

Informe final publicable de proyecto

Cuantificación de la sostenibilidad de procesos de intensificación a nivel de cuencas en Uruguay.

Código de proyecto ANII: FMV_3_2020_1_162279

21/04/2023

GALLEGO CABALLERO, Federico Martin (Responsable Técnico - Científico)

PARUELO SUAREZ, José (Investigador)

CAMBA, Gonzalo (Investigador)

UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA. FACULTAD DE CIENCIAS (Institución Proponente) \\
UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES / FACULTAD DE AGRONOMÍA \\
INSTITUTO NACIONAL DE INVESTIGACIÓN AGROPECUARIA \\
UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA. FACULTAD DE CIENCIAS

Resumen del proyecto

Durante las últimas décadas ha ocurrido en Uruguay una profunda transformación del paisaje mediante la conversión de áreas naturales a agrícolas. Estos cambios en el uso del suelo comprometen la capacidad de los ecosistemas de proveer servicios. El objetivo del proyecto fue evaluar los efectos de la intensificación agropecuaria sobre los niveles de oferta de servicios ecosistémicos (SE) clave a nivel de micro-cuencas. Primero, generamos un mapa de usos del suelo actualizado. Luego, cada micro-cuenca fue caracterizada según diversas métricas de paisaje. Se utilizó el Índice de Oferta de SE y el Rendimiento Hidrológico (RH) como variables de respuesta. Los resultados mostraron que existe una reducción en el RH conforme aumenta el % de cobertura forestal en las cuencas. Por el contrario, el RH aumenta con el área agrícola en las micro-cuencas. Por su parte, las microcuencas con mayor % de agricultura presentaron menor oferta de SE que las microcuencas dominadas por pastizales. En términos de la configuración, composición y diversidad de usos del suelo, los resultados mostraron que la diversidad agrícola aumenta el RH de las micro-cuencas, mientras que la yuxtaposición de usos en el espacio no tiene un efecto. A su vez, la diversidad agrícola aumentó la oferta de SE en micro-cuencas con niveles bajos de hábitats naturales, en cambio, la yuxtaposición de usos tuvo un efecto negativo. El aumento en el % de pasturas tuvo un efecto positivo sobre la oferta de SE en micro-cuencas con bajo % de hábitats naturales, mientras que los aumentos en el % de cultivos de verano y de doble cultivos tuvieron efectos negativos. Toda la información generada está disponible en la aplicación web: <https://inia-web-ng-ka4bmvxkba-uc.a.run.app/zones>. Este proyecto aporta información científica sólida y novedosa de los principales efectos de la intensificación agropecuaria en Uruguay sobre SE esenciales para la sociedad.

Ciencias Agrícolas / Otras Ciencias Agrícolas / No Corresponde / Servicios Ecosistémicos

Palabras clave: Servicios ecosistémicos / Sensores remotos / Funciones de impacto /

Introducción

El proceso de intensificación agrícola a nivel global, y en particular del Cono Sur, se manifiesta mediante la conversión de hábitats naturales en áreas agrícolas. Estos cambios de uso/cobertura del suelo (CUCS) buscan maximizar la producción de servicios con valor de mercado (fibras, alimentos, madera, etc.); y generan consecuencias que trascienden el área donde se implementan, adquiriendo una dimensión 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 agro-ecosistemas cubren aproximadamente el 40% de la tierra (Ramankutty et al., 2002; Ellis et al., 2010). En consecuencia, los pastizales naturales se convirtieron en uno de los ecosistemas más alterados y amenazados globalmente (Carbutt et al., 2017). Se estima que el 54.5 % de su superficie fue convertida a uso agrícola, forestal o urbano (White et al., 2000).

El CUCS compromete la capacidad de los ecosistemas de proveer servicios (MEA, 2005). Los servicios ecosistémicos (SE) son aspectos del ecosistema que de forma activa o pasiva, directa o indirecta, contribuyen al bienestar humano (Fisher et al., 2009). Estos autores clasifican los SE en intermedios (procesos y estructuras ecosistémicas propiamente dichas como la productividad primaria neta aérea, la evapotranspiración, etc.) y finales (procesos asociados a la generación de beneficios para la sociedad como la provisión de alimentos y 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. Las funciones de producción (Paruelo et al., 2019) relacionan cuantitativamente la estructura y/o el funcionamiento de los ecosistemas con el nivel de provisión de SE (Daily et al., 2000; 2009). Las 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 suelo (Parton et al., 1987). Por otra parte, las funciones de impacto relacionan el nivel de una característica estructural o funcional con el grado de perturbación o estrés del sistema (Paruelo y Diéguez, 2019). La caracterización de estas funciones es crucial para identificar umbrales a partir de los cuales los ecosistemas cambian a estados donde la oferta de servicios disminuye drásticamente (Scheffer et al., 2001).

Varias iniciativas internacionales, como el Millennium Ecosystem Assessment (MEA, 2005) y más recientemente la Plataforma Científico-Política en Biodiversidad y SE (IPBES; Díaz et al. 2015), demuestran el interés de la comunidad científica y tomadores de decisiones internacionales en la cuantificación de SE. La mayoría de estas iniciativas destacan

la información proveniente de sensores a bordo de satélites para el monitoreo de SE. Esto responde a la capacidad de los sensores remotos de obtener información sobre grandes extensiones a intervalos regulares de tiempo (Myneni et al 1997), permitiendo la observación de la superficie terrestre a diferentes escalas espacio-temporales.

Uruguay pertenece a la ecorregión de los Pastizales del Río de la Plata, una de las extensiones de pastizales más grandes del mundo y la más importante de Sudamérica (Soriano et al., 1992). Cubriendo una superficie de 700 mil km², comprende el Sur de Brasil, Este de Argentina y todo el territorio nacional. La vegetación nativa tiene una diversidad florística excepcional (Andrade et al. 2018), utilizada históricamente como recurso forrajero para la actividad ganadera extensiva. La producción de carne para consumo interno y exportación, es una de las actividades más importantes para el desarrollo económico del país, y un sello internacional. En los últimos años ha ocurrido una intensificación de la producción agrícola/forestal, en detrimento de áreas destinadas a ganadería sobre pastizal natural (Graesser et al., 2015, Baeza y Paruelo, 2020; Baeza et al. 2022). Según la iniciativa MapBiomias Pampa Trinacional (Colección 2), Uruguay perdió dos millones de hectáreas de pastizales entre 1985 y 2021, asociado a un incremento del 30% de la agricultura y un 625 de la forestación. El desarrollo y la implementación de estos sistemas productivos ha contemplado únicamente la maximización de ciertos SE (producción de alimento y celulosa) dejando abiertas externalidades importantes. Esto supone alteraciones importantes en la provisión de SE clave para la sociedad uruguaya, principalmente aquellos de regulación y soporte (MEA, 2005).

En este proyecto, combinamos dos aspectos centrales en la evaluación de la sostenibilidad de los procesos de intensificación agropecuaria: los mapas de CUCS y la estimación directa de SE clave para varios tipos de reemplazo en la cobertura del suelo de paisajes agropecuarios. Disponemos de mapas previamente elaborados, y se generó otro para el período 2018/2019 durante el proyecto, para todo Uruguay. Esto permitió analizar los cambios en el paisaje y en la oferta de SE clave para los últimos 20 años. Basados en esto, el proyecto generó información del impacto de los cambios en la estructura del paisaje sobre el funcionamiento de los ecosistemas que los constituyen. Todo el procesamiento de los datos, principalmente el de las imágenes satelitales se llevó a cabo en la plataforma Google Earth Engine (Gorelick et al. 2017). El proyecto planteó su grano en cuencas de orden 5, ya que son una unidad natural sobre la cual ocurre el ciclo del agua y muchos de los SE evaluados están vinculados al mismo. Finalmente, el proyecto planeó el acceso libre de los datos generados a partir de una plataforma web.

Metodología/diseño del estudio

1- Mapa de cobertura del suelo

La elaboración del mapa de usos y coberturas del suelo para el territorio nacional y para el período agrícola 2018/2019 siguió la metodología propuesta por Baeza y Paruelo (2020). Esta metodología se basa en clasificación supervisada de píxeles a partir de series temporales de IVN-MODIS. Las imágenes MODIS proveen imágenes cada 16 días y a una resolución espacial de 250 metros. A partir de estas imágenes y considerando los árboles de decisión generados por Baeza y Paruelo (2020) para campos del Norte y campos del Sur, se elaboró el mapa de usos y coberturas del suelo. Finalmente, el mapa contó con las siguientes clases: Cultivos de Verano (cultivos de verano de secano y bajo riego, verdeos de verano), Cultivos de Invierno (cultivos de invierno de secano y bajo riego, verdeos de invierno), Doble Cultivo (2 ciclos agrícolas por campaña: cultivos de invierno y verano, verdeos de invierno y verdeos de verano), Recursos Forrajeros Perennes (pastizales naturales, mejoramientos extensivos y pasturas implantadas), Forestaciones y Monte Nativo, Agua y Uso Urbano.

2- Estimaciones de variables

2.1 Índice de Oferta de Servicios Ecosistémicos

El Índice de Oferta de Servicios Ecosistémicos (IOSE) es un estimador de la oferta de Servicios Ecosistémicos (SE) 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): $IOSE = IVN_{promedio} * (1 - IVN_{cv})$ (Paruelo et al. 2016). El IOSE asume que cuánto más productivo es un sitio y cuánto más estable es esa productividad a lo largo del año, la oferta de SE será mayor. Este índice ha mostrado una relación positiva con cuatro SE estimados a partir de datos empíricos o modelos mecanísticos: el secuestro de carbono orgánico en el suelo (COS), la evapotranspiración (ET), la recarga de agua subterránea (Paruelo et al. 2016) y la biodiversidad de aves (Weyland et al. 2019). Estos modelos mostraron que el IOSE fue capaz de explicar entre un 46% y un 66% de la variabilidad en estos 4

SE. A su vez, se evaluó el uso del índice en 3 casos de aplicación en el diagnóstico y planificación territorial (Staiano et al., 2021).

Para obtener el IOSE se utilizaron datos de IVN de imágenes del sensor MODIS (Producto Mod13q1, Colección 6), que cuenta con datos desde el año 2000 hasta la actualidad, con una resolución espacial de 250 metros y una resolución temporal de 16 días. Se obtuvo, para todo el territorio nacional, el IOSE para el período 2000-2020. Todo el procesamiento se realizó en la plataforma Google Earth Engine (Gorelick et al. 2017).

2.2 Rendimiento Hidrológico

El rendimiento hidrológico se define como la producción de agua que ocurre en las cuencas (Salemi et al. 2012) y constituye una variable socio-ecológica crítica; sustenta la vida silvestre, el funcionamiento de ríos y arroyos, los productos agrícolas, el suministro de agua potable y otros servicios de los ecosistemas. Cuantificar las fluctuaciones del rendimiento hídrico vinculadas a diversas presiones humanas, o incluso climáticas, es esencial para una planificación hídrica integral (Vörösmarty et al. 2000a, 2000b; Vörösmarty et al. 2015).

El cálculo del rendimiento hidrológico tomó en cuenta las variables más importantes del ciclo hidrológico, la precipitación, evapotranspiración y el contenido de agua en el suelo. Para la precipitación, se utilizaron datos provenientes del producto global Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station (CHIRPS por sus siglas en inglés; Funk et al. 2015). Este producto está disponible en Google Earth Engine (Gorelick et al. 2017) en formato ráster y proporciona estimaciones diarias de precipitación (mm/día) con una resolución espacial de $0,05^\circ \times 0,05^\circ$ ($5 \times 5 \text{ km}^2$, aproximadamente) desde 1981 al presente. En cuanto a la evapotranspiración, se utilizaron datos del producto MOD16A2 (Colección 6) los cuales se basan en el método Penman-Monteith modificado (Mu et al. 2011). Este producto, también disponible en Google Earth Engine, utiliza datos derivados de sensores remotos, particularmente del sensor MODIS (dinámica de las propiedades de la vegetación, albedo y cubierta terrestre), y el reanálisis global de datos climáticos provistos por el Modern-Era Retrospective Analysis for Research and Applications (MERRA; Rienecker et al. 2011). El producto MOD16A2 genera compuestos con la evapotranspiración total de 8 días a 500 metros desde 2001 hasta la actualidad (Running et al. 2017). Finalmente, la capacidad de campo (CC) del suelo se determinó utilizando el producto de Hengl y Gupta (2019) el cual estima esta variable a distintas profundidades. En este caso, se utilizó el acumulado hasta el metro de profundidad. A partir de estas variables, se calculará el Rendimiento Hidrológico (RH) como:

$$RH = ?St + PPT_{t+1} - ETR_{t+1} - CC$$

donde RH es el rendimiento hídrico (mm/día), ?S es el agua disponible en el suelo, PPT es la precipitación diaria (mm/día), ETR es la evapotranspiración real diaria (mm/día), CC es la capacidad de campo hasta 1 metro, y t y t+1 representan las estimaciones del periodo de tiempo actual y del tiempo posterior. Consideraremos el 01/01/2003 como la fecha inicial de ?St, ya que fue precedido por un mes particularmente húmedo lo que nos permitió suponer que el suelo estaba a capacidad de campo (230 mm en diciembre de 2002, lo que representa un 140 % más que la media histórica). Al valor inicial de ?S se le restó el balance PPT - ETR de la fecha posterior y se le restó el valor de la Capacidad de Campo (CC) del suelo para obtener el agua sobrante o agua libre que fluye del sistema en forma líquida (Rendimiento Hidrológico). La ecuación de RH se itera en un paso diario para el periodo 2003 a la actualidad y a una resolución espacial de 500 m.

Cada variable fue resumida, a partir de la mediana, a nivel de cuenca de grado 5 (Observatorio Nacional Ambiental. <https://www.ambiente.gub.uy/oan/>).

3- Métricas del paisaje

Se combinaron los mapas de usos y coberturas provenientes de MapBiomias Pampa (Colección 1.0) y de Baeza y Paruelo (2020) (actualizado en este proyecto) para las campañas agrícolas 2012/2013 y 2018/2019 para obtener información más detallada sobre las áreas agropecuarias. Para ello, se tomó como base el mapa de MapBiomias y se recategorizó la clase "agropecuario" para diferenciar cultivos de verano (CV), cultivos de invierno (CI), doble cultivo (DC) y pasturas (PI) presentes en el mapa de Baeza y Paruelo (2020). Como resultado, se obtuvo un mapa de usos y coberturas que presenta las clases "Pastizal natural", "Bosque", "Forestación", "Cultivo de Verano", "Cultivo de Invierno", "Doble Cultivo", "Pastura", "Cuerpos de Agua" y "Áreas no Vegetadas". Las coberturas que no incluyen componentes de vegetación fueron enmascaradas y descartadas del análisis.

Se calcularon métricas que describen la estructura y la composición de las coberturas del suelo de las cuencas:

Porcentaje de hábitat natural, que corresponde a la suma de la superficie de pastizales naturales y de bosques dividido por el tamaño de la cuenca y multiplicado por 100 para expresarlo en porcentaje.

Diversidad agrícola, calculada para las clases transformadas para el uso agropecuario (Cultivos, pasturas y forestaciones) a través del índice de Shannon-Wiener que integra tanto la cantidad de usos presentes como su representatividad en la cuenca. Los valores más altos de este índice están asociados a una mayor diversidad y equitatividad (representatividad equilibrada) de los usos del suelo en cada cuenca.

Índice de yuxtaposición de usos y coberturas, mide el nivel de segregación o de entremezcla de entidades en el espacio (en este caso usos y coberturas). Valores altos de este índice están asociados a cuencas con usos y coberturas del suelo entremezcladas o intercaladas entre sí (por ejemplo, pastizales al lado de cultivos que a su vez limitan con pasturas y forestaciones). Valores más bajos de este índice están asociados a cuencas con usos y coberturas separadas en el espacio (zonas con predominancia de pastizales separadas de otras zonas con predominancia de agriculturas).

Como métricas de composición se calcularon la proporción de cada cobertura del mapa (% de pastizales, % de cultivo de verano, % de pasturas, % de doble cultivo, % de forestaciones).

Las métricas se calcularon para cada cuenca utilizando el paquete de R llamado "landscapemetrics".

4- Análisis de datos

Análisis a nivel de cuencas:

Para el análisis a nivel de cuencas, se construyeron modelos estadísticos que relacionan al Índice de Oferta de Servicios Ecosistémicos y al Rendimiento Hidrológico con la estructura y la composición de usos y coberturas del suelo de las cuencas. Para ello, se seleccionaron cuencas que tuvieran hasta un 90% de su área ocupada por pastizales (para excluir cuencas sin usos agrícolas). Para el análisis se utilizó el IOSE y el rendimiento hidrológico promedio de cada cuenca para las campañas agrícolas del 2012/2013 y del 2018/2019. Además, se seleccionaron cuencas que no hayan experimentado cambios entre el 2012/2013 y el 2018/2019 en las métricas de paisaje de interés (se admitieron cambios menores al 10% en cada métrica) para eliminar el efecto causado por cambios temporales en las métricas de interés. Las cuencas fueron agrupadas por zonas agroecológicas utilizando el mapa de ecorregiones de Uruguay (Panario et al. 2014) y se plantearon los siguientes modelos:

Modelos para la estructura de cuencas: Se planteó un modelo por cada variable de respuesta, en donde se relaciona al IOSE y al Rendimiento hidrológico con el porcentaje de áreas naturales (PLANDnatural), la diversidad agrícola (DivAgri) y la yuxtaposición de usos y coberturas (Yux) de las cuencas analizadas. Los modelos planteados fueron lineales mixtos, con las zonas agroecológicas y las campañas agrícolas como efectos aleatorios para modelar la posible falta de independencia de las unidades de análisis. En consecuencia, los modelos planteados fueron:

$$\text{IOSE} = (\beta_0 + Z_0 + Z_1) + \beta_1 \times \text{PLANDnatural} + \beta_2 \times \text{DivAgri} + \beta_3 \times \text{Yux} + \beta_4 \times \text{PLANDnatural} \times \text{DivAgri} + \beta_5 \times \text{PLANDnatural} \times \text{Yux} + \epsilon$$

Donde β_0 es el intercepto, Z_0 y Z_1 son los efectos aleatorios del intercepto asociados a la zona agroecológica y a la campaña agrícola respectivamente. β_1 , β_2 , β_3 , β_4 y β_5 son las pendientes asociadas a las variables explicativas del modelo y ϵ es la variación no explicada por el modelo. En este modelo, PLANDnatural fue ingresada como un factor con 3 niveles (bajo, medio y alto) para analizar la interacción entre esta variable y la diversidad agrícola y la yuxtaposición de coberturas.

$$\text{Rendimiento Hidrológico} = (\beta_0 + Z_0 + Z_1) + \beta_1 \times \text{PLANDnatural} + \beta_2 \times \text{DivAgri} + \beta_3 \times \text{Yux} + \epsilon$$

Donde β_0 es el intercepto, Z_0 y Z_1 son los efectos aleatorios del intercepto asociados a la zona agroecológica y a la campaña agrícola respectivamente. β_1 , β_2 , β_3 , β_4 y β_5 son las pendientes asociadas a las variables explicativas del modelo y ϵ es la variación no explicada por el modelo.

Modelos para la composición de cuencas: En este caso, se planteó un modelo para cada cobertura agropecuaria y para cada variable de respuesta, debido a que no fue posible seleccionar cuencas que hayan permanecido sin cambios en sus proporciones de doble cultivo, cultivo de verano, pasturas y forestaciones al mismo tiempo. Los modelos que se plantearon tuvieron al PLAND natural como factor covariable y su interacción con cada variable de composición (%DC, %CV, %pastura, %forestación). Los modelos planteados fueron lineales mixtos, con las zonas agroecológicas y las campañas

agrícolas como efectos aleatorios para modelar la posible falta de independencia de las unidades de análisis:

$$\text{IOSE} = (\beta_0 + Z_0 + Z_1) + \beta_1 \times \text{PLANDnatural} + \beta_2 \times \% \text{cobertura} + \beta_3 \times \text{PLANDnatural} \times \% \text{cobertura} + \epsilon$$

$$\text{Rendimiento hidrológico} = (\beta_0 + Z_0 + Z_1) + \beta_1 \times \text{PLANDnatural} + \beta_2 \times \% \text{cobertura} + \beta_3 \times \text{PLANDnatural} \times \% \text{cobertura} + \epsilon$$

donde %cobertura correspondió a %DC, %CV, %pastura y %forestación incluidos en modelos distintos (1 modelo para cada cobertura). β_0 es el intercepto, Z_0 y Z_1 son los efectos aleatorios del intercepto asociados a la zona agroecológica y a la campaña agrícola respectivamente. β_1 , β_2 y β_3 , son las pendientes asociadas a las variables explicativas del modelo y ϵ es la variación no explicada por el modelo.

Resultados, análisis y discusión

1- Mapa de cobertura del suelo

Se obtuvo una clasificación de usos y coberturas del suelo de la superficie total del territorio nacional, para el período agrícola 2018/2019 y con una resolución conceptual de 8 clases (Cultivos de Verano: cultivos de verano de secano y bajo riego, verdes de verano; Cultivos de Invierno: cultivos de invierno de secano y bajo riego, verdes de invierno; Doble Cultivo: 2 ciclos agrícolas por campaña: cultivos de invierno y verano, verdes de invierno y verdes de verano; Recursos Forrajeros Perennes: pastizales naturales, mejoramientos extensivos y pasturas implantadas; Forestaciones y Monte Nativo; Agua y Uso Urbano). La cobertura dominante fueron los Recursos Forrajeros Perennes seguidos de las tierras agrícolas. El mapa mostró muy buenos niveles de acierto, con una exactitud global del 86,5 %, un coeficiente Kappa de 0,83 y errores de comisión y omisión relativamente bajos y equitativamente repartidos.

2a- Modelos para el IOSE

La diversidad agrícola en el espacio tuvo un efecto marginalmente positivo sobre el Índice de Oferta de Servicios Ecosistémicos. El IOSE aumentó con una pendiente de 1% ($p = 0.06$) por cada aumento en la diversidad agrícola para situaciones con una baja proporción de hábitats naturales ($< 45\%$), mientras que este efecto fue nulo en situaciones con una proporción de hábitats intermedia (> 45 y $< 64\%$) y alta ($> 64\%$). La yuxtaposición (entremezcla o intercalación) de usos y coberturas en el espacio tuvo un efecto negativo significativo sobre el IOSE, que disminuyó con una pendiente de -5% ($p < 0.001$) por cada aumento en la yuxtaposición en situaciones con una baja proporción de hábitats naturales, una pendiente de -3% para situaciones con una proporción de hábitats intermedia y -1% cuando la proporción de hábitats naturales fue alta. Los efectos fijos de este modelo relacionado con la estructura de las cuencas, explicaron un 51% de la variación en el IOSE, mientras que las zonas agroecológicas y la campaña agrícola (factores aleatorios del modelo) explicaron un 28% de variación adicional.

Respecto a la composición de usos de las cuencas, la proporción de la cuenca ocupada por doble cultivo tuvo un efecto negativo sobre el IOSE a nivel de cuencas, el cual disminuyó con una pendiente de -0.4% ($p < 0.001$) por cada aumento en el % de doble cultivo para cuencas con una proporción de hábitats naturales baja y alta. Para cuencas con una proporción de hábitats naturales intermedia, el IOSE disminuyó con una pendiente de -0.5% por cada aumento en la proporción de doble cultivo. Los efectos fijos de este modelo explicaron el 74% de la variación en el IOSE para las cuencas seleccionadas, mientras que los efectos aleatorios asociados a las zonas agroecológicas y a la campaña agrícola explicaron un 19% adicional de la variación.

En cambio, la proporción de la cuenca ocupada por pasturas tuvo un efecto positivo sobre el IOSE cuando la proporción de hábitats naturales fue baja, con una pendiente de 0.3% ($p < 0.001$), pero este efecto fue nulo para cuencas con proporción de hábitats naturales intermedia y alta. En cuanto a la proporción ocupada por cultivos de verano, el IOSE disminuyó con una pendiente de -0.4% ($p < 0.001$) que no difirió entre cuencas con distintos niveles de ocupación de hábitats naturales. La proporción de la variación en el IOSE explicada por los efectos fijos fue de 39% para el modelo que incluye al % de pasturas y del 42% para el modelo con el % de cultivos de verano. Los efectos aleatorios (campañas agrícolas y zonas agroecológicas) explicaron un 34% adicional de la variación en el modelo asociado a las pasturas y un 30% adicional para el modelo con cultivos de verano.

2b- Modelos para el rendimiento hidrológico

La diversidad agrícola tuvo un efecto positivo sobre el rendimiento hidrológico de las cuencas. La proporción de la precipitación que representa el rendimiento hidrológico (RH/PPT) aumentó 1.5% ($p < 0.001$) por cada aumento unitario en la diversidad agrícola de las cuencas. Este efecto fue mayor que el de la proporción de hábitats naturales, que incrementó al RH/PPT con una pendiente de 0.8% ($p = 0.01$). En cambio, la yuxtaposición de usos y coberturas en el espacio no tuvo un

efecto estadísticamente significativo sobre el rendimiento hidrológico ($p = 0.47$). El porcentaje de la variación en el RH/PPT que fue explicado por los efectos fijos (diversidad agrícola, % de hábitat natural y Yuxtaposición de usos y coberturas) de este modelo fue del 11%, mientras que los factores aleatorios (campañas agrícolas y zonas agroecológicas) explicaron el 79% de la variación.

En cuanto a la composición de usos de las cuencas, sólo las pasturas y las forestaciones tuvieron efectos sobre la proporción de rendimiento hidrológico (RH/PPT). La proporción de pasturas incrementó al RH/PPT con una pendiente de 0.22% ($p = 0.003$) pero sólo en cuencas con una proporción de hábitats naturales intermedia. Este efecto no fue estadísticamente significativo en cuencas con niveles altos y bajos de proporción de hábitats naturales. Por el contrario, el porcentaje ocupado por forestaciones disminuyó al RH/PPT con una pendiente de -0.1% ($p = 0.003$) independientemente de la proporción de hábitats naturales en las cuencas. El porcentaje de la variación en el RH/PPT explicado por el modelo asociado a las pasturas fue de 47%, donde los efectos fijos explicaron el 3.6% y los efectos aleatorios del modelo explicaron el 43.4%. Para el modelo relacionado con las forestaciones, la variación total en el RH/PPT explicada fue del 57%, donde los efectos fijos explicaron el 5.4% y los efectos aleatorios el 51.6%.

Por último, no hubo efectos estadísticamente significativos de la proporción ocupada por cultivos de verano y doble cultivos sobre el rendimiento hidrológico de las cuencas.

3- Divulgación de los resultados

El proyecto contempló el desarrollo de una aplicación web para disponibilizar la información generada. En este sentido, toda la información generada está disponible en: <https://inia-web-ng-ka4bmvkba-uc.a.run.app/zones>.

Conclusiones y recomendaciones

La información generada en este proyecto muestra que ha habido un intenso proceso de cambio en el uso del suelo en Uruguay, una de las principales manifestaciones de la intensificación agropecuaria. Los recursos forrajeros perennes fueron la clase que más área hiperializó entre el 2000 y el 2019.

Estos cambios tienen una serie de consecuencias sobre la oferta de SE y la estructura del paisaje. Nuestros análisis muestran que la estructura y composición del paisaje cumplen un rol fundamental en la oferta de servicios ecosistémicos y en la regulación hídrica. Respecto a la oferta de servicios ecosistémicos, la diversidad agrícola tuvo efectos positivos en las cuencas más transformadas, donde la proporción de hábitats naturales es menor. El nivel de yuxtaposición (entremezcla) de usos y coberturas en el espacio tuvo efectos negativos sobre la oferta de servicios ecosistémicos, es decir, una mayor heterogeneidad espacial de las coberturas del suelo disminuyeron la oferta de servicios ecosistémicos. Respecto a la composición de usos y coberturas en el paisaje, aumentos en la proporción de doble cultivos y de cultivos de verano disminuyeron la oferta de servicios ecosistémicos, mientras que la proporción de pasturas la aumentó para cuencas con baja proporción de hábitats naturales.

Respecto a la regulación hídrica, nuestros resultados indican que aumentos en la diversidad agrícola incrementan el rendimiento hidrológico de las microcuencas y este efecto es mayor que la tendencia positiva asociada con la proporción de hábitats naturales. En cambio, la yuxtaposición de usos y coberturas no influyó en el rendimiento hidrológico. Por otro lado, la composición de usos del suelo mostró que el aumento en las forestaciones disminuyó el rendimiento hidrológico de las microcuencas, mientras que el aumento en la proporción de doble cultivos y cultivos de verano no tuvieron influencia. Por el contrario, la proporción de pasturas tuvo un efecto positivo sobre el rendimiento hidrológico.

De nuestros resultados pueden sugerirse recomendaciones de manejo y de ordenamiento territorial a nivel de cuencas. Conservar la mayor proporción de hábitats naturales a nivel de cuenca es clave para mantener el nivel de oferta de servicios ecosistémicos de soporte y regulación y para evitar la disminución del rendimiento hidrológico. Sin embargo, para cuencas que ya han atravesado procesos de transformación de sus áreas naturales y/o se prevé que vayan a ocurrir, aumentar la diversidad de usos es una medida adecuada para aumentar la oferta de servicios ecosistémicos y el rendimiento hidrológico, sobre todo en cuencas muy transformadas. En cambio, la distribución de usos y coberturas en el espacio debería ser de forma segregada, con los distintos tipos de cobertura separadas en el espacio, dado que eso reduciría la disminución en la oferta de servicios ecosistémicos. Nuestros resultados muestran variabilidad en el efecto de distintos usos del suelo para cada variable analizada. Respecto a la oferta de servicios ecosistémicos, las pasturas tuvieron un efecto positivo en cuencas muy transformadas mientras los cultivos de verano y doble cultivos tuvieron un impacto negativo, por lo cual, regular la expansión de estos usos y principalmente, mantener su diversidad a nivel de cuenca es clave para mantener el nivel de oferta de servicios ecosistémicos. Respecto al rendimiento hidrológico, regular

la expansión de forestaciones en contextos de falta de agua parece una medida importante para favorecer la producción hídrica de las microcuencas.

Referencias bibliográficas

- Andrade et al.,(2018). Vascular plant species richness and distribution in the Río de la Plata grasslands. *Botanical Journal Linnean Society*,188,250-256.
- Baeza et al., (2014). Caracterización del uso/cobertura del suelo en Uruguay a partir de series temporales de imágenes MODIS. *Agrociencia*,18,95-105.
- Baeza, S. & Paruelo, J.(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.
- Carbutt et al.,(2017). Global plight of native temperate grasslands: going, going, gone?. *Biodiversity and conservation*,26,2911-2932.
- Daily, G.(2000). Management objectives for the protection of ecosystem services. *Environmental Science & Policy*,3,333-339.
- Daily et al.,(2009). Ecosystem services in decision making: time to deliver. *Frontiers in Ecology and Environment*,7,21-28.
- Díaz et al.,(2015). The IPBES Conceptual Framework—connecting nature and people. *Current Opinion Environmental Sustainability*,14,1-16.
- Ellis et al.,(2010). Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. *Global ecology and biogeography*,19,589-606.
- Fisher et al.,(2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological economics*, 68,643-653.
- Foley et al.,(2005). Global consequences of land use. *Science*, 309,570-574
- 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.
- 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.
- Graesser et al.,(2015). Cropland/pastureland dynamics and the slowdown of deforestation in Latin America. *Environmental Research Letters*,10,034017
- 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.
- Millenium Ecosystem Assessment,(2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis* Washington, Island Press.
- Myneni et al.,(1997). Estimation of global leaf area index and absorbed PAR using radiative transfer models. *Transactions on Geoscience and remote sensing*,35,1380-1393.
- Panario, D., Gutiérrez, O., Sánchez Bettucci, L., Peel, E., Oyhantçabal, P., & Rabassa, J. (2014). Ancient landscapes of Uruguay. *Gondwana Landscapes in southern South America: Argentina, Uruguay and southern Brazil*, 161-199.
- Parton. et al.(1987). Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grasslands", *Soil Science Society of America Journal*,51,1173-1179
- Paruelo et al.,(2016). An integrative index of Ecosystem Services provision based on remotely sensed data. *Ecological indicators*,71,145-154.
- Paruelo et al.,(2019). Conectando la estructura y funcionamiento ecosistémico y los servicios: funciones de producción. En: *El lugar de la naturaleza en la toma de decisiones*. Paruelo y Litterra(Eds). BsAs-CICCUS.
- Paruelo y Diéguez, (2019). Los cucos* y los servicios ecosistémicos: funciones de impacto. En: *El lugar de la naturaleza en la toma de decisiones*. Paruelo y Litterra(Eds). BsAs -CICCUS
- Ramankutty et al.,(2002). The global distribution of cultivable lands: current patterns and sensitivity to possible climate change. *Global Ecology and biogeography*,11,377-392.
- 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
- 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. Tomado de: https://landweb.modaps.eosdis.nasa.gov/QA_WWW/forPage/user_guide/MOD16UsersGuide2016V1.52017May23.pdf
- 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.
- Scheffer et al.,(2001). Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*,413,591-596.

Soriano, A.(1992). Río de la Plata grasslands. *Ecosystems of the world*,8,367-407

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. *Environmental Development*, 38, 100570.

Vitousek et al.,(1986). Human appropriation of the products of photosynthesis. *BioScience*, 36,368-373

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.

Vörösmarty, C. J. and Sahagian, D., 2000b. Anthropogenic disturbance of the terrestrial water cycle. *Bioscience*. 50, 753-765.

Vörösmarty, C. J., Hoekstra, A. Y., Bunn, S. E., Conway, D., Gupta, J., 2015. Fresh water goes global. *Science*. 349, 478-479

White et al.,(2000). *Grassland ecosystems*. Washington, DC

Wischmeier, W. y Smith, D.(1960). A universal soil-loss equation to guide conservation farm planning. *Transactions Soil Sci.*,1,418-425

Licenciamiento

Reconocimiento-NoComercial-SinObraDerivada 4.0 Internacional. (CC BY-NC-ND)