. 2021; Potapov et al. 2022).

Como consecuencia de la expansión agrícola, los pastizales naturales se han convertido en uno de los ecosistemas más alterados y amenazados a nivel global (Henwood 1998; Ellis y Ramankutty, 2008; Parr et al. 2014; Carbutt et al. 2017). Los pastizales ocupan cerca de 9 millones de km² (8% de la superficie terrestre del planeta) (White et al. 2000; Henwood 2010) y se estima que el 54.5 % de su superficie ha sido convertida a uso agrícola, forestal y urbano (White et al. 2000). Además de ser el bioma más transformado, también es el que posee menor porcentaje de protección (4.6%) y con el mayor índice de riesgo (hábitat transformado/hábitat protegido= 10:1). Esta situación sitúa a los pastizales dentro de las categorías de biomas "En peligro" y "En peligro crítico" (Hoekstra et al. 2005; Gibson 2009; Jones et al. 2018).

Las consecuencias de los cambios en el uso y cobertura del suelo son múltiples. La transformación de los hábitats naturales no solo impacta directamente en la biodiversidad (Newbold et al. 2015; Winkler et al. 2021), sino que también modifica la manera en que los ecosistemas interactúan con la atmósfera (Bounoua et al. 2002). Específicamente, los cambios en el uso y la cobertura del suelo tienen efectos significativos en el clima a nivel global y local, debido a la perturbación de los ciclos biogeoquímicos (por ejemplo, modificaciones en la dinámica de los nutrientes y emisiones de gases de efecto invernadero y aerosoles) y biogeofísicos (por ejemplo, alteraciones en el albedo, la evapotranspiración o la rugosidad de la superficie) (Vitousek, 1994; Foley et al. 2005; Ellis et al. 2013). Estos cambios afectan los flujos de radiación, el calor sensible y la evapotranspiración, teniendo un impacto climático tanto a nivel local como global (Pielke et al. 2002; Pielke, 2005; Ellis et al. 2013). Estas consecuencias

han contribuido, en gran medida, al incremento en la frecuencia y gravedad de fenómenos como sequías, inundaciones y olas de calor, entre otros (Fischer y Knutti 2015; IPBES 2019; Chiang et al. 2021; Rajkhowa y Sarma 2021).

1.2. *Servicios ecosistémicos*

Una de las consecuencias directas del cambio en el uso y cobertura del suelo es que se compromete la capacidad de los ecosistemas de proveer servicios a la sociedad (Costanza et al. 1997; MEA, 2005). La diversidad de iniciativas internacionales, tales como la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MEA según sus siglas en inglés, MEA 2005), el programa de Economía de los Ecosistemas y la Biodiversidad (TEEB según sus siglas en inglés, Ring et al. 2010), el Programa de Monitoreo Global sobre Servicios Ecosistémicos (GEOBON; Tallis et al. 2012) y más recientemente la Plataforma Intergubernamental Científico-Política sobre Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos (IPBES según sus siglas en inglés; Díaz et al. 2015), demuestran el interés de la comunidad científica y de los tomadores de decisiones internacionales en la cuantificación, monitoreo y mapeo de servicios ecosistémicos (SE). Ciertamente, la continuidad temporal de estas iniciativas pone de manifiesto la importancia del marco conceptual de los SE tanto a nivel académico (particularmente para la investigación y divulgación) como para el diseño de políticas y el manejo de los recursos naturales por parte de tomador de decisiones.

Existen una gran diversidad de definiciones y sistemas de clasificación de los SE. Según Daily (1997), los SE son condiciones y procesos a través de los cuales los ecosistemas naturales y las especies que lo constituyen sustentan y satisfacen a la vida humana. Para Constanza et al. (1997), los SE son beneficios que la población humana obtiene, directa o indirectamente, de las funciones de los ecosistemas. Por su parte, la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio define a los SE como los beneficios que la población obtiene de los ecosistemas (MEA, 2005). Finalmente, Fisher et al. (2009) los define como aspectos de los ecosistemas utilizados (activa o pasivamente) para producir bienestar humano. Si bien esta no es una lista exhaustiva de definiciones (ni pretende serlo), pone claramente de manifiesto la dinámica y continua construcción del marco conceptual.

En relación a la clasificación de los SE, la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio los clasifica en cuatro tipos principales: de provisión (ej. productos comestibles obtenidos de los ecosistemas, como frutas, verduras, carne y pescado; madera y productos forestales no

madereros, entre otros), de regulación (ej. regulación del clima, regulación hídrica o el control de enfermedades, entre otros), culturales (ej. recreación y turismo, estéticos, educación, entre otros) y de soporte (ej. formación y mantenimiento del suelo o los ciclos biogeoquímicos) (MEA, 2005). Por su parte, Fisher et al. (2009) clasifican los SE en intermedios y finales. Los primeros corresponden con los procesos y estructuras ecosistémicas propiamente dichas (por ejemplo, la productividad primaria neta aérea o la biodiversidad). Los segundos son los procesos directamente asociados a la generación de beneficios para la sociedad (carne, leche, granos, provisión de agua, control de inundaciones, etc.). Este esquema de clasificación de los SE permite no sólo reconocerlos, sino también identificar sus correspondientes funciones de producción e impacto, lo cual lo hace sumamente atractivo para las actividades de investigación. Por un lado, las funciones de producción relacionan cuantitativamente la estructura y/o el funcionamiento de los ecosistemas con el nivel de provisión de SE (Heal, 2000; Daily et al. 2000; 2009). Las funciones de producción mejor descritas son aquellas relacionadas a la producción de "commodities" (Daily et al. 2009) pero también existen casos vinculados a SE de regulación, por ejemplo, distintos modelos para estimar pérdidas de suelo (Wischmeier y Smith, 1960) o secuestro de C en el suelo (Caride et al. 2012). Por otra parte, las funciones de impacto relacionan cuantitativamente en qué medida un cambio estructural o funcional de un ecosistema dado por una perturbación (natural o artificial), afectará el bienestar humano a través de la alteración en la provisión de servicios (Paruelo, 2011; Paruelo et al. 2014, Paruelo y Dieguez, 2019). Un ejemplo de ellas es como cambia la evapotranspiración de cuencas a medida que aumentamos la superficie implantada con árboles comerciales (Nosetto et al. 2005) o el cambio en el C orgánico del suelo con la intensidad de las labranzas (Caride et al. 2012). La caracterización de estas funciones es crucial para identificar umbrales a partir de los cuales los ecosistemas pueden cambiar y alcanzar estados indeseables en los cuales la provisión de servicios disminuye drásticamente (Scheffer et al. 2001).

La provisión de agua dulce es uno de los servicios ecosistémicos finales clave para el desarrollo de las sociedades ya que sustenta los medios de vida, el desarrollo socioeconómico y los ecosistemas (Zhang et al. 2023). La producción de agua que deriva de las cuencas hidrográficas en un tiempo determinado se denomina Rendimiento Hidrológico (RH) (Salemi et al. 2012). Dado que puede ser fácilmente accesible para el consumo humano, también se conoce como el "agua azul", en contraste con el "agua verde", que es consumida por las plantas (Falkenmark y Rockström, 2006). El RH considera la precipitación que cae en una cuenca, la infiltración del agua en el suelo, la evaporación desde la superficie del suelo y plantas, la transpiración de los tejidos vegetales y la cantidad de agua que fluye a través de ríos y arroyos. De alguna manera, el RH

integra los componentes del ciclo del agua que están ocurriendo en una cuenca y va a determinar la disponibilidad de recursos hídricos en la misma. En este sentido, cuantificar las fluctuaciones en el RH vinculadas a diversas presiones antrópicas (ej. riego de cultivos, cambios en el uso y cobertura del suelo, etc.) y climáticas (años de alta y baja precipitación) es esencial para la planificación integral y sostenible de este SE (Vörösmarty et al. 2000a, 2000b; 2015).

Uno de los principales factores determinantes del RH es la evapotranspiración real (ETR). La ETR es un proceso ecosistémico (servicio intermedio) que relaciona el balance de energía con el ciclo hidrológico. Se define como la suma de la evaporación de la superficie terrestre y la transpiración, que es la pérdida de agua por la vegetación (Chapin et al. 2011; Jasechko et al. 2013; Schlesinger y Jasechko, 2014). La ETR constituye uno de los principales componentes del ciclo hidrológico explicando el 60% de la precipitación continental (Brutsaert, 1986), y está fuertemente regulado por los cambios en la vegetación (Chapin et al. 2011). Son diversas las aproximaciones metodológicas para estimar la ETR. Entre ellas, se destacan, las torres de Eddy Covariance, los lisímetros de pesaje, los sistemas de flujo de savia, el modelado basado en balances de agua y energía y las imágenes satelitales (Wilson et al. 2001; Ford et al. 2007; Kosugi y Katsuyama, 2007; Zhao et al. 2013; Bhattarai y Wagle, 2021). Debido a las ventajas comparativas que presentan los sensores remotos (mismo protocolo de observación en grandes extensiones y en períodos de tiempo regulares), se ha vuelto la aproximación dominante en los últimos 30 años (Bhattarai y Wagle, 2021).

1.3. *Sistemas socio-ecológicos*

El concepto de SE permite establecer un nexo entre la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas con el bienestar humano (Goulden y Kennedy, 1997, Boyd y Banzhaf 2007; Haines-Young y Potschin 2010). En este contexto, el marco conceptual de los Sistemas Socio-Ecológicos (SSE) se vuelve un elemento clave del análisis de las problemáticas vinculadas a la oferta de SE (Ostrom 2009; Griggs et al. 2013; Palomo et al. 2014). De hecho, actualmente, este marco conceptual emergente es reconocido como un área interdisciplinar en el contexto de las ciencias de la sostenibilidad (Chapin et al. 2011; Clark y Harley 2020). Los SSE se entienden como sistemas complejos, adaptativos, con comportamiento no lineales y en los que sus distintos componentes (culturales, políticos, sociales, económicos, ecológicos, tecnológicos, etc.) interactúan a múltiples escalas espaciales y temporales (Berkes et al. 2003; Martín-López et al. 2009; Uribe et al. 2014). En términos concretos, los SSE son entendidos como sistemas en los que los

componentes ecológicos y sociales están estrechamente vinculados a través de múltiples mecanismos de interacción (Ostrom, 2009). El componente social se beneficia de los servicios proporcionados por el ecosistema y, a su vez, la acción humana modifica, ya sea directa o indirectamente, el funcionamiento y la estructura de los ecosistemas (Figura 1; Berkes et al. 2003). Por lo tanto, este marco conceptual brinda la posibilidad de evaluar y gestionar de manera adecuada el territorio a través de la integración y comprensión de las interacciones entre los seres humanos (y sus actividades) con el medio biofísico (Future Earth 2013, Griggs et al. 2013; Palomo et al. 2014).

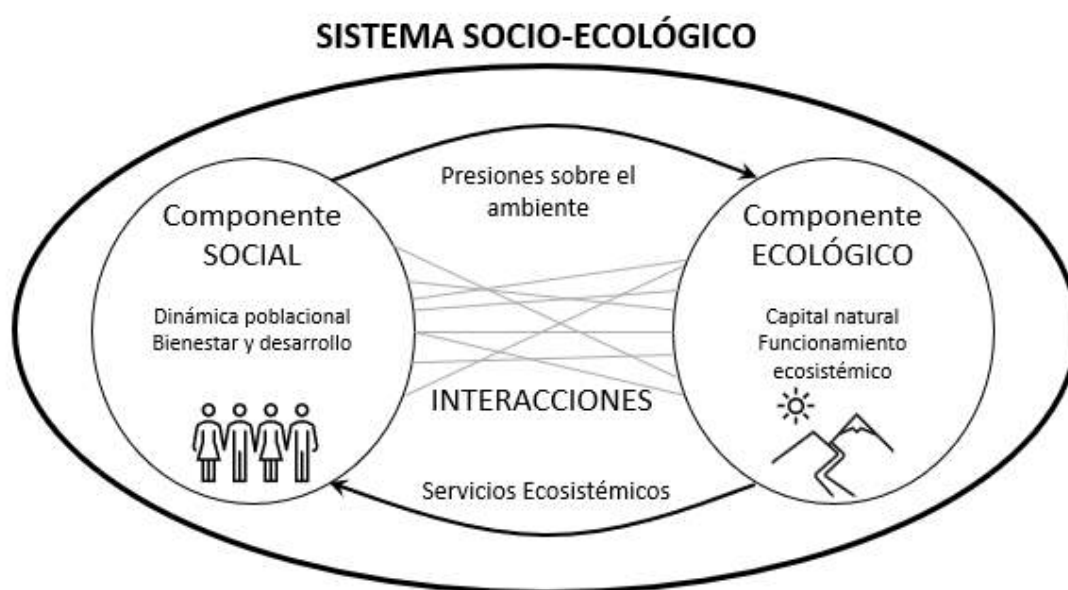


Figura 1: Marco conceptual para el análisis de los Sistemas Socio-Ecológicos. Este marco cuenta con tres componentes: social, ecológico y la interacción entre ambos. Adaptado y modificado de la Resilience Alliance (2007).

La dinámica de los SSE se encuentra influenciada por varios factores: políticos, económicos, climáticos, institucionales, etc. (Berkes et al. 2003) generando cambios en sus componentes y en la interacción que ocurre entre ellos. Uno de los factores más importantes es el cambio en el uso y cobertura del suelo ya que representa una de las interacciones, entre componentes sociales y ecológicos, más intensas (Redman et al. 2004). En este contexto, y bajo el actual escenario de cambios en el uso y cobertura del suelo, los SSE van a presentar diferentes grados de resiliencia (Liu et al. 2007a). La resiliencia es la capacidad de un sistema de mantener la estructura y funcionamiento luego de una perturbación (Gunderson y Holling, 2002; Walker y Meyers, 2004). Cambios sutiles en la resiliencia de los SSE pueden generar cambios repentinos

en los ecosistemas que son difíciles o imposibles de revertir (Scheffer et al. 2001; Liu et al. 2007b). En tal sentido, conocer los cambios relativos en la resiliencia de los SSE es fundamental para evaluar la sostenibilidad de estos (Gunderson y Holling, 2002; Scheffer et al. 2001).

En las últimas décadas, el concepto de resiliencia se ha convertido en el foco de una proporción creciente de investigaciones que implican el abordaje desde la óptica de los SSE (Xu y Marinova 2013; Herrero-Jáuregui et al. 2018; Franco-Guaviria et al. 2022). Holling en 1973 fue quien acuñó por primera vez el término y lo definió como la capacidad de un sistema para resistir a perturbaciones (por ejemplo, el cambio en el uso y cobertura del suelo) sin cambiar de estado. Una perspectiva complementaria, propuesta por Pimm (1984), sostiene que la resiliencia se define en términos del tiempo que tarda en regresar al estado pre-perturbación. Por lo tanto, la primera definición hace referencia a la “resistencia” del sistema mientras que la segunda a la “recuperación” de este. Más recientemente, varios estudios sugieren que la resiliencia de un sistema requiere considerar ambos aspectos (Hodgson et al. 2015). Estos antecedentes demuestran que no existe un consenso claro sobre la definición y atributos clave para la cuantificación de la resiliencia (Grimm y Wissel, 1996; Standish et al. 2014). En este sentido, esta tesis considerará la “resistencia” al cambio como una medida de la resiliencia de los SSE ya que los datos utilizados no permiten ver la “recuperación”.

Identificar, caracterizar, mapear y conocer la resiliencia de los SSE es clave para distintas aplicaciones, particularmente para el ordenamiento territorial rural. Este proceso busca organizar el territorio de forma tal que permita una distribución equitativa de los bienes y SE, minimizando los conflictos que surjan por los cambios en el uso y cobertura del suelo entre los diferentes actores sociales (Paruelo y Laterra 2019). Son varios los marcos metodológicos para operacionalizar el concepto de SSE (ej. Anderies et al. 2004; Asselen y Verburg 2012; Sietz et al. 2017; Levers et al. 2018; Pacheco-Romero et al. 2021), y generalmente se encuentran representados el componentes social y ecológico, así como las interacciones entre ellos. Recientemente, Vallejos et al. (2019) desarrollaron un nuevo concepto y aproximación metodológica con el objetivo de identificar, caracterizar y mapear Tipos Funcionales de Socio-Ecosistemas (TFSE) y lo aplicaron a la región Chaqueña de Argentina. Los TFSE son porciones del territorio que comparten dinámicas similares tanto en el funcionamiento ecosistémico (es decir, en el intercambio de materia y energía), como en los patrones socioeconómicos y las interacciones entre los componentes ecológicos y sociales del sistema. El trabajo de Vallejos et al. (2019) representa un avance sustancial para describir y mapear, de manera detallada y de simple aplicación, SSE en Sudamérica.

1.4. *Pastizales del Río de la Plata*

Los Pastizales del Río de la Plata constituyen una de las mayores extensiones de pastizales naturales del mundo y la más importante de Sudamérica (Soriano et al. 1991; Paruelo et al. 2007; Oyarzabal et al. 2020; Paruelo et al. 2022). Comprenden aproximadamente 700 mil km² entre Argentina, Uruguay y el Sur de Brasil (desde los 28 a 38° de latitud Sur y desde los 50 a 66.5° de longitud Oeste; Figura 2). Están constituidos por vegetación herbácea, predominantemente gramíneas C₃ y C₄, con o sin presencia de plantas leñosas (Perelman et al. 2001; Overbeck et al. 2007; Lezama et al. 2019; Andrade et al. 2019). La vegetación nativa tiene una diversidad florística excepcional (Lezama et al. 2019; Andrade et al. 2019) y ha sido utilizada históricamente como recurso forrajero para la actividad ganadera extensiva (Modernel et al. 2016; Gutiérrez et al. 2020). La producción de carne para el consumo interno y para exportación representa un factor importante para el desarrollo económico de la región (Paruelo et al. 2022). El clima de la región es subtropical templado y húmedo, con una temperatura media anual que varía de 13 °C en el Sur a 20 °C en el Norte, y una precipitación media anual que aumenta desde 400 mm/año en el Suroeste hasta 1500 mm/año en el Noreste (Oyarzabal et al. 2020).

La región ha sido dividida en 8 subregiones basadas en su geomorfología, suelos, drenaje y su vinculación con la vegetación natural y el uso del suelo. Estas subregiones son la Pampa Ondulada, la Pampa Interior (con dos divisiones, Plana y Oeste), la Pampa Austral, la Pampa Inundable, la Pampa Mesopotámica, los Campos del Sur y los Campos del Norte (Figura 2; Soriano et al. 1991).

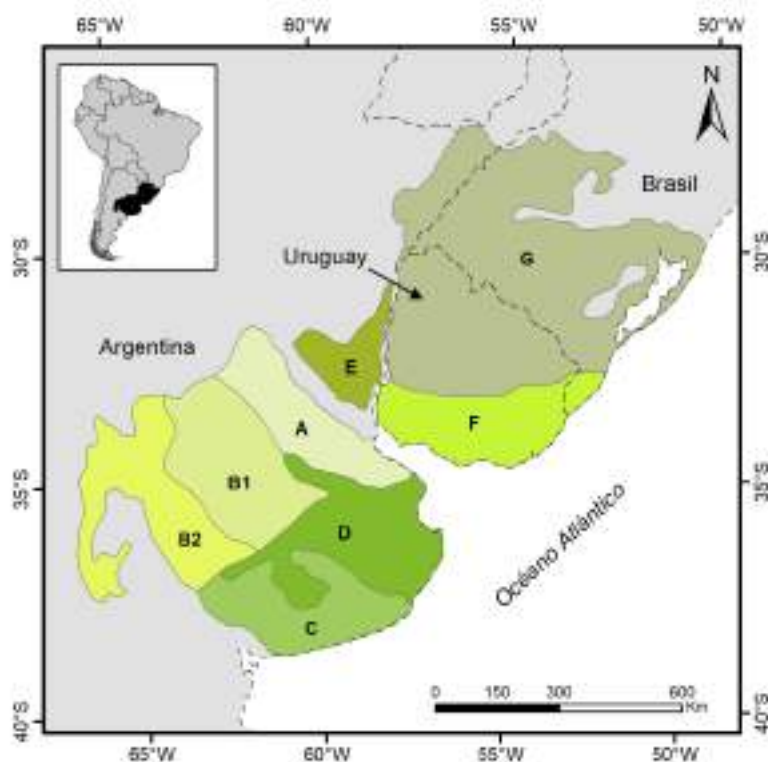


Figura 2: Subregiones de los Pastizales del Río de la Plata (Soriano et al. 1991). Las letras denotan las diferentes subregiones: A- Pampa Ondulada, B1- Pampa Interior Plana, B2- Pampa Interior Oeste, C- Pampa Austral, D- Pampa Inundable, E- Pampa Mesopotámica, F- Campos del Sur, G- Campos del Norte. Las líneas punteadas representan los límites políticos de los países.

En las últimas décadas, los pastizales de la región han sido transformados fundamentalmente a tierras agrícolas (principalmente soja) y forestales (pinos y eucaliptos). Las tasas de transformación fueron (y siguen siendo) tan elevadas que posicionaron a la región dentro de uno de los puntos calientes (“hotspots”) más importantes de Sudamérica y del mundo (Baldi y Paruelo, 2008; Cordeiro y Hasenack 2009; Graesser et al. 2015; Volante et al. 2015; Baeza y Paruelo, 2020; Souza et al. 2020; Baeza et al. 2022). Según la iniciativa MapBiomias Pampa Colección 3, en los últimos 38 años (1985-2022) se han transformado 9.1 Mha de pastizales asociados al aumento de cultivos (+6,8 Mha) y plantaciones forestación (+2,1 Mha). Esta realidad no fue similar entre los países que componen la región. Brasil experimentó la mayor pérdida absoluta de pastizales con 36.922 km² (-16%), principalmente debido a la expansión de tierras de cultivo y en menor medida plantaciones forestales. Por su parte, Argentina registró una pérdida de pastizales de 28.727 km² (-32%), mientras que en Uruguay la reducción fue de 25.049 km² (-20%). En el caso de Argentina y Uruguay, la disminución de la superficie de pastizales estuvo principalmente asociada con la expansión de tierras de cultivo y pasturas sembradas.

Adicionalmente, para el caso de Uruguay, la pérdida de pastizales estuvo asociada también al incremento notable de las plantaciones forestales (cambio relativo de +750%).

Todos estos cambios en el uso y cobertura del suelo ponen de manifiesto que la región de los Pastizales del Río de la Plata se encuentra sometida a una elevada presión y es esperable que en el futuro próximo lo siga estando. La creciente demanda de granos, celulosa y otros productos primarios, junto con la ausencia de políticas públicas, el precio internacional de los productos básicos y los avances tecnológicos que facilitan la expansión de alternativas en áreas más marginales, constituyen algunos de los factores de control más importantes que están asociados a los cambios en el uso y cobertura del suelo en la región (Paruelo et al. 2006; Redo et al. 2012; Gorosábel et al. 2020). En este contexto, la modelización espacialmente explícita de los cambios en el uso y cobertura del suelo emerge como una herramienta crucial para la toma de decisiones. En uno de los pocos trabajos para la región, Vega et al. (2009), basándose en modelos markovianos, generaron modelos predictivos del cambio en el uso y cobertura del suelo para los primeros años del siglo XXI. Estos autores concluyeron que los cultivos mantendrían las tendencias crecientes en toda la región, mientras que la cobertura forestal experimentaría el cambio relativo más significativo, especialmente en Uruguay y Argentina. Los datos actuales muestran que esta proyección ha sido acertada (Baeza y Paruelo, 2020; Baeza et al. 2022).

1.5. *Objetivos y organización de la tesis*

La presente tesis aborda, desde diferentes perspectivas y marcos conceptuales, el efecto de uno de los principales problemas ambientales en el Uruguay: la transformación no planificada del uso y la cobertura del suelo. En este sentido, el objetivo general de esta tesis es evaluar y cuantificar los efectos de los cambios en el uso y cobertura del suelo (pasados, actuales y futuros) sobre la provisión de servicios ecosistémicos clave (principalmente vinculados a la biodiversidad y la dinámica del C y agua), las características de los sistemas socio-ecológicos de Uruguay y su resiliencia. En términos generales, esta tesis se orienta a caracterizar, por un lado, la compleja y dinámica interacción entre los humanos y la naturaleza a través de a) caracterizar tipologías de sistemas socio-ecológicos (Capítulo 2) y b) proyectar la dinámica de los cambios en el uso y cobertura del suelo para las próximas décadas (Capítulo 3). Por otro lado, la tesis aborda una inter-comparación de diferentes productos para estimar la evapotranspiración, un servicio intermedio ecosistémico clave que determina el agua disponible para uso humano; afectado en gran medida por los cambios en el uso y cobertura del suelo (Capítulo 4).

Los objetivos específicos que siguió esta tesis fueron:

- 1) Identificar, caracterizar y mapear los Tipos Funcionales de Socio-Ecosistemas en Uruguay para los años 2000 y 2011
- 2) Analizar la resiliencia de los Tipos Funcionales de Socio-Ecosistemas de Uruguay para el período en estudio.
- 3) Generar proyecciones en la cobertura del suelo en Uruguay para las próximas décadas
- 4) Cuantificar el efecto de los cambios en las coberturas del suelo proyectados sobre la oferta de servicios ecosistémicos
- 5) Evaluar el desempeño de diferentes productos espacialmente explícitos de evapotranspiración real.
- 6) Estimar el rendimiento hidrológico a nivel de micro-cuenca considerando los diferentes productos de evapotranspiración real para tres años climáticamente contrastantes (seco, promedio y lluvioso).

La tesis está organizada en cinco capítulos. En el Capítulo 1 se introduce al problema abordado en la tesis, se describen los principales antecedentes y se plantean los objetivos y preguntas de la investigación. En el Capítulo 2 se aplica un marco conceptual y metodológico actual y novedoso para identificar, caracterizar y mapear Tipos Funcionales de Socio-Ecosistemas en Uruguay para los años 2000 y 2011 (Objetivo específico 1). Asimismo, se analiza la resiliencia de los sistemas socio ecológicos frente al cambio en el uso y cobertura del suelo (Objetivo específico 2). Para ello, se utilizaron datos provistos por sensores remotos (fundamentalmente MODIS) y datos secundarios derivados, principalmente, del Censo General Agropecuario 2000 y 2011 y del Censo de Población y Vivienda 1996 y 2011. En el Capítulo 3 se generan proyecciones, para las próximas décadas, en los usos y coberturas del suelo basadas en las tendencias observadas (Objetivo específico 3) y se cuantifica el impacto de estas dinámicas sobre la oferta futura de servicios ecosistémicos en Uruguay (Objetivo específico 4). Para ello, se utilizaron mapas de uso y cobertura del suelo provistos por la Iniciativa MapBiomas Pampa Colección 1 (Baeza et al. 2022), modelos de cadenas de Markov y datos de sensores remotos para el cálculo del Índice de Oferta de Servicios Ecosistémicos. En el Capítulo 4 se evalúa el desempeño de diferentes productos espacialmente explícitos para estimar la evapotranspiración real (Objetivo específico 5) y se estima y analiza la variabilidad espacial y temporal del rendimiento hidrológico derivado de los diferentes productos de evapotranspiración real para tres años climáticamente contrastados (seco, normal y húmedo, Objetivo específico 6). Para ello, se utilizaron cuatro productos de evapotranspiración real derivados de imágenes satelitales, con diferentes resoluciones espaciales y temporales, y dos modelos de balance hídrico a dos escalas, nacional

y de microcuenca. Por último, en el Capítulo 5 se discuten y sintetizan las contribuciones más importantes de esta tesis, se presentan reflexiones y conceptos transversales a los capítulos, y se establece una relación entre los resultados obtenidos y el conocimiento previo. Asimismo, se plantean direcciones para futuras investigaciones y se examinan las posibles aplicaciones de la información generada en este estudio.

Bibliografía

Anderies, J., Janssen, M. y Ostrom, E. (2004). A Framework to Analyze the Robustness of Social-ecological Systems from an Institutional Perspective. *Ecology and Society*. 9. <https://doi.org/10.5751/ES-00610-090118>

Andrade, B. O., Marchesi, E., Burkart, S., Setubal, R. B., Lezama, F., Perelman, S., ... y Boldrini, I. (2018). Vascular plant species richness and distribution in the Río de la Plata grasslands. *Botanical Journal of the Linnean Society*. 188, 250-256. <https://doi.org/10.1093/botlinnean/boy063>

Asselen, S. V. y Verburg, P. H. (2012). A Land System representation for global assessments and land-use modelling. *Global Change Biology*. 18, 3125–3148. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02759.x>

Baeza, S. y Paruelo, J. M. (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, 381. <https://doi.org/10.3390/rs12030381>

Baeza, S., Vélez-Martin, E., De Abelleira, D., Banchemo, S., Gallego, F., Schirmbeck, J., ... y Hasenack, H. (2022). Two decades of land cover mapping in the Río de la Plata grassland region: The MapBiomias Pampa initiative. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*. 28, 100834. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2022.100834>

Baldi, G. y Paruelo, J. M. (2008). Land-use and land cover dynamics in South American temperate grasslands. *Ecology and Society*. 13. <https://www.jstor.org/stable/26267957>

Bennett, E. M., Cramer, W., Begossi, A., Cundill, G., Díaz, S., Egoh, B. N., ... y Woodward, G. (2015). Linking biodiversity, ecosystem services, and human well-being: three challenges for designing research for sustainability. *Current Opinion in Environmental Sustainability*. 14, 76-85. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.03.007>

Berkes, F., Colding, J. y Folke K. (2003). *Navigating Social-Ecological Systems: Building Resilience for Complexity and Change*. Cambridge: Cambridge University Press.

Bhattarai, N. y Wagle, P. (2021). Recent advances in remote sensing of evapotranspiration. *Remote Sensing*. 13, 4260. <https://doi.org/10.3390/rs13214260>

- Blomqvist, L., B. W. Brook, E. C. Ellis, P. M. Kareiva, T. Nordhaus, M. Shellenberger, ... y R. Costanza. (2013). The Ecological Footprint Remains a Misleading Metric of Global Sustainability. *PLoS Biology*. 11, 1001702. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001702>
- Bounoua, L., DeFries, R., Collatz, G. J., Sellers, P. y Khan, H. (2002). Effects of land cover conversion on surface climate. *Climatic Change*. 52, 29-64. <https://doi.org/10.1023/A:1013051420309>
- Boyd, J. y Banzhaf, S. (2007). What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological economics*. 63, 616-626. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.01.002>
- Brutsaert, W. (1986). Catchment-scale evaporation and the atmospheric boundary layer. *Water Resources Research*. 22(9S). <https://doi.org/10.1029/WR022i09Sp0039S>
- Carbutt, C., Henwood, W. D. y Gilfedder, L. A. (2017). Global plight of native temperate grasslands: going, going, gone?. *Biodiversity and Conservation*, 26, 2911-2932. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1398-5>
- Caride, C., Piñeiro, G. y Paruelo, J. M. (2012). How does agricultural management modify ecosystem services in the Argentine Pampas? The effects on soil C dynamics. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 154, 23-33. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.05.031>
- Ceballos, G., Ehrlich, P. R., Barnosky, A. D., García, A., Pringle, R. M. y Palmer, T. M. (2015). Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science advances*. 1, e1400253. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1400253>
- Chapin, F. S., Matson, P. A. y Vitousek, P. M. (2011). *Principles of terrestrial ecosystem ecology*. Springer, New York, NY.
- Chiang, F., Mazdiyasi, O., y AghaKouchak, A. (2021). Evidence of anthropogenic impacts on global drought frequency, duration, and intensity. *Nature communications*. 12, 2754. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-22314-w>
- Clark, W. C., y Harley, A. G. (2020). An integrative framework for sustainability science. *Sustainability Science: A guide for researchers*, 1-22. Disponible en: <https://assets.pubpub.org/imuc6raq/3e111738-7917-46e9-9d47-047e295344a4.pdf>
- Cordeiro, J. L. y Hasenack, H. (2009). Cobertura vegetal atual do Rio Grande do Sul. Campos sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, 285-299. Disponible en: http://multimedia.ufrgs.br/conteudo/labgeo-ecologia/Arquivos/Publicacoes/Livros_ou_capitulos/2009/Cordeiro_&_Hasenack_2009_Cobertura_vegetal_RS.pdf
- Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., ... y Raskin, R. G. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*. 387, 253-260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>

Crutzen, P. J. (2002). Geology of mankind. *Nature* 415:23-23. https://doi.org/10.1007/978-3-319-27460-7_10

Daily, G. C. (1997). Introduction: what are ecosystem services. *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems*. Island Press. DC, California. 393 p.

Daily, G. C., Söderqvist, T., Aniyar, S., Arrow, K., Dasgupta, P., Ehrlich, P. R., ... y Levin, S. (2000). The value of nature and the nature of value. *Science*. 289, 395-396. <https://doi.org/10.1126/science.289.5478.395>

Daily, G. C., Polasky, S., Goldstein, J., Kareiva, P. M., Mooney, H. A., Pejchar, L., ... y Shallenberger, R. (2009). Ecosystem services in decision making: time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 7, 21-28. <https://doi.org/10.1890/080025>

Díaz, S., Demissew, S., Carabias, J., Joly, C., Lonsdale, M., Ash, N., ... y Zlatanova, D. (2015). The IPBES Conceptual Framework—connecting nature and people. *Current opinion in environmental sustainability*, 14, 1-16. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2014.11.002>

Ellis, E. C. y Ramankutty, N. (2008). Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 6, 439-447. <https://doi.org/10.1890/070062>

Ellis, E. C., Klein Goldewijk, K., Siebert, S., Lightman, D. y Ramankutty, N. (2010). Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. *Global Ecology and Biogeography*. 19, 589-606. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00540.x>

Ellis, E. C., Kaplan, J. O., Fuller, D. Q., Vavrus, S., Klein Goldewijk, K. y Verburg, P. H. (2013). Used planet: A global history. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 110, 7978-7985. <https://doi.org/10.1073/pnas.1217241110>

Falkenmark, M. y Rockström, J. (2006). The new blue and green water paradigm: Breaking new ground for water resources planning and management. *Journal of Water Resources Planning and Management*. 132, 129-132. Disponible en: https://www.eqb.state.mn.us/sites/default/files/documents/Falkenamark_20493345.pdf

Fisher, B., Turner, R. K. y Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*. 68, 643-653. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.09.014>

Fischer, E. M. y Knutti, R. (2015). Anthropogenic contribution to global occurrence of heavy-precipitation and high-temperature extremes. *Nature Climate Change*. 5, 560-564. <https://doi.org/10.1038/nclimate2617>

Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., ... y Snyder, P. K. (2005). Global consequences of land use. *Science*. 309, 570-574. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>

Foley, J. A., Ramankutty, N., Brauman, K. A., Cassidy, E. S., Gerber, J. S., Johnston, M., ... y Zaks, D. (2011). Solutions for a cultivated planet. *Nature*. 478, 337-342. <https://doi.org/10.1038/nature10452>

Ford, C. R., Hubbard, R. M., Kloeppel, B. D. y Vose, J. M. (2007). A comparison of sap flux-based evapotranspiration estimates with catchment-scale water balance. *Agricultural and Forest Meteorology*. 145, 176-185. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2007.04.010>

Franco-Gaviria, F., Amador-Jiménez, M., Millner, N., Durden, C. y Urrego, D. H. (2022). Quantifying resilience of socio-ecological systems through dynamic Bayesian networks. *Frontiers in Forests and Global Change*. 218. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2022.889274>

Future Earth. (2013). Future Earth initial design: report of the transition team. International Council for Science (ICSU). Paris, France. Disponible en: <https://futureearth.org/>

Gibson, D. J. (2009). *Grasses and grassland ecology*. Oxford University Press. 299 p.

Goulden, L. y Kennedy, D. (1997). Valuing ecosystem services: philosophical bases and empirical methods. En: Daily, G. (Ed.), *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington, DC. p. 237 – 252.

Graesser, J., Aide, T. M., Grau, H. R. y Ramankutty, N. (2015). Cropland/pastureland dynamics and the slowdown of deforestation in Latin America. *Environmental Research Letters*. 10, 034017. <https://10.1088/1748-9326/10/3/034017>

Gorosábel, A., Estigarribia, L., Lopes, L. F., Martínez, A. M., Martínez-Lanfranco, J. A., Adenle, A. A. ... y Oyínlola, M. A. (2020). Insights for policy-based conservation strategies for the Rio de la Plata Grasslands through the IPBES framework. *Biota Neotropica*. 20. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2019-0902>

Griggs, D., Stafford-Smith, M., Gaffney, O., Rockström, J., Öhman, M., Shyamsundar, P. ... y Noble, I. (2013). Policy: Sustainable development goals for people and planet. *Nature*. 495:305-307. <https://doi.org/10.1038/495305a>

Grimm, V. y Wissel, C. (1997). Babel, or the ecological stability discussions: an inventory and analysis of terminology and a guide for avoiding confusion. *Oecologia*. 109, 323-334. <https://doi.org/10.1007/s004420050090>

Gunderson, L. H. y Holling, C. S. (2002). *Panarchy: understanding transformations in systems of humans and nature. Resilience and adaptive cycles*. Island Press, Washington. p 25-62

Gutiérrez, F., Gallego, F., Paruelo, J. M., Rodríguez, C. (2020). Damping and lag effects of precipitation variability across trophic levels in Uruguayan rangelands. *Agricultural Systems*. 185, 102956. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2020.102956>

Haines-Young, R. y Potschin, M. (2010). The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. *Ecosystem Ecology: a new synthesis*. 1, 110-139. Disponible en: [Link](#)

Heal, G. (2000). Valuing ecosystem services. *Ecosystems*. 3, 24-30. <http://www.jstor.org/stable/3658664>

Henwood, W. D. (1998). An overview of protected areas in the temperate grasslands biome. *Parks*. 8, 3-8. Disponible en: https://www.iucn.org/sites/default/files/import/downloads/parks_oct98_1.pdf#page=4

- Henwood, W. D. (2010). Toward a strategy for the conservation and protection of the world's temperate grasslands. *Great Plains Research*. 121-134. <https://www.jstor.org/stable/23782179>
- Herrero-Jáuregui, C., Arnaiz-Schmitz, C., Reyes, M. F., Telesnicki, M., Agramonte, I., Easdale, M. H., ... y Montes, C. (2018). What do we talk about when we talk about social-ecological systems? A literature review. *Sustainability*. 10, 2950. <https://doi.org/10.3390/su10082950>
- Hoekstra, J. M., Boucher, T. M., Ricketts, T. H. y Roberts, C. (2005). Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters*. 8, 23-29. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00686.x>
- Hodgson, D., McDonald, J. L. y Hosken, D. J. (2015). What do you mean, 'resilient'?. *Trends in Ecology & Evolution*. 30, 503-506. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.06.010>
- Holling, C. S. (1973). Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 4, 1-23. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.04.110173.000245>
- IPBES (2019): Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Brondizio, E. S., Settele, J., Díaz, S. y Ngo H. T. (Eds). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 1148 p. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3831673>
- Jasechko, S., Sharp, Z. D., Gibson, J. J., Birks, S. J., Yi, Y. y Fawcett, P. J. (2013). Terrestrial water fluxes dominated by transpiration. *Nature*. 496, 347-350. <https://doi.org/10.1038/nature11983>
- Jones, H. P., Jones, P. C., Barbier, E. B., Blackburn, R. C., Rey Benayas, J. M., Holl, K. D., ... y Mateos, D. M. (2018). Restoration and repair of Earth's damaged ecosystems. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*. 285, 20172577. <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.2577>
- Kosugi, Y. y Katsuyama, M. (2007). Evapotranspiration over a Japanese cypress forest. II. Comparison of the eddy covariance and water budget methods. *Journal of Hydrology*. 334, 305-311. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2006.05.025>
- Levers, C., Müller, D., Erb, k., Haberl, H., Jepsen, M. R., Metzger, M. J., ... y Kuemmerle, T. (2018). Archetypical patterns and trajectories of land systems in Europe. *Regional Environmental Change*. 18:715-732. <https://doi.org/10.1007/s10113-015-0907-x>
- Lezama, F., Pereira, M., Altesor, A. y Paruelo, J. M. (2019). Grasslands of Uruguay: classification based on vegetation plots. *Phytocoenologia*. 49, 211-229. <https://doi.org/10.1127/phyto/2019/0215>
- Liu, J., Dietz, T., Carpenter, S. R., Alberti, M., Folke, C., Moran, E., ... y Ostrom, E. (2007a). Complexity of coupled human and natural systems. *Science*. 317, 1513-1516. <https://doi.org/10.1126/science.1144004>
- Liu, J., Dietz, T., Carpenter, S. R., Folke, C., Alberti, M., Redman, C. L., ... y Taylor, W. W. (2007b). Coupled human and natural systems. *AMBIO: a journal of the human environment*, 36, 639-649. [https://doi.org/10.1579/0044-7447\(2007\)36\[639:CHANS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1579/0044-7447(2007)36[639:CHANS]2.0.CO;2)

MapBiomias Pampa (2023). Colección 3 de la serie de mapas anuales de la cobertura del suelo. Disponible en: <https://pampa.mapbiomas.org/>

Martín-López, B., Gómez-Baggethun, E. y Montes, C. (2009). Un marco conceptual para la gestión de las interacciones naturaleza- sociedad en un mundo cambiante. Cuaderno Interdisciplinar de Desarrollo Sostenible (CUIDES) 9:229-258.

MEA. (2005). Ecosystems and human well-being: synthesis. Island, Washington, DC.

Modernel, P., Rossing, W. A., Corbeels, M., Dogliotti, S., Picasso, V. y Tiftonell, P. (2016). Land use change and ecosystem service provision in Pampas and Campos grasslands of southern South America. Environmental Research Letters. 11, 113002. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/11/113002>

Newbold, T., Hudson, L. N., Hill, S. L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R. A., ... y Purvis, A. (2015). Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. Nature. 520, 45-50. <https://doi.org/10.1038/nature14324>

Nosetto, M. D., Jobbagy, E. G., y Paruelo, J. M. (2005). Land-use change and water losses: the case of grassland afforestation across a soil textural gradient in central Argentina. Global Change Biology. 11, 1101-1117. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.00975.x>

Ostrom, E. (2009). A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems. Science. 325, 419-422. <https://doi.org/10.1126/science.1172133>

Overbeck, G. E., Müller, S. C., Fidelis, A., Pfadenhauer, J., Pillar, V. D., Blanco, C. C., ... y Forneck, E. D. (2007). Brazil's neglected biome: the South Brazilian Campos. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics. 9, 101-116. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2007.07.005>

Oyarzabal, M., Andrade, B., Pillar, V.D. y Paruelo, J. (2020) Temperate subhumid grasslands of southern South America. In: Goldstein, M.I. y Della Sala, D.A. (Eds.). Encyclopaedia of the World's Biomes: Elsevier, pp. 577–593. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.12132-3>

Pacheco-Romero, M., Kuemmerle, T., Levers, C., Alcaraz-Segura, D., y Cabello, J. (2021). Integrating inductive and deductive analysis to identify and characterize archetypical social-ecological systems and their changes. Landscape and Urban Planning. 215, 104199. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2021.104199>

Palomo, I., Montes, C., Martín-López, B., González, J. A., García-Llorente, M., Alcorlo, P., y Mora, M. R. G. (2014). Incorporating the social–ecological approach in protected areas in the Anthropocene. BioScience. 64, 181-191. <https://doi.org/10.1093/biosci/bit033>

Parr, C. L., Lehmann, C. E., Bond, W. J., Hoffmann, W. A. y Andersen, A. N. (2014). Tropical grassy biomes: misunderstood, neglected, and under threat. Trends in Ecology & Evolution. 29, 205-213. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2014.02.004>

Paruelo, J. M., Guerschman, J. P., Pineiro, G., Jobbagy, E. G., Verón, S. R., Baldi, G. y Baeza, S. (2006). Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: marcos conceptuales para su análisis. Agrociencia Uruguay. 10, 47-61. <https://doi.org/10.31285/AGRO.10.929>

Paruelo, J. M., Jobbágy, E. G., Oesterheld, M., Golluscio, R. A. y Aguiar, M. R. (2007). The grasslands and steppes of Patagonia and the Rio de la Plata plains. En: Veblen, T. T., Young, K. R. y Orm, A. (Eds.). The physical geography of South America. Oxford University Press. 232-248 p.

Paruelo, J.M. (2011). Valoración de servicios ecosistémicos y planificación del uso del territorio ¿Es necesario hablar de dinero? En Lateralerra, P.; Jobbágy, E. y Paruelo, J. (Eds). Valoración de servicios Ecosistémicos. Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial. Buenos Aires, Argentina. Ediciones INTA. 740 p

Paruelo, J. M., Jobbágy, E., Lateralerra, P., Dieguez, H., Collazo, A. y Panizza, A. (2014). Ordenamiento territorial rural. Conceptos, métodos y experiencias. Buenos Aires, Argentina. FAO, MAGyP y FAUBA. 541 p.

Paruelo, J. M. y Dieguez, H. (2019). Los cambios en el uso y cobertura del suelo y los servicios ecosistémicos: funciones de impacto. En: Paruelo J. M. y Lateralerra, P. (Eds). El lugar de la naturaleza en la toma de decisiones. Servicios ecosistémicos y ordenamiento territorial rural. Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina. Fundación CICCUS. p177-195.

Paruelo, J. M., y Lateralerra, P. (2019). Introducción general. En: Paruelo J. M. y Lateralerra, P. (Eds). El lugar de la naturaleza en la toma de decisiones. Servicios ecosistémicos y ordenamiento territorial rural. Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina. Fundación CICCUS. p21-31.

Paruelo, J. M., Oesterheld, M., Altesor, A., Piñeiro, G., Rodríguez Fábregas, C., Baldassini, P., ... y Pillar, V. D. (2022). Grazers and fires: Their role in shaping the structure and functioning of the Río de la Plata Grasslands. *Ecología Austral*. 32, 784-805. Disponible en: <https://www.colibri.udelar.edu.uy/jspui/handle/20.500.12008/40508>

Perelman, S. B., León, R. J. C. y Oesterheld, M. (2001). Cross-scale vegetation patterns of Flooding Pampa grasslands. *Journal of Ecology*, 562-577. <https://www.jstor.org/stable/3072212>

Pielke Sr, R. A., Marland, G., Betts, R. A., Chase, T. N., Eastman, J. L., Niles, J. O., ... y Running, S. W. (2002). The influence of land-use changes and landscape dynamics on the climate system: relevance to climate-change policy beyond the radiative effect of greenhouse gases. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*. 360, 1705-1719. <https://doi.org/10.1098/rsta.2002.1027>

Pielke Sr, R. A. (2005). Land use and climate change. *Science*. 310, 1625-1626. <https://doi.org/10.1126/science.1120529>

Pimm, S. L. (1984). The complexity and stability of ecosystems. *Nature*. 307, 321-326. <https://doi.org/10.1038/307321a0>

Potapov, P., Turubanova, S., Hansen, M. C., Tyukavina, A., Zalles, V., Khan, A., ... y Cortez, J. (2022). Global maps of cropland extent and change show accelerated cropland expansion in the twenty-first century. *Nature Food*. 3, 19-28. <https://doi.org/10.1038/s43016-021-00429-z>

Rajkhowa, S. y Sarma, J. (2021). Climate change and flood risk, global climate change. En: Singh, S., Singh, P., Rangabhashiyam, S. y Srivastava, K. K. (Eds.). *Global climate change*. Elsevier. 321-339 p. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822928-6.00012-5>

Ramankutty, N., Foley, J. A., Norman, J., y McSweeney, K. (2002). The global distribution of cultivable lands: current patterns and sensitivity to possible climate change. *Global Ecology and Biogeography*. 11, 377-392. <https://doi.org/10.1046/j.1466-822x.2002.00294.x>

Redman, C. L., Grove, J. M., y Kuby, L. H. (2004). Integrating social science into the long-term ecological research (LTER) network: social dimensions of ecological change and ecological dimensions of social change. *Ecosystems*. 7, 161-171. <https://doi.org/10.1007/s10021-003-0215-z>

Redo, D. J., Aide, T. M., Clark, M. L., y Andrade-Núñez, M. J. (2012). Impacts of internal and external policies on land change in Uruguay, 2001–2009. *Environmental Conservation*. 39, 122-131. <https://doi.org/10.1017/S0376892911000658>

Ring, I., Hansjürgens, B., Elmqvist, T., Wittmer, H., y Sukhdev, P. (2010). Challenges in framing the economics of ecosystems and biodiversity: the TEEB initiative. *Current Opinion in Environmental Sustainability*. 2, 15-26. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2010.03.005>

Richardson, K., Steffen, W., Lucht, W., Bendtsen, J., Cornell, S. E., Donges, J. F., ... y Rockström, J. (2023). Earth beyond six of nine planetary boundaries. *Science Advances*. 9, eadh2458. <https://doi.org/10.1126/sciadv.adh2458>

Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F. S., Lambin, E. F., ... y Foley, J. A. (2009). A safe operating space for humanity. *Nature*. 461, 472-475. <https://doi.org/10.1038/461472a>

Salemi, L. F., Groppo, J. D., Trevisan, R., de Moraes, J. M., de Paula Lima, W. y Martinelli, L. A. (2012). Riparian vegetation and water yield: a synthesis. *Journal of Hydrology*. 454, 195-202. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.05.061>

Scheffer, M., Carpenter, S., Foley, J. A., Folke, C. y Walker, B. (2001). Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*. 413, 591. <https://doi.org/10.1038/35098000>

Schlesinger, W. H. y Jasechko, S. (2014). Transpiration in the global water cycle. *Agricultural and Forest Meteorology*. 189, 115-117. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2014.01.011>

Sietz, D., Ordoñez, J. C., Kok, M. T. J., Janssen, P., Hilderink, H. B. M., Titttonell, P. y Dijk, H. V. (2017). Nested archetypes of vulnerability in African drylands: where lies potential for sustainable agricultural intensification? *Environmental Research Letters*. 12, 095006. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa768b>

Soriano, A., León, R. J. C., Sala, O. E., Lavado, R. S., Deregibus, V. A., Cauhépé, M. A., ... y Lemcoff, J. H. (1991). Río de la Plata Grasslands. In 'Ecosystems of the world 8A. Natural grasslands. Introduction and Western Hemisphere'. (Ed. RT Coupland) p 367–407.

Souza Jr, C. M., Z. Shimbo, J., Rosa, M. R., Parente, L. L., A. Alencar, A., Rudorff, B. F., ... y Azevedo, T. (2020). Reconstructing three decades of land use and land cover changes in brazilian biomes with landsat archive and earth engine. *Remote Sensing*. 12, 2735. <https://doi.org/10.3390/rs12172735>

- Standish, R. J., Hobbs, R. J., Mayfield, M. M., Bestelmeyer, B. T., Suding, K. N., Battaglia, L. L., ... y Thomas, P. A. (2014). Resilience in ecology: Abstraction, distraction, or where the action is?. *Biological Conservation*. 177, 43-51. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.06.008>
- Steffen, W., Broadgate, L., Deutsch, O., Gaffney, C., Ludwig, C. (2015). The Trajectory of the Anthropocene: The Great Acceleration. *The Anthropocene Review*. 2, 81-98. <https://doi.org/10.1177/2053019614564785>
- Tallis, H., Mooney, H., Andelman, S., Balvanera, P., Cramer, W., Karp, D., ... y Walz, A. (2012). A global system for monitoring ecosystem service change. *Bioscience*. 62, 977-986. <https://doi.org/10.1525/bio.2012.62.11.7>
- Uribe, T. O., Mastrangelo, M., Torrez, D. V., Piazz, A., Gallego, F., Soler, M. F., ... y Espino, Z. G. (2015). Estudios transdisciplinarios en socio-ecosistemas: Reflexiones teóricas y su aplicación en contextos latinoamericanos. *Investigación ambiental Ciencia y Política Pública*. 6(2).
- Vallejos, M., Aguiar, S., Baldi, G., Mastrangelo, M. E., Gallego, F., Pacheco-Romero, M., ... y Paruelo, J. M. (2019). Social-ecological functional types: connecting people and ecosystems in the Argentine Chaco. *Ecosystems*. 23, 471-484. <https://doi.org/10.1007/s10021-019-00415-4>
- Vega, E., Baldi, G., Jobbágy, E. G. y Paruelo, J. M. (2009). Land use change patterns in the Río de la Plata grasslands: the influence of phytogeographic and political boundaries *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 134, 287-292. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.07.011>
- Vitousek, P. M. (1994). Beyond global warming: ecology and global change. *Ecology*. 75, 1861-1876.
- Vitousek, P. M., Ehrlich, P. R., Ehrlich, A. H. y Matson, P. A. (1986). Human appropriation of the products of photosynthesis. *BioScience*. 36, 368-373. <https://doi.org/10.2307/1310258>
- Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J. y Melillo, J. M. (1997). Human domination of Earth's ecosystems. *Science*. 277, 494-499. <https://doi.org/10.1126/science.277.5325.494>
- Volante, J., Mosciaro, J., Morales Poclava, M., Vale, L., Castrillo, S., Sawchik, J., ... y Paruelo, J. (2015). Expansión agrícola en Argentina, Bolivia, Paraguay, Uruguay y Chile entre 2000-2010: Caracterización espacial mediante series temporales de índices de vegetación. *Revista de Investigaciones Agropecuarias*. 41, 179-191. Disponible en: http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1669-23142015000200011&lng=es&nrm=iso
- Vörösmarty, C. J., Green, P., Salisbury, J. y Lammers, R. B. (2000a). Global water resources: vulnerability from climate change and population growth. *Science*. 289, 284-288. <https://doi.org/10.1126/science.289.5477.284>
- Vörösmarty, C. J. y Sahagian, D. (2000b). Anthropogenic disturbance of the terrestrial water cycle. *Bioscience*. 50, 753-765. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050\[0753:ADOTTW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0753:ADOTTW]2.0.CO;2)

- Vörösmarty, C. J., Hoekstra, A. Y., Bunn, S. E., Conway, D. y Gupta, J. (2015). Fresh water goes global. *Science*. 349, 478-479. <https://doi.org/10.1126/science.aac6009>
- Walker, B., y Meyers, J. (2004). Thresholds in ecological and social–ecological systems: a developing database. *Ecology and Society*. 9(2). <https://www.jstor.org/stable/26267674>
- Wischmeier, W. H. y Smith, D. D. (1960). A universal soil-loss equation to guide conservation farm planning. *Transactions 7th int. Congress of Soil Science*. 1, 418-425
- White, R. P., Murray, S., Rohweder, M., Prince, S. D. y Thompson, K. M. (2000). Grassland ecosystems. En: Edenburn (Ed). *Pilot analysis of global ecosystems*. Washington, DC: World Resources Institute. 82 p. Disponible en: http://pdf.wri.org/page_grasslands.pdf
- Wilson, K. B., Hanson, P. J., Mulholland, P. J., Baldocchi, D. D. y Wullschlegel, S. D. (2001). A comparison of methods for determining forest evapotranspiration and its components: sap-flow, soil water budget, eddy covariance and catchment water balance. *Agricultural and Forest Meteorology*. 106, 153-168. [https://doi.org/10.1016/S0168-1923\(00\)00199-4](https://doi.org/10.1016/S0168-1923(00)00199-4)
- Winkler, K., Fuchs, R., Rounsevell, M. y Herold, M. (2021). Global land use changes are four times greater than previously estimated. *Nature Communications*. 12, 2501. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-22702-2>
- Xu, L. y Marinova, D. (2013). Resilience thinking: a bibliometric analysis of socio-ecological research. *Scientometrics*. 96, 911–927. <https://doi.org/10.1007/s11192-013-0957-0>
- Zhang, Y., Li, C., Chiew, F. H., Post, D. A., Zhang, X., Ma, N., ... y Liu, C. (2023). Southern Hemisphere dominates recent decline in global water availability. *Science*. 382, 579-584. <https://doi.org/10.1126/science.adh0716>
- Zhao, L., Xia, J., Xu, C., Wang, Z., Sobkowiak, L. y Long, C. (2013). Evapotranspiration estimation methods in hydrological models. *Journal of Geographical Sciences*. 23, 359–369. <https://doi:10.1007/s11442-013-1015-9>

Capítulo 2

Identificación, caracterización, mapeo y resiliencia de sistemas socio-ecológicos de Uruguay

Capítulo 2 - Identificación, caracterización, mapeo y resiliencia de sistemas socio-ecológicos de Uruguay

Introducción

El incremento poblacional y de los niveles de consumo, el avance de la tecnología, los arreglos institucionales generados para gobernar a las sociedades y economías, entre otros aspectos, han generado importantes cambios en el planeta, por ejemplo, en el clima global, en la diversidad biológica, en la disponibilidad de agua potable y en los ciclos biogeoquímicos (Vitousek et al. 1997; Vörösmarty et al. 2000a, b; Foley et al. 2005; Chapin et al. 2011; Steffen et al. 2004; 2015). Estos cambios han contribuido al aumento en la frecuencia y severidad de sequía, inundaciones, olas de calor, entre otros (Fischer y Knutti 2015; IPBES 2019; Chiang et al. 2021; Rajkhowa y Sarma, 2021). Asimismo, estos cambios se han visto reflejados recientemente, según lo reportado por Richardson et al. (2023), en que 6 de los 9 límites planetarios han sido superados. En definitiva, todos estos cambios van en detrimento del bienestar humano y representan los desafíos más relevantes para el manejo de los ecosistemas (Chapin et al. 2011).

Claramente, el manejo sustentable de los ecosistemas debe incluir los aspectos ambientales y sociales, así como también los vínculos entre estos dos (Folke et al. 2016; Herrero-Jáuregui et al. 2018). En este contexto, la aproximación basada en el marco conceptual de los sistemas socio-ecológicos (SSE) representa una alternativa muy apropiada para abordar esta complejidad (Berkes et al. 2003; Ostrom 2009; Future Earth, 2013; Griggs et al. 2013; Palomo et al. 2014). De hecho, actualmente, este marco conceptual emergente es reconocido como un área interdisciplinar en el contexto de las ciencias de la sostenibilidad (Chapin et al. 2011; Clark y Harley 2020). Esto ha generado un incremento notable en el número de investigaciones que abordan los problemas desde la óptica de los SSE (Herrero-Jáuregui et al. 2018) y que están orientados al desarrollo sostenible de la Biósfera (Biggs et al. 2021), particularmente a través de su inclusión en la elaboración y ejecución de los objetivos de desarrollo sostenible (Herrero-Jáuregui et al. 2018; De Vos et al. 2019; Rocha et al. 2020).

Los SSE son sistemas complejos, adaptativos, con comportamiento no lineales y en los que sus distintos componentes (culturales, políticos, sociales, económicos, ecológicos, tecnológicos, etc.) interactúan a múltiples escalas espaciales y temporales (Berkes et al. 2003; Martín-López et al. 2009; Uribe et al. 2014). Este marco conceptual se basa en la noción de que los límites

entre el sistema social y natural son artificiales y arbitrarios (Berkes y Folke, 1998). Asimismo, este marco conceptual plantea que la sociedad no es solo un propulsor externo de las dinámicas de los ecosistemas, por el contrario, forma parte de él (Folke et al. 2016). Es importante destacar que los SSE no son una mera sumatoria de los dos sub-sistemas (ambiente-sociedad), sino que existen fuertes conexiones con retroalimentación que determinan la dinámica general (Folke et al. 2010; Chapin et al. 2011; Reyers et al. 2018). Esto determina que el sistema puede adaptarse a condiciones cambiantes, aprendiendo y autoorganizándose en respuesta a presiones internas o externas (Levin et al. 2013; Paruelo et al. 2019). En buena parte, la idea de SSE es tributaria de los conceptos de "dialéctica de la naturaleza" y de "fractura metabólica" entre el humano y la naturaleza planteados por Engels (Engels, 2017) y Marx (Marx, 1959).

La dinámica de los SSE se encuentra influenciada por varios factores: políticos, económicos, climáticos, institucionales, entre otros (Berkes et al. 2003). Uno de los factores más importantes es el cambio en el uso del suelo ya que representa una de las interacciones, entre componentes sociales y ecológicos, más intensas (Redman et al. 2004). En este contexto dinámico, los SSE presentan diferentes grados de resiliencia (Liu et al. 2007a). La resiliencia es la capacidad de un sistema (en este caso los SSE) de mantener la estructura y funcionamiento luego de una perturbación (por ejemplo, los cambios en el uso y cobertura del suelo; Gunderson y Holling, 2002; Walker y Meyers, 2004) y contempla dos atributos complementarios: la resistencia y la recuperación (McClanahan et al. 2012; Hodgson et al. 2015; Oliver et al. 2015). En este sentido, un sistema puede ser resiliente ya sea porque es resistente a una perturbación o porque se recupera tras ella (Isbell et al. 2015). Cambios sutiles en la resiliencia de los SSE pueden generar cambios repentinos que son difíciles o imposibles de revertir (Scheffer et al. 2001; Liu et al. 2007b). En tal sentido, conocer la resiliencia de los SSE es fundamental para evaluar la sostenibilidad de estos (Gunderson y Holling, 2002; Scheffer et al. 2001). De hecho, esto representa un insumo clave en el proceso de ordenamiento territorial rural el cual busca, entre otras cosas, organizar el territorio asegurando una distribución equitativa de bienes y servicios ecosistémicos, minimizando los conflictos asociados al cambio en el uso y cobertura del suelo entre diferentes actores sociales (Paruelo et al. 2014; Vallejos et al. 2019a).

Varios esfuerzos a nivel global, regional y local han tratado de mapear SSE. Una de las primeras iniciativas fue desarrollada por Ellis y Ramankutty (2008) que, a partir de la combinación de mapas de usos y coberturas del suelo y datos de densidad poblacional, generaron los biomas Antropogénicos del mundo ("Antromas"). Otros esfuerzos subsiguientes incluyeron más información (vinculada a los componentes del SSE) y con un detalle espacial mucho mayor. Por

ejemplo, Letourneau et al. (2012) y van Asselen y Verburg (2012) generaron, a escala global, los Sistemas de Uso del Suelo y Sistemas Terrestres, respectivamente, a partir de datos demográficos, económicos, biofísicos y productivos y análisis de clúster. En otra iniciativa global, Václavík et al. (2013) desarrollaron el sistema global terrestre de “Arquetipos” basado en la combinación de más de 30 conjuntos de datos de alta resolución sobre la intensidad del uso del suelo, las condiciones medioambientales y los indicadores socioeconómicos. A nivel continental, Levers et al. (2018) mapearon los Arquetipos y sus trayectorias de cambio en Europa, mientras que Sietz et al. (2017) lo hicieron para la zona seca de África subsahariana. En Sudamérica, Zarbá et al. (2022) mapearon tipologías de sistemas socio-ecológicos terrestres (SELS en inglés) a partir de combinar el análisis espacial de datos con una evaluación basada en el conocimiento interdisciplinar de especialistas.

A escala regional, Pacheco-Romero et al. (2021) mapearon los Arquetipos para la región de Andalucía (España) a partir de la combinación de técnicas inductivas (algoritmos de clasificación de un conjunto de datos) y deductivas (evaluación e interpretación en términos de conectividad entre los seres humanos y la naturaleza). Vallejos et al. (2019b) desarrollaron un marco conceptual y metodológico novedoso para identificar, caracterizar y mapear unidades homogéneas que comparten dinámicas similares en: a) el funcionamiento ecosistémico (componente ecológico), b) aspectos socioeconómicos (componente social) y c) las interacciones bidireccionales entre ambos componentes (denominado componente interacción). Este último componente considera relaciones recíprocas y está reflejado por: a) la presión sobre el ambiente, es decir el impacto de las actividades humanas sobre el ecosistema, y b) los servicios ecosistémicos, es decir los beneficios que las sociedades obtienen de los ecosistemas. Bajo este marco, los autores llamaron a estas unidades Tipos Funcionales de Socio-Ecosistemas (TFSE). Los TFSE fueron aplicados en el Chaco argentino y su construcción consideró métodos multivariados de ordenación y algoritmos de clasificación de variables vinculadas a los diferentes componentes del SSE (ecológico, social e interacción). Si bien ese trabajo representa un avance sustancial en la identificación, caracterización y mapeo de SSE, no indaga en la resiliencia de estos. Desarrollar intervenciones bajo el paradigma de la sustentabilidad requiere de caracterizar los SSE y su dinámica en escalas largas de tiempo (Partelow, 2018).

La región de los Pastizales del Río de la Plata constituye la mayor superficie de pastizales templados húmedos y subhúmedos de Sudamérica y es una de las más importantes del mundo. Cubre una superficie aproximada de 70 Mha y comprende al este de Argentina, sur de Brasil y la totalidad de Uruguay (Soriano et al. 1991, Oyarzabal et al. 2020; Paruelo et al. 2022). La región

está ubicada sobre suelos fértiles, en general muy aptos para el desarrollo agrícola, lo que ha generado un intenso proceso de cambio en el uso del suelo (Baeza et al. 2022). En las últimas tres décadas, la región de los Pastizales del Río de la Plata perdió 8,8 millones de hectáreas de pastizales asociados al aumento de cultivos (+4,7 Mha) y forestación (+2,2 Mha) (MapBiomasa Pampa, 2023). En este período, Uruguay perdió 2 Mha de pastizales, siendo uno de los países con mayores pérdidas en la región. Estos cambios han generado en Uruguay consecuencias no solo en aspectos ecológicos (Jobbágy et al. 2006; Baldi y Paruelo, 2008; Céspedes-Payret et al. 2012; Texeira et al. 2015), sino que también a nivel social (Piñeiro 2012; Redo et al. 2012) y por lo tanto sobre la estructura y funcionamiento del SSE. En este sentido, resulta necesario identificar, caracterizar, mapear los SSE y cuantificar la resiliencia de estos. El objetivo del presente trabajo fue identificar, caracterizar y mapear los Tipos Funcionales de Socio-Ecosistemas en Uruguay para los años 2000 y 2011 utilizando datos secundarios, derivados de los censos agropecuarios y vivienda, y provistos por sensores remotos. Asimismo, nos planteamos analizar la resiliencia (entendida como la resistencia a las perturbaciones) de los Tipos Funcionales de Socio-Ecosistemas para el período en estudio.

Materiales y métodos

Área de estudio

El área de estudio comprende la totalidad del territorio continental de Uruguay (176.215 km²), ubicado entre las latitudes 30° - 34° S y longitudes 53° - 58° O. Uruguay, se caracteriza por un clima templado, con una temperatura media anual de 17.5 °C y una precipitación media anual de 1300 mm/año. La temperatura presenta una fuerte variación estacional, con mínimas y máximas de 6 °C (en julio) y 28 °C (en enero), respectivamente. La precipitación se distribuye de manera uniforme a lo largo del año, pero varía considerablemente entre años (INUMET, 2022). La mayor parte del territorio está asociado a actividades productivas tales como la ganadería, agricultura cerealera y forestación. El ecosistema dominante son los pastizales naturales dedicados exclusivamente a la ganadería (Modernel et al. 2016; Gutiérrez et al. 2020).

Resolución espacial y temporal

El estudio incluyó el análisis de dos años, 2000 y 2011, coincidentes (o muy próximos) con los registros generados por el Censo General Agropecuario (realizado en el 2000 y 2011; DIEA, 2022) y el Censo de Población y Vivienda (realizado en el 1996 y 2011, INE, 2022). La resolución espacial

se corresponde con unidades administrativas del Censo General Agropecuario (Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca) denominadas “Áreas de Enumeración”. La superficie de las Áreas de Enumeración es variable en el territorio nacional y depende directamente de la densidad poblacional. Estas entidades representan la unidad espacial más pequeña a la cual los datos del Censo General Agropecuario están disponibles sin afectar el anonimato de los productores declarantes. Para el estudio fueron consideradas originalmente 635 Áreas de Enumeración, las cuales fueron ajustadas tomando en cuenta las entidades del Censo de Población y Vivienda, denominadas “Segmentos Censales”. Uruguay está dividido en 3990 Segmentos Censales, los cuales, también, están definidos por la densidad poblacional. Cuando ambas entidades administrativas no coincidían en sus límites, las mismas se agruparon hasta hacer coincidir ambas unidades. En total, se establecieron 540 áreas coincidentes (con una superficie promedio de 320 km²) donde toda la información vinculada a los componentes ecológicos, social y de la interacción del sistema socio-ecológico fue integrada. Cabe destacar que todas las Áreas de Enumeración corresponden a situaciones con producción agropecuaria, es decir, excluye a los centros urbanos y pequeñas localidades. Todo el procesamiento geoespacial fue realizado con ArcGIS 10.3.

Variables analizadas

En total se recopilaron 22 variables descriptoras de los componentes ecológico, social y vinculadas con la interacción de estos dos (Tabla 1). Un aspecto clave en la selección de las variables fue que las mismas deberían poder representarse en un mapa y expresar su variabilidad tanto espacial como temporal. Asimismo, debían ser variables que se registraran de igual forma en los años de los censos. Dentro de las variables vinculadas al componente ecológico, se recopiló información de cuatro variables: cobertura de bosque nativo (BN) y pastizal natural (CN), ambas provenientes del Censo General Agropecuario, y la productividad y estacionalidad anual, derivadas del índice de vegetación mejorado (EVI por sus siglas en inglés). Se utilizó el producto Mod13q1 de MODIS y se promediaron los valores de los tres años (uno posterior y anterior a la fecha de los censos), a nivel de Áreas de Enumeración, para evitar sesgos climáticos. Las variables recopiladas para caracterizar el componente social fueron ocho: número de trabajadores en explotaciones agropecuarias (TRAB), número de explotaciones pertenecientes a productores con nacionalidad uruguaya (URU), número de centros educativos (EDU) y de salud (SALUD), densidad de caminos (CAM), necesidades básicas insatisfechas (al menos 1, NBI), número de hogares (HOG) y densidad poblacional (POB). En este caso, las variables se obtuvieron a partir del Censo de Población y Vivienda, Censo General Agropecuario,

Ministerio de Educación y Cultura y del Ministerio de Salud Pública. Finalmente, para caracterizar la interacción entre el componente ecológico y social, se recopilaron diez variables: cobertura de bosque artificial (BA), cultivos cerealeros industriales (CCI), cultivos forrajeros (CF) y cultivos frutales y de huerta (FRCH), número de vacas de cría y vaquillonas entoradas (VIEN), carga ganadera total (UG), superficie de predios con propiedad privada (PRIV) y personas físicas (PFIS), número de tractores (TRAC) y número de tajamares y/o represas (TAJ). En este caso, todas las variables utilizadas para caracterizar la interacción se obtuvieron a partir del Censo de Población y Vivienda y del Censo General Agropecuario.

Tabla 1: Total de variables recopiladas para la identificación y caracterización de Tipos Funcionales de Sistemas Socio-Ecológicos en Uruguay. AE: Área de enumeración, IVM: Índice de Vegetación Mejorado, CGA: Censo General Agropecuario, MODIS: Moderate-Resolution Imaging Spectroradiometer, MSP: Ministerio de Salud Pública, MEC: Ministerio de Educación y Cultura, CPyV: Censo de Población y Vivienda, y MTOP: Ministerio de Transporte y Obras Públicas.

COMPONENTE	VARIABLE	MÉTRICA	SIGLA	FUENTE
Ecológico	Cobertura natural	Sup. Bosque Nativo / Superficie del AE	BN	CGA
Ecológico	Cobertura natural	Sup. Campo Natural / Superficie del AE	CN	CGA
Ecológico	Productividad	IVM medio	EVI	MODIS
Ecológico	Estacionalidad	Coefficiente de Variación medio del IVM	CV	MODIS
Social	Mano de obra	Nº de trabajadores en explotaciones agropecuarias / Superficie AE	TRAB	CGA
Social	Pertenencia	Nº de explotaciones de uruguayos / Nº Explotaciones	URU	CGA
Social	Salud	Nº de centros de salud / Superficie del AE	SALUD	MSP
Social	Educación	Nº de centros educativos / Superficie del AE	EDU	MEC
Social	Calidad de vida	Necesidades Básicas Insatisfechas / Superficie del AE	NBI	CPyV

Social	Vivienda	Número de Hogares / Superficie del AE	HOG	CPyV
Social	Densidad poblacional	Personas / Superficie del AE	POB	CPyV
Interacción	Producción forestal	Sup. Bosque artificial / Superficie del AE	BA	CGA
Interacción	Producción agrícola	Sup. Cult. Cerealero / Superficie del AE	CCI	CGA
Interacción	Producción forrajera	Sup. Cult. Forrajero / Superficie del AE	CF	CGA
Interacción	Producción fruti-hortícola	Sup. Frutales y Cult. Huerta / Superficie del AE	FRCH	CGA
Interacción	Producción ganadera	Vacas de cría y vaquillonas entoradas / Vacunos totales	VIEN	CGA
Interacción	Producción ganadera	UG Totales / Superficie Ganadera (bosque, cultivo forrajero anual-perenne y campo natural)	UG	CGA
Interacción	Tenencia de la tierra	Superficie de Propiedad privada / Superficie del AE	PRIV	CGA
Interacción	Personería jurídica	Superficie de Personas físicas / Superficie del AE	PFIS	CGA
Interacción	Maquinaria	Nº de tractores / Superficie del AE	TRAC	CGA
Interacción	Riego	Cantidad de tajamares y/o represas / Superficie del AE	TAJ	CGA
Interacción	Caminería	Kilómetros de camino / Superficie del AE	CAM	MTOP

Análisis de los datos

Se realizaron análisis de correlación de Pearson entre todas las variables y para cada año. De esta forma, analicé el sentido y la magnitud de las relaciones. Se tomaron en cuenta tres criterios para eliminar o conservar variables correlacionas: a) se eliminaron variables pertenecientes al mismo componente (ecológico, social y la interacción) cuya correlación fuese mayor a 0,6; b) se conservaron aquellas variables que presentaban correlación (mayor a 0,6), pero eran pertenecientes a distintos componentes del sistema socio-ecológico, y c) para las variables eliminadas, se priorizaron aquellas que provenían de datos secundarios y cuya interpretación

era compleja. Para el análisis de las correlaciones y su significancia estadística se utilizó el paquete “corrplot” de R (Wei y Simko, 2021).

A partir de las variables seleccionadas, se realizó, para el año 2000, un análisis de agrupación jerárquico mediante el método Ward.D2 (Murtagh y Legendre, 2014) con el objetivo de identificar y definir los TFSE. Para ello, se estandarizaron las variables y se calculó la distancia euclidiana (Legendre y Legendre 1998). El número de clústeres (niveles de corte del dendrograma) contempló la definición de dos esquemas, llamados grupos y subgrupos, que captan, en base al conocimiento del área de estudio, la diversidad de TFSE. La definición de los TFSE para el año 2011 se realizó a partir de un árbol de decisión, construido en base a los TFSE identificados para el año 2000 y las variables que lo caracterizaron. A partir del árbol de decisión generado (basado en los valores de las variables para el año 2000) y de los valores de las variables seleccionadas para el año 2011, se definieron los TFSE para el año 2011. Usar el mismo árbol de decisión para los dos períodos permite independizarse del efecto que tiene el conjunto de datos usados sobre los algoritmos de clasificación. Es decir, los cambios en los TFSE estarán asociados a cambios en el valor de las variables y no al algoritmo de clasificación utilizado en cada año. Para la construcción y aplicación del árbol de decisión se utilizó el paquete “rpart” de R (Therneau et al. 2022). Finalmente, se realizaron para cada año de los estudiados, Análisis de Componentes Principales con el fin de disminuir la dimensionalidad del conjunto de variables, así como también para identificar patrones en los TFSE.

Con la definición de TFSE para el 2000 y 2011, se generaron mapas con la distribución espacial de los grupos y subgrupos (determinados por dos niveles de cortes en el dendrograma) y diagramas de flores para representar la variación de las distintas dimensiones. El diagrama de flores muestra el peso relativo, expresado entre 0 y 1, de cada una de las variables (pétalos) en cada uno de los grupos y subgrupos. Adicionalmente, se calcularon las probabilidades de transición entre TFSE (a nivel de subgrupo) para el período 2000-2011 como una medida de la probabilidad de persistencia de un TFSE desde el primer año hasta el segundo o la probabilidad de transición hacia otro TFSE durante el mismo período (ecuación 1). Para la generación de los mapas se utilizó el programa ArcGis 10.3 y para los diagramas de flores el paquete ggplot2 de R (Wickham, 2016).

$$p_{i \rightarrow j, k} = \frac{A_{i \rightarrow j}}{A_{i, t=0}}$$

Donde A_i es el área ocupada por el TFSE i , $A_i \rightarrow j$ es el área de transición del TFSE $i \rightarrow j$, $t=0$ es el año inicial dentro del período de estudio, en este caso el 2000.

Para analizar la resiliencia de los SSE se calculó la distancia euclidiana, entre años y para cada área de enumeración, en un mismo espacio multidimensional constituido por las variables utilizadas para definir los TFSE (17 en total). El agente perturbador considerado en el estudio de la resiliencia de los SSE es el cambio en el uso y cobertura del suelo ocurrido entre períodos. La distancia euclidiana de un Área de Enumeración entre años será considerada como una medida de la resistencia al cambio y por lo tanto de la resiliencia de los SSE. Aquellas Áreas de Enumeración que muestren menor distancia entre años, habrán sido las que presentaron menos cambios estructurales y funcionales entre años. Por otro lado, aquellas Áreas de Enumeración con mayor distancia entre años serán las que sufrieron mayores cambios en alguna de las variables/componentes que constituyen el SSE. La distancia euclidiana para cada Área de Enumeración fue mapeada considerando los quintiles. El procesamiento de los datos se realizó en R (R Core Team, 2021) y los mapas a partir de software ArcGis 10.3.

Resultados

El análisis de correlación, basado en el coeficiente de Pearson, mostró resultados que variaron según el componente del sistema socio-ecológico analizado (Figura 1). Para el año 2011, y a nivel del componente ecológico, se encontraron bajos niveles de correlación entre las variables. La estacionalidad (CV) se correlacionó negativamente con la superficie de campo natural (CN, $r = -0.5$) y con la productividad (EVI, $r = -0.3$). Por otro lado, todas las variables del componente social presentaron niveles de correlación variable pero siempre con signo positivo. La densidad de caminos (CAM) y el número de productores con nacionalidad uruguaya (URU) fueron las variables que menos se correlacionaron con el resto de las variables del componente social ($r < 0.4$). Por su parte, las necesidades básicas insatisfechas (NBI), número de hogares (HOG), densidad poblacional, número de centros educativos y de salud fueron las que más correlación expresaron ($0.7 < r < 1$). Dentro del componente vinculado a la interacción de los subsistemas, se destacaron las correlaciones positivas entre la superficie de frutales y cultivos de huerta (FRCH) y el número de tractores (TRAC, $r = 0.9$) y entre el número de tajamares y represas (TAJ) con el número de tractores (TRAC, $r = 0.6$).

Las correlaciones entre variables de diferente componente del sistema socio-ecológico mostraron un patrón de correlaciones positivas entre las variables del componente social e

interacción, mientras que dominaron las correlaciones negativas entre el componente ecológico e interacción (Figura 1). Dentro de las variables más correlacionadas entre subsistemas se destacan: a) la estacionalidad (CV) con la superficie de cultivos cerealeros industriales (CCI, $r=0,8$), b) la superficie de campo natural (CN) con la superficie de cultivos cerealeros industriales ($r=-0,60$) y cultivos forrajeros ($r=-0,6$), c) el número de trabajadores agropecuarios (TRAB) con la superficie de cultivos frutales y de huerta (FRCH, $r=0,8$), el número de tractores (TRAC, $r=0,9$) y tajamares y represas (TAJ, $r=0,6$), d) el número de productores con nacionalidad uruguaya (URU) con la superficie de establecimientos de personas físicas (PFIS, $r=0,7$), e) el número de tractores (TRAC) con la densidad de caminos (CAM, $r=0,6$) y el número de centros educativos (EDU, $r=0,6$), f) la densidad de caminos (CAM) con el número de tajamares y represas (TAJ, $r=0,6$), y g) la superficie de cultivos frutales y de huerta (FRCH) con la densidad de caminos (CAM, $r=0,6$).

Para el año 2000, el patrón de correlación de las variables, dentro y entre componentes, fue similar a lo encontrado para el año 2011 (ver Figura S1). Las variables que cumplieron con los criterios establecidos y, por lo tanto, utilizadas para la identificación y caracterización de los TFSE de Uruguay fueron 17: superficie de bosque nativo (BN) y campo natural (CN), productividad, estacionalidad, número de trabajadores en establecimientos agropecuarios (TRAB) y explotaciones de productores con nacionalidad uruguaya (URU), densidad de caminos (CAM) y poblacional (POB), superficie de bosques artificiales (BA), cultivos cerealeros industriales (CCI), cultivos forrajeros (CF) y cultivos frutales y de huerta (FRCH), producción ganadera de cría (VIEN), carga ganadera (UG), superficie bajo tenencia privada (PRIV) y personas físicas (PFIS), y número de tajamares y represas (TAJ, se muestran en **negrita** en la Figura 1).

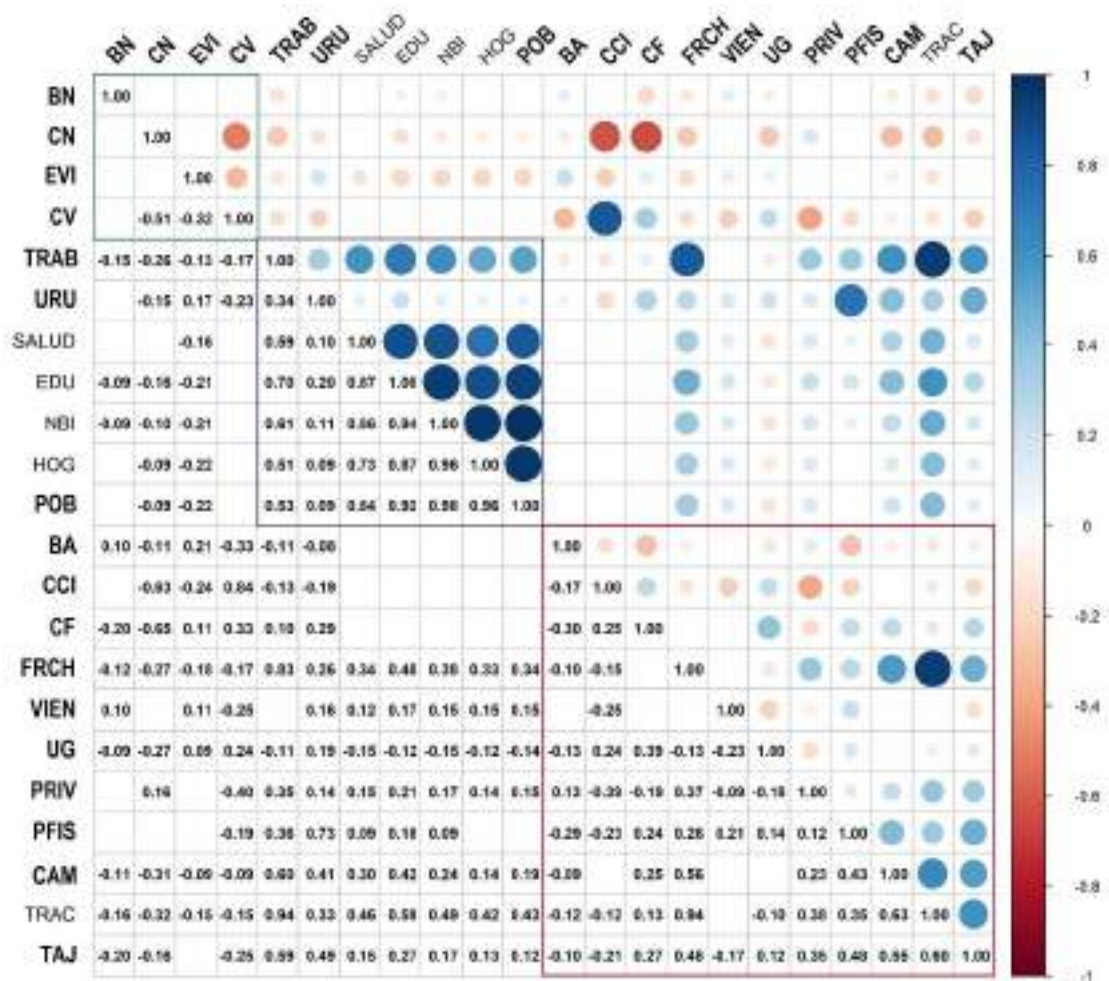


Figura 1. Matriz de correlación para el 2011 entre las variables de los tres componentes del sistema socio-ecológico (ecológico, social y de la interacción de ambos, cuadro verde, azul y rojo, respectivamente). Se muestran las correlaciones de Pearson significativas ($p < 0,05$) y en negrita las variables seleccionadas para la identificación y caracterización de los Tipos Funcionales de Socio-Ecosistemas. BN: superficie de bosque nativo, CN: superficie de campo natural, EVI: productividad, CV: estacionalidad, TRAB: número de trabajadores en establecimientos agropecuarios, URU: número de explotaciones de productores con nacionalidad uruguaya, CAM: densidad de caminos, POB: densidad poblacional, BA: superficie de bosques artificiales, CCI: superficie de cultivos cerealeros industriales, CF: superficie de cultivos forrajeros, FRCH: superficie de cultivos frutales y de huerta, VIEN: producción ganadera de cría, UG: carga ganadera, PRIV: superficie bajo tenencia privada, PFIS: superficie con personas físicas, y TAJ: número de tajamares y represas.

El análisis de agrupación jerárquico permitió establecer dos cortes, asociados a los grupos y subgrupos de Tipos Funcionales de Socio-Ecosistemas para el año 2000 (Figura 2). El primer

corte, asociado a la definición de grupos de TFSE, estuvo determinado a una altura (similitud) de 40 y generó 3 grupos: “1”, “2” y “3” constituidos por 36, 142 y 362 Áreas de Enumeración, respectivamente. El segundo corte, asociado a la definición de los subgrupos de TFSE, estuvo determinado por una altura (similitud) de 23 y generó 7 subgrupos: “1a”, “1b”, “2a”, “2b”, “3a”, “3b” y “3c” constituidos por 6, 30, 73, 69, 260, 70 y 32 Áreas de Enumeración, respectivamente.

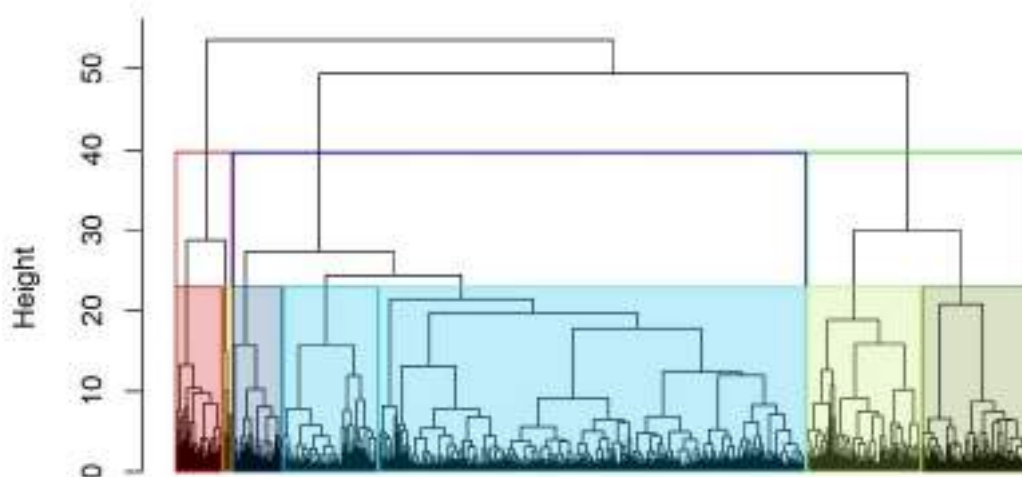


Figura 2. Análisis de agrupación jerárquico mediante el método Ward.D2 para la determinación de los grupos y subgrupos de Tipos Funcionales de Socio-Ecosistemas. Se consideraron todas las áreas de enumeración y las 17 variables seleccionadas. Se marcan dos niveles de similitud a partir de los cuales se determinaron los cortes.

El desarrollo y aplicación de un árbol de decisión permitió definir los TFSE (a nivel de grupo y subgrupo, Figura S2 y Figura 3, respectivamente) para el año 2011. Solo 10 de las 17 variables utilizadas para la identificación de los grupos y subgrupos de TFSE para el año 2000 fueron necesarias. El árbol de decisión permitió definir, para el año 2011, 3 grupos: “1”, “2” y “3” constituidos por 36, 227 y 277 Áreas de Enumeración, respectivamente, y 7 subgrupos de TFSE: “1a”, “1b”, “2a”, “2b”, “3a”, “3b” y “3c” constituidos por 5, 31, 163, 64, 87, 77 y 113 Áreas de Enumeración, respectivamente (Figura 3).

El primer corte del árbol estuvo determinado por la superficie de campo natural (CN), con un umbral de 0,61. Los dos nodos siguientes estuvieron determinados por la superficie de cultivos cerealeros industriales (CCI; 0,079) y por la superficie de bosque nativo (BN; 0,077). La rama que discrimina en base a cultivos cerealeros industriales estuvo determinada por la superficie de bosque artificial (BA; 0,085) y cultivos forrajeros (CF; 0,21), seguidos, en un primer nivel, por la

superficie de frutales y cultivos de huerta (FRCH; 0,19) y el número de tajamares y represas (TAJ; 0,011) y, en un segundo nivel, por la densidad poblacional (POB; 3,3) y la superficie de bosque artificial (BA; 0,18). Por su parte, la rama que discrimina en base a la superficie de bosque nativo estuvo determinada por el número de trabajadores en exploraciones agropecuarias (TRAB; 0,042), por la superficie de bosque artificial (BA; 0,12) y la estacionalidad de las ganancias de C (CV; 0,18) (Figura 3).

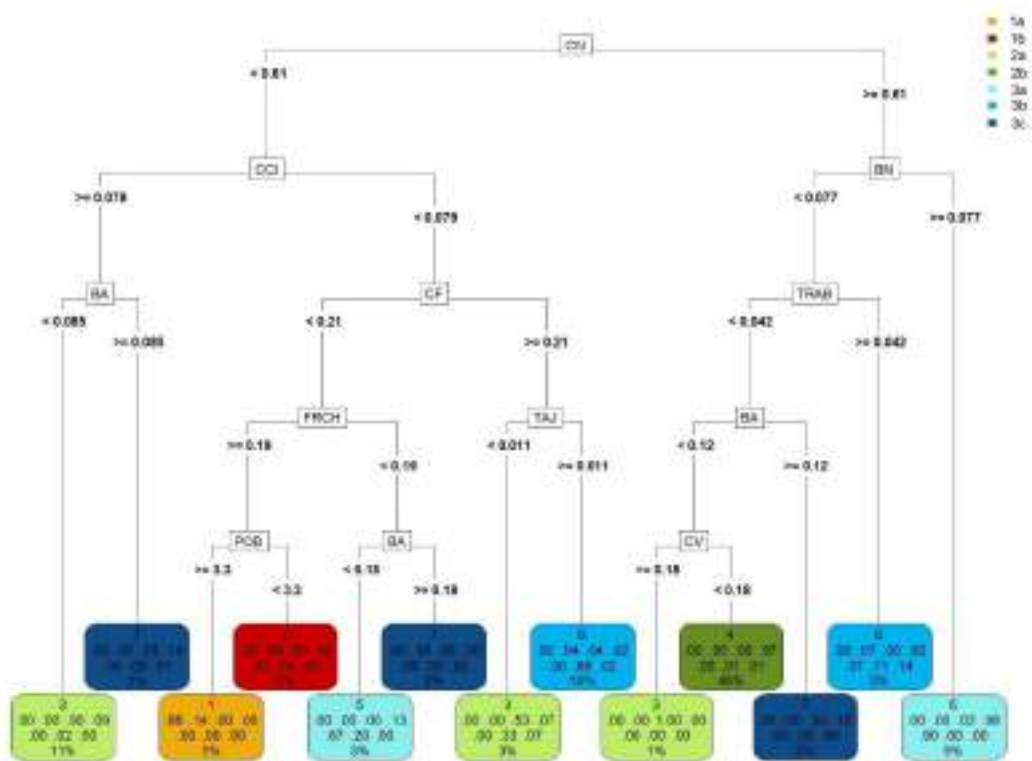


Figura 3: Árbol de decisión construido a partir de los datos del 2000 y utilizado para la definición de los grupos y subgrupos de Tipos Funcionales de Socio-Ecosistemas del año 2011. En color se representan los subgrupos (1a, 1b, 2a, 2b, 3a, 3b, 3c). BN: superficie de bosque nativo, CN: superficie de campo natural, CV: estacionalidad, TRAB: número de trabajadores en establecimientos agropecuarios, POB: densidad poblacional, BA: superficie de bosques artificiales, CCI: superficie de cultivos cerealeros industriales, CF: superficie de cultivos forrajeros, FRCH: superficie de cultivos frutales y de huerta, y TAJ: número de tajamares y represas. Dentro del rectángulo de cada nodo final se muestra la proporción de casos que pertenecen a cada subgrupo y la proporción del total de datos que han sido agrupados allí.

El Análisis de Componentes Principales, generado para cada año en estudio (2000 y 2011), no permitió reducir sustancialmente la dimensionalidad de las variables utilizadas (Figura 4). Es decir, son necesarios 8 componentes principales para explicar el 83 % de la variabilidad (Tabla

S1). En cuanto a los primeros dos componentes principales, explicaron el 43,5 y 42,57% de la varianza acumulada para el año 2000 y 2011, respectivamente (CP1=23,4 y 24,04% para el año 2000 y 2011, respectivamente y CP2=19,08 y 18,53% para el año 2000 y 2011, respectivamente). Para ambos años, el CP1 estuvo asociado a la intensidad en el uso del territorio (desde cultivos intensivos como lo frutales y cultivos de huerta hasta la ganadería extensiva sobre campo natural), mientras que el CP2 estuvo asociado a un gradiente de actividad pecuaria (desde cultivos forrajeros hasta campo natural). La comparación entre años del Análisis de Componentes Principales no mostró cambios drásticos en el patrón general de distribución de las áreas de enumeración ni en la dirección y longitud de los autovalores (Figura 4).

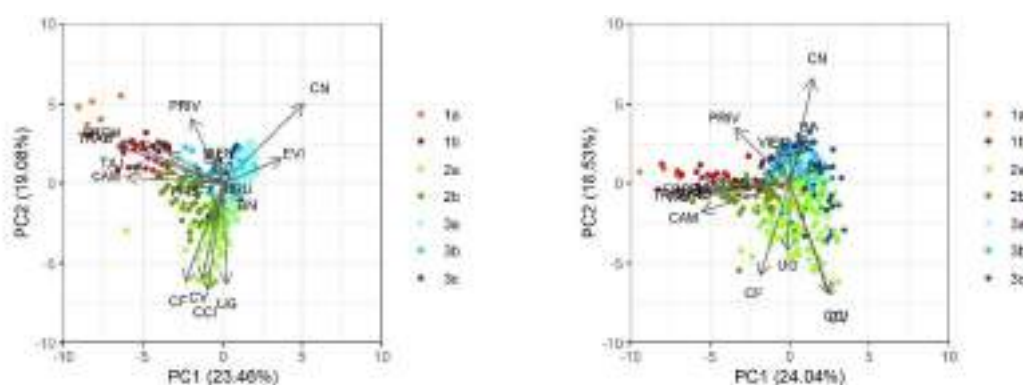


Figura 4: Análisis de componentes principales para los 7 subgrupos de TFSE y para los dos años en estudio: 2000 (izquierda) y 2011 (derecha). BN: superficie de bosque nativo, CN: superficie de campo natural, EVI: productividad, CV: estacionalidad, TRAB: número de trabajadores en establecimientos agropecuarios, URU: número de explotaciones de productores con nacionalidad uruguaya, CAM: densidad de caminos, POB: densidad poblacional, BA: superficie de bosques artificiales, CCI: superficie de cultivos cerealeros industriales, CF: superficie de cultivos forrajeros, FRCH: superficie de cultivos frutales y de huerta, VIEN: producción ganadera de cría, UG: carga ganadera, PRIV: superficie bajo tenencia privada, PFIS: superficie con personas físicas, y TAJ: número de tajamares y represas.

El aporte relativo de cada variable a cada componente principal (CP) mostró diferencias dentro y entre años (Tabla S2). El CP1 mostró, para el año 2000, vectores propios con valores positivos vinculados con la superficie de campo natural (CN) y la productividad (EVI) y negativos con la superficie de cultivos frutales y cultivos de huerta (FRCH), el número de trabajadores en establecimientos agropecuarios (TRAB), la densidad de caminos (CAM) y el número de tajamares y represas (TAJ). Para el año 2011, este componente mostró vectores propios con valores

negativos asociados con el número de trabajadores en establecimientos agropecuarios (TRAB) y el número de tajamares y represas (TAJ). El CP2 mostró, para el año 2000, vectores propios con valores positivos vinculados con la superficie de campo natural (CN) y negativos con la superficie de cultivos cerealeros industriales (CCI), la carga ganadera (UG), la superficie de cultivos forrajeros (CF) y la estacionalidad de la productividad (CV). Para el año 2011, el CP2 mantuvo vectores propios con valores positivos y negativos, salvo para la carga ganadera (UG) que no presentó un aporte significativo. El CP3 mostró, para el año 2000, vectores propios con valores positivos vinculados con la superficie de bosque artificial (BA) y negativos con superficie con personas físicas (PFIS) y el número de explotaciones de productores con nacionalidad uruguaya (URU), mientras que para el año 2011, se encontraron vectores propios con valores positivos asociados con la densidad poblacional (POB) y negativos asociados con la productividad (EVI). El CP4 mostró, para el año 2000, vectores propios con valores positivos vinculados con la superficie de bosque artificial (BA) y la superficie bajo tenencia privada y negativos con la producción ganadera de cría (VIEN), la superficie de bosque nativo (BN) y la densidad poblacional (POB). Para el año 2011, este componente mostró vectores propios con valores positivos asociados con la producción ganadera de cría (VIEN), la superficie de bosque natural (BN) y artificial (BA), y negativos con la superficie de campo natural (CN). El CP5 mostró, para el año 2000, vectores propios con valores positivos vinculados con la superficie de campo natural (CN), y negativos con la superficie de bosque artificial (BA) y bosque nativo (BN) y la producción ganadera de cría (VIEN), mientras que para el año 2011, se encontraron valores positivos con la producción ganadera de cría (VIEN) y la superficie de bosque artificial (BA). El CP6 mostró, para el año 2000, vectores propios con valores positivos asociados con la superficie de bosque nativo (BN), y negativos con la densidad poblacional (POB) y la producción ganadera de cría (VIEN). Para el año 2011, este componente presentó valores negativos con la superficie de bosque nativo (BN). El CP7 mostró, para el 2000, vectores propios con valores positivos con la productividad (EVI) y negativos con el número de explotaciones de productores con nacionalidad uruguaya (URU), mientras que, para el año 2011, se encontraron valores positivos con la densidad poblacional (POB) y la carga ganadera (UG). Para este año, no hubo vectores propios negativos relevantes ($>0,4$). Finalmente, el CP8 mostró, para el año 2000, vectores propios con valores positivos vinculados con la productividad (EVI) y la densidad poblacional (POB), y negativos con la producción ganadera de cría (VIEN). Para el año 2011, este componente mostró valores positivos con la superficie de bosque artificial (BA) y negativos con la productividad (EVI).

Caracterización de grupos de TFSE:

Grupo 1: Este grupo está caracterizado por sistemas de producción intensiva basada en cultivos de pequeña escala (huertas principalmente) y frutales. Posee un importante desarrollo de infraestructura y elevada densidad poblacional y mano de obra permanente (Figura S3a y b y Figura S4a y b). Este grupo ocupó 1028 (0,6%) y 1808 (1%) km² en el 2000 y 2011, respectivamente (cambio relativo de +76%). Para el año 2011, su ubicación se encuentra mayormente en la periferia de las ciudades de Colonia y Salto y del departamento de Montevideo (Figura S5).

Grupo 2: Este grupo está caracterizado por sistemas de producción de granos (cultivos cerealeros industriales) y forraje (cultivos forrajeros anuales y perennes). Las tierras son gestionadas mayormente por personas jurídicas, de nacionalidad extranjera y bajo la forma de arrendamiento (Figura S3a y b y Figura S4a y b). Cubre 26366 (15%) y 55686 (32%) km² en el 2000 y 2011, respectivamente, y es el grupo que más ha crecido durante el período analizado (cambio relativo de +110%). Para el año 2011, este grupo domina en la región centro-oeste, este y noreste del territorio nacional (Figura S5).

Grupo 3: Este grupo está caracterizado por sistemas de producción forestal y ganadero extensivo basados en campo natural. Posee un incipiente desarrollo de infraestructura y baja densidad poblacional y mano de obra permanente (Figura S3a y b y Figura S4a y b). Cubre 146799 (84%) y 116698 (67%) km² en el 2000 y 2011, respectivamente. Si bien es el grupo que mayor cobertura presenta en el territorio nacional, es la que más área ha perdido en el período de estudio (cambio relativo -20%). Para el año 2011, este grupo se concentra en la parte norte, sureste y noreste del territorio nacional (Figura S5).

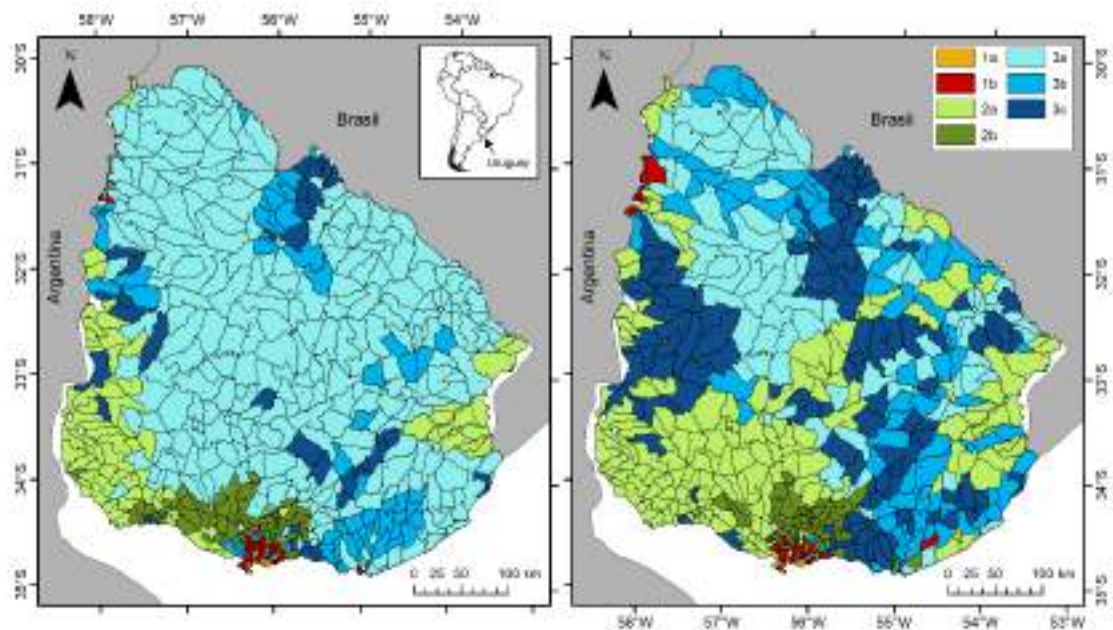


Figura 5: Distribución espacial de los Tipos Funcionales de Socio-Ecosistemas (expresado como los 7 subgrupos) para el año 2000 (izquierda) y 2011 (derecha).

Caracterización de subgrupos de TFSE:

Sub-Grupo 1a: Este subgrupo está caracterizado por dos sistemas de producción: ganadero mayormente de cría y agricultura intensiva basada en cultivos de pequeña escala (huertas) y frutales. Posee un importante desarrollo de infraestructura, ya sea de riego como caminería, y una elevada densidad poblacional y mano de obra permanente. Las tierras son, en su mayoría, gestionadas por personas físicas de nacionalidad uruguaya y propietarios de las mismas (Figura 6 y Figura S6a y b). Cubre 145 y 138 km² en el 2000 y 2011, respectivamente (cambio relativo de -5%). Para el año 2011, su ubicación se encuentra exclusivamente en la periferia del departamento de Montevideo (Figura 5).

Sub-Grupo 1b: Corresponde a sistemas de producción agrícolas intensivos basados en cultivos de pequeña escala (huertas) y frutales. Posee un importante desarrollo de infraestructura tanto de riego como caminería. La densidad poblacional y mano de obra permanente es baja. Las tierras son mayormente gestionadas por personas físicas de nacionalidad uruguaya y propietarios de las mismas (Figura 6 y Figura S6a y b). Cubre 882 y 1670 km² en el 2000 y 2011, respectivamente (cambio relativo de +89%). Para el año 2011, su ubicación se encuentra exclusivamente en la periferia del departamento de Montevideo y al Sur de Canelones (Figura 5).

Sub-Grupo 2a: Este subgrupo incluye fundamentalmente a sistemas agrícola-ganaderos extensivos, mayormente asociados a la producción de granos (cultivos cerealeros industriales) y, en menor medida, a la producción de leche (cultivos forrajeros con altas cargas ganaderas). Poseen una productividad media, con alta estacionalidad (asociado a la producción de cultivos anuales) y escasa infraestructura (de riego y caminería) y mano de obra. La densidad poblacional es baja. Las tierras son en su mayoría arrendadas por personas jurídicas (Figura 6 y Figura S6a y b). Cubre 19933 y 50549 km² en el 2000 y 2011, respectivamente (cambio relativo de +153%). Para el año 2011, este subgrupo se localiza en el litoral oeste, centro-sur y este del territorio nacional (Figura 5).

Sub-Grupo 2b: Este subgrupo está definido por sistemas ganaderos lecheros. Poseen alta productividad y baja estacionalidad, asociado a pasturas permanentes utilizadas como forraje por parte del ganado. La cobertura de ecosistemas naturales (campo natural y bosques nativos) es muy baja. La propiedad corresponde a personas físicas y cuenta con un desarrollo importante de infraestructuras de riego. Las tierras son gestionadas por uruguayos con distintos tipos de tenencia (Figura 6 y Figura S5a y b). Cubre 6433 y 5137 km² en el 2000 y 2011, respectivamente (cambio relativo de -20%). Su localización se restringe en la zona sur del territorio nacional, dentro de lo que se conoce como “cuenca lechera” (departamentos de Florida, Flores, San José y Canelones; Figura 5).

Sub-Grupo 3a: Este subgrupo incluye sistemas ganaderos extensivos con alta cobertura de campo natural. La productividad es media a alta y con muy poca estacionalidad. La densidad de caminos, represas y tajamares, densidad poblacional y mano de obra permanente es baja. La tenencia de la tierra presenta diversas formas (privada, arrendamiento, pastoreo) y está gestionada por distintos tipos de personas jurídicas (Figura 6 y Figura S6a y b). Cubre 121210 y 44450 km² en el 2000 y 2011, respectivamente (cambio relativo de -63%). En el año 2011, este subgrupo se localiza en la zona centro-norte y norte del territorio nacional, asociado a la región geomorfológica de la Cuesta Basáltica (Figura 5).

Sub-Grupo 3b: Este subgrupo está caracterizado por sistemas ganaderos extensivos con elevada proporción de campo natural y bosques nativos. La productividad es alta con baja estacionalidad. Poseen poco desarrollo en infraestructura y la densidad poblacional y mano de obra permanente es baja. La tierra posee varias formas de tenencia y con presencia de personas físicas y jurídicas (Figura 6 y Figura S6a y b). Cubre 15769 y 29878 km² en el 2000 y 2011, respectivamente (cambio relativo de +89%). Para el año 2011, su localización en el territorio

nacional se corresponde en gran medida con la región Sierras del Este, sumado a algunas zonas del norte del país (Figura 5).

Sub-Grupo 3c: Dominan en este subgrupo sistemas de producción forestal con elevada cobertura de plantaciones forestales de alta productividad y baja estacionalidad. Poseen una cobertura importante de bosques nativos y la densidad poblacional es baja al igual que la mano de obra permanente. Está asociado a personas jurídicas, no se destaca la presencia de infraestructura. La propiedad de la tierra corresponde en alta proporción relativa a extranjeros (Figura 6 y Figura S6a y b). Cubre 9819 y 42369 km² en el 2000 y 2011, respectivamente (cambio relativo de +331%) y se localiza en la región este, oeste y sureste, asociado a los tres principales polos forestales (Figura 5).

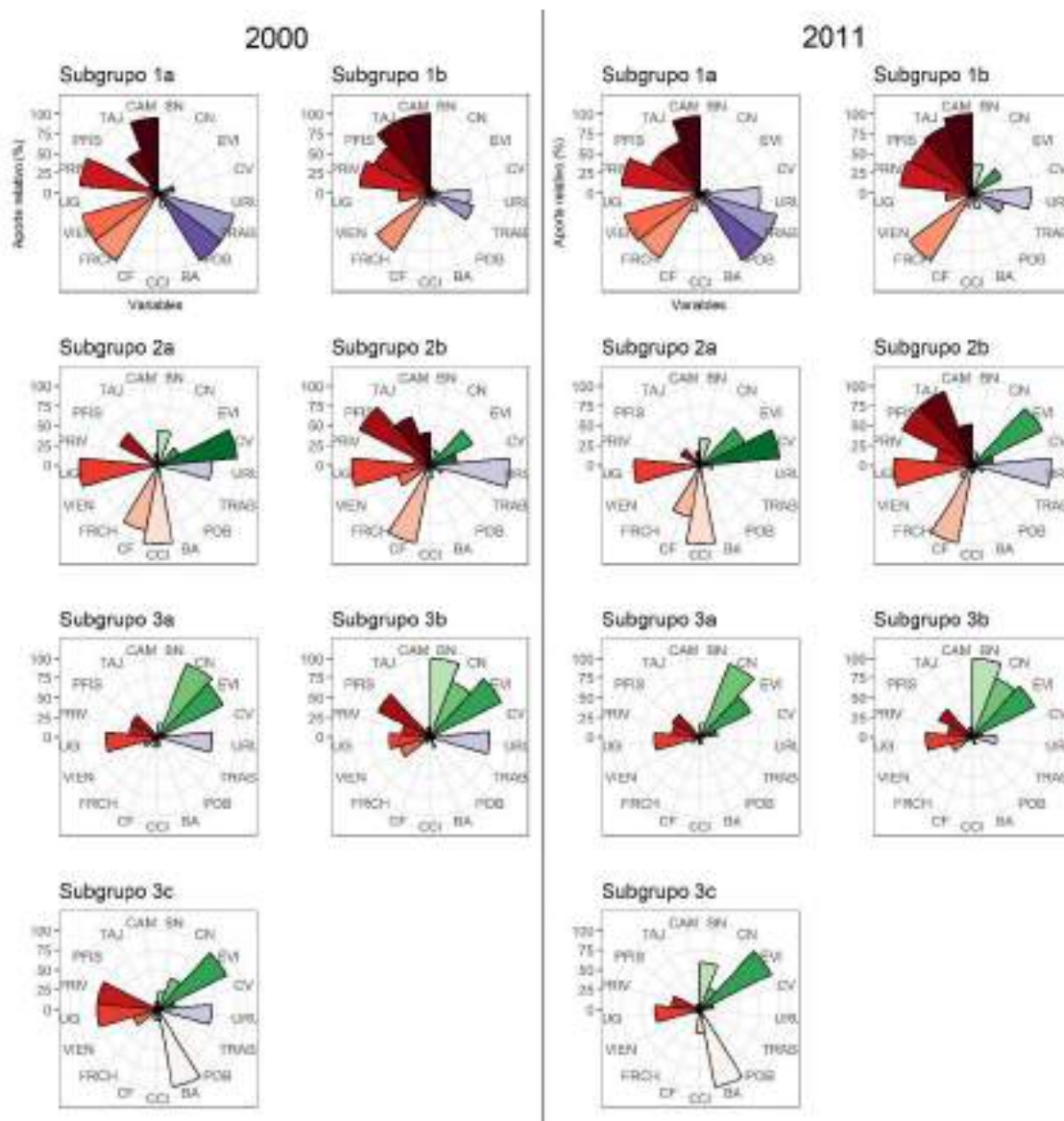


Figura 6: Contribución relativa de cada variable a cada Tipo Funcional de Socio-Ecosistema a nivel de subgrupo para el 2000 (izquierda) y 2011 (derecha). Los colores de los pétalos indican el origen de la variable: a) verdes: componente ecológico; b) azules: componente social, y c) rojos: componente de interacción. BN: superficie de bosque nativo, CN: superficie de campo natural, EVI: productividad, CV: estacionalidad, TRAB: número de trabajadores en establecimientos agropecuarios, URU: número de explotaciones de productores con nacionalidad uruguaya, CAM: densidad de caminos, POB: densidad poblacional, BA: superficie de bosques artificiales, CCI: superficie de cultivos cerealeros industriales, CF: superficie de cultivos forrajeros, FRCH: superficie de cultivos frutales y de huerta, VIEN: producción ganadera de cría, UG: carga ganadera, PRIV: superficie bajo tenencia privada, PFIS: superficie con personas físicas, y TAJ: número de tajamares y represas.

La mayor probabilidad de persistencia de los TFSE entre 2000 y 2011 correspondió a los subgrupos 1a, 2a y 3c (0,95; 0,8 y 0,98; respectivamente), mientras que la menor probabilidad se encontró en los subgrupos 1b, 2b, 3a y 3b (0,61; 0,47; 0,36 y 0,46; respectivamente) (Tabla 2). Por otra parte, las mayores probabilidades de transición ocurrieron entre los subgrupos 2b→2a (0,49), 3b→3c (0,47), 3a→2a (0,26) y 1b→2b (0,24). El resto de las transiciones fueron despreciables (por ejemplo: 1b→3c, 3b→2c o 3a→1b)

Tabla 2: Probabilidades de transición / persistencia entre subgrupos de Tipos Funcionales de Socio Ecosistemas para el período 2000-2011. La diagonal de la matriz muestra la probabilidad de persistencia mientras que el resto de las celdas muestran la probabilidad de transición. El gradiente de coloración de las celdas indica un gradiente creciente en los valores de probabilidad de transición o persistencia.

Subgrupos		2011						
		1a	1b	2a	2b	3a	3b	3c
2000	1a	0,95	0,05	0	0	0	0	0
	1b	0	0,61	0,08	0,24	0	0,04	0,03
	2a	0	0	0,8	0,01	0	0,04	0,15
	2b	0	0,023	0,49	0,47	0	0,007	0,01
	3a	0	0,005	0,26	0,015	0,36	0,18	0,18
	3b	0	0,03	0,013	0,004	0,023	0,46	0,47
	3c	0	0	0	0,014	0	0,006	0,98

La resiliencia de los sistemas socio-ecológicos, medido como la distancia euclidiana de un Área de Enumeración entre años y para un espacio multidimensional (17 variables), se muestra en la

Figura 7. Las Áreas de Enumeración que presentaron menor cambio (es decir, mayor resiliencia) se localizaron agregadas en la región noreste, sur y sureste del territorio uruguayo y ocuparon el 20% del territorio nacional. Por su parte, las áreas de mayor distancia euclidiana y, por lo tanto, de menor resiliencia, se localizaron en la región del litoral oeste y centro-sur del país. Estas Áreas de Enumeración ocuparon el 15% del territorio nacional.

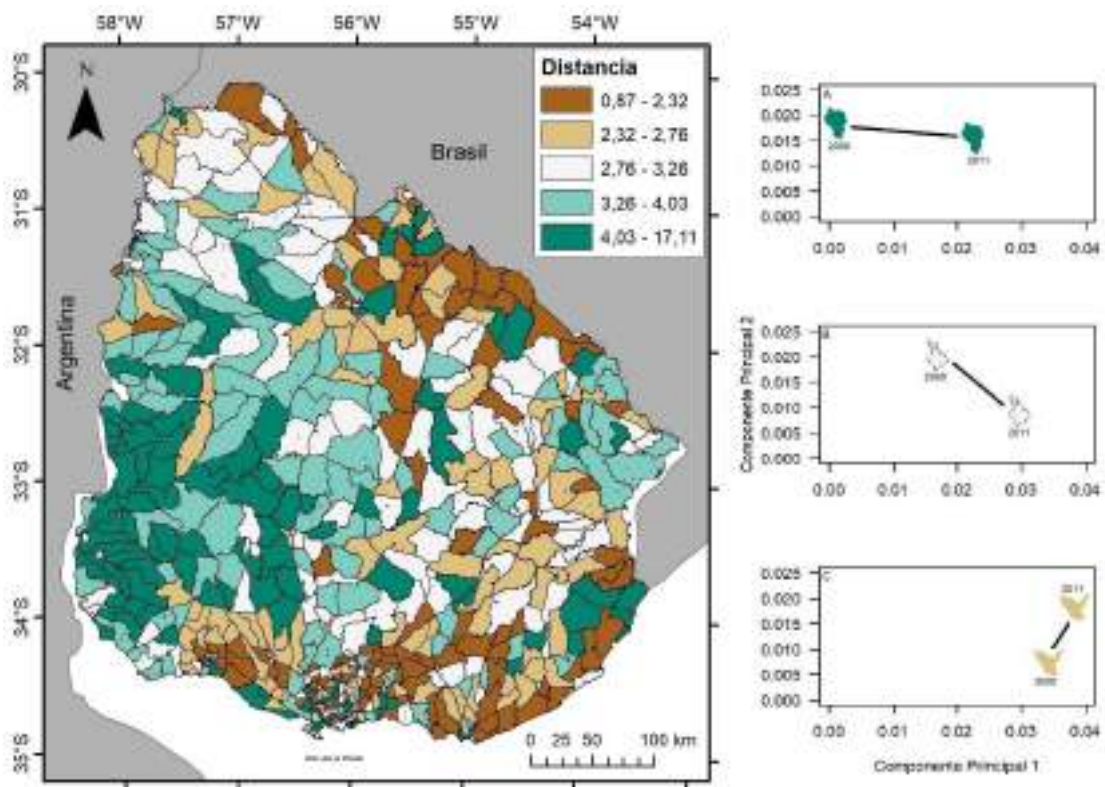


Figura 7: Distancias euclidianas de cada Área de Enumeración considerando el espacio multidimensional de las 17 variables, utilizadas para caracterizar los TFSE, y para los años 2000 y 2011. Los gráficos de la derecha muestran tres ejemplos de distancias (A: alta, B: media y C: baja) entre Áreas de Enumeración para el año 2000 y 2011 en relación con los dos primeros componentes del Análisis de Componentes Principales.

Discusión

La identificación, caracterización y mapeo de sistemas socio-ecológicos es una necesidad creciente a nivel global, regional y local, más aún en el escenario actual de grandes cambios (IPBES, 2019; Richardson et al. 2023). Los resultados reportados en este estudio contribuyen en este sentido, revelando no solo las principales características de los sistemas socio-ecológicos de Uruguay, sino también su distribución espacial, su evolución temporal y su capacidad de

resiliencia. Identificamos 3 grupos y 7 subgrupos de SSE que captan la heterogeneidad del país y que representan unidades relativamente homogéneas en su estructura y funcionamiento socio-ecológico. Nuestros resultados sugieren que los SSE de Uruguay son dinámicos y que las transiciones tienen un sentido claro dirigido a la intensificación agropecuaria y a la extranjerización de la tierra.

A diferencia de lo reportado por Vallejos et al. (2019b) para el Chaco, en donde los grupos de TFSE están mayormente definidos por las variables ecológicas y los subgrupos por las variables sociales y de la interacción entre subsistemas, en Uruguay las diferencias se asocian a aspectos vinculados a la interacción entre los componentes del SSE, mientras que los subgrupos están asociados a los componentes ecológicos y sociales. Es decir, las variables que aportaron información sobre el uso y ocupación en el territorio (componente interacción) fueron clave en la delimitación de los grupos de TFSE. Los grupos 1 y 2, caracterizados por sistemas agrícolas intensivos (frutales y de huerta) y extensivos (cerealeros industriales y forrajeros), respectivamente, son los que presentan mayor presión sobre el ambiente, mientras que el grupo 3, caracterizado por sistemas ganaderos extensivos, están caracterizados por una menor presión ambiental. Los grupos 1 y 2 están claramente ubicados en las zonas de mayor fertilidad del suelo (CONEAT-MGAP, 2023) donde desde hace más de 30 años se desarrolla la actividad agrícola (Baeza et al. 2022; DIEA, 2023; MapBiomias Pampa, 2023). Por el contrario, el grupo 3 está localizado, en general, sobre suelos con baja productividad, profundidad y materia orgánica (CONEAT-MGAP, 2023), que están dedicados casi exclusivamente a la ganadería extensiva. A partir de la Ley 15.939 de 1987 (conocida como Ley Forestal), muchos de estos sitios pasaron a conformar lo que se conoce como suelos de prioridad forestal, lo cual quedó claramente reflejado en el incremento del subgrupo 3c durante el período en estudio.

El presente trabajo representa una novedad ya que es el primero en identificar, caracterizar y mapear SSE en Uruguay. Uno de los principales antecedentes para la región es el generado por Zarbá et al. (2022) donde identificaron tipologías de sistemas socio-ecológicos terrestres (SELS en inglés) para el continente sudamericano. Según estos autores, la región de los Pastizales del Río de la Plata, y por lo tanto la totalidad del territorio uruguayo, se encuentra bajo una única tipología de SSE terrestres (“C1”) los cuales están caracterizados por planicies agrícolas urbanizadas de gran escala. Esa tipología está definida por la presencia de agricultura, principalmente de granos (maíz, soja, trigo y girasol), y una destacada producción ganadera. Estos autores reportan que existe una heterogeneidad interna, con gradientes en el nivel de antropización, y diferentes historias de expansión agrícola que no fueron capaces de captar a

partir de la aproximación metodológica aplicada. En este sentido, el presente trabajo da un paso más al describir de manera detallada (Área de Enumeración) la estructura y funcionamiento de los SSE en una porción de la región de los Pastizales del Río de la Plata.

La aproximación metodológica adoptada, no permitió disminuir de la dimensionalidad de las variables. Es decir, fueron necesarios 7 componentes principales para explicar el 80% de la varianza. Claramente, esto demuestra la complejidad de los SSE (Berkes et al. 2003, Martín-López et al. 2009). Estos resultados se condicen con lo reportado por Vallejos et al. (2019b) para la región del Chaco Argentino donde también fueron necesarios 7 componentes principales para explicar el 74% de la variabilidad. Sin embargo, fue posible identificar variables clave con gran importancia en los dos primeros componentes principales. Las mismas estuvieron vinculadas con los tres componentes del SSE: la mano de obra permanente (TRAB, componente socioeconómico); la proporción de cultivos cerealeros industriales (CCI, componente interacción) y la proporción de campo natural (CN, componente ecológico). Claramente, esto pone de manifiesto la importancia de considerar no solo variables vinculadas a los componentes ecológico y socioeconómico, sino que también a aquellas relacionadas con las fuertes conexiones de retroalimentación (componente de interacción) que determinan la estructura y dinámica del sistema (Folke et al. 2010; Chapin et al. 2011; Reyers et al. 2018)

Los cambios encontrados en los TFSE entre fechas estuvieron mediados por varios aspectos, entre ellos, el cambio en el uso del suelo, el tipo de tenencia de la tierra, la nacionalidad del productor, entre otros. Todos estos aspectos pueden ser causa o consecuencia el uno del otro, es decir, el cambio en el uso del suelo podría ser la causa de la extranjerización de la tierra o viceversa. Lo que es claro es que todos estos aspectos determinaron en gran medida las transiciones entre los SSE y su resiliencia. En general, los TFSE más resilientes fueron los que no presentaron cambios en su componente ecológico, principalmente en la cobertura de ecosistemas naturales como pastizales y bosques nativos. Por el contrario, los menos resilientes fueron los que mostraron cambios asociados al componente de interacción entre subsistemas, por ejemplo, la superficie de cultivos cerealeros o forestal. De hecho, las principales probabilidades de transición entre el 2000-2010 se dieron entre los subgrupos de TFSE: 2b→2a (0,49), 3b→3c (0,47), 3a→2a (0,26) y 1b→2b (0,24). El primero está asociado a la conversión de sistemas ganaderos lecheros a sistemas agrícolas con fines de producción de grano. El segundo y tercero están vinculados a la conversión de áreas de pastizales y bosques dedicados a la ganadería extensiva por plantaciones forestales comerciales y agricultura cerealera. Finalmente, el cuarto está asociado a la transformación de áreas con sistemas de producción ganadera y

hortícola/frutícola a cultivos agrícolas. Esto es un claro reflejo de los principales cambios en el uso del suelo que han ocurrido en Uruguay en las últimas tres décadas. Según la iniciativa MapBiomias Pampa (Colección 2), los cultivos agrícolas y las plantaciones forestales tuvieron incrementos relativos de 30 y 630%, respectivamente, entre 1985 y el 2021. Estos resultados ponen de manifiesto el estrecho vínculo entre los cambios en el uso del suelo y el funcionamiento de los SSE (Redman et al. 2004). La expansión de los cultivos agrícolas (principalmente soja) ha promovido en la región pampeana la inmigración y el desempleo, y redujo las mejoras en la alfabetización y el crecimiento de la densidad de población económicamente activa (Rositano et al. 2022). Adicionalmente, las políticas gubernamentales (ej. Ley Forestal) juegan un papel clave en la configuración y funcionamiento de los SSE a partir de subvenciones y el control del acceso a la tierra, la mano de obra, tecnología e información (Lambin et al. 2006; Lambin y Meyfroidt, 2010).

Los TFSE presentados en este trabajo representan una visión incompleta de la realidad e incluso representan tipos “idealizados” que pueden ser difíciles de encontrar empíricamente (Oberlack et al. 2019). La aproximación abordada está limitada por la disponibilidad de datos, particularmente aquellos vinculados con los componentes socioeconómicos y de la interacción del SSE. Este patrón es compartido por varios trabajos que intentan identificar, caracterizar y mapear SSE (Vallejos et al. 2019b; Rocha et al. 2020). Si bien existe actualmente en Uruguay una creciente idea de disponibilizar la información en bases de datos abiertas y de libre acceso, por ejemplo: el Redatam (<https://redatam.org/es/procesar-en-linea/latam/ury>), la IDE-Uy (https://visualizador.ide.uy/ideuy/core/load_public_project/GeoportalINE/) o los diferentes geo-portales de las instituciones públicas (Ministerio de Ambiente, Ministerio de Transporte y Obras Públicas, Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca, entre otros), aún existen limitantes en este sentido. Asimismo, muchas variables clave de los SSE (Ostrom 2009) no han sido incluidas en este trabajo ya que no existe registro público de las mismas (por ejemplo, la gobernanza o aspectos culturales, políticos o económicos). Adicionalmente, la información utilizada en este estudio proviene mayormente de los Censos Agropecuarios y de Población y Vivienda, los cuales a) son actualizados cada 10 años aproximadamente y b) están provistos a una escala espacial grande (Áreas de Enumeración o Segmentos Censales) que muchas veces no coinciden en sus límites. Esto representa otra limitante que no permite analizar la dinámica de los SSE en períodos cortos de tiempo y con detalle. El acceso a información a escalas más detalladas y con una frecuencia temporal mayor permitirá evaluar con mayor detalle las trayectorias de los SSE sentando bases objetivas para la gestión de estos sistemas, evitando estados no deseados (Sheffer et al. 2001; Liu et al. 2007b).

Conclusiones y aplicaciones

En este trabajo hemos aplicado un novedoso marco conceptual y metodológico para identificar, caracterizar y mapear sistemas socio-ecológicos que combina información ecológica, socio-económica y de la interacción de ambas. La aplicación de este marco en Uruguay mostró que: a) existe una gran heterogeneidad de SSE y que han cambiado a lo largo de los 10 años de estudio; b) existe una fuerte conexión entre la sociedad y la naturaleza, principalmente a partir de la apropiación de servicios ecosistémicos de provisión (ejemplo carne, leche, granos, etc.), c) la resiliencia de los SSE es variable y depende de la intensidad de los cambios (principalmente en el uso del suelo), y d) la probabilidad de reversión de algunos SSE (ej. 3c→3 o 2a→3a) es limitada.

Uno de los principales objetivos de la investigación sobre SSE, y en particular de este trabajo, es generar conocimiento "utilizable", el cual implica, a menudo, el vínculo o la coordinación con los responsables políticos y los organismos para promover la integración de los conocimientos y las evidencias científicas en los procesos políticos (Turner et al. 2016). Los Tipos Funcionales de Socio-Ecosistemas generados en este trabajo pueden ser usados en una variedad de casos los cuales permitirán avanzar en la comprensión del vínculo entre la sociedad y la naturaleza. Podrán ser utilizados para: a) detectar patrones de altas presiones sobre el ambiente (perdida de suelo, crisis hídrica, riesgo de ecotoxicidad, etc.) y que requieran de acciones de manejo o políticas similares; b) identificar áreas con potenciales riesgos de desaparecer o incluso vulnerables a los cambios; c) enfocar esfuerzos en áreas críticas afectadas por sequías, inundaciones, olas de calor, entre otros, y d) orientar decisiones de manejo y vinculadas a políticas públicas (por ejemplo, el ordenamiento territorial rural) basadas en evidencias científicas.

Bibliografía

Baeza, S., Vélez-Martin, E., De Abelleira, D., Banchemo, S., Gallego, F., Schirmbeck, J., ... y Hasenack, H. (2022). Two decades of land cover mapping in the Río de la Plata grassland region: The MapBiomass Pampa initiative. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*. 28, 100834. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2022.100834>

Baldi, G. y Paruelo, J. M. (2008). Land-use and land cover dynamics in South American temperate grasslands. *Ecology and Society*. 13(2). <https://www.jstor.org/stable/26267957>

Berkes, F. y Folke, C. (1998). *Linking social and ecological systems: management practices and social mechanisms for building resilience*. Cambridge University Press, New York.

Berkes, F., Colding, J. y Folke K. (2003). *Navigating Social-Ecological Systems: Building Resilience for Complexity and Change*. Cambridge: Cambridge University Press.

Biggs, R., Clements, H., de Vos, A., Folke, C., Manyani, A., Maciejewski, K., ... y Schlüter, M. (2021). What are social-ecological systems and social-ecological systems research?. En *The routledge handbook of research methods for social-ecological systems*. p. 3-26.

Céspedes-Payret, C., Piñeiro, G., Gutiérrez, O. y Panario, D. (2012). Land use change in a temperate grassland soil: afforestation effects on chemical properties and their ecological and mineralogical implications. *Science of the Total Environment*. 438, 549-557. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.08.075>

Chapin, F. S., Matson, P. A., Vitousek, P. M. (2011). *Principles of terrestrial ecosystem ecology*. Springer, New York, NY. 529 p.

Chiang, F., Mazdiyasi, O. y AghaKouchak, A. (2021). Evidence of anthropogenic impacts on global drought frequency, duration, and intensity. *Nature Communications*. 12, 2754. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-22314-w>

Clark, W. C. y Harley, A. G. (2020). An integrative framework for sustainability science. *Sustainability Science: A guide for researchers*. p. 1-22. Disponible en: <https://assets.pubpub.org/imuc6raq/3e111738-7917-46e9-9d47-047e295344a4.pdf>

CONEAT-MGAP (2023). Grupos de suelos de la Comisión Nacional de Estudio Agronómico de la Tierra (CO.N.E.A.T.). Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. Disponible en: <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/tramites-y-servicios/servicios/consulta-coneat>

De Vos, A., Biggs, R. y Preiser, R. (2019). Methods for Understanding Social-Ecological Systems: A Review of Place-based Studies. *Ecology and Society*. 24, 16. <https://doi:10.5751/es-11236-240416>

DIEA (2022). Censo General Agropecuario 2000 y 2011. Dirección de Estadísticas Agropecuarias. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. Disponible en: <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/tematica/diea>

DIEA (2023). Anuario estadístico 2023 de la Dirección de Estadísticas Agropecuarias. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. Censo General Agropecuario 2000 y 2011. Disponible en: <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/comunicacion/publicaciones/anuario-estadistico-agropecuario-2023>

Ellis E. C. y Ramankutty N. (2008). Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 6:439–447. <https://doi.org/10.1890/070062>

Engels, F. (2017). *Dialéctica de la naturaleza*. Akal. Tres Cantos, Madrid, España (ISBN 978-84-460-4451-2). 326 p.

Fischer, E. M. y Knutti, R. (2015). Anthropogenic contribution to global occurrence of heavy-precipitation and high-temperature extremes. *Nature Climate Change*. 5, 560-564. <https://doi.org/10.1038/nclimate2617>

- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., ... y Snyder, P. K. (2005). Global consequences of land use. *Science*. 309, 570-574. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>
- Folke, C., Carpenter, S. R., Walker, B., Scheffer, M., Chapin, T. y Rockström, J. (2010). Resilience thinking: integrating resilience, adaptability and transformability. *Ecology and Society*. 15. <https://www.jstor.org/stable/26268226>
- Folke, C., Biggs, R., Norström, A. V., Reyers, B., y Rockström, J. (2016). Social-ecological resilience and biosphere-based sustainability science. *Ecology and Society*. 21. <https://www.jstor.org/stable/26269981>
- Future Earth (2013). Future Earth initial design: report of the transition team. Página International Council for Science (ICSU). Paris, France. Disponible en: <https://council.science/publications/future-earth-initial-design-report-of-the-transition-team/>
- Gunderson, L. H. y Holling, C. S. (2002). Panarchy: understanding transformations in systems of humans and nature. Resilience and adaptive cycles. Island Press, Washington. p 25-62.
- Gutiérrez, F., Gallego, F., Paruelo, J. M., Rodríguez, C. (2020). Damping and lag effects of precipitation variability across trophic levels in Uruguayan rangelands. *Agricultural Systems*. 185, 102956. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2020.102956>
- Griggs, D., Stafford-Smith, M., Gaffney, O., Rockström, J., Öhman, M. C., Shyamsundar, P., ... y Noble, I. (2013). Sustainable development goals for people and planet. *Nature*. 495, 305-307. <https://doi.org/10.1038/495305a>
- Herrero-Jáuregui, C., Arnaiz-Schmitz, C., Reyes, M. F., Telesnicki, M., Agramonte, I., Easdale, M. H., ... y Montes, C. (2018). What do we talk about when we talk about social-ecological systems? A literature review. *Sustainability*. 10, 2950. <https://doi.org/10.3390/su10082950>
- Hodgson, D., McDonald, J. L. y Hosken, D. J. (2015) What do you mean, “resilient”? *Trends in Ecology and Evolution*. 30, 503–506. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.06.010>
- INE (2022). Instituto Nacional de Estadística. Censo de Población y Vivienda 1996 y 2011. Disponible en: <https://www3.ine.gub.uy/rraa/censo.html>
- INUMET, 2022. Instituto Uruguayo de Meteorología. Disponible en: <https://www.inumet.gub.uy/clima/estadisticas-climatologicas/tablas-estadisticas>
- IPBES (2019): Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Brondizio, E. S., Settele, J., Díaz, S. y Ngo H. T. (Eds). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 1148 p. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3831673>
- Isbell, F., Craven, D., Connolly, J., Loreau, M., Schmid, B., Beierkuhnlein, C. ... y Eisenhauer, N. (2015). Biodiversity increases the resistance of ecosystem productivity to climate extremes. *Nature*. 526, 574–577. <https://doi.org/10.1038/nature15374>

- Jobbágy, E. G., Vasallo, M., Farley, K. A., Pineiro, G., Garbulsky, M. F., Nosetto, M. D., ... y Paruelo, J. M. (2006). Forestación en pastizales: hacia una visión integral de sus oportunidades y costos ecológicos. *Agrociencia Uruguay*. 10, 109-124. <https://doi.org/10.31285/AGRO.10.934>
- Lambin, E.F., Geist, H. y Rindfuss, R.R. (2006). Introduction: Local Processes with Global Impacts. En: Lambin, E.F., Geist, H. (Eds). *Land-Use and Land-Cover Change. Global Change - The IGBP Series*. Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/3-540-32202-7_1
- Lambin, E. F. y Meyfroidt, P. (2010). Land use transitions: Socio-ecological feedback versus socio-economic change. *Land use Policy*. 27, 108-118. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2009.09.003>
- Legendre, P. y Legendre, L. 1998. *Numerical ecology*. Amsterdam: Elsevier. 969 p.
- Letourneau, A., Verburg, P. H. y Stehfest, E. (2012). A land-use systems approach to represent land-use dynamics at continental and global scales. *Environmental Modelling and Software* 33:61-79. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2012.01.007>
- Levers, C., Müller, D., Erb, k., Haberl, H., Jepsen, M. R., Metzger, M. J., ... y Kuemmerle, T. (2018). Archetypical patterns and trajectories of land systems in Europe. *Regional Environmental Change*. 18:715-732. <https://doi.org/10.1007/s10113-015-0907-x>
- Levin, S., Xepapadeas, T., Crépin, A. S., Norberg, J., De Zeeuw, A., Folke, C., ... y Walker, B. (2013). Social-ecological systems as complex adaptive systems: modeling and policy implications. *Environment and Development Economics*. 18, 111-132. <https://doi.org/10.1017/S1355770X12000460>
- Ley 15.939. Ley Forestal. Disponible en: <https://www.impo.com.uy/bases/leyes/15939-1987>
- Liu, J., Dietz, T., Carpenter, S. R., Alberti, M., Folke, C., Moran, E., ... y Ostrom, E. (2007a). Complexity of coupled human and natural systems. *Science*. 317, 1513-1516. <https://doi.org/10.1126/science.1144004>
- Liu, J., Dietz, T., Carpenter, S. R., Folke, C., Alberti, M., Redman, C. L., ... y Taylor, W. W. (2007b). Coupled human and natural systems. *AMBIO: a journal of the human environment*. 36, 639-649. [https://doi.org/10.1579/0044-7447\(2007\)36\[639:CHANS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1579/0044-7447(2007)36[639:CHANS]2.0.CO;2)
- MapBiomias Pampa (2023). Colección 2de la serie de mapas anuales de la cobertura del suelo. Disponible en: <https://pampa.mapbiomas.org/>
- Martín-López, B., Gómez-Baggethun, E. y Montes, C. (2009). Un marco conceptual para la gestión de las interacciones naturaleza- sociedad en un mundo cambiante. *Cuaderno Interdisciplinar de Desarrollo Sostenible (CUIDES)* 9:229-258.
- McClanahan, T. R., Donner, S. D., Maynard, J. A., MacNeil, M. A., Graham, N. A., Maina, J., ... y Van Woesik, R. (2012). Prioritizing key resilience indicators to support coral reef management in a changing climate. *PLoS One*. 7, e42884. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0042884>
- Marx, K. (1959). *El Capital. Crítica de la Economía Política*. Tomo 1. Fondo de Cultura Económica. Edición en español de 1959. Reimpresión de 1995.

- Modernel, P., Rossing, W. A., Corbeels, M., Dogliotti, S., Picasso, V. y Tiftonell, P. (2016). Land use change and ecosystem service provision in Pampas and Campos grasslands of southern South America. *Environmental Research Letters*. 11, 113002. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/11/113002>
- Murtagh, F. y Legendre, P. (2014). Ward's hierarchical agglomerative clustering method: which algorithms implement Ward's criterion?. *Journal of Classification*. 31, 274-295. <https://doi.org/10.1007/s00357-014-9161-z>
- Oberlack, C., Sietz, D., Bonanomi, E. B., De Bremond, A., Dell'Angelo, J., Eisenack, K., ... y Villamayor-Tomas, S. (2019). Archetype analysis in sustainability research. *Ecology and Society*, 24. <https://doi.org/10.5751/ES-10747-240226>
- Oliver, T. H., Heard, M. S., Isaac, N. J., Roy, D. B., Procter, D., Eigenbrod, F., ... y Bullock, J. M. (2015). Biodiversity and resilience of ecosystem functions. *Trends in Ecology & Evolution*. 30, 673-684. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.08.009>
- Ostrom, E. (2009). A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems. *Science*. 325, 419-422. <https://doi.org/10.1126/science.1172133>
- Oyarzabal, M., Andrade, B., Pillar, V.D. y Paruelo, J. (2020) Temperate subhumid grasslands of southern South America. In: Goldstein, M.I. y Della Sala, D.A. (Eds.). *Encyclopaedia of the World's Biomes*: Elsevier, pp. 577–593. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.12132-3>
- Pacheco-Romero, M., Kuemmerle, T., Levers, C., Alcaraz-Segura, D., y Cabello, J. (2021). Integrating inductive and deductive analysis to identify and characterize archetypical social-ecological systems and their changes. *Landscape and Urban Planning*. 215, 104199. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2021.104199>
- Palomo, I., Montes, C., Martín-López, B., González, J. A., García-Llorente, M., Alcorlo, P., y Mora, M. R. G. (2014). Incorporating the social–ecological approach in protected areas in the Anthropocene. *BioScience*. 64, 181-191. <https://doi.org/10.1093/biosci/bit033>
- Partelow S. (2018). A review of the social-ecological systems framework: applications, methods, modifications, and challenges. *Ecology and Society*. 23. <https://www.jstor.org/stable/26796887>
- Paruelo, J. M., Jobbágy, E., Littera, P., Dieguez, H., Collazo, A. y Panizza, A. (2014). Ordenamiento territorial rural. Conceptos, métodos y experiencias. Buenos Aires, Argentina. FAO, MAGyP y FAUBA. 541 p.
- Paruelo, J. M., y Littera, P. (2019). Introducción general. En: Paruelo J. M. y Littera, P. (Eds). *El lugar de la naturaleza en la toma de decisiones. Servicios ecosistémicos y ordenamiento territorial rural*. Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina. Fundación CICCUS. p21-31.
- Paruelo, J. M., Oesterheld, M., Altesor, A., Piñeiro, G., Rodríguez Fábregas, C., Baldassini, P., ... y Pillar, V. D. (2022). Grazers and fires: Their role in shaping the structure and functioning of the Río de la Plata Grasslands. *Ecología Austral*. 32, 784-805. Disponible en: <https://www.colibri.udelar.edu.uy/jspui/handle/20.500.12008/40508>

- Piñeiro, D. E. (2012). Land grabbing: concentration and “foreignisation” of land in Uruguay. *Canadian Journal of Development Studies/Revue canadienne d'études du développement*. 33, 471-489. <https://doi.org/10.1080/02255189.2012.746216>
- R Core Team (2021) R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.Rproject.org>
- Rajkhowa, S. y Sarma, J. (2021). Climate change and flood risk, global climate change. En: Singh, S., Singh, P., Rangabhashiyam, S. y Srivastava, K. K. (Eds.). *Global climate change*. Elsevier. 321-339 p. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822928-6.00012-5>
- Redman, C. L., Grove, J. M., y Kuby, L. H. (2004). Integrating social science into the long-term ecological research (LTER) network: social dimensions of ecological change and ecological dimensions of social change. *Ecosystems*. 7, 161-171. <https://doi.org/10.1007/s10021-003-0215-z>
- Redo, D. J., Aide, T. M., Clark, M. L., y Andrade-Núñez, M. J. (2012). Impacts of internal and external policies on land change in Uruguay, 2001–2009. *Environmental Conservation*. 39, 122-131. <https://doi.org/10.1017/S0376892911000658>
- Reyers, B., Folke, C., Moore, M. L., Biggs, R. y Galaz, V. (2018). Social-ecological systems insights for navigating the dynamics of the Anthropocene. *Annual Review of Environment and Resources*. 43, 267-289. <https://doi:10.1146/annurev-environ-110615-085349>
- Richardson, K., Steffen, W., Lucht, W., Bendtsen, J., Cornell, S. E., Donges, J. F., ... y Rockström, J. (2023). Earth beyond six of nine planetary boundaries. *Science Advances*. 9, eadh2458. <https://doi.org/10.1126/sciadv.adh2458>
- Rocha, J., Malmborg, K., Gordon, L., Brauman, K., & DeClerck, F. (2020). Mapping social-ecological systems archetypes. *Environmental Research Letters*. 15, 034017. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab666e>
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F. S., Lambin, E. F., ... y Foley, J. A. (2009). A safe operating space for humanity. *Nature*. 461, 472-475. <https://doi.org/10.1038/461472a>
- Rositano, F., Pessah, S., Durand, P., y Larterra, P. (2022). Coupled socio-ecological changes in response to soybean expansion along the 2001–2010 decade in Argentina. *Anthropocene*. 39, 100343. <https://doi.org/10.1016/j.ancene.2022.100343>
- Sietz, D., Ordoñez, J. C., Kok, M. T. J., Janssen, P., Hilderink, H. B. M., Tittonell, P. y Dijk, H. V. (2017). Nested archetypes of vulnerability in African drylands: where lies potential for sustainable agricultural intensification? *Environmental Research Letters*. 12, 095006. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa768b>
- Scheffer, M., Carpenter, S., Foley, J. A., Folke, C., y Walker, B. (2001). Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*. 413, 591. <https://doi.org/10.1038/35098000>
- Soriano, A., León, R. J. C., Sala, O. E., Lavado, R. S., Deregibus, V. A., Cauhépé, M. A., ... y Lemcoff, J. H. (1991). Río de la Plata Grasslands. In 'Ecosystems of the world 8A. Natural grasslands. Introduction and Western Hemisphere'. (Ed. RT Coupland) p 367–407.

Steffen, W., Andrae, M. O., Bolin, B., Crutzen, P. J., Cox, P. M., Cubasch, U., ... y Turner III, B. L. (2004). Earth system dynamics in the anthropocene. En: Earth System Analysis for Sustainability. MIT Press. p. 313-340.

Steffen, W., Broadgate, L., Deutsch, O., Gaffney, C., Ludwig, C. (2015). The Trajectory of the Anthropocene: The Great Acceleration. The Anthropocene Review. 2, 81–98. <https://doi.org/10.1177/2053019614564785>

Texeira, M., Oyarzabal, M., Pineiro, G., Baeza, S. y Paruelo, J. M. (2015). Land cover and precipitation controls over long-term trends in carbon gains in the grassland biome of South America. Ecosphere. 6, 1-21. <https://doi.org/10.1890/ES15-00085.1>

Therneau, T., Atkinson, B. y Ripley, B. (2015). Package 'rpart'. Disponible en: <http://cran.ma.ic.ac.uk/web/packages/rpart/rpart.pdf>

Turner, B. L., Esler, K. J., Bridgewater, P., Tewksbury, J., Sitas, N., Abrahams, B., ... y Mooney, H. (2016). Socio-Environmental Systems (SES) Research: what have we learned and how can we use this information in future research programs. Current Opinion in Environmental Sustainability. 19, 160-168. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2016.04.001>

Uribe, T. O., Mastrangelo, M., Torrez, D. V., Piaz, A., Gallego, F., Soler, M. F., ... y Espino, Z. G. (2015). Estudios transdisciplinarios en socio-ecosistemas: Reflexiones teóricas y su aplicación en contextos latinoamericanos. Investigación ambiental Ciencia y Política Pública. 6(2).

Václavík, T., Lautenbach, S., Kuemmerle, T. y Seppelt, R. (2013). Mapping global land system archetypes. Global Environmental Change. 23,1637-1647. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2013.09.004>

Vallejos, M. (2019a). Mapeo de actores del este de Salta (Argentina): ¿cómo se posicionan y relacionan los actores frente a los cambios en el uso del suelo?. En: El lugar de la naturaleza en la toma de decisiones. Servicios ecosistémicos y ordenamiento territorial rural. Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina. Fundación CICCUS. p. 269-298.

Vallejos, M., Aguiar, S., Baldi, G., Mastrangelo, M. E., Gallego, F., Pacheco-Romero, M., ... y Paruelo, J. M. (2019). Social-ecological functional types: connecting people and ecosystems in the Argentine Chaco. Ecosystems. 23, 471-484. <https://doi.org/10.1007/s10021-019-00415-4>

van Asselen, S. y P. H. Verburg. (2012). A Land System representation for global assessments and land-use modeling. Global Change Biology. 18, 3125-3148. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02759.x>

Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J. y Melillo, J. M. (1997). Human domination of Earth's ecosystems. Science. 277, 494-499. <https://doi.org/10.1126/science.277.5325.494>

Vörösmarty, C. J., Green, P., Salisbury, J. y Lammers, R. B. (2000a). Global water resources: vulnerability from climate change and population growth. Science. 289, 284-288. <https://doi.org/10.1126/science.289.5477.284>

Vörösmarty, C. J. y Sahagian, D. (2000b). Anthropogenic disturbance of the terrestrial water cycle. Bioscience. 50, 753-765. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050\[0753:ADOTTW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0753:ADOTTW]2.0.CO;2)

Walker, B., y Meyers, J. (2004). Thresholds in ecological and social–ecological systems: a developing database. *Ecology and Society*. 9(2). <https://www.jstor.org/stable/26267674>

Wei T, Simko V (2021). R package 'corrplot': Visualization of a Correlation Matrix. (Version 0.92). <https://github.com/taiyun/corrplot>

Wickham, H., Chang, W., y Wickham, M. H. (2016). Package 'ggplot2'. Create elegant data visualisations using the grammar of graphics. Version, 2, 1-189.

Zarbá, L., Piquer-Rodríguez, M., Boillat, S., Levers, C., Gasparri, I., Aide, T. M., ... y Arima, E. (2022). Mapping and characterizing social-ecological land systems of South America. *Ecology and Society*. 27. <https://doi.org/10.5751/ES-13066-270227>

Material suplementario

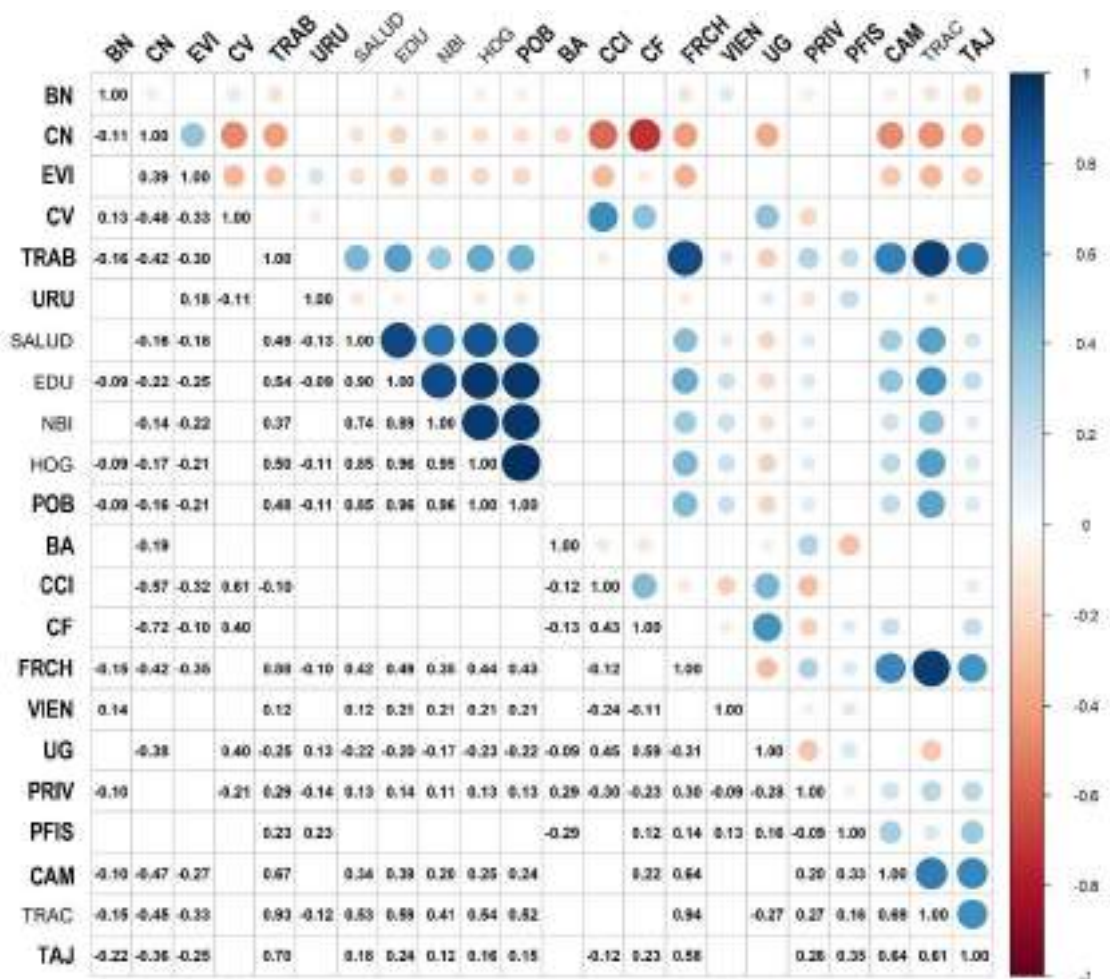


Figura S1: Matriz de correlación para el año 2000 entre las variables de los tres componentes del sistema socio-ecológico (ecológico, social y de la interacción de ambos, cuadro verde, azul y rojo, respectivamente). Se muestran las correlaciones de Pearson significativas ($p < 0,05$) y en negrita las variables seleccionadas para la identificación y caracterización de los Tipos Funcionales de Socio-Ecosistemas. BN: superficie de bosque nativo, CN: superficie de campo natural, EVI: productividad, CV: estacionalidad, TRAB: número de trabajadores en establecimientos agropecuarios, URU: número de explotaciones de productores con nacionalidad uruguaya, CAM: densidad de caminos, POB: densidad poblacional, BA: superficie de bosques artificiales, CCI: superficie de cultivos cerealeros industriales, CF: superficie de cultivos forrajeros, FRCH: superficie de cultivos frutales y de huerta, VIEN: producción ganadera de cría, UG: carga ganadera, PRIV: superficie bajo tenencia privada, PFIS: superficie con personas físicas, y TAJ: número de tajamares y represas.

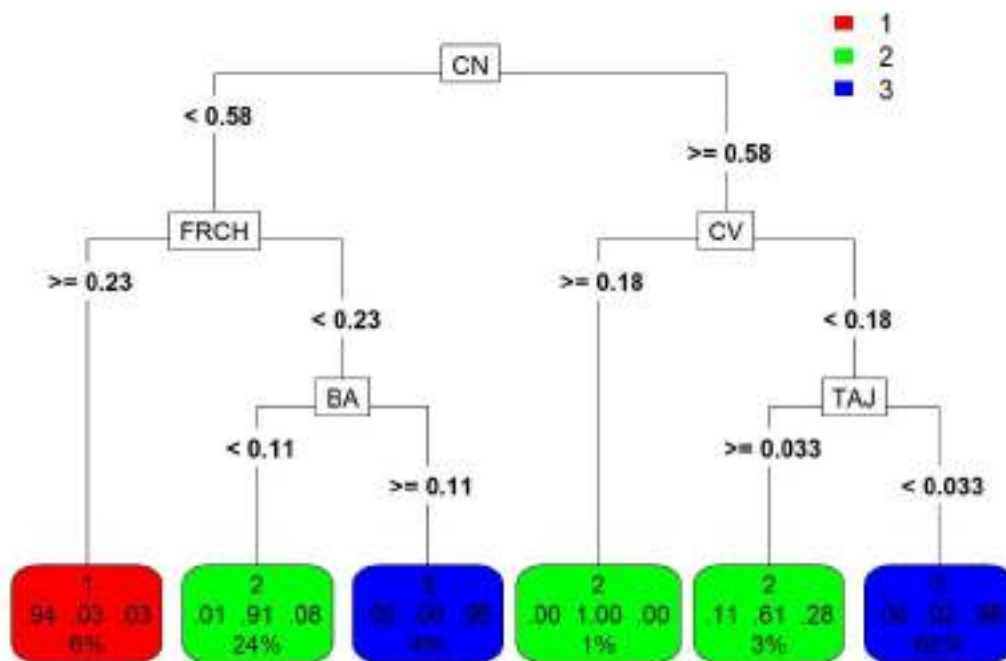


Figura S2: Árbol de decisión construido a partir de los datos del 2000 y utilizado para la definición de los grupos y subgrupos de Tipos Funcionales de Socio-Ecosistemas del año 2011. En color se representan los grupos (1, 2 y 3). CN: superficie de campo natural, CV: estacionalidad, BA: superficie de bosques artificiales, FRCH: superficie de cultivos frutales y de huerta, y TAJ: número de tajamares y represas. Dentro del rectángulo de cada nodo final se muestra la proporción de casos que pertenecen a cada subgrupo y la proporción del total de datos que han sido agrupados allí.

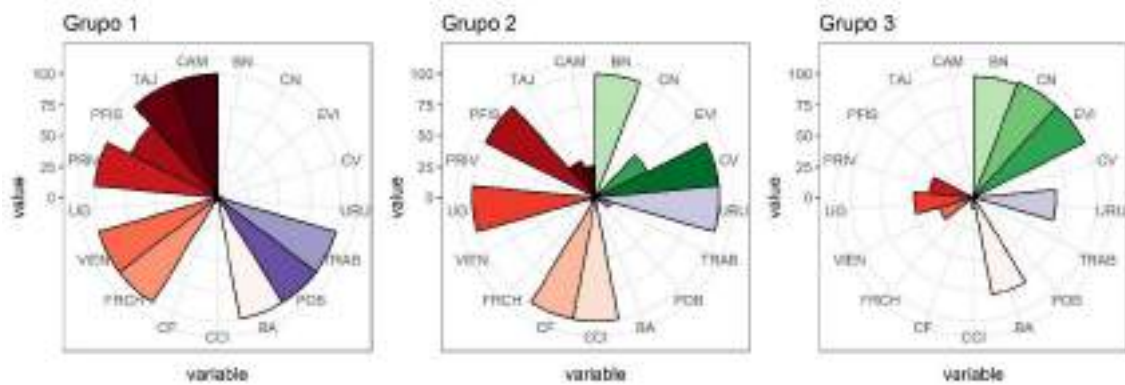


Figura S3a: Contribución relativa de cada variable a cada Tipo Funcional de Socio-Ecosistema a nivel de grupo para el 2000. BN: superficie de bosque nativo, CN: superficie de campo natural, EVI: productividad, CV: estacionalidad, TRAB: número de trabajadores en establecimientos agropecuarios, URU: número de explotaciones de productores con nacionalidad uruguaya, CAM: densidad de caminos, POB: densidad poblacional, BA: superficie de bosques artificiales, CCI: superficie de cultivos cerealeros industriales, CF: superficie de cultivos forrajeros, FRCH: superficie de cultivos frutales y de huerta, VIEN: producción ganadera de cría, UG: carga ganadera, PRIV: superficie bajo tenencia privada, PFIS: superficie con personas físicas, y TAJ: número de tajamares y represas.

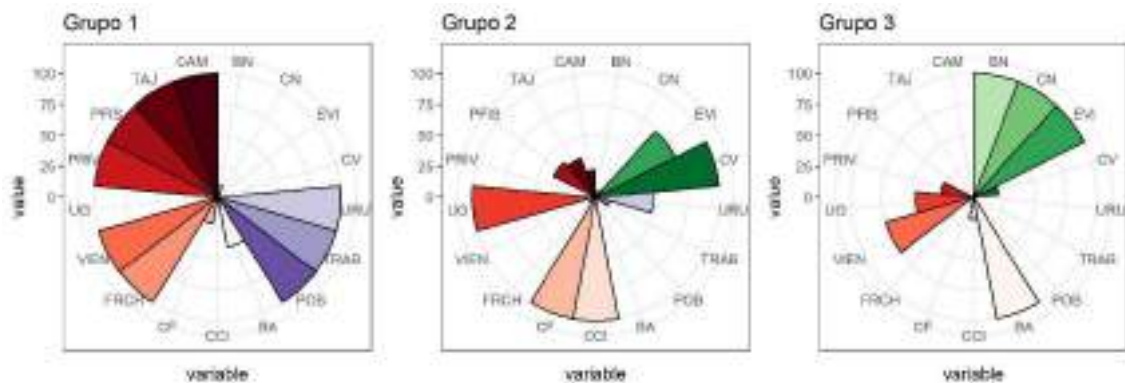


Figura S3b: Contribución relativa de cada variable a cada Tipo Funcional de Socio-Ecosistema a nivel de grupo para el 2011. BN: superficie de bosque nativo, CN: superficie de campo natural, EVI: productividad, CV: estacionalidad, TRAB: número de trabajadores en establecimientos agropecuarios, URU: número de explotaciones de productores con nacionalidad uruguaya, CAM: densidad de caminos, POB: densidad poblacional, BA: superficie de bosques artificiales, CCI: superficie de cultivos cerealeros industriales, CF: superficie de cultivos forrajeros, FRCH: superficie de cultivos frutales y de huerta, VIEN: producción ganadera de cría, UG: carga ganadera, PRIV: superficie bajo tenencia privada, PFIS: superficie con personas físicas, y TAJ: número de tajamares y represas.

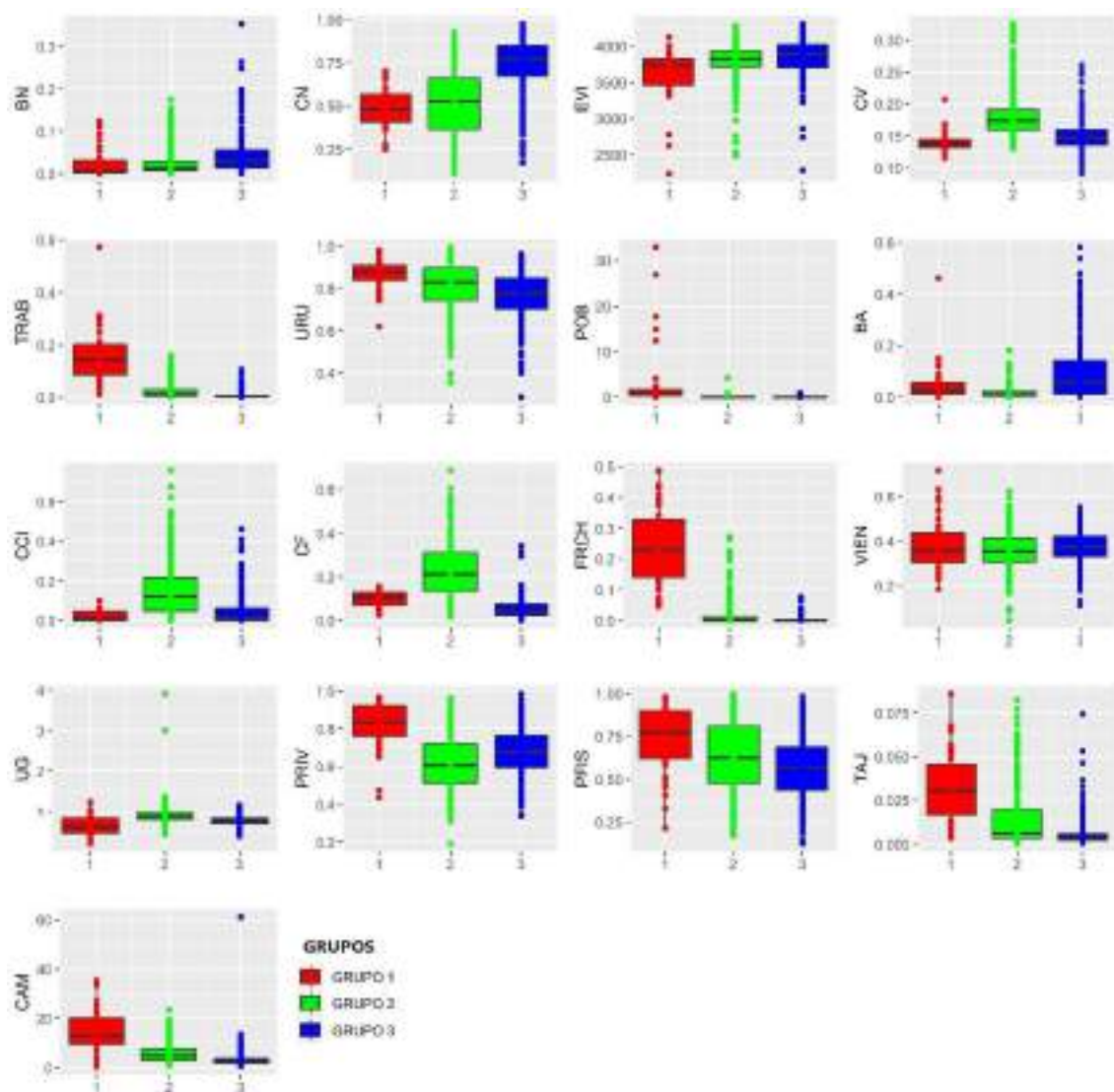


Figura S4a: Boxplots con el valor de cada variable en cada grupo para el 2000. BN: superficie de bosque nativo, CN: superficie de campo natural, EVI: productividad, CV: estacionalidad, TRAB: número de trabajadores en establecimientos agropecuarios, URU: número de explotaciones de productores con nacionalidad uruguaya, CAM: densidad de caminos, POB: densidad poblacional, BA: superficie de bosques artificiales, CCI: superficie de cultivos cerealeros industriales, CF: superficie de cultivos forrajeros, FRCH: superficie de cultivos frutales y de huerta, VIEN: producción ganadera de cría, UG: carga ganadera, PRIV: superficie bajo tenencia privada, PFIS: superficie con personas físicas, y TAJ: número de tajamares y represas.

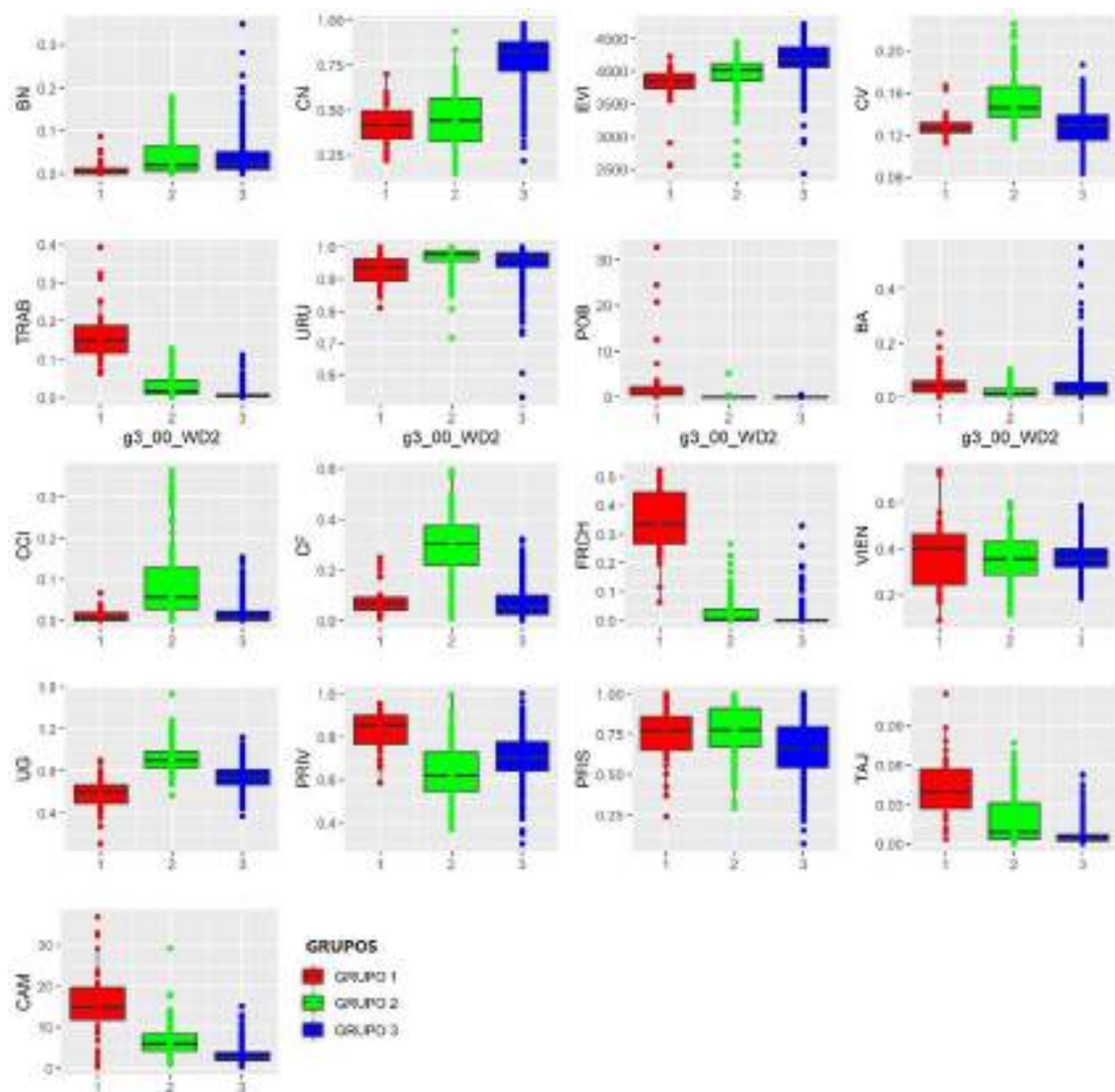


Figura S4b: Boxplots con el valor de cada variable en cada grupo para el 2011. BN: superficie de bosque nativo, CN: superficie de campo natural, EVI: productividad, CV: estacionalidad, TRAB: número de trabajadores en establecimientos agropecuarios, URU: número de explotaciones de productores con nacionalidad uruguaya, CAM: densidad poblacional, BA: superficie de bosques artificiales, CCI: superficie de cultivos cerealeros industriales, CF: superficie de cultivos forrajeros, FRCH: superficie de cultivos frutales y de huerta, VIEN: producción ganadera de cría, UG: carga ganadera, PRIV: superficie bajo tenencia privada, PFIS: superficie con personas físicas, y TAJ: número de tajamares y represas.

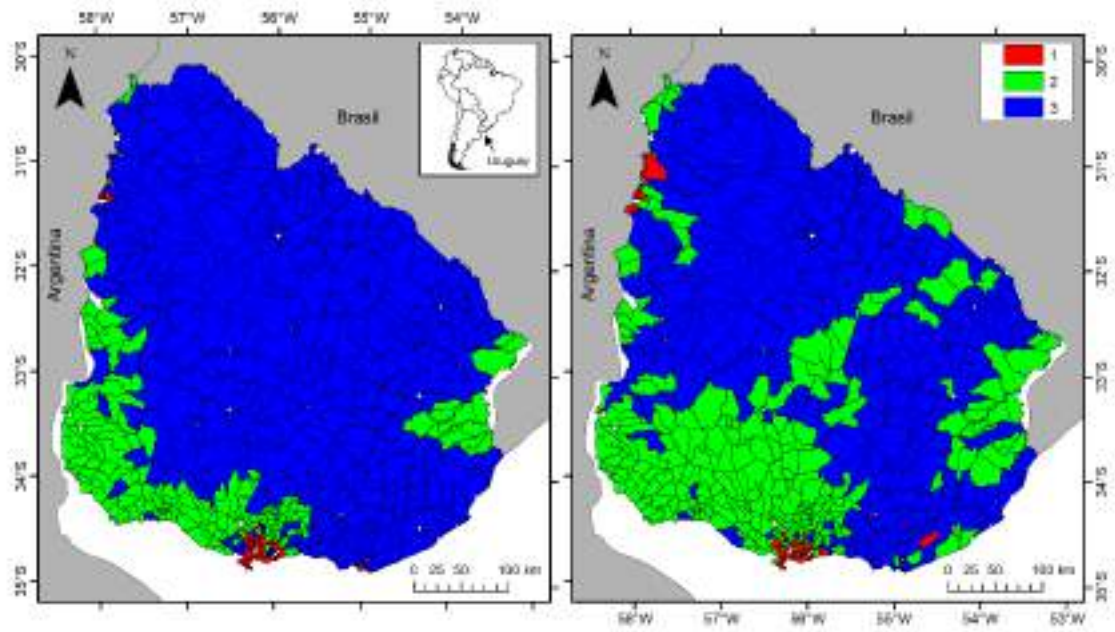


Figura S5: Distribución espacial de los Tipos Funcionales de Socio-Ecosistemas (expresado como los 3 grupos) para el año 2000 (izquierda) y 2011 (derecha).

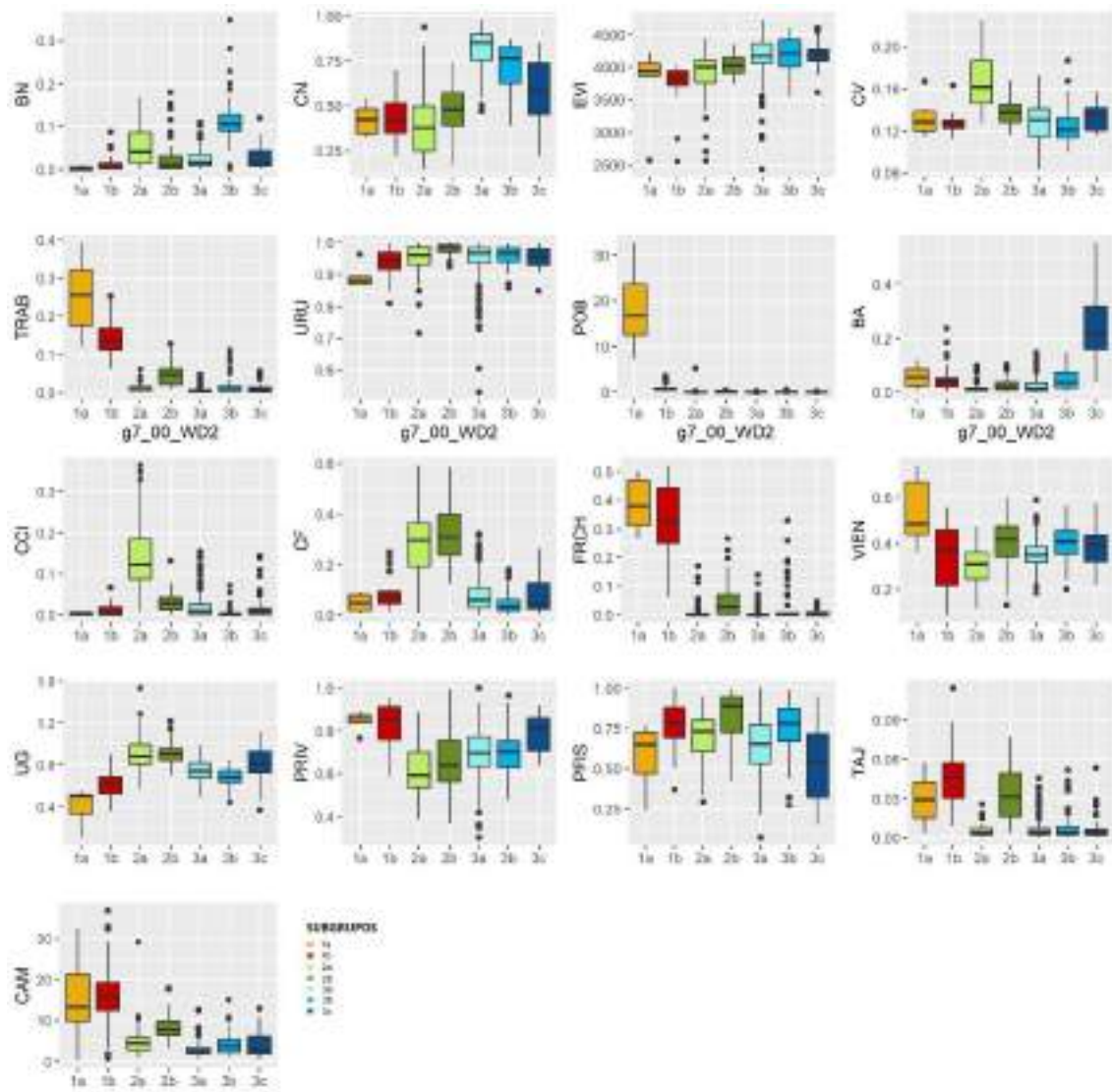


Figura S6a: Boxplots con el valor de cada variable en cada subgrupo para el 2000. BN: superficie de bosque nativo, CN: superficie de campo natural, EVI: productividad, CV: estacionalidad, TRAB: número de trabajadores en establecimientos agropecuarios, URU: número de explotaciones de productores con nacionalidad uruguaya, CAM: densidad de caminos, POB: densidad poblacional, BA: superficie de bosques artificiales, CCI: superficie de cultivos cerealeros industriales, CF: superficie de cultivos forrajeros, FRCH: superficie de cultivos frutales y de huerta, VIEN: producción ganadera de cría, UG: carga ganadera, PRIV: superficie bajo tenencia privada, PFIS: superficie con personas físicas, y TAJ: número de tajamares y represas.

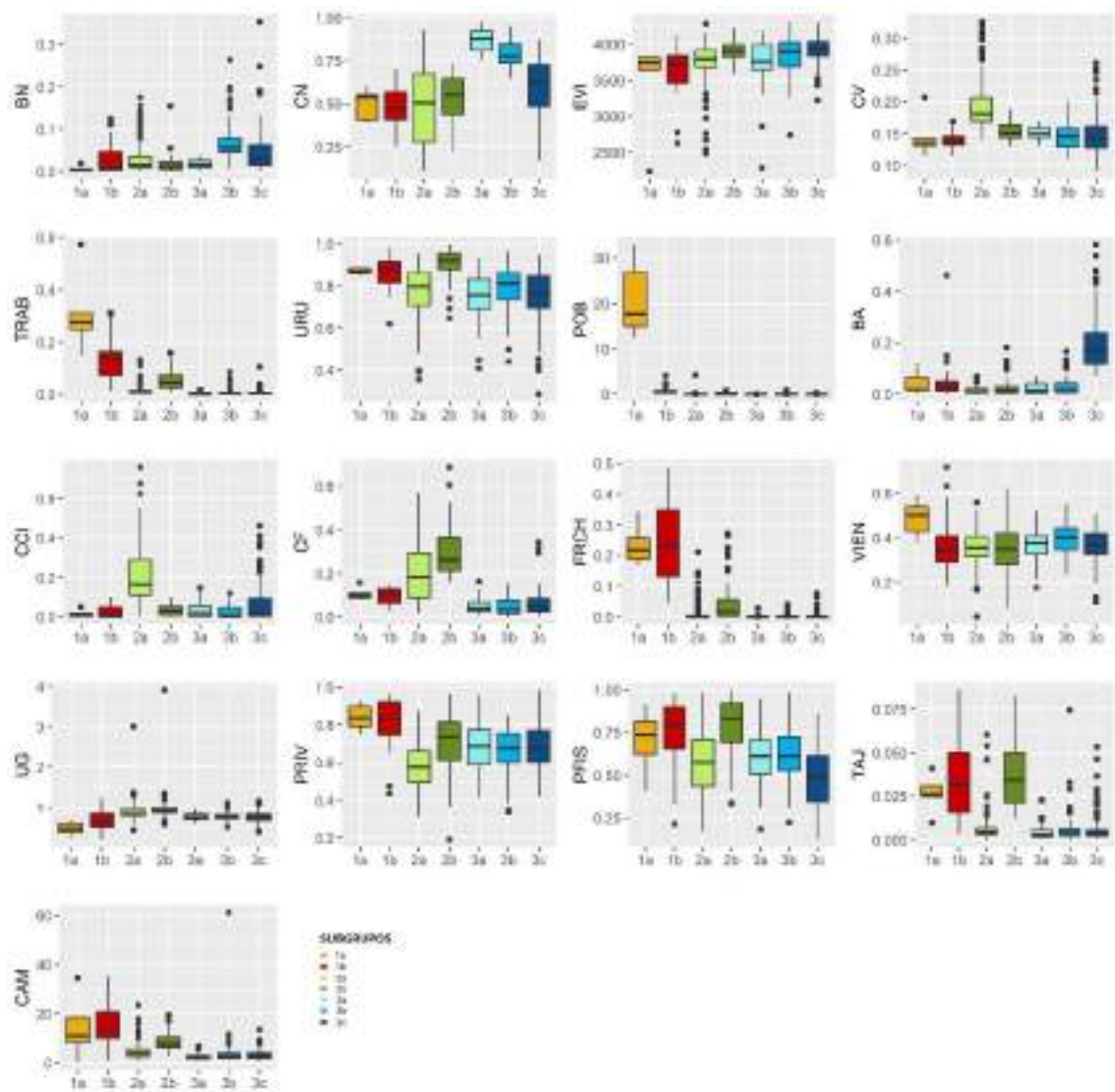


Figura S6b: Boxplots con el valor de cada variable en cada subgrupo para el 2011. BN: superficie de bosque nativo, CN: superficie de campo natural, EVI: productividad, CV: estacionalidad, TRAB: número de trabajadores en establecimientos agropecuarios, URU: número de explotaciones de productores con nacionalidad uruguaya, CAM: densidad de caminos, POB: densidad poblacional, BA: superficie de bosques artificiales, CCI: superficie de cultivos cerealeros industriales, CF: superficie de cultivos forrajeros, FRCH: superficie de cultivos frutales y de huerta, VIEN: producción ganadera de cría, UG: carga ganadera, PRIV: superficie bajo tenencia privada, PFIS: superficie con personas físicas, y TAJ: número de tajamares y represas.

Tabla S1: Proporción de la varianza explicada y acumulada para los primeros 8 componentes principales derivados del Análisis de Componentes Principales para el 2000 y 2011.

	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5	CP6	CP7	CP8
Proporción explicada de la varianza	0,23	0,19	0,10	0,08	0,07	0,06	0,05	0,04
Proporción explicada de la varianza acum.	0,23	0,43	0,53	0,61	0,68	0,73	0,78	0,83
Proporción explicada de la varianza	0,24	0,19	0,11	0,08	0,08	0,06	0,04	0,04
Proporción explicada de la varianza acum.	0,24	0,43	0,54	0,62	0,70	0,76	0,80	0,84

Tabla S2: Vectores propios derivados del Análisis de Componentes Principales para el 2000 y 2011. BN: superficie de bosque nativo, CN: superficie de campo natural, EVI: productividad, CV: estacionalidad, TRAB: número de trabajadores en establecimientos agropecuarios, URU: número de explotaciones de productores con nacionalidad uruguaya, CAM: densidad de caminos, POB: densidad poblacional, BA: superficie de bosques artificiales, CCI: superficie de cultivos cerealeros industriales, CF: superficie de cultivos forrajeros, FRCH: superficie de cultivos frutales y de huerta, VIEN: producción ganadera de cría, UG: carga ganadera, PRIV: superficie bajo tenencia privada, PFIS: superficie con personas físicas, y TAJ: número de tajamares y represas.

2000

	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5	CP6	CP7	CP8
BN	0,086	-0,074	0,018	-0,415	-0,434	0,636	-0,109	0,249
BA	-0,034	0,091	0,312	0,335	-0,643	-0,112	-0,106	-0,172
CCI	-0,062	-0,446	0,189	-0,055	0,142	0,061	-0,166	0,040
CF	-0,156	-0,409	-0,144	0,167	-0,081	-0,161	0,219	0,209
FRCH	-0,421	0,178	0,043	-0,060	0,086	0,058	-0,128	0,144
CN	0,338	0,334	-0,111	-0,051	0,258	-0,032	0,033	-0,176
VIEN	-0,015	0,108	-0,140	-0,526	-0,406	-0,366	0,284	-0,369
UG	0,015	-0,418	-0,206	0,176	-0,120	-0,158	0,255	-0,064
TRAB	-0,445	0,159	-0,036	-0,076	0,025	-0,017	-0,022	0,127
URU	0,053	-0,018	-0,421	0,083	-0,207	-0,270	-0,782	0,058
PRIV	-0,132	0,273	0,180	0,333	-0,155	0,213	0,128	-0,060
PFIS	-0,131	-0,027	-0,560	-0,141	0,031	0,271	0,052	-0,188
TAJ	-0,386	0,073	-0,230	0,217	0,018	0,071	0,039	-0,148
CAM	-0,408	0,026	-0,146	0,035	-0,064	0,100	0,103	-0,070
POB	-0,227	0,128	0,192	-0,345	0,025	-0,426	0,011	0,452
EVI	0,248	0,107	-0,305	0,176	-0,210	-0,015	0,303	0,595
CV	-0,084	-0,395	0,203	-0,172	-0,009	0,030	-0,054	-0,167

2011

	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5	CP6	CP7	CP8
BN	0,095	0,060	-0,032	0,419	-0,004	-0,777	0,117	-0,284
BA	0,066	0,202	0,042	0,407	-0,552	0,136	0,175	0,478
CCI	0,161	-0,458	0,150	0,074	-0,038	-0,090	-0,066	0,060
CF	-0,125	-0,380	-0,275	0,085	-0,005	0,297	-0,133	-0,239
FRCH	-0,377	-0,021	0,300	0,034	-0,065	-0,047	-0,192	-0,094
CN	0,095	0,439	-0,055	-0,388	0,286	-0,017	0,098	0,000
VIEN	-0,057	0,145	-0,125	0,540	0,441	0,249	-0,155	0,143
UG	-0,007	-0,282	-0,319	-0,190	-0,198	0,011	0,561	0,079
TRAB	-0,417	-0,038	0,267	0,070	0,005	0,049	0,010	-0,158
URU	-0,326	-0,037	-0,362	0,103	0,090	-0,187	0,209	0,154
PRIV	-0,228	0,231	0,158	-0,159	-0,294	-0,125	-0,021	-0,208
PFIS	-0,326	-0,020	-0,339	-0,053	0,301	-0,181	0,042	0,168
TAJ	-0,388	-0,045	-0,074	-0,214	-0,197	-0,056	-0,035	0,046
CAM	-0,370	-0,117	0,038	0,057	-0,062	-0,078	-0,220	0,270
POB	-0,188	0,003	0,359	0,203	0,211	0,263	0,661	-0,262
EVI	0,006	0,138	-0,434	0,177	-0,299	0,210	-0,126	-0,574
CV	0,171	-0,465	0,149	-0,026	0,112	-0,092	-0,026	-0,046

Capítulo 3

Projected land-cover changes and their consequences on the supply of Ecosystem Services in Uruguay¹

¹ Gallego, F. y Paruelo, J. M. (en revisión). Projected land-cover changes and their consequences on the supply of Ecosystem Services in Uruguay. *Anthropocene* (Ms. Ref. No.: ANTHROPOCENE-D-23-00008R1).

Capítulo 3 - Projected land-cover changes and their consequences on the supply of Ecosystem Services in Uruguay

Introduction

Grasslands, savannas and shrublands are one of the most human-modified biomes in the world. They are widely distributed occupying around one-third of the planet's land surface (White et al. 2000, Dixon et al. 2014, Bond, 2019). In addition to housing the most productive agricultural lands, this biome offers crucial Ecosystem Services (ES), including climate regulation via carbon sequestration, clean water provision, defence against biological invasions, protection against soil erosion and flooding, cultural heritage, tourism, among others (Sala and Paruelo, 1997, Zhao et al. 2020). However, the transformation of this biome into croplands, exotic tree plantations, mining areas and urban expanses has made them among the most altered and threatened ecosystems on a global scale (Henwood, 1998, Ellis and Ramankutty, 2008, Parr et al. 2014, Carbutt et al. 2017). In fact, approximately 45.8 % of the grasslands, savannas and shrublands worldwide have been converted (Hoekstra et al. 2005). In addition, these biomes have the lowest Conservation Risk Index value (calculated as the ratio of percent area converted to percent area protected), placing them in the "Endangered" and "critically endangered" biome categories (Hoekstra et al. 2005).

Despite their significance, grasslands have received little international recognition (Veldman et al. 2015), especially when compared to other ecosystem like woodlands or wetlands (Stanturf et al. 2019, Brancalion and Holl, 2020). Moreover, grasslands have been largely disregarded in local conservation and research agendas (Parr et al. 2014, Overbeck et al. 2022) as well as in global policy discussions (especially those relating to ES supply, e.g. IPBES, Díaz et al. 2015). The lack of recognition and understanding of their ecological and socio-economic importance creates an even worse scenario for grasslands, which may result in greater conversion to other land-uses, leading to the loss of important ES.

Assessing the environmental consequences of the transforming natural ecosystem, such as grasslands, into anthropogenized ecosystems, such as croplands and afforestations, requires quantifying the level of ES supply (Paruelo and Sierra, 2022). Based on Boyd and Banzhaf (2007), Fisher et al. (2009) defined ES as "those aspects of the ecosystem that actively or passively, directly or indirectly, contribute to human well-being". However, operationalizing this concept

is challenging for several reasons. Perhaps, the methodological aspects involved in characterizing and quantifying the ES supply are the most relevant. To address this challenge, Paruelo et al. (2016) proposed the Ecosystem Services Provision Index (called ESSI by Staiano et al. 2021) as a comprehensive estimator of the supply of supporting and regulating ES, mainly those associated with water and carbon dynamics. The index is generated from ecosystem functional attributes and estimated using spectral data from satellite-based remote sensing, which can cover very broad spatial and temporal scales at a low cost and based on the same observation protocol (Paruelo, 2008). Staiano et al. (2021) recently summarized the application of the ESSI in the socio-ecosystem diagnosis, monitoring, and territorial planning stages for 8 existing study cases (3 of them in grasslands). The authors found that the ESSI was successfully applied and helped to better define interventions in management decisions. Baldassini et al. (2022) also used the ESSI to estimate the C stock of non-forested areas of Uruguay.

One of the greatest areas of natural grasslands in the world and the most significant in South America is the Río de la Plata Grasslands, which span across Argentina, Uruguay, and Brazil (Soriano, 1991, Paruelo et al. 2007, Oyarzabal et al. 2020). The natural vegetation has a remarkable floristic diversity (Andrade et al. 2018; Lezama et al. 2019) and has historically been utilized as a source of forage for extensive livestock activity. Meat production for both domestic consumption and export is a crucial economic activity for the countries that constitute this region (Modernel et al. 2016). However, the unprecedented replacement rates due to the expansion of croplands and tree plantations, puts this region among the most vulnerable globally (Paruelo et al. 2006, Baldi and Paruelo, 2008, Vega et al. 2009, Volante et al. 2015, Modernel et al. 2016, Baeza and Paruelo, 2020, Baeza et al. 2022). Land-cover changes in the Río de la Plata Grasslands region have had significant impacts on ES supply. Numerous studies have found negative effects on the carbon gains dynamic (Texeira et al. 2015, Vasallo et al. 2013), water regulation (Nosetto et al. 2005, Jobbágy et al. 2006, Silveira et al. 2016), landscape fragmentation (Baldi and Paruelo, 2008, Ríos et al. 2022), and soil organic carbon content (Caride et al. 2012, Céspedes-Payret et al. 2012, Baldassini et al. 2022). Also, more than 40% of the annual carbon gains appropriated by humans were the result of these changes (Baeza and Paruelo, 2018, Paruelo et al. 2019).

The Río de la Plata Grasslands region is currently under high pressure, therefore, during the next several years, the land-cover changes may continue to shift dramatically. The growing demand for grains, cellulose, and other primary products, combined with the lack of public policies, the international price of commodities and technological advances, that allow the expansion of

alternatives used on more marginal areas, are some of the most important controls of land conversion (Paruelo et al. 2006, Redo et al. 2012, Gorosábel et al. 2020). In this sense, spatially explicit modelling of land-cover changes provides an important basis in terms of decision-making. However, there are few precedents in the region that have generated predictive models of land-cover change. Vega et al. (2009), based on Markovian models and working at a regional subunit resolution, found that croplands would maintain the increasing trends for the whole region while afforestation cover will experience the largest relative change, particularly in Uruguay and Argentina. Unfortunately, this projected trend has been observed over the time (Baeza and Paruelo, 2020, Baeza et al. 2022).

Among the countries that constitute the Río de la Plata Grasslands region, Uruguay maintains the largest relative grasslands coverage. Currently, grasslands represent approximately 55% of the Uruguayan land surface (Baeza and Paruelo, 2020, Baeza et al. 2022) which are entirely devoted to extensive livestock production, mainly cattle and sheep (Gutiérrez et al. 2020). However, the ecosystem faces significant threats, including conversion to croplands and tree plantations (Paruelo et al. 2006), as well as degradation from overgrazing and invasive alien species (Altesor et al. 2019; Tiscornia et al., 2019). Within the first one, official statistics and remotely-sensed data showed that the area covered by grasslands has decreased at alarming rates, from 80% to 55% between 1990 and 2019 (DIEA-MGAP, 2011, Baeza et al. 2022). In a global and regional scenario of productive intensification, it is necessary to generate alternatives to model land-cover changes and their environmental consequences. In this study, projections were generated, at a resolution of 2500 ha, based on observed trends in land-cover changes and the impact of these dynamics on the future supply of ES in Uruguay was quantified. For that, land-cover maps from the MapBiomass Pampa Initiative (MapBiomass, 2022; Baeza et al. 2022), Markov chains models, and remote sensing data to calculate the Ecosystem Service Supply Index were used.

This study specifically addresses the following questions:

- 1) What will be in Uruguay the main land-cover changes in the coming decades based on observed trends?
- 2) What will be the effects of the land-cover changes on the supply of ecosystem services?

Methods

Study area

Uruguay is located between the latitude 30° - 34° S and longitude 53° - 58° W and covers a continental area of 176.215 km² (Figure 1). The climate is temperate with a mean-annual temperature of 17.5 °C and a mean-annual precipitation of 1300 mm/y⁻¹. The temperature exhibits a strong seasonal variation, with minimums and maximums of 6 (July) and 28 °C (January), respectively. Precipitation is distributed uniformly throughout the year, but it is strongly variable between years (i.e., 700 mm in 1989 and 2000 mm in 2002; INUMET, 2022). Most of the land is privately owned by Uruguayan farmers and large corporations (Modernel et al. 2016).

Land-cover maps

Land-cover (LC) maps from the MapBiomias Pampa Initiative (MapBiomias, 2022; Baeza et al. 2022) were used. This initiative generates annual LC maps from 2000-2019 with 30-meter resolution for the entire region of the Río de la Plata Grassland, based on Landsat images (WGS84 21S projection). The LC maps discriminate between seven classes: native woody formation, forest plantation, swampy areas and flooded grassland, grassland, farming, non-vegetated area, and water. Annual LC maps for Uruguay and for the 2000, 2010 and 2019 (start, end and intermediate date of the period described by MapBiomias Pampa Initiative; Figure 1) were used.



Figure 1: Land-cover maps for Uruguay in 2000, 2010 and 2019 (left to right). Data from MapBiomias Pampa Initiative.

Based on the maps, the transitions between four LC in two time periods, 2000-2010 and 2010-2019, were calculated at pixel level. The four LC classes analysed were: farming (hereafter

croplands, Cr), grasslands (Gr), tree plantations (hereafter Afforestation, Af) and Other (a heterogeneous class that includes native woody formation, swampy areas and flooded grassland, non-vegetated area, and water). A 5x5 km grid covering all Uruguay (n=6856; Sinusoidal projection) was overlaid on the transition's maps and transition probabilities (transition matrix) were calculated for each period. Each matrix represents either the probability of persistence of each LC class from the first to the last year of the period, or the probabilities of transition to another land-cover class during the same period.

$$p_{i \rightarrow j, k} = \frac{A_{i \rightarrow j, k}}{A_{i, t=0, k}}$$

where A_i is the area occupied by LC class i , $A_{i \rightarrow j}$ is the area of transition class $i \rightarrow j$, $t=0$ is the first study period, and k is a grid cell.

Markov chain model

Transition matrices were used to generate a simulation of the proportion of each LC, for 2028 and 2037, that could be reached in a stable state if conditions were stationary (no change in the drivers operating through time). Markov chains can be parameterized by empirically calculating transition probabilities between discrete states in the observed system because they are stochastic processes (Balzter, 2000). The LC characterization was assessed through the comparison of cover type proportions in each 5x5 km grid. A transition matrix (A) was created based on all the proportional changes from one cover type to another (a_{ij}). With A, we generate a land-cover change model as: $A \times n(t) = n(t+1)$, where n represent the vector of the relative proportions of each land-cover class. The analyses were performed in R with the "markovchain" package.

ESSI calculation and prediction

We calculated, for each 5x5 km grid and for the 2000, 2010 and 2019 (years coincident with the land-cover maps), the mean Ecosystem Services Supply Index (ESSI, Paruelo et al. 2016) as:

$$ESSI = NDVI_{mean} * (1 - NDVI_{CV})$$

where $NDVI_{mean}$ is the annual Normalized Difference Vegetation Index average (a proxy of total C gains) and $NDVI_{CV}$ is the Normalized Difference Vegetation Index coefficient of variation (an indicator of seasonality).

The ESSI was calculated by estimating the annual average and the intra-annual coefficient of variation for each 5x5 km grid, for the years 2000, 2010 and 2019. NDVI images from the MODIS sensor (collection 6, Mod13q1) were used. These images have a 250-meter spatial resolution (~6 ha) and 16-day temporal resolution. Each NDVI image was filtered using its associated “per pixel” quality band (Roy et al. 2002), and only those pixels without clouds or shadows, and with low levels of aerosols in the atmosphere were analysed. Simple linear interpolation from the previous and following dates of the same pixel was used to replace the values of the lowest quality pixels. The $NDVI_{mean}$ and $NDVI_{cv}$ values were normalized (0-1) according to their minimum (percentile 1) and maximum (99 percentile) value. All the calculations were performed on the Google Earth Engine platform (Gorelick et al. 2017)

The projections for the ESSI were carried out at a grid scale and employing spatial models that incorporated the proportion of crops and grasslands across all years (2000, 2010, and 2019). Afforestation grids (>10%) were excluded in the projections, as the ESSI was designed to be used in non-forested areas. As a first step, the Variance Inflation Factor (VIF) was calculated for collinearity diagnosis (Fox and Weisberg, 2011). Since the VIF values were less than 5, the correlation between the predictor variables was null or low. (Zuur et al. 2009). Spatial generalized least squares (GLS) models with a spatial correlation structure in residuals were used (Zuur et al. 2009). The analysis was performed in R, with the “car”, “MuMIn”, “nlme”, “gstat”, “sp”, and “bbmle” packages. The spatial correlations of five different (and more commonly used) structures (spherical, gaussian, linear, exponential, and exponential), were evaluated (Zuur et al. 2009) and the best one for the study area was determined using the Akaike Information Criteria (AIC). The exponential spatial autocorrelation structure was the best for the study area. Additionally, a restricted maximum likelihood adjustment was made to the model (Gurka, 2006). The goodness of fit of the model was calculated based on the log likelihood-ratio test, based on the “r.squaredLR” function of the “MuMIN” R package. The value was adjusted with Nagelkerke modification so that R^2 achieves 1 at its maximum (Nagelkerke, 1991).

Results

Markovian models

Markov chain models showed differences between the analysed periods but with some patterns in common (Figure 2). In both periods, grasslands showed the highest probability of persistence

(0.76 and 0.72 for 2000-2010 and 2010-2019, respectively) and the lowest spatial variability in persistence (± 0.24 and ± 0.22 for 2000-2010 and 2010-2019, respectively). The probability of persistence decreased 5 % between periods for grasslands while it increased by 60 and 13 % for croplands and afforestation, respectively. Croplands were the class with the highest spatial variability in both periods (± 0.31 and ± 0.32 , respectively). On the other hand, the highest transition probability was for Cr→Gr and this occurred for both periods. This probability decreased by 56 % between periods. Similarly, afforestation also showed a similar pattern, with a decrease in the transition probability of Af→Gr of 42 % between periods. The rest of the transitions were particularly low in both periods, such as Gr→Af or Af→Cr.

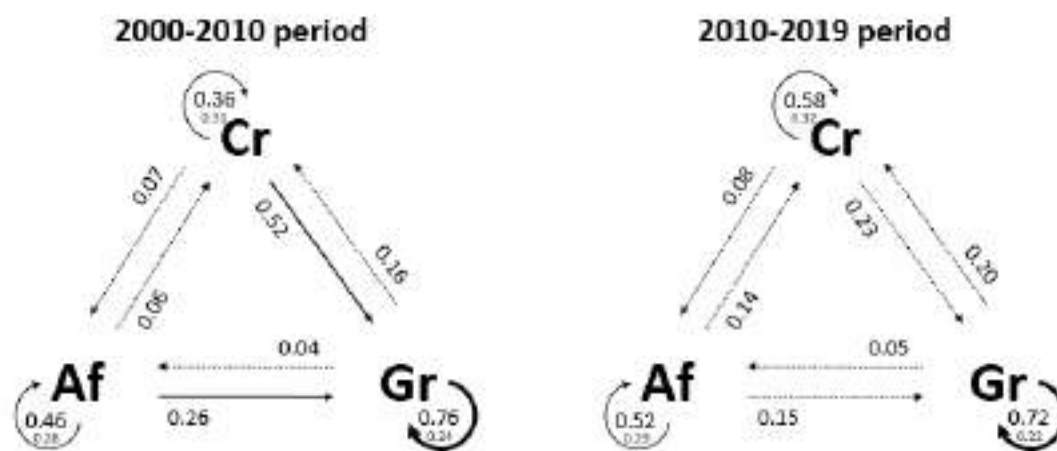


Figure 2: Markov chain models of land-cover change in Uruguay for 2000-2010 and 2010-2019 periods. Numbers and line style indicate the mean and standard deviation persistence/transition probabilities among land-covers. Af: Afforestation; Gr: Grasslands; Cr: Croplands. Dotted line: 0-0.3; solid line: 0.3-0.6 and bold line: 0.6-1.

Grasslands were the most abundant LC class for the Uruguayan territory during the observed (2000, 2010 and 2019) as well as the predicted (2028 and 2037) years. However, projections for croplands and afforestation indicate that their observed trend will continue to increase, reaching 30 and 11 %, respectively, of the Uruguayan territory (Figure 3). The increase in croplands was mainly observed in the north and central regions of Uruguay, while the increase in afforestation was mainly observed in the north-eastern and south-eastern region of the country (Figure 4). Surprisingly, the loss of area for Cr and Af categories was extremely low, both for observed (2010-2019) and projected (2019-2037) trends (Figure 4). The increase in Af and Cr is associated with the decrease in grassland area, which goes from 60% in 2000 to 46% in 2037.

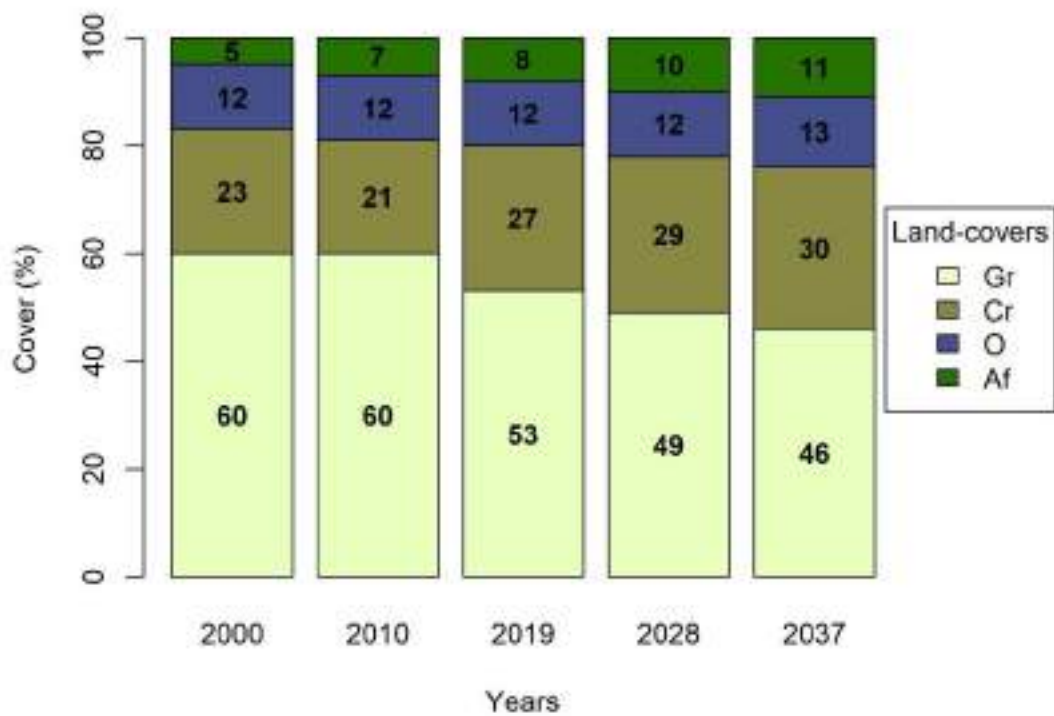


Figure 3: Relative cover (%) of each land-cover for the observed (2000, 2010, and 2019) and predicted years (2028 and 2037). Af: Afforestation; Gr: Grasslands; Cr: Croplands and O: Others.

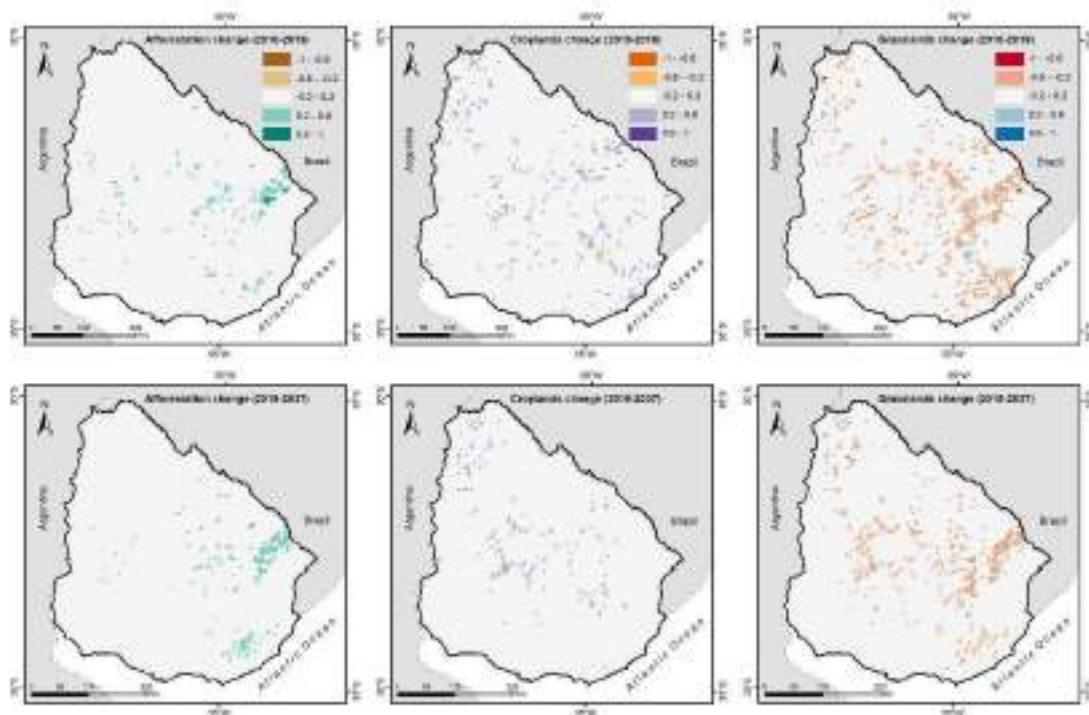


Figure 4: Observed (2010-2019; top) and predicted (2019-2037, down) land-cover changes in Uruguay.

Observed and predicted ESSI

The ESSI increases with grasslands but decreases with croplands. The most parsimonious model was: $ESSI = 0.73 + 0.029Gr - 0.0016*Cr$. This model explained 75% of the spatial and temporal variability and was statistically significant ($p < 0.001$; Table S1).

The ESSI showed a clear regional pattern with differences that became less pronounced over the study years (Figure 5). In 2000, the index showed large portions of the Uruguayan territory with high ES supply and decreases towards the western and eastern regions. In 2019, the index showed a generalized decrease, particularly in the centre and north-eastern regions, while the western and eastern regions maintained the lowest values. Finally, the projection generated in the ESSI for 2037 shows an even more marked decrease, where only some grids in the north region maintained high values and the western and eastern regions showed the lowest value. Overall, the relative change (excluding water and afforested grids) in the ESSI between 2000 and 2037 shows an average of -5% for Uruguay with a maximum and minimum peak of 60 and -20 % (Figure 5).

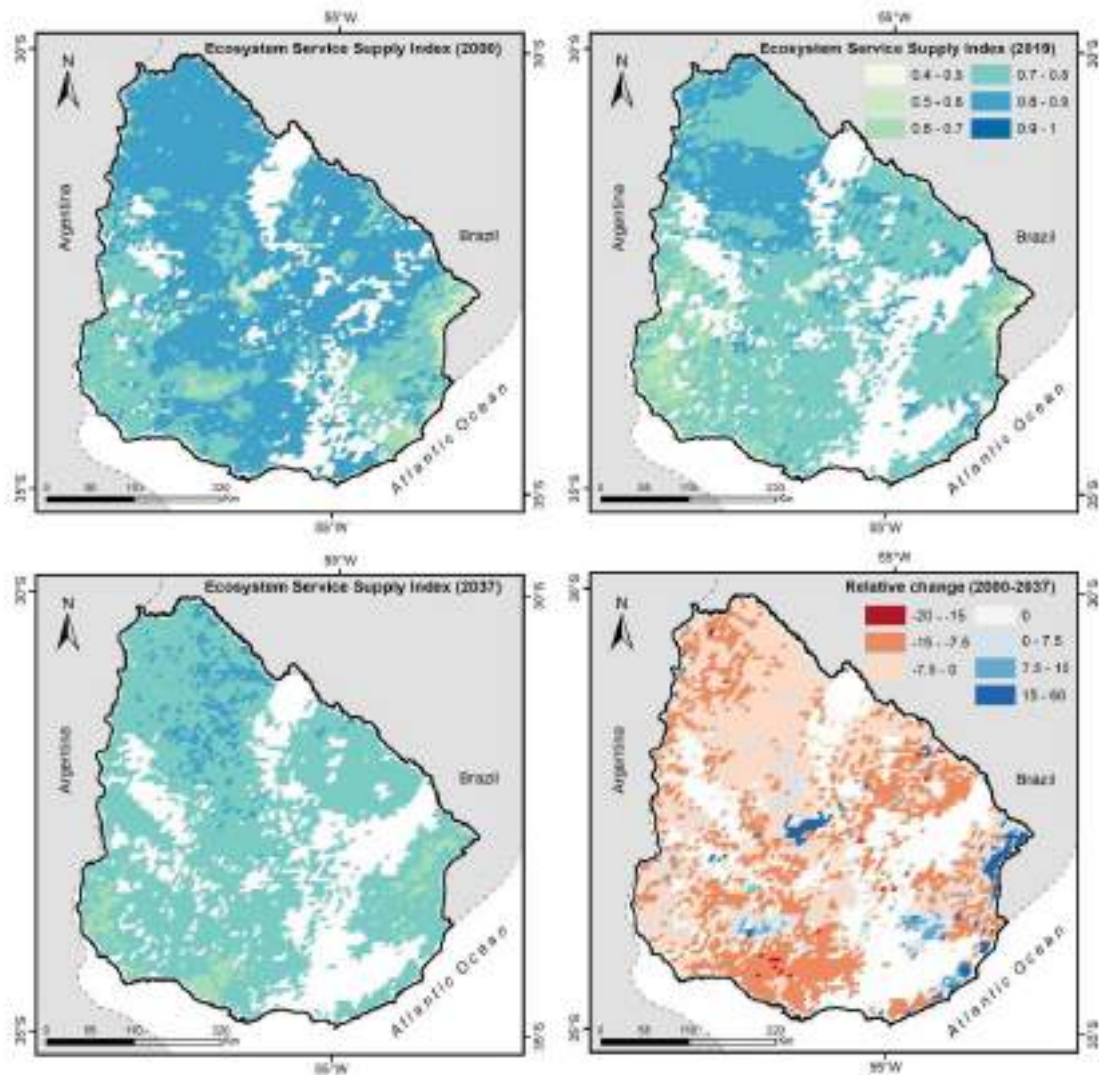


Figure 5: Observed (2000 and 2019), predicted (2037) and relative change (2000-2037) Ecosystem Service Supply Index (ESSI) for non-forested grids (<10%) in Uruguay.

Discussion

The results of this study indicate that the current trends in LC change would continue in the next decades in Uruguay. As it has been occurring (Baeza and Paruelo, 2020; Baeza et al. 2022), the main transformation will be the replacement of grasslands and shrublands by afforestation and croplands. Despite their simplicity, the Markov chains models proved to be a useful tool for generating projections in land-covers. Furthermore, the availability of high-quality and freely accessible data, such as the LC maps produced by the MapBiomass initiative, as well as the quantification of ES supply through a remote sensing-based approach, represent important advantages for assessing the human impacts on ES supply and for developing sustainable intensification strategies (Paruelo and Sierra, 2022).

The Markov chains reported in this work agree, in general terms, with those described by Vega et al. (2009) for Uruguay. In both works, Markov chains showed, on the one hand, a high probability of grasslands persistence, which decreased over time, and, on the other hand, a high probability of transition for Cr→Gr and Af→Gr, particularly in the first decade of the 21st century. These results highlight the importance of preserving current grasslands areas in Uruguay. It is important to note that, among the countries that constitute the Río de la Plata Grasslands region, Uruguay currently has the highest relative proportion of grasslands (Baeza et al. 2022), which generates, at regional and international level, a unique environmental and productive distinction. However, the lack of public policies and the current commodity prices further threaten the conservation of this ecosystem (Paruelo et al. 2006; Redo et al. 2012; Gorosábel et al. 2020).

There are several assumptions around the Markov chains modelling. Among them, perhaps, the most important is that they assume that the rates of transition and/or permanence between classes is constant over time (Çınlar, 2011). Clearly, the reality of LC changes does not meet this requirement; on the contrary, they are dynamic. Clearly, this is reflected in the differences found between the Markovian models for the two periods analysed (2000-2010 and 2010-2019). LC changes in Uruguay are subject to several factors that vary in both time and space, for example, the price of commodities (mainly soybean, Redo et al. 2012), the introduction of new technologies such as no-tillage or GMOs (Vassallo, 2013; Terradas et al. 2016), the implementation of incentives or regulations through public policies (Gorosábel et al. 2020), among others.

The projections generated in this work show a 7 % reduction in grassland area by 2037. These findings are in line with those reported by Brazeiro et al. (2020). Their projections for the year 2030, based on national policy frameworks and assessments of environmental and productive land capabilities, forecast an expansion of croplands and forested areas to 32.7% and 15.2% of the national territory, respectively. Furthermore, both studies broadly concur regarding the spatial distribution of these LC changes. The north-central region of Uruguay, known as the Basaltic Cuesta, is anticipated to experience minimal alterations to its grassland cover. Conversely, the most substantial transformations are projected to occur in the northeastern Gondwanic Sediment Basin and central Crystalline Shield regions.

The environmental and social consequences of grassland transformation have highlighted the need to regulate the advance of croplands and afforestation (Paruelo et al. 2006, Staiano et al. 2022). In this context, several initiatives have been implemented in Uruguay with the aim of conserving grasslands. One of them involves the creation, in 2012, of the Board of Livestock on Natural Grasslands ("*Mesa de Ganadería sobre Campo Natural*", MGCN for its acronym in Spanish). The primary goals of the MGCN, an inter-institutional public institution, are the conservation of grassland socio-ecological systems (MGAP, 2022). Additionally, in the context of the MGCN, Staiano et al. (2022) characterized and mapped the Conservation Value of Grasslands from a spatially explicit territorial diagnosis based on multiple criteria (ecological and socio-economic) and incorporating explicitly and in quantitative terms the assessments and opinions of the actors involved. This approach provides an important foundation for the development of public policies that are supported by objective evidence. Brazeiro et al. (2020) also highlight three key issues to generate a balance in the context of accelerated LC change for Uruguay: a) better information for society in general and policy makers in particular, b) greater articulation and integration between national agricultural and environmental policies, and c) integrating the private sector into national conservation policies.

The ES supply, estimated from the ESSI, was negatively determined by cropland cover, and positively related to grassland cover. This relationship is in line with the ESSI calculation, where more stable (low $NDVI_{cv}$) and productive (high $NDVI_{mean}$) sites will show a higher ESSI value (Paruelo et al. 2016). The ESSI of grasslands was, on average, 15.2 % higher than the ESSI of croplands and these differences were more pronounced in areas with high levels of agricultural intensification (e.g. 5x5 grids with 100% cover by croplands). These results are consistent with those reported by Paruelo et al. (2022) for the Río de la Plata Grasslands region, where less transformed areas had higher ES supply. Regarding C stocks, an estimate based on ESSI values according to the model proposed by Baldassini et al. (2022), showed a 4.7% reduction (5.12 Mg/ha) in the first 20 cm between 2000-2037 due to grassland substitution. To put this in perspective, this value represents 12.4% of the CO₂ emissions of Uruguay's energy sector by 2021 (SNRCC, 2022). Clearly, grasslands play an important role in supplying key ES to society, particularly provisioning services such as meat, wool, and clean water supply as well as regulating services such as climate and hydrological regulation (Sala and Paruelo, 1997, Zhao et al. 2020).

Conclusions

This study reports significant changes in land-cover and ecosystem services supply in Uruguay over the observed period (from 2000 to 2019). The highest probability of persistence was found for grasslands, which were also the most abundant land-cover class in the country. Our projections indicate that croplands and afforestation will continue to increase in the coming years at the expense of the area covered by grasslands. Land-cover changes already had a significant impact on the supply of key ecosystem services in the country. The ESSI showed a clear regional pattern and a significant decrease in the supply of ecosystem services across the country over time. The projected changes will result into a further decrease in ES supply. Our estimates indicate a 5% reduction by 2037.

These findings provide an important empirical basis for territorial planning and the sustainable management of natural resources. The world's grasslands are being transformed at alarming rates (Henwood, 1998, Ellis and Ramankutty, 2008, Parr et al. 2014, Carbutt et al. 2017). Under the current scenario of LC change, coupled with the low level of protection of grasslands (Hoekstra et al. 2005, Jones et al. 2018), and the existing information gaps linked to restoration strategies (Dudley et al. 2020, Buisson et al. 2022), puts this ecosystem in an extremely vulnerable situation. Grassland conservation strategies are urgently needed as well as increased visibility of this natural ecosystem (Veldman et al. 2015, Overbeck et al. 2022). Public policies are needed to promote the productive conservation of this ecosystem and to reduce the social and environmental consequences of LC change.

References

- Altesor, A., Gallego, F., Ferrón, M., Pezzani, F., López-Mársico, L., Lezama, F., Baeza, S., Pereira, M., Costa, B., Paruelo, J. M. 2019. Inductive approach to build state-and-transition models for Uruguayan grasslands. *Rangeland Ecol. Manage.* 72, 1005-1016. <https://doi.org/10.1016/j.rama.2019.06.004>
- Andrade, B. O., Marchesi, E., Burkart, S., Setubal, R. B., Lezama, F., Perelman, S., Schneider, A., Trevisan, R., Overbeck G. E., Boldrini, I. I. 2018. Vascular plant species richness and distribution in the Río de la Plata grasslands. *Bot. J. Linn. Soc.* 188, 250-256. <https://doi.org/10.1093/botlinnean/boy063>
- Baeza, S., Paruelo, J. M. 2018. Spatial and temporal variation of human appropriation of net primary production in the Rio de la Plata grasslands. *ISPRS J. Photogramm.* 145, 238-249. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2018.07.014>

- Baeza, S., Paruelo, J. M. 2020. Land use/land cover change (2000–2014) in the Rio de la Plata grasslands: an analysis based on MODIS NDVI time series. *Remote Sens.* 13, 381. <https://doi.org/10.3390/rs12030381>
- Baeza, S., Vélez-Martin, E., De Abelleira, D., Bancharo, S., Gallego, F., Schirmbeck, J., Verón, S., Vallejos, M., Weber, E., Oyarzabal, M., Barbieri, A., Petek, M., Guerra Lara, M., Sarrailhé, S. S., Balsi, G., Bagnato, C., Bruzzone, L., Ramos, S., Hasenack, H. 2022. Two decades of land cover mapping in the Río de la Plata grassland region: The MapBiomias Pampa initiative. *Remote Sens. Appl.: Soc. Environ.* 28, 100834. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2022.100834>
- Baldassini, P., Baethgen, W., Sans, G. C., Quincke, A., Pravia, M. V., Terra, J., Macedo, I., Piñeiro, G., Paruelo, J. M. 2022. Carbon stocks and potential sequestration of Uruguayan soils. A road map to a comprehensive characterization of temporal and spatial changes to assess Carbon footprint. Preprint accessed at: <https://doi.org/10.31219/osf.io/3buqs>
- Baldi, G., Paruelo, J. M. 2008. Land-use and land cover dynamics in South American temperate grasslands. *Ecol. Soc.* 13(2). <http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art6/>
- Balster, H. 2000. Markov chain models for vegetation dynamics. *Ecol. Modell.* 126, 139-154. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(00\)00262-3](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00262-3)
- Bond, W. J. 2019. Open Ecosystems: ecology and evolution beyond the forest edge. Oxford University Press, NY. 192 pp
- Boyd, J., Banzhaf, S. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecol. Econ.* 63, 616-626. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.01.002>
- Brancalion, P. H., Holl, K. D. 2020. Guidance for successful tree planting initiatives. *J. Appl. Ecol.* 57, 2349-2361. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13725>
- Brazeiro, A., Achkar, M., Toranza, C., Bartesaghi, L. 2020. Agricultural expansion in Uruguayan grasslands and priority areas for vertebrate and woody plant conservation. *Ecol. Soc.* 25(1). <https://doi.org/10.5751/ES-11360-250115>
- Buisson, E., Archibald, S., Fidelis, A., Suding, K. N. 2022. Ancient grasslands guide ambitious goals in grassland restoration. *Science.* 377, 594-598. <https://doi.org/10.1126/science.abo4605>
- Carbutt, C., Henwood, W. D., Gilfedder, L. A. 2017. Global plight of native temperate grasslands: going, going, gone?. *Biodivers. Conserv.* 26, 2911-2932. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1398-5>
- Caride, C., Piñeiro, G., Paruelo, J. M. 2012. How does agricultural management modify ecosystem services in the Argentine Pampas? The effects on soil C dynamics. *Agric. Ecosyst. Environ.* 154, 23-33. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.05.031>
- Céspedes-Payret, C., Piñeiro, G., Gutiérrez, O., Panario, D. 2012. Land use change in a temperate grassland soil: afforestation effects on chemical properties and their ecological and

mineralogical implications. *Sci. Total Environ.* 438, 549-557.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.08.075>

Çınlar, E. (2011). Markov Processes. In: Probability and Stochastics. Graduate Texts in Mathematics, vol 261. Springer, New York, NY. https://doi.org/10.1007/978-0-387-87859-1_9

Díaz, S., Demissew, S., Carabias, J., Joly, C., Lonsdale, M., Ash, N., Larigauderie, A., Adhikari, J. r., Arico, S., Báldi, A., Bartuska, A., Baste, I. A., Bilgin, A., Brondizio, E., Chan, K., Figueroa, V. E., Duraiappah, A., Fischer, M., Hill, R., Koetz, T., Leadley, P., Lyver, P., Mace, G. M., Martin-Lopez, B., Okumura, M., Pacheco, D., Pascual, U., Pérez, E. S., Reyers, B., Roth, E., Saito, O., Scholes, R. J., Sharma, N., Tallis, H., Thaman, R., Watson, R., Yahara, T., Hamid, Z. A., Akosim, C., Al-Hafedh, Y., Allahverdiyev, R., Amankwah, E., Asah, S. T., Asfaw, Z., Bartus, G., Brooks, L. A., Caillaux, J., Dalle, g., Darnaedi, D., Driver, A., Erpul, G., Escobar-Eyzaguirre, P., Failler, P., Mokhtar-Fouda, A. M., Fu, B., Gundimeda, H., Hashimoto, S., Homer, F., Lavorel, S., Lichtenstein, G., Mala, W. A., Mandivenyi, W., Matczak, P., Mbizvo, C., Mehrdadi, M., Metzger, J. P., Mikissa, J. B., Moller, H., Mooney, H. A., Mumby, P., Nagendra, H., Nesshover, C., Oteng-Yeboah, A. A., Pataki, G., Roué, M., Rubis, J., Schultz, M., Smith, P., Sumaila, R., Takeuchi, K., Thomas, S., Verma, M., Yeo-Chang, Y., Zlatanova, D. 2015. The IPBES Conceptual Framework—connecting nature and people. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 14, 1-16. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2014.11.002>

DIEA-MGAP, 2011. Censo General Agropecuario 2011. Dirección de Estadísticas Agropecuarias. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca, Uruguay. <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/datos-y-estadisticas/estadisticas/censo-general-agropecuario-2011> (accessed 10 September 2022).

Dixon, A. P., Faber-Langendoen, D., Josse, C., Morrison, J., Loucks, C. J. 2014. Distribution mapping of world grassland types. *J. Biogeogr.* 41, 2003-2019. <https://doi.org/10.1111/jbi.12381>

Dudley, N., Eufemia, L., Fleckenstein, M., Periago, M. E., Petersen, I., Timmers, J. F. (2020). Grasslands and savannahs in the UN Decade on Ecosystem Restoration. *Restor. Ecol.* 28, 1313-1317. <https://doi.org/10.1111/rec.13272>

Ellis, E. C., Ramankutty, N. 2008. Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. *Front. Ecol. Environ.* 6, 439-447. <https://doi.org/10.1890/070062>

Fisher, B., Turner, R. K., Morling, P. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecol. Econ.* 68, 643-653. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.09.014>

Fox, J., Weisberg, S. 2011. Multivariate linear models in R. An R Companion to Applied Regression. Los Angeles: Thousand Oaks.

Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D., Moore, R. 2017. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sens. Environ.* 202, 18-27. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031>

Gorosábel, A., Estigarribia, L., Lopes, L. F., Martinez, A. M., Martínez-Lanfranco, J. A., Adenle, A. A., Rivera-Rebella, C., Oyinlola, M. A. 2020. Insights for policy-based conservation strategies for

the Rio de la Plata Grasslands through the IPBES framework. *Biota Neotrop*, 20. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2019-0902>

Gurka, M. J. 2006. Selecting the best linear mixed model under REML. *The American Statistician* 60, 19-26. <https://doi.org/10.1198/000313006X90396>

Gutiérrez, F., Gallego, F., Paruelo, J. M., Rodríguez, C. 2020. Damping and lag effects of precipitation variability across trophic levels in Uruguayan rangelands. *Agric. Syst.* 185, 102956. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2020.102956>

Henwood, W. D. 1998. An overview of protected areas in the temperate grasslands biome. *Parks* 8, 3-8.

Hoekstra, J. M., Boucher, T. M., Ricketts, T. H., Roberts, C. 2005. Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecol. Lett.* 8, 23-29. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00686.x>

INUMET, 2022. Instituto Uruguayo de Meteorología. <https://www.inumet.gub.uy/clima/estadisticas-climatologicas/tablas-estadisticas> (accessed 10 September 2022).

Jobbágy, E. G., Vasallo, M., Farley, K. A., Piñeiro, G., Garbulsky, M. F., Noretto, M. D., Jackson, R. B., Paruelo, J. M. 2006. Forestación en pastizales: hacia una visión integral de sus oportunidades y costos ecológicos. *Agrociencia Uruguay* 10, 109-124. <https://doi.org/10.31285/AGRO.10.934>

Jones, H. P., Jones, P. C., Barbier, E. B., Blackburn, R. C., Rey Benayas, J. M., Holl, K. D., McCrackin, M., Meli, P., Montoya, D., Mateos, D. M. 2018. Restoration and repair of Earth's damaged ecosystems. *Proc. R. Soc. Ser. B Biol. Sci.* 285, 20172577. <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.2577>

Lezama, F., Pereira, M., Altesor, A., Paruelo, J. M. 2019. Grasslands of Uruguay: classification based on vegetation plots. *Phytocoenologia* 49, 211-229. <https://doi.org/10.1127/phyto/2019/0215>

MapBiomias, 2022. MapBiomias Pampa Trinacional Initiative. <https://pampa.mapbiomas.org/> (accessed 15 April 2022).

MGAP, 2022. Mesa de ganadería sobre campo natural. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. Available at: <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderiaagricultura-pesca/politicas-y-gestion/mesa-ganaderia-sobre-campo-natural> (Accessed October 21, 2021).

Modernel, P., Rossing, W. A., Corbeels, M., Dogliotti, S., Picasso, V., Tiftonell, P. 2016. Land use change and ecosystem service provision in Pampas and Campos grasslands of southern South America. *Environ. Res. Lett.* 11, 113002. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/11/113002>

Nagelkerke, N. J. 1991. A note on a general definition of the coefficient of determination. *Biometrika*. 78, 691-692. <https://www.jstor.org/stable/2337038>

- Nosetto, M. D., Jobbágy, E. G., Paruelo, J. M. 2005. Land-use change and water losses: the case of grassland afforestation across a soil textural gradient in central Argentina. *Global Change Biol.* 11, 1101-1117. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.00975.x>
- Overbeck, G. E., Vélez-Martin, E., da Silva Menezes, L., Anand, M., Baeza, S., Carlucci, M. B., Dechoum, M. S., Durigan, G., Fidelis, A., Guido, A., Moro, M. F., Rodrigues Munhoz, C. B., Reginato, M., Schütz Rodrigues, R., Rosenfield, M. F., Sampaio, A. B., Barbosa da Silva, F. H., Silveira, F. A., Sosinski Jr, E. E., Staude, I. R., Temperton, V. M., Turchetto, C., Veldman, J. W., Viana, P. L., Zappi, D. C., Müller, S. C. 2022. Placing Brazil's grasslands and savannas on the map of science and conservation. *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.* 56, 125687. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2022.125687>
- Oyarzabal, M., Andrade, B., Pillar, V. D., Paruelo, J. M. 2020. Temperate Subhumid Grasslands of Southern South America, In: Goldstein, M. I., Della Sala, D. A. (Eds.), *Encyclopaedia of the World's Biomes*, Elsevier, pp. 577-593. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.12132-3>
- Parr, C. L., Lehmann, C. E., Bond, W. J., Hoffmann, W. A., Andersen, A. N. 2014. Tropical grassy biomes: misunderstood, neglected, and under threat. *Trends Ecol. Evol.* 29, 205-213. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2014.02.004>
- Paruelo, J. M., Guerschman, J. P., Piñeiro, G., Jobbágy, E. G., Verón, S. R., Baldi, G., Baeza, S. 2006. Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: marcos conceptuales para su análisis. *Agrociencia Uruguay* 10, 47-61. <https://doi.org/10.31285/AGRO.10.929>
- Paruelo, J. M., Jobbágy, E. G., Oesterheld, M., Golluscio, R. A., Aguiar, M. R. 2007. The grasslands and steppes of Patagonia and the Rio de la Plata plains, in: Veblen, T. T., Young, K. R., Orme A. R. (Eds.). *The physical geography of South America*, pp. 232-248.
- Paruelo, J. M. 2008. La caracterización funcional de ecosistemas mediante sensores remotos. *Ecosistemas* 17(3). <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/83>
- Paruelo, J. M., Texeira, M., Staiano, L., Mastrángelo, M., Amdan, L., Gallego, F. 2016. An integrative index of Ecosystem Services provision based on remotely sensed data. *Ecol. Indic.* 71, 145-154. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.06.054>
- Paruelo, J. M., Guerschman, J. P., Baeza, S., Trinco, F. D. 2019. ¿Cómo se reparten las ganancias de carbono? Apropiación Humana de la Productividad Primaria, in: Littera, P., Paruelo, J. M. (Eds.). *El lugar de la naturaleza en la toma de decisiones. Servicios ecosistémicos y ordenamiento territorial rural*. Ediciones Ciccus, Buenos Aires, Argentina, pp. 177-195.
- Paruelo, J. M., Sierra, M. 2022. Sustainable intensification and ecosystem services: how to connect them in agricultural systems of southern South America. *J. Environ. Sci. Stud.* 1-9. <https://doi.org/10.1007/s13412-022-00791-9>
- Paruelo, J. M., Oesterheld, M., Altesor, A., Piñeiro, G., Rodríguez, C., Baldassini, P., Irisarri, G., López-Mársico, L., Pillar, V. D. 2022. Grazers and fires: Their role in shaping the structure and

functioning of the Río de la Plata Grasslands. *Ecología Austral*. 32, 784-805. <https://doi.org/10.25260/EA.22.32.2.1.1880>

Redo, D. J., Aide, T. M., Clark, M. L., Andrade-Núñez, M. J. 2012. Impacts of internal and external policies on land change in Uruguay, 2001–2009. *Environ. Conserv.* 39, 122-131. <https://doi.org/10.1017/S0376892911000658>

Ríos, C., Lezama, F., Rama, G., Baldi, G., Baeza, S. 2022. Natural grassland remnants in dynamic agricultural landscapes: identifying drivers of fragmentation. *Perspect. Ecol. Conserv.* 20, 205-215. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2022.04.003>

Roy, D. P., Borak, J. S., Devadiga, S., Wolfe, R. E., Zheng, M., Descloitres, J. 2002. The MODIS land product quality assessment approach. *Remote Sens. Environ.* 83, 62-76. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00087-1](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00087-1)

Sala, O. E., Paruelo, J. M. 1997. Ecosystem services in grasslands. *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems*. P.237-251.

Silveira, L., Gamazo, P., Alonso, J., Martínez, L. 2016. Effects of afforestation on groundwater recharge and water budgets in the western region of Uruguay. *Hydrol. Processes*. 30, 3596-3608. <https://doi.org/10.1002/hyp.10952>

SNRCC, 2022. Sistema Nacional de Respuesta al Cambio Climático, Ministerio de Ambiente. [Link](#) (accessed 20 October 2022).

Soriano, A., León, R. J. C., Sala, E. O., Lavado, R. S., Dereguibus, V. A., Cahuepé, M. A., Scaglia, O. A., Velázquez, C. A., Lemcoff, J. H. 1991. Rio de la Plata Grasslands, in: Coupland (ed.) *Ecosystems of the world 8A. Natural grasslands. Introduction and Western Hemisphere*. 1st edn, New York. Elsevier. pp 367-407.

Staiano, L., Sans, G. H. C., Baldassini, P., Gallego, F., Texeira, M. A., Paruelo, J. M. 2021. Putting the Ecosystem Services idea at work: Applications on impact assessment and territorial planning. *Environ. Dev.* 38, 100570. <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2020.100570>

Staiano, L., Gallego, F., Altesor, A., Paruelo, J. M. 2022. Where and why to conserve grasslands socio-ecosystems? A spatially explicit participative approach. *Front. Environ. Sci.* 10. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.820449>

Stanturf, J. A., Kleine, M., Mansourian, S., Parrotta, J., Madsen, P., Kant, P., Burns, J., Bolte, A. 2019. Implementing forest landscape restoration under the Bonn Challenge: A systematic approach. *Ann. For. Sci.* 76, 1-21. <https://doi.org/10.1007/s13595-019-0833-z>

Terradas-Cobas, L., Céspedes-Payret, C., Calabuig, E. L. 2016. Expansion of GM crops, antagonisms between MERCOSUR and the EU. The role of R&D and intellectual property rights' policy. *Environ. Dev.* 19, 49-58. <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2016.06.003>

Texeira, M., Oyarzabal, M., Pineiro, G., Baeza, S., Paruelo, J. M. 2015. Land cover and precipitation controls over long-term trends in carbon gains in the grassland biome of South America. *Ecosphere* 6, 1-21. <https://doi.org/10.1890/ES15-00085.1>

- Tiscornia, G., Jaurena, M., Baethgen, W. 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, 239. <https://doi.org/10.3390/agronomy9050239>
- Vassallo, M. 2013. Dinámica y competencia intrasectorial en la agricultura uruguaya: Los cambios en la última década. *Agrociencia Uruguay* 17, 170-179.
- Vassallo, M. M., Dieguez, H. D., Garbulsky, M. F., Jobbágy, E. G., Paruelo, J. M. 2013. Grassland afforestation impact on primary productivity: a remote sensing approach. *Appl. Veg. Sci.* 16, 390-403. <https://doi.org/10.1111/avsc.12016>
- Vega, E., Baldi, G., Jobbágy, E. G., Paruelo, J. 2009. Land use change patterns in the Río de la Plata grasslands: the influence of phytogeographic and political boundaries. *Agric. Ecosyst. Environ.* 134, 287-292. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.07.011>
- Veldman, J. W., Overbeck, G., Negreiros, D., Mahy, G., Le Stradic, S., Fernandes, G. W., Duringan, G., Buisson, E., Putz, F. E., Bond, W. J. 2015. Tyranny of Trees in Grassy Biomes. *Science* 347, 484-485 <https://doi.org/10.1126/science.347.6221.484-c>
- Volante, J., Mosciaro, J., Morales Poclava, M., Vale, L., Castrillo, S., Sawchik, J., Tiscornia, G., Fuente, M., Maldonado, I., Vega, A., Trujillo, R., Cortéz, L., Paruelo, J. 2015. Expansión agrícola en Argentina, Bolivia, Paraguay, Uruguay y Chile entre 2000-2010: Caracterización espacial mediante series temporales de índices de vegetación. *RIA. Revista de investigaciones agropecuarias* 41, 179-191.
- White, R. P., Murray, S., Rohweder, M., Prince, S. D., Thompson, K. M. 2000. Grassland ecosystems. Washington, DC, USA: World Resources Institute.
- Zhao, Y., Liu, Z., Wu, J. 2020. Grassland ecosystem services: a systematic review of research advances and future directions. *Landscape Ecol.* 35, 793-814. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-00980-3>
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N. J., Saveliev, A. A., Smith, G. M. 2009. Mixed effects models and extensions in ecology with R (Vol. 574). New York: Springer. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-87458-6>

Supplementary material

Table S1: Generalized Least Squares (GLS) model results for the exponential spatial correlation. Gr. Grasslands; Cr: Croplands.

	Value	Std. Error	t-value	p-value
Intercept	0.7300687	0.003297940	221.37112	<0.001
Gr	0.0029552	0.000091342	32.35356	<0.001
Cr	-0.0016585	0.000099135	-16.72931	<0.001

Capítulo 4

Performance of real evapotranspiration products and water yield estimations in Uruguay²

² Gallego, F., Camba-Sans, G., Di Bella, C. M., Tiscornia, G. y Paruelo, J. M. (2023). Performance of real evapotranspiration products and water yield estimations in Uruguay. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*. 32, 101043. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2023.101043>

Capítulo 4 - Performance of real evapotranspiration products and water yield estimations in Uruguay

Introduction

Real evapotranspiration (ETR) is a key variable in socio-ecological systems since it is related to the supply of many ecosystem services such as water availability for consumption or irrigation, food supply, climate regulation, among others (Rockström et al. 1999; Paruelo et al. 2016). ETR is defined as the sum of the plant canopy transpiration and the soil evaporation. Transpiration is the largest component of the terrestrial hydrologic cycle (Jasechko et al. 2013; Schlesinger and Jasechko, 2014) and is a critical factor in the water and carbon cycles (Chapin III et al. 2011). Climate (temperature and precipitation) and vegetation (i.e., plant functional types) are two of the main controls over the ETR (Chapin III et al. 2011). In the actual scenario of climate change (characterized by an increase in mean temperature and changes in the variability and seasonality of precipitation; IPCC, 2018) and land-use changes (characterized by the replacement of natural ecosystems to anthropic ones; Winkler et al. 2021), it becomes critical to estimate the ETR at different spatial and temporal scales to understand how ecosystems respond and feedback, and how the provision of key ecosystem services is affected.

ETR variations (in space and time) are associated with several factors, including vegetation types, soil water availability, cover and texture, climatic conditions (including extremes), and management strategies, among others. Several studies showed that vegetation types differ in the total amount of water transpired. For example, Noretto et al. (2005) found that the replacement of grasslands by Pinus and Eucalyptus plantations in temperate subhumid areas of South America generated a dramatic change in evapotranspiration. Forest plantations showed an evapotranspiration rate 80% higher than the native grasslands replaced. In terms of management strategies, ETR can vary, for example, under different grazing intensities (e.g. Bremer et al. 2001), degree of fertilization (e.g. Viets, 1962), botanical composition of the land-use (e.g. Bajgain et al. 2020) or associated with the use of irrigation systems (e.g. Bastiaanssen et al. 2000). Furthermore, ETR varies according to the climatic conditions, such as dry and wet seasons. do Santos et al. (2020) reported, for the Caatinga biome of Brazil, a reduction of 90% in the monthly mean daily course of ETR during an intense drought period (2014-2016).

One of the main factors that determine the water yield (WY) at catchment level is the ETR. The WY is defined as the production of water from the catchments (Salemi et al. 2012). Since it may be readily accessed for human consumption, it is also known as "the blue water", in contrast to the "green water" which is consumed by plants (Falkenmark and Rockström, 2006). Because it supports wildlife, stream functioning, agricultural products, drinking water supply, and other ecosystem functions, it is obvious that the WY constitutes a critical socio-ecological variable. In such a way, quantifying WY fluctuations linked to various human pressures is essential for comprehensive water planning (Vörösmarty et al. 2000a, 2000b; Vörösmarty et al. 2015).

In general, different management strategies are increasingly used to minimize the inter-annual variability of the ETR. One of the most common management practices is the use of supplemental irrigation, which reduces the inter-annual variability by increasing ETR values during dry years. Uruguay, and the region, have experienced several episodes of drought in the last 5 decades, with different intensities and extents (e.g. Lessel et al. 2016). Among the main consequences of drought are the economic ones. During a drought period, farmers in Uruguay have lost animals and sold cattle at a low price (Cruz et al. 2018), and crop yields have been affected (Lessel et al. 2016). Some current projections highlight an increase in the frequency and intensity of droughts (Dai, 2013; Cook et al. 2014). In Uruguay, this has led to the enactment of the Law Nº. 16.858 (Decreto Nº. 366/018 of November 2018), commonly known as the "Irrigation Law". This law aims to increase the country's agricultural production, giving greater stability to crops (mainly soybean, corn, and rice) and sown pastures beyond the rainfall regime. However, many decisions like irrigation strategies, or subsidies for water allocations are made with partial information of the magnitude of change in ETR, due to the spatial and temporal complexity of its estimation.

ETR can be measured using several in-situ techniques such as weighing lysimeters, Sap-flow systems, Eddy Covariance systems, Bowen stations, etc. or estimated by satellite remote sensing data or calculated from hydrological modelling based on the water and energy balances (Wilson et al. 2001; Ford et al. 2007; Kosugi and Katsuyama, 2007; Zhao et al. 2013; Bhattarai and Wagle, 2021). In situ techniques can provide long-term point or local scale observations, but they cannot provide ETR data at regional and global scales. The remote sensing technology solves this limitation. On one hand, the remote sensing approach provides a synoptic view at regular time intervals avoiding extrapolation to large regions, and on the other hand, it is relatively inexpensive (e.g. Paruelo, 2008). Consequently, remote sensing ETR estimations have become, in the last three decades, the dominant approach both regionally and globally (Bastiaanssen et

al. 1998; Di Bella et al. 2000, 2019; Cleugh et al. 2007; Mu et al. 2007; Leuning et al. 2008; Yang and Shang, 2013; Zhang et al. 2019; Bhattarai and Wagle, 2021).

In Uruguay, there are several attempts to quantify the ETR through different approaches (Giménez and García Petillo, 2011; Munka et al. 2013; Berger et al. 2015; Otero et al. 2015; Silveira et al. 2016; INIA-GRAS, 2022). In general, the studies focused on evaluating the ETR dynamics over time with data from a unique source or product. However, assessments related to the performance of the estimates of different sources/products, particularly from remote sensing, are still lacking. The only reported work compares the ETR derived from the MODIS product (MOD16A2) with three techniques: a water balance model, the Soil & Water Assessment Tool (SWAT) and an Eddy Covariance flux tower (Navas et al. 2021). However, this work doesn't consider inter-annual variations because its only analyse one year (Feb-2011 to May-2012). The main objectives of this article were: a) to evaluate the performance of different spatial explicit approaches to estimate real evapotranspiration, and b) to estimate and analyse (in a qualitative way) the variability in water yield derived from the different ETR products for three climatically contrasting years (dry, average, and wet). For that, we use four remote sensing ETR products, with different spatial and temporal resolutions, and two water balance models at two scales, national and micro-watershed levels.

Methods

Study area

The study area includes the entire territory of Uruguay, which is located in the south-eastern South America between latitude 30-35° S and longitude 53- 58° W (Figure 1). The climate is temperate, with a mean-annual temperature of 17.5°C and a mean-annual precipitation of 1350 mm year⁻¹ (INUMET, 2022). Temperature is highly seasonal, reaching maximums of 28°C in summer months (January) and minimums of 6°C in winter months (July). Precipitation is evenly distributed during the year, but with a high inter-annual variability ranging from 700 mm recorded in the driest year (1989) to 2000 mm recorded in the wettest year (2002) (INUMET, 2022). The country is dominated by rolling plains, with very smooth slopes, except in the eastern region (called eastern hills) (Panario et al. 2014).

Uruguay is entirely included in the “Campos” region of the Rio de la Plata Grasslands (Soriano et al. 1991, Paruelo et al. 2007; Oyarzabal et al. 2020). Grasslands represent the dominant

vegetation type covering approximately 55% of the land surface (Baeza et al. 2022) and are commonly used for cattle and sheep production, the main economic activity in Uruguay (Gutiérrez et al. 2020). Also, there are two other important land-uses for the Uruguayan economy: croplands (mainly soybean) and exotic tree plantations (*Eucalyptus* and *Pinus*).

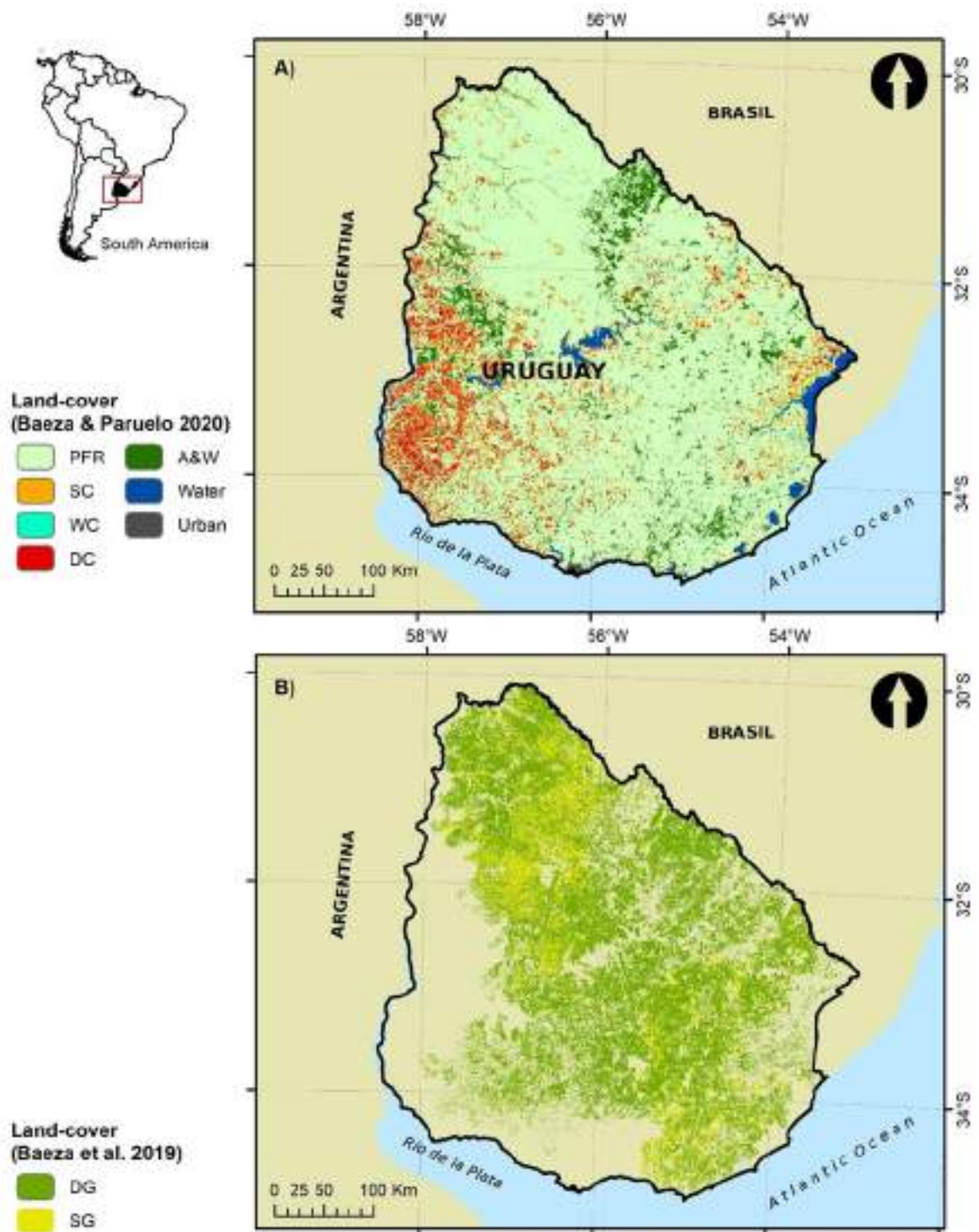


Figure 1: Location of the Uruguayan territory in South America. A) Land-cover map for 2012/2013 (see Baeza and Paruelo, 2020 for more details). PFR: Perennial Forage Resources, SC: Summer Crops, WC: Winter Crops, DC: Double Crops, A&W: Afforestation's and Woodland. B) Grassland communities land-cover map (see Baeza et al. 2019 for more details). SG: Sparsely-vegetated grasslands, DG: Densely-vegetated grasslands.

Evapotranspiration products used in the performance evaluation

The performance evaluation of remote sensing and water yield based ETR products was carried out based on their ability to differentiate land-covers, their spatial and temporal resolution, their degree of coupling with NDVI and precipitation, and with ETR estimates based on field data.

Remote Sensing evapotranspiration products

PMLv2 product

The Penman–Monteith–Leuning model in its second version (v2) was developed by coupling a photosynthesis model (Farquha et al. 1980) and a canopy stomatal conductance model (Yu et al. 2004) with the Penman–Monteith energy balance equation (Monteith, 1965) to jointly estimate gross primary productivity and terrestrial ETR (Zhang et al. 2019). This model assumes that total ETR is the sum of evaporation from the soil (E_s), transpiration from the plant canopy (E_c), and evaporation of precipitation intercepted by the vegetation (E_i) (Equation 1). PMLv2 produces an 8-day composite product at 500-meter for the 2003-2017 period (Table 1).

$$ETR = E_s + E_c + E_i \quad (\text{Eq 1})$$

The PMLv2 model was built using Google Earth Engine (Gorelick et al. 2017) and takes MODIS data (leaf area index, albedo, and emissivity) together with GLDAS meteorological forcing data as model inputs (see more details in Zhang et al. 2019). This product decomposes the ETR values in each component (E_s , E_c and E_i) separately. In this article, we evaluate two combinations: a) the sum of E_c and E_i (hereafter called *PMLv2 (E_c+E_i)*) and the sum of E_c , E_i , and E_s components (hereafter called *PMLv2*).

MOD16A2 product

The MOD16A2 (Collection 6, hereafter *MODIS*) provides global terrestrial ETR using a modified Penman-Monteith method (Mu et al. 2011). This ETR product used remote sensing data from

the Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (vegetation property dynamics, albedo, and land-cover) and the global reanalysis from the Modern-Era Retrospective Analysis for Research and Applications (MERRA; Rienecker et al. 2011). This ETR dataset is an 8-day composite product at 500-meter from 2001 to the present (Table 1; Running et al. 2017).

The total daily ETR corresponds to the sum of the evaporation from the wet canopy surface (E_{Wet}), the transpiration from the dry canopy surface (T_{Dry}), and the evaporation from the soil surface (E_{Soil}) (Equation 2). Contrary to the *PMLv2* product, MOD16A2 does not provide the ETR components separately.

$$ETR = E_{Wet} + T_{Dry} + E_{Soil} \quad (\text{Eq. 2})$$

INTA-SEPA product

The National Institute of Agricultural Technology of Argentina (INTA), through the "Agricultural Production Monitoring" initiative (hereafter *INTA-SEPA*), provides ETR estimations based on a model generated by Di Bella et al. (2000) (Equation 3). This model is based on both thermal infrared (surface temperature, T_s) and vegetation index (Normalized Difference Vegetation Index, NDVI) data obtained from the Advanced Very High-Resolution Radiometer (AVHRR) sensor on board the National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) satellite. This product was developed for the Argentine Pampas and provides ETR estimations, with a 1x1 km² spatial and 10-days temporal resolutions, for the 2002-2018 period (Table 1; see more details in http://sepa.inta.gob.ar/productos/agrometeorologia/et_10d/).

$$ETR = -88.3439 + 1.77636 * T_s + 286.406 * NDVI \quad (\text{Eq. 3})$$

Landsat product

Jackson et al. (1977) proposed the commonly called "Jackson Simplified Method" to estimate daily ETR using surface radiant temperature measurements (Equation 4). This method can be applied for Landsat images (30-meter and 16-day; Table 1) and calculates daily ETR considering the net radiation received by the surface and its temperature difference with the surrounding air mass equation (Jackson et al. 1977).

$$ETR = R_n - B(T_s - T_a)^n - G \quad (\text{Eq. 4})$$

where ETR (mm day^{-1}) and R_n (mm day^{-1}) are, respectively, the integrated real ETR and net radiation over a 24 h period, T_s (K) is the surface radiant temperature, T_a (K) is the 1.5 m air temperature above ground level, G (mm day^{-1}) is the soil surface energy flux, and B ($\text{mm day}^{-1} \text{K}^{-1}$) and n are parameters that vary with vegetation activity estimated from the NDVI.

Although this method is simple, it also has a strong physical basis and has been successfully applied for different vegetation types based on Landsat images (Caselles et al. 1998; Sanchez and Caselles, 2004; Noretto et al. 2005; 2012; Milkovic et al. 2019). In this work, we used 11 Landsat-7 images and 1 Landsat-8 image (path/rows: 223/83; 223/84; 224/84; 225/82 and 224/82) for the 2012-2013 period to estimate ETR following the Jackson Simplified Method. Images were provided by the USGS (<https://earthexplorer.usgs.gov/>) and cover 65% of the Uruguayan territory. Images were acquired between 12:05 and 12:20 hours (local time) on 27/10/2012, 3/11/2012, 5/11/2012, 7/2/2013, 4/3/2013, 11/3/2013, 13/3/2013, 27/3/2013 and 13/4/2013. Non-thermal bands were corrected using the Landsat Ecosystem Disturbance Adaptive Processing System (LEDAPS) atmospheric correction described by Masek et al. (2012), and the thermal bands were corrected using the mono-window algorithm proposed by Qin et al. (2001). Also, images were filtered by its quality band ("bqa") generating products free of clouds, shadows, and water. Poor quality pixels were discarded from the analysis.

Meteorological data, required to estimate ETR, were derived from six meteorological stations (INIA Tacuarembó, INIA Salto Grande, INIA Treinta y Tres, INIA Glencoe, INIA La Estanzuela, INIA Las Brujas). For more details about the Jackson Simplified Method ETR estimation (hereafter *Landsat*) see supplementary material 1.

Water balance evapotranspiration products

INIA-GRAS

The National Institute of Agricultural Research of Uruguay (INIA), through the Information Systems and Digital Transformation Area (hereafter *INIA-GRAS*), provides ETR estimations based on a water balance model for the soils of Uruguay. This model is calculated at the national level and a daily step, for a grid with cells of approximately $30 \times 30 \text{ km}^2$ (Table 1; see Figure S1 in supplementary material 2). The input variables of the model are the water-holding capacity of the soil (it considers the maximum amount of water that the soil can store between field capacity and permanent wilting point), the effective precipitation and the potential evapotranspiration (Penman method). For each grid cell, the water-holding capacity is

calculated as a weighted average value of the Potentially Available Soil Water Net (APDN) of the Soil Units that are within each cell. For the agrometeorological variables (potential evapotranspiration and effective precipitation), a network of meteorological stations throughout the Uruguayan territory (INIA and INUMET) is used and the average daily value is estimated for each cell using the interpolation method (see more details in <http://www.inia.uy/GRAS>).

INFIA

Silveira et al. (2016), from the “*Instituto de Mecánica de los Fluidos e Ingeniería Ambiental*” (INFIA), estimated the ETR based on the water balance (Equation 5) of two micro-watersheds with similar geomorphological and edaphic characteristics: a) Don Tomas (2.12 km²) used for active forestry with *Eucalyptus globulus* since 1998 and b) La Cantera (1.2 km²) used for cattle ranching based on native grasslands (see Figure S2 in supplementary material 2). To carry out the water balance in the two micro-watersheds, Silveira et al. (2016) used monthly field data information (aggregated seasonally and annually) of precipitation, soil moisture and runoff from October 2006 to September 2009 (Table 1).

The ETR, derived from the water balance, was calculated as:

$$ETR = PPT - Q_s \pm \Delta S \pm \Delta GW \quad (\text{Eq. 5})$$

where ETR is the real evapotranspiration, PPT is the incident precipitation, Q_s is the stream discharge at the watershed outlet, ΔS is the change in soil water storage, and ΔGW is the change in groundwater storage.

Table 1: Characteristics of remote sensing and water balance evapotranspiration (ETR) products

ETR products		Spatial resolution (m)	Temporal resolution (days)	Period	Scale	Reference
Remote sensing products	PMLv2	500	8	2003-2017	Global	Zhang et al. (2019)
	MOD16A2	500	8	2001-present	Global	Running et al. (2017)

	INTA-SEPA	1000	10	2002-2018	Regional	Di Bella et al. (2000)
	Landsat	30	16	1985-present	Local	Jackson et al. (1977)
Water balance products	INIA-GRAS	30000	1	2003-present	National	INIA Uruguay
	INFIA	-	30	2006-2009	Watershed	Silveira et al. (2016)

Precipitation data

Precipitation data were obtained from the Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station product (CHIRPS; Funk et al. 2015). This dataset is available in Google Earth Engine and provides daily precipitation data estimations (mm day^{-1}) with a spatial resolution of $0.05^\circ \times 0.05^\circ$ ($5 \times 5 \text{ km}^2$, approximately) since 1981. The precipitation values were converted into accumulated monthly (mm/month) and annual (mm/year) precipitation for the 2002-2017 period. We decided to exclude meteorological station data for this study due to their point-specific nature, which lacks explicit spatial information and contains a significant amount of missing data.

NDVI data

NDVI data were obtained from the MOD13Q1 product (collection 6 of MODIS). These images have a spatial resolution of 250 m ($\sim 6 \text{ ha}$ per pixel) and a temporal resolution of 16 days. Each NDVI image was filtered using its associated “per pixel” quality band (Roy et al. 2002). Pixels that did not have the highest quality (e.g. presence of clouds or shadows) were discarded and their values replaced by simple linear interpolation from the previous and the following dates of the same pixel. NDVI values were used at 16 days step and mean annual scale for the 2003-2017 period.

Land-cover maps

To characterize the ETR and NDVI seasonal dynamic, we used two land-cover maps with different but complementary conceptual resolutions (Figure 1). The first one, used as the base,

corresponds to the 2012-2013 period, and discriminates between 7 categories: perennial forage resources, summer crops, winter crops, double crops, afforestation and woodland, water, and urban. It was built using simple but exhaustive classifications based on a time series of MODIS NDVI satellite images (250-meter) and decision trees classifiers (for more details see Baeza and Paruelo et al. 2020). The second one corresponds to the 2016 year and was used to disaggregate the class perennial forage resources into two types of native grasslands called “Densely-vegetated grasslands” and “Sparsely-vegetated grasslands”. This map was built using Landsat 8 images and supervised classifications (for more details see Baeza et al. 2019).

Water yield estimation

We calculated the daily Water Yield (WY) at a micro-watersheds level (n= 1426, 125 km² average; *Ministerio de Ambiente*, 2022; <https://www.ambiente.gub.uy/visualizador/index.php?vis=sig>) and for the period 2003-2017 as shown in Equation 6. Here, we only show the WY for three climatically contrasting years: wet (2014 with an average of 1800 ± 500 mm), average (2010 with an average of 1370 ± 450 mm), and dry (2008 with an average of 840 ± 415 mm). We used data from all remote sensing ETR products (except Landsat and INIA-GRAS due to its temporal and spatial resolution), daily precipitation and soil water content for the 0-100 cm profile.

Water yield was calculated as:

$$WY = \Delta S_{t-1} + PPT_{t0} - ETR_{t0} - FC_{t0} \quad (\text{Eq. 6})$$

where WY is the water yield (mm day⁻¹), ΔS is the available water in the soil, PPT is the precipitation (mm day⁻¹), ETR is the real evapotranspiration (mm/d) derived from the different data sources, FC is the field capacity up to 1-meter derived from the Hengl and Gupta (2019) product, and t0 y t-1 represent the time period estimations. We consider 01/01/2003 as the initial date of FC_{t0} as it was preceded by a particularly wet month that allowed us to assume that the soil was at field capacity (230 mm in December 2002 representing 140 % more than the historical average). The initial FC value was subtracted from the PPT - ET balance and the WY equation was iterated at a daily step for the 2003-2017 period. All pure pixels within the micro-watersheds were averaged. This analysis, based on a qualitative approach, takes a step further in evaluating the performance of ETR products, allowing for an applied approach to water management in micro-watersheds.

Data analysis

Exploratory analysis of ETR products: We analysed the relationship between the different ETR products and the a) annual precipitation and b) annual NDVI using linear regressions for the period 2003-2017 (temporal model). For this purpose, and to make the different spatial resolutions of the products compatible, we calculated the average of each variable (dependent and independent) for the 30 x 30 km grid (n= 102), on which *INIA-GRAS* provides the ETR estimations. Grids with more than 10 % of water bodies were discarded to avoid outliers that could affect the NDVI and ETR mean values.

Temporal dynamic of ETR: To characterize the temporal dynamics of NDVI and ETR of each product for different land-covers, we selected “pure” pixels (>90% of the target cover) from each land-cover (water and urban classes were excluded). We extracted the NDVI values from the MOD13Q1 product and the ETR values from PMLv2 (*PMLv2 (Ec+Ei)* and *PMLv2 (Ec+Ei+Es)*), *MODIS* and *INTA-SEPA* products. We excluded for this analysis the *INIA-GRAS* ETR dataset due to its spatial resolution (30x30 km).

Test of ETR products: The relationship between the different ETR products and the Jackson Simplified Method (*Landsat*) was analysed using linear regressions. We used the same pure pixel and selected those that intersected with the Landsat scenes (n= 122.000 for *MODIS* and *PMLv2* products, and n= 117.000 for *INTA-SEPA* product). We considered the median of each date and ETR product. Finally, the relationship between the different ETR products (except *INIA-GRAS*) and the ETR calculated from the water balance (proposed by *Silveira et al. (2016)*) was analysed using linear regression models. All pure micro-watershed pixels and ETR data accumulated every six months were used in the model. Statistical analyses were performed in R Core Team (2021)

ETR product performance: For the ETR products comparison (*PMLv2*, *PMLv2 (Ec+Ei)*, *MODIS*, *INTA-SEPA* and *INIA-GRAS*) we considered six criteria: 1) the temporal and 2) spatial resolution, 3) the correlation (expressed as the Pearson correlation coefficient) with the annual NDVI and 4) the annual precipitation, 5) the slope of the linear model with the *Silveira et al. (2016)* water balance and 6) the slope of the linear model with the Jackson Simplified Method (*Landsat*). Criteria 3 to 6 represent different perspectives to evaluate the performance of the database. Each criterion was scaled to the range [0-1] to make them comparable, using the equation 7:

$$X_i \text{ scaled} = (X_i - X_{min}) / (X_{max} - X_{min}) \quad (\text{Eq. 7})$$

Where X_i scaled corresponds to the scaled value of criterion X for the ETR product i , X_i is the value taken by criterion X for the ETR product i , X_{min} is the minimum value taken by criterion X among all the ETR products and X_{max} is the maximum value taken by criterion X .

Results

Exploratory analysis of ETR products

The fitted models and the Pearson correlation coefficients obtained between the remote sensing products (excluding Jackson Simplified Method due to its low temporal resolution) and the annual NDVI and precipitation, for the period 2003-2017, showed contrasting results (Figure 2 and Table S1 in supplementary material 3). There is a significant, positive, and linear correlation for models fitted for $PMLv2(Ec+Ei)$, $MODIS$ and $INIA-GRAS$ products. The highest Pearson correlation coefficient, for both NDVI and PPT, was observed for the model fitted with $MODIS$ ($r=0.84$ and $r=0.72$, respectively), followed by $INIA-GRAS$ ($r=0.64$ and $r=0.59$, respectively) and $PMLv2(Ec+Ei)$ ($r=0.77$ and $r=0.56$, respectively). On the other hand, the models fitted with $INTA-SEPA$ and $PMLv2$ products showed a non-significant fit ($p>0.05$).

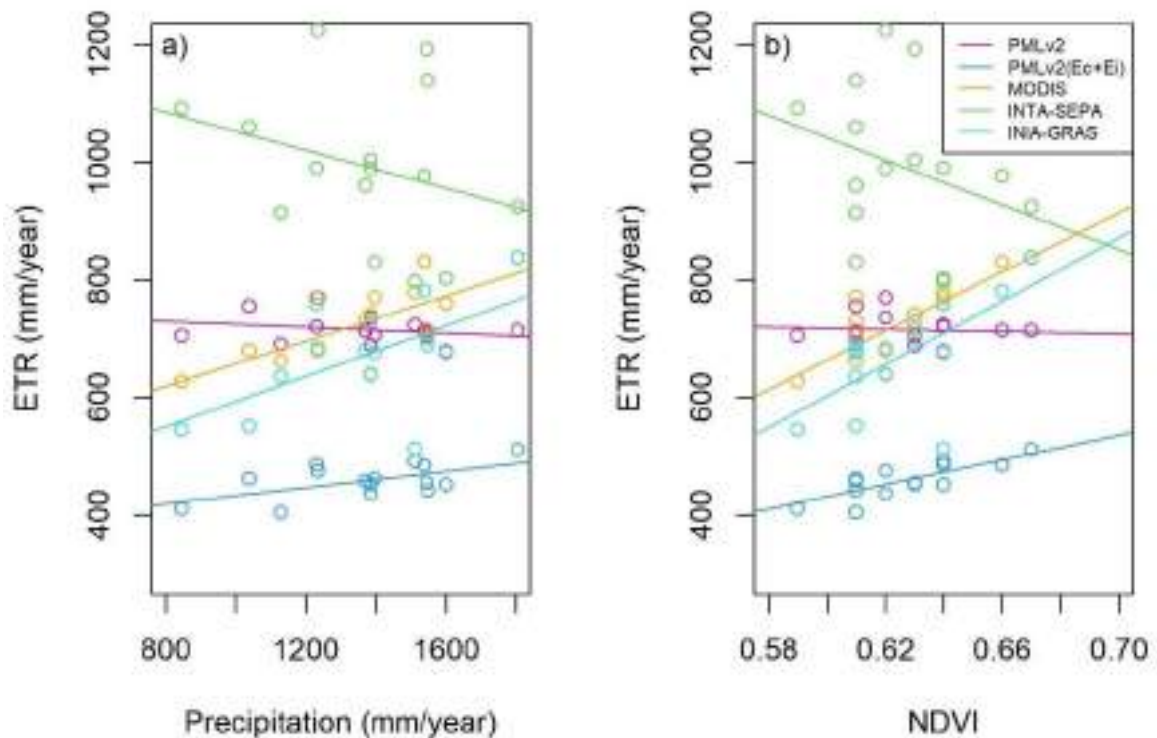


Figure 2: Fitted temporal models between the annual average evapotranspiration (2003-2017) for each product (*PMLv2*, *PMLv2(Ec+Ei)*, *MODIS*, *INTA-SEPA* and *INIA-GRAS*) and a) (left) the annual average precipitation and b) (right) the mean annual normalized difference vegetation index (NDVI).

Temporal dynamic of ETR

All ETR products evaluated and the NDVI showed, for all land-covers, a strong seasonality with maximum values in summer, minimum values in winter and intermediate values in autumn and spring months (Figure 3). Also, differences among land-covers were higher in summer and lower in winter months. Differences between land-covers were maximum in *MODIS* and *PMLv2(Ec+Ei)* products and minimum for *PMLv2* and *INTA-SEPA* products (see results for annual estimates in Figure S3 in supplementary material 2). Furthermore, the ETR estimates from the *INTA-SEPA* model showed an irregular temporal dynamic with curves exhibiting very pronounced peaks and valleys. Afforestation and woodland showed the highest ETR values for almost the whole year for the *MODIS* and *PMLv2(Ec+Ei)* products (3 and 2 mm, respectively). This pattern is consistent with the annual dynamics of NDVI, where this cover not only showed the highest values throughout the year (an average of 0.8) but was also the class with the lowest intra-annual variability (CV=3.8%). In terms of agricultural classes, double crops showed a clear bimodal pattern in the *PMLv2(Ec+Ei)* and *MODIS* products (this pattern is more clearly observed in the *MODIS* product). Also, this pattern was observed in the NDVI dynamic with maximum peaks in spring and summer, associated with double crop sequences. Summer crops showed a unimodal pattern with maximum values of ETR (*PMLv2(Ec+Ei)* and *MODIS*) and NDVI in summer (3.5 mm and 0.75 approximately, respectively). Winter crops showed two peaks (spring and late summer) in the *MODIS* product and a single peak in summer for the rest of the ETR products. NDVI for winter crops was characterised by high values in both spring and autumn. On the other hand, Densely-vegetated grasslands showed, for all months of the year, higher NDVI and ETR values than Sparsely-vegetated grasslands, particularly for *MODIS* and *PMLv2(Ec+Ei)* products. In both grassland types, and for all ETR products, the maximum values were reached in spring-summer and minimum in winter. This pattern also is consistent with the annual dynamics of NDVI.

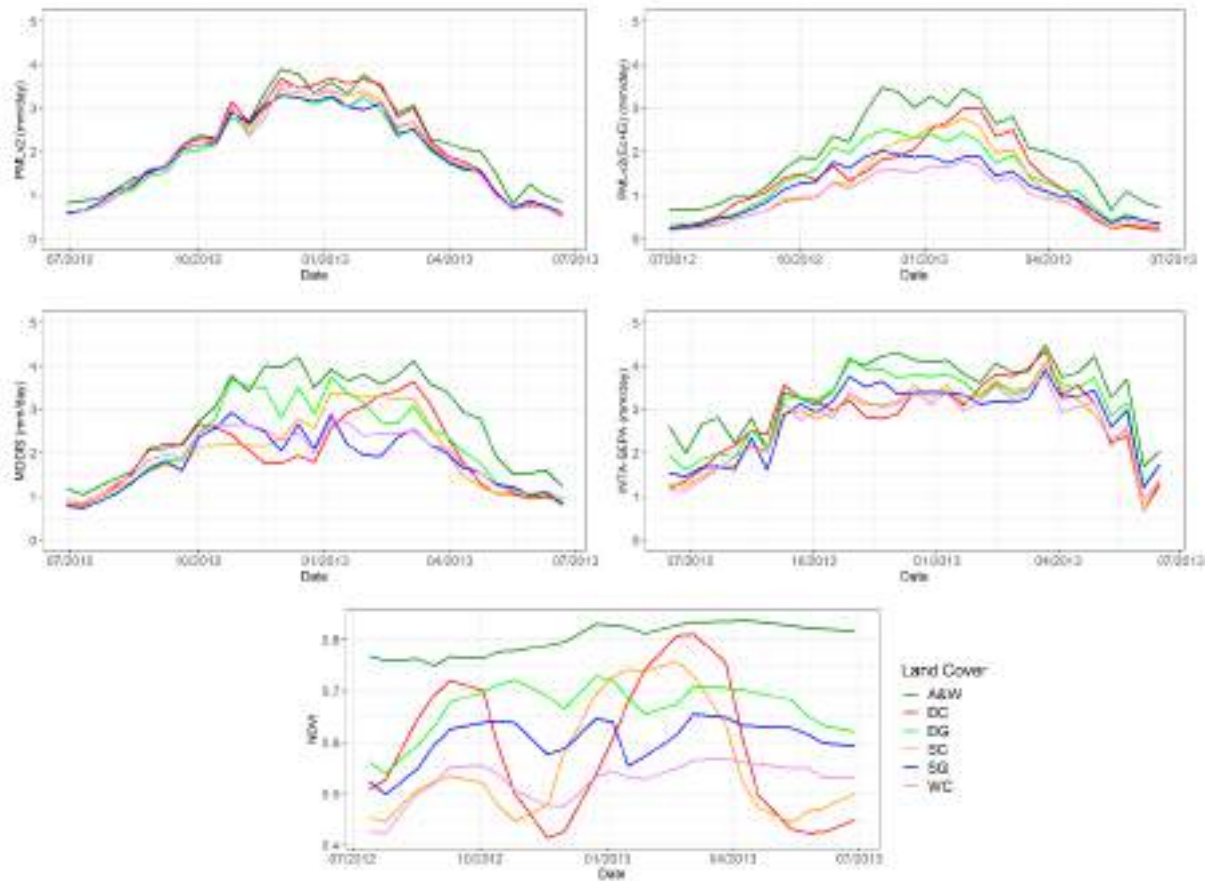


Figure 3: Evapotranspiration products and normalized difference vegetation index (NDVI) seasonal dynamic for different land-covers classes in the 2012-2013 period. In: 8-d intervals for *PMLv2* and *MODIS* products, 10-d intervals for *INTA-SEPA* product and 16-d intervals for NDVI-*MODIS* product. Different colours represent land-covers: SG: Sparsely-vegetated grassland; DG: Densely-vegetated grassland; A&W: Afforestation and Woodland; DC: Double Crops; WC: Winter Crops; SC: Summer Crops.

Test of ETR products

The fitted models between the *PMLv2*, *PMLv2(Ec+Ei)*, *MODIS* and *INTA-SEPA* products (*INIA-GRAS* product was excluded due to its spatial resolution) and the Simplified Jackson Method (derived from Landsat-7 and 8 images) showed significant, linear, and positive correlations (Figure 4). Fitted models differed mainly in terms of the slope and the Pearson correlation coefficient. The model with the highest Pearson correlation coefficient was *PMLv2(Ec+Ei)* ($r=0.60$, $p<0.001$), followed by *MODIS* ($r=0.54$, $p<0.001$). *INTA-SEPA* and *PMLv2* showed the lowest Pearson correlation coefficient ($r=0.36$, $p<0.05$ and $r=0.34$, $p<0.05$, respectively). The slope of all models showed a value less than 1, with extremes of 0.53 and 0.17 for *MODIS* and *INTA-SEPA*

respectively. In general terms, the different land-covers maintained the same distribution pattern for the several fitted models.

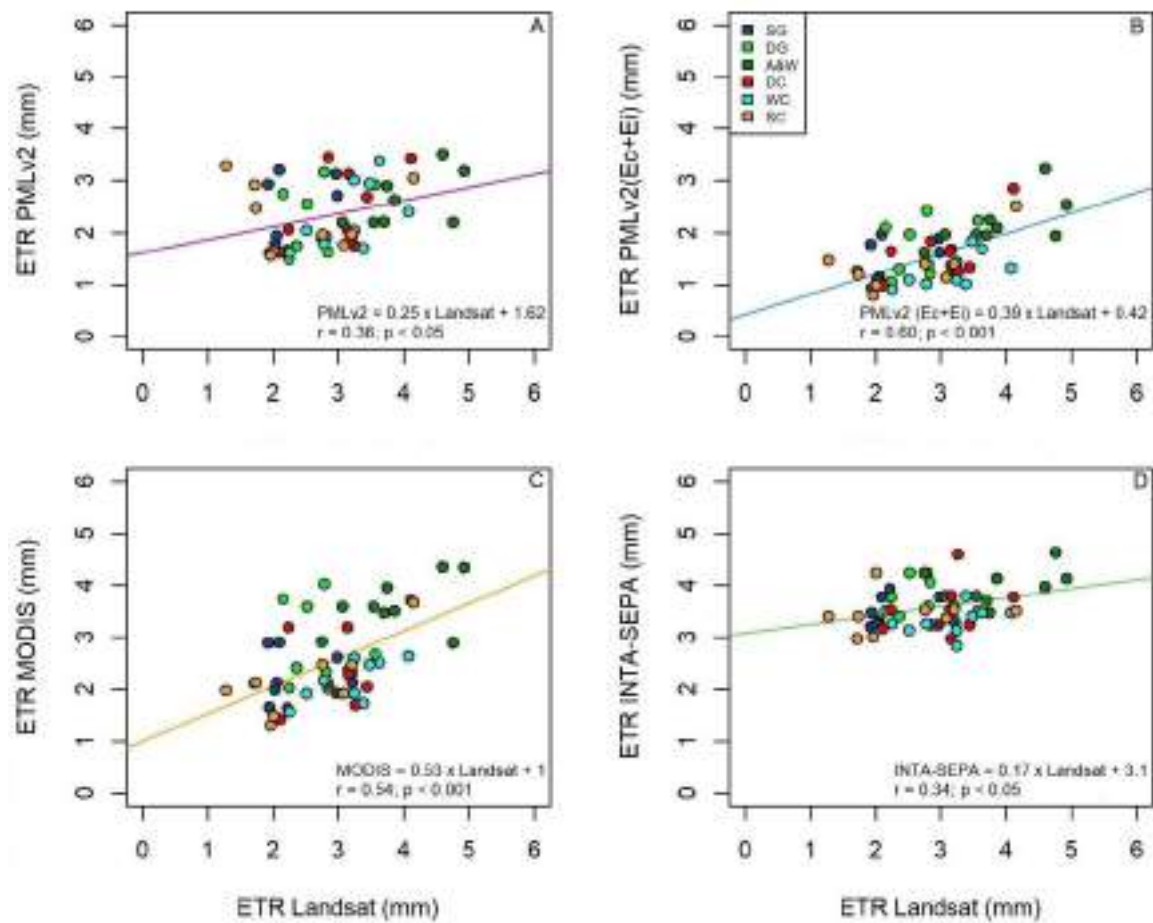


Figure 4: Fitted linear regression models between the evapotranspiration of: A) *PMLv2*, B) *PMLv2(Ec+Ei)*, C) *MODIS*, D) *INTA-SEPA* and the evapotranspiration estimated from the Simplified Jackson Method (derived from *Landsat* data). Different colours represent land-covers: SG: Sparsely-vegetated grassland; DG: Densely-vegetated grassland; A&W: Afforestation and Woodland; DC: Double Crops; WC: Winter Crops; SC: Summer Crops.

ETR derived from *PMLv2*, *PMLv2(Ec+Ei)*, *MODIS* and *INTA-SEPA* products showed a linear and positive correlation ($p < 0.001$) with water balance estimates of ETR in the two experimental micro-watersheds (Figure 5). In general terms, all models showed a high Pearson correlation coefficient, surpassing 75 % of the variance explained. In terms of slope, all models presented values greater than 1. The model closest to this value was *PMLv2* (slope=1.31) while the model furthest away was *INTA-SEPA* (slope=1.78). Additionally, all fitted models showed the same distribution pattern for forestations and grasslands.

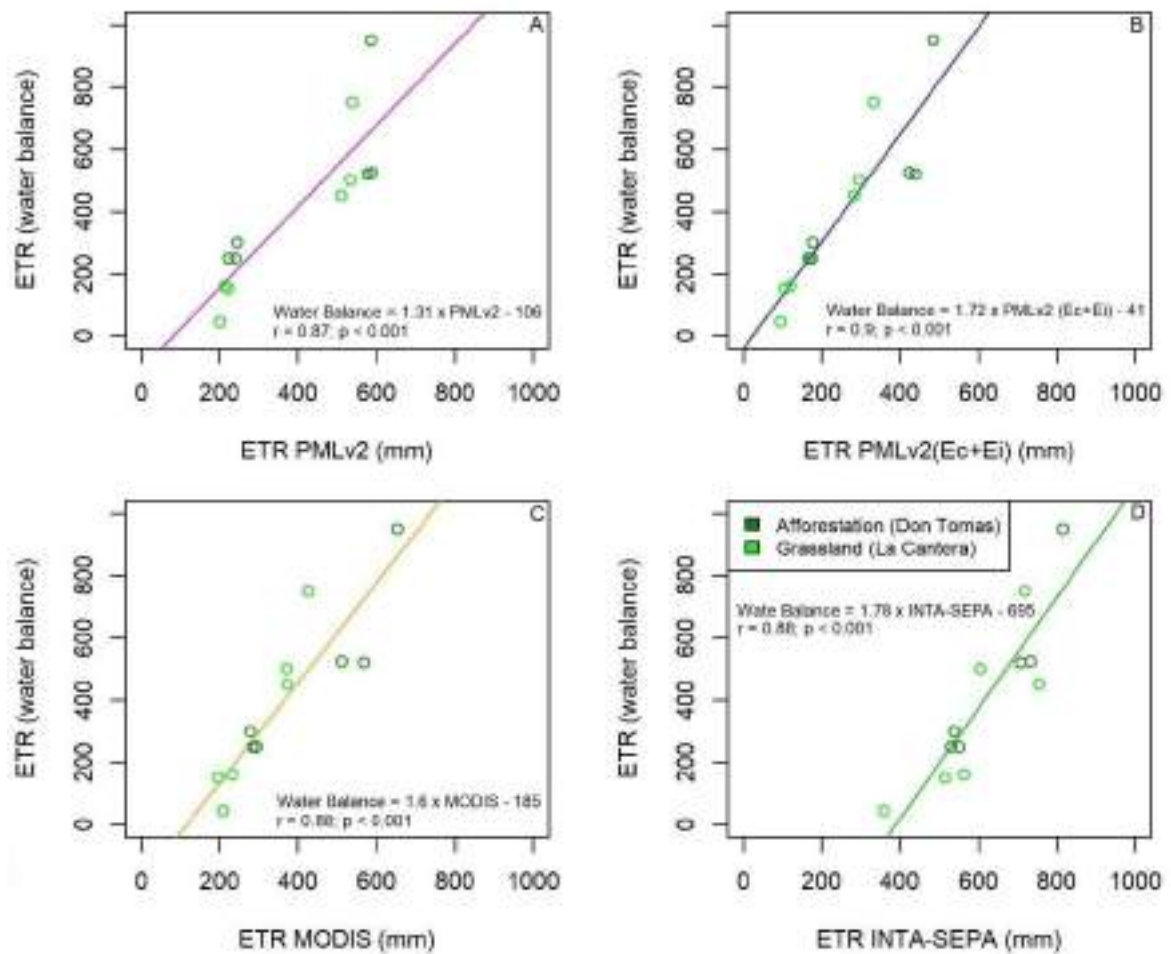


Figure 5: Fitted linear regression models between ETR products: A) *PMLv2*, B) *PMLv2(Ec+Ei)*, C) *MODIS*, D) *INTA-SEPA* and the ETR estimated from the water balance proposed by Silveira et al. (2016). Different colours represent land-covers in each micro-watershed: afforestation (Don Tomas micro-watershed) and grasslands (La Canterera micro-watershed).

ETR products performance

Radar plots describes the ETR estimation performance of the different products (both based on remotely sensed and water balance data) for the 6 criteria (Figure 6). The results show important differences between the performances of the different ETR products analysed. On one hand, the *INTA-SEPA* was the product with the lowest relative performance in 5 of the 6 criteria analysed. The spatial resolution of this product (1000 m) is the only criterion that was weighted positively. In the opposite case, the *MODIS* and *PMLv2(Ec+Ei)* products showed high relative performances in 4 of the 6 criteria, including spatial and temporal resolution (500 meters and 8 days), correlation with precipitation and NDVI (up to 60%) and the ability to discriminate between land-covers (slopes ≥ 0.39). The *INIA-GRAS* product showed well results in 3 of the 6

criteria, with temporal resolution (1-d), and correlation with NDVI and precipitation ($r=0.64$ and $r=0.59$, respectively). Finally, the *PMLv2* product stood out in 2 of the 6 criteria, its high spatial resolution (500 meters) and the similarity with the ETR estimated from the water balance for the two micro-watersheds (slope=1.31).

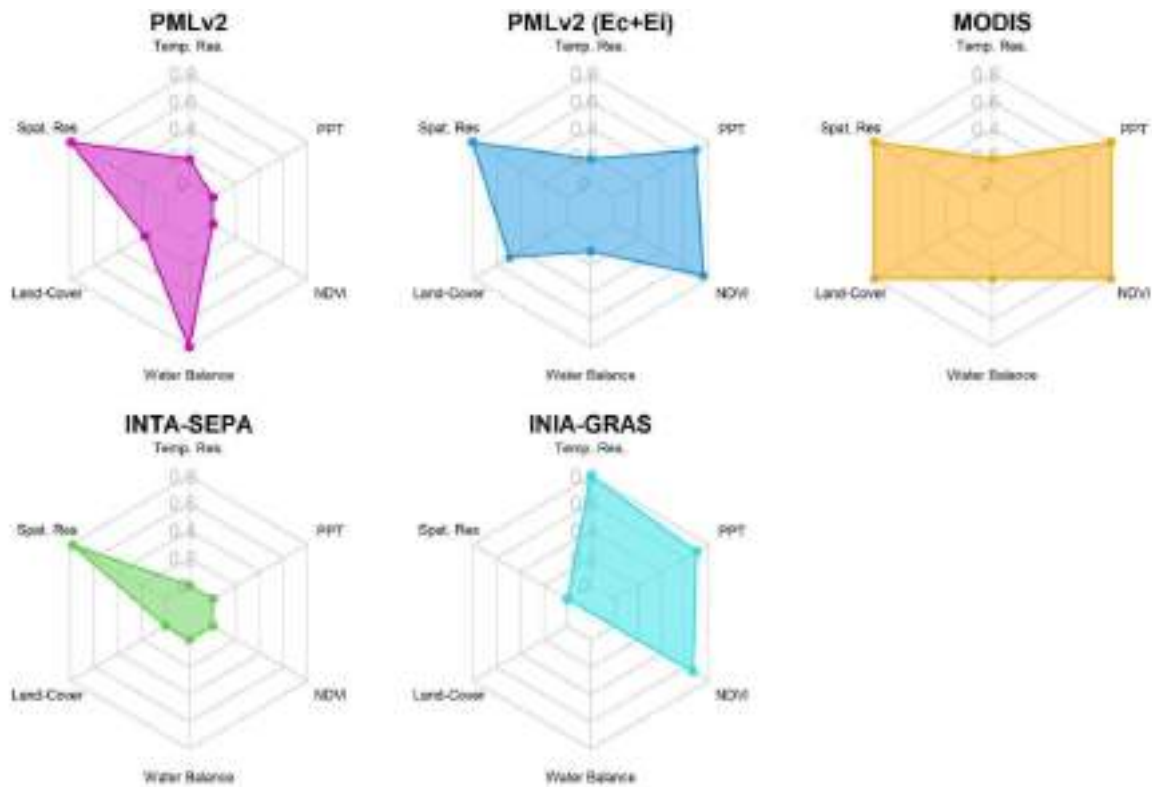


Figure 6: Radar plots for each evapotranspiration product (*PMLv2*, *PMLv2(Ec+Ei)*, *MODIS*, *INTA-SEPA*, *INIA-GRAS*) evaluated on six criteria. All the criteria were scaled from 0 to 1. Criteria: 1. Temp. Res. (temporal resolution); 2. PPT (precipitation); 3. NDVI (normalized difference vegetation index); 4. Water Balance; 5. Land-Cover (land-cover differentiation); 6. Spat. Res. (spatial resolution).

Water yield estimation

WY estimates, derived from the use of the different ETR products (except for *INIA-GRAS* due the low spatial resolution) (Figure 7), showed similar Pearson correlation coefficients ranging from 0.784 to 0.959 (Figure S4 in supplementary material 2). However, the magnitude and spatial pattern of WY estimates differed among products. Regarding temporal changes, all evapotranspiration products captured changes in WY among contrasting years in terms of total

precipitation. A clear increasing WY pattern from SW to NE can be observed, with the highest values for estimates derived from the *PMLv2(Ec+Ei)* product. On the other hand, the comparison of the WY for the same year and between ETR products showed important differences. In the case of the dry year (2008), the *INTA-SEPA* model characterized the entire Uruguayan territory within the category with the lowest values (a mean annual of 67 mm). On the other hand, both *MODIS* and *PMLv2* showed greater heterogeneity and a very similar spatial distribution (mean annual of 221 and 196 mm, respectively). *PMLv2(Ec+Ei)* showed even greater heterogeneity, showing a different spatial pattern than the rest of the products (mean annual of 431 mm). For the year with average precipitation (2010), we also found contrasting differences between the WY estimates. The estimates derived from the *INTA-SEPA* product showed a large part of the territory (more than 50 %) with values between 300 and 600 mm, and even some SW micro-watershed showed values between 0 and 300 mm (mean annual of 537 mm). *MODIS* and *PMLv2* showed a similar pattern, with values between 300 and 600 mm in the SW, NW and E of the Uruguayan territory (mean annual of 668 and 739 mm, respectively). *PMLv2(Ec+Ei)* was characterized by higher values ranging from 1000 to 1200, in most of the analysed territory. Finally, for the wet year (2014), the differences were accentuated, particularly in the mean annual WY estimated from *PMLv2(Ec+Ei)* (1230 mm) which showed between 30 and 50% more WY than the rest of the estimates.

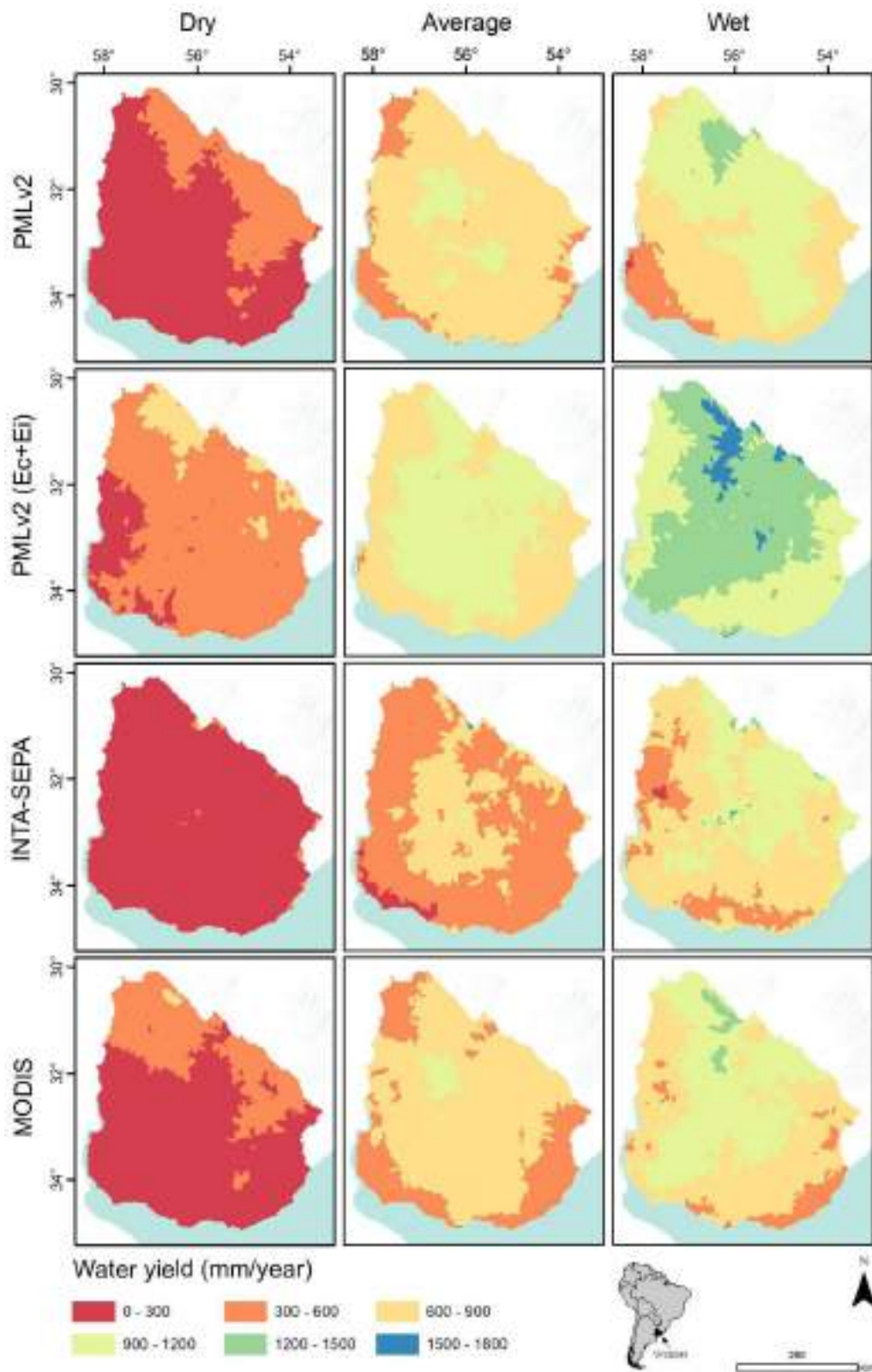


Figure 7: Water yield (mm years^{-1}) maps estimated from the different remote sensing evapotranspiration products at the micro-watershed scale in climatically contrasting years: Dry: 2008 (precipitation: 840 mm); Average: 2010 (precipitation: 1370 mm); Wet: 2014 (precipitation: 1800 mm).

Discussion

This study describes and compares the inter-annual and seasonal annual dynamic of four remote sensing ETR products (*PMLv2* with three and two components, *MODIS*, *INTA-SEPA*) and analyses their performance in terms of 6 criteria (correlation with the annual productivity and precipitation, spatial and temporal resolution, land-cover differentiation, and correlation with ETR water balance estimates). Also, this study describes the spatial and temporal variability of the WY derived from each remote sensing ETR product. It is important to mention that this work represents an intercomparison of ETR estimation models in Uruguay. Strictly, this work does not represent a validation of the models. Our results reveal significant discrepancies among the ET remote sensing products, leading to substantial variations in the WY estimation. Among the best performing ETR products, based on the 6 criteria analysed, *MODIS* and *PMLv2(Ec+Ei)* stand out. Both products have a better spatial (500 meters) and temporal (8 days) resolution (in comparison with the other ETR products), capture seasonal differences between land-covers and showed a positive and high correlation with annual productivity and precipitation. Our results are in line with several global and regional studies that have shown that both *MODIS* and *PMLv2* products generate good estimates of real evapotranspiration (Guerschman et al. 2009; Velpuri et al. 2013; Aguilar et al. 2018, Faisal et al. 2019; Xu et al. 2019; Chao et al. 2021; Navas et al. 2021).

The absolute value of ETR derived from each product showed profound differences. These differences were reflected both in the monthly ETR dynamics of the different land-covers as well as in the comparison with the data provided by the simplified Jackson Model (based on Landsat data) and its correlation with the annual productivity and precipitation. Regarding the comparison with the monthly dynamics of the NDVI for 2012/2013, the ETR products showed a marked difference. A priori, what we expected was that all models would follow the monthly NDVI dynamics, i.e., copy the same monthly pattern for the different land-covers. This is because, on the one hand, ETR is closely linked to C dynamics and Leaf Area Index (Cihlar et al. 1991; Chapin III et al. 2011) and on the other hand, all products consider, to some extent, vegetation aspects/properties (NDVI in the case of *INTA-SEPA*; Di Bella et al. 2000), or leaf area index in the case of *PLMv2* and *MODIS* (Mu et al. 2011; Zhang et al. 2019). Similarly, the correlation with the annual NDVI and precipitation (15 years, 2003-2017 period), for the whole Uruguay, showed clear differences between models, being in some cases, opposite to what was expected. For example, the *INTA-SEPA* and *PMLv2* (with its three components; E_c , E_i and E_s) products showed no relationship with both variables.

In general terms, the intercomparison showed that the worst performing models were *PMLv2* and *INTA-SEPA*. Particularly, in the case of *PMLv2*, our results do not agree with those reported by Chao et al. (2021). These authors demonstrated that *PMLv2* is one of the best performing models in North America when compared to in-situ data based on water balance estimations. The differences found in this work could be associated with many factors, such as the forcing data (precipitation, air temperature, vapor pressure, shortwave downward radiation, longwave downward radiation, and wind speed), the parameters of each ETR algorithms or the nature of the algorithms themselves. In the case of *PMLv2*, the model assumes that all net radiation is decomposed into three components: E_s , E_i and E_c , unfailingly giving values to one of these three fluxes (Zhang et al. 2019). When we compare separately *PMLv2* with three and two components, the absolute values increase drastically relative to *PMLv2*(E_c+E_i) and the differences, for example, in the intra-annual dynamics of ETR decrease between land-covers (all land-covers have a similar seasonal pattern without marked differences). We hypothesize that this could be associated with the fact that the E_s flux simplifies the physical processes, contributing energy to the evaporation of soil water that is not part of the system (e.g. surface and deep drainage). In fact, Zhang et al. (2019) propose that the E_c component is directly coupled with carbon assimilation and the other components, E_s and E_i , may be indirectly linked with C as E_s decreases and E_i increases associated with C, especially when the vegetation cover increases. On the other hand, the *INTA-SEPA* ETR product has several limitations. Clearly, this is the simplest model of this intercomparison that considers only NDVI and T_s , leaving out key variables that determine ETR, e.g., air temperature as a regulator of atmospheric water demand. It does not even consider net radiation, which has been shown to be the variable with the greatest relative weight, explaining 87% of the monthly variation in ETR (Fisher et al. 2009). Although the *INTA-SEPA* model presented good fits in its validation process (see more details in Di Bella et al. 2000), the product was validated for Argentina for a period with climatically average years. In the recent years that product has been updated and improved, both spatially and temporally, but it is only available since 2019 (Di Bella et al. 2019).

An empirical evaluation, based on field data (two micro-watersheds), showed very good results for all models. The Pearson correlation coefficients were between 0.87 and 0.9. However, there were significant differences in the slopes. *MODIS* and *PMLv2* overestimated ETR below 400 mm and underestimated it above 400 mm. This is in agreement with Chang et al. (2018) where they found that the *MODIS* algorithm tended to underestimate ETR at high values and overestimate it at low values in the Tibetan Plateau, China. Also, Degano et al. (2021) in the Argentinean

Pampas concluded that the *MODIS* product has a better performance in semi-arid areas than in humid areas. In such regions, the satellite product underestimates in the most stations, while, in semi-arid zones, the satellite values are close to ground measurements. Moreover, Navas et al. (2021) found in Uruguay better performances in wet season (particularly in autumn). In contrast, Chao et al. (2021) found in North America that *PMLv2* tends to overestimate at low values, adjust well at values between 400-600 and underestimate at medium and high values (600-1500). Furthermore, Chao et al., (2021) found for *MODIS* a systematic underestimation of the ETR in all ranges. *INTA-SEPA* and *PMLv2(Ec+Ei)* showed an underestimation and overestimation, respectively, over the whole range of values (0-1000 mm) and there are no studies that allow a comparison of these results. Overall, the differences found for the four models could be associated with the nature of the different algorithms, which some are based on NDVI and surface temperature such as Di Bella et al. (2000) and others on the Penman-Monteith method such as Mu et al. (2011) and Zhang et al. (2019) as well as the accuracy of in-situ observations (Chao et al. 2021). The evaluation of remote sensing ETR products in Uruguay faces significant limitations due to the lack of hydrological balances data at the watershed level or other reliable methods (e.g., eddy covariance towers).

Conclusions

In this study, we generated an intercomparison of four remote sensing ETR products based on 6 criteria and evaluated the accuracy of its estimations based on data derived from a simple water balance in two micro-watersheds. Also, based on the ETR products, we estimated the WY for climatically contrasting years (wet, dry, and average). Our results suggest that *MODIS* and *PMLv2 (Ec+Ei)* remote sensing products demonstrated better performances on the 6 criteria analysed for Uruguay. The *INIA-GRAS* ETR water balance ETR product has shown to be a good reference product at the regional level while *PMLv2* and *INTA-SEPA* were the worst-performing models. The differences found between products have direct implications on the WY estimates, not only in the quantity but also in the spatial pattern. Accurate quantification of WY is not a simple matter, and the international literature has found, for the same remote sensing product, important differences in its performance between years and regions, possibly associated with model parameters, climatic and topographic conditions of the areas of interest, and aspects related to scale, among other factors. In this work, although two products were the best performing, they leave open questions for future improvements, such as a strictly validation of the products with eddy covariance towers or hydrological balances data. Future research should address these aspects to expand their applications for understanding hydrological and ecological

processes, global climate change research, agricultural drought detection and mitigation, and water resource management (Allen et al. 2005; Trenberth et al. 2009).

Acknowledge

The authors thanks Patricio Oricchio (Instituto de Clima y Agua – CIRN INTA Castelar) for the information provided and two anonymous reviewers for their important suggestions that greatly improved the manuscript. This research was funded by the FMV - ANII project (FMV_3_2020_1_162279) and INIA.

Author contributions

Conceptualization: FG, GCS and JMP; Data curation: FG, GCS and GT; Formal analysis: FG and GCS; Funding acquisition: FG; Investigation: FG, GCS and JMP; Methodology: FG, GCS and JMP; Validation: FG, GCS and JMP; Visualization: FG and GCS; Writing - original draft: FG; Writing - review & editing: FG, GCS, JMP, CD, GT.

References

Aguilar, A. L., Flores, H., Crespo, G., Marín, M. I., Campos, I., Calera, A., 2018. Performance assessment of MOD16 in evapotranspiration evaluation in Northwestern Mexico. *Water*. 10, 901. <https://doi.org/10.3390/w10070901>

Allen, R. G., Clemmens, A. J., Burt, C. M., Solomon, K., O’Halloran, T., 2005. Prediction accuracy for project wide evapotranspiration using crop coefficients and reference evapotranspiration. *Journal of irrigation and drainage engineering*. 131, 24-36. Recovery from: [https://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/\(ASCE\)0733-9437\(2005\)131:1\(24\)](https://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/(ASCE)0733-9437(2005)131:1(24)) (accessed 25 February 2023)

Baeza S., Rama G., Lezama F., 2019 Cartografía de los pastizales naturales en las regiones geomorfológicas de Uruguay predominantemente ganaderas. Ampliación y actualización. In: Altesor, A., López-Mársico, L., Paruelo, J.M. (Eds), *Bases Ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales II*. Serie FPTA N° 69 INIA, Montevideo, pp. 27–47.

Baeza, S. and Paruelo, J. M., 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*. 13:381. <https://doi.org/10.3390/rs12030381>.

Baeza, S., Vélez-Martin, E., De Abelleira, D., Bancharo, S., Gallego, F., Schirmbeck, J., Verón, S., Vallejos, M., Weber, E., Oyarzabal, M., Barbieri, A., Petek, M., Guerra Lara, M., Sarrailhé, S. S., Balsi, G., Bagnato, C., Bruzzone, L., Ramos, S., Hasenack, H., 2022. Two decades of land cover

mapping in the Río de la Plata grassland region: The MapBiomass Pampa initiative. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*. 28:100834. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2022.100834>

Bajgain, R., Xiao, X., Wagle, P., Kimball, J. S., Brust, C., Basara, J. B., Woud, P., Starcks, P. J., Neel, J. P., 2020. Comparing evapotranspiration products of different temporal and spatial scales in native and managed prairie pastures. *Remote Sensing*. 13, 82. <https://doi.org/10.3390/rs13010082>

Bastiaanssen, W. G., Menenti, M., Feddes, R. A., Holtslag, A. A. M., 1998. A remote sensing surface energy balance algorithm for land (SEBAL). 1. Formulation. *Journal of Hydrology*. 212, 198-212. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(98\)00253-4](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(98)00253-4)

Bastiaanssen, W. G., Molden, D. J., Makin, I. W., 2000. Remote sensing for irrigated agriculture: examples from research and possible applications. *Agricultural Water Management*. 46, 137-155. [https://doi.org/10.1016/S0378-3774\(00\)00080-9](https://doi.org/10.1016/S0378-3774(00)00080-9)

Berger, A.G., Otero, A., Morales, X., Calistro, R., 2015. Actual Evapotranspiration Measurement Trough Eddy Covariance in Uruguay. *Agrociencia Uruguay*. 19:4. Recovery from: <https://agrocienciauruguay.uy/index.php/agrociencia/article/view/240> (accessed 16 January 2023)

Bhattarai, N. and Wagle, P., 2021. Recent advances in remote sensing of evapotranspiration. *Remote Sensing*. 13, 4260. <https://doi.org/10.3390/rs13214260>

Bremer, D. J., Auen, L. M., Ham, J. M., Owensby, C. E., 2001. Evapotranspiration in a prairie ecosystem: effects of grazing by cattle. *Agronomy Journal*. 93, 338-348. <https://doi.org/10.2134/agronj2001.932338x>

Caselles, V., Artigao, M. M., Hurtado, E., Coll, C., Brasa, A., 1998. Mapping actual evapotranspiration by combining Landsat TM and NOAA-AVHRR images: application to the Barrax area, Albacete, Spain. *Remote Sensing of Environment*. 63, 1-10. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(97\)00108-9](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(97)00108-9)

Chang, Y., Qin, D., Ding, Y., Zhao, Q., Zhang, S., 2018. A modified MOD16 algorithm to estimate evapotranspiration over alpine meadow on the Tibetan Plateau, China. *Journal of Hydrology*. 561, 16-30. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.03.054>

Chao, L., Zhang, K., Wang, J., Feng, J., Zhang, M., 2021. A comprehensive evaluation of five evapotranspiration datasets based on ground and grace satellite observations: Implications for improvement of evapotranspiration retrieval algorithm. *Remote Sensing*. 13, 2414. <https://doi.org/10.3390/rs13122414>

Chapin, F. S., Matson, P. A., Vitousek, P. M., 2011. *Principles of terrestrial ecosystem ecology*. Springer, New York, NY.

Cleugh, H. A., Leuning, R., Mu, Q., Running, S. W., 2007. Regional evaporation estimates from flux tower and MODIS satellite data. *Remote Sensing of Environment*. 106, 285-304. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.07.007>

Cihlar, J., Laurent, L. S., Dyer, J. A., 1991. Relation between the normalized difference vegetation index and ecological variables. *Remote Sensing of Environment*. 35, 279-298. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(91\)90018-2](https://doi.org/10.1016/0034-4257(91)90018-2)

Cook, B. I., Smerdon, J. E., Seager, R., Coats, S., 2014. Global warming and 21st century drying. *Climate Dynamics*. 43, 2607-2627. <https://doi.org/10.1007/s00382-014-2075-y>

Cruz, G., Baethgen, W., Bartaburu, D., Bidegain, M., Giménez, A., Methol, M., Morales, H., Picasso, V., Podestá, G., Taddei, R., Terra, R., Tiscornia G. Vinocur, M., 2018. Thirty years of multilevel processes for adaptation of livestock production to droughts in Uruguay. *Weather, Climate, and Society*. 10, 59-74. <https://doi.org/10.1175/WCAS-D-16-0133.1>

Dai, A. (2013). Increasing drought under global warming in observations and models. *Nature climate change*. 3, 52-58. <https://doi.org/10.1038/nclimate1633>

Degano, M. F., Rivas, R. E., Carmona, F., Niclòs, R., Sánchez, J. M., 2021. Evaluation of the MOD16A2 evapotranspiration product in an agricultural area of Argentina, the Pampas region. *The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science*. 24, 319-328. <https://doi.org/10.1016/j.ejrs.2020.08.004>

Decreto Nº. 366/018. Reglamentación de la Ley 16.858, referente al riego con destino agrario y regulación del aprovechamiento de las aguas del dominio público. Recovery from: <https://www.impo.com.uy/bases/decretos/366-2018#:~:text=En%20los%20casos%20de%20suministro,de%20Suelos%20y%20Aguas%20respectivo>. (accessed 10 November 2022)

Di Bella, C. M., Rebella, C. M., Paruelo, J. M., 2000. Evapotranspiration estimates using NOAA AVHRR imagery in the Pampa region of Argentina. *International Journal of Remote Sensing*. 21, 791-797. <https://doi.org/10.1080/014311600210579>

Di Bella, C.M., Oricchio, P.A., Gusmerotti, L.A., Texeira, M., 2019. Updating of the algorithm estimation of real evapotranspiration (ETR) for the VIIRS-Suomi NPP sensor. *Ecología Austral*. 29, 428-432. [10.25260/EA.19.29.3.0.887](https://doi.org/10.25260/EA.19.29.3.0.887)

dos Santos, C. A., Mariano, D. A., Francisco das Chagas, A., Dantas, F. R. D. C., de Oliveira, G., Silva, M. T., da Silva, L. L., da Silva, B. B., Bezerra, B. G., Safa, B., Medeiros, S. S., Neale, C. M., 2020. Spatio-temporal patterns of energy exchange and evapotranspiration during an intense drought for drylands in Brazil. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*. 85, 101982. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2019.101982>

Faisal, A., Novita, E., 2020. An evaluation of MODIS global evapotranspiration product (MOD16A2) as terrestrial evapotranspiration in East Java-Indonesia. In *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* (Vol. 485, No. 1, p. 012002). IOP Publishing. Recovery from: <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1755-1315/485/1/012002/meta> (accessed 1 November 2022)

Falkenmark, M. and Rockström, J., 2006. The new blue and green water paradigm: Breaking new ground for water resources planning and management. *Journal of water resources planning and*

management. 132, 129-132. Recovery from: https://www.eqb.state.mn.us/sites/default/files/documents/Falkenmark_20493345.pdf (accessed 10 November 2022)

Fisher, J. B., Malhi, Y., Bonal, D., Da Rocha, H. R., De Araujo, A. C., Gamo, M., Goulden, M. L., Hirano, T., Huete, A. R., Kondo, H., Kumagai, T., Loescher, H. W., Miller, S., Nobre, A. D., Nouvellon, Y., Oberbauer, S. F., Panuthai, S., Roupsard, O., Saleska, S., Tanaka, K., Tanaka, N., Tu, H. P., Von Randow, C., 2009. The land-atmosphere water flux in the tropics. *Global Change Biology*. 15, 2694-2714. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01813.x>

Ford, C. R., Hubbard, R. M., Kloeppel, B. D., Vose, J. M., 2007. A comparison of sap flux-based evapotranspiration estimates with catchment-scale water balance. *Agricultural and Forest Meteorology*. 145, 176-185. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2007.04.010>

Funk, C. Peterson, P. Landsfeld, M. Pedreros, D. Verdin, J. Shukla, S. Husak, G. Rowland, J. Harrison, Andrew, L., Michaelsen, J., 2015. The climate hazards infrared precipitation with stations-a new environmental record for monitoring extremes. *Scientific Data*. 2, 150066. <https://doi.org/10.1038/sdata.2015.66>

Giménez, L. and García Petillo, M., 2011. Summer crops evapotranspiration for two climatically contrasting regions of Uruguay. *Agrociencia Uruguay*. 15, 100-108. 19:4. Recovery from: <http://www.fagro.edu.uy/agrociencia/revista/v15n2pdf/rcv15n2> (accessed 16 December 2022)

Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D., Moore, R., 2017. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sensing of Environment*. 202:18-27. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031>

INIA-GRAS (2022). Unidad de Agro-clima y Sistemas de información del INIA. Recovery from: <http://www.inia.uy/GRAS>. (accessed 16 November 2022)

Guerschman, J. P., Van Dijk, A. I., Mattersdorf, G., Beringer, J., Hutley, L. B., Leuning, R., Pipunic, R. C., Sherman, B. S., 2009. Scaling of potential evapotranspiration with MODIS data reproduces flux observations and catchment water balance observations across Australia. *Journal of Hydrology*. 369, 107-119. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.02.013>

Gutiérrez, F., Gallego, F., Paruelo, J. M., Rodríguez, C., 2020. Damping and lag effects of precipitation variability across trophic levels in Uruguayan rangelands. *Agricultural System*. 185:102956. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2020.102956>

Hengl, T. and Gupta, S., 2019. Soil water content (volumetric%) for 33 kPa and 1500 kPa suctions predicted at 6 standard depths (0, 10, 30, 60, 100 and 200 cm) at 250 m resolution. Version v0, 1. Recovery from: <https://zenodo.org/record/2784001> (accessed 16 October 2022)

INUMET, 2022. Instituto Uruguayo de Meteorología. Recovery from: <https://www.inumet.gub.uy/clima/estadisticas-climatologicas/tablas-estadisticas> (accessed 10 September 2022).

IPCC, 2018: Summary for Policymakers. In: *Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty* [Masson-Delmotte, V., Zhai P., Pörtner, H., Roberts, D., Skea, J., Shukla, P. R., Pirani, A., Moufouma-Okia, W., Péan, C., Pidcock, R., Connors, S., Matthews, J. B. R., Chen, Y., Zhou, X., Gomis, M.I., Lonnoy, E., Maycock, T., Tignor. M., Waterfield, T. (Eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, pp. 3-24, doi:[10.1017/9781009157940.001](https://doi.org/10.1017/9781009157940.001).

Jackson, R. D., Reginato, R. J., Idso, S., 1977. Wheat canopy temperature: a practical tool for evaluating water requirements. *Water Resources Research*. 13, 651-656. <https://doi.org/10.1029/WR013i003p00651>

Jasechko, S., Sharp, Z. D., Gibson, J. J., Birks, S. J., Yi, Y., Fawcett, P. J., 2013. Terrestrial water fluxes dominated by transpiration. *Nature*. 496, 347-350. <https://doi.org/10.1038/nature11983>

Kosugi, Y. and Katsuyama, M., 2007. Evapotranspiration over a Japanese cypress forest. II. Comparison of the eddy covariance and water budget methods. *Journal of Hydrology*. 334, 305-311. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2006.05.025>

Law Nº 16.858. Declaración de interés general el riego con desino agrario. Recovery from: <https://www.impo.com.uy/bases/leyes/16858-1997> (accessed 01 November 2022)

Lessel, J., Sweeney, A., Ceccato, P., 2016. An agricultural drought severity index using quasi-climatological anomalies of remotely sensed data. *International Journal of Remote Sensing*. 37, 913-925. <https://doi.org/10.1080/01431161.2016.1142689>

Leuning, R., Zhang, Y. Q., Rajaud, A., Cleugh, H., Tu, K., 2008. A simple surface conductance model to estimate regional evaporation using MODIS leaf area index and the Penman-Monteith equation. *Water Resources Research*. 44(10). <https://doi.org/10.1029/2007WR006562>

Masek, J. G., Vermote, E. F., Saleous, N., Wolfe, R., Hall, F. G., Huemmrich, K. F., Gao, F., Kutler, J., Lim, T. K., 2012. LEDAPS Landsat calibration, reflectance, atmospheric correction preprocessing code. *ORNL DAAC*. Recovery from: <https://doi.org/10.3334/ORNLDAAC/1146> (accessed 01 August 2022)

Milkovic, M., Paruelo, J. M., Nosetto, M. D., 2019. Hydrological impacts of afforestation in the semiarid Patagonia: A modelling approach. *Ecohydrology*. 12, e2113. <https://doi.org/10.1002/eco.2113>

Monteith, J. L., 1965. Evaporation and environment. In Fogg, G. E. (Ed.), *The state and movement of water in living organisms*. Cambridge, UK: Cambridge University Press. pp. 205–234.

Mu, Q., Heinsch, F. A., Zhao, M., Running, S. W., 2007. Development of a global evapotranspiration algorithm based on MODIS and global meteorology data. *Remote sensing of Environment*. 111, 519-536. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2007.04.015>

- Mu, Q., Zhao, M., Running, S. W., 2011. Improvements to a MODIS global terrestrial evapotranspiration algorithm. *Remote Sensing of Environment*. 115, 1781-1800. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.02.019>
- Munka, C., Pezzani, F., Caffera, M., 2013. Effects of silvicultural management on leaf area and evapotranspiration in *Pinus taeda* in northeastern Uruguay. *Agrociencia Uruguay*. 17, 55-63. <https://doi.org/10.31285/agro.25.429>
- Navas, R., Tiscornia, G., Berger, A. G., Otero, A., 2021. Assessing MODIS16A2 actual evapotranspiration across three spatial resolutions in Uruguay. *Agrociencia Uruguay* [Internet]. <https://doi.org/10.31285/AGRO.25.429>
- Nosetto, M. D., Jobbágy, E. G., Paruelo, J. M., 2005. Land-use change and water losses: the case of grassland afforestation across a soil textural gradient in central Argentina. *Global Change Biology*. 11, 1101-1117. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.00975.x>
- Nosetto, M. D., Jobbágy, E. G., Brizuela, A. B., Jackson, R. B., 2012. The hydrologic consequences of land cover change in central Argentina. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 154, 2-11. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.01.008>
- Otero, A., Berger, A. G., Morales, X., Calistro, R., 2015. Eddy Covariance Estimates of Evapotranspiration in Irrigated and Rainfed Soybean in Uruguay. *Agrociencia Uruguay*. 19:8
Recovery from: <https://agrocienciauruguay.uy/index.php/agrociencia/article/view/244> (accessed 15 February 2022)
- Oyarzabal, M., Andrade, B., Pillar, V. D., Paruelo, J. M., 2020. Temperate Subhumid Grasslands of Southern South America. In: Goldstein, M. I., Della Sala, D. A. (Eds.), *Encyclopaedia of the World's Biomes*, Elsevier, pp. 577-593. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.12132-3>
- Panario, D., Gutiérrez, O., Sánchez Bettucci, L., Peel, E., Oyhantçabal, P., Rabassa, J., 2014. Ancient landscapes of Uruguay. In *Gondwana landscapes in southern South America* (pp. 161-199). Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-007-7702-6_8
- Paruelo, J. M., Jobbágy, E. G., Oesterheld, M., Golluscio, R. A., Aguiar, M. R., 2007. The grasslands and steppes of Patagonia and the Rio de la Plata plains. In: Veblen, T. T., Young, K. R., Orme A. R. (Eds.) *The physical geography of South America*, pp. 232-248.
- Paruelo, J. M., 2008. La caracterización funcional de ecosistemas mediante sensores remotos. *Ecosistemas*, 17(3). Recovery from: <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/83> (accessed 01 November 2022)
- Paruelo, J. M., Texeira, M., Staiano, L., Mastrángelo, M., Amdan, L., Gallego, F., 2016. An integrative index of Ecosystem Services provision based on remotely sensed data. *Ecological Indicators*. 71, 145-154. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.06.054>
- Qin, Z., Karnieli, A., Berliner, P., 2001. A mono-window algorithm for retrieving land surface temperature from Landsat TM data and its application to the Israel-Egypt border

region. *International Journal of Remote Sensing*. 22, 3719-3746.
<https://doi.org/10.1080/01431160010006971>

R Core Team (2021). R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.Rproject.org>

Rienecker, M. M., Suarez, M. J., Gelaro, R., Todling, R., Bacmeister, J., Liu, E., Bosilovich, M. G., Schubert, S. D., Takacs, L., Kim, G., Bloom, S., Chen, J., Collins, D., Conaty, A., da Silva, A., Gu, W., Joiner, J., Koster, R. D., Lucchesi, R., Molod, A., Owens, T., Pawson, S., Pegion, P., Redder, C. R., Reichle, R., Robertson, F. R., Ruddick, A. G., Sienkiewicz, M., Woollen, J., 2011. MERRA: NASA's modern-era retrospective analysis for research and applications. *Journal of Climate*. 24, 3624-3648. <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-11-00015.1>

Rockström, J., Gordon, L., Folke, C., Falkenmark, M., Engwall, M., 1999. Linkages among water vapor flows, food production, and terrestrial ecosystem services. *Conservation Ecology*, 3(2). <https://www.jstor.org/stable/26271715>

Roy, D. P., Borak, J. S., Devadiga, S., Wolfe, R. E., Zheng, M., Descloitres, J., 2002. The MODIS land product quality assessment approach. *Remote Sensing of Environment*. 83, 62-76. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00087-1](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00087-1)

Running, S. W., Mu, Q., Zhao, M., Moreno, A., 2017. MODIS global terrestrial evapotranspiration (ET) product (NASA MOD16A2/A3) NASA earth observing system MODIS land algorithm. *NASA: Washington, DC, USA*. Recovery from: https://landweb.modaps.eosdis.nasa.gov/QA_WWW/forPage/user_guide/MOD16UsersGuide2016V1.52017May23.pdf (accessed 05 October 2022)

Salemi, L. F., Groppo, J. D., Trevisan, R., de Moraes, J. M., de Paula Lima, W., Martinelli, L. A., 2012. Riparian vegetation and water yield: a synthesis. *Journal of Hydrology*. 454, 195-202. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.05.061>

Sanchez, J. M. and Caselles, V., 2004. Determining actual evapotranspiration in a boreal forest. *Recent Research Developments in Geophysics*. Vol. 6, pp. 59-80.

Schlesinger, W. H. and Jasechko, S., 2014. Transpiration in the global water cycle. *Agricultural and Forest Meteorology*. 189, 115-117. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2014.01.011>

Silveira, L., Gamazo, P., Alonso, J., Martínez, L., 2016. Effects of afforestation on groundwater recharge and water budgets in the western region of Uruguay. *Hydrological Processes*. 30, 3596-3608. <https://doi.org/10.1002/hyp.10952>

Soriano, A., León, R. J. C., Sala, E. O., Lavado, R. S., Dereguibus, V. A., Cahuepé, M. A., Scaglia, O. A., Velázquez, C. A. Lemcoff, J. H., 1991. Rio de la Plata Grasslands. In: Coupland (ed.) *Ecosystems of the world 8A. Natural grasslands. Introduction and Western Hemisphere*. 1st edn. New York. Elsevier. pp 367-407.

Trenberth, K. E., Fasullo, J. T., Kiehl, J., 2009. Earth's global energy budget. *Bulletin of the American Meteorological Society*. 90, 311-324. <https://doi.org/10.1175/2008BAMS2634.1>

- Velpuri, N. M., Senay, G. B., Singh, R. K., Bohms, S., Verdin, J. P., 2013. A comprehensive evaluation of two MODIS evapotranspiration products over the conterminous United States: Using point and gridded FLUXNET and water balance ET. *Remote Sensing of Environment*. 139, 35-49. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2013.07.013>
- Viets, F. G., 1962. Fertilizers and the efficient use of water. *Advances in Agronomy*, 14, 223-264. <https://doi.org/10.1071/AR9660255>
- Vörösmarty, C. J., Green, P., Salisbury, J., Lammers, R. B., 2000a. Global water resources: vulnerability from climate change and population growth. *Science*. 289, 284-288. <https://doi.org/10.1126/science.289.5477.284>
- Vörösmarty, C. J. and Sahagian, D., 2000b. Anthropogenic disturbance of the terrestrial water cycle. *Bioscience*. 50, 753-765. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050\[0753:ADOTTW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0753:ADOTTW]2.0.CO;2)
- Vörösmarty, C. J., Hoekstra, A. Y., Bunn, S. E., Conway, D., Gupta, J., 2015. Fresh water goes global. *Science*. 349, 478-479. <https://doi.org/10.1126/science.aac6009>
- Wilson, K. B., Hanson, P. J., Mulholland, P. J., Baldocchi, D. D., Wullschleger, S. D., 2001. A comparison of methods for determining forest evapotranspiration and its components: sap-flow, soil water budget, eddy covariance and catchment water balance. *Agricultural and forest Meteorology*. 106, 153-168. [https://doi.org/10.1016/S0168-1923\(00\)00199-4](https://doi.org/10.1016/S0168-1923(00)00199-4)
- Winkler, K., Fuchs, R., Rounsevell, M., Herold, M., 2021. Global land use changes are four times greater than previously estimated. *Nature communications*. 12, 2501. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-22702-2>
- Xu, T., Guo, Z., Xia, Y., Ferreira, V. G., Liu, S., Wang, K., Yai, Y., Zhang, X., Zhao, C., 2019. Evaluation of twelve evapotranspiration products from machine learning, remote sensing and land surface models over conterminous United States. *Journal of Hydrology*. 578, 124105. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.124105>
- Yang, Y., Long, D., Shang, S., 2013. Remote estimation of terrestrial evapotranspiration without using meteorological data. *Geophysical Research Letters*. 40, 3026-3030. <https://doi.org/10.1002/grl.50450>
- Yu, Q., Zhang, Y., Liu, Y., Shi, P., 2004. Simulation of the stomatal conductance of winter wheat in response to light, temperature, and CO₂ changes. *Annals of Botany*. 93, 435-441. <https://doi.org/10.1093/aob/mch023>
- Zhang, Y., Kong, D., Gan, R., Chiew, F. H., McVicar, T. R., Zhang, Q., Yang, Y., 2019. Coupled estimation of 500 m and 8-day resolution global evapotranspiration and gross primary production in 2002–2017. *Remote Sensing of Environment*. 222, 165-182. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.12.031>
- Zhao, L., Xia, J., Xu, C., Wang, Z., Sobkowiak, L., Long, C., 2013. Evapotranspiration estimation methods in hydrological models. *Journal of Geographical Sciences*. 23, 359–369. <https://doi:10.1007/s11442-013-1015-9>.

Supplementary material

ETR estimation based on the Jackson Simplified Method (Jackson et al. 1977)

Net radiation (R_n) values were obtained as the sum of the net short-wave (S_n) and long-wave radiation (L_n) (Allen et al., 2007). For that, we calculate semi-empirically the total incoming short-wave radiation (S_t) based on the approach described by Shuttleworth (1993) and computing surface albedo (α) from bands 1 (blue), 3 (red), 4 (near-infrared), 5, and 7 (middle-infrared) of Landsat images following the method proposed by Liang (2000). These two values were used to estimate net short-wave radiation. The net long-wave radiation was estimated empirically from S_t according to Granger (2000) and summed to S_n to provide R_n . Temperature difference ($T_s - T_a$) estimates were based on surface temperature (T_s) calculation derived from band 6 (60 meters) and band 10 (100 meters) of Landsat 7 and 8 images according to the algorithm proposed by Qin et al. (2001) and 50 m air temperature (T_a), which was estimated from 1.5 m air temperature registered in the INIA meteorological station according to Campbell & Norman (1998). Coefficients B and n were obtained from a scale vegetation index (NDVI) computed from bands 3 and 4 of Landsat 7 images and bands 4 y 5 of Landsat 8 images according to Carlson et al. (1995). Finally, the soil surface energy flux (G) was estimated according to the method proposed by Bastiaanssen (2000) which considers previous estimates of R_n , T_s , albedo and NDVI.

References

- Allen, R. G., Tasumi, M., & Trezza, R. (2007). Satellite-based energy balance for mapping evapotranspiration with internalized calibration (METRIC)—Model. *Journal of irrigation and drainage engineering*, 133(4), 380-394. Recovery from: <https://citeseerx.ist.psu.edu/document?repid=rep1&type=pdf&doi=2883c9acd7f7bae300ba319d28624a57c69aeaab>
- Bastiaanssen, W. G. (2000). SEBAL-based sensible and latent heat fluxes in the irrigated Gediz Basin, Turkey. *Journal of hydrology*, 229(1-2), 87-100. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(99\)00202-4](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(99)00202-4)
- Campbell GS, Norman JM (1998) An Introduction to Environmental Biophysics. Springer-Verlag, New York. Recovery from: https://www.cenicana.org/wp-content/uploads/2019/10/Introduction_environmental_biophysics.pdf
- Carlson T, Capehart W, Gillies R (1995) A new look at the simplified method for remote sensing of daily evapotranspiration. *Remote Sensing of Environment*, 54, 161–167 [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(95\)00139-R](https://doi.org/10.1016/0034-4257(95)00139-R)
- Granger, R. J. 2000. Satellite-derived estimates of evapotranspiration in the Gediz basin. *Journal of Hydrology* 229:70-76 [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(99\)00200-0](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(99)00200-0)

Liang, S. (2000). Numerical experiments on the spatial scaling of land surface albedo and leaf area index. *Remote Sensing Reviews*, 19(1-4), 225-242. <https://doi.org/10.1080/02757250009532420>

Qin, Z., Karnieli, A., & Berliner, P. (2001). A mono-window algorithm for retrieving land surface temperature from Landsat TM data and its application to the Israel-Egypt border region. *International journal of remote sensing*, 22(18), 3719-3746. <https://doi.org/10.1080/01431160010006971>

Shuttleworth, W. J., 1993. Potential Evaporation Report 6 pp. Recovery from: <https://hydrology.usu.edu/dtarb/cee6400/ShuttleworthHandbookofHydrologyCh41993.pdf>

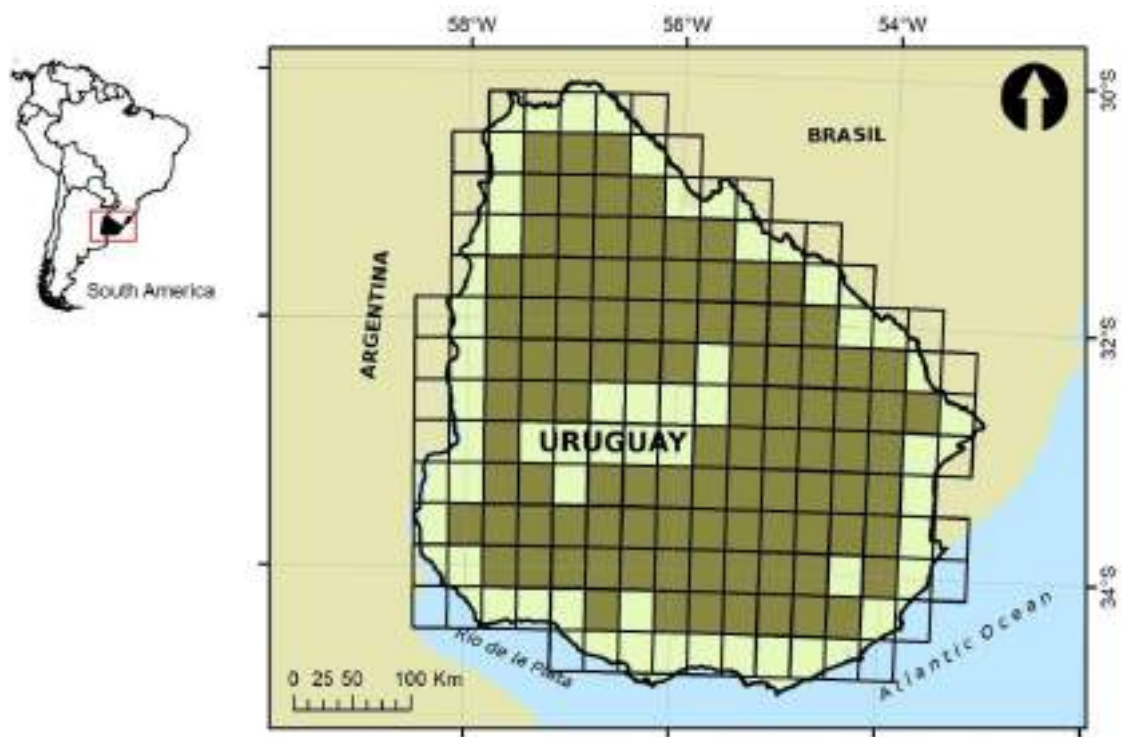


Figure S1: INIA grids (30 x 30 km) where the ETR estimations based on the water balance is carried out. Colour grids (dark green) are those considered in this study. The remaining grids were excluded due to the presence of large water bodies.

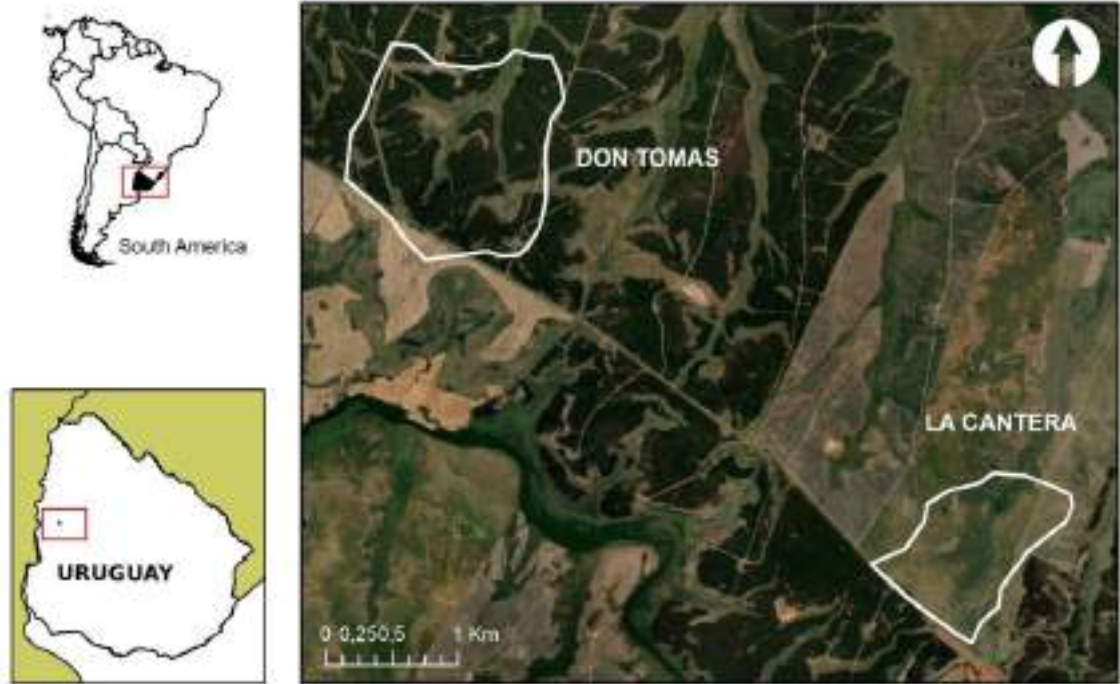


Figure S2: Micro-watershed used by Silveira et al. (2016) to estimate the ETR based on the water balance. Don Tomas is covered by afforestation and La Cantera covered by grasslands.

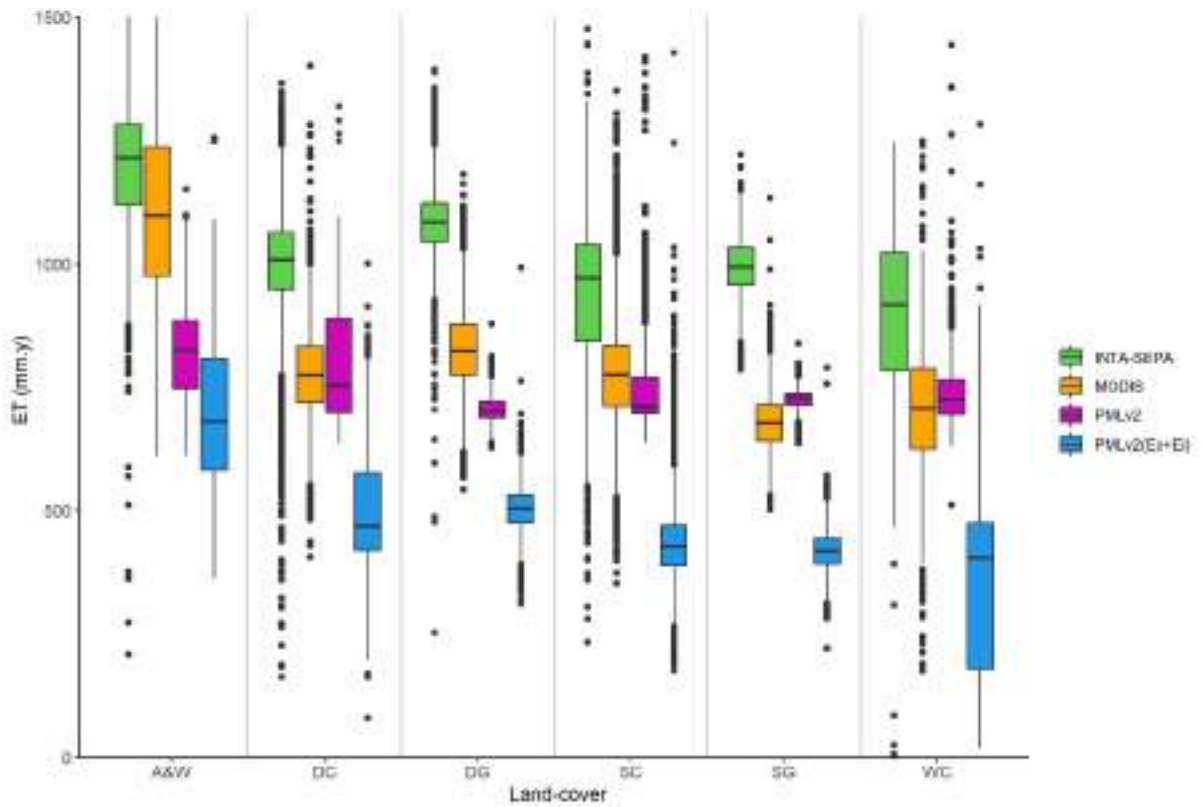


Figure S3: Mean annual evapotranspiration (mm) for each land-cover and remote sensing product in the 2012/2013 period. Different colours represent the remote sending ETR products. SG: Sparsely-vegetated grassland; DG: Densely-vegetated grassland; A&W: Afforestation and Woodland; DC: Double Crops; WC: Winter Crops; SC: Summer Crops.

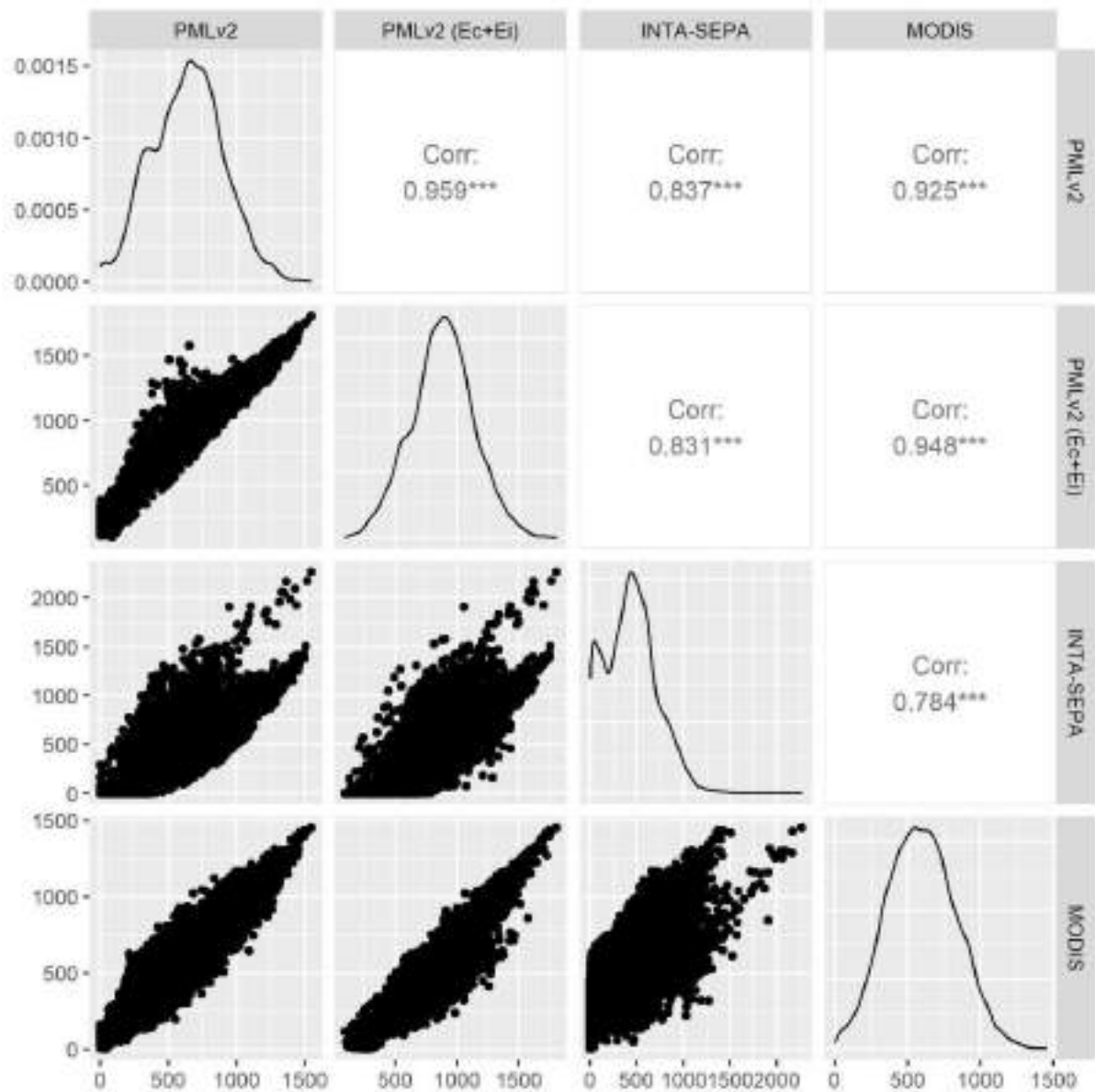


Figure S4: Correlation of the water yield calculated from the different evapotranspiration products at the micro-watershed scale in Uruguay.

Table S1: fitted models between the remote sensing products (excluding the Jackson Simplified Method due to its low temporal resolution) and the annual NDVI and precipitation, for the period 2003-2017.

Evapotranspiration - annual precipitation					
	Intercept	Slope	r	F	p
<i>PMLv2</i>	748,6	-0,0245	-0,252	0,8825	ns
<i>PMLv2(Ec+Ei)</i>	364,4	0,068	0,5797	6,581	< 0,05
<i>MODIS</i>	466,4	0,1909	0,7278	14,642	< 0,01
<i>INTA-SEPA</i>	1212,7	-0,1607	-0,298	1,2701	ns
<i>INIA-GRAS</i>	378,2	0,2144	0,592	7,0226	< 0,05
Evapotranspiration - Normalized Vegetation Difference Index					
	Intercept	Slope	r	F	p
<i>PMLv2</i>	775,6	-96,9	-0,086	0,0988	ns
<i>PMLv2(Ec+Ei)</i>	-198,9	1049,6	0,7767	19,775	< 0,001
<i>MODIS</i>	-843,7	2511	0,847	29,869	< 0,001
<i>INTA-SEPA</i>	2186	-1906	-0,3087	1,3694	ns
<i>INIA-GRAS</i>	-1010,4	2687,7	0,647	9,3928	< 0,01

Capítulo 5

Discusión general

Capítulo 5 – Discusión general

5.1. *Resultados y contribuciones de la tesis*

En este capítulo final se discuten y sintetizan las contribuciones más importantes de esta tesis, se presentan reflexiones transversales a los capítulos, y se establece una relación entre los resultados obtenidos y el conocimiento previo. Asimismo, se plantean direcciones para futuras investigaciones y se examinan las posibles aplicaciones de la información generada en este estudio. En términos generales, en esta tesis se analizó el impacto de los cambios en el uso y cobertura del suelo (pasados, actuales y proyectados) sobre la oferta de servicios ecosistémicos, las características de los Sistemas Socio-Ecológicos y su resiliencia. Los resultados mostraron que los cambios en el uso y cobertura del suelo generaron cambios importantes no solo en el nivel de oferta de Servicios Ecosistémicos clave, sino que también estuvo asociado a cambios drásticos en las características y distribución espacial de los SSE en Uruguay. Adicionalmente, en gran medida, los cambios en el uso y cobertura del suelo fueron uno de los factores determinantes la resiliencia de los SSE, tal como es reportado por otros estudios (Redman et al. 2004; Bengoechea et al. 2020).

Las contribuciones y resultados más destacados de cada capítulo se muestran a continuación:

A) Capítulo 2: identificación, caracterización, mapeo y resiliencia de SSE.

- En este capítulo se identificaron, caracterizaron y mapearon SSE en Uruguay para dos años (2000 y 2011) a partir de la aplicación de un marco conceptual y metodológico novedoso, los Tipos Funcionales de Sistemas Socio-Ecosistemas (Vallejos et al. 2019). Asimismo, se cuantificó la resiliencia de los SSE entendida como la resistencia a las perturbaciones (el cambio en el uso y cobertura del suelo).
- Se identificaron 3 grupos y 7 subgrupos de Tipos Funcionales de Socio-Ecosistemas. Las variables vinculadas con la interacción entre componentes del SSE fue clave para identificar los grupos mientras que la combinación de variables de los componentes ecológicos y sociales fueron importantes para la definición de los subgrupos.
- Fueron necesarios 7 componentes principales para explicar el 80% de la varianza. Las variables clave con gran importancia en los dos primeros componentes

principales estuvieron vinculadas con los tres componentes del SSE: la mano de obra permanente (TRAB, componente socioeconómico); la proporción de cultivos cerealeros industriales (CCI, componente interacción) y la proporción de campo natural (CN, componente ecológico).

- Las Áreas de Enumeración que presentaron mayor resiliencia se localizaron agregadas en la región Noreste, Sur y Sureste del territorio uruguayo mientras que las de menor se localizaron en la región del litoral Oeste y Centro-Sur del país.
- Encontramos que los SSE de Uruguay son dinámicos y que las transiciones tienen un sentido claro dirigido a la intensificación agropecuaria y a la extranjerización de la tierra.

B) Capítulo 3: Cambios proyectados en el uso y cobertura del suelo y sus consecuencias en la oferta de servicios ecosistémicos en Uruguay

- En este capítulo se reportan los cambios en el uso y cobertura del suelo más significativos ocurridos durante el período de 20 años (desde el 2000 hasta el 2019) y se generaron proyecciones para los siguientes 20 años (2037).
- Para los dos períodos observados, los pastizales mostraron la mayor probabilidad de persistencia (0,76 y 0,72 para 2000-2010 y 2010-2019, respectivamente), mientras que la mayor probabilidad de transición ocurrió entre cultivos agrícolas y pastizales (0,52 y 0,23 para 2000-2010 y 2010-2019, respectivamente).
- Los cultivos agrícolas y las plantaciones forestales continuarán aumentando en los próximos años a expensas de pastizales y ocuparían, en el 2037, el 30 y 11% respectivamente del territorio nacional.
- Los pastizales naturales pasaron de ocupar el 60% del territorio nacional en el 2000 al 53% en el 2019. Si se cumplieran las proyecciones reportadas en esta tesis, la superficie de pastizales será del 46% en el 2037.
- Los cambios en el uso y cobertura del suelo tuvieron un impacto significativo en la oferta de servicios ecosistémicos clave en el país (vinculados al agua, biodiversidad y carbono). Los cambios proyectados resultarán en una disminución del -5% en la oferta de servicios ecosistémicos para el año 2037.

C) Capítulo 4: Evaluación del desempeño de diferentes productos de evapotranspiración real y estimación del rendimiento hidrológico en microcuencas de Uruguay.

- En este capítulo generamos una intercomparación de cuatro productos que estiman la evapotranspiración real mediante sensores remotos y evaluamos la precisión de sus estimaciones a partir de datos derivados de dos balances hídricos a dos escalas, nacional y dos microcuencas. Adicionalmente, estimamos el rendimiento hidrológico en microcuencas de orden 5 para todo el territorio nacional a partir de los diferentes productos de evapotranspiración real analizados.
- Los resultados sugieren que los productos satelitales MODIS y PMLv2 ($E_c + E_i$) demostraron el mejor desempeño en base a seis criterios analizados para Uruguay. Por su parte, los modelos PMLv2 e INTA-SEPA fueron los que mostraron el peor desempeño.
- El rendimiento hidrológico mostró un claro patrón de aumento desde el Suroeste hacia el Noreste para todos los años y productos analizados. Asimismo, mostró diferencias importantes cuando se analiza para un mismo año y entre productos evapotranspiración real. Por ejemplo, para el año seco (2008), el modelo INTA-SEPA determinó, para todo el territorio nacional, valores extremadamente bajos en el rendimiento hidrológico (media anual de 67 mm). En contraposición, el modelo PMLv2 mostró una mayor heterogeneidad y valores de rendimiento hidrológico más elevados (media anual de 431 mm).

5.2. *Dinámica de los cambios en el uso y cobertura del suelo*

Los cambios en el uso y cobertura del suelo observados (período 2000-2019) y los futuros (2037), expuestos en el Capítulo 3, muestran un incremento de los cultivos y plantaciones forestales en detrimento de pastizales naturales. Si a este patrón de transformación de los pastizales se le suma el escaso nivel de protección que poseen en el país (y a nivel mundial; Henwood, 1998; Hoekstra et al. 2005, Jones et al. 2018), el escenario para la conservación de este ecosistema es muy poco auspicioso. En la actualidad, el Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Uruguay posee 18 áreas protegidas que cubren algo más de 336 mil hectáreas incluyendo superficies

terrestres y marinas, lo que representa el 1,06% del territorio nacional. Si se contabilizan las zonas adyacentes, donde existen restricciones a determinadas actividades productivas, esta cifra asciende a 379 mil hectáreas, lo que representan el 1.2% del territorio. Los pastizales naturales cubren en la actualidad el 20% de la superficie de las áreas protegidas (70 mil hectáreas aproximadamente). Si consideramos que la superficie de pastizales naturales en la actualidad es de 9.75 Mha (MapBiomas Uruguay Colección 1, 2023), solo se están protegiendo menos del 1%. Bajo este contexto, y asumiendo que las áreas protegidas son una herramienta útil para la protección de los pastizales, es necesario la generación de áreas protegidas cuyo principal objeto de conservación sea el ecosistema de pastizal.

Otro aspecto a considerar en la transformación de los pastizales es que, a pesar del papel esencial que este ecosistema ha desempeñado y seguirán desempeñando para las sociedades, no han sido visibles en la agenda global de conservación (Henwood et al. 2010; Parr et al. 2014; Veldman et al. 2015; Overbeck et al. 2022), especialmente en aquellas iniciativas vinculadas con el suministro de servicios ecosistémicos, por ejemplo, la Plataforma Intergubernamental de Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos (IPBES, Díaz et al. 2015). El nivel de comunicación y cooperación internacional dentro de las organizaciones de conservación, que a menudo es evidente en otros ecosistemas como las selvas tropicales, humedales o los arrecifes de coral, han estado ausente para los pastizales, particularmente los templados como los de Uruguay y la región (Henwood et al. 2010; Stanturf et al. 2019, Brancalion y Holl, 2020). Adicionalmente, muchos incentivos globales como los mercados de Carbono han generado consecuencias negativas importantes sobre los pastizales (por ejemplo, el proyecto REDD+) a través de la promoción de la forestación de ecosistemas abiertos (Bastin et al. 2019). Los mercados del Carbono son un tipo de instrumento económico cuyo principal objetivo es proveer incentivos para reducir la degradación ambiental (Azqueta et al. 2007). En este caso la preocupación fundamental es mitigar el aumento en la concentración atmosférica de gases con efecto invernadero. Pese a lo noble de este objetivo, Aguiar et al. (2017) han señalado que no hay evidencias empíricas de que los instrumentos económicos basados en mercados para la conservación de la naturaleza sean ventajosos para conservar la biodiversidad y los Servicios Ecosistémicos de forma efectiva y socialmente equitativa en Latinoamérica. Más allá de su eficacia, la generación de mercados trae aparejada la mercantilización de la naturaleza, con todos los problemas políticos y éticos que esto ocasiona (Aguiar et al. 2017).

Pese a esta situación, existen en Uruguay diferentes iniciativas que tienden a la conservación productiva de los pastizales. El primero, está vinculado a la creación, en el año 2012, de la Mesa

de Ganadería sobre Campo Natural. Este es un organismo público-privado conformado por 18 instituciones de diversa naturaleza: asociaciones de productores, institutos de investigación, organizaciones no gubernamentales, el gobierno representado por los Ministerios de Ambiente y de Ganadería, Agricultura y Pesca, entre otros. La Mesa de Ganadería sobre Campo Natural tiene tres lineamientos estratégicos: a) conservar el pastizal natural de Uruguay, b) mejorar los resultados económicos, ambientales y sociales de la ganadería sobre pastizales naturales y c) promover el reconocimiento y valoración por parte de la sociedad del pastizal natural y sus servicios ecosistémicos (MGCN, 2019). El segundo mecanismo es muy reciente y está vinculado a la generación de normativa específica para la conservación de los pastizales. En la actualidad existen dos proyectos de Ley en el parlamento (<https://parlamento.gub.uy/documentosyleyes/ficha-asunto/158085> y <https://parlamento.gub.uy/documentosyleyes/ficha-asunto/159008>). Estas leyes declaran a los pastizales de Uruguay de interés general con el objetivo de priorizar su conservación por sobre otros usos del suelo. Sin dudas representa un hito en la normativa ambiental, no solo nacional, sino que también internacional, posicionando a Uruguay dentro de los pocos países con normativa específica para la protección de los pastizales (Geymonat, 2018)

5.3. *Impactos de los cambios en el uso y cobertura del suelo*

Los cambios en el uso y cobertura del suelo generan una serie de consecuencias en el sistema biofísico, social, económico, cultural y político (Paruelo et al. 2006). Particularmente, en el Capítulo 3 se cuantifica el impacto del cambio en el uso y cobertura del suelo sobre el Índice de Oferta de Servicios Ecosistémicos (Paruelo et al. 2016). Este índice es un estimador de la oferta de Servicios Ecosistémicos de soporte y regulación, construido a partir de dos atributos funcionales derivados de índices de vegetación provistos por sensores remotos, el promedio anual y el coeficiente de variación intra-anual del Índice de Vegetación Normalizado (IVN): $IOSE = IVN_{\text{medio}} * (1 - IVN_{CV})$. El Índice de Oferta de Servicios Ecosistémicos muestra una relación positiva con cuatro servicios estimados a partir de datos empíricos o modelos mecanísticos: el secuestro de carbono orgánico en el suelo, la evapotranspiración, la recarga de agua subterránea y la biodiversidad de aves (Paruelo et al. 2016; Weyland et al. 2019; Baldassini et al. 2023). Este índice ha sido evaluado y aplicado satisfactoriamente en varios estudios con diferentes propósitos, principalmente para evaluar el impacto del cambio en el uso y cobertura del suelo (Julian et al. 2021), distintos niveles de degradación (Verón et al. 2017) o diferentes prácticas de manejo (Altesor et al. 2019; Gallego et al. 2020). Estos antecedentes, junto con lo

reportado en el Capítulo 3, ponen de manifiesto la versatilidad y el carácter sinóptico e integral del Índice de Oferta de Servicios Ecosistémicos, lo cual lo convierte en una aproximación extremadamente útil para evaluar cambios en la oferta de Servicios Ecosistémicos asociados a diferentes tipos de perturbaciones antrópicas.

Durante mucho tiempo, la comunidad científica ha trabajado intensamente en la elaboración de muchos indicadores de servicios ecosistémicos (por ejemplo, el Agro-Eco-Index de Viglizzo et al. 2006; el índice de Servicios Ecosistémico de Banzhaf y Boyd, 2012; el índice de Servicios Ecosistémicos Potencial de Grima y Singh, 2020; entre otros), pero por diferentes motivos, no terminan siendo apropiados por los actores clave y, como consecuencia, no son utilizados para la toma de decisiones (van Oudenhoven et al. 2018). Esta situación, ha generado que, en la actualidad, muchos países no estén monitoreando de manera continua los Servicios Ecosistémicos (Balvanera et al. 2017; Rochette et al. 2019). Esta tesis (Capítulo 3) y los diversos antecedentes mencionados en este capítulo marcan que el Índice de Oferta de Servicios Ecosistémicos ha superado esta barrera pudiendo ser utilizado en diversos ámbitos o problemas ambientales, en diferentes sistemas socio-ecológicos y en diferentes países. De hecho, este índice ha sido utilizado en distintas etapas dentro del proceso de Ordenamiento Territorial. En un trabajo publicado por Staiano et al. (2021) mostraron que el Índice de Oferta de Servicios Ecosistémicos se aplicó con éxito durante las etapas de diagnóstico, planificación y monitoreo, lo que ayudó a definir mejor las intervenciones en las decisiones de gestión y también a empoderar a los actores más vulnerables en conflictos territoriales y ambientales. Más recientemente y a nivel nacional, Staiano et al. (2022) caracterizaron y mapearon el Valor de Conservación de los Pastizales a partir de un diagnóstico territorial espacialmente explícito basado en múltiples criterios (ecológicos y socioeconómicos) e incorporando explícitamente y en términos cuantitativos las valoraciones y opiniones de los actores involucrados. Este enfoque constituye una base importante para el desarrollo de políticas públicas, como el Ordenamiento Territorial, sustentadas en evidencias objetivas.

Los resultados del Capítulo 3 muestran que la oferta de Servicios Ecosistémicos, estimada a partir del Índice de Oferta de Servicios Ecosistémicos, estuvo asociada de manera negativa por la superficie de cultivos agrícolas y positivamente con la superficie de pastizales naturales. El Índice de Oferta de Servicios Ecosistémicos de los pastizales fue, en promedio, 15.2 % más alto que el de los cultivos agrícolas y estas diferencias fueron más pronunciadas en áreas con altos niveles de intensificación agrícola (por ejemplo, sitios con alta cobertura agrícola). Estos resultados son consistentes con los reportados por Paruelo et al. (2022) para la región de los

Pastizales del Río de la Plata, donde las áreas menos transformadas tenían una mayor oferta de Servicios Ecosistémicos. Es importante destacar que en este trabajo fueron excluidos las porciones de la superficie del territorio nacional con plantaciones forestales debido a que el Índice de Oferta de Servicios Ecosistémicos no fue desarrollado considerando sistemas de plantaciones forestales (Paruelo et al. 2016). Los resultados reportados en el Capítulo 3 ponen de manifiesto el rol clave que desempeñan los pastizales en la oferta de Servicios Ecosistémicos para la sociedad, especialmente aquellos de provisión como carne, lana y suministro de agua limpia, así como servicios de regulación tales como la climática e hidrológica (Sala y Paruelo, 1997; Zhao et al. 2020). Un conjunto de Servicios Ecosistémicos no considerados en esta tesis, que están comenzando a ser estudiados con intensidad (Zhao et al. 2020), y que potencian aún más la importancia de los pastizales, son aquellos vinculados con los aspectos culturales (por ejemplo, la observación de aves, el aprecio estético y patrimonio cultural; Pogue et al. 2018) que son parte de la esencia y de la identidad del bioma de pastizal (De Torres, 2013).

Probablemente, uno de los cambios en el uso y cobertura del suelo más conspicuos, ocurrido en el territorio nacional, es la conversión de pastizales naturales a plantaciones forestales. Según los datos reportados en el Capítulo 3 y los presentados por la Iniciativa MapBiomass Uruguay Colección 1 (2023), las plantaciones forestales pasaron de 0,1 Mha en 1985 a 1,2 Mha en el 2022, lo que representa un incremento relativo de 750% y una tasa de 33 mil ha nuevas por año (equivalente a la mitad del Montevideo). Este incremento significativo estuvo impulsado por el gobierno nacional a partir de la Ley 15.939 en 1987 la cual estableció lineamientos para el desarrollo del sector. Mediante esta norma se declaró de interés nacional la defensa, el mejoramiento, la ampliación, la creación de los recursos forestales y el desarrollo de las industrias forestales. Asimismo, se definieron los sitios de prioridad forestal, los cuales ocupan en la actualidad cerca de 4 Mha. Adicionalmente, la norma estableció cuatro tipos de instrumentos de fomento a la actividad: a) Exoneraciones tributarias sobre la propiedad de los inmuebles rurales y rentas derivadas de la explotación de bosques; b) Subsidios a las plantaciones por el monto de la inversión directa, calculado según el costo ficto de cada una de las etapas de implantación, excluido el valor del terreno; c) Exoneración a la importación de insumos y d) Financiamiento a través de líneas especiales de crédito (OPYPA, 2021). Posteriormente, otros factores, como la migración de la cadena agro-industrial de la pulpa de celulosa desde el hemisferio Norte al Sur y el mercado del Carbono, han favorecido, aún más, dicha actividad (Wright et al. 2000; Oyhantcabal, 2005; Altesor et al. 2008). De hecho, en la actualidad, existen en Uruguay 3 plantas de procesamiento de pasta de celulosa, lo que está generando altas tasas de transformación de pastizales. Claramente, todos estos aspectos

representan un punto crítico que posiblemente esté subvalorando los resultados obtenidos a partir de los modelos de Markov aplicados en el Capítulo 3 para la actividad forestal.

La conversión de pastizales a tierras forestadas genera una serie de consecuencias ambientales (llamadas en el Capítulo 1 funciones de afectación de Servicios Ecosistémicos). Quizás, una de las consecuencias principales y más analizadas es la afectación del rendimiento hidrológico de las cuencas (Jackson et al. 2005; Farley et al. 2005; Jobbágy et al. 2006; Cano et al. 2023), como resultado del aumento en la evapotranspiración real (Horton, 1919; Zhang et al. 2001; Jackson et al. 2009; Noretto et al. 2005; 2012). Uno de los principales estudios hidrológicos llevado a cabo en cuatro continentes y sobre 26 cuencas pareadas de pastizal-forestación con especies de rápido crecimiento (pinos y eucaliptos), mostró una reducción generalizada en el rendimiento hidrológico de las cuencas (Farley et al. 2005). En promedio, esta reducción fue del 39 % (167 mm/año), con efectos que tienden a aumentar hacia climas más secos. De hecho, el establecimiento de plantaciones de pinos y eucaliptos en pastizales sudafricanos, que reciben menos de 1000 mm/año de precipitación, ha generado la reducción completa del cauce de arroyos (Scott y Lesch, 1997; Scott et al. 2000). A nivel de la región de los Pastizales de la Plata, Noretto et al. (2005) analizaron la evapotranspiración de 117 sitios pareados con forestación y pastizales en Concordia, Argentina. Estos autores encontraron que las plantaciones forestales utilizan aproximadamente 80 % más de agua que los pastizales naturales. Asimismo, Jobbágy et al. (2006) analizaron cuencas pareadas en los departamentos de Lavalleja (Uruguay) y Córdoba (Argentina). Los resultados de este estudio indican una reducción del caudal cercana al 50 % a partir del establecimiento de forestaciones. A nivel nacional, los estudios se circunscriben a cuencas (en algunos casos micro-cuencas) en los departamentos que han sido focos de forestación en las últimas décadas (Tacuarembó, Paysandú y Río Negro) (MapBiomás Uruguay Colección 1, 2023; DGF-MGAP, 2021). Los resultados de estos estudios han demostrado una disminución en la escorrentía y el caudal anual, especialmente en el estival, debido al desarrollo forestal (Silveira et al. 2006, 2011, 2016; Silveira y Alonso, 2009; Cano et al. 2023).

En este contexto, los resultados expuestos en el Capítulo 4 representan un insumo importante para cuantificar, particularmente en Uruguay, donde los estudios son extremadamente escasos, los impactos de la forestación y cualquier otro cambio en el uso y cobertura del suelo sobre el servicio ecosistémico rendimiento hidrológico. Es decir, construir funciones de afectación del Rendimiento Hidrológico (Paruelo, 2011; Paruelo et al. 2014). Cabe destacar que la aproximación metodológica expuesta en el Capítulo 4 permitirá generar cuantificaciones a una resolución espacial detallada (500 m) y en períodos largos de tiempo (2003-actualidad),

habilitando la comparación de diferentes situaciones climáticas donde es de esperar diferencias en el consumo de agua de diferentes coberturas del suelo. Por ejemplo, es esperable que las plantaciones forestales se vean poco afectadas en años secos, manteniendo mayores pérdidas evaporativas respecto a otros uso y coberturas, debido al acceso profundo de agua por parte de las raíces (Calder, 1998; Sapanov, 2000; Schenk y Jackson, 2002; Christina et al. 2017). Claramente, la gestión de los recursos hídricos se está volviendo cada vez más importante en el contexto del Cambio Climático y de los acelerados cambios en el uso y cobertura del suelo y, por lo tanto, contar con estimaciones confiables de Evapotranspiración Real y Rendimiento Hidrológico es clave.

5.4. *Los Sistemas Socio-Ecológicos como marco para ordenar el territorio*

La identificación, caracterización y mapeo de sistemas socio-ecológicos es una necesidad creciente a nivel global, regional y local, más aún en el escenario actual de grandes cambios (IPBES, 2019; Richardson et al. 2023). Son varios los antecedentes e iniciativas que describen y mapean SSE basados en distintas aproximaciones metodológicas y a distintas escalas espaciales y temporales (Ellis y Ramankutty, 2008; Letourneau et al. 2012; Václavík et al. 2013; Levers et al. 2018; Zarbá et al. 2022; Vallejos et al. 2019; Pacheco-Romero et al. 2021). Particularmente, el Capítulo 2 representa una novedad ya que es el primero en identificar, caracterizar y mapear SSE en Uruguay. Allí se muestra de manera detallada, a escala de Área de Enumeración, las características más relevantes de los SSE y sus cambios en el tiempo (2000-2011). Claramente, los TFSE descritos representan entidades epistemológicas (no existen en la realidad) y, en este caso, los límites están definidos por las unidades administrativas utilizadas (Oberlack et al. 2019). Si bien este es un aspecto crítico, la mayor dificultad a la hora de caracterizar los SSE, desde una perspectiva “Top-Down”, se encuentra en el acceso a los datos. En este sentido, las unidades administrativas escogidas representan la menor unidad a la cual toda la información social, económica y productiva se puede acceder.

Los TFSE proporcionan un nuevo marco para integrar la caracterización funcional de los procesos biofísicos y humanos de los sistemas socio-ecológicos en un producto operacional (Vallejos et al. 2019). Como se muestra en el Capítulo 2, cada TFSE tiene una “firma” característica (diagrama de flores) basada en las 17 variables usadas para su definición. Esto permite el mapeo conjunto de la provisión y demanda de los servicios ecosistémicos intermedios asociados a las variables usadas en la clasificación y, por tanto, de unidades proveedoras de servicios y áreas beneficiarias

de servicios (Burkhard et al. 2012). Además, el uso de un protocolo común hace que los TFSE sean comparables entre regiones, años y escalas espaciales, algo que no ocurre comúnmente en esta área del conocimiento. Sin dudas, este aspecto ofrece una ventana para evaluar los mecanismos de la relación entre la dinámica del sistema social y el natural, y para evaluar los procesos de sostenibilidad (Martín-López et al. 2009).

La aproximación utilizada para definir los TFSE está determinada por el acceso a la información. En este sentido, algunos aspectos clave como los económicos o los vinculados al capital social y cultura no fueron tenidos en cuenta ya que, por un lado, su complejidad no es captada por los datos de ninguno de los dos Censos (Agropecuario y de Población y Vivienda) utilizados, y por el otro, son variables que su medición resulta más compleja o se encuentran a escalas espaciales muy grandes (por ejemplo, las económicas se expresan a nivel departamental o País; INE, 2023). Una potencial mejora en este sentido es el acceso a información relativa a ingresos o márgenes brutos de productores para diferentes rubros productivos, precios de la tierra; distribución espacial de cooperativas agropecuarias o asociaciones de productores, entre otros.

Un aspecto clave, abordado de forma práctica y novedosa en esta tesis, es la cuantificación de la resiliencia de los SSE. El capítulo 2 muestra zonas del país con cambios drásticos en la estructura y funcionamiento del SSE, asociado a diversos factores tales como el cambio en el uso y cobertura del suelo (Capítulo 3), el tipo de tenencia de la tierra, la nacionalidad del productor, entre otros. Si bien desconocemos cual es la causa primaria de los cambios, varios estudios han puesto de manifiesto las implicancias de los cambios en el uso y cobertura del suelo sobre los SSE (Redman et al. 2004). Por ejemplo, Bengoechea et al. (2020) plantean que el colapso en los SSE ocurre cuando la intensificación agrícola no va acompañada de una disminución en la suficiente transformada. Es decir, estos autores plantean que existe un claro compromiso entre la intensificación y la expansión de los usos y cobertura del suelo, con consecuencias sobre la estructura y funcionamiento de los SSE. De hecho, los autores plantean que los peligros de una planificación del uso del suelo desinformada y la importancia de un comportamiento precautorio para la gestión y el diseño de políticas de uso del suelo. Claramente, esta no es la situación de la región ni la de Uruguay, donde lo que prima es la transformación no planificada del uso y la cobertura del suelo (Capítulo 3). Adicionalmente, las políticas gubernamentales (ej. Ley Forestal) juegan un papel clave en la configuración y funcionamiento de los SSE a partir de subvenciones y el control del acceso a la tierra, la mano de obra, tecnología e información (Lambin et al. 2006; Lambin y Meyfroidt, 2010).

Bajo este contexto, la descripción y mapeo de SSE Uruguay y el análisis de la resiliencia de los mismos representa información trascendental para incorporar en diferentes ámbitos de aplicación, particularmente en el proceso de elaboración de planes de Ordenamiento Territorial Rural (Paruelo y Laterra, 2019). Bajo las actuales dinámicas aceleradas en los cambios en el uso y cobertura del suelo y sus impactos sobre los Servicios Ecosistémicos (Capítulo 3) y el funcionamiento de los SSE (Capítulo 4), surge el Ordenamiento Territorial Rural como una de las herramientas fundamentales para dirimir potenciales conflictos. Basado en un proceso político-técnico-administrativo, el Ordenamiento Territorial Rural busca organizar, planificar y gestionar el uso y ocupación del territorio, en función de las características y restricciones biofísicas, culturales, socioeconómicas y político-institucionales (Paruelo et al. 2014). Si bien en Uruguay existe una normativa específica, la Ley 18.308 de Ordenamiento Territorial y Desarrollo Sostenible, la misma carece de aplicación directa en el territorio nacional.

5.5. *Consideraciones finales*

La pérdida de pastizales en Uruguay, ocasionada por el avance de la agricultura y las plantaciones forestales comerciales, demuestran el claro patrón regional y global del proceso de intensificación y extensificación productiva, así como también de extranjerización de la tierra (Redo et al. 2012; Sabourin et al. 2015). Tradicionalmente, el territorio uruguayo se encontraba bajo el uso ganadero el cual fue, durante muchos años, el propulsor de la economía nacional. Actualmente, si bien el área de pastizales continúa siendo mayor al 50% del territorio (MapBiomass Uruguay Colección 1, 2023), han emergido desde el año 2000 (aproximadamente) alternativas productivas como la agricultura extensiva, basada en la soja, y la producción forestal, basada en pinos y eucaliptus, posicionándose como las principales actividades de la economía nacional (Uruguay XXI, 2022). Como consecuencia de estos cambios se han perdido Servicios Ecosistémicos clave vinculados con el agua, el carbono y la biodiversidad.

Los pastizales naturales de Uruguay, de la región y del mundo están siendo transformados a tasas alarmantes (Henwood, 1998; Ellis y Ramankutty, 2008; Parr et al. 2014; Carbutt et al. 2017). Bajo el escenario actual de cambio en el uso y cobertura del suelo, junto con el bajo nivel de protección que presenta este ecosistema (Hoekstra et al. 2005, Jones et al. 2018), y los vacíos de información existentes vinculadas a estrategias de restauración (Dudley et al. 2020, Buisson et al. 2022; Gallego et al. 2023), coloca a los pastizales naturales en una situación extremadamente vulnerable. Se necesitan con urgencia estrategias de conservación de los

pastizales, así como una mayor visibilidad en todos los ámbitos de este ecosistema natural (Veldman et al. 2015, Overbeck et al. 2022). En este contexto, las políticas públicas se vuelven clave para promover la conservación productiva de este ecosistema y reducir las consecuencias sociales y ambientales del cambio en el uso y cobertura del suelo.

Finalmente, esta tesis muestra la necesidad de estudiar de manera detallada la interacción entre la sociedad y la naturaleza y sus cambios en el tiempo. La resiliencia, medida como la resistencia a las perturbaciones fue una métrica útil en el contexto de los datos manejados en la Tesis. Cambios sutiles en la resiliencia de los SSE pueden generar cambios repentinos en los ecosistemas que son difíciles o imposibles de revertir (Scheffer et al. 2001; Liu et al. 2007). En tal sentido, conocer y monitorear de manera continua los cambios relativos en la resiliencia de los SSE es fundamental para su sostenibilidad (Scheffer et al. 2001; Gunderson y Holling, 2002).

Bibliografía

Altesor, A., Eguren, G., Mazzeo, N., Panario, D. y Rodríguez, C. (2008). La industria de la celulosa y sus efectos: certezas e incertidumbres. *Ecología Austral*. 18, 291-303.

Aguiar, S., Camba-Sans, G. y Paruelo, J. M. (2017). Instrumentos económicos basados en mercados para la conservación de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos en Latinoamérica: ¿panacea o rueda cuadrada?. *Ecología Austral*. 27, 146-161.

Altesor, A., Gallego, F., Ferrón, M., Pezzani, F., López-Mársico, L., Lezama, F., ... y Paruelo, J. M. (2019). Inductive approach to build state-and-transition models for Uruguayan Grasslands. *Rangeland Ecology & Management*. 72, 1005-1016. <https://doi.org/10.1016/j.rama.2019.06.004>

Azqueta, D., Alviar, M., Domínguez, L. y O’Ryan, R. (2007). *Introducción a la economía ambiental*. Madrid: McGraw-Hill/Interamericana de España, S.A.U. 530 p. Disponible en: [Link](#)

Baldassini, P., Baethgen, W., Camba-Sans, G., Quincke, A., Pravia, M. V., Terra, J., ... y Paruelo, J. M. (2022). Carbon stocks and potential sequestration of Uruguayan soils: a road map to a comprehensive characterization of temporal and spatial changes to assess carbon footprint. *Frontiers in Sustainable Food Systems*. 7:1045734. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2023.1045734>

Balvanera, P., Quijas, S., Karp, D.S., Ash, N., Bennett, E.M., Boumans, R., ... y Walpole, M. (2017). *The GEO Handbook on Biodiversity Observation Networks*, *The GEO Handbook on Biodiversity Observation Networks*. <https://10.1007/978-3-319-27288-7>

Banzhaf, H. S. y Boyd, J. (2012). The architecture and measurement of an ecosystem services index. *Sustainability*. 4, 430-461. <https://doi.org/10.3390/su4040430>

- Bastin, J. F., Finegold, Y., Garcia, C., Mollicone, D., Rezende, M., Routh, D., ... y Crowther, T. W. (2019). The global tree restoration potential. *Science*. 365, 76-79. <https://doi.org/10.1126/science.aax0848>
- Bengoechea, D., Henderson, K. y Loreau, M. (2020). Agricultural land use and the sustainability of social-ecological systems. *Ecological Modelling*. 437, 109312. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2020.109312>
- Brancalion, P. H. y Holl, K. D. (2020). Guidance for successful tree planting initiatives. *Journal of Applied Ecology*. 57, 2349-2361. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13725>
- Buisson, E., Archibald, S., Fidelis, A. y Suding, K. N. (2022). Ancient grasslands guide ambitious goals in grassland restoration. *Science*. 377, 594-598. <https://doi.org/10.1126/science.abo4605php/ecosistemas>
- Burkhard, B., Kroll, F., Nedkov, S. y Müller, F. (2012). Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecological indicators*. 21, 17-29. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.019>
- Calder, I. R. (1998). Water use by forests, limits and controls. *Tree Physiology* 18:625-631. <https://doi.org/10.1093/treephys/18.8-9.625>
- Cano, D., Cacciuttolo, C., Custodio, M., y Nosetto, M. (2023). Effects of Grassland Afforestation on Water Yield in Basins of Uruguay: A Spatio-Temporal Analysis of Historical Trends Using Remote Sensing and Field Measurements. *Land*. 12, 185. <https://doi.org/10.3390/land12010185>
- Carbutt, C., Henwood, W. D. y Gilfedder, L. A. (2017). Global plight of native temperate grasslands: going, going, gone?. *Biodiversity and Conservation*. 26, 2911-2932. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1398-5>
- Christina, M., Nouvellon, Y., Laclau, J. P., Stape, J. L., Bouillet, J. P., Lambais, G. R., y Le Maire, G. (2017). Importance of deep water uptake in tropical eucalypt forest. *Functional Ecology*. 31, 509-519. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12727>
- De Torres Alvarez, M. F. (2013). Guardianes de la pradera: el origen de la legitimidad de la ganadería en Uruguay. Tesis de Maestría en Sociología. Facultad de Ciencias Sociales. Universidad de la Republica. 156 p. Disponible en: https://www.colibri.udelar.edu.uy/jspui/bitstream/20.500.12008/8247/1/TMS_DeTorresAlvarezMariaFernanda.pdf
- DGF-MGAP (2021). Cartografía forestal del Uruguay. Dirección General Forestal. Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca. Montevideo, Uruguay. Disponible en: <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/datos-y-estadisticas/datos/resultados-cartografia-forestal-2021>
- Díaz, S., Demissew, S., Carabias, J., Joly, C., Lonsdale, M., Ash, N. ... y Zlatanova, D. (2015). The IPBES Conceptual Framework—connecting nature and people. *Current Opinion in Environmental Sustainability*. 14, 1-16. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2014.11.002>

- Dudley, N., Eufemia, L., Fleckenstein, M., Periago, M. E., Petersen, I. y Timmers, J. F. (2020). Grasslands and savannahs in the UN Decade on Ecosystem Restoration. *Restoration Ecology*. 28, 1313-1317. <https://doi.org/10.1111/rec.13272>
- Ellis, E. C. y Ramankutty, N. (2008). Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 6, 439-447. <https://doi.org/10.1890/070062>
- Farley, K. A., Jobbágy, E. G. y Jackson, R. B. (2005). Effects of afforestation on water yield: a global synthesis with implications for policy. *Global Change Biology*. 11, 1565-1576. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.01011.x>
- Gallego, F., Paruelo, J. M., Baeza, S. y Altesor, A. (2020). Distinct ecosystem types respond differentially to grazing exclosure. *Austral Ecology*. 45, 548-556. <https://doi.org/10.1111/aec.12870>
- Gallego, F., López-Mársico, L., Tommasino, A., Altesor, A., Casás, M. y Rodríguez, C. (2023). Legacy effects after seven years of afforestation with *Pinus taeda* in a natural grassland. *Restoration Ecology*. 31, e13865. <https://doi.org/10.1111/rec.13865>
- Geymonat, A. (2018). Estudio comparativo de instrumentos jurídicos de protección de los pastizales en el mundo: un análisis con énfasis en los pastizales templados. Tesis de Maestría en Ciencias Ambientales. Facultad de Ciencias. Universidad de la República. 56 p. Disponible en: <http://ambiente.fcien.edu.uy/wp-content/uploads/2018/tesis/Tesis-Andrea-Geymonat.pdf>
- Grima, N. y Singh, S. J. (2020). The self-(in) sufficiency of the Caribbean: Ecosystem services potential Index (ESPI) as a measure for sustainability. *Ecosystem Services*. 42, 101087. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101087>
- Gunderson, L. H., y Holling, C. S. (2002). Panarchy: understanding transformations in systems of humans and nature. *Resilience and adaptive cycles*. Island Press, Washington. p 25-62
- Henwood, W. D. (1998). An overview of protected areas in the temperate grasslands biome. *Parks*. 8, 3-8. Disponible en: https://www.iucn.org/sites/default/files/import/downloads/parks_oct98_1.pdf#page=4
- Henwood, W. D. (2010). Toward a strategy for the conservation and protection of the world's temperate grasslands. *Great Plains Research*. P 121-134. <https://www.jstor.org/stable/23782179>
- Hoekstra, J. M., Boucher, T. M., Ricketts, T. H. y Roberts, C. (2005). Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology letters*. 8, 23-29. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00686.x>
- Horton, R. E. (1919). Rainfall interception. *Monthly weather review*. 47, 603-623. [https://doi.org/10.1175/1520-0493\(1919\)47%3C603:RI%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0493(1919)47%3C603:RI%3E2.0.CO;2)
- INE (2023). Instituto Nacional de Estadística de Uruguay. Disponible en: <https://www.gub.uy/instituto-nacional-estadistica/>

- IPBES (2019): Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Brondizio, E. S., Settele, J., Díaz, S. y Ngo H. T. (Eds). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 1148 p. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3831673>
- Jackson, R. B., Jobbágy, E. G., Avissar, R., Roy, S. B., Barrett, D. J., Cook, C. W., ... y Murray, B. C. (2005). Trading water for carbon with biological carbon sequestration. *Science*. 310, 1944-1947. <https://doi.org/10.1126/science.1119282>
- Jackson, R. B., Jobbágy, E. G. y Noretto, M. D. (2009). Ecohydrology in a human-dominated landscape. *Ecohydrology*. 2, 383-389. <https://doi.org/10.1002/eco.81>
- Jobbágy, E. G., Vasallo, M., Farley, K. A., Pineiro, G., Garbulsky, M. F., Noretto, M. D., ... y Paruelo, J. M. (2006). Forestación en pastizales: hacia una visión integral de sus oportunidades y costos ecológicos. *Agrociencia Uruguay*. 10, 109-124. <https://doi.org/10.31285/AGRO.10.934>
- Jones, H. P., Jones, P. C., Barbier, E. B., Blackburn, R. C., Rey Benayas, J. M., Holl, K. D. ... Mateos, D. M. (2018). Restoration and repair of Earth's damaged ecosystems. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*. 285, 20172577. <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.2577>
- Jullian, C., Nahuelhual, L. y Littera, P. (2021). The Ecosystem Service Provision Index as a generic indicator of ecosystem service supply for monitoring conservation targets. *Ecological Indicators*. 129, 107855. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107855>
- Lambin, E.F., Geist, H. y Rindfuss, R.R. (2006). Introduction: Local Processes with Global Impacts. En: Lambin, E.F., Geist, H. (Eds). *Land-Use and Land-Cover Change. Global Change - The IGBP Series*. Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/3-540-32202-7_1
- Lambin, E. F., y Meyfroidt, P. (2010). Land use transitions: Socio-ecological feedback versus socio-economic change. *Land use Policy*. 27, 108-118. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2009.09.003>
- Letourneau, A., Verburg, P. H. y Stehfest, E. (2012). A land-use systems approach to represent land-use dynamics at continental and global scales. *Environmental Modelling and Software*. 33, 61-79. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2012.01.007>
- Levers, C., Müller, D., Erb, k., Haberl, H., Jepsen, M. R., Metzger, M. J., ... y Kuemmerle, T. (2018). Archetypical patterns and trajectories of land systems in Europe. *Regional Environmental Change*. 18, 715-732. <https://doi.org/10.1007/s10113-015-0907-x>
- Ley 15.939. Ley Forestal. Disponible en: <https://www.impo.com.uy/bases/leyes/15939-1987>
- Ley 18.308. Ley de Ordenamiento Territorial y Desarrollo Sostenible. Disponible en: <https://www.impo.com.uy/bases/leyes/18308-2008>
- Liu, J., Dietz, T., Carpenter, S. R., Alberti, M., Folke, C., Moran, E., ... y Ostrom, E. (2007). Complexity of coupled human and natural systems. *Science*. 317, 1513-1516. <https://doi.org/10.1126/science.1144004>

MapBiomias Uruguay (2023). Colección 1 de la serie de mapas anuales de la cobertura del suelo para Uruguay. Disponible en: <https://uruguay.mapbiomas.org/>

Martín-López, B., Gómez-Baggethun, E. y Montes, C. 2009. Un marco conceptual para la gestión de las interacciones naturaleza- sociedad en un mundo cambiante. Cuaderno Interdisciplinar de Desarrollo Sostenible (CUIDES) 9:229-258.

MGCN, 2019. Lineamientos del plan estratégico de la Mesa de Ganadería sobre Campo Natural. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. Montevideo, Uruguay. Disponible en: <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/comunicacion/publicaciones/lineamientos-para-plan-estrategico-ganaderia-sobre-campo-natural-mgcn>

Nosetto, M. D., Jobbágy, E. G. y Paruelo, J. M. (2005). Land-use change and water losses: the case of grassland afforestation across a soil textural gradient in central Argentina. *Global Change Biology*. 11, 1101-1117. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.00975.x>

Nosetto, M. D., Jobbágy, E. G., Brizuela, A. B. y Jackson, R. B. (2012). The hydrologic consequences of land cover change in central Argentina. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 154, 2-11. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.01.008>

Oberlack, C., Sietz, D., Bürgi-Bonanomi, E., de Bremond, A., Dell'Angelo, J., Eisenack, K., ... y Villamayor-Tomas, S. (2019). Archetype analysis in sustainability research: Meanings, motivations, and evidence-based policy making. *Ecology and Society*. 24. <https://doi.org/10.5751/ES-10747-240226>

OPYPA, 2021. Apoyos y gravámenes en la actividad forestal. Oficina de Programación y Política Agropecuaria. Montevideo, Uruguay. Disponible en: <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/comunicacion/publicaciones/anuario-opypa-2021/estudios/apoyos-gravamenes-actividad-forestal-1>

Overbeck, G. E., Vélez-Martin, E., da Silva Menezes, L., Anand, M., Baeza, S., Carlucci, M. B. y Müller, S. C. (2022). Placing Brazil's grasslands and savannas on the map of science and conservation. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*. 56, 125687. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2022.125687>

Oyhantcabal, W. (2005). The Clean Development Mechanism in Uruguay: towards a new relation between livestock and forestry. *UNASYLVA-FAO*. 56, 19. Disponible en: <https://www.fao.org/3/a0413E/a0413E04.pdf>

Pacheco-Romero, M., Kuemmerle, T., Levers, C., Alcaraz-Segura, D. y Cabello, J. (2021). Integrating inductive and deductive analysis to identify and characterize archetypical social-ecological systems and their changes. *Landscape and Urban Planning*. 215, 104199. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2021.104199>

Parr, C. L., Lehmann, C. E., Bond, W. J., Hoffmann, W. A. y Andersen, A. N. (2014). Tropical grassy biomes: misunderstood, neglected, and under threat. *Trends in Ecology & Evolution*. 29, 205-213. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2014.02.004>

Paruelo, J. M., Guerschman, J. P., Piñeiro, G., Jobbagy, E. G., Verón, S. R., Baldi, G., Baeza, S. (2006). Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: marcos conceptuales para su análisis. *Agrociencia Uruguay*. 10, 47-61.

Paruelo, J.M. (2011). Valoración de servicios ecosistémicos y planificación del uso del territorio ¿Es necesario hablar de dinero? En Lateral, P.; Jobbagy, E. y Paruelo, J. (Eds). Valoración de servicios Ecosistémicos. Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial. Buenos Aires, Argentina. Ediciones INTA. 740 p

Paruelo, J. M., Jobbagy, E., Lateral, P., Dieguez, H., Collazo, A. y Panizza, A. (2014). Ordenamiento territorial rural. Conceptos, métodos y experiencias. Buenos Aires, Argentina. FAO, MAGyP y FAUBA. 541 p.

Paruelo, J. M., Texeira, M., Staiano, L., Mastrángelo, M., Amdan, L. y Gallego, F. (2016). An integrative index of Ecosystem Services provision based on remotely sensed data. *Ecological Indicators*. 71, 145-154. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.06.054>

Paruelo, J. M. y Dieguez, H. (2019). Los cambios en el uso y cobertura del suelo y los servicios ecosistémicos: funciones de impacto. En: Paruelo J. M. y Lateral, P. (Eds). El lugar de la naturaleza en la toma de decisiones. Servicios ecosistémicos y ordenamiento territorial rural. Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina. Fundación CICCUS. p177-195.

Paruelo, J. M., Oesterheld, M., Altesor, A., Piñeiro, G., Rodríguez, C., Baldassini, P., ... y Pillar, V. D. (2022). Grazers and fires: Their role in shaping the structure and functioning of the Río de la Plata Grasslands. *Ecología Austral*. 32, 784-805. <https://doi.org/10.25260/EA.22.32.2.1.1880>

Pogue, S. J., Kröbel, R., Janzen, H. H., Beauchemin, K. A., Legesse, G., de Souza, D. M., ... y McAllister, T. A. (2018). Beef production and ecosystem services in Canada's prairie provinces: a review. *Agricultural Systems*. 166, 152-172. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2018.06.011>

Redman, C. L., Grove, J. M. y Kuby, L. H. (2004). Integrating social science into the long-term ecological research (LTER) network: social dimensions of ecological change and ecological dimensions of social change. *Ecosystems*. 7, 161-171. <https://doi.org/10.1007/s10021-003-0215-z>

Redo, D. J., Aide, T. M., Clark, M. L., y Andrade-Núñez, M. J. (2012). Impacts of internal and external policies on land change in Uruguay, 2001–2009. *Environmental Conservation*. 39, 122-131. <https://doi.org/10.1017/S0376892911000658>

Richardson, K., Steffen, W., Lucht, W., Bendtsen, J., Cornell, S. E., Donges, J. F., ... y Rockström, J. (2023). Earth beyond six of nine planetary boundaries. *Science Advances*. 9, eadh2458. <https://doi.org/10.1126/sciadv.adh2458>

Rochette, A. J., Akpona, J. D. T., Akpona, H. A., Akouehou, G. S., Kwezi, B. M., Djagoun, C. A. M. S., ... y Vanhove, M. P. M. (2019). Developing policy-relevant biodiversity indicators: Lessons learnt from case studies in Africa. *Environmental Research Letters*. 14. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aaf495>

- Sabourin, E., de Torres Álvarez, M. F., Arbeletche, P., Massardier, G., Courdin, V., Tourrand, J. F. y Morales, H. (2015). Políticas públicas y ganadería familiar en Uruguay: los desafíos ambientales y de ordenamiento territorial. Pampa (Santa Fe). 12, 241-264. Disponible en: http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2314-02082015000200003&lng=es&nrm=iso
- Sala, O. E. y Paruelo, J. M. (1997). Ecosystem services in grasslands. Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems. Washington, DC, Island Press. p. 237-251.
- Sapanov, M. K. (2000). Water uptake by trees on different soils in the Northern Caspian region. Eurasian Soil Science. 33: 1157–1165.
- Scheffer, M., Carpenter, S., Foley, J. A., Folke, C., y Walker, B. (2001). Catastrophic shifts in ecosystems. Nature. 413, 591. <https://doi.org/10.1038/35098000>
- Schenk, H. J. y Jackson, R. B. (2002). The global biogeography of roots. Ecological Monographs. 72, 311–328. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(2002\)072\[0311:TGBOR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(2002)072[0311:TGBOR]2.0.CO;2)
- Scott, D. F. y Lesch, W. (1997). Streamflow responses to afforestation with Eucalyptus grandis and Pinus patula and to felling in the Mokobula an experimental catchments, South Africa. Journal of Hydrology. 199, 360–377. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(96\)03336-7](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(96)03336-7)
- Scott, D.F., Prinsloo, F.W., Moses, G., Mehlomakulu, M. y Simmers, A.D.A. (2000). A re-analysis of the South African afforestation experimental data, Water Research Commission, WRC Report No.810/1/00, South Africa. Disponible en: <https://www.wrc.org.za/wp-content/uploads/mdocs/810-1-00.pdf>
- Silveira, L., Alonso, J. y Martínez, L. (2006). Efecto de las plantaciones forestales sobre el recurso agua en el Uruguay. Agrociencia Uruguay. 2,75-93.
- Silveira, L. y Alonso, J. (2009). Runoff modifications due to the conversion of natural grasslands to forests in a large basin in Uruguay. Hydrological Processes. 23, 320–329. <https://doi.org/10.1002/hyp.7156>
- Silveira, L., Chreties, C., Alonso, J., Amorín, C., De Izaguirre, P., Crisci, M., ... y Schipilov, A. (2011). Efectos de la actividad forestal sobre los recursos suelos y aguas. Serie FPTA N° 32, INIA, Montevideo, Uruguay. Disponible en: <https://www.fing.edu.uy/imfia/proyectos/hidroforestal/docs/SerieTecnica-INIA-FPTA.pdf>
- Silveira, L., Gamazo, P., Alonso, J. y Martínez, L. (2016). Effects of afforestation on groundwater recharge and water budgets in the western region of Uruguay. Hydrological Processes. 30, 3596-3608. <https://doi.org/10.1002/hyp.10952>
- Staiano, L., Camba-Sans, G., Baldassini, P., Gallego, F., Texeira, M. A. y Paruelo, J. M. (2021). Putting the Ecosystem Services idea at work: Applications on impact assessment and territorial planning. Environmental Development. 38, 100570. <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2020.100570>

Staiano, L., Gallego, F., Altesor, A. y Paruelo, J. M. (2022). Where and why to conserve grasslands socio-ecosystems? A spatially explicit participative approach. *Frontiers of Environmental Science*. 10. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.820449>

Stanturf, J. A., Kleine, M., Mansourian, S., Parrotta, J., Madsen, P., Kant, P. ... y Bolte, A. (2019). Implementing forest landscape restoration under the Bonn Challenge: A systematic approach. *Annals of Forest Science*. 76, 1-21. <https://doi.org/10.1007/s13595-019-0833-z>

Uruguay XXI (2022). Informe del sector Ganadero. Proporción de inversiones, exportaciones e imagen País. Disponible en: <https://www.uruguayxxi.gub.uy/uploads/informacion/b28305203e10f6d7bb3689eb619160dd922b2036.pdf>

Václavík, T., Lautenbach, S., Kuemmerle, T. y Seppelt, R. (2013). Mapping global land system archetypes. *Global Environmental Change*. 23, 1637-1647. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2013.09.004>

Vallejos, M., Aguiar, S., Baldi, G., Mastrangelo, M. E., Gallego, F., Pacheco-Romero, M., ... y Paruelo, J. M. (2019). Social-ecological functional types: connecting people and ecosystems in the Argentine Chaco. *Ecosystems*. 23, 471-484. <https://doi.org/10.1007/s10021-019-00415-4>

van Oudenhoven, A.P.E., Schroter, M., Drakou, E.G., Geijzenborffer, I.R., Jacobs, S., van Bodegom, P.M., ... y Albert, C. (2018). Key criteria for developing ecosystem service indicators to inform decision making. *Ecological Indicators*. 95, 417-426. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.06.020>

Veldman, J. W., Overbeck, G., Negreiros, D., Mahy, G., Le Stradic, S., Fernandes, G. W., ... y Bond, W. J. (2015). Tyranny of trees in Grassy Biomes. *Science*. 347, 484-485. <https://doi.org/10.1126/science.347.6221.484-c>

Verón, S. R., Blanco, L. J., Texeira, M. A., Irisarri, J. G. N. y Paruelo, J. M. (2018). Desertification and ecosystem services supply: The case of the Arid Chaco of South America. *Journal of Arid Environments*. 159, 66-74. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2017.11.001>

Viglizzo, E. F., Frank, F., Bernardos, J., Buschiazzi, D. E. y Cabo, S. (2006). A rapid method for assessing the environmental performance of commercial farms in the Pampas of Argentina. *Environmental Monitoring and Assessment*. 117, 109-134. <https://doi.org/10.1007/s10661-006-7981-y>

Weyland, F., Baudry, J. y Ghersa, C. (2019). Short-term effects of a severe drought on avian diversity and abundance in a Pampas Agroecosystem. *Austral Ecology*. 44, 1340-1350. <https://doi.org/10.1111/aec.12808>

Wright, J. A., DiNicola, A. y Gaitan, E. (2000). Latin American forest plantations: opportunities for carbon sequestration, economic development, and financial returns. *Journal of Forestry*. 98, 20-23. <https://doi.org/10.1093/jof/98.9.20>

Zarbá, L., Piquer-Rodríguez, M., Boillat, S., Levers, C., Gasparri, I., Aide, T. M., ... y Arima, E. (2022). Mapping and characterizing social-ecological land systems of South America. *Ecology and Society*. 27. <https://doi.org/10.5751/ES-13066-270227>

Zhang, L., Dawes, W. R., y Walker, G. R. (2001). Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. *Water Resources Research*. 37, 701-708. <https://doi.org/10.1029/2000WR900325>

Zhao, Y., Liu, Z. y Wu, J. (2020). Grassland ecosystem services: a systematic review of research advances and future directions. *Landscape Ecology*. 35, 793-814. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-00980-3>