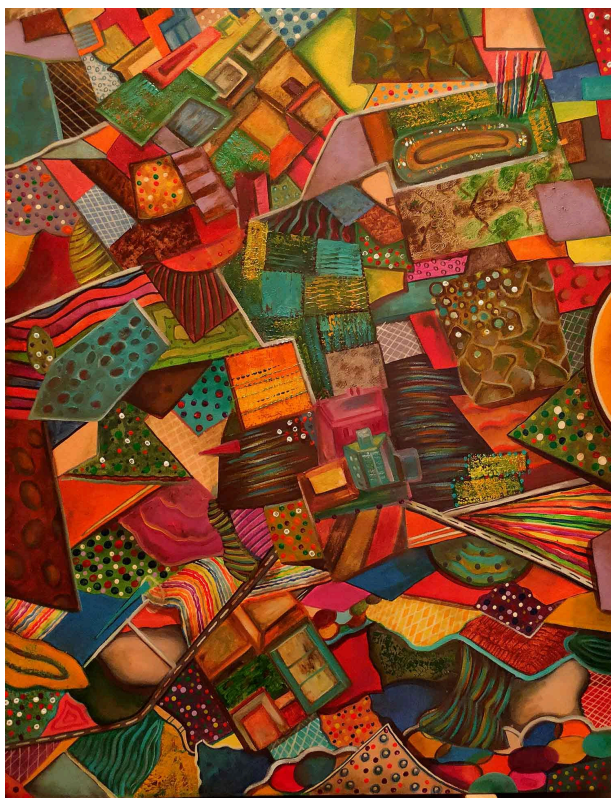


Tesina para optar al grado en Ciencias Biológicas

Diversidad funcional de ecosistemas en el departamento de Canelones: caracterización de Tipos Funcionales de Ecosistemas en un paisaje agroproductivo diverso



Landscape (A Bird Eye View)" de Ajay Narayan

Estudiante: **Sara Morales Pérez**

Orientador: *Federico Gallego Caballero* ¹

Co-orientador: *Gonzalo Camba Sans* ²

¹ Grupo de Ecología de Pastizales, Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias, Universidad de la República (Uruguay)

² Departamento de Métodos Cuantitativos y Sistema de Información, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires (Argentina)

Agradecimientos

“Mientras tengamos capitalismo, este planeta no se va a salvar, porque el capitalismo es contrario a todo, a la vida, a la ecología, al ser humano, a las mujeres, [...]” (Berta Cáceres)

A la Udelar y la ANII por haberme concedido las facilidades para estudiar, para iniciarme en la búsqueda de lo que seguirá. Al Grupo de Ecología de Pastizales, por el estímulo, por la cocción de ideas, por acogerme. A Anaclara y Pablo, por conformar mi tribunal y nutrir este esfuerzo con tanto detalle. Al grupo de MapBiomias y a Carlos, por la ayuda en cada píxel y el acompañamiento sincero y caluroso. Sobre todo gracias a Fede y Gonza, por la paciencia eterna y el apoyo incondicional, en cada gesto durante tanto tiempo, por guiarme y alumbrar mis dudas.

A todes les compas de carrera en cada paso, aquí y allá, en cada charla efervescente entre mate o café, por cada ilusión compartida, por creer en la humanización de la ciencia y la academia comprometida. A la Unidad de Extensión, por todo el apoyo y enseñanzas. A la gente del PAIE y al Laboratorio de Ciencias del Mar por impulsarnos y animarnos.

A Marila y al gato Pipín, muchísimas gracias y abrazos por su genuina bondad, su honradez, su afecto sincero, por posibilitar mi permanencia en Uruguay.

A toda la gente de “este lado”; a Lu Biurra, a Ceci, a Sofi, a Rorro, a Camila, a Maxi, etc. por su afectuosa compañía, su modestia y cariño durante tantos años. Por sus valiosas y valientes palabras. Por encoger mis incertezas y contagiarme su risa genuina. Por tantos momentos de charla profunda y reflexiones compartidas. A la gente de Intendencia por levantar cada momento de dificultad. A la maravillosa Republique, por un inicio nuevo en aquella casa llena de frascos y plantas, a Loli y su flia, a Fefy, Juan y Gloria, a Manu, a Sofi, a Nando, gracias por haberme llenado de mimos, de integridad y de esperanza.

A Julián y Mariana, que tanto apoyo nos hemos ayudado a darnos mutuamente en toda esta vorágine. A Jaume, porque siempre estás sin estarlo más.

A todes “les de allá”, Marisa, Sara, Amelie, Tati, Juan, Ithri, Cris, Alex, Peio, Alex, Josep, Jordi, David, Ema, Pietro, Itxi, ...y tantes más, mi gente, mi familia, ma mare, mon pare, Olenka, iaia meua, a la meua terreta... con el deseo de que el charco entre nosotres fuera más chico. A les feriantes, a Lorena, Arantxa, Fer, al Negro, a Mónica, Rafa y María, Aida y Fer, ... por aquella libertad y viajes! Por ayudarme a que la distancia parezca abstracta, por asistirme en la lejanía.

A Tom, mon *ptigallopin*, por hacerme sentir cómoda con lo que soy, aprender a escuchar mejor, a dudar menos y amar más. A Elisa y Antonia, por los besos sandwich las mañanas de sábado, por todas las semillas que pusimos juntas, por tanto cuento y canción... por lo que vamos a seguir armando les 4 sobre este planeta que arde, con corazón y entusiasmo.

La identidad de alguien se asienta con paciencia, mimo, personas y vivencias a fuego lento, y no seríamos nadie quienes somos sin los abrazos ajenos, sin las horas de charla y sin el tiempo “perdido” entre algunos “aciertos”. Siempre gracias, siempre es hoy.

Resumen

En el contexto de cambio global actual, donde las actividades humanas tienen un impacto significativo en los ecosistemas, la comprensión de los efectos de los cambios en el uso y cobertura del suelo (CUCS) se vuelve crucial. Los CUCS han generado importantes modificaciones en los ciclos biogeoquímicos, la pérdida y fragmentación de hábitats y, particularmente, en distintos aspectos de la biodiversidad como la composición, estructura y función de diversos niveles biológicos. La mayoría de los enfoques de inventario y monitoreo de la biodiversidad se centran en características de composición y estructura, pasando por alto aspectos funcionales. Esto limita la capacidad de evaluar los efectos de los CUCS sobre el funcionamiento de los ecosistemas. Si bien las evaluaciones empíricas a nivel de paisajes multifuncionales aún son escasas, profundizar en el conocimiento sobre la funcionalidad ecosistémica es fundamental para proporcionar marcos adecuados de producción y gestión de estrategias que favorezcan la conservación de la biodiversidad vegetal y los servicios ecosistémicos asociados. El objetivo de este trabajo fue caracterizar la diversidad funcional de ecosistemas en el departamento de Canelones y su vínculo con distintos usos y coberturas del suelo y entornos inmediatos. Para ello, se identificaron y caracterizaron Tipos Funcionales de Ecosistemas (TFE, parches de la superficie terrestre que comparten los mismos patrones de intercambio de materia y energía), mediante imágenes satelitales Sentinel 2 (10x10 m). Se calcularon tres fenométricas (el *IVN media* para la productividad, el *IVN sd* para la estacionalidad y el *IVN mmáx* para el momento de máximo IVN) derivadas de la curva estacional del Índice de Vegetación Normalizado (IVN), cuya combinación permitió definir 64 TFE. Adicionalmente, se realizaron salidas de campo para coleccionar información sobre los diferentes usos y coberturas del suelo presentes en el área de estudio y así caracterizar la composición de TFE en cada uso y cobertura. La productividad mostró variaciones notables en toda la región, con mayores valores en el Centro-Este y el margen Este, asociadas a bosques ribereños y silvicultura. La estacionalidad mostró una tendencia a disminuir de Oeste a Este, aunque con algunas excepciones en el Noroeste y Centro, donde la estacionalidad fue particularmente alta asociada a cultivos agrícolas anuales. Los meses de máxima actividad fotosintética se registraron desde febrero hasta mayo, coincidiendo con el final del verano y el inicio del otoño. Se identificaron y cartografiaron 61 de los 64 posibles TFE, con una distribución segregada y estrechamente vinculada con los usos y coberturas dominantes. Los TFE más abundantes fueron, en orden decreciente de abundancia: Da1 y Da4, de alta productividad y alta estacionalidad, seguidos de Aa4 y Aa1, de baja productividad y alta estacionalidad, con momentos máximos de IVN en otoño y verano. La diversidad de TFE mostró diferencias entre los usos y coberturas del suelo. La horticultura y bosques mostraron la mayor y menor

diversidad, respectivamente En todos los casos se observó una mayor diversidad de TFE en los entornos inmediatos en comparación con la clase de uso del suelo. Las diferencias más altas se encontraron en la agricultura, donde la diversidad de TFE fue un 78% más alta en su contexto que en las muestras individuales. Este estudio brinda una comprensión de la diversidad funcional de los ecosistemas en el departamento de Canelones y aporta información para la gestión de recursos naturales, la conservación de la biodiversidad y la promoción de prácticas sostenibles que contemplen la diversidad funcional en un mundo donde la presión humana sobre los ecosistemas es creciente.

Palabras clave: Índice de Vegetación Normalizado, Sensoramiento remoto, Paisajes multifuncionales, Sustentabilidad agroproductiva, Biodiversidad.

Introducción

Encontrar alternativas de desarrollo de las sociedades humanas sin comprometer el funcionamiento de los ecosistemas constituye uno de los desafíos más importantes de este siglo (Steffen et al., 2015). Actualmente, las actividades humanas representan el factor dominante del cambio en el sistema terrestre (Crutzen, 2016). Los impactos antrópicos sobre los ecosistemas han alcanzado dimensiones tan grandes que son considerados como los factores principales del Cambio Global (Foley et al., 2005). Röckstrom et al., (2009) establecieron el concepto de límites planetarios (Planetary Boundaries en inglés) que, bajo un marco basado en los límites al crecimiento (Meadows et al., 1972, 2004), determina límites ambientales (ciclos biogeoquímicos, circulación física, entre otros) dentro de los cuales se espera que la humanidad pueda operar de manera segura. Recientemente se confirmó que seis de los nueve límites planetarios se transgredieron (Richardson et al., 2023). Para todos los límites previamente identificados como transgredidos (cambio climático, integridad de la biosfera, cambio del sistema terrestre y flujos biogeoquímicos), el grado de transgresión ha aumentado desde 2015 (Richardson et al., 2023) lo que denota el incremento en la intensidad de las acciones humanas sobre el planeta. Los cambios en el uso y cobertura del suelo (CUCS) son considerados el principal agente de estos cambios debido a sus efectos sobre los ciclos biogeoquímicos, el clima y la biodiversidad. (Foley et al., 2005).

A nivel global, el 60% de los CUCS están asociados a actividades humanas directas y el otro 40% con impulsores indirectos como el cambio climático (por ejemplo, el aumento de cobertura herbácea por el retroceso glacial) (Song et al., 2018). Los principales CUCS incluyen la pérdida de ecosistemas naturales tales como pastizales, sabanas y bosques por la silvicultura comercial, cultivos agrícolas perennes y anuales, y la urbanización (Song et al., 2018). En América Latina, varias regiones son consideradas “hotspots” con altas tasas de transformación, entre ellas las selvas tropicales como la Amazonía y bosque Atlántico, los bosques secos como el Cerrado y el Chaco y los pastizales del bioma Pampa (también conocidos como Pastizales del Río de la Plata, Soriano et al., 1991). En estas regiones, los ecosistemas naturales han sido transformados principalmente por la ganadería, la agricultura y la silvicultura (Gibbs et al., 2010; Hansen et al., 2013; Vallejos et al., 2015; Piquer-Rodríguez et al., 2018; Baeza & Paruelo, 2020; Baeza et al., 2022). Particularmente, los Pastizales del Río de la Plata (PRP) vienen atravesando intensas tasas de transformación en el uso del suelo por el avance de la agricultura (principalmente soja) y silvicultura (eucaliptus y pinos) (Baeza & Paruelo, 2020; Staude et al., 2018, Baeza et al., 2022). Desde 1985, los pastizales de esta región pasaron de 440.395 km² a 352.643 km² en

el 2021, reduciéndose un 20% aproximadamente. La agricultura incrementó su superficie pasando de 440.184 km² en 1985 hasta 486.782 km² en 2021, aumentando 11 % aproximadamente. Por último, la silvicultura pasó de conformar 6.002 km² en 1985 hasta alcanzar en 2021 la superficie de 27.773 km², lo que supone un crecimiento de las plantaciones silvícolas del 363 % (MapBiomás Pampa, 2023).

Las actividades agropecuarias están generando modificaciones profundas en distintos aspectos de la biodiversidad (Chapin et al., 2000). De las muchas presiones que los humanos ejercen sobre la biodiversidad, el uso de la tierra para la agricultura y los asentamientos es una de las más importantes (Maxwell et al., 2016). A nivel global, se ha estimado que los CUCS han provocado que los ecosistemas pierdan en promedio un 13,6% de especies en comparación con los hábitats prístinos (Newbold et al., 2018). La biodiversidad de un área se compone de tres dimensiones: composición, estructura y función, evaluada en todos los niveles de la jerarquía biológica, desde los genes hasta las ecorregiones (Noss, 1990). La composición refiere a la identidad y variedad de entidades en una colección (por ejemplo, listas de especies e índices de diversidad); la estructura a la organización física o el patrón de un sistema (por ejemplo, la complejidad del hábitat o fisonomía de la vegetación); y la función a los procesos ecológicos y evolutivos (p. ej., intercambios de información, materia y energía) (Noss, 1990). Estos tres aspectos se encuentran estrechamente vinculados, la modificación de uno genera alteraciones en los otros operando en todos los niveles de organización (Brook et al., 2008). Tradicionalmente, los inventarios y monitoreos de la biodiversidad se han basado en características estructurales y de composición (principalmente a nivel de especie), pero rara vez en características funcionales de los ecosistemas (Callicott et al., 1995).

El concepto de homogeneización biótica (McKinney & Lockwood 1999; Olden et al., 2004) ofrece un marco para la predicción de los impactos humanos en la distribución de la biodiversidad global. La homogeneización de los agroecosistemas a través de la pérdida de diversidad genética entre y dentro de los cultivos, una mayor dependencia de menos productos fitosanitarios y la pérdida de características seminaturales, como los límites de los campos, amenazan la sostenibilidad de las estrategias actuales de protección de cultivos. Asimismo, la pérdida de diversidad de cultivos ha determinado una gama estrecha de especies de malezas, patógenos y plagas adaptadas al pequeño número de cultivos importantes que actualmente se cultivan a gran escala (Smart et al., 2006; Storkey et al., 2019). En general, los cambios asociados a las actividades agropecuarias implican el reemplazo de los tipos funcionales de plantas dominantes, una mezcla de gramíneas perennes C3 y C4, por árboles perennes y plantas anuales (ya sean dicotiledóneas o

gramíneas). Esta sustitución no sólo reduce la biodiversidad en términos de composición de especies, sino que también erosiona la diversidad estructural y funcional de los ecosistemas (Noss, 1990; Figura 1 del Anexo 1). Estas dimensiones estructurales y funcionales de la biodiversidad, particularmente a nivel de ecosistemas y paisajes, son a menudo un aspecto no abordado en los estudios de los CUCS. Sin embargo, la dimensión del funcionamiento de los ecosistemas ha ganado atención dado que los efectos del Cambio Global sobre la biodiversidad son particularmente notables a nivel de ecosistema (Vitousek, 1994) y tienen una influencia más rápida en las características funcionales que en las estructurales o de composición de los ecosistemas (Virginia et al., 2001). Alcaraz-Segura et al., (2013) caracterizaron los patrones regionales de diversidad funcional de los ecosistemas y evaluaron los controles ambientales y humanos que determinan su riqueza, comparando dichos controles en sistemas naturales y modificados por humanos en las zonas templadas de América del Sur. Los resultados mostraron que los principales impulsores de la riqueza funcional de ecosistemas coinciden con los encontrados para la riqueza de especies. También hallaron que en entornos antropizados (paisajes compuestos por dichos ecosistemas), los CUCS aumentan la riqueza funcional de ecosistemas cuando la presión humana es baja, pero la disminuyen cuando la intervención humana es alta.

Ante la necesidad de revertir los procesos de homogeneización biológica de los agroecosistemas, se ha desarrollado el concepto de paisajes multifuncionales, es decir, paisajes creados y gestionados para integrar la producción humana y el uso del paisaje, manteniendo el funcionamiento ecosistémico, los flujos de servicios y la conservación de la biodiversidad (Mastrangelo et al., 2014; Tiftonell et al., 2020; Garibaldi et al., 2023). La multifuncionalidad se entiende como el suministro de múltiples funciones, servicios o bienes del ecosistema dentro de la misma área (Hölting et al., 2019, Hölting et al., 2020). En los últimos años, se han desarrollado estrategias para caracterizar la heterogeneidad del funcionamiento de los ecosistemas en el espacio y el tiempo a partir de la identificación de Tipos Funcionales de Ecosistemas (TFE), es decir, parches de la superficie terrestre que intercambian energía y materia de manera similar y muestran coordinación y respuestas específicas a factores ambientales (Paruelo et al., 2001). A pesar de los avances en el desarrollo de marcos conceptuales, índices y herramientas para el diseño y monitoreo del funcionamiento ecosistémico, las evaluaciones empíricas a nivel de paisaje son escasas, fundamentalmente por la complejidad que representa esta escala de estudio (Paruelo et al., 2019). Identificar y caracterizar Tipos Funcionales de Ecosistemas en paisajes agropecuarios constituye un aspecto clave, aún no suficientemente abordado, para el diseño, evaluación y gestión multifuncional de los paisajes rurales (Hölting et al., 2020).

En países en vías de desarrollo con fronteras agropecuarias activas (como el Sur de Sudamérica), las evaluaciones del impacto de los CUCS sobre los ecosistemas tienen especial importancia dado que representan regiones donde aún quedan áreas naturales sin transformar y donde se proyecta que la producción agropecuaria se amplíe junto con sus consecuencias socioambientales (Lambin et al., 2013). En Uruguay, y como consecuencia de la intensificación de los agroecosistemas, el Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca (MGAP) incluyó en su Plan Estratégico diferentes líneas de acción, entre las que se indica expresamente promover una intensificación productiva con sostenibilidad económica ambiental y social. Adicionalmente, durante el año 2019 se consolidó formalmente el Plan Nacional de Agroecología (PNA) cuya intención es resignificar con prelación cuáles son las urgencias y necesidades del sistema agroalimentario actual (Zabala, 2019). La resiliencia ha sido definida como la capacidad de un ecosistema de absorber perturbaciones y reorganizarse mientras está experimentando o tras experimentar cambios, de forma tal que pueda mantener básicamente la misma estructura, funcionamiento y mecanismos de auto-regulación (Walker et al., 2004; Redhead et al., 2020). En este sentido, la presencia de diferentes grupos funcionales y las interacciones entre ellos son consideradas como una de las posibles fuentes de resiliencia ecológica (Peterson et al., 1998). Por definición, al perderse un grupo funcional, necesariamente deberían ocurrir cambios en las propiedades de los ecosistemas (Martín-López et al., 2007). Es por ello que la agroecología, entre otras apuestas productivas por diversificar la composición estructural y funcional de los ecosistemas, tiene entre sus objetivos la diversificación de los paisajes agroproductivos para aumentar su resiliencia ecosistémica (Bommarco et al., 2013; Tittone et al., 2014; Altieri et al., 2015; Tittone et al., 2020).

El departamento de Canelones tiene una alta diversidad de usos y coberturas del suelo, desde pequeñas extensiones familiares hasta grandes monocultivos (OTU-CAA, 2011). Además, ha sido uno de los departamentos modelo en el desarrollo e implementación de producción agroecológica (Gazzano Santos & Gómez, 2015; Zabala, 2019). En la actualidad, el 20% de la producción es agroecológica y para autoconsumo de todo el país, con crecientes transiciones hacia modos de producción más sustentables a pequeña escala que conviven con mayores dimensiones de intensificación agrícola y monocultivos para exportación (OTU-CAA, 2011). Esta situación indica que las alternativas productivas que buscan brindar servicios ecosistémicos (SE) más allá del rendimiento alimentario están ganando interés por parte de los agricultores, los formuladores de políticas y la sociedad en general. Sin embargo, no hay antecedentes que analicen la correspondencia entre la diversidad de usos y coberturas con la diversidad funcional de ecosistemas, esto es, dilucidar si la diversidad productiva se traduce en una diversidad en la transferencia de

materia y energía entre elementos del paisaje. Caracterizar los Tipos Funcionales de Ecosistemas en esta región podría contribuir a evaluar la multifuncionalidad de paisajes agropecuarios y así informar a la toma de decisiones de gestión para un desarrollo sostenible (Hötiling et al., 2020) y una mayor resiliencia de los sistemas agroproductivos en el entorno del cambio ambiental global.

Objetivo general:

El objetivo general de este trabajo fue caracterizar la diversidad funcional de ecosistemas en el departamento de Canelones y su vínculo con distintos usos y coberturas del suelo y entornos inmediatos (paisaje).

Objetivos específicos:

1. Identificar y cartografiar los Tipos Funcionales de Ecosistemas (TFE) en el departamento de Canelones.
2. Comparar la diversidad de TFE entre distintos usos y coberturas del suelo y respecto a su entorno inmediato (paisaje).
3. Analizar la composición de TFE presentes en los diferentes usos y coberturas del suelo y los existentes en su entorno inmediato (paisaje).

Materiales y Métodos

1. Área de estudio

El área de estudio se encuentra ubicada al Sur del territorio nacional, entre los 34 y 35 ° Sur y 56 y 57 ° Oeste, y ocupa una superficie aproximada de 7066 km² (Figura 1). Está definida a partir del conjunto de cuencas de grado 5, definidas por la Dirección Nacional de Aguas del Uruguay que, conteniendo al departamento administrativo-político de Canelones de

interés para este estudio, constituye una unidad biofísica en sí misma. El recorte incluye además de a Canelones, pequeñas fracciones de los departamentos de San José, Florida, Lavalleja, Maldonado y Montevideo.

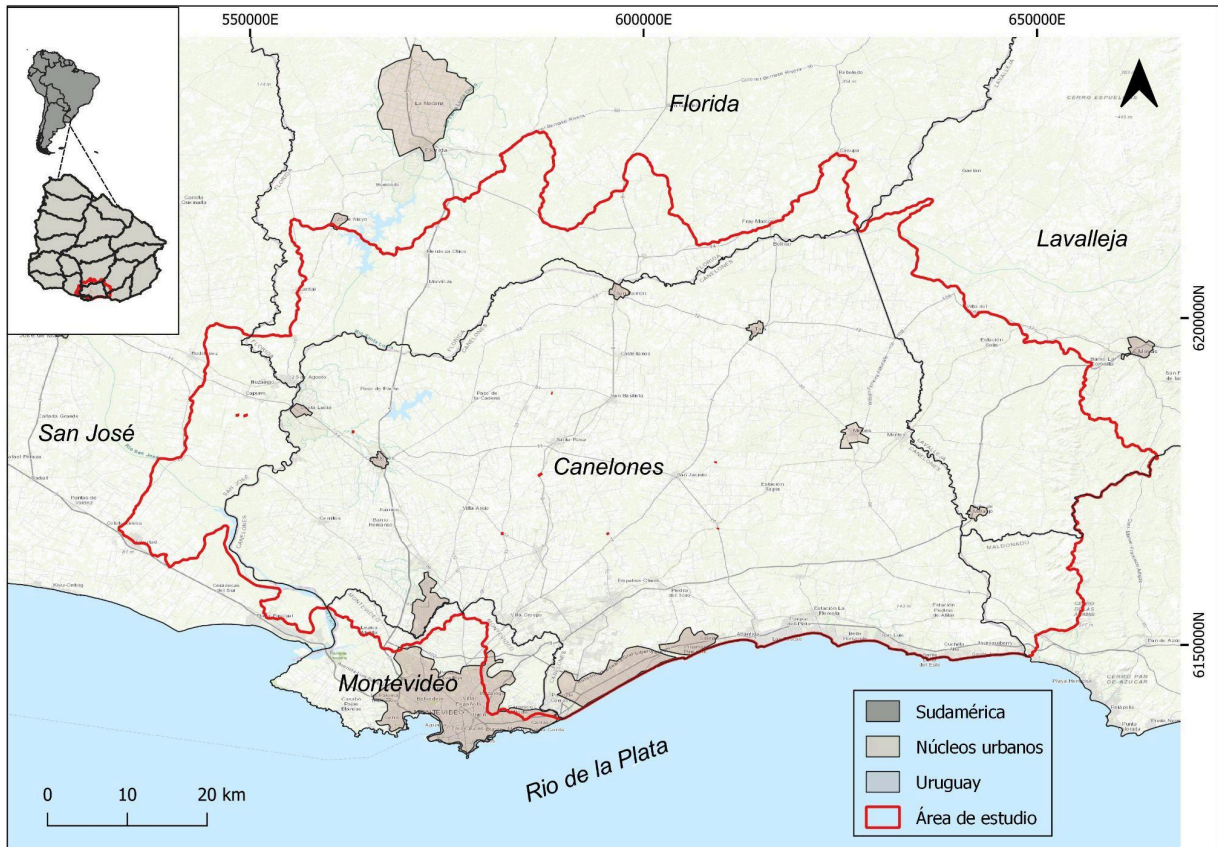


Figura 1. Ubicación geográfica del área de estudio (en rojo) al Sur de Uruguay (gris claro), en Sudamérica (gris oscuro) y su entorno de núcleos urbanos importantes alrededor (marrón claro).

La temperatura media anual es de 16°C con una marcada estacionalidad durante el año. Las temperaturas extremas récord en el período 1981- 2010 fueron: 39,3 °C la máxima (enero de 1990) y -4,5 °C la mínima (junio de 2002) (ECAC, 2021). La precipitación media anual departamental varía en el rango de 900 mm a 1.300 mm. La estación de invierno tiene el menor registro de lluvia y los meses de otoño y primavera presentan los mayores valores acumulados. Durante las últimas décadas se ha observado un cambio en las precipitaciones acumuladas anuales hacia mayores valores, confirmando una tendencia general de mayor humedad en el último siglo (ECAC, 2021).

La geología de la zona está compuesta por limos más o menos arcillosos y calcáreos, distribuidos en un relieve suavemente ondulado con lomas amplias, convexas y pendientes

de 1-4% (MIEM-Fcien, 2004). Los suelos dominantes son vertisoles de doble perfil, argisoles y planosoles, los cuales son suelos oscuros de textura pesada, profundos y de fertilidad muy elevada (CONEAT, 2020). La geomorfología del territorio no exhibe gran altura ni pendientes abruptas. Predomina una zona de colinas y lomadas fuertes de hasta 100 metros de altura hacia el Este y Noreste del área de estudio; al Centro y al Norte predominan lomadas sedimentarias más suaves; y las zonas más bajas corresponden a las llanuras del río Santa Lucía, incluidas sus planicies de inundación y humedales asociados. Sobre la costa del Río de la Plata se desarrollan las llanuras bajas y las planicies de los arroyos principales, que alternan a lo largo de la costa con las depresiones y los cordones litorales (Estrategia Canaria de Acción Climática, 2021).

En cuanto a los usos y cobertura en el área de estudio, según el Censo General Agropecuario (DIEA, 2011), el departamento de Canelones se presenta como el más diverso en términos de actividades agroproductivas. En el departamento de Canelones existen 7.790 explotaciones agropecuarias, representando el 17,4% de las explotaciones de Uruguay (44.781), aunque Canelones ocupa poco más del 2 % de la superficie total del territorio nacional (MID-PEC, S/F). De estas, el 82,2% se caracterizan por tener superficies menores a 50 hectáreas, al contrario de lo que sucede para el total del país, donde solo el 42,3% poseen superficies menores a 50 hectáreas (MID-PEC, S/F). Esto tiene que ver con la cantidad de predios dedicados a la agricultura a pequeña escala, destacándose fuertemente la agricultura familiar (MID-PEC, S/F).

En cuanto a la superficie destinada a las actividades agroproductivas, la agricultura intensiva en el área se concentra en los rubros de viticultura, horticultura y citricultura (DIEA, 2019). Casi el 50% de la producción hortícola del país se ubica en el área de estudio, al igual que el 52% de la viticultura (ocupando 41,35 km² en el año 2019), y en menor grado otros rubros como el cítrico (DIEA, 2019). La agricultura extensiva ocupa una superficie total 136,07 km² para el año 2011, caracterizada por cultivos cerealeros e industriales, éstos 2011 últimos entendidos como monocultivos de grandes extensiones de invierno (como colza, cebada y trigo) y de verano (como sorgo, maíz y soja) (MGAP, 2017). La superficie de mejoramientos forrajeros (incluyendo praderas artificiales, campos fertilizados y mejorados y cultivos forrajeros anuales) fue de 875 km² en 2018 (DIEA, 2019). Por su parte, la silvicultura en 2021 (fundamentalmente plantaciones de *Eucalyptus sp.* y *Pinus sp.*) tuvo una superficie de ocupación de 344,76 km² (MapBiomás Pampa, 2023). En lo que respecta a las coberturas naturales, para el año 2021 hubo una superficie de 1150,87 km² de pastizales en el área de estudio, unos 47,08 km² de zonas pantanosas y/o humedales y

286,43 km² de bosque, fundamentalmente asociado a cuerpos y cursos de agua (MapBiomás Pampa, 2023).

2. Procesamiento de imágenes satelitales y generación de los TFE

Para la identificación de Tipos Funcionales de Ecosistemas (TFE) se utilizaron imágenes satelitales derivadas de la misión Copernicus Sentinel-2, la cual ofrece imágenes ópticas con una resolución espacial de 10, 20 y 60 metros, repartidas en 13 bandas en total, y una resolución temporal de entre 2 y 5 días de revisita (Copernicus Sentinel, 2023). En este trabajo, se emplearon únicamente las bandas 4 (correspondiente al rojo dentro del espectro electromagnético visible) y la banda 8 (correspondiente al infrarrojo cercano), ambas de 10 m de resolución espacial y corregidas radiométrica y atmosféricamente. Con ellas se calculó el Índice de Vegetación Normalizado (IVN) mediante los valores de reflectancia a nivel de superficie para proceder a la identificación de Tipos Funcionales de Ecosistemas. El IVN se calculó de acuerdo a la siguiente fórmula: **IVN = (Infrarrojo cercano - Rojo) / (Infrarrojo cercano + Rojo)**. Este índice de vegetación es uno de los más utilizados en teledetección y muestra una relación positiva con la fracción de radiación fotosintéticamente activa absorbida por la vegetación verde y por ende con la productividad de los ecosistemas (Pettorelli, 2013). Se confeccionaron mosaicos mensuales con el valor promedio de IVN de todas las imágenes libres de nubes presentes en cada uno de los meses. Los mosaicos fueron generados para el período agrícola comprendido entre el 1 de julio del año 2021 y el 30 de junio del año 2022. De esta forma se generó, para cada píxel, un valor mensual promedio de IVN para todo el período de análisis. Las nubes se identificaron a partir del conjunto de datos de probabilidad de nubes proporcionado por Sentinel 2 y las sombras se definieron mediante la intersección de proyección de nubes con píxeles de la banda del infrarrojo cercano (IR) de baja reflectancia (extraído de https://developers.google.com/earth-engine/datasets/catalog/COPERNICUS_S2_CLOUD_PROBABILITY/).

La identificación de los TFE presentes en el área de estudio se basó en la dinámica estacional del IVN (Figura 2). Los TFE se definieron utilizando 3 “*fenométricas*” que sintetizan el comportamiento funcional de los ecosistemas (Paruelo et al., 2001; Alcaraz-Segura et al 2013): la media (IVN *media*), el desvío estándar (IVN *sd*) y la fecha o momento de máximo IVN (IVN *mmax*) (Figura 2). Cada una de estas métricas, a su vez, se dividió en cuatro intervalos, con un total de 64 posibles combinaciones (64 TFE resultantes). En el caso de la fecha de máximo IVN, los intervalos corresponden a las cuatro estaciones

del año. Para definir los límites de las cuatro clases para la media y el desvío estándar, se calcularon los cuartiles de los histogramas del IVN *media* e IVN *sd*, respectivamente,. Se asignaron códigos a cada TFE según lo sugerido por Paruelo et al., (2001) utilizando dos letras y un número (tres caracteres). La primera letra del código (Mayúscula) indica valores crecientes de productividad (IVN *media*) (de “A” a “D”). La segunda letra (minúscula) indica valores decrecientes de la estacionalidad o variabilidad (IVN *sd*) (de “a” a “d”). Los números indican la estación en la que se produce el valor máximo (1 para otoño, 2 para invierno, 3 para primavera y 4 para verano). Esta definición y codificación de TFE basada únicamente en descriptores del funcionamiento del ecosistema permitirá una interpretación ecológica de la leyenda del mapa con la codificación por colores asociados a letras y números combinando las 3 fenométricas: mayúscula-minúscula-número (Gallego et al., 2023), posibilitando así una interpretación funcional de las entidades distribuidas en el área de estudio.

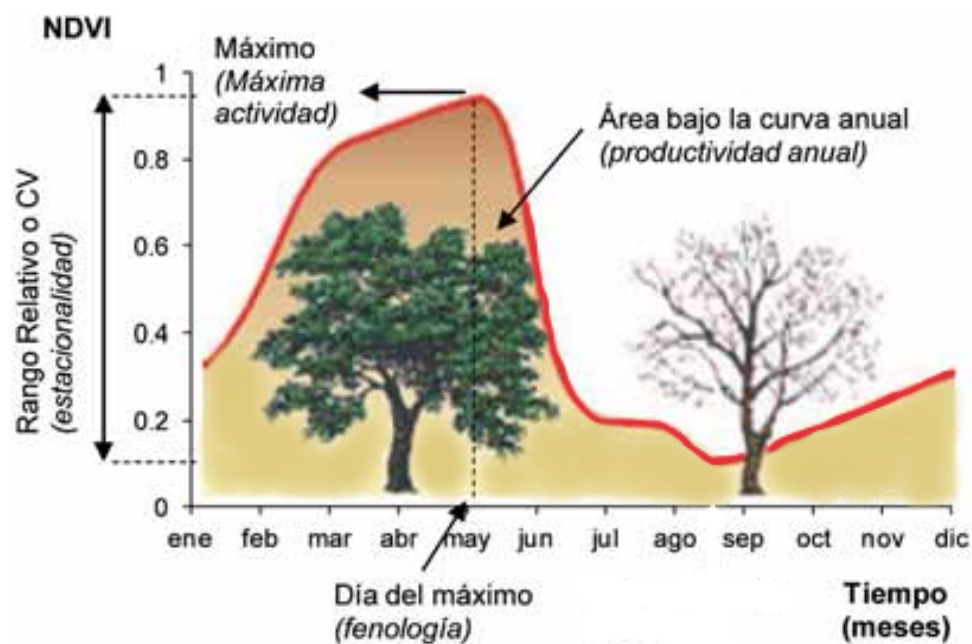


Figura 2. Curva anual media del Índice de Vegetación Normalizada (IVN o NDVI por sus siglas en inglés) y métricas utilizadas para la construcción de Tipos Funcionales de Ecosistemas (Autor: Andrés Reyes).

El procesamiento y análisis de imágenes satelitales se realizó en la plataforma *Google Earth Engine* (GEE), un sistema diseñado para permitir el análisis científico y la visualización de conjuntos de datos geospaciales a escala de petabytes (Gorelick, 2013; Gorelick et al., 2017). GEE es una plataforma basada en la nube que facilita el acceso a recursos informáticos de alto rendimiento para procesar grandes conjuntos de datos geospaciales. Para maximizar la identificación de TFE en áreas agropecuarias dentro del área de estudio,

se aplicó una máscara para excluir a zonas urbanas (urbes, villas o edificaciones industriales) y agua (ríos, cañadas, lagunas y tajamares) a partir de los datos provistos por el Dynamic World disponible en GEE (Brown et al., 2022). Dynamic World consiste en un catálogo de datos de uso y cobertura terrestre actualizado prácticamente a tiempo real y de 10 metros de resolución. Los mapas son obtenidos a través del uso de imágenes de Sentinel 2 y de “*Deep Learning*”. Cada píxel del mapa tiene asociado una probabilidad de pertenencia a una clase. Cuanto mayor sea esta probabilidad, mayor es el grado de certeza de que ese píxel pertenezca a la clase en cuestión. Se utilizó el umbral de probabilidad de 0 - 0.25 para la confección de la máscara urbana y de 0 - 0.1 para la máscara de agua y para el mismo período temporal considerado para el resto del procesamiento de imágenes.

3. Identificación y determinación de usos y coberturas del suelo

Con el fin de identificar diferentes usos y coberturas del suelo, presentes en el área de estudio, se realizaron dos salidas de campo (noviembre de 2021 y marzo de 2022), correspondientes a finales de primavera e inicios de otoño. Las salidas fueron diseñadas para cubrir la mayor parte del territorio bajo estudio (Figura 3). Se consideraron mapas de usos y coberturas del suelo e imágenes satelitales con el objetivo de cubrir las distintas zonas agroproductivas durante las recorridas y contar con la mayor heterogeneidad de datos de campo posible. Los mapas consultados fueron: a) los mapas de usos y/o cobertura del suelo del Ministerio de Ambiente (Observatorio Ambiental Nacional, 2022) y b) los mapas de usos y/o cobertura del suelo provenientes de la iniciativa MapBiomás Pampa (Baeza et al., 2022; MapBiomás Pampa, 2023). Las imágenes satelitales consultadas fueron imágenes de Sentinel 2 obtenidas a partir de la plataforma web Sentinel Hub (Sentinel Hub, 2022). Todos los datos de campo fueron georreferenciados con GPS mediante la aplicación de Carto Druid elaborada por el Instituto Tecnológico Agrario de Castilla y León (ITACyL) (información extraída de www.cartodruide.es). Los puntos georreferenciados se tomaron teniendo en cuenta a) el tamaño del lote, evitando poner puntos en lotes demasiado pequeños (dado el tamaño de los píxeles de Sentinel 2); b) la identificación clara del uso y cobertura del suelo, sin tomar puntos en lotes con usos difusos o poco evidentes, como rastrojos o campos abandonados, etc. y c) aclarando, en la medida de lo posible, observaciones con el tipo de cultivo, el estado (cosechado, con arbustos, etc.) para facilitar la posterior fotointerpretación y validación de las clases muestreadas en el campo. En total, se registraron 1559 observaciones durante las salidas de campo (Figura 3) para 9 clases de usos y coberturas del suelo (artificiales y naturales) (Tabla 1).

Tabla 1. Número total de muestras totales identificadas en campo para cada uno de los 9 tipos de uso y cobertura del suelo diferenciado en este trabajo.

<i>uso y cobertura del suelo</i>	<i>Número de muestras</i>
Agricultura	232
Bosque	93
Campo Natural	375
Silvicultura	102
Fruticultura	114
Horticultura	201
Humedal	98
Pradera	206
Vid	138
TOTAL	1559

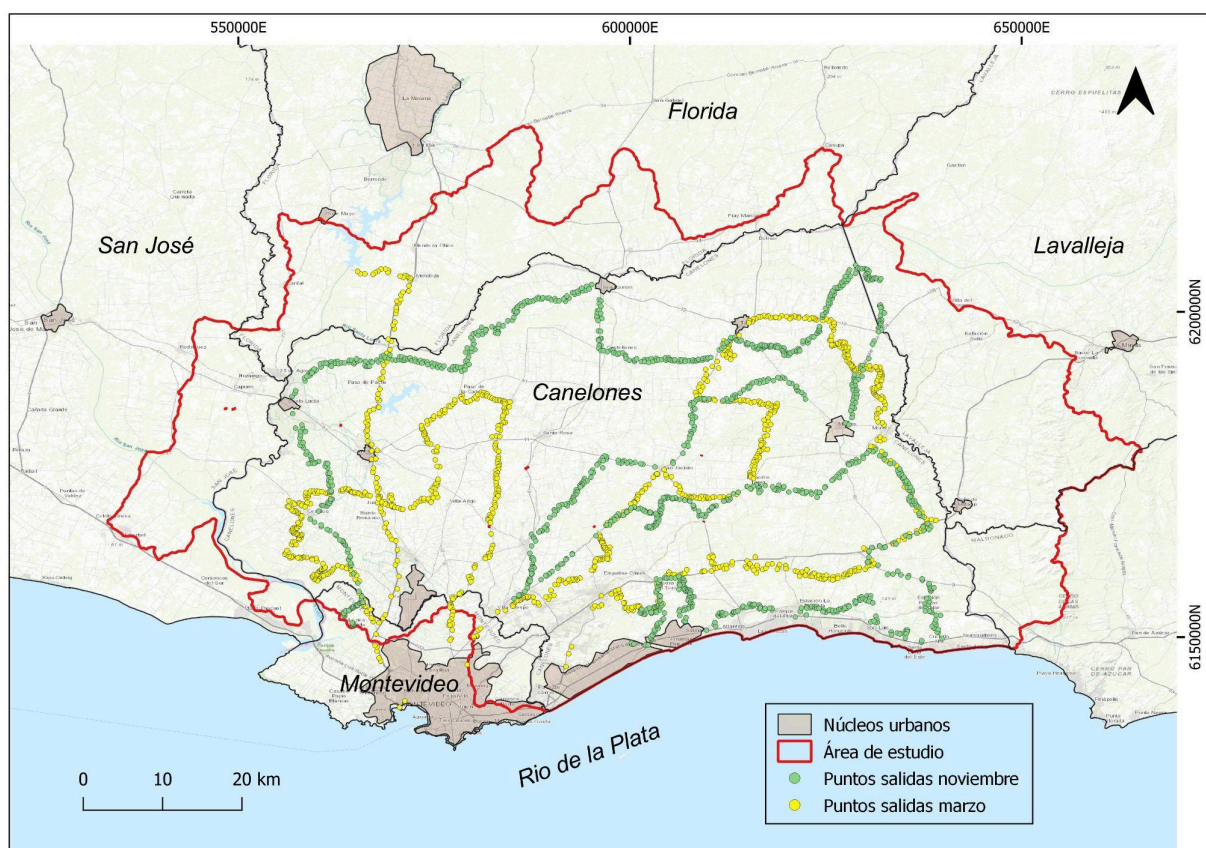


Figura 3. Ubicación geográfica de los puntos de usos y coberturas del suelo colectados durante las salidas de noviembre de 2021 (verde) y marzo de 2022 (amarillo) en el área de estudio (rojo).

A partir de la información colectada a campo, se digitalizaron, mediante fotointerpretación, polígonos que corresponden a unidades productivas de cada uno de los usos y coberturas del suelo utilizando el software libre QGIS 3.2.0 (QGIS Development Team, 2023). Para la fotointerpretación de los límites de las unidades productivas, se emplearon imágenes aéreas digitales provenientes del levantamiento aerofotogramétrico (tamaño de píxel en terreno de 32 cm) realizado por la Infraestructura de Datos Espaciales (IDE) y la Agencia Nacional de Gobierno Electrónico y Sociedad de la Información y el Conocimiento (AGESIC) de Uruguay para el año 2018. También se utilizaron imágenes Sentinel-2 coincidentes con las fechas de las salidas de campo.

Para analizar la heterogeneidad funcional del paisaje alrededor de cada uso y cobertura del suelo relevado a campo, se realizó una selección aleatoria de polígonos que guardasen una mínima distancia entre sí, para poder analizar sus entornos inmediatos sin que estos se superpusieran. Se consideró el entorno inmediato como una aproximación al análisis a escala de paisaje, siendo que en sumatorio, todos los entornos inmediatos de los usos y coberturas del suelo identificados corresponden a una suerte de paisaje único de tipo agroproductivo en el departamento de Canelones. Esta decisión se basó en varias pruebas realizadas donde se analizaron diferentes distancias entre los polígonos de cada clase por separado (1, 2, 3, 4 y 5 km), y se evaluó el número de muestras que permanecía guardando cada una de las distancias mencionadas para cada clase, siendo menor el número de muestras al aumentar las distancias entre sí. A su vez, se tuvo en cuenta que el área de estudio comprende una distancia de 90,307 km de largo y 131,009 km de ancho. Con dichas proporciones de superficie total, y habiendo realizado pruebas a diferentes distancias entre polígonos intracase, se decidió optar por distancias de 2 km entre polígonos del mismo uso y cobertura del suelo (Tabla 2). Esta decisión permitió considerar un entorno de 1 km (*buffers*) alrededor de los predios digitalizados para definir los entornos inmediatos (paisajes) de cada uso del suelo sin que se solaparan entre ellos. (Figura 1 del Anexo 2).

Tabla 2. Número de muestras con una distancia igual o mayor a 2 km para cada uno de los 9 tipos de uso y cobertura del suelo diferenciado en este trabajo.

<i>uso y cobertura del suelo</i>	<i>Número de muestras</i>
Agricultura	88
Bosque	49
Campo Natural	124
Silvicultura	50
Fruticultura	26
Horticultura	46
Humedal	29
Pradera	83
Vid	25
TOTAL	520

4. Análisis de datos

Para comparar la heterogeneidad funcional entre a) los diferentes usos y coberturas del suelo y b) los diferentes usos y coberturas con sus entornos inmediatos, se calculó el Índice de Diversidad de Shannon-Weaver (Shannon & Weaver, 1948) para cada lote y cada paisaje. El índice Diversidad de Shannon-Weaver refleja la heterogeneidad de un grupo sobre la base de dos factores: el número de categorías, clases o especies presentes (muy empleada en análisis de biodiversidad de especies) y su abundancia relativa. Conceptualmente es una medida del grado de incertidumbre asociada a la selección aleatoria de una categoría o clase a un grupo, en este caso, agrupación de píxeles a diferentes TFE. Suele representarse como una H' bajo la siguiente fórmula (Pla, 2006):

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

Donde H' es la diversidad de Shannon en cuanto al número de TFE, S es el número o riqueza de TFE, p_i es la proporción de TFE de clase “ i ” respecto al total de TFE (abundancia relativa de $i: \frac{n_i}{N}$), donde n_i es el número de píxeles dentro de cada TFE i y N es el número total de píxeles sumados entre el total de TFE.

Se emplearon análisis de varianzas (ANOVA por sus siglas en inglés) de un factor para comparar la diversidad entre usos y coberturas del suelo y Test de T para comparar la diversidad de TFE entre los usos y coberturas del suelo y sus entornos inmediatos. Se comprobaron los supuestos de distribución normal de la variable respuesta y la homogeneidad de varianza para asegurar la validez del test de ANOVA. Finalmente, se realizó el test *post hoc* de Tukey para identificar cuáles de las medias comparadas fueron significativamente distintas entre sí. Todos los análisis estadísticos se realizaron en el software RStudio (R Core Team, 2023).

Resultados

“Fenométricas” para la composición de los TFE

De las tres fenométricas empleadas para obtener los TFE, la productividad, indicada por el IVN *medio*, tuvo un valor promedio en el área de estudio de 0.55 pudiéndose distinguir algunos patrones espaciales (Figura 4). Los valores de alta productividad se situaron en la región Centro-Este, coincidiendo con parches de ecosistema de bosque ribereño, así como en el margen Este del área, correspondiente a valores de más de 0.67 de IVN *media*, en zonas con alta actividad silvícola. Por otro lado, la mayor parte del sector Oeste estuvo dominado por valores medios a bajos, así como la zona Centro. En el caso de la estacionalidad, el valor promedio del IVN *sd* (*desvío estándar*) en el área fue de 0.125, con una tendencia de valores decrecientes de Oeste a Este. La mayor parte del área mantuvo valores de estacionalidad media, con muy pocas excepciones en parches bien diferenciados en el Noroeste y Centro, donde los valores fueron muy elevados (mayores a 0.25), del mismo modo que aquellos valores muy bajos, situados solamente en algunos pequeños parches en la región Centro-Este. Finalmente, los meses de mayores valores de IVN (momentos de máxima actividad, *mMax*) ocurrieron en los meses de febrero a mayo, coincidiendo con el final del verano y principios y mediados de otoño (Figura 4).

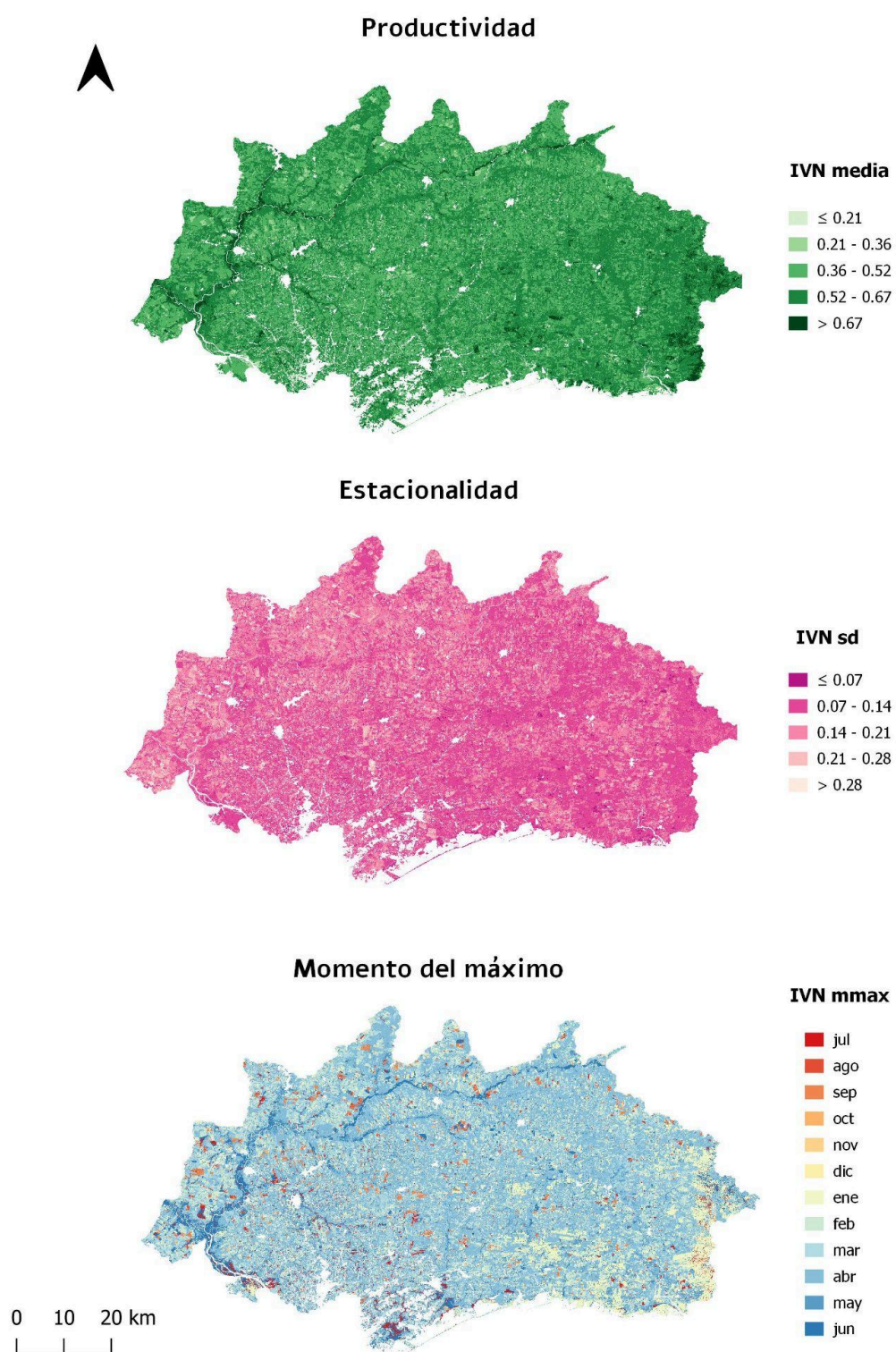


Figura 4. Atributos Funcionales del Ecosistema (“fenométricos”): IVN *media*, IVN *sd* e IVN *mMax* que representan la Productividad, Estacionalidad y Fenología del paisaje agroproductivo y natural de Canelones. Los valores de mMax expresados son el mes en el que se registró el valor máximo de IVN.

Cartografía de los Tipos Funcionales de Ecosistemas

La distribución de los TFE encontrados en el área mostró un patrón segregado, estableciéndose en diferentes cantidades en función del uso y cobertura mayoritarias en cada zona del área (Figura 5). De los 64 TFE posibles, hubo 3 que no se asociaron a ninguno de los píxeles mapeados en el área de estudio: Ca3, Da3 y Db3. Los TFE asociados a una baja intercepción de la radiación (baja productividad) y elevada estacionalidad (Aa y Ad fundamentalmente) ocuparon mayoritariamente los sectores Norte, Oeste y Centro del Departamento. En estos mismos sectores, se encontraron TFE contrastantes asociados a bosques ribereños, que interrumpen a los TFE descritos y se caracterizan por presentar media-alta y alta productividad y media y media-baja estacionalidad (Cc, Cd, Da, entre otros). En la zona Centro-Este, Este y Sudeste se presentaron principalmente los TFE de mayor productividad y menor estacionalidad (Dc y Dd) (Figura 5).

Los TFE que ocuparon más del 70 % de píxeles contenidos en el área de estudio fueron 8 (Tabla 3). El más frecuente, con un total de 22.52 % de la superficie ocupada, fue el Da1, de alta intercepción de radiación (alta productividad), estacionalidad elevada y momentos de máxima actividad en los meses de otoño. El segundo TFE más importante (17.18%) fue el Da4, idéntico al anterior en estacionalidad y productividad, pero con momentos de máxima actividad durante los meses de verano. El tercer y cuarto TFE más abundantes en el área fueron el Aa4 (12.37 %) y el Aa1 (4.93 %). Corresponden a ecosistemas de baja productividad, alta estacionalidad y momentos de máxima actividad en verano y otoño, respectivamente. Éstos fueron especialmente notorios en el Centro y Noreste del área, coincidiendo con la mayoría de las áreas agrícolas y hortofrutícolas. En menor proporción, pero presente en todas las clases productivas ubicadas en el Centro y Noreste del área, se encontró el Ba4 (4.29 %), con productividad intermedia, alta estacionalidad y máxima actividad en verano. El Ad1, de baja productividad, baja estacionalidad e IVN máximos en otoño, se presentó en un 3.56 % de los píxeles del área, predominando en el campo natural y los humedales de la zona en parches dispersos. Con el mismo porcentaje, pero con productividad media-alta, alta estacionalidad y mayor actividad en verano, se ubicó el Ca4 vinculado con áreas bajo agricultura, fruticultura y vid. Por último, el Db1 (2.58 %) caracterizado por alta productividad, media-alta estacionalidad y máxima actividad en otoño, se encontró distribuido por toda el área de estudio.

Tabla 3: Interpretación de los 8 TFE más abundantes en el área, atribución a los usos de suelo más comunes y su distribución en el área de estudio y porcentaje de superficie total que ocuparon entre todas las clases muestreadas.

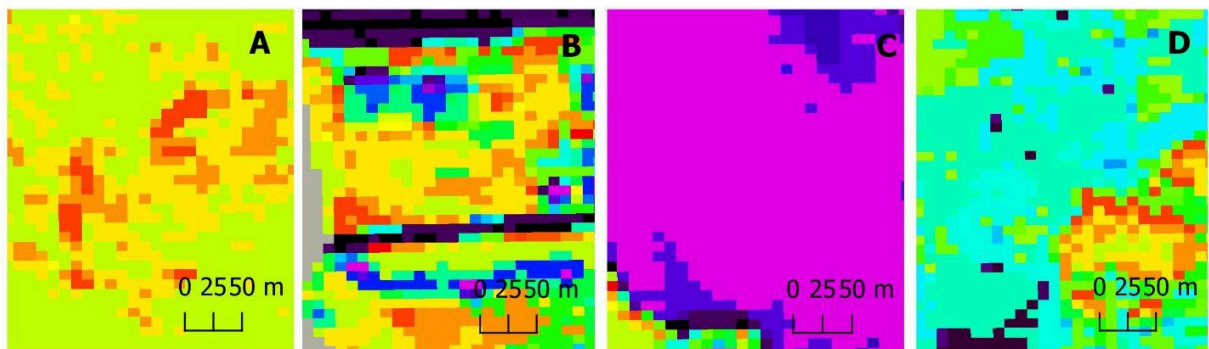
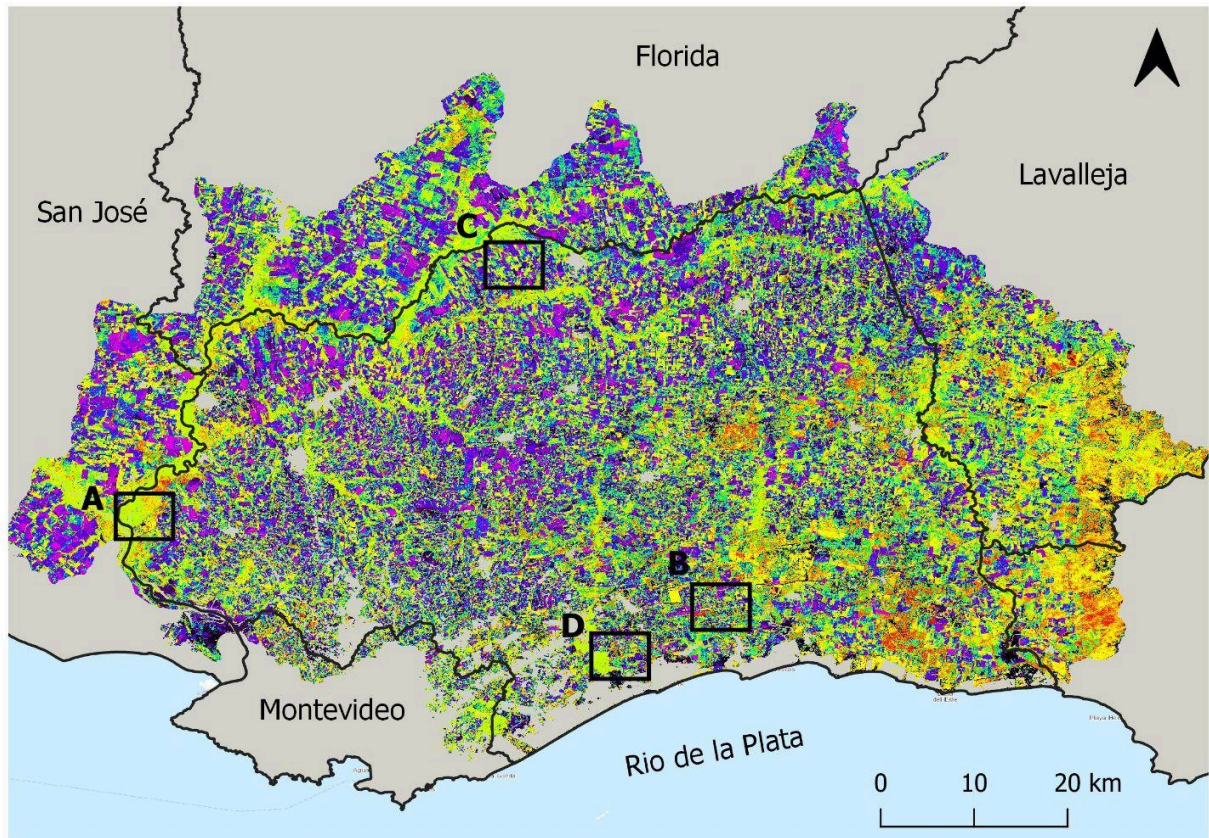
TFE	Interpretación de los TFE	Atribución a uso y/o cobertura del suelo y distribución	Porcentaje de superficie total ocupada
Da1	Alta interceptación de radiación, alta estacionalidad y pico en los meses de otoño.	Coberturas de bosque natural, sobre todo alrededor de las riberas fluviales, y abundante en margen Este, donde abundan las plantaciones forestales.	22.52
Da4	Alta interceptación de radiación, alta estacionalidad y pico en los meses de verano.		17.18
Aa4	Ecosistemas de baja interceptación de radiación, alta estacionalidad y pico en los meses de verano.	Muy notorio en el centro y Noroeste del área, coincidiendo con la mayoría de las áreas agrícolas y hortofrutícolas.	12.37
Aa1	Ecosistemas de baja interceptación de radiación, alta estacionalidad y pico en los meses de otoño.		4.93
Ba4	Interceptación de radiación intermedia inferior, alta estacionalidad y pico en los meses de verano.	En menor proporción, pero presente en las clases productivas de toda índole en Centro y Noreste del área, en agricultura, horticultura, frutales y vid.	4.29
Ad1	Ecosistemas de baja interceptación de radiación, baja estacionalidad y pico en los meses de otoño.	Se encuentra predominando en el campo natural y los humedales de la zona, clases naturales dispersadas por todo el área en parches de muy diverso tamaño	3.56
Ca4	Interceptación de radiación intermedia superior, alta estacionalidad y pico en los meses de verano.	Se puede observar en proporciones moderadas en parches de agricultura, y en menor medida en fruticultura	3.56

		y vid, a lo largo de todo el territorio	
Db1	Alta intercepción de radiación, estacionalidad intermedia superior y pico en los meses de otoño.	Se encuentra en casi todas las clases, aunque en mayor medida en fruticultura y vid, seguido de humedales y campo natural, por lo que se distribuye por todo el territorio de manera contenida.	2.58

Tipos Funcionales de Ecosistemas

Aa1	Ab2	Ac3	Ad4	Bb1	Bc2	Bd3	Ca4	Cc1	Cd2	Da3	Db4	Dd1
Aa2	Ab3	Ac4	Ba1	Bb2	Bc3	Bd4	Cb1	Cc2	Cd3	Da4	Dc1	Dd2
Aa3	Ab4	Ad1	Ba2	Bb3	Bc4	Ca1	Cb2	Cc3	Cd4	Db1	Dc2	Dd3
Aa4	Ac1	Ad2	Ba3	Bb4	Bd1	Ca2	Cb3	Cc4	Da1	Db2	Dc3	Dd4
Ab1	Ac2	Ad3	Ba4	Bc1	Bd2	Ca3	Cb4	Cd1	Da2	Db3	Dc4	

(A-D): Productividad (creciente) (a-d): Estacionalidad (decreciente) (1-4): Fenología (O-I-P-V)



TFE en Bosque

TFE en Horticultura

TFE en Agricultura

TFE en Humedales

Figura 5. Arriba el mapa de distribución de los TFE en el área de estudio. Abajo ampliaciones para diferentes usos y coberturas del suelo, de izquierda a derecha: Bosque, Horticultura, Agricultura y Humedales, ubicados con recuadros y letras negras en el mapa de TFE.

Diversidad de TFE entre usos y coberturas del suelo

Los usos y coberturas del suelo mostraron diferencias significativas en la diversidad de TFE (estadísticos F ratio = 75.57 y p -valor ≤ 0.05 , Figura 6). La clase de uso y cobertura del suelo con mayor diversidad media fue la Horticultura ($H = 1.604$), con diferencias significativas respecto a todas las demás clases. Las siguientes clases de uso y cobertura del suelo con mayor diversidad fueron el Campo Natural ($H = 1.310$), la Vid ($H = 1.289$) y la Fruticultura ($H = 1.241$), que entre ellas no presentaron diferencias significativas pero sí con el resto de las clases, a excepción de la Fruticultura, que no se diferenció significativamente de los Humedales. El Bosque, que tuvo la menor media de diversidad de TFE entre todas las clases ($H = 0.519$), no se diferenció significativamente de la clase Silvicultura ($H = 0.735$), la que a su vez tampoco tuvo una diversidad de TFE significativamente distinta a la Agricultura ($H = 0.757$) ni a la Pradera ($H = 0.739$)).

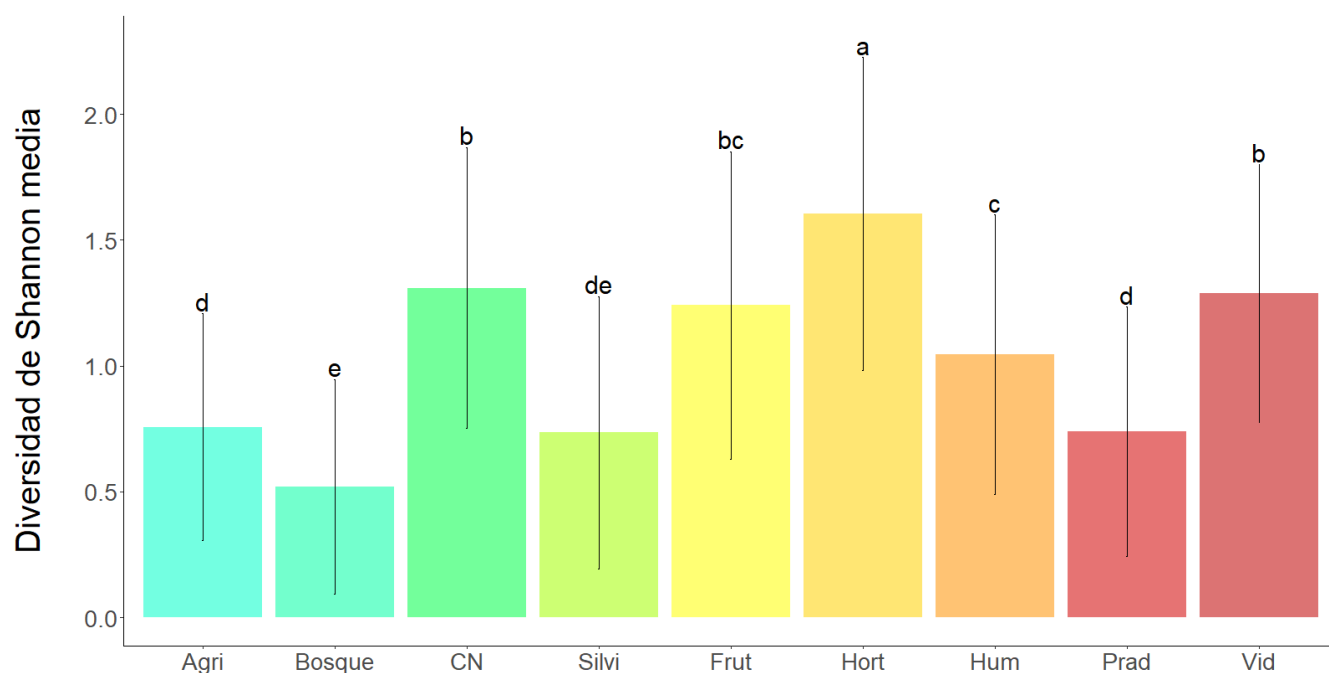


Figura 6. Diversidad de Shannon para cada uso y cobertura del suelo identificado en el área de estudio. Se muestran los desvíos estándares y su significancia estadística a partir del test de Tukey ($\alpha \leq 0.05$).

Diversidad de TFE entre usos y coberturas del suelo y sus entornos inmediatos

La comparación de la diversidad media de TFE entre las muestras de cada uso y cobertura del suelo y sus respectivos entornos inmediatos de 1 km mostró, en todos los casos, diferencias estadísticamente significativas ($p\text{-valor} < 0.001$, Figura 7). La mayor diferencia la presentó la Agricultura, con un 78.29% más de diversidad media de TFE en su contexto que en las muestras de polígonos de este uso productivo. Le siguió la Silvicultura y la Pradera con un 77.21 y 73.68% más diversidad media de TFE en el contexto, respectivamente. Con diferencias un poco menores entre el entorno y las muestras, la Fruticultura mostró 66.04 % más diversidad en el entorno que en la muestra, mientras que la Vid y el Bosque mostraron diferencias con el entorno inmediato de 65.16 y 60.12 %, respectivamente. Las menores diferencias se observaron en el Campo Natural, el Humedal y la Horticultura con un 59.45, 49.57 y 48.34 % respectivamente.

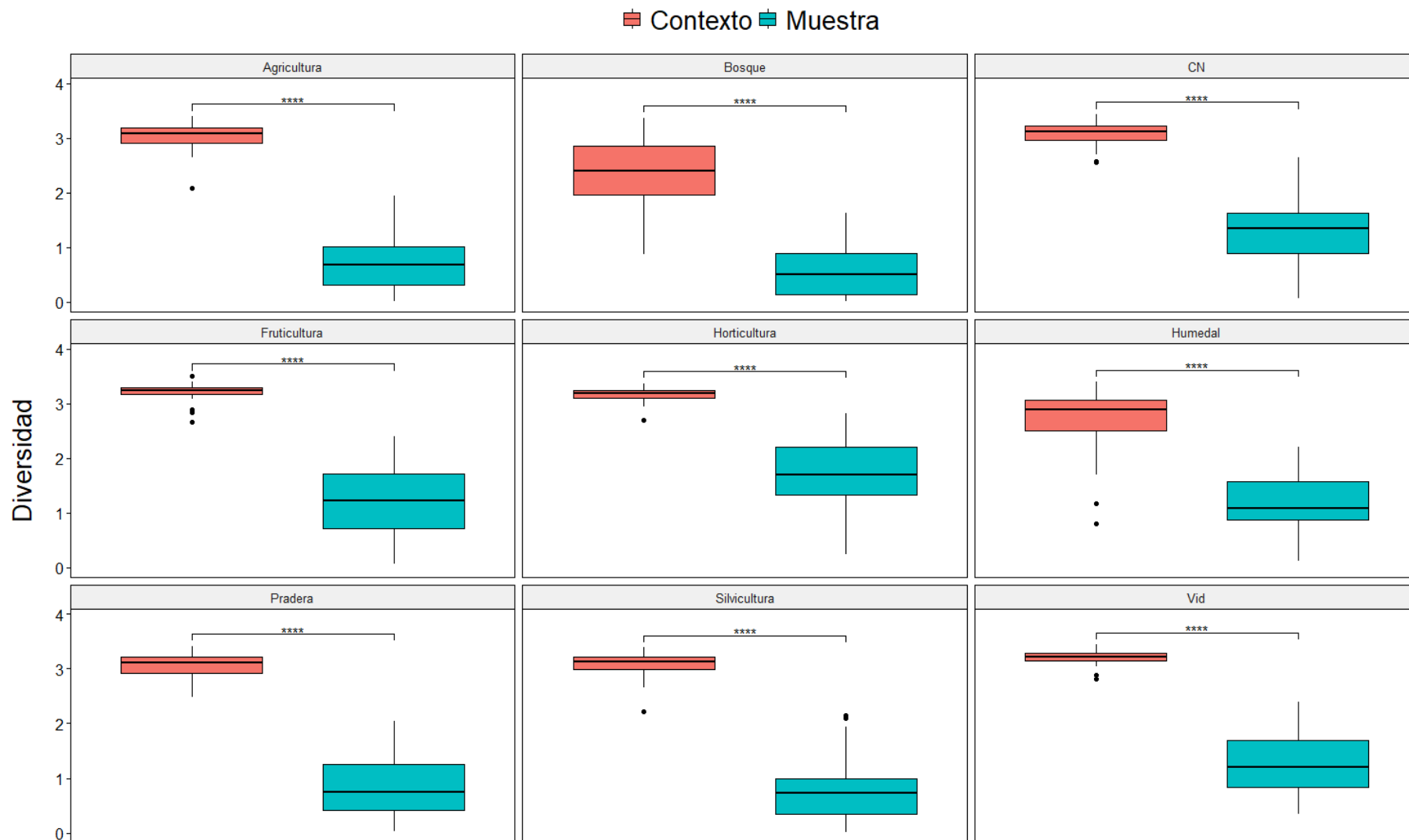


Figura 7. Diversidad de Shannon de los diferentes usos y coberturas del suelo y sus entornos inmediatos de 1 km de distancia. Se muestran las diferencias significativas a nivel estadístico entre la muestra y el contexto a partir del test de T ($p\text{-valor} < 0.001$)

Caracterización de la composición funcional de usos y coberturas del suelo

A) entre usos y coberturas del suelo

La composición de TFE presente en los diferentes usos y coberturas del suelo tuvo una gran heterogeneidad. Algunas clases presentaron pocos TFE con claras dominancias, mientras que otras denotaron mucha variedad de TFE y una proporción más equilibrada de los mismos. A fin de facilitar la visualización, se presentan los gráficos separados entre clases antrópicas y naturales, y a su vez, antrópicas herbáceas y leñosas, quedando así las 9 clases distribuidas en 3 grupos (Figura 8, 9 y 10).

Dentro de las clases antrópicas herbáceas, la Agricultura presentó 5 TFE predominantes: el Aa4 (31 %), Da4 (14%), Aa1 (11 %), Ba4 (10 %) y Ca4 (8%). Todos estos TFE se caracterizan por baja-media productividad, alta estacionalidad y máximo momento de actividad en verano y otoño. En la Horticultura, al igual que en la Agricultura, dominaron los TFE Aa4 (30%) y Aa1 11(%) pero contó, además, con la presencia de muchos otros TFE en pequeñas proporciones, como por ejemplo: Da4 (7 %), Da1 (5 %), ambos de alta productividad y alta estacionalidad, Ba4 (5 %) media-baja productividad y alta estacionalidad, Ab4 (4 %) de baja productividad y media-alta estacionalidad, Ad4 (3 %) de baja productividad y baja estacionalidad, entre otros TFE con menores porcentajes. Por su parte, la Pradera artificial se caracterizó por presentar tres TFE predominantes; un 45 % correspondiente al TFE Da4 (alta productividad, alta estacionalidad y momento de máxima actividad en verano), seguido de 15 % del Da1 (similar a Da4 pero con otoño como estación de máxima actividad) y un 11 % del Aa4 (Figura 8).

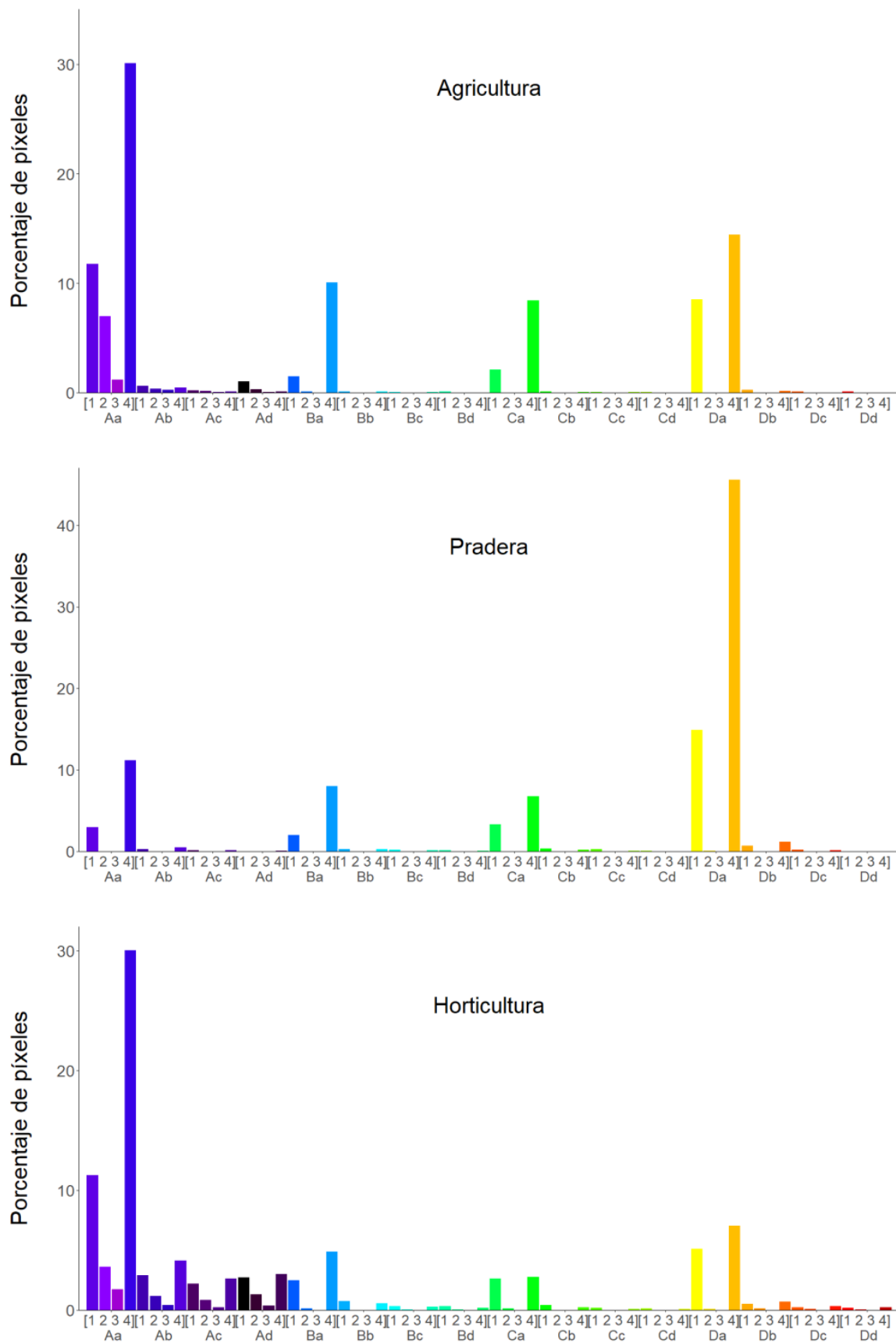


Figura 8. Porcentaje relativo de píxeles (donde el total de píxeles de cada uso y cobertura identificados es el 100%) pertenecientes a cada uno de los 64 TFE posibles en barras de diferente color para las clases antrópicas herbáceas: Agricultura, Pradera y Horticultura

En las clases antrópicas leñosas, la Silvicultura se caracterizó por la presencia, casi exclusiva, del TFE Da4 (61 %), caracterizado por alta productividad y estacionalidad y un momento de máximo alcanzado en verano. Le siguieron, en menor proporción, el Db4 (12.6 %), el Aa4 (4.8 %), el Dc4 (4 %) y el Cd4 (2.5 %), de variada productividad y estacionalidad y con máximos valores de IVN en verano. Por su parte, la clase Fruticultura presentó una clara dominancia de dos TFE, el Da4 (22 %) y el Db4 (12 %), que corresponden a TFE de alta productividad y estacionalidad y momento de máximo IVN en verano. Adicionalmente, hubo muchos TFE con baja representación, como el Da1 (5.6 %), el Db1 (5.8 %), el Ca4 (3.12 %) o el Ad1 (2.9 %), entre otros, repartidos entre diferentes productividades y estacionalidades pero predominando los de máximos valores de IVN en otoño y verano. Finalmente, la clase Vid mostró variedad de TFE, con dominancia de aquellos correspondientes a baja productividad (grupo A sumando un 40 %), con alta estacionalidad y con momentos de máximo IVN en otoño y verano. Respecto a los restantes TFE, tuvo una mayor representatividad de los Ca1 y Da1 (media-alta y alta productividad, alta estacionalidad y valor de máximo IVN en otoño), mientras que las clases de mayor productividad y menor estacionalidad fueron las menos representadas en este uso (Figura 9).

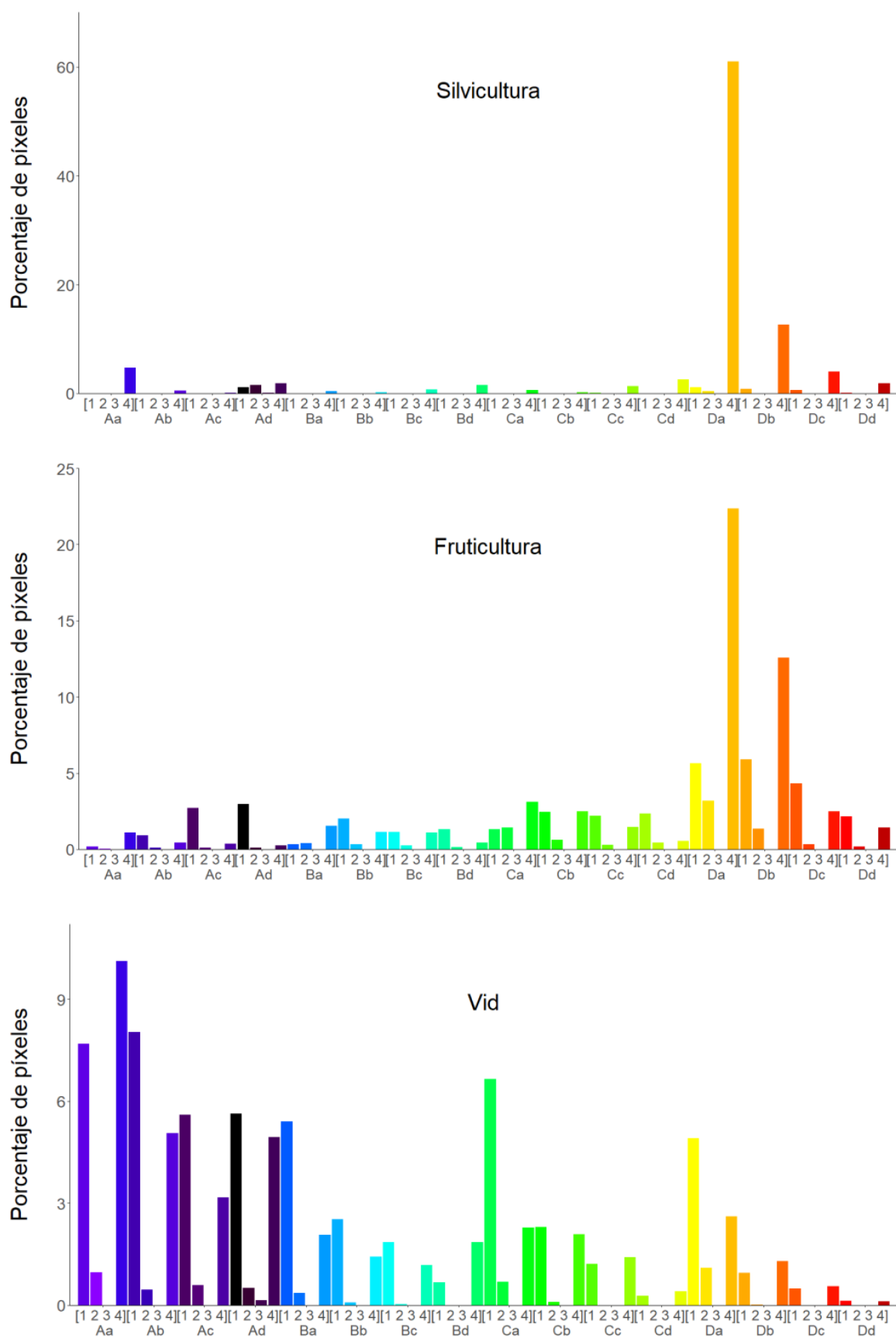


Figura 9. Porcentaje relativo de píxeles (donde el total de píxeles de cada uso y cobertura identificados es el 100%) pertenecientes a cada uno de los 64 TFE posibles en barras de diferente color para las clases antrópicas leñosas: Silvicultura, Fruticultura y Vid.

En relación a las clases naturales, el Bosque se caracterizó por presentar la dominancia de un único TFE, el Da1 (86%) caracterizado por elevada productividad y estacionalidad y máximos valores de IVN ocurridos en otoño. El resto de píxeles se repartieron, fundamentalmente, entre los TFE D, de alta productividad, sumando estos un 99.7 % del total, liderados, además del Da1 dominante, por Da2 (4.8 %), Db1 (3.7 %) y Da4 (3.5 %), de alta y media-alta estacionalidad y máximos valores de IVN en diferentes estaciones. Por su parte, el Campo Natural presentó una composición de TFE distribuida de manera equitativa, sin una dominancia clara. En esta cobertura, el 11 % correspondió al Ad1 (baja productividad, alta estacionalidad y máximos en otoño) y otro 11 % al Da1 (alta productividad, baja estacionalidad y momentos de máximos IVN en otoño). El restante 78% estuvo repartido de forma relativamente equilibrada entre el resto de TFE de distinta productividad y estacionalidad, aunque con mayores proporciones en aquellos TFE con máximos valores de IVN en otoño. Finalmente, los Humedales, al igual que el Campo Natural, presentaron numerosos TFE, con dominancia del Ad (40 %) en las cuatro estaciones del año (1-4), caracterizados por alta estacionalidad y baja productividad. El 60% de los píxeles restantes se distribuyeron de manera ecuánime entre diferentes TFE de variable productividad y estacionalidad, aunque con mayores porcentajes en aquellos TFE con máximos valores de IVN en otoño (Figura 10).

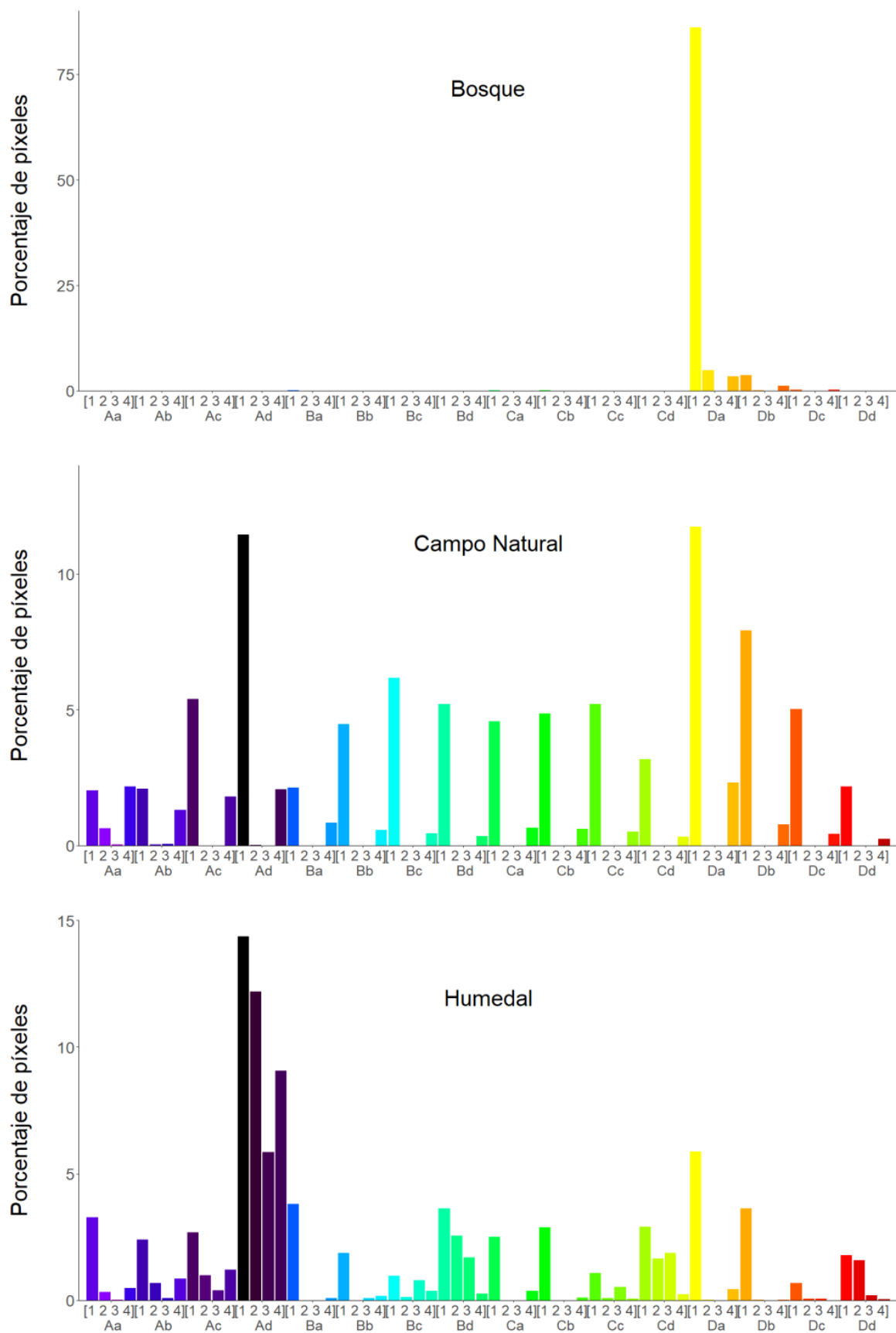


Figura 10. Porcentaje relativo de píxeles (donde el total de píxeles de cada uso y cobertura identificados es el 100%) pertenecientes a cada uno de los 64 TFE posibles en barras de diferente color para las clases naturales: Bosque, Campo Natural y Humedal.

B) entre usos y coberturas del suelo y sus entornos inmediatos

Todos los entornos inmediatos analizados mostraron mayor número de clases de TFE que las clases de usos y coberturas del suelo (Figuras 11, 12 y 13). En lo que respecta a las clases antrópicas herbáceas, el entorno inmediato de la clase Agricultura presentó mayor cantidad de TFE que la propia clase, pero guardando, en gran medida, los TFE dominantes en concordancia con la clase misma. El grupo de los TFE “A” (baja productividad) tuvo una presencia del 37.75 % del total, dominando el Aa4 (10.6 %), seguido de Aa1 (6.44 %), coincidiendo con la clase misma, y el Ad1 (5.64%) como TFE adicional en el entorno, entre otros. Los “B”, de media-baja productividad, tuvieron un total de 13.86 % y, como sucede intraclase, con dominancia del Ba4 (3.61 %). Los TFE “C”(media-alta productividad), completaron un 15 %, predominando el Ca1 (3.34 %) y Ca4 (3.63 %), junto con otros menores en proporción no presentes en la muestra. Finalmente, los de alta productividad “D”, ocuparon el 33.3 % y los predominantes fueron el Da4 (10 %) y el Da1 (9 %), tal como en la propia clase. En el entorno inmediato para la clase Pradera, al igual que en ésta, tuvo dominancia del grupo “D”, de alta productividad, con un 36 % del total, dominando el Da4 (11 %) y Da1 (10 %). Sin embargo, el paisaje inmediato se diferenció por tener también una alta proporción de TFE de baja productividad (“A”), con el 34 %, con dominancia del Aa4 (10 %), Ad1 (5.37 %), Aa1 (5.12 %) y Ad4 (3.33 %). En los TFE del grupo “B” (14 %), sobresalió el Ba4 (3.94 %), mientras que del grupo “C” (15 %) se destacó el Cd4 (15 %), Ca4 (3.71 %) y Ca1 (3.59 %). El entorno de la clase Horticultura presentó, a diferencia de la clase misma, donde la dominancia fue de los TFE de tipo A (baja productividad), una codominancia entre TFE del tipo A (baja productividad, 40%) y D (alta productividad, 30.5%). Los mayoritarios de tipo A representados por el Aa4 (10 %), Ad1 (7 %) y Ad 4 (4.25 %). Los TFE de alta productividad (“D”) representados por los Da1 y Da4 (8 % ambos), seguidos de Dc1 (3.1 %) y Dd1 (1.67 %). Además, los entornos inmediatos a la horticultura presentaron TFE de baja-media productividad (“B”) con un 14.9 %, destacando el Bd1 (2.42 %), Bc1 (2.33 %) y Bb 1(2.13 %). También hubo TFE de media-alta productividad (“C”), con un 14.5 % del total, donde se destacaron el Cb1 (2.51 %), Cc1 (2.22 %) y Cd1 (1.75 %) (Figura 11).

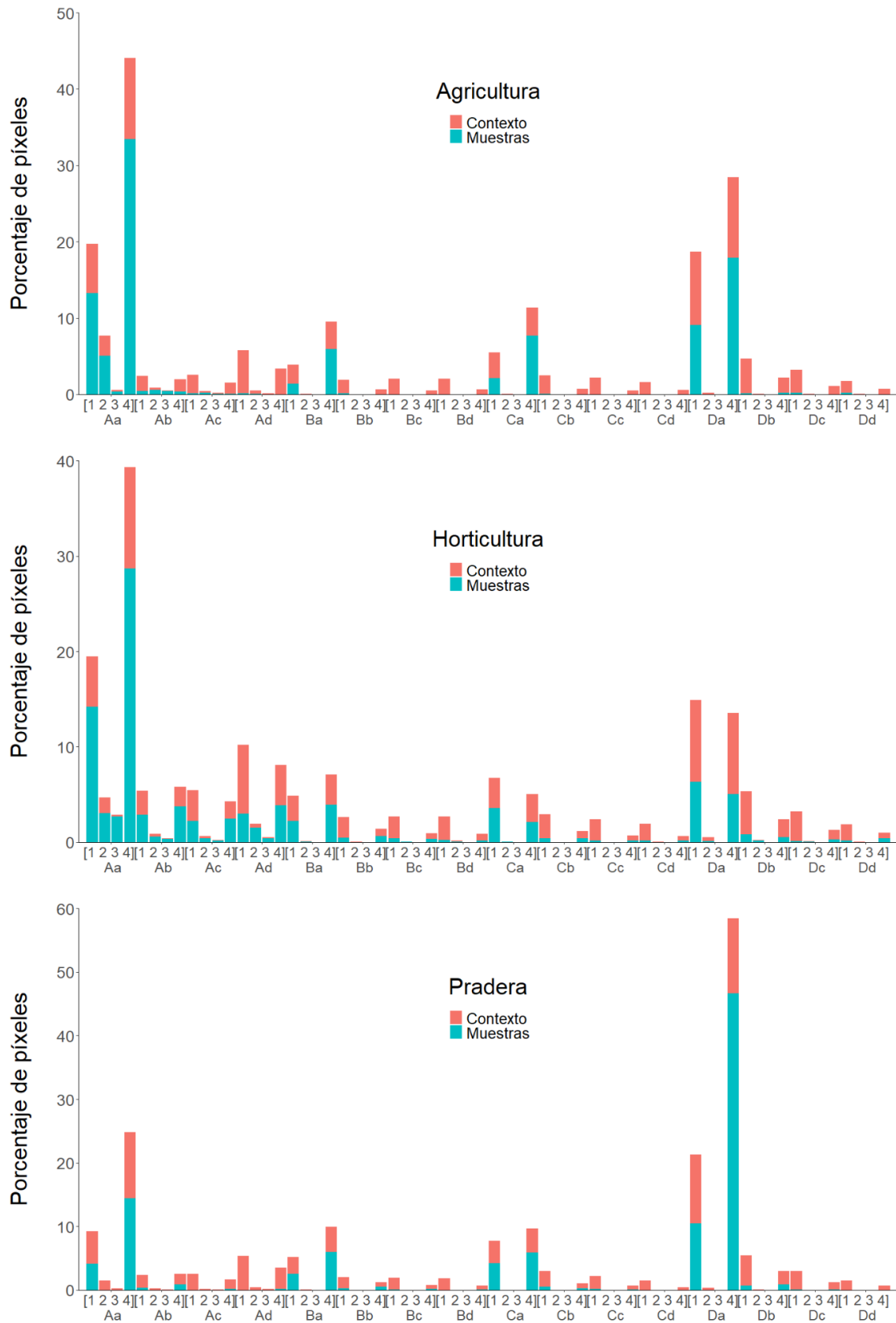


Figura 11. Comparación del porcentaje de píxeles totales del área correspondiente a las clases antrópicas herbáceas, Agricultura, Horticultura y Pradera (verde), y sus respectivos entornos inmediatos de 1 km (rojo), distribuidos entre los 64 TFE posibles.

Dentro de las clases antrópicas leñosas, siguieron predominando los TFE de máximos momentos de IVN en verano y otoño en todos los entornos inmediatos. En el entorno de la Silvicultura presentó mayor cantidad de TFE que la propia clase, con una diferencia importante respecto a la dominancia presentada por ésta que no se asemejó a la de su entorno. Los TFE “D” de alta productividad ocuparon el 42.7 % del total, coincidiendo con varios de los mayormente presentados en la propia clase, de los cuales se destacan el Da4 (12.2 %), Da1 (7.9 %) y Db1 (5.2 %). Los TFE de baja productividad (“A”) supusieron un 27.1 % del total y estuvieron dominados por el Aa4 (6.4 %), al igual que a nivel intraclase, y Ad1 (5.7 %). Los TFE del grupo “C”, media-alta productividad, ocuparon el 16.3 % y estuvo dominado por el Ca1, Ca4, Cc1 y Cd1 (todos entre el 2-3 %). Finalmente, los TFE de media-baja productividad (“B”) ocuparon 13.8 %, de los cuales el Bd1 (3 %) y Ba4 (2.6 %) fueron los más notorios. En todos los TFE dominantes citados, hubo presencia de estacionalidad variable. Para el caso de la Fruticultura, hubo diferencias en el reparto de mayorías porcentuales en los TFE intraclase y su entorno. En el caso de los TFE correspondientes al grupo “D”, caracterizados por alta productividad, ocuparon un 37 % total y se encontraron dominancias claras del Da1 y Da4 (10.5 % ambos), coincidiendo con la clase, seguidos de Dc1 (2.5 %), todos ellos de variables estacionalidades. Del grupo de TFE “A” (baja productividad), que ocuparon un 34 % del total, se destacaron el Aa4 (7.4 %) y Ad1 (6.6 %), mucho más presentes que en la clase propia. Los TFE de media-baja productividad (“B”) supusieron un 14.5 % del total, preponderando el Ba4 (2.9 %) y Ba1 (2.2 %). Los TFE del grupo “C” (de media-alta productividad), ocuparon el 14.4 % del total, destacándose el Ca4 (3.15 %), como en la propia clase, y el Ca1 (2.9 %). Finalmente, el entorno inmediato de la clase Vid tuvo mayor variedad de distribución entre otros TFE que los mayoritarios del grupo “A” encontrados en la propia clase. De menor a mayor productividad, siguieron preponderando los TFE “A”, ocupando un total de 38.8 %, destacando fundamentalmente el Aa4 (8.3 %) y Ad1 (7.4 %). Pero también tuvieron presencia los TFE “B”, que ocuparon un 16.2 %, con la dominancia del Ba1 y Ba4 (3 - 4 % ambos), así como los TFE “C” que conformaron el 15.7 %, siendo los mayoritarios el Ca1 y Ca4 (3 - 4 % ambos). Por último, los “D” ocuparon el 29 %, destacándose el Da1 (10 %) y Da4 (10 %). En general, todos los TFE expuestos anteriormente mostraron alta estacionalidad (Figura 12).

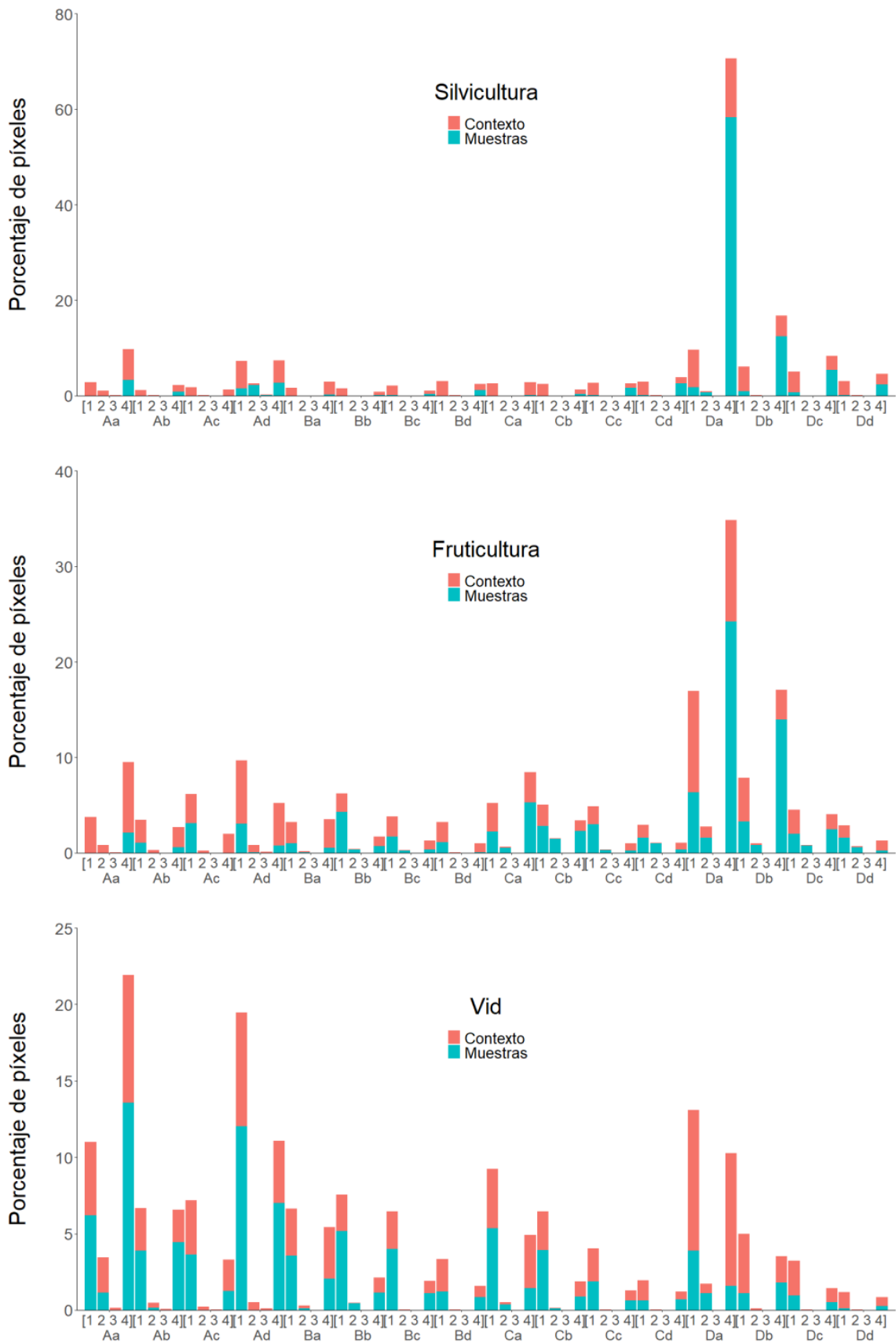


Figura 12. Comparación del porcentaje de píxeles totales del área correspondiente a las clases antrópicas leñosas, Silvicultura, Fruticultura y Vid (verde), y sus respectivos entornos inmediatos de 1 km (rojo), distribuidos entre los 64 TFE posibles.

Por último, dentro de las clases naturales, se mantuvo el patrón de momentos de máxima actividad en verano y otoño. El Bosque presentó diferencias con respecto a su entorno, el cual evidenció más TFE que la clase. El entorno inmediato contuvo casi todos los TFE posibles en distintas proporciones pero sin notorias dominancias, a excepción del Da1, el mismo que el dominante en la propia clase, con un 40 % total. Dentro de los TFE del grupo “D” (alta productividad), los cuales supusieron el 65 %, donde además del nombrado Da1, dominaron el Db1 (8.4 %) y Da4 (6.6 %). Los TFE “A” (baja productividad) supusieron 15.85 % del total, encabezados por el Aa4 (4 %) y Aa1 (2.5 %). Entre los TFE del grupo “C” (media-alta productividad), los cuales ocuparon el 11 %, predominó el Ca1 (3.5 %). Los TFE del grupo “B”, de media-baja productividad, le siguieron con 8 % del total y con una dominancia de Ba4 (2 %) y Ba1 (1.6 %). En todos los casos citados, la estacionalidad fue alta o media alta. En cuanto a la clase Campo Natural, las diferencias entre la clase y el entorno fueron marcadas por la presencia de TFE en el entorno no incluidas en la muestra. Los TFE del grupo “D” (alta productividad), los cuales ocuparon el 35.9 % del total, se destacan el Da1 (10.7 %), al igual que a nivel intracase, seguido del Da4 (8.3 %) y Db1 (5.9 %). Los TFE del grupo “A”, de baja productividad, ocuparon el 32 %, con el destaque del Aa4 (8.2 %) y Ad1 (6.5 %), coincidiendo este último con la propia clase. Dentro de los TFE del grupo “C”, de media-alta productividad (con un 16.7 % del total), se encontró la dominancia del Ca1 (3.5 %). Por último, los TFE del grupo “B” (media-baja productividad) supusieron el 14.8 %, sobresaliendo el Ba4 (3%). Todos los TFE mencionados anteriormente se asociaron a estacionalidades muy diversas. Por último, para la clase Humedal se encontraron diferencias importantes con su entorno inmediato, el cual a diferencia de la clase representada fundamentalmente por TFE de muy baja productividad de tipo “Ad”, tuvo una dominancia en aquellos TFE de muy alta productividad y alta-media estacionalidad. Los TFE del grupo “D” (alta productividad), ocuparon una gran proporción, alcanzando el 53 %, con los destacados Da1 (26 %), Db1 (8.7 %), Da4 (6.4 %) y Dc1 (4 %). Dentro de los TFE “A” (baja productividad), ocupando el 20.7 %, hubo una clara dominancia de los Ad1 (5.3 %) y Aa4 (3.4 %). Los del grupo “C” (media-alta productividad) ocuparon el 15 % con la dominancia del Ca1 (3.8 %) y Cc1 (2.4 %). De los TFE del grupo “B”, de media-baja productividad, los cuales supusieron un 11.2 %, el más destacado fue Bd1 (2.2 %), seguido de Ba1 (2.1 %). Para todos los TFE mencionados hubieron diferencias en cuanto a su estacionalidad (Figura 13).

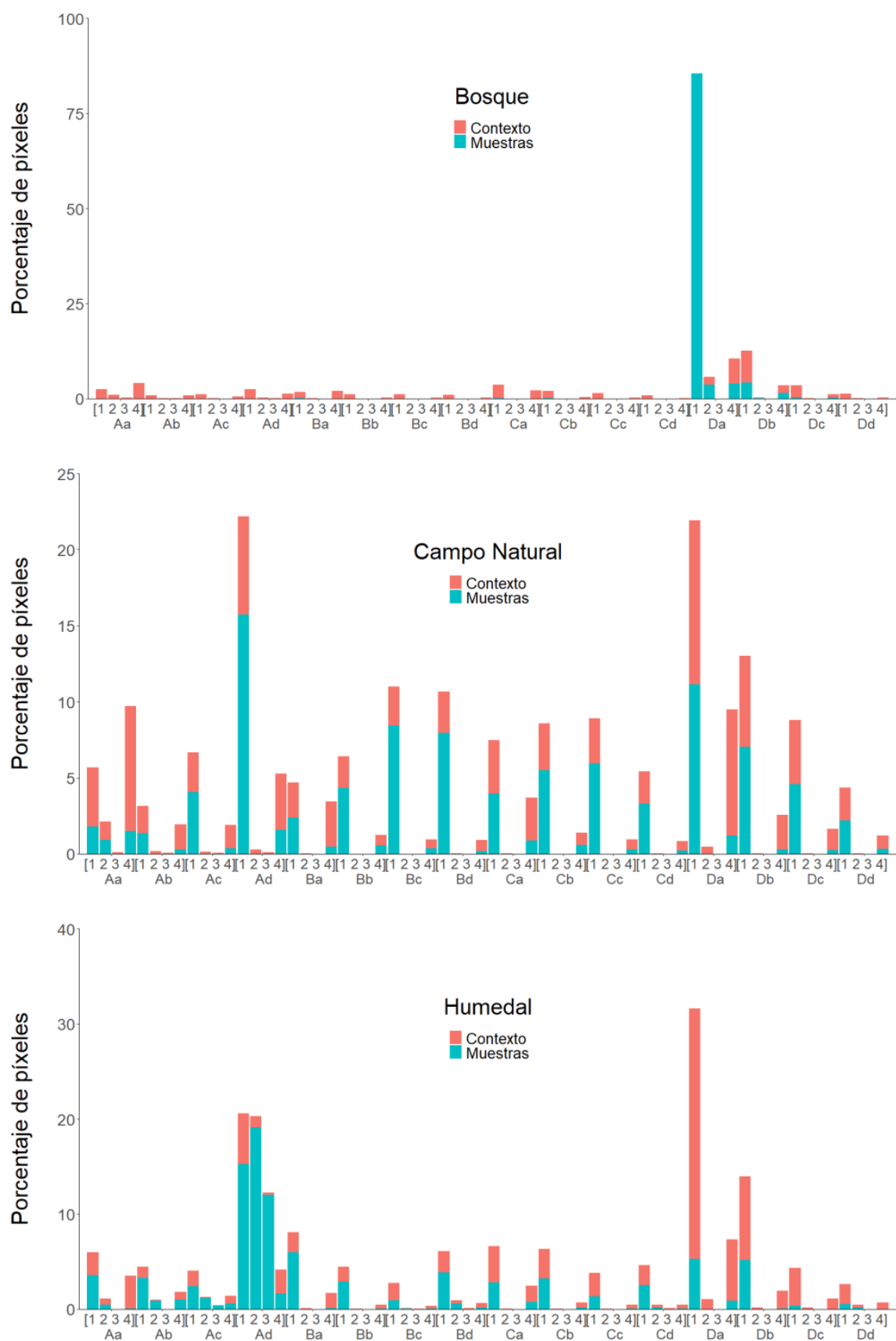


Figura 13. Comparación del porcentaje de píxeles totales del área correspondiente a las clases naturales, Bosque, Campo Natural y Humedal (verde), y sus respectivos entornos inmediatos de 1 km (rojo), distribuidos entre los 64 TFE posibles.

Discusión

En este trabajo se cartografió la heterogeneidad funcional, derivada de los Tipos Funcionales de Ecosistemas, para la zona con mayor diversidad agroproductiva de Uruguay a partir del uso de imágenes Sentinel 2. Este trabajo representa el primero en caracterizar TFE con un grado de resolución espacial tan detallado (10x10 m) y en analizar la asociación de los TFE a usos y coberturas del suelo y sus entornos inmediatos. En general, los antecedentes utilizan imágenes satelitales con tamaños de píxel de aproximadamente 250 metros (Alcaraz-Segura et al., 2011; Lee et al., 2013, Baeza et al., 2014; Cabello et al., 2016) y describen patrones espaciales generales. En este sentido, el presente trabajo además de avanzar en el conocimiento, representa una novedad. El mapa generado proporcionó una caracterización sintética y sinóptica de los patrones espaciales vinculados con el intercambio de materia y energía de los ecosistemas. Se encontraron grandes diferencias en la composición y diversidad de TFE entre los diferentes usos y coberturas del suelo presentes en el área y entre cada uso y cobertura y sus respectivos entornos inmediatos.

De las 64 posibles combinaciones de TFE conformadas por los cuatro niveles de las tres fenométricas, aparecieron 61 en el área de estudio, siendo algunos usos y coberturas, como la Horticultura, Fruticultura, Vid, Humedales y el Campo Natural, particularmente diversos con presencia de más del 80% de entre todos los TFE posibles. Los TFE ausentes fueron el Ca3, Da3 y Db3, de media-alta y alta productividad, alta y media-alta estacionalidad y con momentos de máximo IVN en primavera. La falta de estos tres TFE puede deberse a la falta de cultivos de invierno en la región de estudio. Volante et al., (2015) mostraron que, a nivel regional, existen cambios destacables en la disminución de cultivos de invierno como práctica única, con una caída del 66% en toda la región desde el año 2000 hasta el año 2011. Asimismo, muestran un incremento del 62 y 52 % de los cultivos de verano y doble cultivos, respectivamente, para el mismo período.

Cada una de las fenométricas utilizadas para el cálculo de los TFE presentó un patrón espacial particular en el área de estudio. En este trabajo se obtuvieron altas productividades y bajas estacionalidades en parches de Bosque ribereño asociado a cuerpos de agua y de actividad silvícola predominante en el Este del área, coincidiendo con otros trabajos donde se encontró que las plantaciones silvícolas o los bosques compuestos mayoritariamente por árboles de hoja perenne tienen una actividad fotosintética (y valores de IVN) relativamente alta y estable durante todo el año (Baeza et al., 2014; Gallego et al., 2020). En cuanto a los

parches ocupados por Campo Natural, Gallego et al., (2020) observaron que los pastizales con escasa vegetación mostraban baja productividad y alta estacionalidad, y los pastizales de los pastos altos y matorrales presentaban valores intermedios productividad y estacionalidad. Esto coincide con los patrones hallados en las zonas Centro y algunos parches dispersos en el área de estudio de esta tesis, dominados por Campo Natural. Por otra parte, los cultivos pueden diferenciarse en monocultivos (invierno o verano) o doble-cultivos (en ambas estaciones), lo que incide sobre su fenología a lo largo del año y que dependerá, además, del tipo de cultivo (invierno o verano con un máximo de IVN anual, doble cultivo con 2 máximos de IVN al año, diferentes especies, condiciones de crecimiento, etc.) (Baeza et al., 2014; Baeza & Paruelo, 2020). En esta tesis, sin embargo, la fenométrica de momento de máximo IVN solamente identifica el máximo IVN del año, obteniendo así una única fecha, lo que restringe a un solo pico de productividad dicha fenométrica, enmascarando los otros posibles picos durante el año que pudieran ocurrir en el caso de haber dobles cultivos. Pese a este hecho, se denota en esta tesis que hay una representación caracterizada por una alta estacionalidad y media-baja productividad en la zona Oeste del área, donde dominan usos agrícolas y además, se observó que las estaciones de máxima actividad fotosintética se registraron en los meses de otoño y verano tardío, asociadas a las actividades agropecuarias de la región donde dominan principalmente cultivos de verano y dobles cultivos (Baeza et al., 2014; Volante et al., 2015; Baeza & Paruelo, 2020). Finalmente, con respecto a lo referido a las coberturas de Horticultura, Humedal, Fruticultura y Vid, no existen antecedentes para realizar comparaciones al respecto, siendo este trabajo pionero en el análisis de dichas fenométricas para estas coberturas vegetales. Al comparar Fruticultura y Vid con las demás coberturas o usos del suelo analizados, se vió que los Humedales tienen media-alta productividad, al igual que otras clases naturales como el Campo Natural de altos pastos, mientras que Fruticultura y Vid tuvieron productividad y estacionalidad intermedias a diferencia del Bosque y la Silvicultura (alta productividad y baja estacionalidad), probablemente por ser de dosel arbóreo diferente y por presentar una gran cantidad de especies de follaje caducifolio.

En términos generales, los TFE más frecuentes en el área de estudio tuvieron en común una alta estacionalidad y momentos de máxima actividad fotosintética en otoño e invierno, mientras que se diferenciaron por su nivel de productividad, con presencia de TFE en cualquiera de sus cuatro niveles posibles. Estos TFE estuvieron presentes en todos los usos y coberturas del suelo diferenciados en este estudio. Sin embargo, hubo una clara correspondencia de algunos TFE con los tipos de usos/coberturas del suelo, principalmente se diferenciaron entre leñosas y herbáceas, grupos funcionales de plantas con dinámicas

productivas muy diferentes. Por ejemplo, se observó que la dominancia del TFE Da estuvo estrechamente asociada a la Silvicultura, los Bosques y la Fruticultura y, en menor medida, a la Vid y el Campo Natural. En cambio, la preponderancia de los Aa, fue más notoria en Agricultura y Horticultura, a los que se sumaron otros A en Vid y sobre todo en Humedales. A pesar de la dominancia de los TFE citados, el resto de TFE fueron claramente representados en las clases naturales Humedales y Campo Natural, así como en algunas antrópicas particularmente diversas como Horticultura, Vid y Frutales.

La comparación de estos resultados con antecedentes para la región muestra patrones contrapuestos. Varios estudios realizados a nivel regional (que incluyen el área de estudio de esta tesis), identificaron TFE de media y media-alta productividad, media estacionalidad y momentos de máximo IVN a fines de primavera o inicios de verano y en otoño (Baeza et al., 2006, Alcaraz-Segura et al., 2013; Gallego et al., 2023). Según nuestra leyenda, éstos corresponden fundamentalmente a los grupos “C” y “D”, sin embargo esto no coincide con lo reportado por este estudio. Los TFE “C” (de media-alta productividad) no aparecieron con frecuencia en nuestro trabajo, ocupando solo el 10.19% de píxeles del total muestreado. Probablemente, esto se relacione con la extensión y la resolución espacial reportada por los antecedentes que incluyeron a los pastizales del Río de la Plata y a Uruguay como áreas de estudio y utilizaron imágenes MODIS con un grano de 250 m. Asimismo, en el trabajo de Baeza et al., (2006) se advierte que el tamaño de los píxeles empleados no permite discriminar entre las causas del comportamiento de un píxel particular que probablemente responda a causas diferentes según la región geográfica, que en el Sur del país podría deberse a problemas de degradación de suelos, o a que cada píxel incluye distintos usos que influyen en la asignación de píxeles a determinados TFE.

El análisis realizado en este trabajo sobre la composición de TFE, así como sobre su diversidad, ponen de manifiesto las grandes diferencias funcionales que guardan los usos y coberturas del suelo entre sí y con sus respectivos entornos inmediatos. Algunos usos antrópicos como la Horticultura, la Fruticultura y la Vid, evidenciaron semejanzas en la diversidad funcional con coberturas del tipo natural como los Humedales o Campo Natural. En contraposición, la Agricultura o Pradera, junto con la Silvicultura, presentaron un grado mucho menor de complementariedad funcional con los ecosistemas naturales. Tanto la Agricultura (ya sea cerealera o para forraje), como la Pradera y la Silvicultura corresponden a cultivos habitualmente ligados a la intensificación agroproductiva, donde en Uruguay ha habido un crecimiento de cultivos de verano por reemplazo de actividades ganaderas preexistentes sobre pastizales naturales o pasturas perennes (Nosetto *et al.*, 2005; Paruelo *et al.*, 2006) y un aumento de dobles cultivos ligados a la demanda de exportación, con

sustitución de rotaciones agrícola-ganaderas por agricultura continua, así como implantación de eucaliptos y pinos con la eliminación de pastizales naturales o bosques (Volante et al., 2015). Las prácticas de intensificación agroproductiva tienen varios elementos clave: a) maximizan las áreas productivas (sin márgenes de campo o setos de vegetación natural; Martin et al., 2019; Clough et al., 2020), b) disminuyen la diversidad en un área (monocultivos) y c) aumentan el uso de fertilizantes químicos, pesticidas y maquinaria con el fin de maximizar la producción de la especie vegetal en cuestión (Emmerson et al., 2016). En contraste con estos procesos de intensificación convencionales, cada vez más investigaciones apuntan hacia los beneficios potenciales de la sustitución de insumos artificiales por prácticas que promuevan la provisión de servicios ecosistémicos para mejorar la productividad a través de una óptima gestión de las funciones ecológicas proporcionadas por la biodiversidad (Bommarco et al., 2013). Entre estas prácticas se encuentran la conservación de áreas seminaturales entre cultivos y el aumento de la biodiversidad vegetal para actuar como fuente de muchas de estas funciones (Schröter et al., 2021).

Según el Censo General Agropecuario (2011), el 25% de la producción familiar del país se encuentra en Canelones, destacando la horticultura, fruticultura y vid entre sus principales rubros. Algunas investigaciones sugieren que la agricultura familiar basada en la horti-fruticultura aumenta la agrobiodiversidad y la sostenibilidad a nivel de finca, especialmente en aquellas que todavía mantienen prácticas tendientes a la agricultura sostenible, como la agroecología (Barrios et al., 2018; Wittman et al., 2020; Valencia et al., 2022). La fruticultura en el Sur de Uruguay, por ejemplo, ocurre principalmente en chacras que promedian 7 ha (Zoppolo et al., 2016), con base en una estructura familiar, donde los productores plantan y comercializan manzanas, peras, duraznos, ciruelas, nectarinas y membrillos (entre otros), los cuales se cultivan en la misma finca en muy distintas combinaciones (DIEA, 2011; MGAP 2017). Este tipo de plantación de múltiples especies crea un paisaje diverso con vegetación de pastizales naturales y otros árboles de clima templado (Zoppolo et al., 2016). Los resultados de esta tesis concuerdan con estos antecedentes, dado que los usos frutícolas, hortícolas y la vid presentaron composiciones muy diversas de TFE. La inclusión coberturas vegetales entre filas de vid, por su parte, más allá de la protección del suelo, se identifica con una gran variedad de servicios ecosistémicos proporcionados por los cultivos de cobertura, como el control de malezas, la regulación de plagas y enfermedades, el suministro de agua, la purificación del agua, la transitabilidad del campo, la biodiversidad del suelo y el secuestro de carbono (García et al., 2018). Por lo tanto, la conjunción de diferentes tipos de producción, genera una complementariedad en términos funcionales.

Las diferentes prácticas productivas y los resultados sobre diversidad funcional asociados a cada una de las coberturas que reporta esta tesis, demuestran la necesidad de seguir investigando cómo mejorar el funcionamiento ecosistémico de los agropaisajes, su sustentabilidad a largo plazo y el aporte a una mayor equidad socioambiental. A pesar de la fuerte presión antrópica, (pues según el Censo Agropecuario de 2011, Canelones cuenta con un total de 336.805 hectáreas cultivadas (2,06% del total del país), el área de estudio mostró que los entornos inmediatos a los usos del suelo presentaron mayor cantidad y proporción equilibrada de sus TFE. Esto indica la heterogeneidad funcional presente en el área, donde existe gran diversidad funcional y una configuración espacial compleja, con coberturas del suelo muy intercaladas entre sí (Chitaro di Lorenzo et al., 2020; ECAC, 2021). Esta tesis aporta evidencias que sugieren que la diversidad de usos y coberturas reportada para el Departamento de Canelones se corresponde con una alta diversidad funcional que podría ser clave para la planificación sustentable del sector agropecuario en un ordenamiento territorial.

Conclusiones

Recientemente, el rol del funcionamiento de los ecosistemas, tanto en la gestión de los recursos naturales como en la conservación de la biodiversidad, ha obtenido una gran atención (Cabello et al., 2012). Existe evidencia creciente de la degradación de los ecosistemas debido al uso intensivo de los recursos naturales y del reconocimiento de la dependencia por parte de la población de los servicios que los ecosistemas proveen (Alcaraz-Segura et al., 2013). La aceleración y la magnitud de los cambios han puesto en jaque el equilibrio y la resiliencia de los sistemas socio-ecológicos a escala global, pero particularmente en los países en transición de desarrollo, más vulnerables a los impactos anticipados (ECAC, 2021). Ante dicha coyuntura, esta tesis propone una metodología fácilmente reproducible que permite aproximarse de manera objetiva, detallada y con cierta rapidez al componente funcional de los agroecosistemas. La inclusión de la dimensión funcional de los ecosistemas debería ser considerada en la gestión de los recursos naturales y el ordenamiento territorial, para lo que este trabajo aporta una oportunidad interesante generando bases imparciales y fiables para la planificación de los usos productivos de manera más sustentable.

Un aspecto no abordado en esta tesis, pero que resulta central en el actual proceso de intensificación, es la necesidad de conocer mejor el rol de los paisajes multifuncionales que incluyen heterogeneidad de coberturas productivas y naturales, así como la biodiversidad que éstas puedan incluir mediante sus prácticas y manejo. En este trabajo se encontró una mayor diversidad funcional en rubros productivos concretos como la Horticultura, la Fruticultura o la Vid, lo que podría aportar a un paisaje multifuncional que ofrezca diversos servicios ecosistémicos y mayor resiliencia ante eventualidades como las perturbaciones climáticas.

Sin dudas, es clave comprender el rol de la vegetación en el funcionamiento y equilibrio de los ecosistemas, y en particular de los agroecosistemas (Pérez & Marasas, 2013). Debemos desarrollar herramientas científicas y políticas más poderosas para ello, integrando investigación y planificación del uso del suelo con confiabilidad y regularidad, y guiando los procesos políticos para evitar alterar el estado del sistema terrestre más allá de los niveles tolerables para las sociedades actuales y futuras. Esto implica mantenerse dentro de los límites planetarios que sostienen la vida y su complejidad interrelacionada e interdependiente en el planeta (Richardson et al., 2023). Futuros trabajos deberían abordar estos aspectos para contribuir a la toma de decisiones sobre la sostenibilidad y resiliencia de la producción de alimentos y la agriculturización de los ecosistemas naturales.

Bibliografía

- Alcaraz-Segura, D., Berbery, E. H., Lee, S. J., & Paruelo, J. M. (2011). Use of ecosystem functional types to represent the interannual variability of vegetation biophysical properties in regional models. *CLIVAR Exchanges*, 17(3), 23-27.
- Alcaraz-Segura, D., Paruelo, J. M., Epstein, H. E., & Cabello, J. (2013). Environmental and human controls of ecosystem functional diversity in temperate South America. *Remote Sensing*, 5(1), 127-154.

- Altieri, M. A., Nicholls, C. I., Henao, A., & Lana, M. A. (2015). Agroecology and the design of climate change-resilient farming systems. *Agronomy for sustainable development*, 35(3), 869-890.
- Baeza, S., Paruelo, J. M., & Altesor, A. (2006). Caracterización funcional de la vegetación del Uruguay mediante el uso de sensores remotos. *Interciencia*, 31(5), 382-388.
- Baeza, S., Baldassini, P., Bagnato, C., Pinto, P., & Paruelo, J. (2014). Caracterización del uso/cobertura del suelo en Uruguay a partir de series temporales de imágenes MODIS. *Agrociencia (Uruguay)*, 18(2), 95-105.
- 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 sensing*, 12(3), 381.
- Baeza, S., Vélez-Martin, E., De Abelleira, D., Banchemo, S., Gallego, F., Schirmbeck, J., ... & 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.
- Barrios, E., Valencia, V., Jonsson, M., Brauman, A., Hairiah, K., Mortimer, P. E., & Okubo, S. (2018). Contribution of trees to the conservation of biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 14(1), 1-16.
- Bommarco, R., Kleijn, D., & Potts, S. G. (2013). Ecological intensification: harnessing ecosystem services for food security. *Trends in ecology & evolution*, 28(4), 230-238.
- Brook, B. W., Sodhi, N. S., & Bradshaw, C. J. (2008). Synergies among extinction drivers under global change. *Trends in ecology & evolution*, 23(8), 453-460.
- Brown, C. F., Brumby, S. P., Guzder-Williams, B., Birch, T., Hyde, S. B., Mazzariello, J., ... & Tait, A. M. (2022). Dynamic World, Near real-time global 10 m land use land cover mapping. *Scientific Data*, 9(1), 251.

- Cabello, J., Fernández, N., Alcaraz-Segura, D., Oyonarte, C., Pineiro, G., Altesor, A., ... & Paruelo, J. M. (2012). The ecosystem functioning dimension in conservation: insights from remote sensing. *Biodiversity and Conservation*, 21, 3287-3305.
- Cabello, J., Alcaraz-Segura, D., Reyes-Díez, A., Lourenço, P., Requena, J. M., Bonache, J., ... & Serrada, J. (2016). Sistema para el Seguimiento del funcionamiento de ecosistemas en la Red de Parques Nacionales de España mediante Teledetección. *Revista de Teledetección*, (46), 119-131.
- Callicott, J. B., Crowder, L. B., & Mumford, K. (1999). Current normative concepts in conservation. *Conservation biology*, 13(1), 22-35.
- Chapin Iii, F. S., Zavaleta, E. S., Eviner, V. T., Naylor, R. L., Vitousek, P. M., Reynolds, H. L., ... & Díaz, S. (2000). Consequences of changing biodiversity. *Nature*, 405(6783), 234-242.
- Chitaro di Lorenzo, S. (2020). Mapeo de servicios ecosistémicos como herramienta para el ordenamiento territorial de un Área de Protección Ambiental del departamento de Canelones.
- Clough, Y., Kirchweger, S., & Kantelhardt, J. (2020). Field sizes and the future of farmland biodiversity in European landscapes. *Conservation letters*, 13(6), e12752.
- Copernicus Sentinel (2023). Retrieved from ASF DAAC (28 de junio de 2023), processed by ESA.
- Crutzen, P. J. (2016). Geology of mankind. *Paul J. Crutzen: A pioneer on atmospheric chemistry and climate change in the Anthropocene*, 211-215.
- DIEA. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca (2011). Censo General Agropecuario 2011: Resultados Definitivos.
- DIEA. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca (2019). Anuario Estadístico Agropecuario.
- Dirección General de Recursos Naturales, Uruguay. 2020. Actualización de la Carta de Usos del Suelo CONEAT.

- Emmerson, M., Morales, M. B., Oñate, J. J., Batary, P., Berendse, F., Liira, J., ... & Bengtsson, J. (2016). How agricultural intensification affects biodiversity and ecosystem services. In *Advances in ecological research* (Vol. 55, pp. 43-97). Academic Press.
- Estrategia Canaria de Acción Climática, Gobierno de Canelones (2021). Consultado en: https://www.imcanelones.gub.uy/sites/default/files/pagina_sitio/archivos_adjuntos/Estrategia_Canaria_Accion_Climatica_2021.pdf
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., ... & Snyder, P. K. (2005). Global consequences of land use. *science*, 309(5734), 570-574.
- Gallego, F., Paruelo, J. M., Baeza, S., & Altesor, A. (2020). Distinct ecosystem types respond differentially to grazing exclosure. *Austral Ecology*, 45(5), 548-556.
- Gallego, F., Bagnato, C., Baeza, S., Camba-Sans, G., Paruelo, J.M. (2023). Río de la Plata Grasslands: how did land-cover and ecosystem functioning change in the 21st century? Publicado en "South brazilian grasslands". Overbeck, Pillar, Muller y Bencke (eds).
- García, L., Celette, F., Gary, C., Ripoche, A., Valdés-Gómez, H., & Metay, A. (2018). Management of service crops for the provision of ecosystem services in vineyards: A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 251, 158-170.
- Garibaldi, L. A., Zermoglio, P. F., Jobbágy, E. G., Andreoni, L., Ortiz de Urbina, A., Grass, I., & Oddi, F. J. (2023). How to design multifunctional landscapes?. *Journal of Applied Ecology*, 60(12), 2521-2527.
- Gazzano Santos, I., & Perazzoli, A. G. (2015). Agroecología en Uruguay. *Agroecología*, 10(2), 103-113.
- Gibbs, H. K., Ruesch, A. S., Achard, F., Clayton, M. K., Holmgren, P., Ramankutty, N., & Foley, J. A. (2010). Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(38), 16732-16737.

- Gorelick, N. (2013, April). Google earth engine. In *EGU general assembly conference abstracts* (Vol. 15, p. 11997). Vienna, Austria: American Geophysical Union.
- 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.
- Hansen, M. C., Potapov, P. V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S. A., Tyukavina, A., ... & Townshend, J. (2013). High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *science*, 342(6160), 850-853.
- Hölting, L., Jacobs, S., Felipe-Lucia, M. R., Maes, J., Norström, A. V., Plieninger, T., & Cord, A. F. (2019). Measuring ecosystem multifunctionality across scales. *Environmental Research Letters*, 14(12), 124083.
- Hölting, L., Komossa, F., Filyushkina, A., Gastinger, M. M., Verburg, P. H., Beckmann, M., ... & Cord, A. F. (2020). Including stakeholders' perspectives on ecosystem services in multifunctionality assessments. *Ecosystems and People*, 16(1), 354-368.
- Lambin, E. F., Gibbs, H. K., Ferreira, L., Grau, R., Mayaux, P., Meyfroidt, P., ... & Munger, J. (2013). Estimating the world's potentially available cropland using a bottom-up approach. *Global environmental change*, 23(5), 892-901.
- Lee, S. J., Berbery, E. H., & Alcaraz-Segura, D. (2013). The impact of ecosystem functional type changes on the La Plata Basin climate. *Advances in Atmospheric Sciences*, 30, 1387-1405.
- Mastrangelo, M. E., Weyland, F., Villarino, S. H., Barral, M. P., Nahuelhual, L., & Laterra, P. (2014). Concepts and methods for landscape multifunctionality and a unifying framework based on ecosystem services. *Landscape Ecology*, 29, 345-358.
- McKinney, M. L., & Lockwood, J. L. (1999). Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in ecology & evolution*, 14(11), 450-453.
- Martin, E. A., Dainese, M., Clough, Y., Báldi, A., Bommarco, R., Gagic, V., ... & Steffan-Dewenter, I. (2019). The interplay of landscape composition and

- configuration: new pathways to manage functional biodiversity and agroecosystem services across Europe. *Ecology letters*, 22(7), 1083-1094.
- Martín-López, B., González, J. A., Díaz, S., Castro, I., & García-Llorente, M. (2007). Biodiversidad y bienestar humano: el papel de la diversidad funcional. *Ecosistemas*, 16(3).
- Maxwell, S. L., Fuller, R. A., Brooks, T. M., & Watson, J. E. (2016). Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers. *Nature*, 536(7615), 143-145.
- Meadows, D. H., Meadows, D. L., Randers, J., & Behrens III, W. W. (1972). The limits to growth-club of rome.
- Meadows, D. H., Meadows, D. L., & Randers, J. (2004). The Limits to Growth—the 30. Year Update.
- Memoria de Información y Diagnóstico, Plan Estratégico Canario (sin fecha). https://www.imcanelones.gub.uy/sites/default/files/pagina_sitio/archivos_adjuntos/a2_informacion_y_diagnostico-aprob_prev.pdf
- Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. (2017). Plan Estratégico para un Uruguay agrointeligente. Los desafíos para un desarrollo sostenible.
- Ministerio de Industria, Energía y Minería en convenio con Facultad de Ciencias de la Universidad de la República. (2004). Carta geológica del Departamento de Canelones.
- Newbold, T. (2018). Future effects of climate and land-use change on terrestrial vertebrate community diversity under different scenarios. *Proceedings of the Royal Society B*, 285(1881), 20180792.
- Noss, R. F. (1990). Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation biology*, 4(4), 355-364.
- 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(7), 1101-1117.

- Olden, J. D., Poff, N. L., Douglas, M. R., Douglas, M. E., & Fausch, K. D. (2004). Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends in ecology & evolution*, 19(1), 18-24.
- Paruelo, J. M., Jobbágy, E. G., & Sala, O. E. (2001). Current distribution of ecosystem functional types in temperate South America. *Ecosystems*, 4, 683-698.
- 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(2), 47-61.
- Paruelo, J., Piñeiro, G., Mastrangelo, M. E., Berbery, E. H., & Weyland, F. (2019). Conectando la estructura y funcionamiento ecosistémico y los servicios: Funciones de producción.
- Pérez, M., & Marasas, M. E. (2013). Servicios de regulación y prácticas de manejo: aportes para una horticultura de base agroecológica. *Ecosistemas*, 22(1), 36-43.
- Peterson, G., Allen, C. R., & Holling, C. S. (1998). Ecological resilience, biodiversity, and scale. *Ecosystems*, 1, 6-18.
- Pettorelli, N. (2013). *The normalized difference vegetation index*. Oxford University Press, USA.
- Piquer-Rodríguez, M., Butsic, V., Gärtner, P., Macchi, L., Baumann, M., Pizarro, G. G., ... & Kuemmerle, T. (2018). Drivers of agricultural land-use change in the Argentine Pampas and Chaco regions. *Applied geography*, 91, 111-122.
- Pla, L. (2006). Biodiversidad: Inferencia basada en el índice de Shannon y la riqueza. *Interciencia*, 31(8), 583-590.
- Proyecto MapBiomás Pampa- Colección 2.0 de los mapas anuales de cobertura y uso del suelo, accedido en 23 de febrero de 2023 a través del enlace: <https://plataforma.pampa.mapbiomas.org/>

- QGIS.org (2023). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.org>
- R Core Team (2023). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Redhead, J. W., Oliver, T. H., Woodcock, B. A., & Pywell, R. F. (2020). The influence of landscape composition and configuration on crop yield resilience. *Journal of Applied Ecology*, 57(11), 2180-2190.
- Richardson, K., Steffen, W., Lucht, W., Bendtsen, J., Cornell, S. E., Donges, J. F., ... & Rockström, J. (2023). Earth beyond six of nine planetary boundaries. *Science Advances*, 9(37), eadh2458.
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin III, F. S., Lambin, E., ... & Foley, J. (2009). Planetary boundaries: exploring the safe operating space for humanity. *Ecology and society*, 14(2).
- Sentinel Hub (2022). <https://www.sentinel-hub.com>, Sinergise Ltd. “Blog title”, Url, Sentinel Hub, song Sinergise Ltd.)
- Schröter, M., Egli, L., Brüning, L., & Seppelt, R. (2021). Distinguishing anthropogenic and natural contributions to coproduction of national crop yields globally. *Scientific Reports*, 11(1), 10821.
- Shannon, C. E. (1948). A mathematical theory of communication. *The Bell system technical journal*, 27(3), 379-423.
- Smart, S. M., Thompson, K., Marrs, R. H., Le Duc, M. G., Maskell, L. C., & Firbank, L. G. (2006). Biotic homogenization and changes in species diversity across human-modified ecosystems. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 273(1601), 2659-2665.
- Song, X. P., Hansen, M. C., Stehman, S. V., Potapov, P. V., Tyukavina, A., Vermote, E. F., & Townshend, J. R. (2018). Global land change from 1982 to 2016. *Nature*, 560(7720), 639-643.

- Soriano, A., León, R. J. C., Sala, O. E., Lavado, R. S., Deregibus, V. A., Cauhépé, M. A., ... & Lemcoff, J. H. (1991). Río de la Plata Grasslands. In 'Ecosystems of the world 8A. Natural grasslands. Introduction and Western Hemisphere'.(Ed. RT Coupland) pp. 367–407.
- Staude, I. R., Vélez-Martin, E., Andrade, B. O., Podgaiski, L. R., Boldrini, I. I., Mendonca Jr, M., ... & Overbeck, G. E. (2018). Local biodiversity erosion in south Brazilian grasslands under moderate levels of landscape habitat loss. *Journal of Applied Ecology*, 55(3), 1241-1251.
- Storkey, J., Bruce, T. J., McMillan, V. E., & Neve, P. (2019). The future of sustainable crop protection relies on increased diversity of cropping systems and landscapes. In *Agroecosystem diversity* (pp. 199-209). Academic Press.
- Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S. E., Fetzer, I., Bennett, E. M., ... & Sörlin, S. (2015). Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*, 347(6223), 1259855.
- Tittonell, P. (2014). Ecological intensification of agriculture—sustainable by nature. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 8, 53-61.
- Tittonell, P., Piñeiro, G., Garibaldi, L. A., Dogliotti, S., Olff, H., & Jobbagy, E. G. (2020). Agroecology in large scale farming—A research agenda. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 4, 584605.
- Valencia, V., Bennett, E. M., Altieri, M., Nicholls, C., Schrijver, A. P., & Schulte, R. P. (2022). Learning from the future: mainstreaming disruptive solutions for the transition to sustainable food systems. *Environmental Research Letters*, 17(5).
- Vallejos, M., Volante, J. N., Mosciaro, M. J., Vale, L. M., Bustamante, M. L., & Paruelo, J. M. (2015). Transformation dynamics of the natural cover in the Dry Chaco ecoregion: a plot level geo-database from 1976 to 2012. *Journal of Arid Environments*, 123, 3-11.
- Virginia, R. A., Wall, D. H., & Levin, S. A. (2001). Principles of ecosystem function. *Encyclopedia of biodiversity*, 2, 345-352.

Visualizador del Observatorio Ambiental Nacional, Ministerio de Ambiente, Uruguay.
<https://www.ambiente.gub.uy/visualizador/index.php?vis=sig>

Vitousek, P. M. (1994). Beyond global warming: ecology and global change. *Ecology*, 75(7), 1861-1876.

Volante, J., Mosciaro, J., Morales Poclava, M., Vale, L., Castrillo, S., Sawchik, J., ... & 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(2), 179-191.

Walker, B., Holling, C. S., Carpenter, S. R., & Kinzig, A. (2004). Resilience, adaptability and transformability in social–ecological systems. *Ecology and society*, 9(2).

Wittman, H., James, D., & Mehrabi, Z. (2020). Advancing food sovereignty through farmer-driven digital agroecology. *Ciencia e investigación agraria: revista latinoamericana de ciencias de la agricultura*, 47(3), 235-248.

Zabala, L. (2019). Apuntes sobre el proceso de construcción del plan nacional de agroecología, en Uruguay, entre los años 2002-2016. *XVIII Jornadas de Investigación: la producción de conocimiento durante los procesos de enseñanza de grado y posgrado de la Facultad de Ciencias Sociales. Montevideo, octubre 2019*.

Zoppolo, R., Scatoni, I. B., Duarte, F., Mujica, M. V., & Gabard, Z. (2015, June). Area-wide pest management in deciduous fruits of southern Uruguay. In *International Symposium on Innovation in Integrated and Organic Horticulture (INNOHORT)* 1137 (pp. 153-160).

Anexo 1

La composición, la estructura y la función de los ecosistemas son los tres factores que Noss (1990) definió como los componentes bases de la biodiversidad de los ecosistemas (Figura 1) y cuya definición sigue hasta hoy estando vigente en todos los estudios y análisis ecológicos, lo que deja en evidencia además que si bien estructura y composición han obtenido mayores enfoques de investigación, la función fue siempre menos atendida y ha tomado, en los últimos tiempos, gran notoriedad en investigaciones de índole diversa, dado su papel fundamental en la comprensión holística del estudios de los ecosistemas.

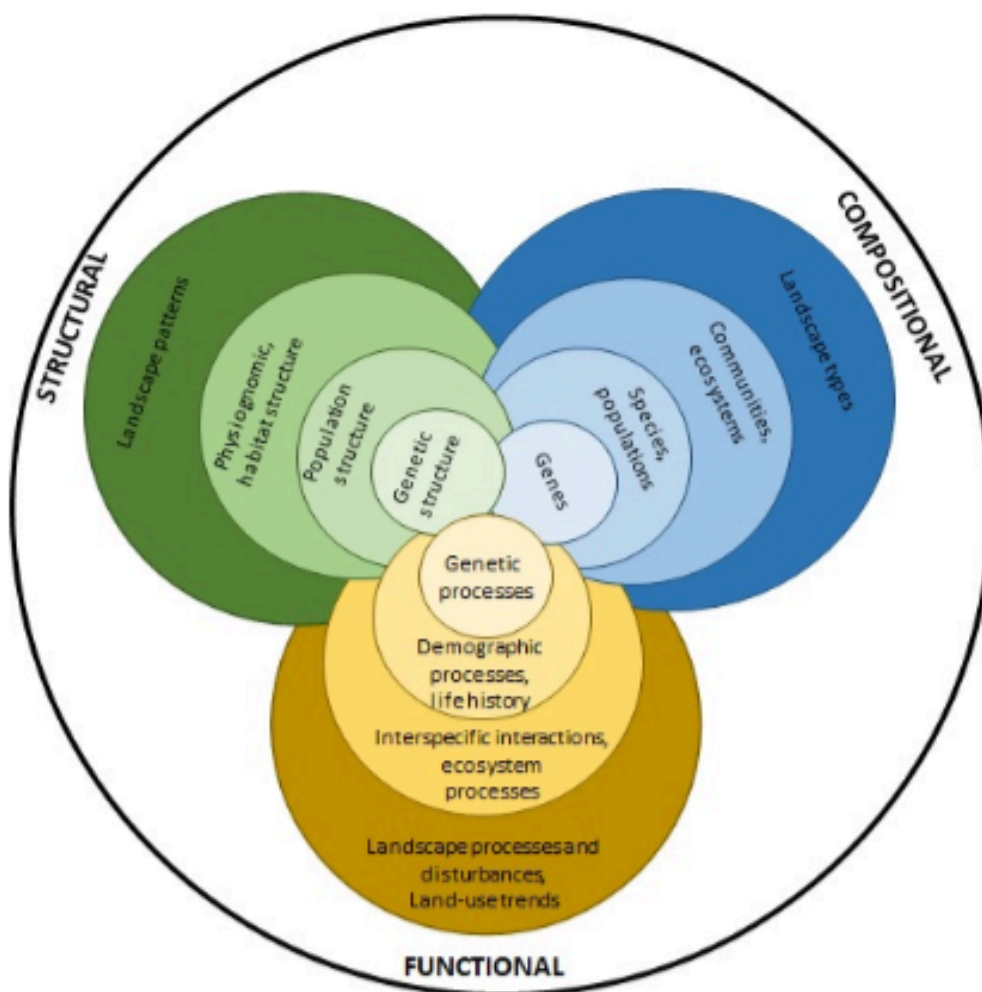


Figura 1. Definición esquemática de la biodiversidad, adaptada de Noss (1990).

Anexo 2

La digitalización de los polígonos permitió, a posteriori, realizar un buffer de distintos km alrededor de los mismos y filtrar, por uso o cobertura del suelo, cuáles se solapaban entre sí, cuáles no, qué buffer dejaba mayor n de polígonos por clase para que en todas ellas hubiera un tamaño muestral deseable para el análisis estadístico, etc. Una muestra de dichas zonas buffer poligonizadas se puede observar cercana a la localidad de Tala (Canelones) donde había varios lotes de agricultura que habíamos tomado como puntos de campo durante nuestras recorridas (Figura 1).



Figura 1. Ampliación de una zona del mapa del área de estudio que muestra varios polígonos de la clase Agricultura que guardan 2 km de distancia entre sí (verde) y sus respectivos *buffers* de 1 km de distancia cada uno (azul).

Anexo 3

Sobre la posibilidad de que pudiera haber una correlación positiva entre polígonos de mayor tamaño y diversidad de Shannon, se realizó un análisis de relación lineal donde se situaron todas las diversidades de Shannon (eje Y) de cada uno de los polígonos muestreados en campo según su superficie en hectáreas (eje X) diferenciados por cada una de las 9 coberturas (Agricultura, Bosque, Campo Natural, etc.) con diferente color (Figura 1). Habría que profundizar sobre este análisis a nivel estadístico, pero en principio no observamos una correlación lineal entre ambos factores.

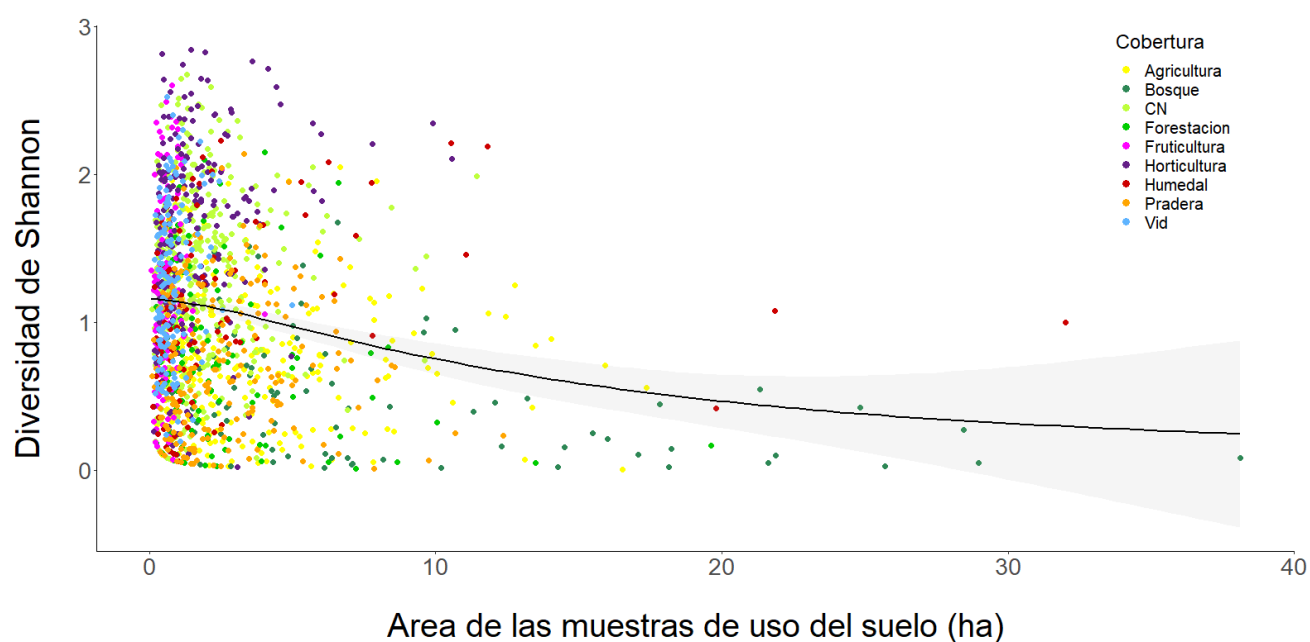


Figura 1. Relación entre la diversidad de Shannon y el tamaño muestral de los diferentes polígonos de cada uso y cobertura del suelo en hectáreas.