

**Estudio de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas
mediante sensores remotos: desde una perspectiva global a un enfoque
regional en Sudamérica**

*Tesis presentada para optar al título de Doctor de la Universidad de Buenos Aires
Área Ciencias Agropecuarias*

Camilo Bagnato

Ingeniero Agrónomo - Universidad de Buenos Aires - 2010

Lugar de trabajo:
Laboratorio de Análisis Regional y Teledetección (LART)
Instituto de investigaciones fisiológicas y ecológicas vinculadas a la agricultura (IFEVA)



Escuela para Graduados Ing. Agr. Alberto Soriano
Facultad de Agronomía - Universidad de Buenos Aires



COMITÉ CONSEJERO

Director de tesis

José Paruelo

Ingeniero Agrónomo (UBA)

M.Sc. Área Recursos Naturales (UBA)

Ph.D. (Colorado State University, EEUU)

Co-director

Esteban G. Jobbágy Gampel

Ingeniero Agrónomo (UBA)

Ph.D. Biological Sciences (Duke University, EEUU)

Consejero de Estudios

Dr. Domingo Alcaraz-Segura

Lic. Ciencias Ambientales (UAL, España)

Dr. Ciencias Ambientales (UAL, España)

Fecha de defensa de la tesis

15 de marzo de 2022

"Declaro que el material incluido en esta tesis es, a mi mejor saber y entender, original producto de mi propio trabajo (salvo en la medida en que se identifique explícitamente las contribuciones de otros), y que este material no lo he presentado, en forma parcial o total, como una tesis en esta u otra institución."



Ing. Agr. Camilo Bagnato

Publicaciones derivadas de la tesis

No hay publicaciones derivadas de la tesis

Índice General

Resumen	xii
Capítulo 1 - Introducción General	15
Capítulo 2 - La mirada global del funcionamiento ecosistémico.....	28
Introducción.....	28
Materiales y métodos.....	35
Obtención de los datos.....	35
Análisis de datos.....	36
Identificación de Tipos funcionales de ecosistemas	37
Resultados.....	39
Discusión	51
Capítulo 3 - De lo estructural a lo funcional: el concepto de fenoteca y su construcción.....	61
Introducción.....	61
Materiales y Métodos	63
Procesamiento de los relevamientos.....	67
Extracción de las Firmas Fenológicas	68
Resultados.....	72
Discusión	78
Capítulo 4 - De lo funcional a lo estructural: Mapeo de coberturas antrópicas en el Chaco Semiárido.....	84
Introducción.....	84
Materiales y métodos.....	92
Protocolo para la caracterización del uso/cobertura del suelo usando una Fenoteca.....	92
Caracterización del Uso del suelo en el Chaco Seco Argentino.....	98
Resultados.....	101
Discusión	108
Capítulo 5 - Impactos funcionales asociados a los cambios en el uso/cobertura del suelo.....	111
Introducción.....	111
Materiales y Métodos	114
Área de estudio	114
Uso del suelo y Funcionamiento ecosistémico.....	116
Resultados.....	120
Discusión	130
Capítulo 6 - Discusión General.....	137
Bibliografía	144

Índice de Cuadros

Cuadro 2.1: Varianza explicada por 3 componentes principales de un PCA realizado sobre series temporales del año medio (2001-2015) de EVI, Albedo, Ts y ET a escala global y en cada uno de los catorce biomas terrestres.....	40
Cuadro 3.1: Coberturas del suelo sistematizadas en la fenoteca en el periodo 2000-2016. Se muestran distintos niveles de resolución conceptual, la codificación utilizada en la fenoteca y el número de lotes de cada cobertura.....	73
Cuadro 4.1: Distribución de frecuencia de lotes por clases de cobertura/uso del suelo de los lotes sistematizados en la fenoteca para la campaña 2015-2016.....	101
Cuadro 4.2: Precisión general de clasificaciones de baja resolución conceptual generadas con 3 tipos de algoritmos (Random Forest, Árboles de decisión y Support Vector Machines) sobre tres espacios de atributos en 19 campañas agrícolas.....	105
Cuadro 4.3: Matrices de confusión para las tres clasificaciones con baja resolución conceptual (años 2003, 2009 y 2015) y para la clasificación discriminando cultivos (año 2015). PG indica la precisión general. La precisión del usuario se indica en el panel de Comisión y la precisión del productor en el panel de Omisión. P: Pastura, Cv: Cultivo de Verano, R: Rastrojo, M: Maíz, S: Soja, Ot: Otros Cultivos.....	107
Cuadro 5.1: Valores medios y comparaciones entre zonas para cada cultivo y atributo funcional. Las diferentes letras indican diferencias estadísticas significativas.....	120

Índice de Figuras

Figura 2.1: Diagrama conceptual de la caracterización funcional de ecosistemas mediante sensores remotos. El funcionamiento ecosistémico involucra múltiples procesos que pueden ser descriptos utilizando modelos biofísicos con fundamentos teóricos sólidos y comprobación empírica. Los sensores remotos proveen datos espectrales de los cuales se derivan variables funcionales que alimentan los modelos biofísicos. La dinámica temporal de las variables funcionales es descripta mediante feno-métricas para derivar atributos funcionales de los ecosistemas. Dichos atributos se clasifican con distintas aproximaciones para describir tipos funcionales de ecosistemas.....	34
Figura 2.2: Correlación entre componentes principales (CP1, CP2 y CP3) y métricas que sintetizan la dinámica temporal del índice de vegetación mejorado (EVI), albedo, temperatura superficial (Ts) y evapotranspiración (ET) en cuatro biomas. La varianza explicada por cada componente principal y el coeficiente de determinación se reportan en cada panel. Las métricas correlacionadas son la media para el caso del CP1 y el desvío estándar para los CP 2 y 3.....	43

Figura 2.3: Coeficiente de determinación (r^2) entre tres componentes principales (CP1, CP2, y CP3) y las métricas mejor correlacionadas en cada bioma y a escala global para el índice de vegetación mejorado (EVI), albedo, temperatura superficial (Ts) y evapotranspiración (ET). Las barras negras indican correlaciones con la media y las barras grises con el desvío estándar. Notar que en tres biomas el CP1 correlaciona mejor con el desvío estándar que con la media para Albedo y Temperatura Superficial.....44

Figura 2.4: Correlación entre atributos funcionales de los ecosistemas a escala global (números en el panel triangular superior) y en cada uno de los biomas (barras ordenadas del bioma 1 a 14 en los paneles del triángulo inferior). Las barras negras indican que la magnitud de la correlación es mayor a 0.5.....45

Figura 2.5: Distribución global de tipos funcionales de ecosistemas basados en el índice de vegetación mejorado (EVI), albedo, temperatura superficial (TS) y evapotranspiración (ET) ubicados de abajo hacia arriba. Los TFE se construyeron utilizando la media, desvío estándar y fecha del máximo del año medio para el periodo 2001-2015. Los TFE de EVI presentan una resolución de 231 metros, mientras que los de Albedo, LST y ET se hicieron a 926 metros, ya que esa era la resolución original de los datos en cada caso.....46

Figura 2.6: TFE multifuncionales generados a partir de 12 atributos funcionales (EVI-Med, EVI-De, EVI-fMax, ALB-Med, ALB-De, ALB-fMax, Ts-Med, Ts-De, Ts-fMax, ET-Med, ET-De, ET-fMax.). Los TFE se definieron utilizando un algoritmo de agrupamiento jerárquico. Se presenta el área ocupada en millones de hectáreas por cada uno de los 35 TFE.....48

Figura 2.7: Análisis de seis TFE relevantes en términos de área, distribución espacial y contraste entre clases. Los mapas muestran el área ocupada en Millones de hectáreas y la distribución espacial de cada TFE. Los gráficos de barras muestran los 12 atributos funcionales promedio para cada TFE.....51

Figura 3.1: representación esquemática de la firma fenológica y atributos funcionales de un cultivo de verano en los Pastizales del Río de La Plata utilizando el Índice de Vegetación Normalizado (NDVI por sus siglas en inglés) provisto por el sensor MODIS.....65

Figura 3.2: Diagrama conceptual de la construcción de una fenoteca.....70

Figura 3.3: Cobertura espacial y temporal de la fenoteca. Cada punto gris representa un lote para el cual se relevó la cobertura el suelo en algún momento del periodo 2000-2016. Los círculos rojos representan el total de lotes a nivel provincial (o nacional en el caso de Uruguay). El gráfico de barras muestra el crecimiento en el número de lotes a través de los años.....73

Figura 3.4: Firmas fenológicas promedio de las coberturas sistematizadas en al fenoteca agrupadas en paneles de acuerdo a distintos niveles de resolución conceptual y tipo de cobertura. El eje x representa los meses de dos años consecutivos desde julio a junio. Las firmas fenológicas se componen de 23 observaciones que son las que provee el producto MOD13Q1 del sensor MODIS. Cv: Cultivo de Verano, P: Pastura, Pz: Pastizal Natural, Ci: Cultivo de Invierno, Fr: Frutales, Fo: Forestación, S: Soja, M: Maíz, G: Girasol, Sg: Sorgo, Po: Poroto, Alg: Algodón, Ma: Maní, T: Trigo, Av: Avena., Cb: Cebada, Ce: Centeno, Arv: Arvejas, Le: Lenteja, Alp: Alpiste, Can: Canola, Arb: Arbustales, Sab: Sabanas, MN: Monte Nativo.....76

Figura 3.5: Atributos funcionales derivados de las firmas fenológicas de 6 coberturas con baja resolución conceptual (2 naturales: Pastizales y Montes Nativos, 2 antrópicas perennes: Forestaciones y Pasturas, 2 antrópicas anuales: Cultivos de invierno y verano). Para los atributos Media, SD, Máximo, Tasa de Brotado y Tasa de Senescencia el eje Y representa el NDVI o su tasa de cambio. Para el resto de los atributos asociados a la fenología el eje Y representa la fecha MODIS (23 por año). Pz: Pastizal Natural, Cv: Cultivo de Verano, Fo: Forestaciones, MN: Monte Nativo, P: Pastura, Ci: Cultivo de invierno.....77

Figura 4.1: Esquema del Flujo de trabajo para clasificación supervisada utilizando una fenoteca.....95

Figura 4.2: Esquema de selección de lotes de la fenoteca dentro del área de estudio para ser utilizados en la clasificación. En rojo se muestran la distribución de los lotes incluidos en el análisis y en negro lo que quedaron fuera del área de estudio.....96

Figura 4.3: Firmas fenológicas de las coberturas para el año 2015 incluidas en la clasificación de mayor resolución conceptual. Las clases sorgo, algodón, y poroto de agruparon en la categoría “otros cultivos”. El Campo Natural y las pasturas se clasificaron agrupados como recursos forrajeros.....99

Figura 4.4: Distribución espacial y área de uso/cobertura del suelo generada con baja resolución conceptual (Cultivos de verano, Pasturas y Rastrojos) en el chaco seco argentino en tres periodos: 2003, 2009 y 2015 Paneles de izquierda a derecha. Los gráficos de torta muestran el área en Millones de hectáreas y la distribución porcentual. El área en blanco corresponde a las situaciones no transformadas en el chaco seco.....102

Figura 4.5: Mapa generado mediante la clasificación de coberturas discriminando los cultivos en las clases Soja, Maíz y otros (incluye algodón, sorgo, poroto, girasol y maní). A- Vista general de toda el área de estudio. Paneles de la derecha: Vista con mayor nivel de detalle espacial mostrando áreas mayoritariamente de pasturas (B), Área con predominancia de Soja y Maíz en la que se observa la transición hacia pasturas en las zonas centrales de menor precipitación (C), área predominante con otros cultivos en el noreste asociado tradicionalmente a una zona de producción de poroto. El grafico de torta indica el área y proporción de cada cobertura en todo el chaco seco argentino.....104

Figura 5.1: Análisis de componentes principales de nueve atributos funcionales (Media, DE, Max, fMax, Ini_ec, Fin_ec, L_ec, TBr: gr_do y TSc: gr_do) descriptores de la dinámica temporal del NDVI para las 6 coberturas del suelo más difundidas en la planicie chaco-pampeana (Maíz, Soja, Trigo, Pasturas, Pastizales Naturales y Bosques Secos).....121

Figura 5.2: Distribución espacial de los lotes con los 4 cultivos principales en el área de estudio que abarca dos eco-regiones y 4 zonas: Chaco Seco Argentino Oeste (ChSA-O), Chaco Seco Argentino Este (ChSA-E), Pastizales del Río de La plata Noroeste (PRP-No) y Pastizales del Río de la Plata Sudeste (PRP-Se). Los cuatro paneles muestran las firmas fenológicas de NDVI de cada una de las coberturas en las 4 zonas.....123

Figura 5.3: Atributos funcionales del ecosistema de los 4 cultivos analizados en el área de estudio. Para cada cultivo se muestra los dos atributos funcionales que presentaron mayores diferencias entre zonas (Media, Desvío Estándar, Máximo y Fecha del Máximo). La línea

punteada muestra la medía de la distribución para cada cobertura y zona. Las letras indican diferencias estadísticas significativas.....124

Figura 5.4: Diferencias Relativas [%] en la media de NDVI debido al reemplazo de vegetación natural por los 4 cultivos principales en las cuatro zonas. Las diferencias se calcularon de forma pareada entre cada lote y su referencia de vegetación natural (Bosque Seco o Pastizal Natural). Las distintas letras indican diferencias estadísticas significativas entre los cuatro cultivos. Se utilizó la simbología *, ** y *** para niveles de significancia de $p < 0.05$, $p < 0.01$ y $p < 0.001$ respectivamente entre cada cultivo y el nivel de referencia de la vegetación natural.....126

Figura 5.5: Diferencias Relativas [%] en la media de Desvío Estándar debido al reemplazo de vegetación natural por los 4 cultivos principales en las cuatro zonas. Las diferencias se calcularon de forma pareada entre cada lote y su referencia de vegetación natural (Bosque Seco o Pastizal Natural). Las distintas letras indican diferencias estadísticas significativas entre los cuatro cultivos. Se utilizó la simbología *, ** y *** para niveles de significancia de $p < 0.05$, $p < 0.01$ y $p < 0.001$ respectivamente entre cada cultivo y el nivel de referencia de la vegetación natural.....126

Figura 5.6: Diferencias Relativas [%] en el Máximo NDVI debido al reemplazo de vegetación natural por los 4 cultivos principales en las cuatro zonas. Las diferencias se calcularon de forma pareada entre cada lote y su referencia de vegetación natural (Bosque Seco o Pastizal Natural). Las distintas letras indican diferencias estadísticas significativas entre los cuatro cultivos. Se utilizó la simbología *, ** y *** para niveles de significancia de $p < 0.05$, $p < 0.01$ y $p < 0.001$ respectivamente entre cada cultivo y el nivel de referencia de la vegetación natural.....127

Figura 5.7: Diferencias Relativas [%] en la Fecha del Máximo de NDVI debido al reemplazo de vegetación natural por los 4 cultivos principales en las cuatro zonas. Las diferencias se calcularon de forma pareada entre cada lote y su referencia de vegetación natural (Bosque Seco o Pastizal Natural). Las distintas letras indican diferencias estadísticas significativas entre los cuatro cultivos. Se utilizó la simbología *, ** y *** para niveles de significancia de $p < 0.05$, $p < 0.01$ y $p < 0.001$ respectivamente entre cada cultivo y el nivel de referencia de la vegetación natural.....128

Figura 5.8: Diferencias Relativas [%] en la Tasa de Brotado de NDVI debido al reemplazo de vegetación natural por los 4 cultivos principales en las cuatro zonas. Las diferencias se calcularon de forma pareada entre cada lote y su referencia de vegetación natural (Bosque Seco o Pastizal Natural). Las distintas letras indican diferencias estadísticas significativas entre los cuatro cultivos. Se utilizó la simbología *, ** y *** para niveles de significancia de $p < 0.05$, $p < 0.01$ y $p < 0.001$ respectivamente entre cada cultivo y el nivel de referencia de la vegetación natural.....129

Abreviaturas y Acrónimos

ADJ: Árboles de decisión jerárquica

AtrF: Atributos Funcionales del ecosistema

ChSA: Chaco Seco Argentino

ChSA-e: Chaco Seco Argentino Este

ChSA-o: Chaco Seco Argentino Oeste

Ci: Cultivo de Invierno

Cv: Cultivo de Verano

DE: desvío estándar

ET: Evapotranspiración

EVI: Índice de Vegetación Mejorado, por sus siglas en inglés

FAO: Food and Agriculture Organization

Fec: Fin de la estación de crecimiento

fMax: fecha del máximo

Fo: Forestaciones

fRFA: fracción de la RFAi que es absorbida por la vegetación

Iec: Inicio de la estación de crecimiento

Lec: largo de la estación de crecimiento

M: Maíz

Max: valor máximo

Med: media

MHa: Millones de Hectáreas

MN: Monte Nativo

MODIS: Espectrorradiómetro de imágenes de media resolución, por sus siglas en inglés

NDVI: Índice de Vegetación Normalizado, por sus siglas en inglés

P: Pastura

PC1: Primer componente de un análisis de componentes principales

PC2: Segundo componente de un análisis de componentes principales

PC3: Tercer componente de un análisis de componentes principales

PCA: Análisis de Componentes Principales, por sus siglas en inglés

PPB: Productividad Primaria Bruta

PPN: Productividad Primaria Neta

PPNA: Productividad Primaria Neta Aérea

PRP: Pastizales del Río de la Plata

PRP-No: Pastizales del Río de la Plata Noroeste

PRP-Se: Pastizales del Río de la Plata Sudeste

Pz: Pastizal Natural

r: Coeficiente de correlación

r^2 : Coeficiente de determinación en regresiones lineales simples

RF: Bosques Aleatorios, por sus siglas en inglés

RFAa: radiación fotosintéticamente activa absorbida por la vegetación

RFAi: radiación fotosintéticamente activa incidente

RNA: Redes Neuronales artificiales

S: Soja

SD: Desvío Estándar

SIG: Sistema de Información Geografía

SVM: Máquina de vectores de soporte, por sus siglas en inglés

TBr: Tasa de brotado

TFE: Tipos Funcionales de Ecosistemas

Tr: Trigo

Ts: Temperatura Superficial

TSc: tasa de senescencia

X-De: Desvío Estándar de una variable específica

X-fMax: Fecha (Mes) de ocurrencia del Máximo de una variable específica

X-Med: Media de una variable específica

Resumen

Los cambios en la cobertura y el uso del suelo transformaron una gran proporción de la superficie del planeta principalmente a través de la deforestación de bosques y el reemplazo de pastizales naturales. Este tipo de alteraciones llevaron a ecosistemas enteros al colapso, generaron pérdida de hábitat, extinción local de especies y en última instancia contribuyen al cambio global que afecta todos los aspectos de la biodiversidad en todos los niveles de organización. Reducir y revertir la tasa de pérdida de biodiversidad asociada a transformaciones estructurales y funcionales de los ecosistemas es un objetivo aceptado globalmente. Sin embargo aún no contamos con observaciones unificadas ni con un sistema de intercambio y entrega de datos de forma regular, con resolución temporal operativa y comparable que aporte información sobre los cambios en la biodiversidad a nivel global o regional. En esta tesis abordé la conexión entre los aspectos estructurales y funcionales de los ecosistemas y su vinculación con los cambios en el uso y cobertura del suelo. Analizo desde los patrones globales del funcionamiento ecosistémico en múltiples dimensiones hasta su vínculo con la estructura de la vegetación en dos eco-regiones contrastantes de Sudamérica que están experimentando cambios extraordinarios en el uso/cobertura del suelo: los Pastizales del Río de la Plata y los bosques secos del Chaco semiárido. Estudiando los atributos funcionales del ecosistema pudimos documentar y ampliar el entendimiento del estrecho vínculo de los cambios en el uso del suelo con el funcionamiento ecosistémico. A los cambios ya reportados en la magnitud y estacionalidad en las ganancias de carbono agregamos cambios en la mayoría de los atributos funcionales del ecosistema. Así encontramos diferencias en el máximo, la fenología y las tasas de brotado (Media-NDVI: -27.9% - 8.07%; DE-NDVI: 87.9 %; fMax-NDVI: -49.8% - 8.06 %; TBr-NDVI: 156.8%). Estos

cambios funcionales generan diferencias entre la dinámica de los procesos naturales y los gobernados por las transformaciones del ecosistema pudiendo desencadenar desacoples entre la disponibilidad y demanda de materia y energía en el ecosistema. Además los cambios en el uso del suelo generan una homogenización en el funcionamiento que podría atentar contra la diversidad y resiliencia de los ecosistemas naturales. Si bien ha habido innumerables avances, el monitoreo de los ecosistemas de forma consistente, extensiva y frecuente sigue siendo una cuenta pendiente en la región. Los numerosos trabajos y esfuerzos realizados de forma aislada y en situaciones reducidas espacial o temporalmente son susceptibles de ser integrados en programas de monitoreo basados en sensores remotos. La creciente disponibilidad y acceso a datos provistos por plataformas satelitales y a plataformas de geoprocesamiento alimenta la expectativa de generar sistemas de monitoreo operativos extensivos en el espacio y de actualización constante. En este sentido la caracterización del uso/cobertura del suelo integrada con las variables y atributos funcionales del ecosistema permite modelar la provisión de servicios de forma espacialmente explícita y continua en el tiempo. Esta información permite entender la distribución de perjuicios y beneficios entre los diferentes actores de los sistemas socio-ecológicos y así planificar el uso del territorio de forma más justa. Conocer los impactos pasados y los escenarios futuros basándose en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas genera datos clave para la toma de decisiones informadas y la evaluación de los compromisos que se generan al intervenir o no sobre los ecosistemas naturales.

Palabras Clave: Atributos funcionales - Análisis regional - Chaco - Pastizales del Río de la Plata

Cambios en el uso del suelo - Teledetección - MODIS - Fenoteca

Introducción General

Capítulo 1

Capítulo 1 - Introducción General

La biodiversidad de los ecosistemas terrestres involucra su composición, estructura y funcionamiento en múltiples niveles de organización que van de los genes al paisaje regional (Noss 1990). Estos tres aspectos se encuentran tan estrechamente vinculados que la modificación de uno genera alteraciones en los otros operando en todos los niveles de organización. Las actividades humanas están generando modificaciones profundas en distintos aspectos de la biodiversidad (Chapin et al. 2000) al operar directamente sobre uno o varios niveles de organización lo cual desencadena alteraciones composicionales, estructurales y funcionales en el resto de los niveles de organización (Brook et al. 2008). Así modificaciones locales en el régimen térmico de un bosque, impulsadas por el cambio climático global pueden modificar la distribución y el tamaño poblacional de un insecto plaga cuya acción desencadena la muerte de gran parte de los árboles del bosque (Raffa et al. 2013). Este evento representa una modificación estructural a nivel de ecosistema que altera el funcionamiento hidrológico del paisaje (Jobbagy y Jackson 2004) y el albedo de la superficie con posibles implicancias en el clima regional (Houspanossian et al. 2013, Müller y Berbery 2014). Este tipo de alteraciones llevaron a ecosistemas enteros al colapso (Redman 1999), generan pérdida de hábitat (Newbold et al. 2015), extinción local de especies (Ceballos et al. 2017) y en última instancia contribuyen al cambio global que afecta todos los aspectos de la biodiversidad en todos los niveles de organización (Foley et al. 2005).

En este contexto la caracterización de los ecosistemas basada en atributos funcionales resulta complementaria a los aspectos estructurales y composicionales a la vez que plantea diversas ventajas: las variables que caracterizan el funcionamiento ecosistémico presentan una respuesta rápida a cambios ambientales ya que carecen de la inercia característica de algunos atributos estructurales o de composición (Milchunas y Lauenroth 1995). Por lo tanto, están entre los indicadores de cambio más sensibles para el monitoreo global de ecosistemas (Daily et al. 2009, Haines-Young et al. 2012, Koschke et al. 2012). Además se derivan de variables con sentido ecológico y permiten estimar flujos intangibles de difícil medición que son el resultado de múltiples procesos ecosistémicos (Cabello et al. 2012, Pettorelli et al. 2017). Algunas de estas variables pueden ser monitoreados mediante el uso de sensores remotos a diferentes escalas espaciales, en grandes extensiones, utilizando protocolos comunes (Foley et al. 2007, Paruelo 2008) y tienen un vínculo directo con la oferta de servicios ecosistémicos (Costanza et al. 1997, Fisher et al. 2009, Paruelo et al. 2016).

El funcionamiento ecosistémico se puede definir como el conjunto de procesos que definen los intercambios de materia y energía entre la superficie terrestre, la biota y la atmósfera (Lovett et al. 2006). A los fines de entender su dinámica el funcionamiento ecosistémico suele describirse a partir de distintos flujos: agua, Carbono, energía, Nitrógeno, etc. Estos flujos están estrechamente interconectados. En este sentido el intercambio de agua entre el suelo y la atmósfera es un componente del ciclo del agua que representa alguno de los procesos más importantes en los ecosistemas terrestres (Jackson et al. 2001). Entre estos procesos encontramos algunos claves en la determinación del funcionamiento ecosistémico como ser la evapotranspiración, la precipitación o el drenaje profundo. El ciclo del carbono, otra dimensión

del funcionamiento ecosistémico, es determinado por procesos tales como ser la captura de carbono por parte de la vegetación a través de la fotosíntesis o la descomposición de restos vegetales en el suelo (Bonan 2008). Las dimensiones del funcionamiento ecosistémico no están definidas exclusivamente por procesos funcionales sino que también juegan un rol clave aspectos estructurales como pueden ser la pendiente del terreno, la orientación de las laderas o el albedo de la superficie. Así las diferentes coberturas del suelo, ya sean tipos de vegetación, nieve, agua o suelo desnudo determinan que proporción de la radiación solar incidente es absorbida o reflejada en el ecosistema (Chapin et al. 2002). Esta característica de la superficie terrestre es fundamental en el balance de energía, otra dimensión clave del funcionamiento ecosistémico.

El funcionamiento ecosistémico puede ser descrito a través de la medición o estimación de diferentes aspectos o procesos claves que gobiernan las diferentes dimensiones. Así conocer la productividad primaria neta aérea (PPNA) o evapotranspiración (ET) de un ecosistema aporta información sobre los ciclos del carbono, el agua o el balance de energía permitiendo entender buena parte del funcionamiento ecosistémico. Algunos de esos procesos pueden ser estimados directamente a través de experimentos a campo pero también pueden ser derivados de otras variables funcionales utilizando modelos biofísicos robustos y bien documentados. La PPNA puede ser calculada en función de la radiación incidente en un ecosistema, la proporción de radiación absorbida y la eficiencia de uso de la radiación por parte de la vegetación (Monteith 1972). Así mismo la ET es susceptible de ser estimada conociendo el albedo de la superficie, la diferencia de temperatura superficial y del aire y otros aspectos de la vegetación (Jackson et al. 1977). En la medida que se cuenta con más información que permite estimar todos los procesos involucrados en alguna dimensión del funcionamiento ecosistémico es posible caracterizar toda

una dimensión o ciclo completo. De esta forma fueron caracterizados por ejemplo el ciclo del carbono en los Pastizales del Río de la Plata (Piñeiro et al. 2006) y el ciclo hidrológico a escala global (Jackson et al. 2001). Sin embargo, a pesar de abordar los ciclos de forma completa, estas caracterizaciones representan recortes espacio-temporales del funcionamiento ecosistémico. Generalmente estos recortes se asocian a una definición de las extensiones espaciales y temporales del análisis, pero sobre todo a una síntesis de la variabilidad temporal y heterogeneidad espacial de los procesos caracterizados. La caracterización del funcionamiento ecosistémico debe considerar la dinámica temporal de los procesos involucrados ya que a diferencia de aspectos estructurales que son relativamente estables, el funcionamiento es extremadamente variable en el tiempo.

Los sensores remotos montados a bordo de satélites permiten caracterizar, monitorear y comparar el funcionamiento ecosistémico a escala global con una resolución espacial y temporal variable, amplia y operativizable (Skidmore et al. 2015; Pettorelli et al. 2016). A partir de los datos que proveen se pueden derivar variables biofísicas que permiten estimar atributos funcionales del ecosistema (Paruelo 2008). Los atributos funcionales del ecosistema involucran a las variables funcionales y su dinámica temporal (ej: Integral anual de NDVI, Fecha de máxima ET, Coeficiente de variación del Albedo). La dinámica temporal de las variables funcionales se deriva de las series temporales provistas por los sensores remotos y pueden ser analizadas de forma cuantitativa en base a feno-métricas que caracterizan su dinámica (Pettorelli et al. 2005). Este enfoque permite abordar de manera espacialmente explícita patrones fenológicos basándose en umbrales absolutos o relativos (White et al. 1997, Jenkins et al. 2002), la presencia de puntos de inflexión (Moulin et al. 1997, Palacios-Orueta et al. 2012) o valores mínimos y

máximos de las variables funcionales (Eklundh et al. 2009). Los atributos funcionales del ecosistema pueden ser utilizados para identificar Tipos Funcionales de Ecosistemas (TFE).

Los TFE son porciones de la superficie terrestre que intercambian materia y energía de forma común (Paruelo et al. 2001, Alcaraz-Segura et al. 2013). Originalmente planteado en Sudamérica por Soriano y Paruelo bajo el nombre de biozonas (1992, Paruelo et al. 1998) el concepto fue utilizado en diversas regiones del mundo en análisis regionales, continentales y globales ya sea acuñando el termino TFE o bajo otra denominación pero con el mismo sentido: tipos funcionales de ecosistemas (Paruelo et al. 2001, Alcaraz-Segura et al. 2006 and 2013, Ivits et al. 2014), zonas bioclimáticas (Karlsen et al. 2006), zonas de iso-crecimiento (Azzali & Menenti 1999 and 2000), hábitats dinámicos (Duro et al. 2007, Mildrexler et al. 2007), coberturas del suelo dinámicas (Sobrino et al. 2006), Clases fenológicas (Geerken 2009), Tipos ópticos (Huesca et al. 2015) o biomas funcionales (Higgins et al. 2016). Todas estas caracterizaciones utilizan variables funcionales derivadas de sensores remotos o modelos climáticos espacialmente explícitos abordando distintas dimensiones del funcionamiento ecosistémico y utilizando diferentes métricas para describir la dinámica temporal. Capturar la variabilidad espacial y temporal en las distintas dimensiones del funcionamiento ecosistémico con un grupo de variables y métricas comunes para todos los biomas del planeta representa un desafío sin resolver.

Los cambios en la biodiversidad pueden ser medidos en diferentes dimensiones y a través de múltiples niveles de organización que van desde los genes hasta unidades ecológicas como poblaciones, comunidades, ecosistemas, paisajes o biomas a diferentes escalas espaciales y

temporales (Jetz et al. 2019). El grupo de observaciones terrestres de la biodiversidad (GEO BON) definió las variables esenciales de la biodiversidad, como las mediciones requeridas para estudiar, informar y manejar los cambios en la biodiversidad, centrándose en el estado y la tendencia de sus elementos. Las variables esenciales de la biodiversidad buscan generar consenso y desempeñar el papel de intermediarias entre las iniciativas de monitoreo y los tomadores de decisiones (Walters & Scholes 2017). Concretamente son un grupo de variables agrupadas en seis clases que involucran la composición genética, las poblaciones de especies, los rasgos de las especies, la composición de las comunidades y la estructura y funcionamiento del ecosistema. En este sentido las variables esenciales de la biodiversidad pueden ser utilizadas para estudiar los cambios temporales de la biodiversidad, para la definición de políticas asociadas a la biodiversidad, para monitorear el progreso hacia objetivos de desarrollo sustentable y para evaluar la respuesta de la biodiversidad a disturbios e intervenciones de manejo (Hardisty et al. 2019).

Los cambios en la cobertura y el uso del suelo transformaron una gran proporción de la superficie del planeta principalmente a través de la deforestación de bosques y transformación de pastizales naturales (Foley et al. 2005). Los pastizales son unos de los biomas más modificados del planeta ya que una gran proporción fueron reemplazados por cultivos o fueron alterados por la intensificación del pastoreo (Hannah et al. 1995). A nivel global 2.3 millones de km² de bosques fueron deforestados entre 2000 y 2012 (Hansen et al. 2013). Para un periodo similar la FAO registra una tasa de deforestación global de 0.18 % la cual se intensifica en las zonas tropicales y subtropicales de Sudamérica alcanzando valores de 0.5 % (FAO 2009). En la ecorregión del gran Chaco extensas áreas de bosque seco fueron reemplazados por cultivos y

pasturas megatérmicas de especies exóticas (Hoekstra et al. 2005). Particularmente en la porción argentina del gran Chaco el proceso de deforestación ocurrió con tasas 0.31 % y 0.62 %, mayores a las registradas en Sudamérica y a nivel global (Volante et al. 2012). Los Pastizales del Río de la Plata representan la unidad biogeográfica más extensa de pastizal natural de Sudamérica y han sido extensamente modificada por las actividades humanas (Guerschman et al. 2003, Baeza y Paruelo 2020). Las principales transformaciones se asocian a cambios en el uso del suelo vinculados con la expansión de la agricultura, las pasturas cultivadas y las forestaciones (Jobbágy et al. 2006, Paruelo et al. 2006, Vega et al. 2009, Baeza et al. 2014).

Reducir y revertir la tasa de pérdida de biodiversidad asociada a transformaciones estructurales y funcionales de los ecosistemas son objetivos aceptados globalmente. Sin embargo aún no contamos con observaciones unificadas ni con un sistema de intercambio y entrega de datos de forma regular, con resolución temporal operativa y comparable que aporte información sobre los cambios en la biodiversidad a nivel global (Navarro et al. 2017). En los aspectos estructurales y funcionales de los ecosistemas aún no está claro cuáles son las dimensiones claves a monitorear ni cuales variables funcionales mejor las representan. En particular para el funcionamiento se deberá definir con claridad qué procesos son observados para cada dimensión del funcionamiento ecosistémico; cuál es la confiabilidad y la sensibilidad de los estimadores utilizados y qué método de agregación se utiliza para integrar espacial y temporalmente la información (Stephens et al. 2015). La dimensión temporal cobra gran relevancia ya que varios procesos del funcionamiento presentan una dinámica fuertemente estacional. En este sentido es clave definir las métricas utilizadas para sintetizar la dinámica temporal en atributos funcionales que sean representativos y se ajusten a los diferentes objetivos de monitoreo.

En zonas similares climáticamente los controles ambientales de los tipos funcionales de plantas, el carbono orgánico del suelo, el nivel y estacionalidad de la PPNA son convergentes (Paruelo et al. 1998). La dinámica temporal de las ganancias de carbono y el balance de radiación del ecosistema aproximado mediante índices de vegetación y albedo varía según la estructura de la vegetación en el chaco (Houspanossian et al. 2013). Ecosistemas con vegetación natural de pastizal, estepas arbustivas, bosques secos y yungas presentan diferencias en magnitud, estacionalidad y fenología de las ganancias de carbono (Staiano 2016). Es decir que ecosistemas con estructura de la vegetación similar presentan en mayor o menor medida una correspondencia funcional ya que atributos estructurales como la arquitectura del canopy, la profundidad de raíces o la composición de especies determinan aspectos del funcionamiento como la evapotranspiración, el balance de energía o la estacionalidad de las ganancias de carbono. Esto determina que existan a nivel global análogos funcionales, es decir ecosistemas distribuidos en distintos continentes pero que presentan el mismo funcionamiento en algunas dimensiones. Estos ecosistemas a pesar de haber evolucionado en diferentes condiciones determinadas por su distribución geográfica pueden presentar aspectos estructurales similares. Sin embargo la correspondencia entre estructura y funcionamiento no es absoluta ya que la manera en la que operan los controles ambientales sobre, por ejemplo la proporción de tipos funcionales de plantas y las ganancias de C es diferente (Paruelo et al. 1998)

Los cambios en el uso del suelo generan alteraciones estructurales y funcionales en los ecosistemas. Al reemplazar vegetación natural ya sea de bosques o pastizales por cultivos la estructura de la vegetación cambia de forma drástica reemplazándose arbustos y árboles de gran

porte y profundidad radical por herbáceas de poca altura, sin componente leñoso y con poca profundidad radical. Lo contrario ocurre al reemplazar pastizales naturales por forestaciones. Estas transformaciones estructurales generaron modificaciones en la estacionalidad de las ganancias totales de carbono (Volante et al. 2012), en el carbono orgánico del suelo (Baldassini y Paruelo 2019) y en el balance de energía (Houspanossian 2013) en la región chaqueña. La forestación de pastizales naturales en los Pastizales del Río de la Plata genera cambios en la dinámica del carbono y el agua. La PPNA anual aumenta más de 4 veces, disminuye la estacionalidad y se modifica la fenología (Vasallo et al. 2013). La evapotranspiración se duplica mientras que se reduce su estacionalidad (Nosetto et al. 2005). Cuando el reemplazo de los pastizales se produce con agricultura también se afecta el funcionamiento ecosistémico en términos de la dinámica del carbono a pesar de que ambas coberturas son similares estructuralmente (Guerschman et al. 2003, Baeza et al. 2006)

Los servicios ecosistémicos fueron definidos como los aspectos de los ecosistemas utilizados de forma pasiva o activa para generar bienestar humano (Boyd y Banzhaf 2007, Fisher et al. 2009). Fisher amplía la definición introduciendo la idea de servicios intermedios (ej: PPNA, ET, Biodiversidad) y finales (ej: Regulación hídrica, secuestro de carbono, producción de forraje), directamente relacionables con procesos ecosistémicos, y beneficios para la sociedad que se desprenden de estos (ej: agua potable, alimentos, control de inundaciones). En este marco la estructura y funcionamiento del ecosistema son considerados servicios intermedios que determinan la provisión de servicios finales a nivel ecosistémico (Fisher et al. 2009) siendo plausible cuantificar en qué medida un proceso clave es afectado por distintos tipos y niveles de intervención a través de funciones de producción e impacto (Paruelo y Littera, 2019). Los SE

finales, que en última instancia determinan los beneficios que la sociedad percibe, son determinados por una serie de procesos ecosistémicos (SE intermedios) a través de funciones de producción. Las funciones de producción son modelos que relacionan la provisión de un SE con los factores que lo determinan haciéndolos explícitos en una ecuación. Por su parte las funciones de impacto muestran cómo se modifica el nivel de provisión de un servicio ecosistémico en función del principal factor de estrés o perturbación (de Groot et al. 2010). En este sentido las funciones de impacto proveen una visión en perspectiva de los compromisos que generalmente existen al modificar la naturaleza tanto en términos estructurales como funcionales y su efecto sobre el nivel de servicios ecosistémicos de provisión y regulación.

En esta tesis abordo la conexión entre los aspectos estructurales y funcionales de los ecosistemas y su vinculación con los cambios en el uso y cobertura del suelo. Analizo desde los patrones globales del funcionamiento ecosistémico en múltiples dimensiones hasta su vínculo con la estructura de la vegetación a nivel de ecorregión. Se evalúa, por un lado, que variables y métricas derivadas de sensores remotos describen mejor la variabilidad funcional en todos los biomas del planeta y el grado de acople entre distintas dimensiones del funcionamiento ecosistémico. Por otro lado, hago foco en dos eco-regiones contrastantes de Sudamérica que están experimentando cambios extraordinarios en el uso/cobertura del suelo. En los Pastizales del Río de la Plata y los bosques secos del chaco semiárido se recopiló información de uso y cobertura del suelo georreferenciada a nivel de lote o parche de vegetación y se protocolizó la construcción de una base de datos espacial de firmas fenológicas denominada Fenoteca. La Fenoteca vincula el uso del suelo y, por lo tanto, la estructura de la vegetación a nivel de paisaje con el funcionamiento ecosistémico. A través de este vínculo se desarrolló una metodología para

cartografiar la cobertura del suelo en los sitios deforestados del Chaco semiárido interpretando en términos estructurales una clasificación funcional de escala regional a nivel de lote. Por último, evalué el efecto sobre el funcionamiento ecosistémico de reemplazar los pastizales naturales y bosques nativos característicos en cada región por los cuatro cultivos más difundidos en toda el área: Soja, Maíz, Trigo y Pasturas.

En el capítulo 2, "**La Mirada Global del Funcionamiento Ecosistémico**" analizo la variabilidad global en múltiples dimensiones del funcionamiento ecosistémico. Utilizando variables funcionales derivadas de sensores remotos abordo los ciclos del carbono y del agua, el intercambio de calor y el balance de radiación. Cuatro dimensiones del funcionamiento íntimamente relacionadas (Chapin et al. 2011). Las variables utilizadas son el índice de vegetación normalizado, el albedo, la temperatura superficial y la evapotranspiración. Mediante análisis de componentes principales evaluó cuales son las métricas que mejor sintetizan la dinámica temporal en términos de explicar la mayor proporción de la variabilidad en las cuatro dimensiones y en todos los biomas (Olson et al. 2001) a nivel global. Identificadas estas métricas analizo hasta qué punto las dimensiones funcionales están acopladas utilizando análisis de correlación entre los atributos funcionales. Describo y analizo los patrones globales de tipos funcionales de ecosistemas para cada variable funcional utilizando las tres métricas que mejor describen el funcionamiento y propongo una caracterización global multifuncional basada en doce atributos funcionales (3 métricas x 4 variables funcionales). En base a esta descripción identifico análogos funcionales en distintas regiones del planeta.

En el capítulo 3, "**De lo estructural a lo funcional: el concepto de fenoteca y su construcción**" Recopilo, sistematizo y protocolizo relevamientos de cobertura/uso del suelo derivados de muestreos a campo para crear la Fenoteca: Una base de datos espacial de firmas fenológicas que vincula de forma espacialmente explícita el uso y cobertura del suelo con el funcionamiento ecosistémico (Bagnato et al. 2015). Además, genero la base operativa para una continua actualización de la fenoteca incluyendo todos los procedimientos desde los relevamientos a campo y el posterior procesamiento de los datos para incorporar nuevos muestreos a la base de datos y la generación de las firmas fenológicas derivadas de datos satelitales provistos por el sensor MODIS. En un primer análisis general evalué la base de datos en términos de sus representatividad espacial, temporal y conceptual. Así mismo estudio las firmas fenológicas de las coberturas más frecuentes en las dos eco-regiones y los atributos funcionales que caracterizan a cada tipo de uso/cobertura del suelo.

En el Capítulo 4, "**De lo funcional a lo estructural: Mapeo de coberturas antrópicas en el Chaco Semiárido**" evalué la posibilidad de cartografiar el uso y cobertura del suelo utilizando las firmas fenológicas de alta resolución temporal disponibles en la fenoteca. Para ello desarrollo una metodología de clasificación jerárquica con dos niveles de resolución conceptual. Inicialmente se trabajó con sistemas de cultivo, estudiando la posibilidad de separar cultivos de verano, invierno, dobles, pasturas implantadas y forestaciones. En el segundo nivel se evaluó la posibilidad de discriminar cultivos dentro de los sistemas de verano enfocado especialmente en Soja y Maíz. Así mismo evalué el desempeño de tres algoritmos de clasificación: Árboles de decisión, Random Forest y Support vector machines. Las clasificaciones son orientadas a objetos

realizadas a nivel de lote utilizando información provista por el sistema de monitoreo de desmontes del chaco (Vallejos et al. 2015).

En el capítulo 5, "**Impactos funcionales asociados a los cambios en el uso/cobertura del suelo**" me enfoco en el ciclo del carbono y evaluó en qué medida cambian los atributos funcionales al reemplazar en las dos eco-regiones los ecosistemas naturales por distintos cultivos. Se analizaron los cambios en 5 atributos funcionales asociados al reemplazo de bosques secos del chaco y pastizales naturales del río de la plata por los cultivos de soja, maíz, trigo y pasturas. Se evaluó la variabilidad de los cultivos en 4 zonas con el fin de evaluar la homogenización funcional que genera cada cobertura. Luego se estimó la diferencia relativa en los atributos del funcionamiento ecosistémico respecto de bosques nativos o pastizales naturales en cada caso.

La mirada global del funcionamiento ecosistémico

Capítulo 2

Capítulo 2 - La mirada global del funcionamiento ecosistémico

Introducción

El monitoreo de los ecosistemas requiere descripciones actualizadas que cubran áreas amplias y basadas en metodologías sistemáticas y repetibles (Jetz et al. 2016). Estas metodologías deben generar caracterizaciones frecuentes de los ecosistemas con bajo costo. Además deben permitir comparaciones a escala local, regional y continental; capturar la variabilidad espacio temporal causada por factores naturales y antrópicos y presentar una respuesta rápida y sensible a los cambios ambientales (Alcaraz-Segura et al. 2009). En general la caracterización de la heterogeneidad a escala regional se ha basado en atributos estructurales, como la fisonomía de la vegetación (Loveland et al. 2000, Sayre et al. 2014). Una opción complementaria es basar la caracterización de la heterogeneidad en distintos aspectos del funcionamiento ecosistémico (Cabello et al. 2012, Pettorelli et al. 2017).

El funcionamiento ecosistémico se puede definir como los múltiples procesos asociados a los intercambios de materia y energía entre la superficie terrestre, la biota y la atmósfera (Lovett et al. 2006). A escala global la caracterización de los ecosistemas basada en atributos funcionales presenta diversas ventajas:(1) Las variables que caracterizan el funcionamiento ecosistémico presentan una respuesta rápida a cambios ambientales ya que carecen de la inercia característica de algunos atributos estructurales (Milchunas and Lauenroth 1995) y por lo tanto están entre los indicadores de cambio más sensibles para el monitoreo global de ecosistemas (Daily et al. 2009;

Haines-Young et al. 2012; Koschke et al. 2012); (2) los atributos funcionales se derivan de variables con sentido ecológico y permiten estimar flujos intangibles que son el resultado de múltiples procesos ecosistémicos (Cabello et al. 2012, Pettorelli et al. 2017); (3) pueden ser fácilmente monitoreados mediante el uso de sensores remotos a diferentes escalas espaciales, en grandes extensiones, y utilizando protocolos comunes (Foley et al. 2007); (4) representan un vínculo directo con la cuantificación y caracterización de servicios ecosistémicos (Costanza et al. 1997, Fisher et al. 2009).

Las distintas dimensiones del funcionamiento ecosistémico (Figura 2.1) pueden ser representadas por los balances en superficie de energía, agua, carbono y nutrientes. Estas dimensiones se encuentran estrechamente vinculadas. La energía disponible en el ecosistema controla el ciclo hidrológico que es la matriz en la que ocurre el ciclado de nutrientes y la fijación de carbono por parte de la vegetación (Chapin et al. 2002).

El balance de radiación representa la energía disponible en el ecosistema (Ecuación 1.1.). La energía que ingresa al sistema, o Radiación Neta, se disipa fundamentalmente como flujo de calor sensible o latente (Ecuación 1.1). A su vez el balance de radiación de la superficie depende del albedo (α), una propiedad de la superficie que determina que proporción de la radiación incidente es reflejada o absorbida (primer término de la derecha en Ecuación 1.2). Además el suelo emite energía de onda larga que en parte se pierde al espacio y en parte es absorbida en la atmosfera y re-emitada a la superficie (segundo término de Ecuación 1.2).

$$R_{net} = H + LE + G + \Delta S \quad (\text{Ec. 1.1})$$

en donde R_{net} es la radiación neta ($\text{W}\cdot\text{m}^{-2}$), LE es el flujo de calor latente (producto del calor latente de vaporización, L ($2.49 \times 10^6 \text{ W} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{mm}^{-1}$ a 20°C) y la evapotranspiración ET (mm),

H es el flujo de calor sensible ($\text{W}\cdot\text{m}^{-2}$), G es el flujo de calor geotérmico, ΔS es la energía acumulada en la cubierta vegetal. En general, los últimos dos términos son cuantitativamente menos importantes que LE y H .

$$R_{net} = (1 - \alpha)K_{in} + \sigma(\varepsilon_{cielo}T_{cielo}^4 - \varepsilon_{sup}T_{sup}^4) \quad (\text{Ec. 1.2})$$

Donde α es el albedo de la superficie, K_{in} es la radiación incidente, σ es la constante de Stefan-Boltzman ($5.67 \times 10^{-8} \text{Wm}^{-2}\text{K}^{-4}$), T es la temperatura absoluta ($^{\circ}\text{K}$) y ε es la emisividad.

El flujo de calor latente es la energía destinada al proceso de evapotranspiración que constituye una de las pérdidas más importantes de agua en muchos de los ecosistemas terrestres, y representa un componente fundamental del balance de agua en la superficie (Ecuaciones 2.1).

$$\Delta S = P - ET - Ro - D \quad (\text{Ec. 2.1})$$

donde ΔS es el balance de agua en el suelo, P la precipitación, ET la evapotranspiración, Ro el escurrimiento superficial y D el drenaje profundo.

La evapotranspiración diaria se puede estimar restando a la radiación neta la diferencia instantánea entre la temperatura superficial (T_{sup}) y la temperatura del aire (T_{aire}) (Jackson et al. 1977). La radiación neta depende del albedo de la superficie como se explicó anteriormente y los parámetros B y n que afectan a la diferencia de temperatura se estiman utilizando índices de vegetación (Ecuación 2.2).

$$ET = R_{net} - B(T_{sup} - T_{aire})^n \quad (\text{Ec. 2.2})$$

El flujo de evapotranspiración tiene dos componentes, la evaporación directa desde la superficie y la transpiración mediada por la vegetación. La transpiración está acoplada con la fijación de

carbono por parte de la vegetación ya que ambos procesos comparten el mecanismo eco-fisiológico de transferencia de gases regulado por los estomas de las plantas. La ecuación del balance de carbono describe la tasa con que la vegetación fija carbono o productividad primaria neta que constituye la principal entrada de energía a los ecosistemas (Virginia y Wall 2001, Ecuación 3.1). En términos de energía, la Productividad Primaria Neta Aérea (PPNA) es proporcional a la radiación fotosintéticamente activa incidente (RFAi), la fracción de la RFAi que es absorbida por la vegetación (fRFAa) y la eficiencia en el uso de la radiación (EUR) (Ecuación 3.2, Monteith 1972).

$$PPN = PPB - R_a \quad (\text{Ec. 3.1})$$

$$PPNA = RFAi \times fRFAa \times EUR \quad (\text{Ec. 3.2})$$

donde *PPN* es la productividad primaria neta, *PPB* la bruta y *R_a* la respiración de los autótrofos.

La información espectral provista por los satélites puede ser utilizada para el modelado de procesos ecosistémicos como la PPNA (Ruimy et al. 1994), el balance de energía de la superficie (Hall et al. 1992) o la evapotranspiración (Moran and Jackson 1991). El albedo puede ser estimado directamente a partir de datos de reflectancia derivados de imágenes satelitales (Liang 2000). Los cambios en el albedo determinan la cantidad de energía total que ingresa al ecosistema. Una porción importante de esta energía se particiona mayoritariamente en dos componentes: (i) el flujo de calor sensible el cual puede ser estimado a partir de la temperatura superficial medida con sensores remotos (Kimura y Shimizu, 1994) y (ii) El flujo de calor latente (o evapotranspiración) que puede ser modelado con diferentes aproximaciones utilizando índices de vegetación, albedo y temperatura superficial provistos por datos satelitales (Jackson et al. 1977, Mu et al. 2007). El índice de vegetación normalizado (NDVI, por sus siglas en inglés,

Tucker 1979) o el índice de vegetación mejorado, (EVI, por sus siglas en inglés, Huete et al. 2002) permiten describir los patrones espacio temporales de la PPNA ya que presentan una relación directa con la fracción de la radiación fotosintéticamente activa absorbida (Potter et al. 1993; Ruimy et al. 1994; Los et al. 2000).

Los sensores remotos permiten caracterizar, monitorear y comparar el funcionamiento ecosistémico a escala global con una resolución espacial y temporal variable y amplia (Skidmore et al. 2015; Pettorelli et al. 2016). Las series temporales provistas por los sensores remotos pueden ser analizadas de forma cuantitativa en base a feno-métricas que caracterizan la dinámica de las variables funcionales del ecosistema (Pettorelli et al. 2005). Este enfoque permite abordar de manera espacialmente explícita patrones fenológicos basándose en umbrales absolutos o relativos (White et al. 1997; Jenkins et al. 2002), la presencia de puntos de inflexión (Moulin et al. 1997; Palacios-Orueta et al. 2012) o valores mínimos y máximos de las variables funcionales (Eklundh et al. 2009). Las aproximaciones más generalizadas usan métricas simples como la media, mínimo, máximo, integral, rango relativo, coeficiente de variación y fechas del máximo y mínimo derivados del ciclo anual (Paruelo et al. 2001, Alcaraz-segura et al. 2013, Pérez-Hoyos et al. 2014). Los descriptores de la dinámica temporal de las variables funcionales constituyen los atributos funcionales del ecosistema (ej: Integral del NDVI, fecha de máxima ET, Coeficiente de variación del albedo). Los atributos incluidos en una caracterización se definen en base a los objetivos, la heterogeneidad espacial y la sensibilidad que presentan en cada caso particular. Estos atributos pueden ser clasificados con diferentes aproximaciones para identificar tipos funcionales de ecosistema (TFE), o sea, porciones de la superficie terrestre que intercambian materia y energía de forma común (Paruelo et al. 2001, Alcaraz-segura et al. 2013).

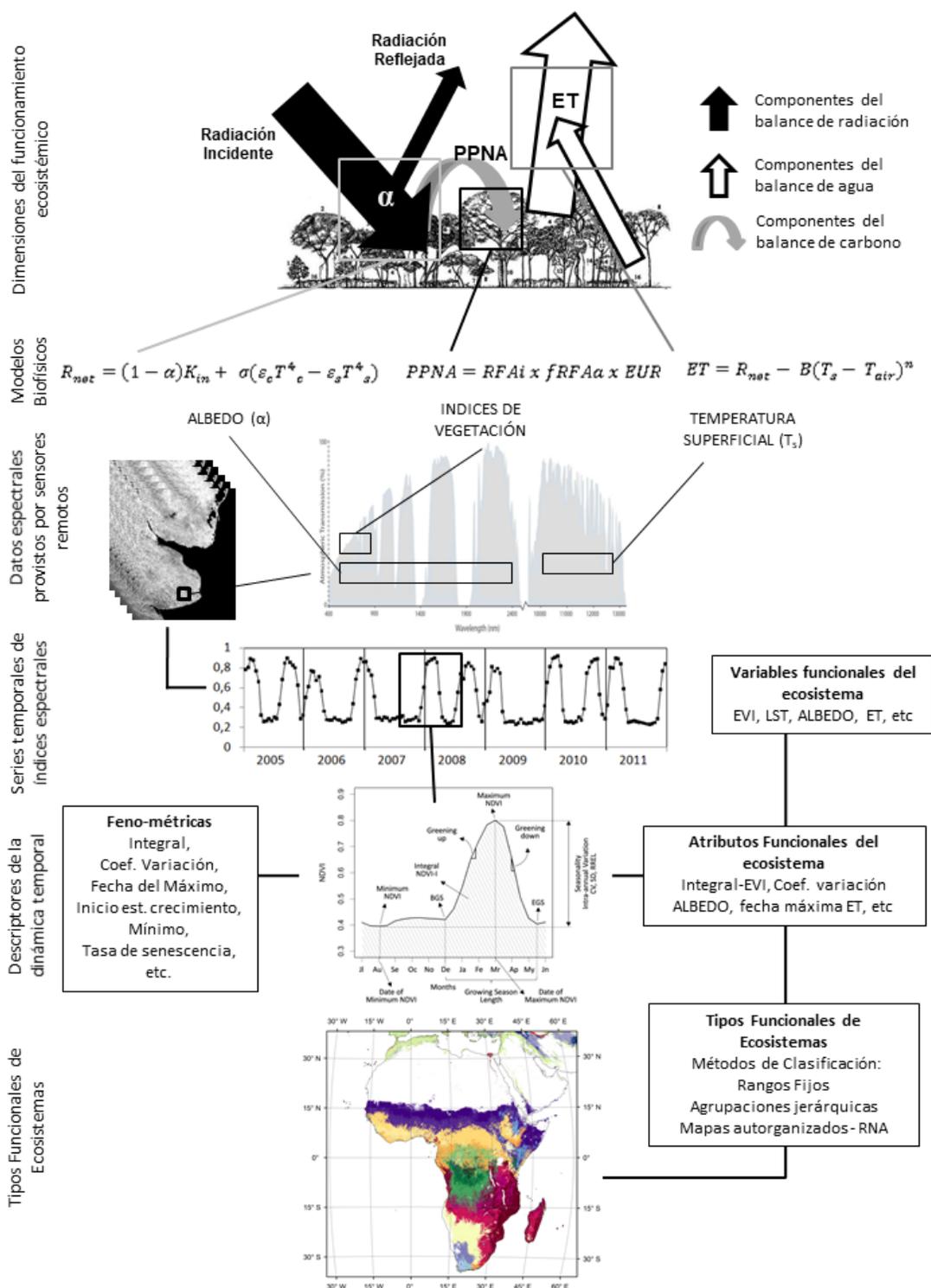


Figura 2.1: Diagrama conceptual de la caracterización funcional de ecosistemas mediante sensores remotos. El funcionamiento ecosistémico involucra múltiples procesos que pueden ser descritos utilizando modelos biofísicos con fundamentos teóricos sólidos y comprobación empírica. Los sensores remotos proveen datos espectrales de los cuales se derivan variables funcionales que alimentan los modelos biofísicos. La dinámica temporal de las variables funcionales es descrita mediante feno-métricas para derivar atributos funcionales de los ecosistemas. Dichos atributos se clasifican con distintas aproximaciones para describir tipos funcionales de ecosistemas.

Capturar la variabilidad espacial y temporal en las distintas dimensiones del funcionamiento ecosistémico con un grupo de variables y métricas comunes para todos los biomas del planeta representa un desafío sin resolver. A pesar del amplio consenso sobre la necesidad de monitorear el funcionamiento ecosistémico de forma coordinada (Oliver et al. 2015), la implementación práctica de dicho enfoque aún no existe. El monitoreo deberá definir con claridad qué procesos son observados para cada dimensión del funcionamiento ecosistémico; cuál es la confiabilidad y la sensibilidad de los estimadores utilizados y qué método de agregación se utiliza para integrar espacial y temporalmente la información (Stephens et al. 2015). Los enfoques más difundidos incorporan la dinámica PPNA estimada a partir de índices de vegetación utilizando distintas aproximaciones: tipos funcionales de ecosistemas (Paruelo et al. 2001, Alcaraz et al. 2006 and 2013, Ivits et al. 2014), zonas bioclimáticas (Karlsen et al. 2006), zonas de iso-crecimiento (Azzali&Menenti 1999 and 2000), hábitats dinámicos (Duro et al. 2007, Mildrexler et al. 2007), coberturas del suelo dinámicas (Sobrino et al. 2006), Clases fenológicas (Geerken 2009), Tipos ópticos (Huesca et al. 2015) o biomas funcionales (Higgins et al. 2016). Más allá de los índices de vegetación como estimadores de la PPNA, otras variables funcionales como el albedo, temperatura superficial, evapotranspiración, precipitación, humedad del suelo, radiación solar y temperatura del aire fueron incluidas para identificar tipos funcionales (Fernández y Piñeiro 2008, Pérez-Hoyos et al. 2014, Ivits et al. 2014, Higgins et al. 2016). Sin embargo, en la mayoría de los casos las caracterizaciones son de alcance regional. Además, carecen de un análisis cuantitativo que justifique la inclusión de las variables o las métricas utilizadas para describir su dinámica temporal.

El propósito de este trabajo es determinar cuáles son los atributos del funcionamiento ecosistémico que mejor representan la variabilidad espacial y temporal para cada uno de los biomas terrestres a escala global. En particular me propongo analizar un grupo de variables vinculadas a diferentes dimensiones del funcionamiento ecosistémico con las cuales es posible capturar, con resolución operativa, los patrones espaciales y la dinámica temporal a escala global con sensores remotos. Los tres objetivos principales de este capítulo son: (a) Determinar cuáles son las feno-métricas que mejor describen la variabilidad espacial y temporal a escala global en cada bioma del planeta; (b) Evaluar la redundancia entre atributos funcionales de los ecosistemas que se derivan de las distintas variables; y (c) Comparar los tipos funcionales de ecosistemas que surgen de utilizar las diferentes variables funcionales y generar una descripción que integre las distintas dimensiones del funcionamiento ecosistémico.

Materiales y métodos

Obtención de los datos

Las cuatro variables consideradas fueron el índice de vegetación mejorado (EVI, por sus siglas en inglés), el albedo, la temperatura superficial (T_s) y la evapotranspiración (ET). Dichas variables se obtuvieron de los productos MODIS Mod13q1, Mcd43b3, Mod11a2 y Mod16a2 respectivamente. Todos los productos son de cobertura global y proveen datos desde el año 2000 hasta la actualidad. Los productos Mod13q1 y Mcd43b3 provén datos cada 16 días mientras que los Mod11a2 y Mod16a2 cada 8 días. La resolución espacial es 231 metros en Mod13q1 y 926 metros en el resto de los productos. Los análisis estadísticos se realizaron a la resolución espacial original de cada producto, mientras que para la identificación de tipos

funcionales compuestos se utilizó la resolución menos detallada (926 metros). La resolución temporal se redujo y unificó a promedios mensuales para todas las variables. Se realizó un muestreo estratificado de 3000 sitios aleatorizados en cada uno de los 14 biomas terrestres (Olson et al. 2001). Para cada sitio se calculó el ciclo medio anual para el periodo 2001-2015 (promedio de los eneros, febreros, etc. de cada año). De esta forma obtuvimos 56 grupos de datos (14 biomas x 4 variables funcionales) con 3000 series temporales de 12 fechas donde cada una representa el mes promedio del periodo 2001-2015.

Análisis de datos

Se utilizó la plataforma de Google Earth Engine para realizar un muestreo global estratificado por bioma y construir tipos funcionales de ecosistemas con cuatro variables provistas por el sensor MODIS. Se evaluaron las cuatro variables funcionales del ecosistema en términos de: (1) su heterogeneidad espacial y variabilidad temporal, (2) la posibilidad de capturar esa variabilidad con un grupo de feno-métricas con sentido ecológico y (3) la redundancia entre los atributos funcionales más relevantes. Para describir la heterogeneidad funcional a escala global realizamos análisis de componentes principales de las series temporales de cada variable (EVI, Albedo, Ts y ET). Los análisis se hicieron por bioma individual y considerando todos los casos juntos (4 variables funcionales x 15 situaciones, es decir 14 biomas y el análisis global).

De cada Análisis de componentes principales consideramos la variabilidad explicada por los tres ejes principales (CP1, CP2 y CP3), las ponderaciones de los auto-vectores y la correlación de los tres ejes con un grupo de feno-métricas descriptoras de la dinámica temporal. Las feno-métricas incluidas en el análisis fueron: media, mínimo, máximo, desvió estándar, rango relativo, coeficiente de variación, fecha del máximo, fecha del mínimo, tasa de brotado, tasa de

senescencia, inicio de la estación de crecimiento, fin de la estación de crecimiento y duración de la estación de crecimiento.

Evaluamos la relación entre los tres ejes principales y las feno-métricas en términos del coeficiente de determinación de regresiones lineales simples (r^2). Los valores de las componentes principales fueron transformados previamente a evaluar su relación con las métricas asociadas a estacionalidad (desvío estándar, coeficiente de variación y rango relativo) ya que la distribución espacial de algunos biomas en los dos hemisferios generaba un patrón espejado de respuesta. Para estudiar la redundancia entre los atributos funcionales del ecosistema realizamos un análisis de multicolinealidad entre las métricas que mejor representan la heterogeneidad funcional en cada bioma y a nivel global (2 métricas x 4 variables funcionales x 14 biomas y 2 métricas x 4 variables funcionales a escala global)

Identificación de Tipos funcionales de ecosistemas

Se identificaron Tipos Funcionales de Ecosistemas con las 3 feno-métricas que mejor representan la heterogeneidad funcional para las cuatro variables del funcionamiento ecosistémico (EVI, Albedo, Ts y ET). Así construimos 4 mapas de TFEs que representan distintos aspectos del funcionamiento ecosistémico. Las métricas seleccionadas por presentar mayor correlación con los ejes principales del análisis de componentes principales (PCA, por sus siglas en inglés) fueron la media, el desvío estándar y la fecha del máximo. El rango de valores de cada métrica se dividió en cuatro intervalos, dando un número potencial de 64 TFE. En el caso de la fecha del máximo, los cuatro intervalos coinciden con las cuatro estaciones del año que ocurren en los ecosistemas templados. Para la media y el desvío estándar, calculamos el primer, segundo y tercer cuartil de los histogramas de cada métrica, quedando definidas así 4

categorías. Le asignamos códigos a cada TFE según lo sugerido por Paruelo et al. (2001) usando dos letras y un número (tres caracteres). La primera letra del código (Mayúscula) corresponde al nivel de la Media, que va de “A” a “D” aumentando. La segunda letra (minúscula) muestra la estacionalidad, desde “a” hasta “d” para desvío estándar decreciente. Los números indican la estación en la que ocurre el valor máximo (primavera, verano, otoño e invierno dependiendo del hemisferio). Esta definición y codificación de TFE basadas únicamente en descriptores del funcionamiento ecosistémico permiten una interpretación ecológica de la leyenda.

Además de los TFEs derivados de cada variable funcional se generó un mapa de TFEs Multifuncionales que integra los cuatro aspectos del funcionamiento ecosistémico. Para ello utilizamos 12 atributos funcionales que se derivan de las cuatro variables (EVI, Albedo, Ts y ET) y las tres feno-métricas (media, desvío estándar y fecha del máximo). Los atributos funcionales fueron estandarizados previamente ya que presentan distintas unidades de medición. En una primera instancia se agruparon los ecosistemas en 100 clases con un algoritmo “k-means”. En una segunda instancia se aplicó un agrupamiento jerárquico para reducir las 100 clases a un número final de 35. El número final de clases se definió utilizando el estadístico “Gap” (Tibshirani et al. 2001). Este método compara el cambio en la dispersión de los datos de cada clase con una dispersión de referencia obtenida a partir de una distribución nula y determina el menor número de clases donde el cambio deja de ser significativo (Fernández y Piñeiro 2008). De los 35 TFE identificados se seleccionaron Seis que representan análogos funcionales entre continentes y se caracterizaron según su área, distribución y sus atributos funcionales promedio.

Resultados

La variabilidad de la dinámica temporal de cuatro variables funcionales de los ecosistemas (EVI, Albedo, Temperatura superficial y Evapotranspiración) puede ser resumida mediante un análisis de componentes principales que demuestra que las tres componentes principales explican entre el 80 y 99 % de la variabilidad total en todos los biomas del planeta. La magnitud de la variabilidad espacial y temporal explicada por los 3 componentes principales depende del bioma y la variable funcional considerada. A escala global el CP1 representa más que el doble de la varianza que el CP2 y es un orden de magnitud mayor que la varianza explicada por el CP3. Este patrón general es común para todas las variables funcionales y la mayoría de los biomas. Sin embargo, existen casos en donde la importancia de cada componente está más balanceada (por ej: el albedo en bosques boreales, donde las contribuciones del CP1, CP2 y CP3 a la varianza total son del orden de 0.36, 0.28 y 0.26 respectivamente; Cuadro 2.1).

Bioma	EVI				Albedo				LST				ET			
	Total	CP1	CP2	CP3	Total	CP1	CP2	CP3	Total	CP1	CP2	CP3	Total	CP1	CP2	CP3
1 Bosques Húmedo de Latifoliadas Tropicales y Subtropicales	0.94	0.72	0.13	0.10	0.95	0.78	0.09	0.08	0.92	0.59	0.21	0.12	0.95	0.61	0.25	0.08
2 Bosques Secos de Latifoliadas Tropicales y Subtropicales	0.92	0.56	0.24	0.12	0.97	0.84	0.07	0.06	0.80	0.37	0.21	0.21	0.96	0.55	0.37	0.03
3 Bosques de Coníferas Tropicales y Subtropicales	0.97	0.69	0.21	0.07	0.96	0.79	0.09	0.08	0.91	0.46	0.30	0.16	0.97	0.83	0.11	0.02
4 Bosques Templados de Latifoliadas y Bosques Mixtos	0.91	0.53	0.25	0.12	0.80	0.35	0.25	0.19	0.98	0.45	0.36	0.16	0.94	0.50	0.37	0.06
5 Bosques Templados de Coníferas	0.94	0.68	0.19	0.07	0.91	0.48	0.24	0.20	0.98	0.63	0.22	0.13	0.95	0.66	0.25	0.04
6 Bosques Boreales - Taiga	0.90	0.46	0.30	0.14	0.91	0.36	0.28	0.26	0.98	0.72	0.19	0.08	0.82	0.54	0.19	0.09
7 Pastizales, Sabanas y Arbustales Tropicales y Subtropicales	0.96	0.69	0.20	0.08	1.00	0.97	0.01	0.01	0.94	0.59	0.25	0.09	0.96	0.55	0.36	0.04
8 Pastizales, Sabanas y Arbustales Templados	0.93	0.55	0.28	0.10	0.83	0.36	0.24	0.23	0.98	0.53	0.33	0.12	0.87	0.45	0.33	0.09
9 Pastizales y Sabanas Inundables	0.95	0.63	0.25	0.08	0.89	0.50	0.23	0.16	0.98	0.69	0.22	0.07	0.96	0.53	0.31	0.11
10 Pastizales y Arbustales de Montaña	0.98	0.76	0.17	0.04	0.93	0.56	0.21	0.16	0.98	0.64	0.29	0.06	0.96	0.66	0.25	0.05
11 Tundra	0.92	0.57	0.23	0.12	0.90	0.41	0.27	0.21	0.96	0.61	0.27	0.08	0.88	0.66	0.17	0.06
12 Bosques Mediterráneos y Matorrales	0.96	0.68	0.17	0.11	0.98	0.90	0.04	0.03	0.99	0.62	0.33	0.04	0.95	0.57	0.26	0.11
13 Desiertos y Arbustales Xéricos	0.95	0.82	0.09	0.05	0.94	0.76	0.11	0.07	0.97	0.54	0.33	0.11	0.95	0.70	0.18	0.07
14 Manglares	0.97	0.89	0.05	0.03	0.98	0.92	0.03	0.03	0.88	0.58	0.18	0.12	0.97	0.70	0.21	0.05
GLOBAL	0.96	0.74	0.14	0.08	0.91	0.56	0.19	0.16	0.99	0.73	0.20	0.05	0.96	0.70	0.19	0.07

Cuadro 2.1: Varianza explicada por 3 componentes principales de un PCA realizado sobre series temporales del año medio (2001-2015) de EVI, Albedo, Ts y ET a escala global y en cada uno de los catorce biomas terrestres.

Los descriptores de la dinámica de los cuatro aspectos funcionales que mejor correlacionan con los Componentes Principales son la media anual y el desvío estándar, una medida de la estacionalidad. Este patrón se repite tanto a nivel global como en cada uno de los biomas. Para las cuatro variables funcionales consideradas, la media presenta una alta correlación con el CP1 ($r^2 > 0.95$). El desvío estándar de los valores medios mensuales de cada una de las 4 variables ecosistémicas consideradas se correlaciona con los CP2 y CP3, aunque en menor medida que la media y el CP1 (Figura 2.2). Si bien el coeficiente de determinación entre el desvío estándar y el CP3 presenta valores bajos (generalmente $r^2 > 0.5$) la varianza explicada por el CP3 también es menor. Los auto-vectores derivados del análisis de componentes principales muestran que el CP1 representa un promedio (valores similares y del mismo signo para cada fecha). Por su parte los CP2 y CP3 muestran contrastes estacionales (valores positivos altos que decrecen a valores negativos bajos). Los contrastes más comunes en un bioma determinado se ven representados en la CP2, es decir ecosistemas que presentan el mismo tipo de estacionalidad y son muy abundantes en un bioma (por ejemplo con la fecha del máximo en verano). Por el contrario ecosistemas menos abundantes en el mismo bioma con otro tipo de contrastes estacionales (por ejemplo con la fecha del máximo en invierno) son capturados por el CP3. Este patrón que se ejemplifica para 4 biomas en la figura 2.2 se repite en la mayoría los biomas y para las 4 variables funcionales consideradas (89 % de los casos) (figura 2.3). Sin embargo, para el albedo y la Ts existen casos excepcionales en los que el CP1 correlaciona mejor con el desvío estándar que con la media. Estos biomas son los bosques boreales (6), pastizales y sabanas templadas (8) y la tundra (11) para el albedo y los bosques boreales (6), pastizales y sabanas templadas (8) y bosques mediterráneos (12) para la temperatura superficial.

Los atributos funcionales del ecosistema analizados tanto a escala global como en cada uno de los biomas presentan baja multicolinealidad (Figura 2.4). La intensidad y sentido (signo) de la relación entre dos atributos puede variar entre biomas. A nivel global solo el 32 % de los casos presentan correlaciones superiores a 0.5. Existen correlaciones positivas y negativas (figura 2.4, panel superior derecho). Dentro de las correlaciones positivas las más importantes se dan entre el índice de vegetación medio y la evapotranspiración media (EVI-Med y ET-Med r : 0.83); la estacionalidad del albedo y la temperatura superficial (ALB-De y Ts-De r : 0.73); el albedo medio y su estacionalidad (ALB-Med y ALB-De r : 0.68); la estacionalidad del EVI y la estacionalidad de la evapotranspiración (EVI-De y ET-De r : 0.67) y entre la media de albedo y la estacionalidad de la temperatura superficial (ALB-Med y Ts-De r : 0.59). Las correlaciones negativas más significativas se dan entre la estacionalidad del albedo y la temperatura superficial media (ALB-De y Ts-Med r : -0.67); la estacionalidad de la temperatura superficial y la media de evapotranspiración (Ts-De y ET-Med r : -0.65); la media de temperatura superficial y la estacionalidad de la temperatura superficial (Ts-Med y Ts-De r : -0.61) y entre el nivel medio de EVI y la estacionalidad de la temperatura superficial (EVI-Med y Ts-De r : -0.57).

A nivel de bioma las correlaciones no siempre son consistentes a las observadas a nivel global (Figura 2.4, barras negras panel inferior izquierdo). La proporción de casos con correlación significativa es similar a la que ocurre a nivel global (31 %; 124/392). Existen casos en que todos los biomas presentan el mismo signo que la correlación global aunque para algunos de esos biomas las correlaciones sean de baja intensidad (por ejemplo $r < 0.5$). En otros casos las correlaciones cambian de signo según el bioma evidenciando situaciones en que la correlación a nivel de bioma es contraria a lo que ocurre a nivel global (por ejemplo la correlación entre la TS-

Med y TS-De en bosques secos tropicales y subtropicales de latifoliadas (2) y Manglares (14) es positiva mientras que a nivel global es negativa (-0.61)) (Figura 2.4).

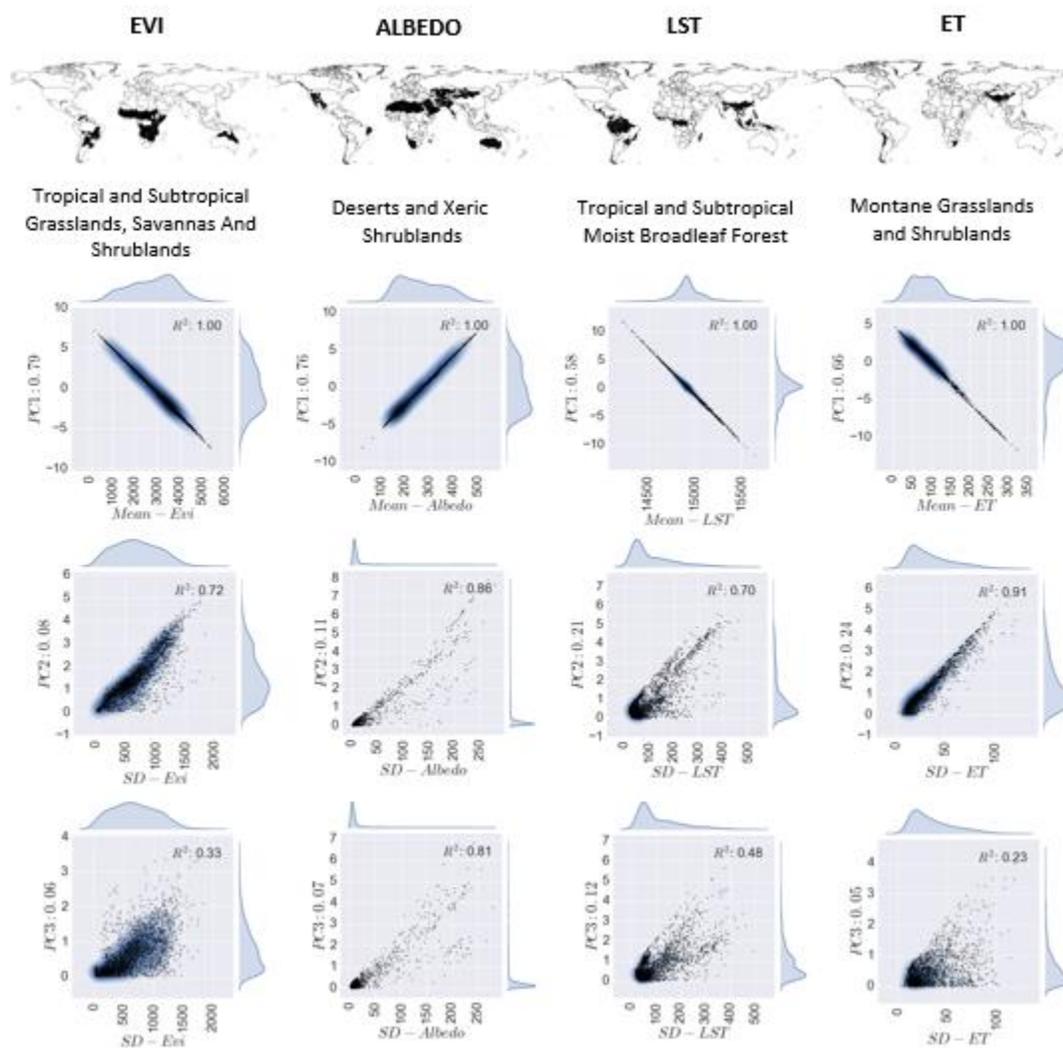


Figura 2.2: Correlación entre componentes principales (CP1, CP2 y CP3) y métricas que sintetizan la dinámica temporal del índice de vegetación mejorado (EVI), albedo, temperatura superficial (Ts) y evapotranspiración (ET) en cuatro biomas. La varianza explicada por cada componente principal y el coeficiente de determinación se reportan en cada panel. Las métricas correlacionadas son la media para el caso del CP1 y el desvío estándar para los CP 2 y 3.

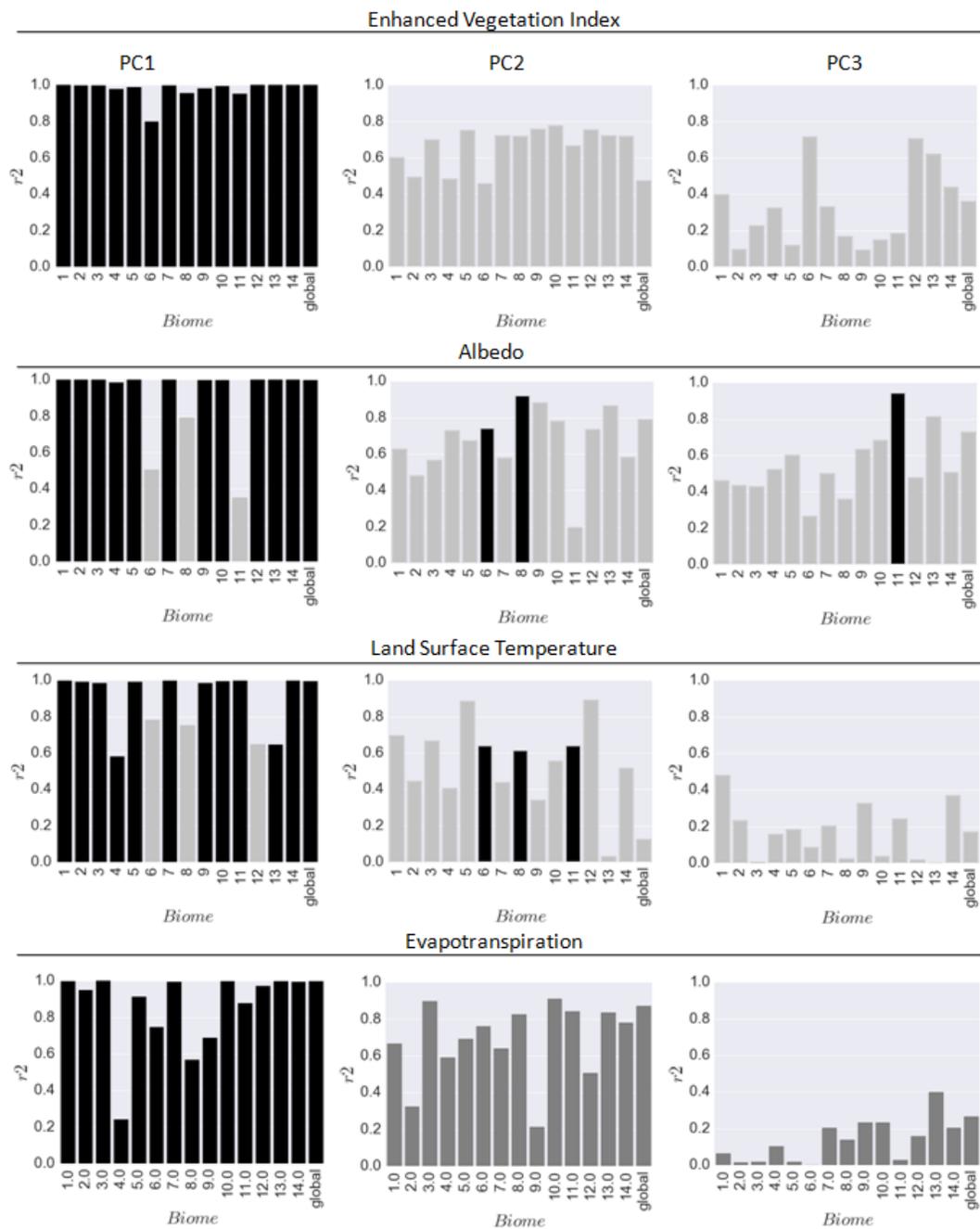


Figura 2.3: Coeficiente de determinación (r^2) entre tres componentes principales (CP1, CP2, y CP3) y las métricas mejor correlacionadas en cada bioma y a escala global para el índice de vegetación mejorado (EVI), albedo, temperatura superficial (T_s) y evapotranspiración (ET). Las barras negras indican correlaciones con la media y las barras grises con el desvío estándar. Notar que en tres biomas el CP1 correlaciona mejor con el desvío estándar que con la media para Albedo y Temperatura Superficial.

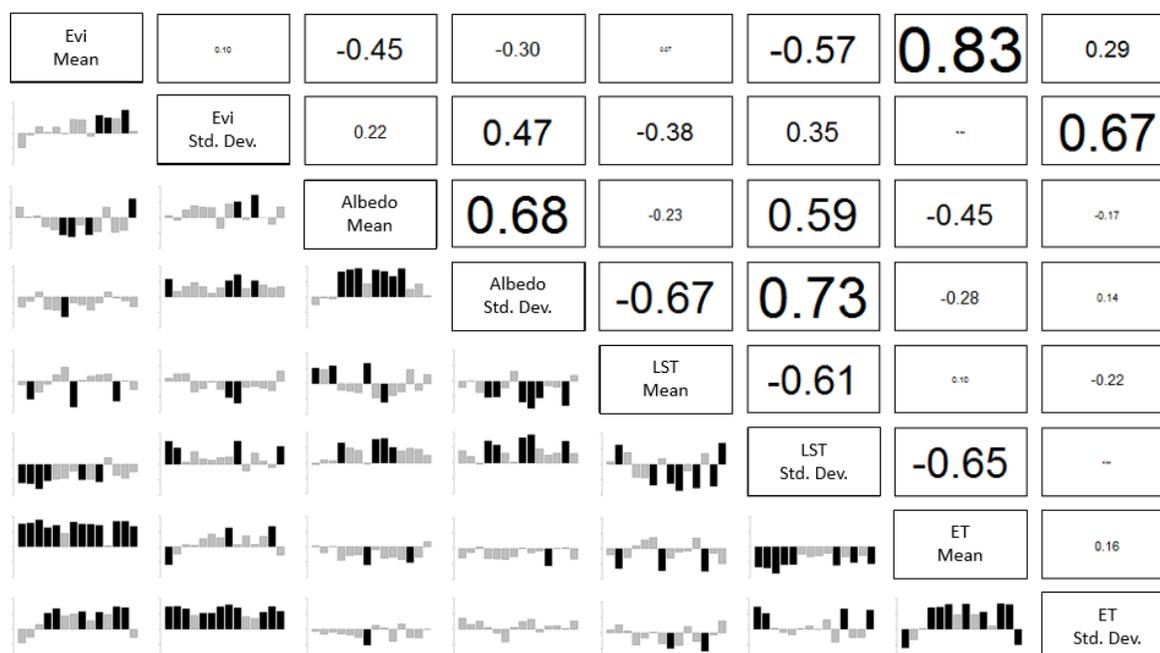


Figura 2.4: Correlación entre atributos funcionales de los ecosistemas a escala global (números en el panel triangular superior) y en cada uno de los biomas (barras ordenadas del biomio 1 a 14 en los paneles del triángulo inferior). Las barras negras indican que la magnitud de la correlación es mayor a 0.5.

Los tipos funcionales de ecosistemas identificados en base a distintas variables funcionales presentan patrones espaciales contrastantes (Figura 2.5). Si bien existe un patrón global común, cada mapa de TFE presenta particularidades. La correspondencia espacial entre las distintas variables funcionales es parcial. Los TFE basados en el EVI generalmente presentan un patrón opuesto a los de albedo como ocurre en Sudamérica. Es decir que ecosistemas caracterizados por altos valores medios de EVI presentan bajos valores medios de Albedo. Sin embargo en las zonas desérticas de África y Asia los TFE de baja magnitud y baja estacionalidad de EVI se corresponden tanto con TFE de albedo alto como medio. Los TFE de temperatura superficial presentan un patrón espacial más homogéneo que se corresponde con los TFE de otras dimensiones a nivel global pero sin reflejar la heterogeneidad que estos representan a mayor nivel de detalle. Los TFE basados en Evapotranspiración son similares a los de EVI, pero no presentan datos en las zonas menos vegetadas del planeta (Groenlandia y desiertos de África

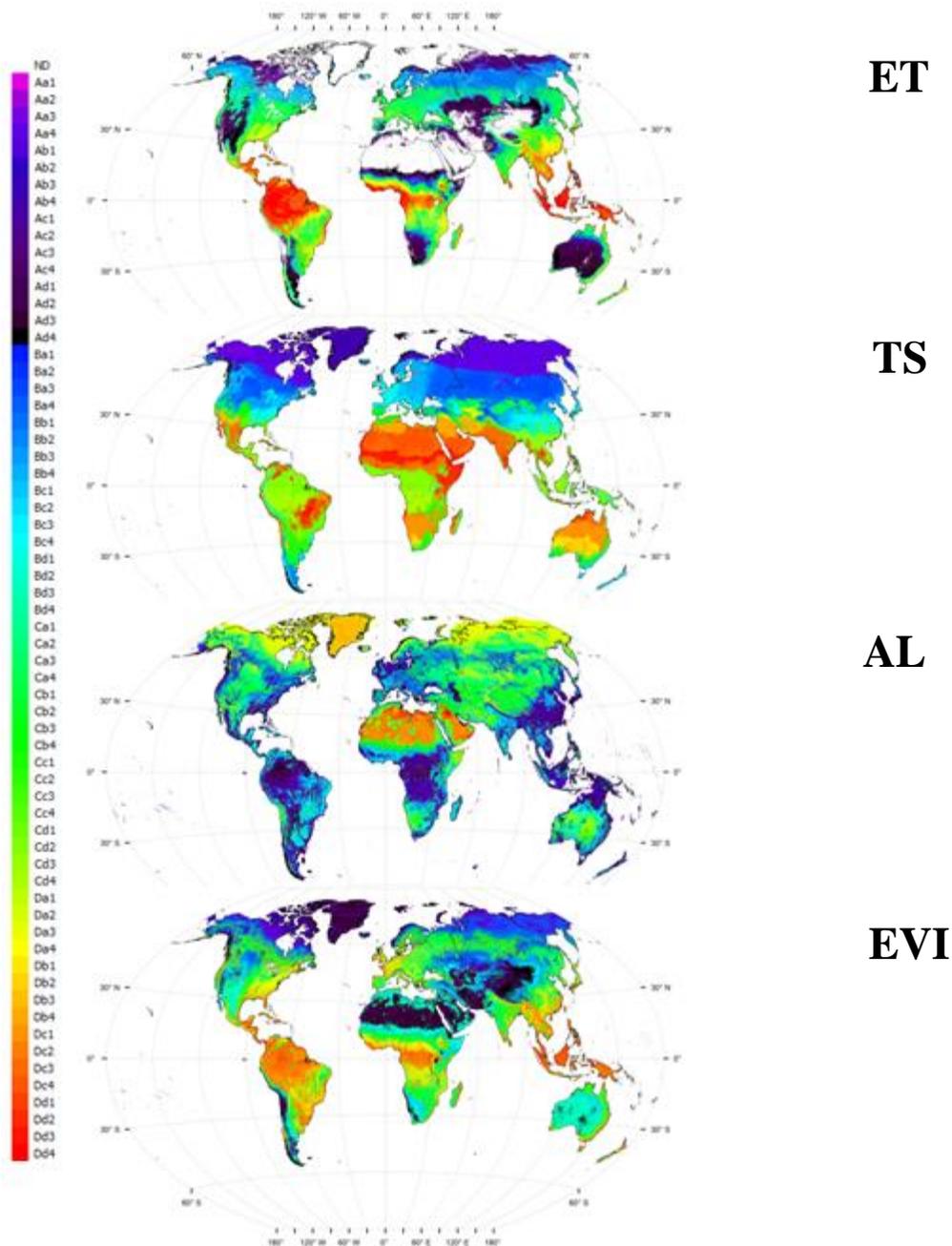


Figura 2.5: Distribución global de tipos funcionales de ecosistemas basados en el índice de vegetación mejorado (EVI), albedo, temperatura superficial (TS) y evapotranspiración (ET) ubicados de abajo hacia arriba. Los TFE se construyeron utilizando la media, desvío estándar y fecha del máximo del año medio para el periodo 2001-2015. Los TFE de EVI presentan una resolución de 231 metros, mientras que los de Albedo, LST y ET se hicieron a 926 metros, ya que esa era la resolución original de los datos en cada caso.

ya Asia). Esto genera que la clasificación identifique como TFE con mínima Evapotranspiración áreas con valores medios de EVI (por ejemplo: Australia, zona subsahariana, desiertos de

Norteamérica). La heterogeneidad espacial contrastante entre los TFE de cada aspecto del funcionamiento hace prometedora la generación de TFE basados en múltiples aspectos del funcionamiento ecosistémico.

El mapa de TFE multifuncionales presenta 35 clases que se desprenden de un agrupamiento jerárquico (Figura 2.6). El estadístico Gap definió el número óptimo de clases en 35. El tipo funcional más abundante presenta 926.7 Millones de Hectáreas, mientras que el de menor área solo 6.2 Millones de hectáreas. Al incluir en la definición de TFE atributos funcionales asociados a la fenología (fMax) se genera una clasificación que discrimina ambos hemisferios. Esto se debe a que ecosistemas con similar funcionamiento incluso en su estacionalidad representan distintos TFEs ya que las mismas estaciones ocurren en diferentes momentos del año. Las zonas menos vegetadas del planeta (Groenlandia y desiertos de África y Asia) aparecen sin clasificar ya que los atributos funcionales derivados de la evapotranspiración no presentan datos en esas zonas.

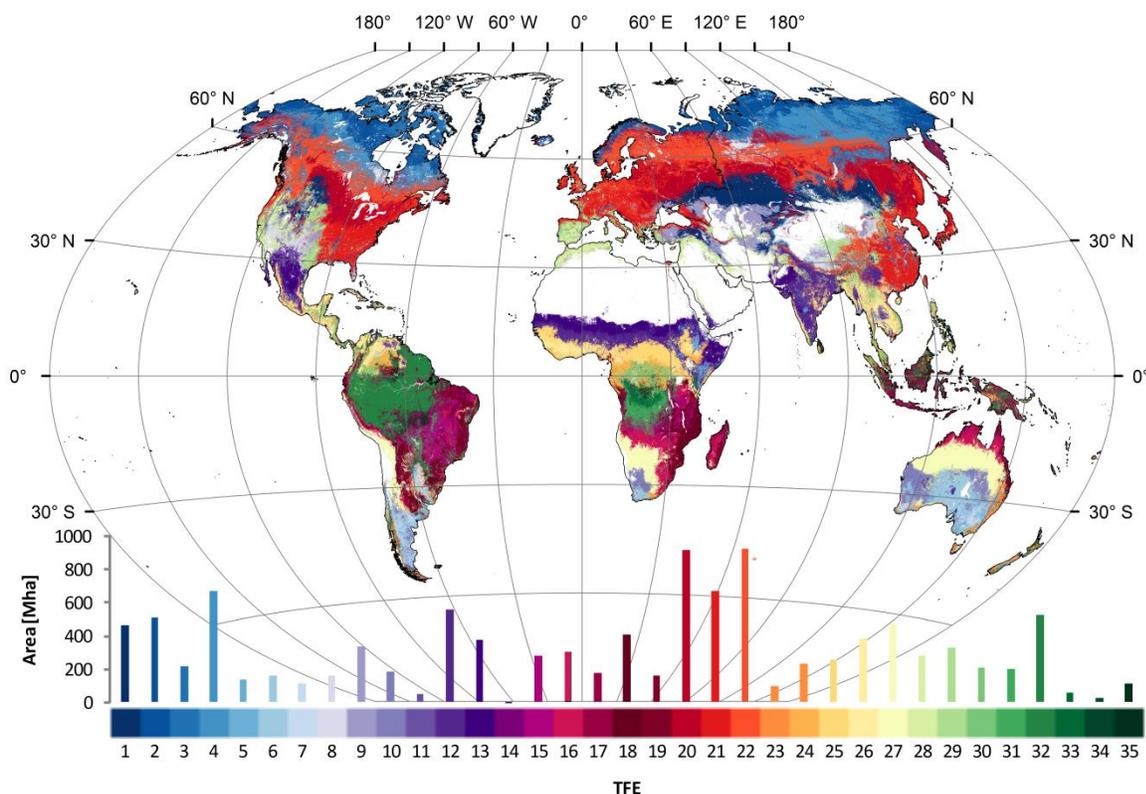


Figura 2.6: TFE multifuncionales generados a partir de 12 atributos funcionales (EVI-Med, EVI-De, EVI-fMax, ALB-Med, ALB-De, ALB-fMax, Ts-Med, Ts-De, Ts-fMax, ET-Med, ET-De, ET-fMax,). Los TFE se definieron utilizando un algoritmo de agrupamiento jerárquico. Se presenta el área ocupada en millones de hectáreas por cada uno de los 35 TFE.

Los TFE multifuncionales generados con el agrupamiento jerárquicos evidencian análogos funcionales a través de los continentes (Figura 2.7). Es decir existen ecosistemas distribuidos en distintas regiones del planeta que presentan funcionamiento similar en cuanto a los 12 atributos funcionales considerados en este análisis. De los 35 TFE identificados se analizaron seis, considerados relevantes en términos de área, distribución espacial y contraste entre clases.

(a) El TFE 29 se distribuye en el sur de África, Norte de Australia y zona andina Central de Sudamérica. Este TFE presenta valores bajos y poco estacionales de EVI y Albedo (EVI-Med = 0.159, EVI-De = 0.029, ALB-Med = 0.17, ALB-De = 0.007), Baja evapotranspiración (ET-Med = 44.58 mm), temperatura media de 34.14 °C y fechas del máximo en los meses 3, 8, 11 y 2 para

EVI, ALB, Ts y ET respectivamente (Figura 2.7 A).

(b) El TFE 23 se distribuye en la región sudeste de EEUU, el centro de Europa y buena parte del sudeste de China ocupando un área de 674.6 Mha. Es un TFE templado ($Ts\text{-Med} = 16.7\text{ }^{\circ}\text{C}$; $Ts\text{-De} = 8\text{ }^{\circ}\text{C}$) con alto índice de vegetación y marcada estacionalidad ($EVI\text{-Med}=0.364$; $EVI\text{-De}=0.11$). Su albedo es bajo y relativamente constante a lo largo del año ($ALB\text{-Med} = 0.138$; $ALB\text{-De} = 0.019$). Consistente con la dinámica de la vegetación la evapotranspiración media es alta y fuertemente estacional ($ET\text{-Med} = 162.3\text{ mm}$; $ET\text{-De} = 94.4\text{ mm}$). Las fechas de ocurrencia de los máximos de las cuatro variables funcionales se centran en el verano del hemisferio norte ($EVI\text{-fMax} = 6$; $ALB\text{-fMax} = 5$; $Ts\text{-fMax} = 7$; $ET\text{-fMax} = 6$) (Figura 2.7 B).

(c) El TFE 14 abarca 380.2 Mha distribuidas en el norte de América Latina, la zona subsahariana, el noroeste de India y marginalmente en el centro de Australia. Es un TFE cálido ($Ts\text{-Med} = 36.4\text{ }^{\circ}\text{C}$) con Evapotranspiración e índices de vegetación bajos y poco estacionales ($ET\text{-Med} = 31.8\text{ mm}$; $ET\text{-De} = 23.8\text{ mm}$; $EVI\text{-Med} = 0.166$; $EVI\text{-De} = 0.044$). Presenta valores de Albedo moderadamente altos y muy estables a lo largo del año ($ALB\text{-Med} = 0.21$; $ALB\text{-De} = 0.012$). Las fechas del máximo ocurren en los meses 8, 5, 4 y 8 para EVI, ALB, Ts y ET respectivamente (Figura 2.7 C).

(d) El TFE 34 ocupa 524.4 Mha principalmente en la selva amazónica, aunque también se distribuye en menor medida en las islas del sudeste Asiático e Indonesia y marginalmente en el Centro de África y Madagascar. Este TFE presenta los valores más altos de EVI y Evapotranspiración, ambos con baja estacionalidad ($ET\text{-Med} = 306.1\text{ mm}$; $ET\text{-De} = 42.1\text{ mm}$; $EVI\text{-Med} = 0.504$; $EVI\text{-De} = 0.029$). El albedo es también muy poco estacional y con valores muy bajos ($ALB\text{-Med} = 0.134$; $ALB\text{-De} = 0.006$). La temperatura media de la superficie es 24.9

°C y los máximos de las variables funcionales ocurren en los meses 10, 7, 9 y 8 para EVI, ALB, Ts y ET respectivamente (Figura 2.7 D).

(e) El TFE 2 ocupa 508.8 Mha en las zonas más boreales y frías del planeta ($T_s\text{-Med} = -7.34$ °C). Son ecosistemas altamente estacionales en todas sus variables funcionales ($EVI\text{-De} = 0.155$; $ALB\text{-De} = 0.237$; $T_s\text{-De} = 17.1$ °C; $ET\text{-De} = 53.95$ mm). El índice de vegetación medio es muy bajo ($EVI\text{-Med} = 0.088$) sin embargo la Evapotranspiración presenta valores intermedios ($ET\text{-Med} = 127.9$ mm). Pertenece al grupo de TFEs con valores más altos de Albedo ($ALB\text{-Med} = 0.447$). Las fechas del máximo ocurren en los meses 7, 3, 7 y 5 para EVI, ALB, Ts y ET respectivamente (Figura 2.7 E).

(f) El TFE 20 presenta 406,4 Mha distribuidas principalmente en aéreas sub-húmedas de Sudamérica, este de Sudáfrica y en menor medida en zonas costeras de Australia. Son ecosistemas templado-cálidos ($T_s\text{-Med} = 28.5$ °C; $T_s\text{-De} = 4.6$ °C) y con dinámica de la vegetación estacional ($EVI\text{-De} = 0.094$; $ET\text{-De} = 79.7$ mm). El albedo presenta valores bajos y poco estacionales ($ALB\text{-Med} = 0.141$; $ALB\text{-De} = 0.007$), mientras que el EVI y la ET valores intermedios ($EVI\text{-Med} = 0.336$; $ET\text{-Med} = 168.5$ mm). Las fechas del máximo ocurren en los meses 2, 2, 10 y 3 para EVI, ALB, Ts y ET respectivamente (Figura 2.7 F).

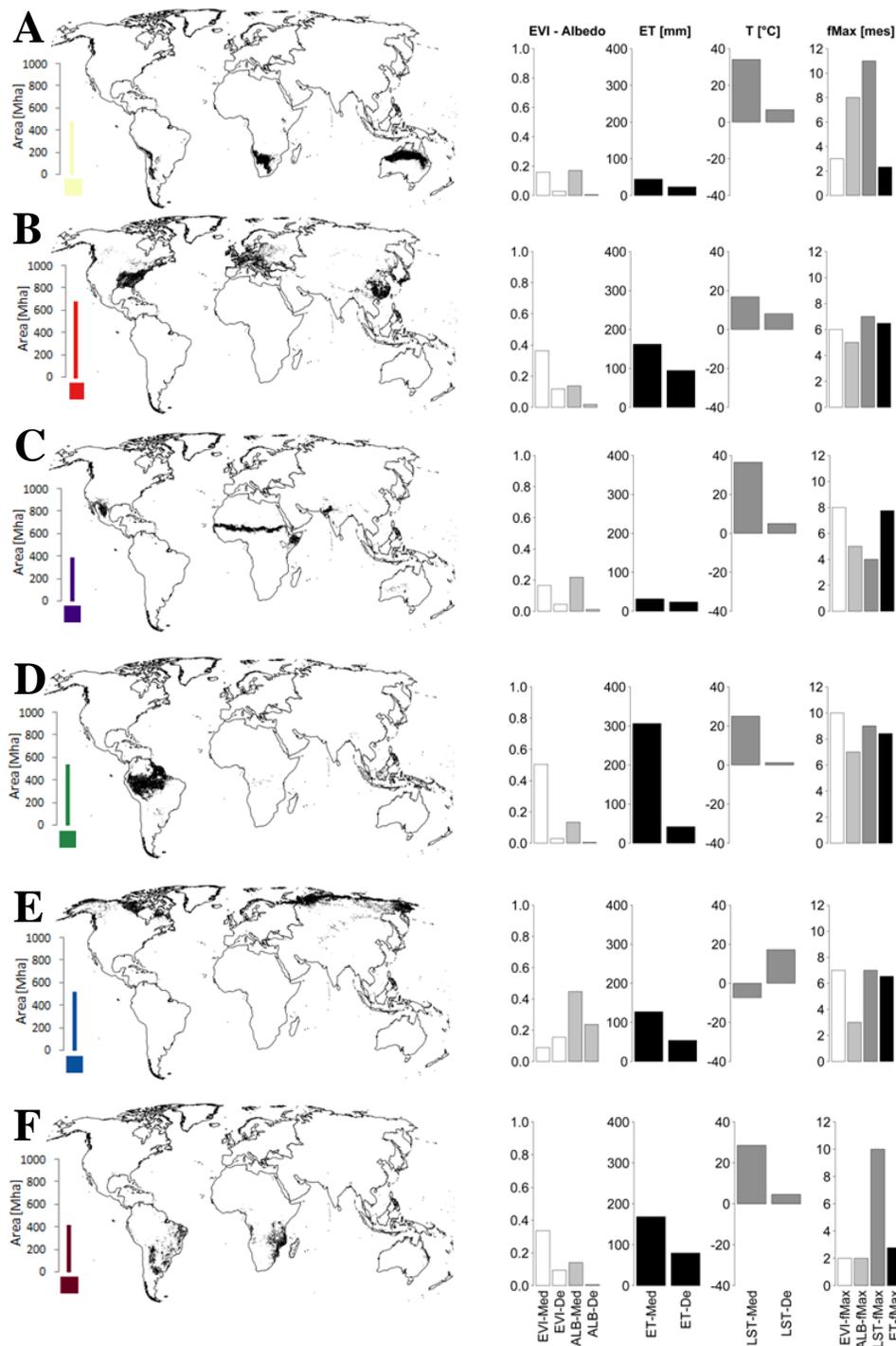


Figura 2.7: Análisis de seis TFE relevantes en términos de área, distribución espacial y contraste entre clases. Los mapas muestran el área ocupada en Millones de hectáreas y la distribución espacial de cada TFE. Los gráficos de barras muestran los 12 atributos funcionales promedio para cada TFE.

Discusión

Este estudio muestra que es posible describir la variabilidad espacial y temporal del funcionamiento ecosistémico mediante tres métricas con significado ecológico, de forma consistente en todos los biomas del mundo y a través de cuatro dimensiones del funcionamiento ecosistémico. Ya sea para el ciclo del agua, el balance de energía de la superficie o la dinámica del carbono la variabilidad presente en los ecosistemas de todo el planeta puede ser sintetizada por tres atributos funcionales que informan sobre la magnitud, estacionalidad y fenología de los principales procesos o características que definen esas dimensiones. La aproximación propuesta para la dinámica del carbono en Sudamérica (Paruelo et al. 2001, Alcaraz-Segura et al. 2013) es consistente en todos los biomas del mundo y útil también para describir la dinámica del agua y el balance de energía de la superficie. El uso de estas tres métricas nos permite inferir más allá del tipo de vegetación, si se trata de un ecosistema de alta o baja productividad (por ej: selvas o desiertos), si la productividad es estacional o no (pastizales templados, bosques caducifolios o manglares) y en el caso de ser estacional en qué momento del año ocurre el pico de productividad (sistemas limitados por agua o temperatura). Estos tres atributos capturan la heterogeneidad funcional de forma consistente en todos los biomas del planeta y nos proveen una caracterización simple, interpretable en términos ecológicos y comparable en tiempo y espacio. Además cumple con los criterios de escalabilidad, sensibilidad temporal, confiabilidad y relevancia que requieren los programas globales de monitoreo como los propuestos por GEO BON y la convención de diversidad biológica (CBD) (Pereira et al. 2013).

En términos del funcionamiento la mayor variabilidad de los ecosistemas en todo el planeta está dada por la media anual de la variable funcional considerada. Es decir, independientemente del bioma, los ecosistemas se diferencian principalmente en cuanto a la

magnitud de la PPNA, los milímetros evapotranspirados, que proporción de la radiación incidente es reflejada o a su temperatura superficial. Esto quiere decir que incluso dentro de un bioma los ecosistemas son más contrastantes en promedio (por ejemplo: bosques de alta y baja PPNA) que en cuanto a su estacionalidad o fenología (perennes vs caducifolios). El resto de la variabilidad se debe a diferencias en la estacionalidad de los ecosistemas. Ya sea asociada a contrastes entre ecosistemas poco o muy estacionales o bien a estacionalidades de similar magnitud pero que difieren en las fechas del máximo. Esto es así para todos los biomas en cuanto a la dinámica del EVI y la ET. En el caso del albedo y la Temperatura superficial ocurre lo mismo en 11 de 14 biomas. En los tres biomas restantes los ecosistemas presentan tal grado de estacionalidad que el desvío estándar del ciclo anual explica más variabilidad que la media.

Más allá de la media, los atributos funcionales relacionados con la estacionalidad explican entre el 2 y el 68 % de la variabilidad según cuan estacionales sean los biomas en su funcionamiento (Cuadro 2.1). A su vez esta proporción de la variabilidad, que es capturada por el CP2 y CP3, puede estar balanceada (ej: Albedo en los bosques de coníferas; CP2 = 24% y CP3 = 20) o representada mayoritariamente por el CP2 (ej: ET en bosques secos tropicales y subtropicales; CP2 = 37 % y CP3 = 3 %). El primer caso es un bioma en el que la abundancia relativa de ecosistemas diversos, en cuanto al funcionamiento, es más equitativa. En el segundo caso existe un grupo de ecosistemas diferente en cuanto a la estacionalidad (el capturado por el CP3) pero que es mucho menos abundante que el resto (capturado por el CP2). Tanto el CP2 y CP3 capturan la variabilidad asociada a la estacionalidad de los ecosistemas, pero representan casos con fenología contrastante. Es decir 2 grupos de ecosistemas que presentan un ciclo estacional marcado pero cuyos ciclos están desplazados temporalmente dentro del ciclo anual. Estas situaciones son ejemplos de biomas contrastantes en cuanto a su fenología y remarcan la

importancia de incorporar una métrica descriptora de la fenología (como la fecha del máximo) entre los atributos funcionales de los ecosistemas.

La variabilidad en el funcionamiento de los ecosistemas puede inferirse a partir de los auto-valores del Análisis de Componentes Principales (Cuadro 2.1) y su coeficiente de correlación con los atributos funcionales (Figura 2.3). Así cuanto mayor es el auto-valor del CP1 en un bioma donde la CP1 correlaciona con la media de EVI, las diferencias de magnitud entre ecosistemas son más importantes que las diferencias en estacionalidad (menor abundancia de ecosistemas estacionales). Esta es la situación más difundida para todos los biomas del planeta y variables funcionales. En cuanto a la dinámica del carbono el caso extremo son los Manglares que presentan valores de 0.89, 0.05 y 0.03 para los componentes 1, 2 y 3 respectivamente. Esto indica que la estacionalidad es poco importante en estos ecosistemas y que la mayor variabilidad espacial está asociada al nivel promedio de PPNA. Por el contrario en los Bosques Boreales - Taiga (CP1: 0.46, CP2: 0.30 y CP3: 0.14) si bien la media de PPNA explica la mayor proporción, el 44 % de la variabilidad total está asociada a diferencias en la estacionalidad de los ecosistemas. Además esta variabilidad se particiona en dos tipos de contrastes estacionales: los más abundantes (capturados por el CP2: 30 %) asociados a un tipo de contraste estacional (fecha del máximo en primavera) y los menos abundantes (capturados por el CP3: 14 %) asociados a contrastes estacionales con otra fenología (fecha del máximo en verano). La estacionalidad es tan marcada en los Bosques Boreales que el CP1 presenta una correlación con la media de EVI destacadamente inferior al resto de los biomas (r^2 : 0.8) (Figura 2.3, Panel PC1- EVI). Aun así y a pesar de la marcada estacionalidad que caracteriza a este bioma las diferencias en magnitud son las que explican mayor variabilidad. Los dos casos mencionados son los extremos de un gradiente de variación funcional. Este gradiente va desde biomas en donde los ecosistemas

presentan dinámica estacional similar pero con diferencias en la media anual hasta biomas en donde co-existen ecosistemas con estacionalidad y fenología contrastante. Los biomas pueden ordenarse en ese gradiente según el auto-valor del CP1 (Cuadro 2.1 - EVI).

Los ecosistemas con estacionalidad y fenología contrastantes son tan abundantes en algunos biomas que el CP1 correlaciona mejor con el desvío estándar de la serie temporal que con la media. Esto indica que en esos biomas y para esas variables funcionales los ecosistemas se diferencian más en cuanto a su estacionalidad que a la magnitud de la variable funcional considerada. Esos casos ocurren solo en los bosques boreales (Bioma 6), Pastizales y sabanas templados (Bioma 8), Tundra (Bioma 11) y Bosques mediterráneos (Bioma 12) para el albedo y la Ts (Figura 2.3, paneles Albedo y Ts). En estos casos la media correlaciona mejor con la CP2 explicando menor proporción de la variabilidad total. Inclusive en la Tundra la media de Albedo correlaciona con el CP3 representando un caso extremo en que la diversidad en cuanto a estacionalidad y fenología explican el 68 % de la variabilidad mientras que la medias solo el 21%. Existen Biomas en que el dominio de ecosistemas con estacionalidad contrastantes se manifiesta en una menor correlación entre la media de la serie temporal y el CP1. Estos biomas representan casos intermedios en donde a pesar de existir ecosistemas con estacionalidad y fenología contrastantes, la magnitud de la variable explica más variabilidad. Tal es así en los Boques templados mixtos (Bioma 4) y en los desiertos (Bioma 13) para la Temperatura Superficial y en los Bosques templados mixtos (4), Bosques boreales (Bioma 6), Pastizales templados (Bioma 8) e inundables (Bioma 9) y la Tundra (Bioma 11) para la evapotranspiración. Existe un desacople entre las distintas dimensiones del funcionamiento ecosistémico que se manifiesta en el bajo nivel de multicolinealidad a nivel global (solo 32 % de los atributos presentan $r > 0.5$ tanto a nivel global como por bioma) y en el cambio de sentido y magnitud en

la relación entre atributos funcionales a nivel de bioma (Figura 2.4). El EVI-Med tiene una relación negativa con el ALB-Med ($r = -0.45$) ya que la vegetación fotosintéticamente activa presenta valores bajos de albedo. Sin embargo, esta relación es de baja intensidad debido a que la dinámica estacional de la vegetación no se corresponde con cambios estacionales en el albedo de forma consistente en todos los biomas. En los biomas tropicales, subtropicales y mediterráneos (1, 2, 3, 7 y 14) el albedo presenta nula estacionalidad a diferencia del EVI que manifiesta claros patrones estacionales a pesar de tratarse de los biomas más estables en cuanto al ciclo anual de la vegetación. En alguna medida esto se debe a que cambios en la actividad fotosintética, índice de área foliar y/o intercepción de la radiación generan modificaciones en el albedo pero de baja magnitud. Por su parte cambios más drásticos en la cobertura de la superficie como nieve, agua o suelo desnudo generan variaciones estacionales en el albedo consistentes con la dinámica del EVI. Esto se pone de manifiesto en los biomas templados, Boreales y la tundra (4, 5, 6, 8 y 11) donde la cobertura de nieve en gran parte del año o el suelo desnudo asociado a cambios en el uso del suelo (sobre todo en biomas templados, Foley et al. 2005) generan aumentos estacionales del albedo. Los manglares (14) son un caso particular ya que presentan una alta relación positiva ($r > 0.5$, Figura 2.3 panel inferior izquierda EVI-Med vs ALB-Med) contraria a lo que ocurre a nivel global. Si bien ni el EVI, ni el albedo presentan marcada variación estacional, en los manglares con menor EVI (menor área foliar e intercepción de la radiación) el albedo podría disminuir ya que el agua debajo de la vegetación absorbe más radiación con valores característicos de albedo significativamente menores a la vegetación (α agua: 0.03 -0.1; α Bosques de latifoliadas: 0.15 – 0.20; Chapin et al. 2002).

La temperatura superficial-media y el EVI-medio presentan muy baja variación conjunta ($r: 0.07$). Esto se puede asociar a que la heterogeneidad de la T_s presenta un patrón regional y

dinámica temporal más influenciada por controles climáticos que operan a diferentes escalas que los factores que determinan el funcionamiento de la vegetación a escala local (Ver Mapas TFE-EVI y TFE-Ts). Sin embargo al aumentar el EVI-Med disminuye la estacionalidad de la Ts de forma consistente tanto a nivel global ($r: -0.57$) como en los biomas individuales. No obstante esta relación es más significativa en los biomas Tropicales y subtropicales en donde la dinámica de la vegetación es menos estacional.

El mayor acople entre atributos funcionales a nivel global se da entre la dinámica de la absorción de radiación por parte de la vegetación (EVI) y la evapotranspiración tanto para la media ($r: 0.83$) como para el desvío estándar ($r: 0.67$). Esto sugiere que a nivel global la transpiración es más importante que la evaporación directa. El patrón global es consistente a nivel de bioma presentando estos siempre valores positivos aunque menores a 0.5 en los bosques boreales y la tundra. Estos dos biomas representan casos particulares, extremadamente estacionales y cubiertos por nieve gran parte del año. Esta falta de correlación más marcada en la tundra indica que los ecosistemas que tienen mayor EVI-Med no necesariamente presentan mayor evapotranspiración. Esto se puede asociar a una menor demanda atmosférica debida a las bajas temperaturas y a una partición de la evapotranspiración más volcada a la evaporación directa o a distintas eficiencias en el uso del agua al inicio de la estación cálida, cuando la nieve comienza a derretirse pero la vegetación no está aún activa.

Por su parte el Albedo y la Ts son las variables más vinculadas para todos sus atributos funcionales. La magnitud del albedo y su estacionalidad se relacionan positivamente a nivel global ($r: 0.68$). Esto es así porque los valores altos de albedo solo ocurren de forma estacional. De hecho en los biomas tropicales, subtropicales, mediterráneos, desiertos y manglares que no son estacionales y presentan valores bajos de albedo ($\alpha < 0.4$ y en general cercanos a 0.2) la

relación entre la media y el desvío estándar del albedo es poco importante ($r < 0.5$). En cambio los biomas templado-fríos (4, 5, 6, 8, 9, 10 y 11) presentan ALB-Med mayores y correlaciones muy significativas con ALB-De, debido a picos estacionales de albedo ($\alpha > 0.6$) asociados a variaciones muy fuertes en la cobertura de la superficie como pueden ser la nieve o el suelo desnudo. A nivel global hay una relación negativa entre Ts-Med y Ts-De. Sin embargo esta relación es de baja intensidad ($r: -0.61$) ya que es el resultado de relaciones contrapuestas a nivel de bioma. Los biomas templado-fríos presentan relaciones negativas (a lo que se agrega como excepción los desiertos), mientras que los más cálidos relaciones positivas de baja intensidad en general aunque significativas en los manglares (14) y los bosques secos tropicales y subtropicales (2). Además la estacionalidad de la Ts se relaciona positivamente con la media ($r: 0.59$) y el desvío estándar del albedo ($r: 0.73$). Esto tiene sentido ya que los ecosistemas con ALB-Med alto caracterizados también por presentar ALB-De alto se asocian con cambios drásticos en la cobertura del suelo (nieve y suelo desnudo) que determinan variaciones estacionales de Ts. De hecho cuanto más variable es el albedo a lo largo del año menor es la media de Ts ($r: -0.67$) lo cual refuerza la idea de que a nivel global las mayores variaciones en el albedo están asociados a ecosistemas templado-fríos. Si bien el patrón que se da a nivel global es muy consistente a nivel de bioma (relaciones con el mismo sentido en el 91 % de los casos) las relaciones más significativas ocurren en los bosques templados (4 y 5), en los 3 biomas de pastizal (7, 8 y 9) y en los desiertos (13). Llamativamente estas relaciones aunque del mismo signo no son tan significativas en los bosques boreales (6) y la tundra (11) que son los biomas más fríos y estacionales en cuanto albedo y Ts. En estos casos particulares la baja diversidad funcional determina que la relación entre albedo y Ts no sea tan fuerte ya que la mayor

proporción (>90%) de los ecosistemas presentes en los biomas tienen una marcada estacionalidad en las dos variables funcionales.

El desacople entre atributos funcionales (Figura 2.4) y los patrones espaciales contrastantes de los TFE (Figura 2.5) sugieren la importancia de generar caracterizaciones que involucren distintos aspectos del funcionamiento ecosistémico. Los TFE multifuncionales generados en este trabajo son solo un ejemplo. El número de TFE finales se definió con una aproximación estadística pero puede ser modificado. La estructura jerárquica del dendrograma permite definir el número de grupos y evaluar cuales son los TFE que se combinan o separan. De hecho los TFE y los atributos funcionales que los componen deben ser definidos en función de objetivos particulares y la heterogeneidad funcional de cada área de estudio.

De lo estructural a lo funcional: el concepto de fenoteca y su construcción
Capítulo 3

Capítulo 3 - De lo estructural a lo funcional: el concepto de fenoteca y su construcción

Introducción

Una Fenoteca es una base de datos espacial que reúne, sistematiza y operativiza firmas fenológicas de las diferentes coberturas del suelo presentes en una región. Las firmas fenológicas se construyen a partir de la combinación de información espectral provista por sensores remotos de alta resolución temporal y datos de cobertura del suelo con ubicación geográfica conocida (Baeza et al. 2014). La información de cobertura del suelo surge de relevamientos a campo que son sistematizados en una base de datos para extraer firmas fenológicas a partir de las series temporales provistas por las imágenes satelitales. Las firmas fenológicas representan la dinámica temporal de índices de vegetación que sintetizan el comportamiento espectral de las coberturas del suelo durante el año (figura 3.1).

Probablemente la principal limitación para realizar caracterizaciones del uso/cobertura del suelo que mejoren las descripciones disponibles es la carencia de datos de verdad terrestre provenientes de relevamientos a campo. Esto se asocia, en gran medida, al costo y demanda de tiempo que implican. Por “verdad terrestre” hacemos referencia a los datos georreferenciados generados a partir de la identificación de las coberturas del suelo en los relevamientos a campo. Los datos de verdad terrestre derivados de muestreos a campo representan un insumo fundamental en la construcción de una fenoteca ya que nos permiten generar las firmas fenológicas de cada cobertura. En este sentido y para muchas de las aplicaciones de una fenoteca los lotes relevados mediante diferentes metodologías representan las réplicas de un experimento mensurativo.

Los índices espectrales de vegetación derivados de sensores remotos son estimadores de la fracción de la radiación fotosintéticamente activa interceptada por los tejidos verdes (fRFA) (Potter et al. 1993; Ruimy et al. 1994; Los et al. 2000). Los índices de vegetación más difundidos son el Índice de Vegetación Normalizado (Tucker 1979) y el Índice de Vegetación Mejorado (Huete et al. 2002) (NDVI y EVI respectivamente, por sus siglas en inglés). Las series temporales de índices de vegetación provistas por sensores remotos de alta resolución temporal (ej: revisita diaria en compuestos de 16 días) informan sobre algunos aspectos de la fenología de la vegetación (Zhang et al. 2003, Wardlow et al. 2007). Conocer la dinámica de la vegetación y la cobertura del suelo permite identificar periodos de activo crecimiento o senescencia, inicio y duración de las estaciones de crecimiento y/o prácticas de manejo asociadas a sistemas de cultivo como periodos de barbecho o suelo desnudo (Sakamoto et al. 2005). Otros aspectos fenológicos, por ejemplo aquellos asociados a desarrollo de algunos cultivos, no pueden ser percibidos de manera directa por estos índices

A partir de la marcha anual de los índices de vegetación es posible extraer una serie de atributos funcionales que permiten caracterizar la dinámica de las ganancias de Carbono (Paruelo, 2008; Petorelli et al. 2005) (Figura 3.1). Numerosos trabajos muestran que tanto la marcha anual como los atributos permiten, entre otras cosas, identificar patrones regionales de las ganancias de carbono (Alcaraz-Segura et. al, 2013; Paruelo et al. 2001), estudiar tendencias (Baldi et al. 2008; Paruelo et al. 2004; Texeira et al. 2015), clasificar coberturas del suelo (Baldi et al. 2006; Baldi y Paruelo, 2008; Guerschman y Paruelo, 2005), establecer líneas de base y monitoreo para áreas protegidas (Alcaraz-Segura et al. 2009a, Alcaraz-Segura et al. 2009b) y caracterizar el nivel de provisión de Servicios Ecosistémicos (Barral et al. 2012; Paruelo et al. 2016).

El objetivo general de este capítulo es presentar las bases conceptuales y metodológicas para la construcción y uso de una fenoteca. De manera específica desarrollo: (1) los detalles metodológicos de los relevamientos a campo que alimentan la fenoteca; (2) Los procedimientos operativos asociados a la construcción de la base de datos, incluyendo la generación de un Sistema de información Geográfica (SIG), el procesamiento de información satelital para la extracción de las firmas fenológicas y una serie de algoritmos (*scripts*) para automatizar el proceso en plataformas de software libre y código abierto; (3) un análisis y caracterización de una fenoteca generada para la planicie chaco-pampeana y (4) una lista no exhaustiva de aplicaciones agronómicas y ambientales de la fenoteca.

Materiales y Métodos

La construcción y uso de una fenoteca es un procedimiento con varios pasos en el que generalmente participan varias personas. Involucra relevamientos a campo, la construcción y administración de sistemas de información geográfica, la incorporación de información satelital provista por sensores remotos y el análisis de bases de datos (Figura 3.2). Buena parte de estos procesos pueden automatizarse mediante el desarrollo y utilización de algoritmos (*scripts*). Sin embargo hay procedimientos clave que deben ser realizados por técnicos con algún grado de entrenamiento (ej: relevamientos e identificación de coberturas a campo, digitalización de lotes). Por esta razón se requieren protocolos específicos y detallados para garantizar la homogeneidad de criterios, minimizar errores asociados a la manipulación de los datos y simplificar las tareas. Además es necesario contar con hardware y software específicos para las distintas etapas. En este capítulo se propone la utilización de software libre y de código abierto y se describen los algoritmos involucrados en la operativización de la fenoteca.

Relevamientos a campo

El relevamiento de datos a campo requiere una cuidadosa planificación y protocolización previa a fin de maximizar la calidad de los datos y la capacidad de inferencia. Los relevamientos a campo se dividen en tres etapas que involucran la planificación previa en gabinete, el trabajo de campo y el procesamiento posterior de los datos relevados. En la etapa de planificación se define la zona de trabajo, el tipo de relevamiento y se construye SIG que permitirá la sistematización del trabajo a realizar. En función del área de estudio y de su heterogeneidad se definen los recorridos que se van a realizar. Es importante que los recorridos sean representativos de la heterogeneidad de coberturas presentes en el área de estudio y focalicen el esfuerzo de muestreo en las zonas más heterogéneas.

Utilizando información cartográfica de caminos e imágenes de alta resolución espacial (ej: visor de Google Earth) se determina el recorrido y se construyen áreas buffers (por ejemplo de 800 metros en sentido perpendicular a los caminos), las cuales corresponderán al área muestral. Además, es necesario recopilar imágenes de una resolución espacial tal que permitan identificar las unidades de manejo o parches de vegetación (ej: LANDSAT, ASTER, SPOT). Estas imágenes deben corresponder a fechas lo más cercanas posible a la del relevamiento a campo y estar libres de nubes. Disponer de estas imágenes permite identificar los lotes o unidades de manejo fácilmente y así relevar coberturas en parches homogéneos, descartando parches muy pequeños. Tanto en relevamientos en áreas contiguas a caminos como en segmentos aleatorizados a priori, es recomendable que la extensión máxima en sentido perpendicular al camino no supere los 800 m, ya que no puede garantizarse una identificación precisa en distancias mayores (Volante et al. 2007).

Los insumos mínimos para realizar la etapa de relevamiento a campo son un GPS y una planilla para registrar la cobertura, el identificador del punto relevado y la posición geográfica. Sin embargo, para realizar los relevamientos de forma más eficiente y minimizar errores asociados a la manipulación de los datos, es recomendable contar con una computadora portátil o tablet donde se explora el SIG construido utilizando navegación en tiempo real. Alternativamente se puede utilizar un GPS que permita visualizar las imágenes Landsat recopiladas y administrar el SIG generado (ej: Juno-Trimble®). Durante las recorridas a campo se identifican las coberturas del suelo y dicha información se vuelca en un archivo vectorial de puntos. Los puntos generados se sitúan en el centro de las unidades de manejo identificadas en las imágenes satelitales dentro de los buffers de 800 metros. Es importante definir la resolución conceptual con que se identificaran las coberturas, generar un código para cada categoría y respetarlo durante todo el relevamiento.

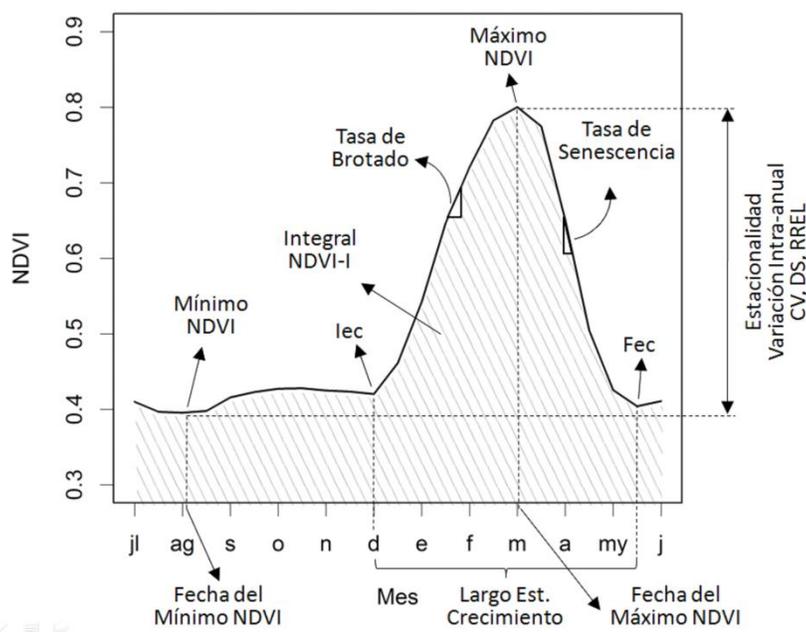


Figura 3.1: representación esquemática de la firma fenológica y atributos funcionales de un cultivo de verano en los Pastizales del Río de La Plata utilizando el Índice de Vegetación Normalizado provisto por el sensor MODIS.

Cuando se realiza una clasificación supervisada se deben relevar todas las coberturas presentes en el área muestral, aun cuando la superficie que ocupan sea pequeña o se trate de una cobertura que no es el foco de la clasificación. Contar con una descripción de todas las coberturas presentes evita que aquellas no relevadas se confundan con las de interés o más abundantes. Los relevamientos deben hacerse de forma exhaustiva dentro del área muestral, ya sea en buffers de camino o segmentos definidos a priori. De esta forma se evitan sesgos tales como elegir los “mejores” lotes como verdad terrestre (por ej: solo relevar los cultivos de soja o maíz que no sufrieron ningún estrés hídrico, están afectados por malezas o alguna plaga, o presentan cierta heterogeneidad en el lote).

Al realizar los relevamientos hay que tener en cuenta la dinámica o periodo de ocupación de las coberturas que se relevarán. Coberturas que no presentan cambios en el tiempo o una dinámica lenta como ser vegetación nativa (bosques, pastizales, sabanas) o cultivos perennes (forestaciones, pasturas o montes frutales) pueden ser evaluados en cualquier momento del año. Las coberturas más dinámicas como los cultivos anuales que suelen ocupar el suelo por un periodo inferior a 6 meses deben ser relevadas en momentos en donde se maximiza la capacidad de discriminación entre clases semejantes. Por ejemplo, si se pretende diferenciar cultivos de invierno (trigo, cebada, avena, etc.) en los Pastizales del Río de la Plata, probablemente noviembre sea el momento más adecuado ya que es cuando están todos los cultivos con las espigas formadas lo cual facilita su identificación.

Procesamiento de los relevamientos

El procesamiento posterior de los datos relevados consiste en digitalizar los lotes identificados a campo y asociarlos con la cobertura indicada en el vector de puntos. Si el relevamiento se realizó con un GPS y planilla, este paso es más tedioso e involucra la descarga de los puntos de GPS en un SIG, generar un vector de puntos y volcar la información de cobertura recopilados en las planillas. Por el contrario si realizamos el relevamiento con un SIG y navegación en tiempo real, este paso ya fue hecho en el campo a medida que se identificaban las coberturas. En esta etapa se realiza el control, corrección de los datos y re-definición de las categorías según la resolución conceptual. Para cada punto relevado debe digitalizarse el lote o parche de vegetación que lo contiene interpretando las imágenes LANDSAT de fechas próximas al relevamiento. De forma complementaria se puede recurrir a imágenes de mayor resolución espacial disponibles en el visor de Google Earth pero prestando especial atención a la fecha a la que corresponden, sobre todo para coberturas dinámicas como cultivos anuales.

Una vez digitalizados los lotes relevados se debe dar un formato estandarizado al vector de uso del suelo de la siguiente forma: (1) Definir el nombre del vector de uso/cobertura del suelo: por ejemplo “sa_ver1213”, donde “sa” hace referencia a la zona (salta), “ver” a la campaña (verano) y 1213 al año (2012-2013). (2) Definir o re-proyectar el shape a la proyección sinusoidal de MODIS para poder grillararlo y hacer las extracciones. (3) Definir la estructura de la tabla de atributos del vector. El formato debe ser consistente entre los vectores de distintos relevamientos que alimenten la fenoteca respetando cantidad de columnas, orden de las columnas, nombre de las columnas, tipo de dato y tamaño. (4) Chequear la geometría/topología

de los shapes de uso del suelo. Reparar los errores de topología que puedan surgir. El producto final de este procesamiento es un vector de polígonos con la cobertura del suelo conocida.

Los polígonos (Lotes, parches de vegetación, potreros, cuadros, etc.) del vector de cobertura del suelo deben ser grillados en función del sensor que proveerá la información satelital (Baeza et al. 2014). Es decir debe evaluarse cuáles son los píxeles de la imagen satelital de alta resolución temporal que están incluidos dentro de cada polígono (por ej: Si se utiliza el producto MOD13Q1 hay que definir cuales píxeles de 231 metros de lado están incluidos dentro de cada polígono). La cantidad de píxeles que aporten información sobre cada lote depende del tamaño de píxel del sensor utilizado y del tamaño, forma y posición del lote relevado. A su vez la selección de píxeles puede realizarse con un criterio estricto que identifique solo los píxeles puros, es decir que están completamente incluidos dentro de un lote o bien calcular la pureza de los píxeles que se superponen con el lote. La pureza se define como el cociente entre el área total del píxel y el área del píxel incluida en el lote. Esta metodología permite definir a posteriori que nivel de pureza se admite (ej. > 0.85) y así incluir a la fenoteca lotes pequeños que no tienen ningún píxel puro que los represente. A partir de los píxeles grillados se genera un vector de puntos con los centroides de cada píxel para realizar las extracciones de las firmas fenológicas.

Extracción de las Firmas Fenológicas

Los lotes identificados en el trabajo de campo, digitalizados y sistematizados en un SIG deben ser cruzados con las imágenes provistas por el sensor MODIS para extraer las series temporales de NDVI de los píxeles incluidos en cada Lote. Una opción es hacerlo utilizando un

servidor local de imágenes satelitales, por ejemplo, utilizando PostgreSQL con el módulo PostGIS. La información de uso del suelo debe ser migrada a la base de datos para extraer las firmas fenológicas. Otra opción es extraer las firmas utilizando la plataforma de Google Earth Engine. Cada lote digitalizado sobre imágenes de media y alta resolución espacial (ej: Landsat y/o imágenes disponibles en Google Earth) puede ser caracterizado por uno más píxeles MODIS según su tamaño y ubicación. Las series temporales de NDVI están disponibles desde el año 2000 hasta la actualidad con datos cada 16 días (es decir 23 fechas por año) (Didan et al. 2015). En función de la extensión temporal de la cobertura (cultivos anuales, perennes, vegetación natural, etc.) y la fecha de relevamiento se define el recorte temporal de la serie provista por el sensor MODIS.

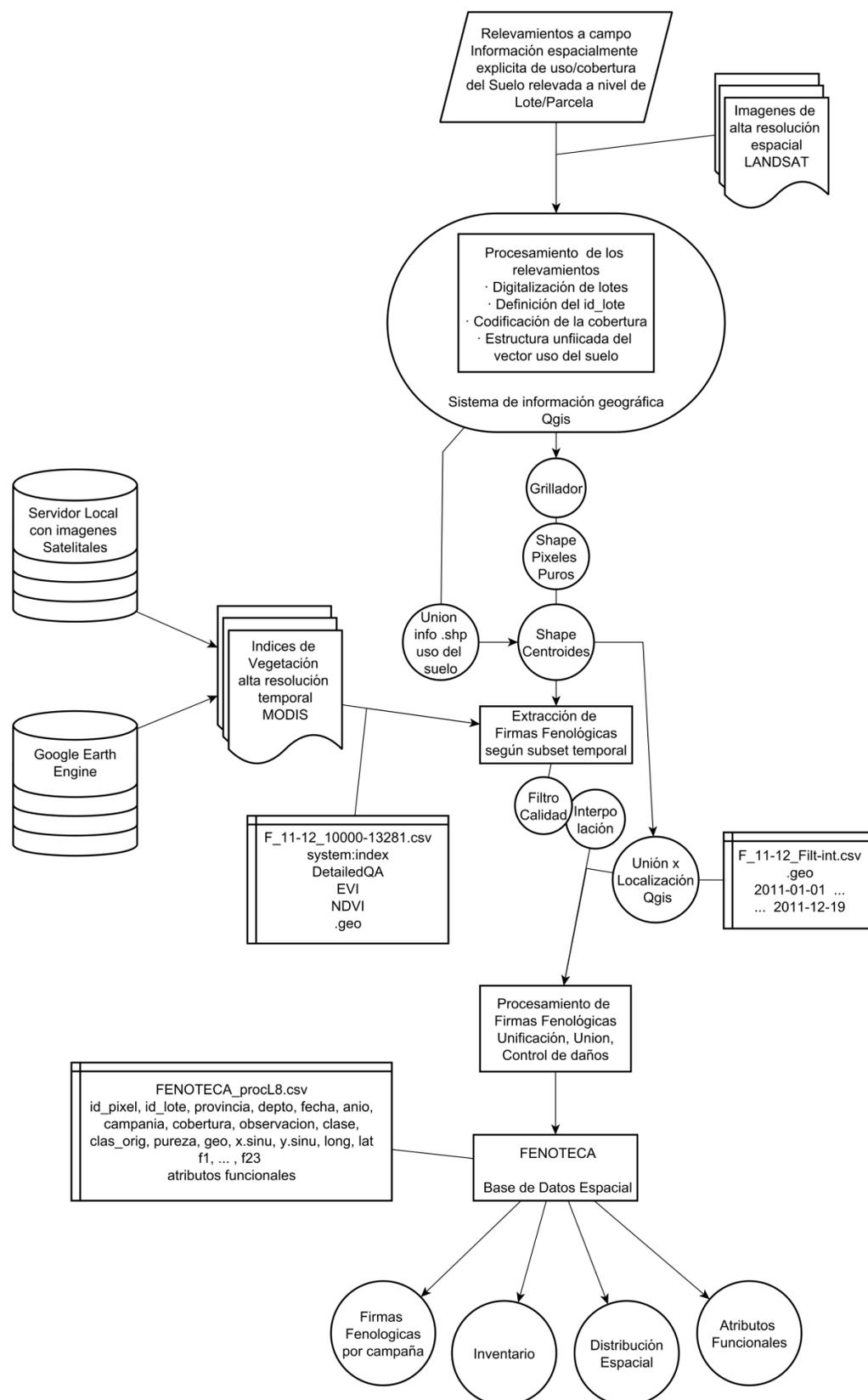


Figura 3.2: Diagrama conceptual de la construcción de una fenoteca

El producto MOD13Q1 del sensor MODIS provee una banda de calidad que informa las condiciones de observación para cada pixel (Didan et al. 2015). Teniendo en cuenta esta información asociada al contenido de aerosoles, presencia de nubes o sombras, agua en superficie, nieve o hielo se filtran las fechas que no cumplen los criterios de calidad establecidos para cada región. En la construcción de la fenoteca de la planicie chaco-pampeana se filtra por presencia de nubes, sombra, nieve/hielo y contenido de aerosoles (admitiendo solo el nivel bajo, excluyendo los niveles alto, medio y *climatology*), ya que estos son las condiciones que interfieren mayormente en la observación terrestre en la región. Luego los datos filtrados en cada serie temporal son re-calculados mediante una interpolación lineal para rellenar los datos faltantes. Las extracciones se unen por localización espacial con los lotes correspondientes del vector de uso del suelo. Como resultado se obtiene una base de datos con las firmas fenológicas de cada pixel indicando el lote al que pertenecen, la cobertura del suelo y su referencia geo-espacial. Finalmente cada una de las extracciones asociadas a los distintos relevamientos del uso/cobertura del suelo se incorpora a la Fenoteca.

La Fenoteca es una base datos espacial que contiene las firmas fenológicas por campaña. A partir de la misma se puede realizar un inventario de las coberturas sistematizadas y su representación en términos de distribución espacial y cobertura temporal. A partir de las firmas fenológicas se calculan los atributos funcionales de cada firma que sintetizan la dinámica temporal de los índices de vegetación. La estructura final de la fenoteca contienen tantas filas como pixeles fueron muestreados a partir de los distintos relevamientos y las siguientes columnas: id_pixel, id_lote, provincia, depto, fecha, anio, campania, cobertura, observacion,

clase, clas_orig, pureza, geo, x.sinu, y.sinu, long, lat, f1, ... , f23 y los atributos funcionales derivados.

Resultados

Actualmente la Fenoteca cuenta con 201.791 lotes abarcando 142 Millones de hectáreas distribuidas en Argentina y Uruguay (Cuadro 3.1 y Figura 3.3). En Argentina incluye 12 provincias: Buenos Aires, La Pampa, Córdoba, Entre Ríos, Santa Fe, Santiago del Estero, Tucumán, Salta, Jujuy, Chaco, Catamarca y San Luis. En Uruguay abarca prácticamente la totalidad del país. La fenoteca reúne relevamientos desde el año 2000 hasta la actualidad compuesto por 10 campañas de invierno y 15 de verano. Considerando todos los años se relevaron 37 coberturas del suelo en las que se identifican por lo menos dos niveles de resolución conceptual. Uno de menor detalle que involucra cultivos de verano, cultivos de invierno, rastrojos, verdeos de verano, verdeos de invierno, frutales, pastizales naturales, pasturas, montes nativos y forestaciones. Y otro en el que se identifican los cultivo con mayor nivel de detalle como soja, trigo, cebada, sorgo, arroz, cítricos, etc. Las coberturas más abundantes son: soja (56620), rastrojo (45835), pastura (22621), maíz (21362), pastizal (20290) y trigo (12081). La fenoteca contiene tanto coberturas naturales como antrópicas (ej: pastizales, arbustales, montes nativos o girasol, canola y cebada).

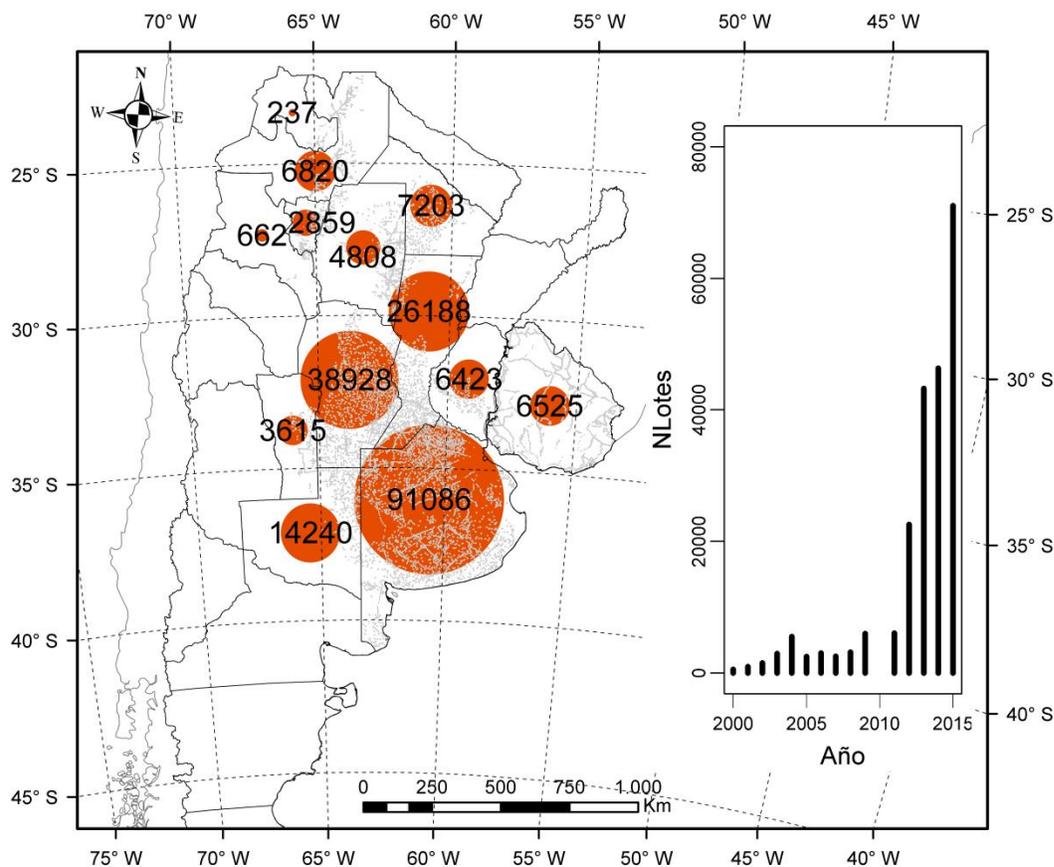


Figura 3.3: Cobertura espacial y temporal de la fenoteca. Cada punto gris representa un lote para el cual se relevó la cobertura el suelo en algún momento del periodo 2000-2016. Los círculos rojos representan el total de lotes a nivel provincial (o nacional en el caso de Uruguay). El grafico de barras muestra el crecimiento en el número de lotes a través de los años.

Las firmas fenológicas promedio de las distintas coberturas del suelo difieren en cuanto a su dinámica temporal (Figura 3.4, baja resolución conceptual). En primer lugar las coberturas difieren en su nivel promedio, es decir que más allá de la dinámica temporal hay coberturas cuyo NDVI es mayor de forma consistente a lo largo de todo el año. Un ejemplo claro son las forestaciones que presentan NDVI mayor a los Pastizales o las Pasturas. En segundo lugar la estacionalidad es contrastante, diferenciándose los cultivos de verano o invierno con marcada estacionalidad de las coberturas naturales, forestaciones o cultivos perennes cuya estacionalidad es más suave. Por último las coberturas presentan diferencias en otros atributos funcionales como

los valores máximos, las tasas de brotado y senescencia, los momentos del máximo, el inicio de la estación de crecimiento y/o la cantidad de picos a lo largo del año.

Cuadro 3.1: Coberturas del suelo sistematizadas en la fenoteca en el periodo 2000-2016. Se muestran distintos niveles de resolución conceptual, la codificación utilizada en la fenoteca y el número de lotes de cada cobertura.

Tipo de Cobertura	Ciclo	Cobertura Baja Resolución Conceptual	Cobertura Alta Resolución Conceptual	Código Cobertura	N-Lotes	
Antrópicas	Anuales	Cultivo de Verano	Soja	S	56620	
			Maíz	M	21362	
			Girasol	G	4085	
			Sorgo	Sg	2155	
			Poroto	Po	2141	
			Algodón	Alg	1116	
			Maní	Ma	701	
			Arroz	Arr	142	
			Sin Discriminar	Cv	43	
			Mijo	Mi	18	
			Tabaco	Tab	16	
			Papa	Pa	7	
			Verdeo de Verano	Vv	14	
			Cultivo de Invierno	Anuales	Cultivo de Invierno	Trigo
	Avena	Av				3662
	Cebada	Cb				3551
	Centeno	Ce				1639
	Sin Discriminar	Ci				578
	Arveja	Arv				256
	Lenteja	Le				161
	Alpiste	Alp				128
	Canola	Can				94
	Garbanzo	Gb				94
	Cártamo	Cart				30
	Lino	Li				11
	Verdeo de invierno	Vi				261
	Indeterminadas	Anuales	Rastrojo	Azúcar	Az	487
Pastura				P	22621	
Forestación				Fo	811	
Frutales				Cítricos	Cit	357
Naturales	Perennes	Monte Nativo	Sin Discriminar	Fr	29	
			Pastizal	Pz	20290	
			Arbustal	Arb	170	
			Sabanas	Sab	10	
			Palmar	Pal	9	

Al analizar las coberturas con mayor nivel de detalle las diferencias no son tan marcadas (Figura 3.4). Los cultivos de verano, de invierno y las coberturas naturales resultan contrastantes entre sí, pero la dinámica temporal dentro de los tipos de cobertura es similar. Las coberturas naturales presentan todas la misma estacionalidad y atributos funcionales variando solo el nivel promedio de cada cobertura. Los cultivos de verano presentan valores mínimos durante la primavera y un pico muy marcado hacia fines del verano, a excepción del poroto que presenta 2 picos. Las diferencias se manifiestan en menor medida en atributos funcionales como los valores máximos o las tasas de brotado y senescencia. Los cultivos de invierno presentan 2 picos, el primero asociado al cultivo de invierno y el segundo asociado al cultivo de verano sucesor. Este patrón se manifiesta solo en las firmas promedio de los cultivos de invierno ya que la mayoría de los lotes cultivados en el invierno son también cultivados en el verano pero no todos los cultivos de verano tienen un cultivo de invierno como antecesor.

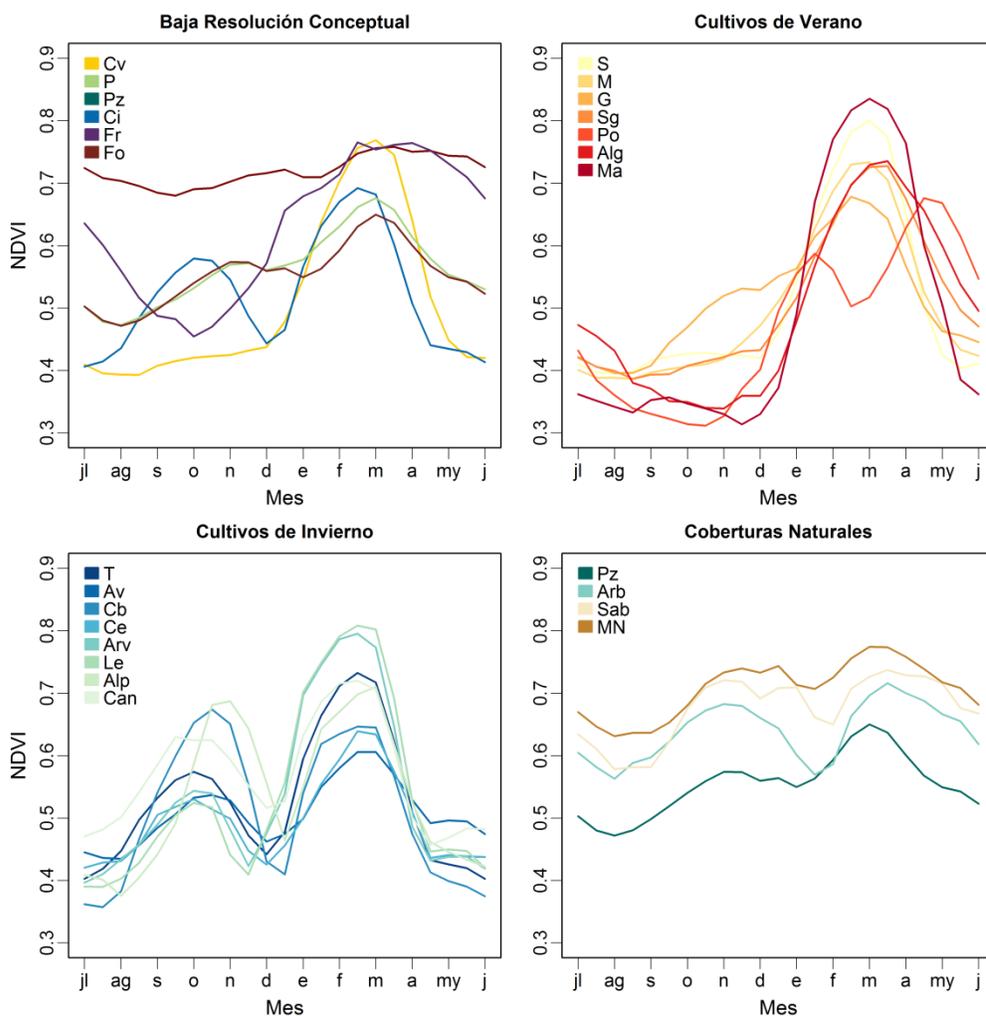


Figura 3.4: Firmas fenológicas promedio de las coberturas sistematizadas en la fenoteca agrupadas en paneles de acuerdo a distintos niveles de resolución conceptual y tipo de cobertura. El eje x representa los meses de dos años consecutivos desde julio a junio. Las firmas fenológicas se componen de 23 observaciones que son las que provee el producto MOD13Q1 del sensor MODIS. Cv: Cultivo de Verano, P: Pastura, Pz: Pastizal Natural, Ci: Cultivo de Invierno, Fr: Frutales, Fo: Forestación, S: Soja, M: Maíz, G: Girasol, Sg: Sorgo, Po: Poroto, Alg: Algodón, Ma: Maní, T: Trigo, Av: Avena., Cb: Cebada, Ce: Centeno, Arv: Arvejas, Le: Lenteja, Alp: Alpiste, Can: Canola, Arb: Arbustales, Sab: Sabanas, MN: Monte Nativo.

Los atributos funcionales derivados de las firmas fenológicas de las distintas coberturas del suelo permiten una caracterización detallada de la dinámica temporal del funcionamiento ecosistémico. Las forestaciones presentan la mayor media anual y la menor estacionalidad, siendo estos atributos muy similares a los observados para Montes Nativos. Estas dos coberturas se diferencian del resto por su fisonomía característica dominada por árboles perennes. Por el

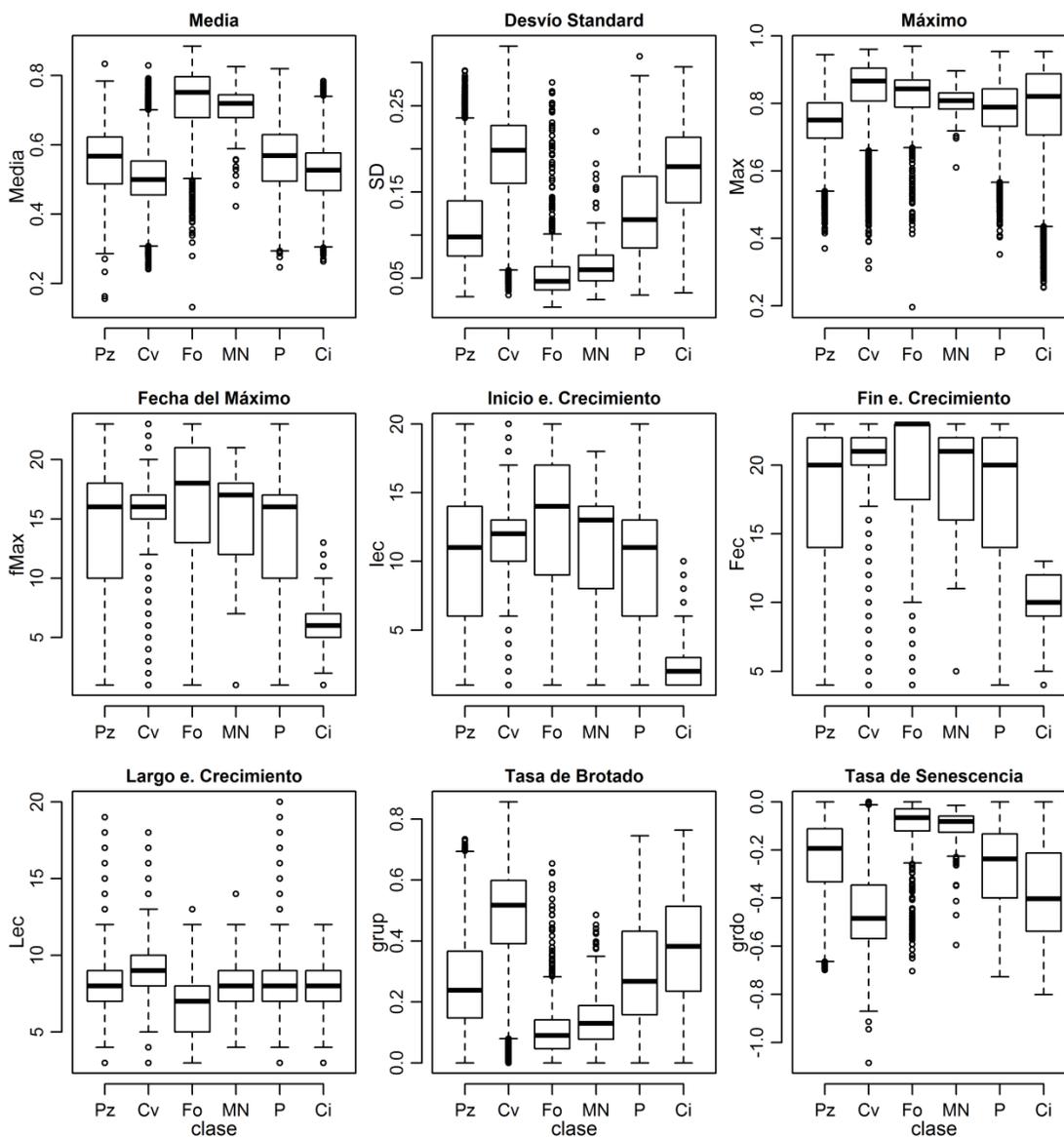


Figura 3.5: Atributos funcionales derivados de las firmas fenológicas de 6 coberturas con baja resolución conceptual (2 naturales: Pastizales y Montes Nativos, 2 antropicas perennes: Forestaciones y Pasturas, 2 antropicas anuales: Cultivos de invierno y verano). Para los atributos Media, SD, Máximo, Tasa de Brotado y Tasa de Senescencia el eje Y representa el NDVI o su tasa de cambio. Para el resto de los atributos asociados a la fenología el eje Y representa la fecha MODIS (23 por año). Pz: Pastizal Natural, Cv: Cultivo de Verano, Fo: Forestaciones, MN: Monte Nativo, P: Pastura, Ci: Cultivo de invierno.

contrario las demás coberturas presentan vegetación herbácea con distintos grados de estacionalidad. Las pasturas son muy similares a los pastizales naturales pero con mayor media anual y menor estacionalidad. Ambas coberturas superan a los cultivos de invierno y verano que son los de menor media anual y mayor estacionalidad. Sin embargo los cultivos presentan los

valores máximos de NDVI superando incluso a las forestaciones y a los montes nativos. Es decir que a pesar de ser muy estacionales y por eso presentar medias anuales bajas, los picos de NDVI son los mayores.

Para las coberturas con dinámica estacional marcada (ej: Cultivos, Pasturas megatérmicas, etc.) cobra particular relevancia derivar atributos funcionales asociados a la estación de crecimiento. Estos son el inicio (Iec), fin (Fec) y duración (Lec) de la estación de crecimiento, la fecha del máximo, y la tasa de brotado y senescencia. Los tres atributos que definen la estación de crecimiento (fMax, Iec y Fec) presentan alta dispersión en las coberturas perennes poco estacionales (Fo, MN, Pz, y P). Por el contrario para los cultivos de invierno y verano la variabilidad en esos atributos es mucho menor ($fMax-Cv \approx 16$, $Iec-Cv \approx 13$ y $Fec-Cv \approx 21$; $fMax-Ci \approx 6$, $Iec-Ci \approx 2$ y $Fec-Ci \approx 10$). Esto indica que estas coberturas presentan curvas estacionales muy marcadas y similares para los mismos tipos de cultivos. Así mismo los cultivos presentan las mayores tasas de brotado y senescencia, diferenciándose también las pasturas y pastizales de las forestaciones y montes nativos que presentan valores muy bajos para ambos atributos. Por último no existen grandes diferencias en el largo de la estación de crecimiento para las distintas coberturas.

Discusión

En este capítulo se plantearon las bases metodológicas para la construcción y operativización de una fenoteca. Este desarrollo involucra elementos conceptuales (ej: firmas fenológicas y atributos funcionales), un planteo operativo utilizando plataformas de software libre (algoritmos de R y Google Earth Engine para la obtención y manipulación de datos) y protocolos específicos detallados (ej: muestreos a campo y construcción de SIG). El desarrollo metodológico surge de la construcción de una fenoteca para las zonas agrícolas extensivas de

Argentina y Uruguay, pero es extrapolable a cualquier región del mundo donde la producción se realice en unidades homogéneas de más de 20 hectáreas. Esta restricción se asocia al compromiso que actualmente existe en la disponibilidad de imágenes satelitales de alta resolución espacial y temporal (Lausch et al. 2016). En la medida que surjan nuevos sensores que pongan a disposición imágenes más detalladas en términos espaciales y temporales, la extensión de los lotes cultivados dejará de ser una limitación para la utilización de estas metodologías. Más allá del desarrollo metodológico que permite la generación y/o alimentación de nuevas bases de datos, la fenoteca es un producto en sí mismo que sienta las bases para el estudio de los cambios en el uso del suelo y sus implicancias socio-ecológicas.

La fenoteca generada es una base de datos única en la región. Contar con 201.791 lotes abarcando 15 años y 142 millones de hectáreas resulta un volumen de datos inédito y destacable. Sin embargo, un análisis más detallado muestra que el área y coberturas relevadas cada año es muy variable siendo en general no exhaustiva. Los relevamientos más antiguos (cerca al año 2000) cuentan con pocos lotes en general circunscriptos a una zona. Recién a partir del año 2011 con la incorporación de los datos provenientes de la metodología de segmentos aleatorios desarrollada por el entonces Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca, la cobertura comienza a ser más exhaustiva superando los 20.000 lotes por años. Esta situación genera que para muchos objetivos los datos sistematizados en la fenoteca no sean suficientes, ya sea por falta de cobertura espacial o temporal.

Las coberturas relevadas y sistematizadas en la fenoteca son una primera aproximación de la importancia relativa de los diferentes cultivos en toda la zona agrícola de Argentina y Uruguay. Los cultivos de verano son más difundidos que los de invierno (88.406 Lotes de Cv y 12.081 lotes de Ci). La soja, el maíz y el Trigo son los tres cultivos más importantes en términos

del número de lotes relevados. Así mismo las pasturas y los campos naturales son las coberturas perennes más representadas. Estos ejemplos ponen de manifiesto el hecho de que las coberturas son relevadas y sistematizadas en la fenoteca con distintos niveles de resolución conceptual. Es decir que los pastizales naturales y las pasturas generalmente no son discriminadas durante su identificación (ej: alfalfas, gaton panic, pasto ovillo, festuca, comunidad A, B, C o D en la depresión del salado, etc.). En alguna medida esto se asocia a la dificultad del reconocimiento a campo, pero también a los límites difusos entre algunas de estas categorías (Tso y Mather 2009). Además tradicionalmente los relevamientos que alimentaron la fenoteca estuvieron enfocados a coberturas de origen antrópicas resultado de un cambio en el uso del suelo (a excepción de los Pastizales naturales, incluidos por su relevancia en la producción pecuaria). Es por esta razón que la fenoteca no cuenta con lotes de bosque nativo en el chaco seco, a pesar de ser la cobertura más frecuente en muchas zonas (Vallejos et al. 2015).

A partir de los datos sistematizados en la fenoteca se pueden derivar múltiples aplicaciones asociadas con los cambios en el uso y cobertura del suelo: (1) Principalmente provee datos para su caracterización permitiendo entrenar algoritmos de clasificación supervisada, optimizar la resolución conceptual y evaluar la fiabilidad de los mapas generados. (2) Al mismo tiempo permite estudiar los controles de los cambios en el uso del suelo y los impactos de estas transformaciones en el funcionamiento ecosistémico. (3) El grado de asociación entre estructura y funcionamiento de la vegetación. (4) Los controles ambientales y geográficos de la fenología de cultivos y/o coberturas naturales.

Tanto las metodologías desarrolladas como los datos que contiene la fenoteca son de acceso libre al público en general. Este resultado es producto del esfuerzo conjunto de diversas instituciones y personas que con diferentes objetivos y metodologías realizaron relevamientos de

campo y los pusieron a disposición para ser unificados en la fenoteca. La naturaleza diversa de estas instituciones determina que no todos los datos de esta fenoteca estén disponibles con el máximo nivel de detalle al que fueron generados. Esto responde a la política de compartir de datos que manejan distintas instituciones y al cumplimiento de normativas vigentes asociadas al secreto estadístico

De lo funcional a lo estructural:
Mapeo de coberturas antrópicas en el Chaco Semiárido
Capítulo 4

Capítulo 4 - De lo funcional a lo estructural: Mapeo de coberturas antrópicas en el Chaco Semiárido

Introducción

América Latina es una de las porciones del mundo con mayores tasas de cambio en el uso/cobertura del suelo en los últimos tiempos. Dentro de América Latina, Argentina, Brasil, Bolivia, Paraguay y Uruguay están entre los países que presentan los cambios porcentuales más grandes del área sembrada con cultivos agrícolas (Faostat, 2011). El Chaco Sudamericano se encuentra sometido a un intenso proceso de cambio en el uso del suelo, fundamentalmente por el reemplazo de bosques nativos por agricultura y pasturas (Vallejos et al. 2015, Volante et al. 2015). A pesar de la magnitud de este proceso de cambio, las descripciones de uso/cobertura del suelo distan mucho de ser completas, particularmente aquellas que evalúan su cambio a través del tiempo

Los sensores a bordo de satélites se han convertido en la herramienta ideal para caracterizar el uso/cobertura del suelo sobre grandes extensiones de territorio (Townshend et al. 1991), desde descripciones locales de mayor detalle (Clark et al. 2004) hasta mapas globales de menor resolución espacial, temporal y conceptual (DeFries et al. 1998). Las diferentes coberturas del suelo se discriminan utilizando sensores remotos mediante clasificaciones de un espacio de atributos multivariado que puede presentar la respuesta diferencial de las coberturas en el espectro electromagnético, índices espectrales y métricas que sintetizan la dinámica temporal (Curran 1985). La cobertura regional y continua en el espacio y el tiempo que las imágenes de satélite obtienen de la superficie terrestre, son la base de su amplio uso para la cartografía del uso y cobertura del suelo (Myneni et al. 1997).

La creciente disponibilidad de sensores y plataformas que proveen los datos espectrales necesarios para el cálculo de atributos funcionales del ecosistema con distinta resolución espacial y temporal permite el estudio de un mismo proceso (ej: la evapotranspiración o la productividad primaria) a distintas escalas espacio-temporales usando el mismo protocolo de observación (Parelo 2008). Los sensores que proveen imágenes de alta o media resolución espacial (ej: Landsat, ASTER, QuikBird, etc.) nos permiten inferir atributos funcionales con mucho nivel de detalle espacial. La principal limitación de estos sensores es que no proporcionan información exhaustiva que cubra todo el territorio y que su resolución temporal es poco detallada. Contrariamente, las imágenes de baja resolución espacial (MODIS, AVHRR) generalmente nos proveen series temporales con alta resolución temporal cubriendo la totalidad del territorio. La disponibilidad, libre acceso y continuidad temporal de las imágenes provistas por los sensores Landsat y MODIS determinó que sean ampliamente usados. En los últimos años el Sentinel-2 cobró gran relevancia entre los sensores ópticos al proveer imágenes detalladas espacialmente (10 - 20 - 60 metros según la porción del espectro electromagnético) y con mayor resolución temporal que Landsat (revisita de 5 días aproximadamente). Así mismo las similitudes con el sensor Landsat determinaron el uso conjunto de ambas plataformas satelitales.

Además, las imágenes satelitales provistas por los sensores remotos permiten obtener información sobre la fenología de la vegetación bajo estudio y consecuentemente sobre su funcionamiento (Sellers et al. 1997; Myneni et al. 2002). Así las series temporales de imágenes han sido utilizadas para generar mapas de uso/cobertura del suelo, fundamentalmente a escala global (DeFries et al. 1998; Hansen et al. 2000; Friedl et al. 2010) o continental (Clark et al. 2012; Blanco et al. 2013; Graesser et al. 2015), aprovechando las diferencias fenológicas en los diferentes tipos de vegetación. A pesar de su potencial, en América Latina los sensores remotos

no son utilizados de forma generalizada, exhaustiva y con protocolos detallados por los organismos nacionales encargados de generar esta información. Solo recientemente la iniciativa MapBiomás, primero en Brasil y actualmente extendiéndose al resto de América Latina, generó un programa de caracterización y cartografía del uso/cobertura del suelo de forma continua en tiempo y espacio. Así por ejemplo se caracterizó el uso del suelo desde 1985 a la actualidad para todo el territorio brasileiro (Souza et al. 2020).

El uso de series temporales de imágenes permite inferir información sobre la fenología de la vegetación (Guyot 1990), generalmente aprovechando el comportamiento espectral característico de la vegetación fotosintéticamente activa en las porciones del espectro electromagnético correspondientes al rojo e infrarrojo cercano (Guerschman et al. 2003). La vegetación fotosintéticamente activa absorbe prácticamente toda la radiación en la longitud de onda del rojo, a la vez que refleja una gran proporción de la longitud de onda del infrarrojo cercano debido a la estructura de los tejidos foliares. Este comportamiento característico ha llevado a la construcción de índices de vegetación directamente relacionados con el índice de área foliar, la actividad fotosintética o la productividad, a partir de la reflectancia en la longitud de onda del rojo (R) y el infrarrojo cercano (IR). El más común de ellos es el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI, por sus siglas en inglés) ($NDVI = (IR - R) / (IR + R)$). Numerosos trabajos han detectado relaciones directas entre el NDVI y la fracción de radiación fotosintéticamente activa interceptada por la vegetación (fRFA) (Gallo et al. 1985; Sellers et al. 1992; Dye y Goward 1993; Di Bella et al. 2004) o la productividad primaria neta aérea (PPNA) (Tucker et al. 1985; Box et al. 1989; Prince 1991a; Paruelo et al. 1997, 2000; Piñeiro et al. 2006).

En una imagen capturada para una fecha en particular las diferentes coberturas del suelo pueden presentar una respuesta espectral similar dificultando su discriminación. Si en una fecha

determinada dos tipos de cobertura tienen la misma área foliar o están en el mismo estado fenológico presentarán baja separabilidad si se usa el NDVI. En estos casos se requiere el uso de imágenes satelitales de distintas fechas para aumentar la posibilidad de discriminar las diferentes coberturas (Guerschman et al. 2003b). Al incorporar imágenes de distintas fechas al análisis se pasa de un análisis basado en firmas espectrales uni-temporales a multi-temporales. Mientras que las firmas uni-temporales se basan en la reflectancia en distintas bandas del espectro electromagnético para una fecha determinada, las firmas multi-temporales sintetizan la información espectral en índices (por ejemplo el NDVI) y describen sus valores a lo largo del tiempo. En este sentido, las firmas multi-temporales basadas en índices espectrales de vegetación nos permiten comparar la actividad fotosintética de las coberturas en distintos momentos del año. Cuanto mayor sea la similitud en términos fenológicos de las coberturas que se pretende separar mayor será el número de fechas (es decir, mayor resolución temporal) a incluir en una clasificación para lograr la discriminación efectiva de las clases.

En este sentido una firma fenológica representa la dinámica temporal (estacionalidad o variabilidad intra-anual) de la actividad fotosintética de una cobertura del suelo aproximada a través de índices de vegetación como el NDVI o el EVI. La integración de datos de uso del suelo de lotes identificados a campo y sistematizados en bases de datos espaciales con índices de vegetación provistos por sensores remotos de alta resolución temporal (ej: MODIS) permite generar las firmas fenológicas de los diferentes usos y coberturas del suelo (Bagnato et al. 2015).

Un primer paso en la construcción de un mapa de cobertura del suelo mediante una clasificación supervisada es definir la resolución conceptual, es decir precisar cuáles son las clases a cartografiar. Estas se definen en base a las coberturas que se identificaron en los relevamientos a campo, su representatividad, el nivel de detalle y la superposición fenológica de las distintas

coberturas (una medida de la separabilidad entre clases). Por encima de estos criterios se ubicará, obviamente, el objetivo perseguido al construir el mapa. En base a estos elementos se decidirá el grado de agregación de clases de la leyenda final. Así puede optarse por discriminar trigo, cebada y avena o considerar una clase “cultivos de invierno”, separar pasturas implantadas de pastizales naturales o reunir ambas bajo la clase “recursos forrajeros perennes”. Reducir la resolución conceptual forzosamente resulta en pérdida de información, pero generalmente aumenta la precisión de los mapas obtenidos.

Existen numerosos tipos de algoritmos que pueden ser implementados para la clasificación supervisada a partir de las firmas fenológicas. Dentro de los paramétricos, el de máxima verosimilitud consiste en una aproximación estadística que calcula la probabilidad de una entidad (pixel u objeto) de pertenecer a cada una de las clases predefinidas y la asigna a la de mayor probabilidad. La principal limitante de los algoritmos de máxima verosimilitud es el hecho de que asumen una determinada distribución de frecuencia. Recientemente se han desarrollado métodos no paramétricos como las redes neuronales artificiales (RNA), las máquinas de vectores de soporte (SVM, por sus siglas en inglés) y los árboles de decisión jerárquica (ADJ). Estos algoritmos han mostrado mejoras significativas con respecto a los métodos tradicionales ya que no asumen ninguna distribución particular de los datos a clasificar (Tso & Mather 2003)

Las Redes neuronales artificiales identifican las regularidades presentes en los datos de entrenamiento y construyen reglas de decisión para los datos desconocidos basados en esas regularidades. A pesar de esta habilidad especial de las RNA el usuario debe definir la arquitectura y parámetros de la red. Las SVM minimizan los errores de clasificación a través de minimizar la probabilidad de clasificar mal datos generados aleatoriamente a partir de una distribución de probabilidad fija pero desconocida (Vapnik 1995, 1998). Esta propiedad los diferencia de las RNA

en cuanto a la lógica de construcción de los límites de decisión y de los Máxima Verosimilitud que minimizan los errores de clasificación empíricamente basándose en la distribución de los datos de entrenamiento. Una de las principales ventajas de las SVM es su simple interpretación geométrica (Burges1998).

Los árboles de decisión jerárquica (ADJ) representan un caso de especial interés dentro de los algoritmos de clasificación supervisada por su grado de interpretabilidad biológica. A diferencia de las RNA o SVM la estructura de los árboles de decisión jerárquica puede ser visualizada de forma explícita, lo que facilita el entendimiento de la relación entre los datos de entrada y la asignación de entidades a las distintas clases. Un ADJ se compone de un nodo “raíz”, nodos interiores y nodos terminales. El proceso de clasificación queda definido por una serie de reglas de decisión que determinan el camino a seguir desde el nodo raíz hasta los nodos terminales que representan la clase a la que debe ser asignada una entidad determinada. La interpretabilidad de los ADJ es tal que las reglas de decisión que definen al árbol pueden ser construidas por el usuario basándose en su conocimiento y/o estadísticas generadas para cada clase. Sin embargo la construcción de ADJ en forma manual puede ser tediosa y proveer resultados no satisfactorios, sobre todo cuando se pretende generar numerosas clases y existe superposición espectral entre ellas. Alternativamente los ADJ pueden ser inducidos de forma automática. Un caso particular de ADJ son los bosques aleatorios (RF, por su sigla en inglés) que consisten en una combinación de árboles de decisión generados a partir de una sub-muestra de los datos de entrenamiento. Con cada árbol generado se clasifican las entidades y las clases finales quedan definidas en función de la moda para cada entidad (Breiman, 2001). Si bien los RF generalmente presentan mayor precisión que los ADJ, son menos interpretables ya que no proveen la estructura del árbol de decisión de forma explícita.

Incluso los algoritmos de clasificación más sofisticados no son capaces de evaluar las firmas fenológicas de manera integrada y se limitan a comparar las distintas coberturas fecha por fecha. Una posible forma de potenciar la capacidad de discriminación entre coberturas de los algoritmos es proporcionándoles distintas métricas que sintetizan la dinámica temporal de las firmas fenológicas. De este modo el algoritmo cuenta no solo con los valores de índices de vegetación en cada fecha, sino con métricas que describen la dinámica temporal como el valor medio, el desvío estándar, el coeficiente de variación, tasas de brotado y senescencia, valores mínimos y máximos, momentos de ocurrencia de los mínimos y máximos, etc. Esto alimenta la expectativa de que los algoritmos puedan discriminar las firmas fenológicas de forma más integral aumentando su separabilidad y la precisión de los mapas generados.

Existen dos aproximaciones alternativas para las clasificaciones de imágenes satelitales que consisten en realizarlas orientadas a objetos o píxeles. Las orientadas a píxeles clasifican cada píxel independientemente de su contexto. Es decir cada píxel es evaluado por el algoritmo de clasificación sin importar su localización espacial y/o los píxeles que lo rodean. A pesar de ser las clasificaciones más utilizadas y sencillas suelen tener problemas de congruencia espacial y no se realiza un análisis de la configuración espacial. Los píxeles de una imagen podrían estar ordenados de cualquier forma y el resultado de una clasificación sería el mismo. En este tipo de clasificaciones es común observar mapas con errores asociados a ruido tipo “sal y pimienta” (ej. Lotes clasificados como un tipo de cultivo que en su interior presentan algunos píxeles clasificados como otra cobertura).

Las clasificaciones basadas en objetos utilizan algoritmos de segmentación (ej: regiones crecientes) para generar objetos que representan una unidad de manejo o parche de vegetación (ej: lotes, parche remanente de bosque en una matriz de agricultura). Posteriormente se clasifican los

objetos generados pero contando con más información ya que se utilizan los valores de todos los píxeles que lo contienen, información textural (contraste entre píxeles contiguos) y/o criterios de forma. Si bien estas clasificaciones pueden resultar más precisas al utilizar la información contextual, tienen la limitante de la generación de los objetos mediante segmentación que suelen ser procesos que insumen mucho tiempo y capacidad de procesamiento. Por otra parte los resultados de las segmentaciones son muy sensibles a los parámetros utilizados (ej: tamaño de segmento, grado de similitud de los píxeles, etc.) siendo los parámetros óptimos muy variables espacialmente, lo cual determina que el proceso deba ser realizado de forma estratificada según la heterogeneidad de las coberturas presentes en el área de estudio. Alternativamente las segmentaciones pueden realizarse mediante digitalizaciones manuales basadas en fotointerpretación de imágenes de alta y media resolución espacial (ej: píxeles de 1 a 30 metros). Las segmentaciones manuales son más precisas que las automáticas, pero insumen mucho más tiempo y personal entrenado específicamente en interpretación de imágenes satelitales y digitalización.

El objetivo de este capítulo es presentar un protocolo de caracterización y cartografía del uso/cobertura del suelo en las áreas desmontadas del Chaco Seco Argentino (ChSA) utilizando firmas fenológicas. De forma específica me propongo evaluar el desempeño de tres algoritmos de clasificación y tres espacios de atributos (firmas fenológicas y atributos funcionales) para la discriminación de tipos de cobertura en dos niveles de resolución conceptual:

1. Baja resolución conceptual: Cultivos y Recursos Forrajeros
2. Alta resolución: Discriminación dentro de Cultivos

Materiales y métodos

Protocolo para la caracterización del uso/cobertura del suelo usando una Fenoteca

Caracterizar la cobertura del suelo utilizando una fenoteca implica la realización de una serie de procedimientos en los que se genera información que permiten al usuario optimizar el proceso de clasificación mediante decisiones informadas. Estos pasos involucran: (1) definir el área de estudio y el periodo temporal a clasificar, (2) generar un inventario de las coberturas relevadas en la Fenoteca para esa área y periodo, (3) Analizar las firmas fenológicas de cada cobertura, (4) mapear la distribución espacial de los lotes de verdad terrestre, (5) Zonificar el área determinando conjuntos de verdad terrestre y sus respectivas poblaciones de referencia a ser clasificadas y evaluadas mediante esos datos, (6) Definir la resolución conceptual y leyenda del mapa, (7) Dividir los datos de verdad terrestre en dos conjuntos independientes para entrenamiento y validación, (8) Definir el espacio de atributos mediante la extensión temporal de las firmas fenológicas y los atributos funcionales que se incorporan al clasificador, (9) Definir el tipo y entrenar algoritmos de clasificación, (10) Aplicar los algoritmos entrenados sobre las imágenes a clasificar en cada zona y (11) Evaluar la fiabilidad del mapa generado (Figura 4.1).

Al definir el área y periodo de interés (1) se realiza un recorte espacial de los datos disponibles en la fenoteca (Figura 4.2: ejemplo de selección de datos para el ChSA). El inventario nos provee una lista y el número de lotes de las coberturas relevadas y sistematizadas en la fenoteca para esa área de estudio y periodo (2). Esta información es fundamental para definir la resolución conceptual y leyenda del mapa que se pretende generar. Si bien la

resolución conceptual es un atributo que se define en función de los objetivos que persigue la caracterización de la cobertura del suelo, la disponibilidad de datos nos imprime ciertas restricciones. Lo principal es que no podemos mapear una cobertura que no esté en el inventario mediante una clasificación supervisada. Además puede ocurrir que algunas coberturas estén muy poco representadas lo cual genera complicaciones a la hora de entrenar algoritmos de clasificación y evaluar la fiabilidad del mapa generado. En este sentido el inventario representa el primer aspecto a tener en cuenta a la hora de definir la resolución conceptual.

Graficar las firmas fenológicas de cada clase (3) mostrando la firma promedio y cada lote aporta información sobre la separabilidad de las distintas coberturas (Figura 4.3, firmas fenológicas del ChSA para la campaña agrícola 2015-2016). Conocer esta información nos orienta en la definición de la resolución conceptual ya que permite identificar antes de entrenar los algoritmos si existen fechas en las que las firmas se diferencian o si algunas coberturas tienen mucha superposición espectral y fenológica. En este último caso se puede decidir reducir la resolución conceptual unificando dos o más coberturas con características espectrales y ecológicas bajo la misma categoría.

Los lotes sistematizados en la fenoteca para el área de estudio y periodo considerado se proyectan sobre un mapa clasificados según su cobertura (4). Esto nos permite evaluar cómo es la distribución espacial de los sitios de entrenamiento y validación de cada clase en el área de estudio. Conocer esta distribución nos permitirá hacer una evaluación crítica de la fiabilidad del mapa luego de su generación. Las zonas del mapa en donde haya mayor densidad de lotes de verdad terrestre tendrán más confianza que las zonas en donde el algoritmo de clasificación es

mayoritariamente extrapolado desde otras porciones del área de estudio. Las áreas de estudio extensas pueden ser divididas en zonas (5) más pequeñas con el fin de reducir la variabilidad en las firmas fenológicas de cada cobertura. En algunos casos, esto permite a la vez disminuir la superposición fenológica aumentando la separabilidad y generar algoritmos de clasificación que son extrapolados a poblaciones de referencia más cercanas en términos espaciales y por ende más homogéneas. En algunos casos la división en sub-zonas puede hacerse con información generada previamente como unidades geomorfológicas, grandes unidades de vegetación, ecorregiones, etc. En el caso de no contar con esta información o no poseer verdad terrestre homogéneamente distribuida en esas zonas se pueden generar las zonas basadas en la distribución espacial de los datos de verdad terrestre y los píxeles a clasificar. El proceso consiste en generar una agrupación jerárquica basada en la distancia euclídea en el espacio geográfico (latitud y longitud) definiendo el número de grupos que se quieren obtener. De esta forma se agrupan los píxeles más próximos a los distintos grupos de verdad terrestre con los que se cuentan para el área de estudio. Queda así definida la población de referencia sobre la cual se extrapolarán los algoritmos entrenados de cada grupo.

En función de los objetivos, del inventario, la superposición de las firmas fenológicas y la distribución espacial de los lotes de verdad terrestre se define la resolución conceptual del mapa a generar (6). Esta resolución resulta de un compromiso entre los objetivos, el número de lotes de las coberturas menos representadas, la superposición de las clases y la fiabilidad pretendida en términos generales y para cada cobertura. Dentro del proceso de clasificación propiamente dicho, el primer paso para realizar la clasificación supervisada es dividir los datos de verdad terrestre en dos grupos denominados de entrenamiento y validación (7). Esta división se realiza de forma

aleatoria y a nivel de lote definiendo que proporción de los lotes se destina a cada uno de los grupos. En general ninguno de los dos grupos de datos debería involucrar menos del 30 % del total. La proporción que se defina (por ejemplo 50 %) debe ser considerada a nivel de cobertura y no sobre el total. Es decir que de cada cobertura se destinaran el 50 % de los lotes a cada conjunto. Esto asegura que todas las coberturas estén igualmente representadas en los dos conjuntos de datos. El grupo de datos de entrenamiento se utilizará para entrenar los algoritmos de clasificación y evaluar internamente su desempeño. Esta evaluación no es completamente independiente ya que los datos de entrenamiento y evaluación provienen del mismo conjunto (manejados mediante submuestreos y validación cruzada) pero nos da una idea de la separabilidad de las clases y la máxima precisión que podremos obtener en el mapa. La evaluación del mapa generado se realiza con el grupo de datos de evaluación que es completamente independiente ya que no participó en el proceso de entrenamiento de los algoritmos.

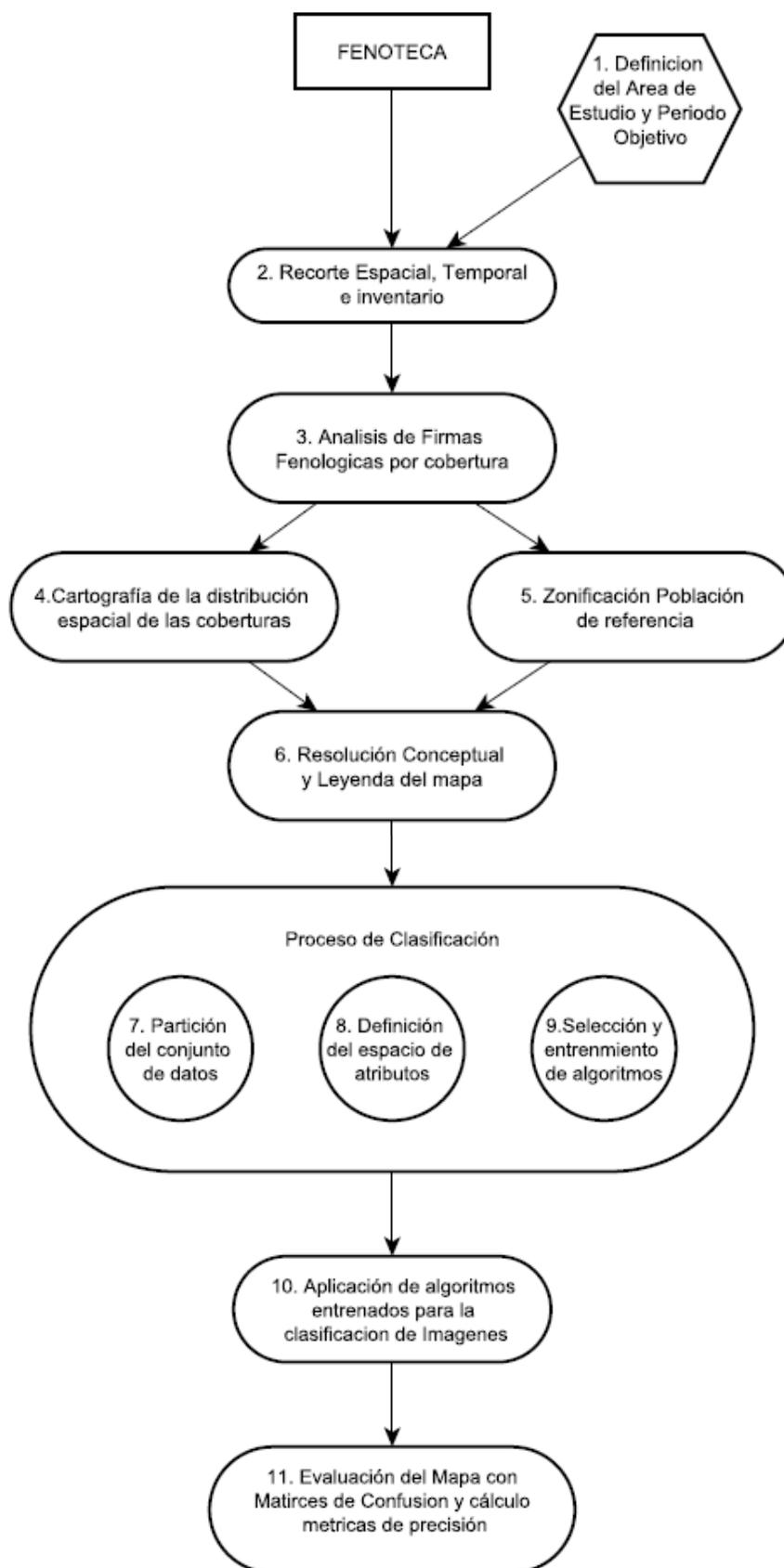


Figura 4.1: Esquema del Flujo de trabajo para clasificación supervisada utilizando una

fenoteca

El segundo paso consiste en definir qué información será brindada a los algoritmos de clasificación como espacio de atributos (8) para el entrenamiento de algoritmos y clasificación de las imágenes satelitales. El espacio de atributos debe definir la extensión temporal de las firmas fenológicas. En este sentido se pueden incluir las firmas fenológicas específicas del ciclo de crecimiento de las principales coberturas o incluir información anterior o posterior. Además se pueden seleccionar y calcular los atributos funcionales que describen la dinámica estacional (ej: SD, fMax, TBr, etc.) a partir de las firmas fenológicas.

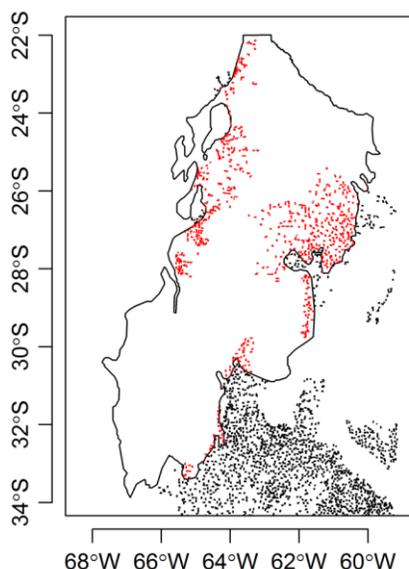


Figura 4.2: Esquema de selección de lotes de la fenoteca dentro del área de estudio para ser utilizados en la clasificación. En rojo se muestran la distribución de los lotes incluidos en el análisis y en negro lo que quedaron fuera del área de estudio.

El tercer paso consiste en definir el algoritmo de clasificación a utilizar (9). En este caso se evaluaron tres algoritmos: árboles de decisión jerárquicos (ADJ), Random Forest (RF) y Support vector machines (SVM). Una opción es utilizar los tres y al final del proceso ver cual genera mapas con mayor precisión general o bien cual minimiza los errores de omisión y comisión de

alguna de las clases que pueda resultar de mayor interés. Los algoritmos de clasificación entrenados de forma específica con nuestro set de datos se aplican al conjunto de imágenes de cada zona (10). Si se cuenta con una segmentación que representa lotes, unidades de manejo y/o parches de vegetación, la clasificación puede realizarse a nivel de objeto asignando a cada elemento de la segmentación la clase mayoritaria de todos los píxeles involucrados. En caso contrario se puede realizar la clasificación a nivel de píxel. En cualquiera de las dos situaciones se genera la clasificación de cobertura del suelo con la resolución conceptual y leyenda definida previamente.

El último paso del proceso de clasificación consiste en evaluar la fiabilidad del mapa generado con matrices de confusión evaluadas a nivel de lote (11). Es decir evaluar los aciertos y errores del mapa generado considerando cada lote como una unidad muestral independiente. Con la matriz de confusión se calcula la precisión general, y los errores de omisión (precisión del productor) y comisión (precisión del usuario).

Caracterización del Uso del suelo en el Chaco Seco Argentino

Utilizando la Fenoteca y aplicando el protocolo descrito anteriormente se caracterizó la cobertura del suelo en las áreas desmontadas del Chaco Seco Argentino en tres periodos (2003, 2009, y 2015). Para dicho fin se utilizó información vectorial de los desmontes ocurridos en la región hasta cada una de las fechas. Se clasificaron 141367, 169432 y 187519 lotes para el año 2003, el 2009 y el 2015 respectivamente. Se realizó un proceso jerárquico de dos etapas en las que primero se discriminaron pasturas y agricultura para los 3 años de estudio. En la segunda etapa se discriminó la agricultura en las clases Soja, Maíz y Otros cultivos solo para el año 2015.

Al tratarse de una región extensa que abarca 48,9 Millones de hectáreas el proceso se realizó por zonas. En función de la cantidad de lotes sistematizados en la fenoteca para cada año se definieron 2 (en 2003 y 2009) o 3 zonas (2015). Para definir las zonas y la población de referencia sobre la que se aplicaron los algoritmos de clasificación se realizó un agrupamiento basado en la localización espacial utilizando la latitud y longitud de los centroides de los lotes de verdad terrestre y de los lotes desmontados. Así se dividió los sitios de entrenamiento en grupos separados espacialmente y a su vez se definieron las poblaciones de referencia de cada grupo de datos de verdad terrestre.

Además se evaluó el desempeño de tres algoritmos alternativos y tres espacios de atributos sobre un set más amplio de firmas fenológicas que incluyó 19 campañas agrícolas. Los algoritmos utilizados fueron Árboles de decisión jerárquica (ADJ), Random Forest (RF) y Support vector Machines (SVM). Los espacios de atributos fueron las firmas fenológicas, los atributos funcionales derivados de las firmas (AtrF) y la combinación de firmas y atributos (firmas fenológicas + AtrF). Las clasificaciones fueron realizadas con baja resolución conceptual y aplicando el protocolo descripto. La variable evaluada fue la precisión general de la clasificación.

El Chaco Seco Argentino es una vasta planicie que comprende la región noroeste de Argentina integrando un área de aproximadamente 48.9 millones de hectáreas. Esta superficie representa el 62% del Gran Chaco Americano y comprende las provincias de Salta, Santiago del Estero, Jujuy, Tucumán, Formosa, Chaco, Catamarca, Córdoba, La Rioja, San Juan y San Luis. El clima es subtropical con estación seca (Cabrera 1976). El promedio de lluvia varía entre 450 y 850 mm anuales. Las lluvias principales ocurren en el verano, de octubre a marzo, y los meses más secos son julio y agosto. Los meses de temperaturas más altas coinciden con aquellos de máximas

precipitaciones. La temperatura media varía desde los 26°C, en el norte, a los 16°C en

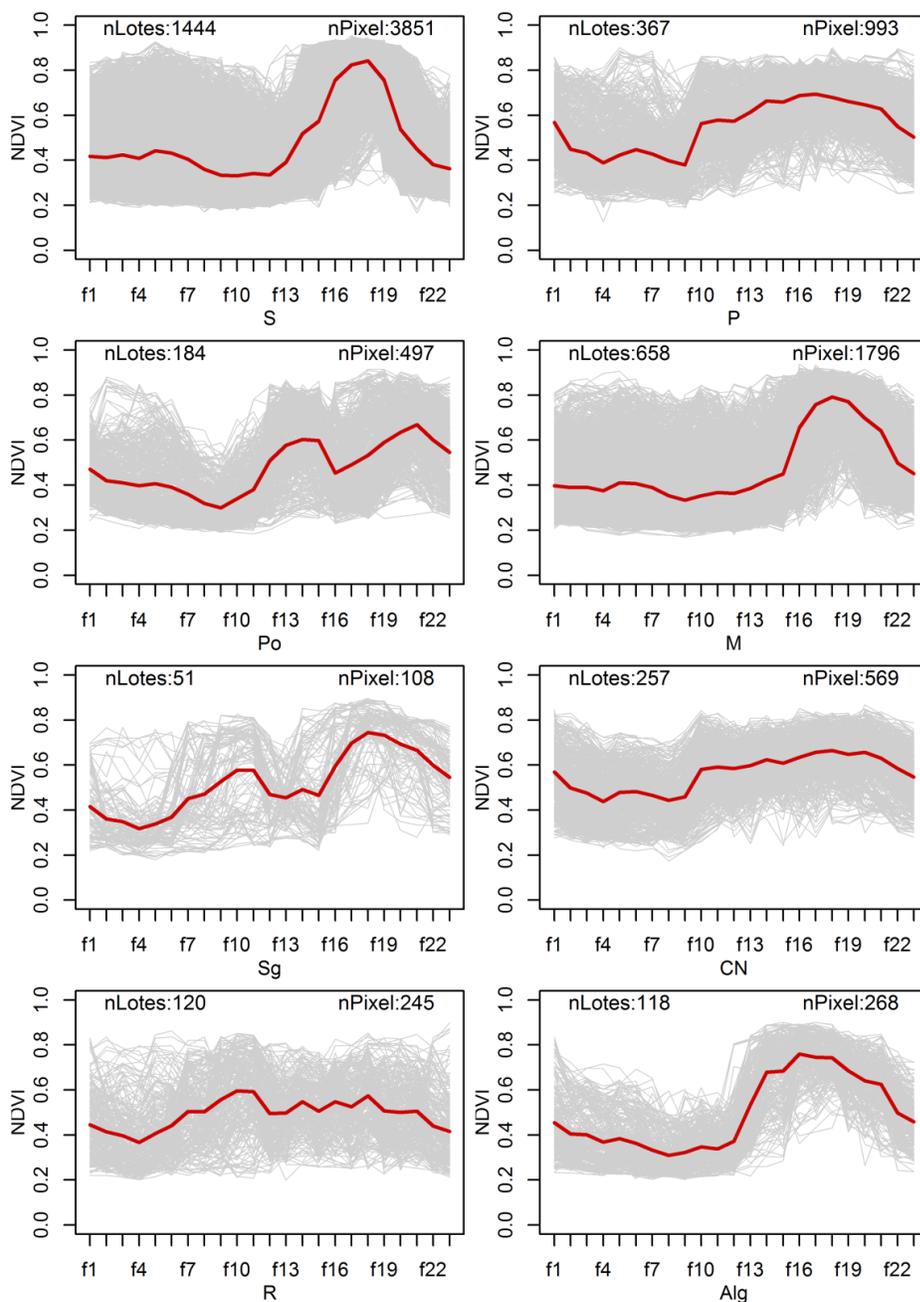


Figura 4.3: Firmas fenológicas de las coberturas para el año 2015 incluidas en la clasificación de mayor resolución conceptual. S: Soja, P: Pasturas, Po: Poroto, M: Maíz, Sg: Sorgo, CN: Pastizal, R: Rastrojo, Alg: Algodón. Las clases sorgo, algodón, y poroto se agruparon en la categoría “otros cultivos”. Los Pastizales y las pasturas se clasificaron agrupados como recursos forrajeros. La línea roja indica la firma fenológica promedio.

el sur, desde climas subtropicales a templados. El Chaco es fundamentalmente una zona subtropical con heladas invernales que ocurren con menos frecuencia en el noreste y que aumentan su frecuencia yendo hacia el sudoeste. El clima es continental, con grandes variaciones de temperatura entre el invierno y el verano, y máximas de 40°C se pueden alcanzar en el verano (Riveros 2002).

Resultados

Nuestros resultados indican que al área transformada en el chaco seco argentino en la actualidad se destina principalmente a cultivos de verano y en menor medida a pasturas megatérmicas (Figura 4.4: Pasturas: 4.5 Mha, Cultivos de Verano 6.28 Mha). Sin embargo la tendencia de los últimos 15 años muestra un aumento en las pasturas que se incrementaron un 648 % desde el 2003 (0.7 Mha en 2003, 2.5 Mha en 2009 y 4.54 Mha en 2015). Este incremento se produjo principalmente a expensas de nueva área transformada la cual paso de 7.79 Mha en 2003 a 10.9 Mha en 2015. El incremento en el área de pasturas se produjo principalmente en el centro de la región donde las precipitaciones son menores, en los bordes de los cultivos desplazando la frontera agrícola y en la provincia de Formosa en donde no se registraban grandes cambios en el uso/cobertura del suelo hasta 2015.

Cuadro 4.1: Distribución de frecuencia de lotes por clases de cobertura/uso del suelo de los lotes sistematizados en la fenoteca para la campaña 2015-2016.

Cobertura	Número de Lotes
Soja	1444
Maíz	658
Pasturas	367
Pastizales Naturales	257
Porotos	184
Rastrojos	120
Algodón	118
Sorgo	51
Girasol	25
Maní	3

Las caracterizaciones con baja resolución conceptual se realizaron en tres categorías: Cultivos de verano, Recursos forrajeros y Rastrojos (Figura 4.4). Según los relevamientos sistematizados en la fenoteca los cultivos de verano son la cobertura más representada en la región. En esta categoría se incluyen cultivos de soja, maíz, poroto, algodón, sorgo, girasol y maní que suman un total de 2483 lotes (Cuadro 4.1). Los recursos forrajeros involucran pasturas megatérmicas (367 lotes) y pastizales naturales (257 lotes). Para el caso de los rastrojos se contó con 120 lotes. La caracterización discriminando tipos de cultivos para el año 2015 se realizó con las categorías Recursos forrajeros, Rastrojos, Soja, Maíz y Otros Cultivos. Esta última categoría involucra las clases algodón, poroto, sorgo y girasol. El área agrícola presentó 3.34 MHa de Soja, 1.69 MHa de Maíz y 1.24 MHa de otros cultivos. Estas superficies representan el 6.82, 3.46 y 2.54 % del área de estudio respectivamente. Así el área agrícola total (12.81 %) resulto 3.58 % mayor al

área de Pasturas (9.27 %) a pesar del incremento del 7.8 % que registró esta cobertura entre 2003 y 2015. Los rastrojos de verano son muy poco comunes alcanzando apenas 0.08 MHa lo cual representa solo el 0.16 % del área. El área de otros cultivos se concentra en dos focos al oeste de la región. Uno se ubica en el oeste Salteño asociado al cultivo de poroto (Figura 4.5, panel c) y el otro próximo a Tucumán vinculado a la caña de azúcar (Figura 4.5).

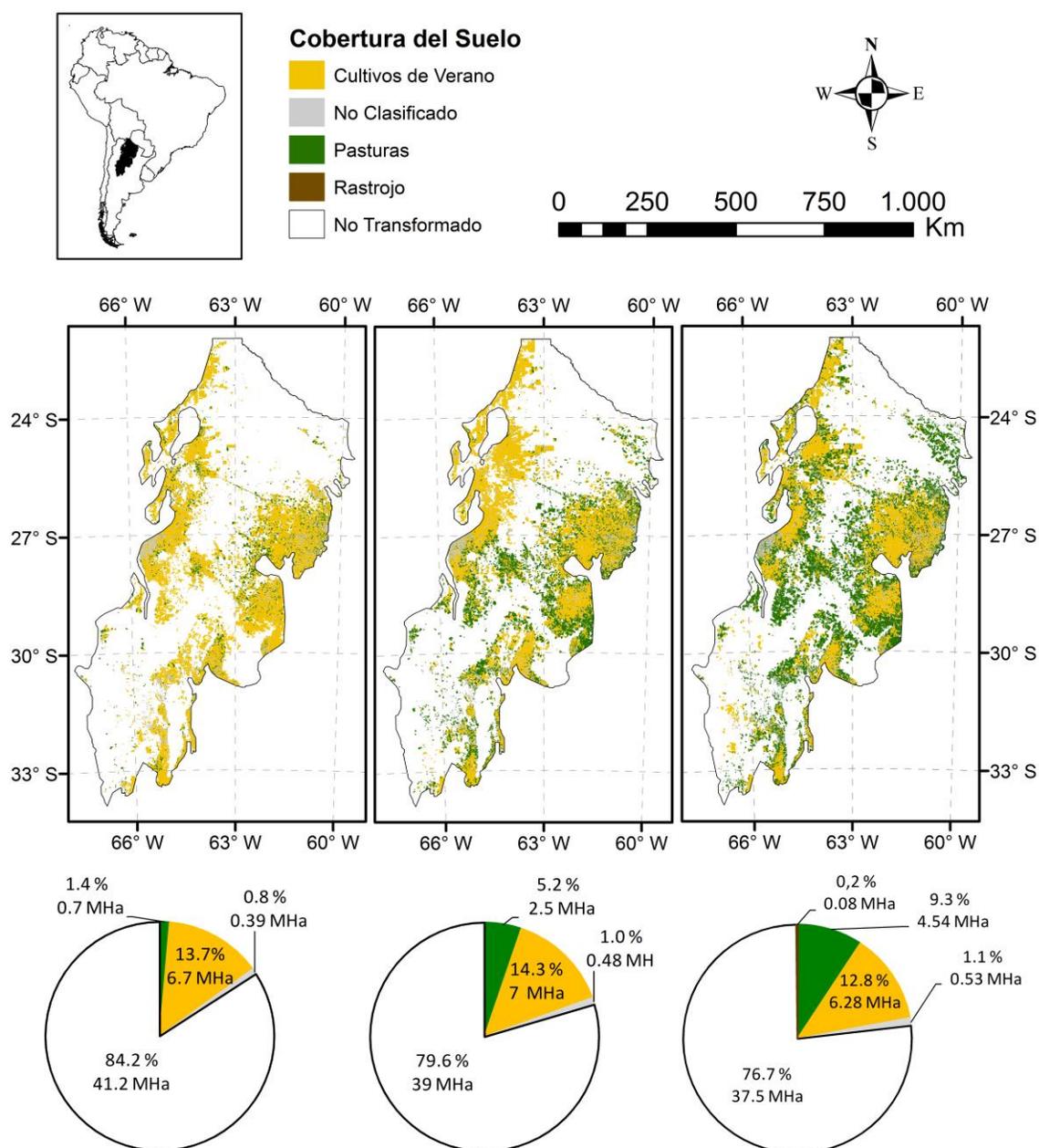


Figura 4.4: Distribución espacial y área de uso/cobertura del suelo generada con baja resolución conceptual (Cultivos de verano, Pasturas y Rastrojos) en el chaco seco argentino en tres periodos: 2003, 2009 y 2015. Paneles de izquierda a derecha. Los gráficos de torta muestran el área en Millones de hectáreas y la distribución porcentual. El área en blanco corresponde a las situaciones no transformadas en el chaco seco.

Las firmas fenológicas promedio de las coberturas presentes para la campaña 2015 presentan diferencias estacionales que permiten separar las coberturas (Figura 4.3). Los cultivos se caracterizan por un pico marcado de NDVI en el verano, lo cual genera mayor estacionalidad que

los recursos forrajeros. Además el ciclo de crecimiento de los cultivos se diferencia en cuanto a su extensión (máximo en Algodón y mínimo en Soja), la cantidad de picos (dos en poroto, uno en el resto de los cultivos) y en su valor máximo (más alto en Soja y Maíz respecto al resto de los cultivos). Sin embargo, existe variabilidad espacial dentro de cada cobertura que genera cierto grado de superposición fenológica entre las clases. Esta superposición determina que las clases no sean perfectamente separables y se produzcan errores de comisión y omisión en la identificación de los cultivos.

Las clasificaciones generaron mapas con valores altos de precisión general (Cuadro 4.3). En el caso de las clasificaciones de menor resolución conceptual las precisiones generales obtenidas fueron 0.93, 0.95 y 0.96 para los años 2003, 2009 y 2015 respectivamente. Para los cultivos de verano los errores de omisión y comisión resultaron menores al 4 % lo cual indica que esa cobertura fue muy bien estimada. En el caso de las pasturas la precisión fue menor y variable según del año. En 2015 los errores de omisión y comisión fueron 12 y 8 % respectivamente, mientras que en los años 2003 y 2009 resultaron sensiblemente mayores alcanzando errores de 37 %. Sin embargo los errores de omisión y comisión fueron balanceados en términos generales lo cual determina que los errores de sobre y subestimación se compensen generando estimaciones de área relativamente confiables incluso para las pasturas, aunque su distribución espacial pueda resultar no tan precisa para los años 2003 y 2009.

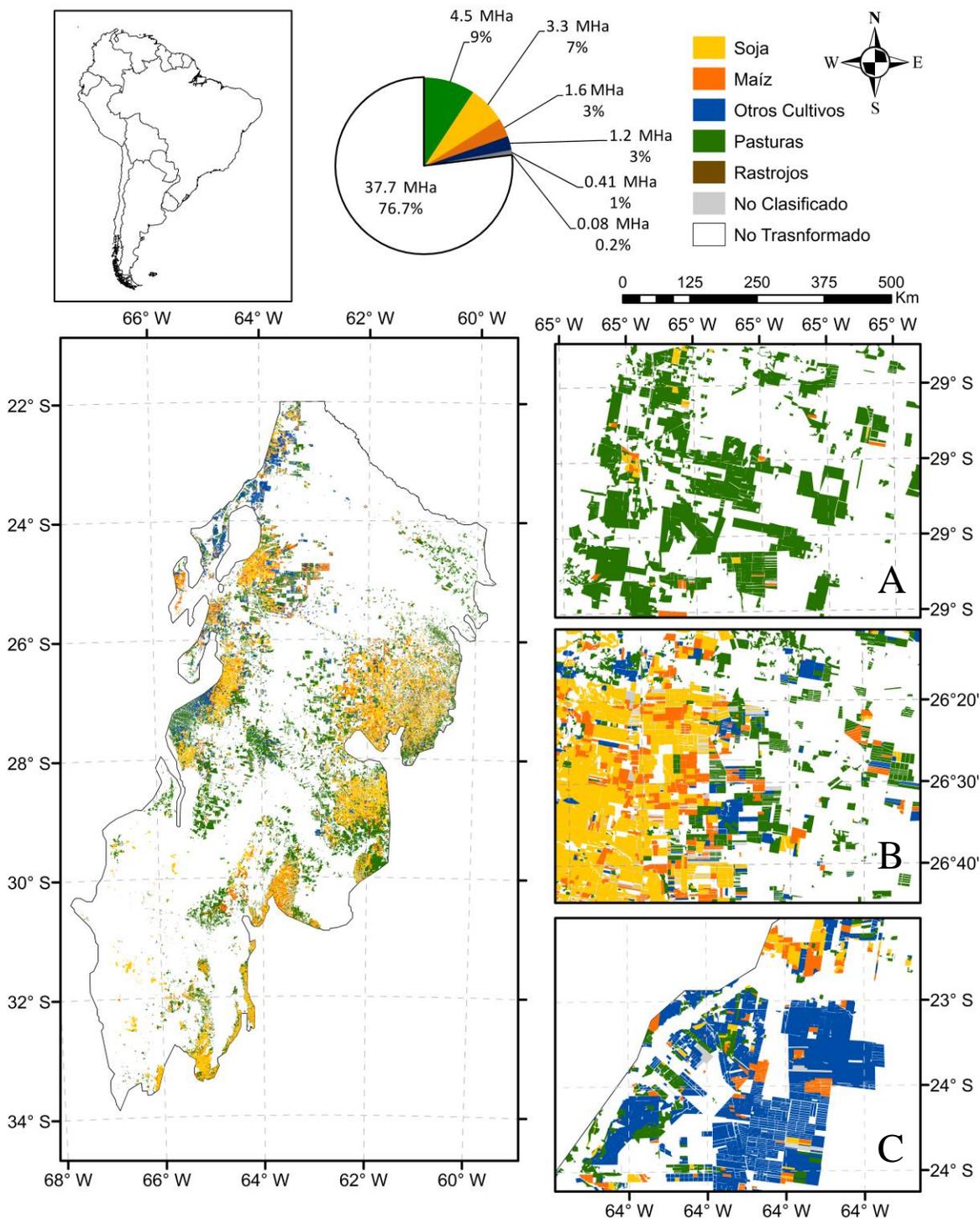


Figura 4.5: Mapa generado mediante la clasificación de coberturas discriminando los cultivos en las clases Soja, Maíz y otros (incluye algodón, sorgo, poroto, girasol y maní). A- Vista general de toda el área de estudio. Paneles de la derecha: Vista con mayor nivel de detalle espacial mostrando áreas mayoritariamente de pasturas (B), Área con predominancia de Soja y Maíz en la que se observa la transición hacia pasturas en las zonas centrales de menor precipitación (C), área predominante con otros cultivos en el noroeste asociado tradicionalmente a una zona de

producción de poroto. El gráfico de torta indica el área y proporción de cada cobertura en todo el chaco seco argentino.

Por último, los algoritmos evaluados no presentaron diferencias significativas en la precisión general de las clasificaciones realizadas (Cuadro 4.2). Si bien el valor de PG dependió de la campaña analizada (Min: 0.24, Max: 0.97) en general no se observaron diferencias muy marcadas entre algoritmos aunque la tendencia fue $RF > ADJ > SVM$. En cuanto al espacio de atributos tampoco fue posible identificar diferencias significativas. Aun así la combinación de firmas fenológicas y atributos funcionales presenta resultados levemente superiores al uso de las firmas fenológicas o AtrF por separado, aunque en promedio no se diferenciaron.

Cuadro 4.2: Precisión general de clasificaciones de baja resolución conceptual generadas con 3 tipos de algoritmos (Random Forest, Árboles de decisión y Support Vector Machines) sobre tres espacios de atributos en 19 campañas agrícolas. No existieron diferencias significativas ($\alpha = 0.05$) entre los algoritmos evaluados como indican las letras iguales en cada caso.

Baja Resolución Conceptual									
año	Firmas + AtrF			Firmas			AtrF		
	RF	ARB	SVM	RF	ARB	SVM	RF	ARB	SVM
2003	0.76	0.70	0.61	0.77	0.72	0.66	0.71	0.67	0.65
2004	0.82	0.76	0.53	0.83	0.79	0.68	0.80	0.24	0.58
2008	0.89	0.86	0.86	0.88	0.85	0.81	0.84	0.84	0.76
2009	0.48	0.47	0.58	0.49	0.47	0.55	0.50	0.49	0.56
2011	0.59	0.53	0.44	0.58	0.55	0.53	0.55	0.50	0.47
2012	0.65	0.64	0.63	0.66	0.63	0.61	0.64	0.63	0.58
2013	0.48	0.40	0.31	0.46	0.42	0.34	0.43	0.44	0.37
2015	0.83	0.80	0.75	0.83	0.79	0.78	0.80	0.79	0.74
2003-2004	0.94	0.93	0.86	0.93	0.90	0.83	0.94	0.93	0.82
2005-2006	0.96	0.97	0.76	0.97	0.96	0.76	0.97	0.96	0.93
2006-2007	0.94	0.89	0.87	0.93	0.91	0.86	0.92	0.92	0.88
2007-2008	0.95	0.92	0.83	0.95	0.92	0.79	0.94	0.92	0.79
2008-2009	0.87	0.86	0.82	0.89	0.86	0.79	0.87	0.86	0.81
2009-2010	0.91	0.91	0.83	0.93	0.89	0.84	0.93	0.91	0.76
2011-2012	0.75	0.74	0.58	0.74	0.72	0.59	0.75	0.70	0.54
2012-2013	0.87	0.85	0.82	0.87	0.84	0.82	0.84	0.83	0.81
2013-2014	0.66	0.64	0.42	0.66	0.64	0.37	0.65	0.66	0.31
2014-2015	0.72	0.71	0.58	0.72	0.71	0.54	0.71	0.71	0.56
2015-2016	0.88	0.86	0.83	0.89	0.86	0.84	0.87	0.86	0.82
PG-media	0.79 a	0.76 a	0.68 a	0.79 a	0.76 a	0.68 a	0.77 a	0.73 a	0.67 a

Discusión

La fenología de la vegetación entendida como la dinámica temporal del NDVI es un descriptor que permite discriminar entre las coberturas antrópicas del chaco semiárido permitiendo su identificación y mapeo. Así analizando el funcionamiento de la vegetación es posible inferir la composición y estructura del paisaje chaqueño como fue documentado en otras partes del mundo (Zhang et al. 2003, Sakamoto et al. 2005). La dinámica temporal del índice de vegetación captura diferencias estacionales que se corresponden con etapas del ciclo de los cultivos o recursos forrajeros. Al contar con observaciones repetidas cada 16 días los algoritmos de clasificación identifican momentos a lo largo del año en los cuales las coberturas del suelo se diferencian.

Aun así las categorías de las clasificaciones generadas se reducen a las situaciones que ocurren en lotes agropecuarios transformados y manejados. Esto determina que exista alta superposición espectral entre clases ya que las categorías que se pretendió separar son similares en cuanto al tipo, estructura y funcionamiento de la vegetación y/o al tipo de cobertura del suelo (Staiano 2016). Es decir, al trabajar solamente sobre los lotes transformados no se incluyeron en la clasificación situaciones como agua, suelo desnudo, salares y bosques nativos que son contrastantes entre sí y con los usos/coberturas agropecuarias. En este sentido es mucho más simple separar efectivamente un bosque, de agua y de agricultura por sus características espectrales contrastantes, que una pastura de un cultivo de soja que presentan atributos funcionales muy similares. Esto determinó que existiera cierto grado de confusión en las clasificaciones como el caso de los rastrojos en el año 2015 que fueron omitidos en el 59 % de los casos confundiendo principalmente con los cultivos de verano y en menor medida con las

pasturas. En este mismo sentido la discriminación de los tipos de cultivos en la clasificación de 2015 resultó menos efectiva que al separar los cultivos de los recursos forrajeros. Esto se debe principalmente a que la dinámica estacional de los distintos cultivos, si bien presenta diferencias, es similar con un periodo de barbecho en el que los valores de NDVI permanecen bajos y el ciclo del cultivo en que los valores aumentan hasta un pico y luego disminuyen paulatinamente (Figura 4.3).

Cuadro 4.3: Matrices de confusión para las tres clasificaciones con baja resolución conceptual (años 2003, 2009 y 2015) y para la clasificación discriminando cultivos (año 2015). PG indica la precisión general. La precisión del usuario se indica en el panel de Comisión y la precisión del productor en el panel de Omisión. P: Pastura, Cv: Cultivo de Verano, R: Rastrojo, M: Maíz, S: Soja, Ot: Otros Cultivos.

2003			2009			2015				2015			
PG			PG			PG				PG			
0.93			0.95			0.96				0.84			
MC			MC			MC				MC			
	P	Cv		P	Cv		P	R	Cv		M	S	Ot
P	10	6	P	36	17	P	261	2	34	M	279	72	22
Cv	5	135	Cv	12	530	R	9	23	24	S	55	733	23
						Cv	15	3	1089	Ot	40	41	127
Omisión			Omisión			Omisión				Omisión			
	P	Cv		P	Cv		P	R	Cv		M	S	Ot
	0.63	0.96		0.7	1		0.88	0.41	0.98		0.75	0.90	0.61
Comisión			Comisión			Comisión				Comisión			
	P	Cv		P	Cv		P	R	Cv		M	S	Ot
	0.67	0.96		0.8	1		0.92	0.82	0.95		0.75	0.87	0.74

Las clasificaciones de uso/cobertura del suelo generadas presentan valores altos de precisión general y por clases. Sin embargo, la distribución de lotes utilizados para el entrenamiento de los algoritmos y evaluación de los mapas generados no es homogénea y adecuadamente representativa de las situaciones presentes en el área de estudio. Esto se debió a que los datos utilizados no fueron recabados específicamente con el objetivo de clasificar el uso/cobertura del suelo en esta región de estudio. Así no hubo un diseño de muestreo planificado y orientado en

ese sentido lo que generó que zonas importantes del área de estudio no estén representadas (Figura 4.2). Esta situación genera sesgos espaciales disminuyendo la calidad y confianza de las estimaciones generadas (Oloffson et al. 2013).

La similitud (superposición espectral) de las clases a discriminar determinó que no existieran diferencias marcadas entre los 3 algoritmos de clasificación utilizados. Si bien los RF resultaron levemente más efectivos que los ADJ y los SVM para discriminar las coberturas, las diferencias en precisión general promedio resultaron relativamente bajas y el ANOVA no arrojó diferencias significativas. Esto sugiere que el tipo de algoritmo utilizado no resulta tan importante como estrategia para mejorar las clasificaciones de áreas transformadas en el chaso seco. La superposición espectral entre los tipos de cobertura del suelo a clasificar sugiere que la estrategia para separar coberturas tan similares como tipos de cultivos esta más relacionada al espacio de atributos que al algoritmo de clasificación. Es decir, incorporar información adicional a las firmas fenológicas de NDVI. En este sentido utilizar las firmas fenológicas, los atributos funcionales o la combinación de ambas tampoco genero grandes diferencias en la precisión general. En buena medida esto puede deberse a que los atributos funcionales pueden resultar redundantes con la información que ya proveen las firmas fenológicas ya que se derivan de ellas (Paruelo et al. 2001, Alcaraz-Segura et al. 2013).

Mas allá de las restricciones asociadas a conjuntos de datos de entrenamiento y validación imperfectos y a la similitud espectral de las coberturas cartografiadas, este análisis muestra el potencial de las firmas fenológicas para clasificar el área transformada en la región chaqueña. Además resalta la importancia de generar espacios de atributos en los que se distingan las clases como estrategia por sobre el tipo de algoritmo de clasificación utilizado.

Impactos funcionales asociados a los cambios en el uso/cobertura del suelo

Capítulo 5

Capítulo 5 - Impactos funcionales asociados a los cambios en el uso/cobertura del suelo

Introducción

Los cambios en la cobertura y el uso del suelo transformaron una gran proporción de la superficie del planeta principalmente a través de la deforestación de bosques y transformación de pastizales naturales (Foley et al. 2005). A nivel global 230 millones de hectáreas de bosques fueron deforestados entre 2000 y 2012 (Hansen et al. 2013). Para un periodo similar la FAO registra una tasa de deforestación global de 0.18 % la cual se intensifica en las zonas tropicales y subtropicales de Sudamérica alcanzando valores de 0.5 % (FAO 2011). En la ecorregión del gran chaco extensas áreas de bosque seco fueron reemplazados por cultivos y pasturas megatérmicas exóticas (Grau et al. 2005, Hoekstra et al. 2005). Particularmente en la porción argentina del gran chaco el proceso de deforestación ocurrió con tasas 0.31 % y 0.62 % mayores a las registradas en Sudamérica y a nivel global respectivamente (Volante et al. 2012). Los pastizales son unos de los biomas más modificados del planeta ya que una gran proporción fueron reemplazados por cultivos o fueron alterados por la intensificación del pastoreo (Hannah et al. 1995). En las últimas décadas Los Pastizales del Río de La Plata fueron reemplazadas extensamente por agricultura, pasturas implantadas y forestaciones (Baeza et al. 2014, Jobbágy et al. 2006, Paruelo et al. 2006). Entre 2000 y 2014 el área de agrícola se incrementó 23 % (Baeza et al. 2020) a expensas de los pastizales naturales presionando aún más sobre uno de los ecosistemas menos protegidos de la región (Overbeck et al. 2007).

El reemplazo de ecosistemas naturales por cultivos plantea compromisos en la provisión de servicios ecosistémicos (De Groot et al. 2010). Los servicios ecosistémicos fueron definidos

como los aspectos de los ecosistemas utilizados de forma pasiva o activa para generar bienestar humano (Boyd y Banzhaf 2007, Fisher et al. 2009). Fisher et al. amplían la definición introduciendo la idea de servicios intermedios (ej: PPNA, ET, Biodiversidad) y finales (ej: Regulación hídrica, secuestro de carbono, producción de forraje), directamente relacionables con procesos ecosistémicos, y beneficios para la sociedad que se desprenden de estos (ej: agua potable, alimentos, control de inundaciones). En este marco la estructura y funcionamiento del ecosistema son considerados servicios intermedios que determinan la provisión de servicios finales a nivel ecosistémico (Fisher et al. 2009). La transformación de ecosistemas naturales puede aumentar la oferta de servicios de provisión y el beneficio económico derivado (Murray et al. 2016), pero en general los cambios estructurales desencadenan alteraciones funcionales que disminuyen la provisión de servicios de regulación asociados con la dinámica del agua, el carbono y la biodiversidad (Fisher et al. 2009, Noretto et al. 2005, Jackson et al. 2005, Amdam et al. 2013, Paruelo et al. 2015)

La dinámica del carbono es un descriptor integral del funcionamiento ecosistémico ya que determina la energía disponible para el ecosistema y la apropiación por parte de los humanos (McNaughton et al. 1989, Paruelo et al. 2010). En este sentido la productividad primaria neta (PPN) es un proceso clave en la definición de los niveles de producción de commodities y el secuestro de carbono por parte de los ecosistemas. Mas aún la estabilidad de la PPN (ej: baja estacionalidad, estimada como bajo desvío estándar intra-anual de las ganancias de carbono) genera efectos positivos sobre la retención de Nutrientes (Vitousek and Reiners 1975), reduce las pérdidas de suelo por erosión y regula la disponibilidad de biomasa verde para los consumidores primarios (Volante et al. 2012). Existen vastas evidencias a nivel local y global del impacto que

tienen los cambios en el uso del suelo en la dinámica del carbono (Burke et al. 1989; Milchunas and Lauenroth 1993; Alvarez et al. 1998; Piñeiro et al. 2006, Piñeiro et al. 2009, Oesterheld et al. 1999; Paruelo et al. 2000; Guerschman and Paruelo 2005).

Los sensores remotos permiten caracterizar la heterogeneidad espacial en el funcionamiento ecosistémico a nivel regional. Las imágenes satelitales que proveen han sido utilizadas para estimar la PPNA de forma espacialmente continua en grandes áreas y con alta resolución temporal evitando extrapolaciones a partir de datos puntuales (Kerr y Ostrowsky 2003, Pettorelli et al. 2005). El enfoque más difundido para caracterizar la dinámica del carbono a partir de datos satelitales se basó en las curvas estacionales de índices espectrales de vegetación como el índice de vegetación normalizado o el índice de vegetación mejorado (NDVI y EVI respectivamente por sus siglas en inglés) (Volante et al. 2012). El NDVI es un estimador de la fracción de la radiación fotosintéticamente activa absorbida por la vegetación (Sellers et al. 1992) y en consecuencia un determinante clave de la PPN (Monteith 1981). A partir de la marcha anual de los índices de vegetación es posible extraer atributos funcionales del ecosistema que permiten caracterizar la dinámica del carbono (Paruelo 2008, Pettorelli et al. 2005). Estos atributos sintetizan aspectos claves del funcionamiento ecosistémico como la magnitud de la PPN y su estacionalidad, la fenología de la vegetación incluyendo detección del inicio, fin y duración de la estación de crecimiento, y también valores y momentos de ocurrencia de mínima y máxima actividad fotosintética.

Este estudio permitirá conocer aspectos fundamentales del funcionamiento ecosistémico y los impactos generados por los cambios en el uso del suelo mediante el uso de sensores remotos. Aborda las transformaciones más comunes que aún siguen ocurriendo en la región y aporta

elementos para entender el vínculo entre estructura y funcionamiento de los ecosistemas. Un primer enfoque mediante análisis multivariado explora las diferencias en nueve atributos funcionales de las coberturas incluyendo tres cultivos, pasturas perennes, bosques secos y pastizales naturales. Los análisis siguientes se concentran en cinco atributos funcionales descartando cuatro atributos que presentaron alta correlación con los analizados. La comparación entre las cuatro zonas analizadas de cada una de las cuatro coberturas de reemplazo permite abordar el grado de homogenización funcional que generan las transformaciones de ecosistemas naturales por cultivos mediante el mismo sistema productivo. El análisis comparativo de los efectos relativos de cada transformación en los distintos ecosistemas naturales provee una visión de los compromisos que generan los cambios en el uso del suelo. Los objetivos específicos del capítulo son: 1. Evaluar cómo es la variabilidad espacial de 5 atributos del funcionamiento ecosistémico para cada uno de los cuatro cultivos que reemplazan a los ecosistemas naturales en cuatro zonas de la región de estudio y 2. Cuantificar y comparar cual es el impacto de las cuatro coberturas cultivadas sobre los cinco atributos funcionales con respecto a los ecosistemas que reemplazan en cada una de las zonas.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El área de estudio involucra al Chaco Seco Argentino (ChSA) y a los pastizales del Río de la Plata (PRP) (Figura 5.2). El Chaco Seco argentino es una vasta llanura sedimentaria que comprende la región noroeste de Argentina, integrando un área de aproximadamente 48 millones

de hectáreas. Comprende las provincias de Salta, Santiago del Estero, Jujuy, Tucumán, Formosa, Chaco, Catamarca, Córdoba, La Rioja, San Juan y San Luis. El clima es subtropical con estación seca (Cabrera 1976). El promedio de lluvia varía entre 450 y 850 mm anuales. Las lluvias principales ocurren en el verano, de octubre a marzo, y los meses más secos son julio y agosto. Los meses de temperaturas más altas coinciden con aquellos de máximas precipitaciones. La temperatura media varía desde los 26°C, en el norte, a los 16° C en el sur, desde climas subtropicales a templados. El Chaco es fundamentalmente una zona subtropical con heladas invernales que ocurren con menos frecuencia en el noreste y que aumentan su frecuencia yendo hacia el sudoeste. El clima es continental, con grandes variaciones de temperatura entre el invierno y el verano, y máximas de 40°C se pueden alcanzar en el verano (Riveros 2002). Los suelos de la Ecorregión son principalmente Molisoles (38 %), Entisoles (28 %) y en menor medida los Alfisoles (16,5%) (Morello et al. 2012).

La vegetación dominante del Chaco seco argentino es el Bosque xerófilo estacional abierto de tres estratos. Las especies que predominan en el bosque son *Aspidosperma quebracho blanco* (quebracho blanco) y *Prosopis spp* (algarrobos). El estrato arbustivo alto es dominado por leguminosas y zigofiláceas y en el estrato herbáceo donde predominan gramíneas megatérmicas (Morello et al. 2012). El Bosque Chaqueño se caracteriza por presentar un estrato arbóreo con emergentes dispersos y un estrato arbustivo continuo (Cabido et al. 1993). Durante las últimas décadas se expandieron la agricultura industrial y la ganadería empresarial donde las precipitaciones posibilitan el desarrollo de los cultivos de secano (Bravo et al. 1999). En la región predominan los cultivos de soja, maíz, trigo y pasturas megatérmicas; aunque también se produce poroto, algodón y sorgo; y en menor medida lino y girasol (Volante et al. 2006; Bravo et al. 1999).

Los Pastizales del Río de la Plata ocupan un área superior a las 76 millones de hectáreas en América del Sur (Soriano 1992, Oyarzabal et al. 2019). Con una distribución que abarca todo el Uruguay, el centro-este de Argentina y el sur de Brasil, representan uno de los pastizales mas extenso, diverso y menos transformado del planeta (Oyarzabal et al. 2019). La temperatura media anual varía entre 20 °C en el norte y 13°C en el sur y la precipitación anual oscila desde los 1800 mm a los 400 mm en un gradiente noreste-sudoeste (FAO 1985). La totalidad de la región se caracteriza por la ausencia de un claro patrón estacional de precipitación (Paruelo et al. 2010). Los suelos dominantes son molisoles coexistiendo con alfisoles, lithosoles, ultisoles, vertisoles, entisoles y oxisoles ocupando áreas menores (Ministério da Agricultura-Brasil 1973, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria–Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca 1990, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística/Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária 1991). La ganadería fue históricamente una de las principales actividades en la región sin embargo en la actualidad la agricultura y la producción forestal han cobrado mayor relevancia (Soriano 1992, Paruelo et al. 2005, Jobbágy et al. 2006). Los pastizales co-dominados por especies C3 y C4 cubren aproximadamente la mitad de la región, mientras que el resto se encuentra bajo cultivos (Hall et al. 1992, Burkart et al. 1998). La región se divide en varias subunidades de acuerdo a su geomorfología, suelos, drenaje, fisiografía y características de la vegetación: Las pampas ondulada, austral, deprimida, interior, mesopotámica y los campos del norte y sur (Soriano 1992).

Uso del suelo y Funcionamiento ecosistémico

La caracterización del uso y cobertura del suelo se realizó a nivel de lote utilizando información sistematizada en la fenoteca (capítulo 3). Para la campaña invierno-verano 2015-2016 se analizaron 71.064 lotes distribuidos en toda el área de estudio. De las 21 coberturas del suelo

sistematizadas en la fenoteca se trabajó con las 5 más representativas: Soja (n = 9156), Maíz (n = 2825), Trigo (n = 1945), Pasturas (n = 2124) y Pastizales Naturales (n = 1455). Para contar con casos de referencia en el Chaco Seco se incorporaron a la base de datos 3045 situaciones de bosque seco. Los bosques secos se obtuvieron mediante una selección aleatoria de situaciones dentro de las tierras forestales (Ley Nivel 1) del Primer Inventario Nacional Forestal (SAyDS, 2007a, b, c). En este nivel se incluyen Arbustales, Bosques altos abiertos y cerrados, Quebrachales y Matorrales. La cobertura de bosque reportada en el inventario forestal se actualizó al año 2016 utilizando datos provistos por el monitoreo de desmontes (Vallejos et al. 2015). Sobre los lotes desmontados y las unidades de bosque se aplicaron áreas buffer de 1000 metros para evitar el efecto borde.

Para caracterizar el funcionamiento ecosistémico se utilizaron firmas fenológicas de NDVI, un estimador de las ganancias de carbono del ecosistema. El NDVI es un índice espectral calculado mediante la diferencia normalizada entre las bandas correspondientes al rojo y al infrarrojo (Tucker 1979). Los datos de NDVI con resolución espacial de 231.65 metros y resolución temporal de 16 días se obtuvieron del producto MOD13q1 provisto por el sensor MODIS. Los datos de NDVI fueron filtrados utilizando la información provista en la banda de calidad (DetailedQA) en las situaciones en que se registraban nubes, sombras y aerosoles en la atmosfera. Los métodos utilizados para la generación de las firmas fenológicas son detallados en el capítulo 3. Partiendo de las firmas fenológicas anuales (julio a junio) se calcularon 9 atributos funcionales del ecosistema: media (Med), desvío estándar (DE), máximo (Max), fecha del máximo (fMax), inicio de la estación de crecimiento (Iec), fin de la estación de crecimiento (Fec), largo de la estación de crecimiento (Lec), tasa de brotado (TBr) y tasa de senescencia (TSc). Los atributos Med, DE, Max y fMax se calcularon utilizando métricas de estadística descriptiva. Para los atributos Iec, Fec, Lec,

TBr y TSc se desarrollaron funciones específicas en el entorno R. El Iec y Fec se definió partiendo de la fecha del máximo, como la fecha en que el decremento de NDVI entre dos fechas sucesivas fue menor a $1/6$ del decremento entre las fechas anteriores para el caso de Iec y posteriores para el caso de Fec. El Lec es la diferencia entre Fec y Iec. Las TBr y TSc fueron calculadas como la diferencia entre el valor de NDVI en la fMax y el valor de NDVI en Iec y Fec respectivamente.

Como primera aproximación descriptiva para evaluar las diferencias funcionales entre las 6 coberturas del suelo se realizó un análisis de componentes principales (PCA por sus siglas en inglés) (Legendre y Legendre 1998). El PCA se realizó sobre los 9 atributos funcionales para un subgrupo de 500 lotes de cada cobertura seleccionados de forma aleatoria ($n = 3000$). Para la interpretación del PCA se consideró a que cobertura correspondía cada lote. Los datos de las 9 variables fueron centrados y escalados. Se utilizó la función *prcomp* del paquete base “stats” del entorno R (R Core Team 2018).

Para estudiar la variabilidad espacial de los atributos funcionales intra-cobertura y los cambios funcionales asociados a las distintas coberturas del suelo se realizó una división del área de estudio en 4 zonas (Figura 5.2). La zonificación se realizó en dos niveles. Primero se separó en ecorregiones definiendo el Chaco Seco y los Pastizales del Río de La Plata. Dentro de cada ecorregión se consideró la posición geográfica de los lotes de las 4 coberturas antrópicas (Soja, Maíz, Trigo y Pasturas). Utilizando las coordenadas geográficas del centroide de cada lote (latitud y longitud) se realizó un agrupamiento jerárquico basado en la distancia euclídea y el método aglomerativo de Ward para generar dos grupos en cada ecorregión. Se utilizaron las funciones *hclust* y *dist* del paquete base “stats” del entorno R (R Core Team 2018). De esta forma se obtuvieron 4 zonas: El oeste (ChSA-o) y este (ChSA-e) del Chaco Seco coincidentes con el umbral

al chaco y chaco subhúmedo respectivamente (Bravo et al. 1999); el Noroeste de los pastizales del Río de la Plata (PRP-No) y el Sudeste de los Pastizales del Río de la Plata (PRP-Se).

Para estudiar la variabilidad espacial en el funcionamiento de cada cobertura se realizó un análisis descriptivo de las densidades de probabilidad (Sokal y Rohlf 1995) para los 5 atributos funcionales más contrastantes y menos redundantes entre si (Med, DE, Max, fMax, TBr). Las comparaciones se realizaron superponiendo las funciones de densidad de probabilidad de cada zona separadas por cobertura y atributo funcional. Se utilizó la función *geom_density* del paquete 'ggplot2' (Wickham et al. 2016). Además de la densidad se consideró la media de cada distribución. Las comparaciones de las medias de los atributos funcionales entre zonas se realizaron mediante ANOVA con comparaciones múltiples. Se modeló la heterogeneidad de varianzas utilizando la estructura de varianza "VarIdent" con la función *gls* del paquete 'nlme'. La homogeneidad de varianza en los modelos planteados se evaluó explorando visualmente gráficos de caja y bigote y mediante el test de Levene (Fox 2016) utilizando el paquete 'car'.

Para evaluar los cambios en los atributos funcionales del ecosistema asociados a las distintas transiciones de uso del suelo se calculó la diferencia relativa $[(AFa - AFref / AFref) * 100]$ entre los atributos funcionales de las 4 coberturas antrópicas y las dos coberturas naturales de referencia según la zona. Siendo, AFa los atributos funcionales de la cobertura actual y AFref los atributos funcionales de la cobertura natural de referencia. En las dos zonas del Chaco la vegetación natural de referencia fueron bosques secos, mientras que en las dos zonas de los PRP pastizales naturales. Al no contar con situaciones pareadas se generó una grilla de 100 x 100 kilómetros en las que se promediaron los atributos funcionales de las situaciones de referencia. Así los lotes de coberturas antrópicas fueron comparados con el promedio de vegetación natural de

cada celda. Sobre los 16050 lotes de coberturas antrópicas se realizó un submuestreo aleatorio estratificado por zona y con restricción de distancia (distancia entre lotes $>$ a 10 km) para reducir problemas de autocorrelación espacial. La autocorrelación espacial de los atributos funcionales fue evaluada mediante correlogramas tipo “spline” (Bjornstad y Falck, 2001) utilizando el paquete ‘ncf’ (Zuur et al. 2009) en el entorno R. La autocorrelación para las distintas zonas y atributos en general resultó importante en distancias menores a 10 kilómetros. El tamaño de la muestra se definió en función de la restricción de distancia ($>$ 10 km) y la disponibilidad de lotes de cada cobertura buscando que el n sea balanceado entre coberturas y zonas. Así se seleccionaron 30 lotes de cada cobertura en las cuatro zonas (4 zonas x 4 coberturas x 30 lotes = 480 lotes). Las comparaciones de las diferencias relativas en los atributos funcionales entre coberturas se realizaron mediante ANOVA con comparaciones múltiples. Se modeló la heterogeneidad de varianzas utilizando la estructura de varianza “VarIdent” con la función gls del paquete ‘nlme’. La homogeneidad de varianza en los modelos planteados se evaluó explorando visualmente gráficos de caja y bigote y mediante el test de Levene (Fox 2016) utilizando el paquete ‘car’. Para evaluar si las diferencias relativas de cada cobertura eran distintas de cero, es decir si existía un efecto estadísticamente significativo de la cobertura actual en relación a la referencia natural se realizaron test de student bilaterales con la función t.test del paquete ‘stats’. Se utilizó la simbología *, ** y *** para niveles de significancia de $p < 0.05$, $p < 0.01$ y $p < 0.001$ respectivamente.

Resultados

En términos funcionales las 6 coberturas analizadas se diferencian principalmente en cuanto a su estacionalidad y fenología. Los primeros dos ejes de un PCA sobre los atributos funcionales de la dinámica temporal del NDVI de las 6 coberturas capturan el 70 % de la variabilidad. El primer eje explica el 38.9 % de la variabilidad y se asocia a dinámicas fuertemente

estacionales con alto desvío estándar intra-anual, valores altos de máximo NDVI y altas tasas de brotado y senescencia. Este eje separa a la agricultura de ciclo anual (Soja, Maíz y Trigo) de las coberturas perennes (Pasturas, Bosques y Pastizales Naturales). El segundo eje que explica el 31.1 % de la variabilidad es un eje de fenología en el que las variables con más peso son el final de la estación de crecimiento, la fecha del máximo y el inicio de la estación de crecimiento. Todas variables asociadas al momento del año en que se manifiesta el pico de NDVI asociado a la estación de crecimiento. En este eje se diferencian claramente los cultivos de invierno (trigo) y de verano (maíz y soja). Las coberturas perennes tanto naturales como antrópicas presentan alto grado de superposición siendo los bosques relativamente más homogéneos, con valores máximos inferiores y con una estación de crecimiento más definida. En cambio, los pastizales naturales y pasturas se distribuyen de forma más homogénea sobre el segundo eje evidenciado dinámicas temporales más variables.

Cuadro 5.1: Valores medios y comparaciones entre zonas para cada cultivo y atributo funcional. Las diferentes letras indican diferencias estadísticas significativas

AFE	Zona	Soja	Trigo	Maíz	Pastura
Med	PRP-Ne	0.505 ab	0.55 a	0.49 a	0.615 b
	PRP-Se	0.53 b	0.525 a	0.552 b	0.631 b
	ChSA-o	0.511 ab	0.539 a	0.491 a	0.539 a
	ChSA-e	0.485 a	0.538 a	0.48 a	0.546 a
DE	PRP-Ne	0.225 c	0.194 a	0.191 b	0.11 b
	PRP-Se	0.187 a	0.178 a	0.151 a	0.079 a
	ChSA-o	0.208 b	0.192 a	0.177 ab	0.151 c
	ChSA-e	0.189 ab	0.19 a	0.189 b	0.129 b
Max	PRP-Ne	0.909 b	0.786 bc	0.821 a	0.794 b
	PRP-Se	0.864 a	0.812 c	0.813 a	0.765 ab
	ChSA-o	0.895 b	0.684 a	0.831 a	0.783 ab
	ChSA-e	0.838 a	0.745 ab	0.81 a	0.755 a
fMax	PRP-Ne	15.8 a	8.37 b	15.6 a	15.8 a
	PRP-Se	15.3 ab	9.7 c	14.5 a	16.2 a
	ChSA-o	17.8 c	6.23 a	17.8 b	16.8 a
	ChSA-e	17.2 bc	5.67 a	18 b	15.1 a
TBr	PRP-Ne	0.58 b	0.455 bc	0.492 a	0.198 a
	PRP-Se	0.474 a	0.472 c	0.37 b	0.202 a
	ChSA-o	0.547 ab	0.272 a	0.462 a	0.322 b
	ChSA-e	0.511 ab	0.37 b	0.498 a	0.254 ab

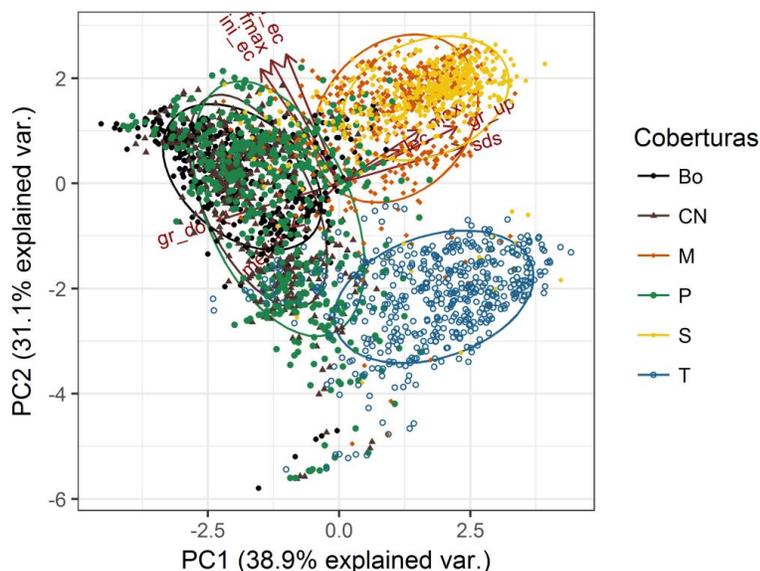


Figura 5.1: Análisis de componentes principales de nueve atributos funcionales (Media, DE, Max, fMax, Ini_ec, Fin_ec, L_ec, TBr: gr_up y TSc: gr_do) descriptores de la dinámica temporal del NDVI para las 6 coberturas del suelo más difundidas en la planicie chaco-pampeana (Maíz, Soja, Trigo, Pasturas, Pastizales Naturales y Bosques Secos).

En términos generales los atributos funcionales del ecosistema resultaron más homogéneos entre zonas para los cultivos que para las pasturas. Esto se evidencia en la gran superposición que existe en las funciones de densidad de probabilidad para la mayoría de los atributos funcionales (Figura 5.3). Sin embargo, existen algunas diferencias remarcables en los atributos funcionales del ecosistema entre zonas, que dependen del tipo de cobertura del suelo (Cuadro 5.1). Estas diferencias significativas entre la media de las distribuciones además se manifiestan en la falta de simetría y diferente curtosis de las distribuciones. Las pasturas son la cobertura con mayor diferencia siendo estas más evidentes para Med y DE (Cuadro 5.1). En 3 de las 4 zonas la distribución de fechas del máximo presenta más de un pico. Los cultivos en cambio son más homogéneos. Para la soja los atributos que más se diferencia entre zonas son la Med y el DE. En el caso del maíz las mayores diferencias se dan en el DE y la fMax. El trigo no presenta diferencias en cuanto a Med y el DE, pero si en el Max, la fMax y la TBr (Cuadro 5.1).

Las diferencias en la dinámica temporal del NDVI entre zonas para un mismo cultivo se pueden apreciar en las firmas fenológicas (Figura 5.2, Paneles de cada cultivo: M, S, Tr y P). Sin embargo, estas diferencias en la dinámica temporal no en todos los casos determina diferencias estadísticas significativas en los atributos funcionales (Cuadro 5.1, ej: Med y DE en Trigo; Max, fMax y TBr en Maíz; Max y fMax en Pastura; Max y TBr en Soja). La figura 5.3 muestra una selección de las situaciones más contrastantes en los atributos funcionales para cada cultivo. Si bien en estos casos se ven diferencias significativas en las medias de cada atributo funcional, en algunos casos las diferencias son sutiles mostrando marcada superposición en las funciones de densidad de probabilidad entre zonas.

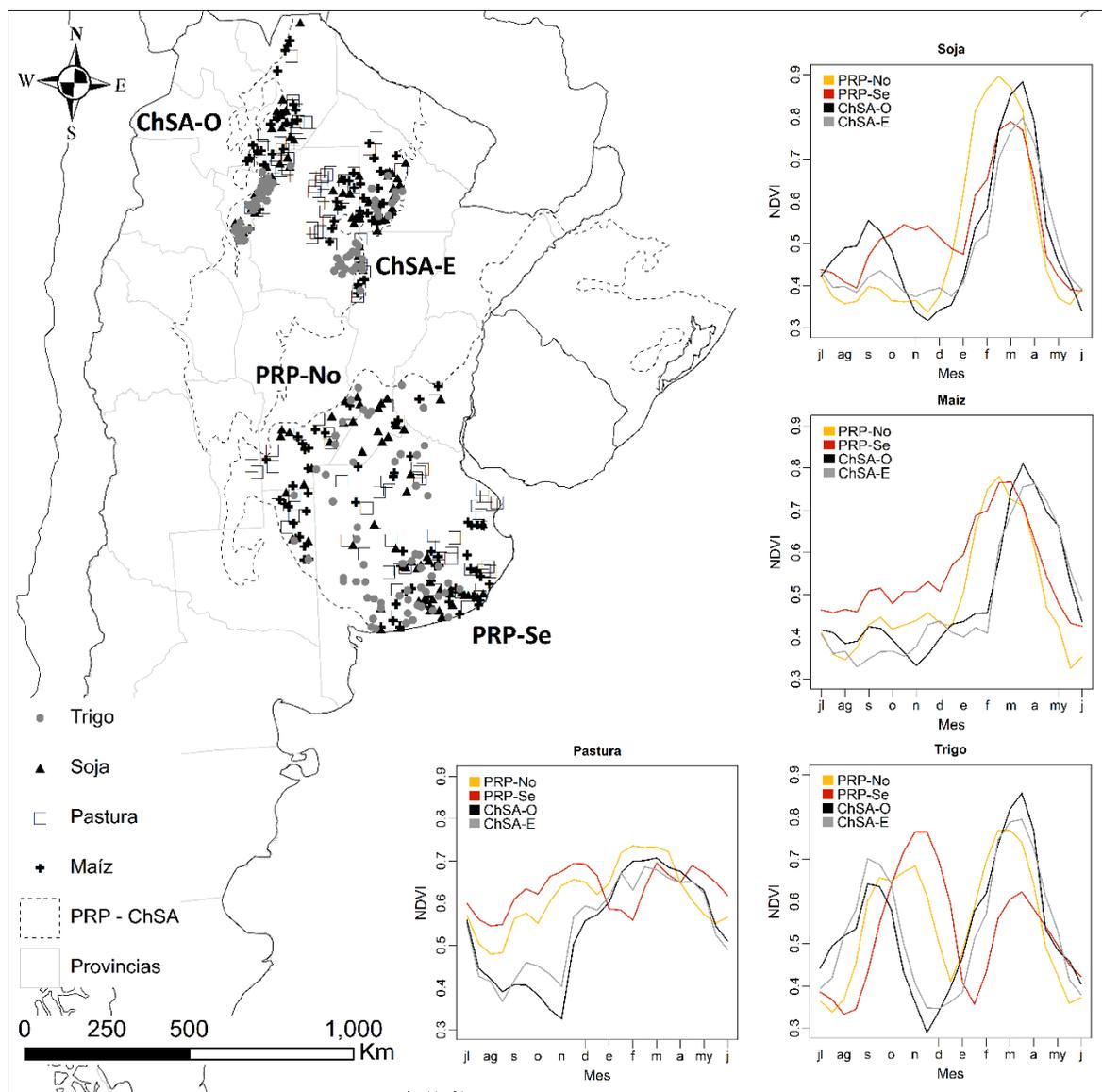


Figura 5.2: Distribución espacial de los lotes con los 4 cultivos principales en el área de estudio que abarca dos eco-regiones y 4 zonas: Chaco Seco Argentino Oeste (ChSA-O), Chaco Seco Argentino Este (ChSA-E), Pastizales del Río de La plata Noroeste (PRP-No) y Pastizales del Río de la Plata Sudeste (PRP-Se). Los cuatro paneles muestran las firmas fenológicas de NDVI de cada una de las coberturas en las 4 zonas.

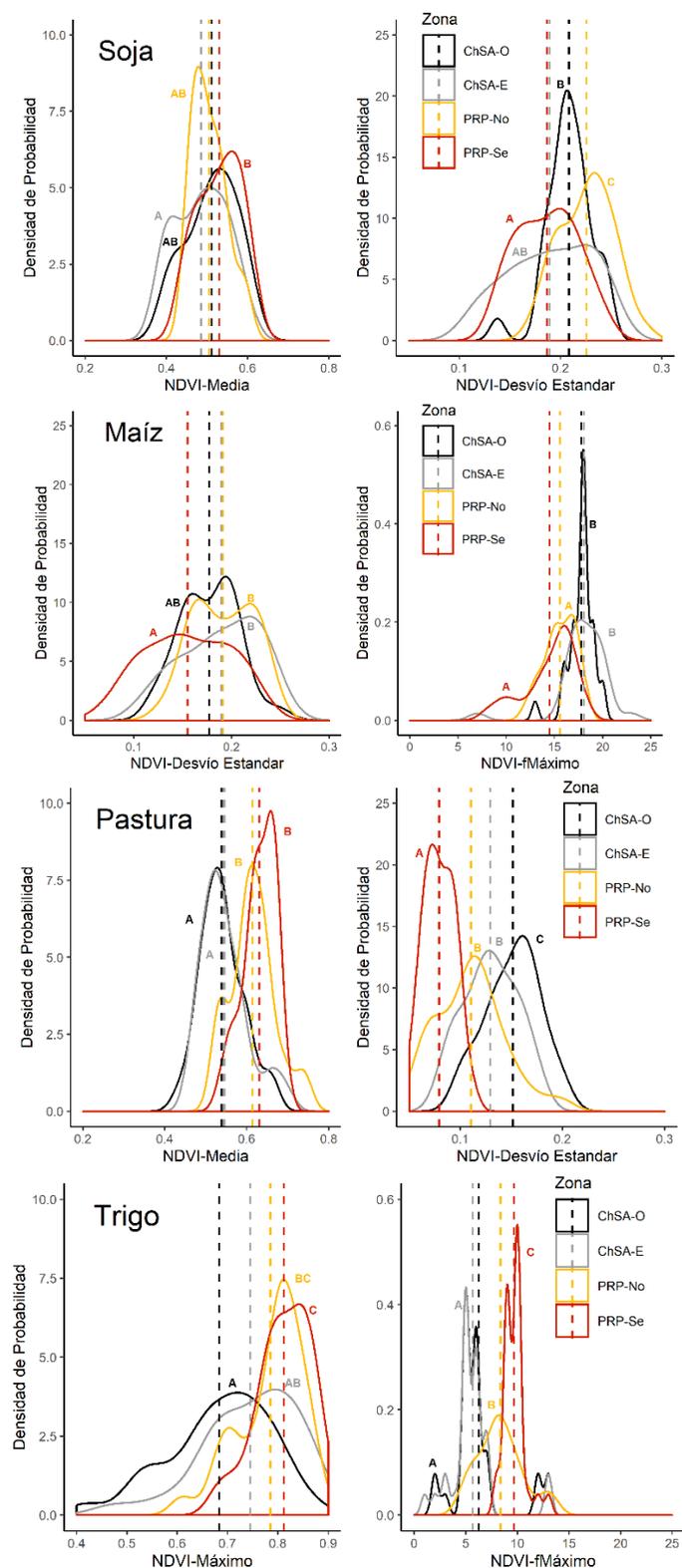


Figura 5.3: Atributos funcionales del ecosistema de los 4 cultivos analizados en el área de estudio. Para cada cultivo se muestra los dos atributos funcionales que presentaron mayores diferencias entre zonas (Media, Desvío Estandar, Máximo y Fecha del Máximo). La línea punteada muestra la media de la distribución para cada cobertura y zona. Las letras indican diferencias estadísticas significativas.

Los cambios en el uso del suelo generaron alteraciones en los cinco atributos funcionales presentando diferencias entre coberturas y entre zonas. La magnitud de las diferencias en promedio resultó mayor para la estacionalidad estimada con el DE (87.9 %) y la TBr (156.8 %). Los valores Max son los que menos se modificaron aunque presentando diferencias significativas (6.89 %). La fMax se atrasó para todas las coberturas (8.06 %) a excepción del trigo que la adelantó en todas las zonas (-49.88 %). La Med presenta un caso particular en el que el efecto (en general estadísticamente significativo) puede ser positivo o negativo dependiendo de la cobertura y la zona. En la región chaqueña todas las coberturas disminuyen la Med (-19.17 %), mientras que en los PRP los cultivos disminuyen la Med (-7.63 %) pero las pasturas la aumentan (8.07%)

La media anual de las ganancias de carbono (Med) resultó modificada significativamente por los cambios en el uso del suelo. En la región chaqueña todas las transiciones generan una disminución estadísticamente significativa que oscila entre el -13.9 y -27.9 %. El efecto de las pasturas y el cultivo de trigo (-14.47%) es menor que los cultivos de soja y maíz (-23.8 %). En los Pastizales del Río de la Plata la diferencia puede ser positiva, negativa o no significativa según el tipo de cobertura. El maíz y la soja presentan una diferencia negativa (-9.26 %), las pasturas un aumento (8.07 %) y el trigo una disminución en la zona PRP-Se (-7.34 %) y sin efecto significativo en la zona PRP-No. Las pasturas presentaron diferencias estadísticas significativas con los cultivos que no se diferenciaron entre ellos a excepción de la soja y el trigo en PRP-No.

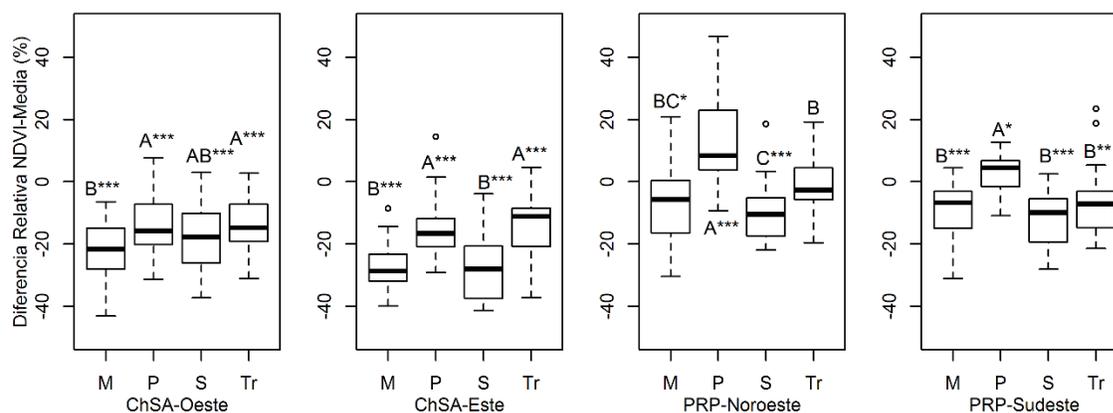


Figura 5.4: Diferencias Relativas [%] en la media de NDVI debido al reemplazo de vegetación natural por los 4 cultivos principales en las cuatro zonas. Las diferencias se calcularon de forma pareada entre cada lote y su referencia de vegetación natural (Bosque Seco o Pastizal Natural). Las distintas letras indican diferencias estadísticas significativas entre los cuatro cultivos. Se utilizó la simbología *, ** y *** para niveles de significancia de $p < 0.05$, $p < 0.01$ y $p < 0.001$ respectivamente entre cada cultivo y el nivel de referencia de la vegetación natural.

La estacionalidad de las ganancias de carbono se vio aumentada por los cambios en el uso del suelo. Todas las coberturas generaron diferencias positivas en el desvío estandar (entre 46.04 y 157.11 %) a excepción de las pasturas en los Pastizales del Río de La Plata que no presentaron un efecto significativo. En general la cobertura que presentó mayor diferencia fue la soja (122.7 %) diferenciándose del maíz (91.7 %) en todas las zona menos en ChSA-e (S: 157.1 %, M:148.4 %). Las pasturas generaron un efecto menor al de los cultivos excepto al del maíz en ChSA-o. El trigo en general presentó diferencias intermedias asimilandose a la soja o al maíz según la zona.

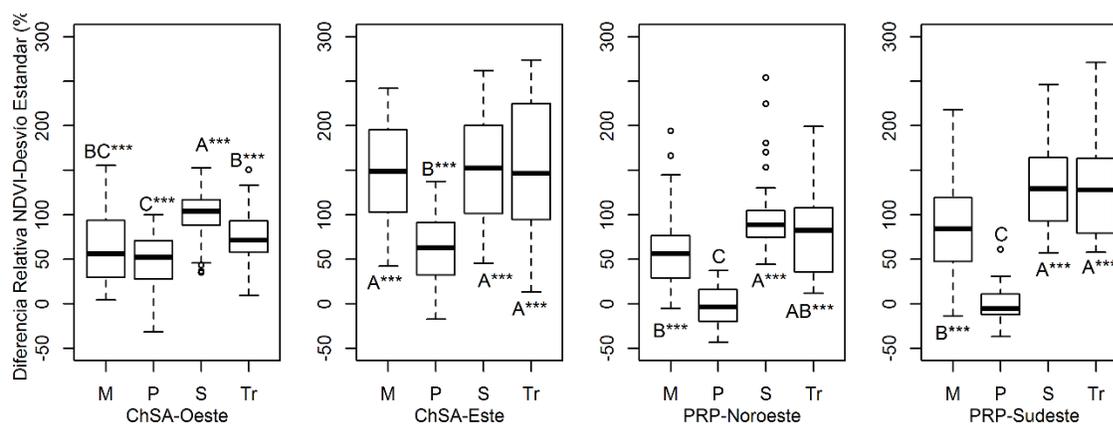


Figura 5.5: Diferencias Relativas [%] en la media de Desvío Estándar debido al reemplazo de vegetación natural por los 4 cultivos principales en las cuatro zonas. Las diferencias se calcularon de forma pareada entre cada lote y su referencia de vegetación natural (Bosque Seco o Pastizal Natural). Las distintas letras indican diferencias estadísticas significativas entre los cuatro cultivos. Se utilizó la simbología *, ** y *** para niveles de significancia de $p < 0.05$, $p < 0.01$ y $p < 0.001$ respectivamente entre cada cultivo y el nivel de referencia de la vegetación natural.

Las coberturas que reemplazan a la vegetación natural generaron diferencias relativas significativas en los valores máximos de NDVI a excepción de las pasturas que solo generaron diferencias en la zona PRP-Se (2.7 %) y el trigo en ChSA-e (0.1 %) que no presentó diferencias significativas. El promedio de las diferencias fue positivo en todos los casos (entre 0.1 y 19.7 %) menos para el trigo en ChSA-o (-13.8 %) y las pasturas en ChSA-e (-1.25 %) en donde resultó negativo. La soja presentó la mayor diferencia relativa (14.8 %) diferenciándose de las demás coberturas en ChSA-o, PRP-No y del maíz y pasturas en PRP-Se.

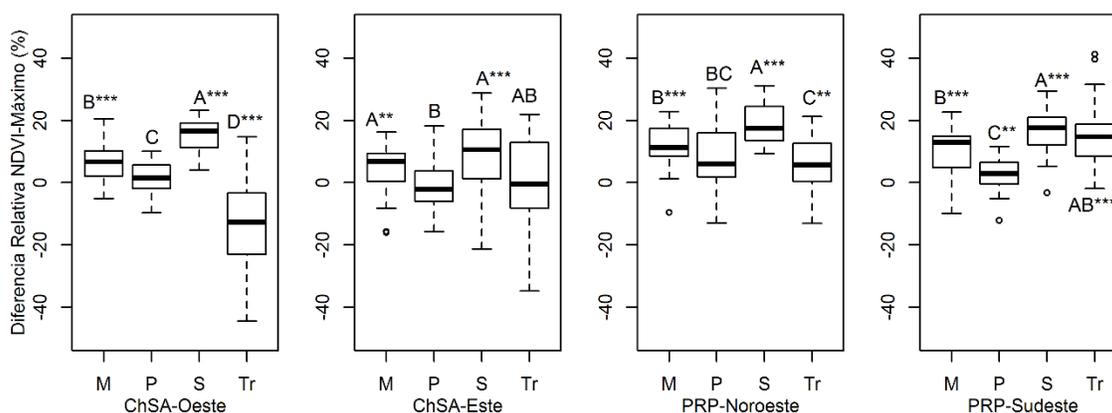


Figura 5.6: Diferencias Relativas [%] en el Máximo NDVI debido al reemplazo de vegetación natural por los 4 cultivos principales en las cuatro zonas. Las diferencias se calcularon de forma pareada entre cada lote y su referencia de vegetación natural (Bosque Seco o Pastizal Natural). Las distintas letras indican diferencias estadísticas significativas entre los cuatro cultivos. Se utilizó la simbología *, ** y *** para niveles de significancia de $p < 0.05$, $p < 0.01$ y $p < 0.001$ respectivamente entre cada cultivo y el nivel de referencia de la vegetación natural.

Los cambios en el uso del suelo modificaron la fenología de la vegetación produciendo cambios en la fecha del máximo NDVI. Los cultivos de trigo (-49.8 %) adelantaron la fMax en promedio en todas las zonas. El resto de las coberturas atrasó la fMax en todas las zonas, pero de forma estadísticamente significativa solo el maíz y la soja en el ChSA y las Pasturas en PRP-Se. El trigo se diferenció del resto de las coberturas en todas las zonas, mientras que soja y maíz

siempre resultaron iguales. Además las pasturas se diferenciaron de soja y maíz en ChSA-e y de Soja en ChSA-o.

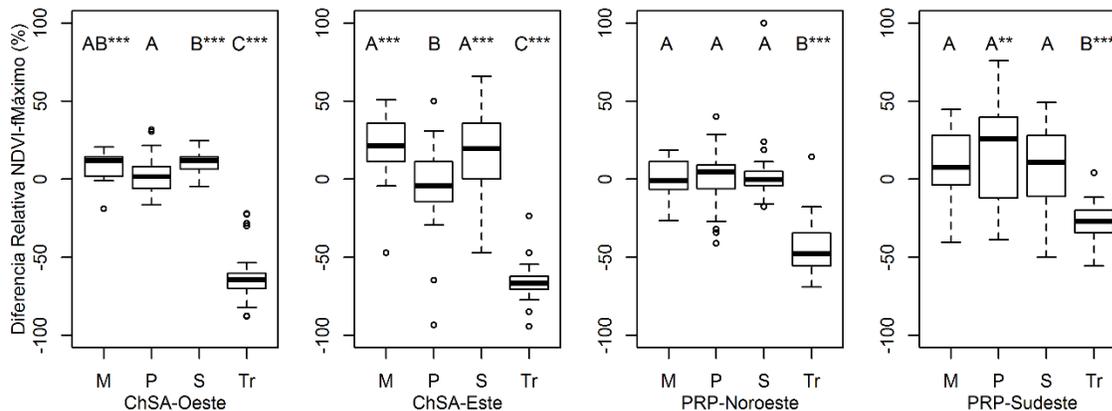


Figura 5.7: Diferencias Relativas [%] en la Fecha del Máximo de NDVI debido al reemplazo de vegetación natural por los 4 cultivos principales en las cuatro zonas. Las diferencias se calcularon de forma pareada entre cada lote y su referencia de vegetación natural (Bosque Seco o Pastizal Natural). Las distintas letras indican diferencias estadísticas significativas entre los cuatro cultivos. Se utilizó la simbología *, ** y *** para niveles de significancia de $p < 0.05$, $p < 0.01$ y $p < 0.001$ respectivamente entre cada cultivo y el nivel de referencia de la vegetación natural.

Las mayores diferencias relativas se presentaron en la TBr que en promedio representaron un incremento del 156.8 % con un valor máximo de 396.7 % para la soja en ChSA-e. Las diferencias resultaron significativas para todas las coberturas en todas las zonas a excepción de las pasturas en los PRP. La soja presentó las mayores diferencias en la tasa de crecimiento en todas la zonas pero diferenciándose estadísticamente del resto de las coberturas parcialmente. El maíz y el trigo representaron situaciones intermedias mayores a las pasturas en todos los casos excepto el trigo en ChSA-o (P: 48.3 %, Tr: 40.4 %).

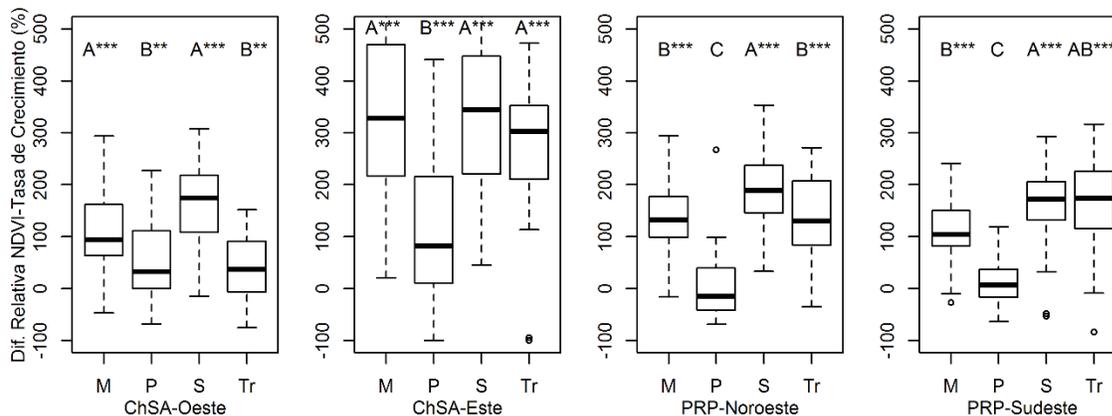


Figura 5.8: Diferencias Relativas [%] en la Tasa de Brotado de NDVI debido al reemplazo de vegetación natural por los 4 cultivos principales en las cuatro zonas. Las diferencias se calcularon de forma pareada entre cada lote y su referencia de vegetación natural (Bosque Seco o Pastizal Natural). Las distintas letras indican diferencias estadísticas significativas entre los cuatro cultivos. Se utilizó la simbología *, ** y *** para niveles de significancia de $p < 0.05$, $p < 0.01$ y $p < 0.001$ respectivamente entre cada cultivo y el nivel de referencia de la vegetación natural.

Discusión

Las coberturas del suelo más difundidas en la región incluyendo coberturas naturales y cultivadas se diferencian funcionalmente. Estas diferencias se manifiestan principalmente en la estacionalidad y fenología de las ganancias de carbono. Las diferencias en estacionalidad asociada a cambios en el uso del suelo ya fueron reportadas en la región chaqueña (Volante et al. 2012). En los Pastizales del Río de la Plata el reemplazo de coberturas naturales también genera cambios en la estacionalidad y fenología de las ganancias de carbono (Guerschman et al. 2003). Los cultivos son más homogéneos que los pastizales naturales y las pasturas lo cual se evidencia en una menor dispersión en los primeros dos ejes del análisis de componentes principales. Los bosques secos presentan una homogeneidad similar a los cultivos lo cual se puede asociar a que su distribución geográfica se restringe al chaco seco, mientras que el resto de las coberturas se distribuyen de forma más equitativa por toda el área de estudio ocupando un gradiente ambiental más amplio. Las dos coberturas más similares en términos funcionales son la soja y el maíz lo cual coincide con lo encontrado previamente en Chaco (Staiano 2016). Ambos cultivos de verano, con marcada

estacionalidad asociada a una estación de crecimiento bien definida y periodo previo de barbecho o cultivo de invierno antecesor. El cultivo de trigo también con estacionalidad marcada se diferencia de la soja y el maíz en cuanto a la fenología presentando fechas de máximo, inicio y fin de estación de crecimiento varios meses adelantada.

Si bien cada cobertura presenta diferencias entre zonas en algunos de los atributos funcionales analizados, el reemplazo de los sistemas naturales por el mismo cultivo en las 4 zonas genera una homogenización funcional. El cultivo de soja es el que más homogenización genera ya que en las 4 zonas su funcionamiento es similar, además de que es el cultivo más difundido en la región (capítulo 3). El Maíz y el Trigo producen una homogenización menor ya que si bien el funcionamiento de cada cultivo es similar generan un desfase fenológico en la fecha del máximo en las diferentes zonas. Además, el trigo de la región PRP-Se es el único caso en que el pico de NDVI máximo del invierno supera al del verano generado por el cultivo sucesor. Esto indica que esta es la única zona en la que se producen periodos de barbechos en verano siendo el cultivo de invierno más importante (Krüger 2015). Las pasturas son las que menor homogenización provocan, diferenciándose funcionalmente las monoculturas de gaton panic del chaco de las pasturas poli-específicas de los PRP. En el chaco las pasturas si bien son perennes presentan un comportamiento fenológico muy similar al de los cultivos determinado por el régimen de precipitación monzónico con un marcado déficit hídrico durante el invierno (Morello 2012). En cambio en los PRP la dinámica funcional se ve más controlada por el régimen de pastoreo (Piñeiro et al. 2006) ya que las precipitaciones son uniformes a lo largo del año.

El cultivo de soja desde el sudoeste bonaerense hasta el noroeste chaqueño se realiza con diferentes prácticas de manejo que incluyen modificaciones en la fecha de siembra (Galvan 2002), la elección de la variedad (más de 50 grupos de madurez, Devani et al. 2014), distintos niveles de

fertilización y manejos alternativo del periodo de barbecho. Sin embargo, estas diferencias en el manejo que en principio resultan contrastantes, no se reflejan en diferencias funcionales asociadas a la dinámica temporal de las ganancias de carbono. Las diferencias ambientales que experimentan los cultivos en una zona tan amplia y las diferentes prácticas de manejo se ven diluidas por la implementación de un sistema productivo que homogeniza el funcionamiento convergiendo todas las situaciones hacia niveles de ganancia, estacionalidad y fenología similares. Esta homogenización funcional generada por el cultivo más difundido en la región podría determinar sistemas menos resilientes, con mayor susceptibilidad a eventos climáticos extremos como sequías e inundaciones (Chapin et al. 2009).

Los cambios en el uso del suelo generaron alteraciones en los cinco atributos funcionales presentando diferencias entre coberturas y entre zonas. La magnitud de las diferencias en promedio resultó mayor para la estacionalidad (87.9 %) y la tasa de crecimiento (156.8 %). Los valores máximos son los que menos se modificaron aunque presentando diferencias significativas. La fecha del máximo se atrasó para todas las coberturas a excepción del trigo que la adelantó en todas las zonas. La media presenta un caso particular en el que el efecto (en general estadísticamente significativo) puede ser positivo o negativo dependiendo de la cobertura y la zona. Estas modificaciones funcionales, especialmente en la estacionalidad fueron reportadas en pastizales templados (Paruelo et al. 2001 y 2006), en bosques subtropicales húmedos (Roldan et al. 2010) y en bosques secos del cono sur (Volante 2012 y Satiano 2016). Sin embargo, en este análisis incorporamos 3 atributos funcionales menos explorados (fMax, Max y TBr) que muestran además cambios importantes en la fenología.

Los cambios funcionales se corresponden con modificaciones estructurales de la vegetación a nivel de canopy. Las coberturas de reemplazo tienen menor área foliar mínima

durante los periodos de pre-siembra, establecimiento de los cultivos y barbecho (Guerschman et al. 2005). Sin embargo, el tipo de sistema de cultivo determina la magnitud de las diferencias con los sistemas naturales. Así los sistemas de doble cultivo Trigo-cultivo de verano son los que generan menores diferencias relativas en la media de NDVI ya que determinan mayores tiempos de ocupación del suelo con vegetación activa reduciendo los periodos de barbecho (Caride et al. 2012). Los cultivos de trigo analizados en este trabajo se realizan casi exclusivamente en sistemas de doble cultivo con la presencia de antecesor y predecesor de verano (Capítulo 3). La zona PRP-Se es la única excepción a esta regla, ocurriendo en algunos casos barbechos de verano y siendo el cultivo de invierno el único, o más importante cultivo a lo largo del año (Figura 5.2, panel Trigo). Esta situación excepcional se evidencia en las firmas fenológicas con el pico de verano menor al de invierno solo en esta zona (Figura 5.2). Además se refleja funcionalmente como la zona en que el cultivo de trigo presenta la menor diferencia relativa en la media anual de NDVI respecto de los cultivos de verano.

Las pasturas representan un caso particular en que la cobertura natural es reemplazada por un cultivo perenne. Esto determina que en las Pasturas sean el único caso en que las diferencias relativas en la media de NDVI sean positivas, indicando un aumento en las ganancias de carbono (PRP-No: 13.08 y PRP-Se: 3.06). De hecho esto ocurre solo en los PRP en donde los pastizales naturales de referencia son reemplazados por una cobertura similar, también herbácea, perenne, en general menos diversa pero más productiva (Oyarzabal et al. 2019). En el Chaco las P presentan diferencias relativas menores al M y S, pero que no llegan a ser positivas (ChSA-e: M:-21.83, S:-18.43, P:-13.9; ChSA-o: M:-27.98, S:-27.26, P: -15.54). Esto se debe a cambios estructurales muy contrastantes generados por el reemplazo de vegetación leñosa, con estratos arbustivo-arbóreos y arquitectura radical profunda por vegetación herbácea con raíces superficiales. Si bien las pasturas

megatérmicas implantadas son perennes, presentan un funcionamiento muy similar a los cultivos de verano, con un periodo de senescencia muy marcado que comienza en el otoño y permanece con vegetación muerta en pie hasta la ocurrencia de precipitaciones en la primavera siguiente (Baldassini y Paruelo 2020). En esta región los sistemas de cultivo que incluyen trigo en el invierno presentan valores muy similares las pasturas perennes (ChSA-o:-14.21; ChSA-e :-14.24), inclusive con diferencias relativas menores en ChSA-e ya que si bien presentan periodos de pre-siembra e implantación con mínima área foliar, el periodo de barbecho del invierno se ve reducido por la ocupación del trigo (Staiano et al. 2016).

Los cambios en el funcionamiento ecosistémico generan modificaciones en la provisión de servicios ecosistémicos intermedios de regulación. El NDVI es un estimador de la PPNA de los ecosistemas y como tal una variable integradora de otros procesos ecosistémicos vinculados con esta (McNaughton et al. 1989). En este sentido no solo la magnitud, sino su dinámica temporal determina la provisión de servicios ecosistémicos asociados con la dinámica del agua y la biodiversidad (Paruelo et al. 2016). Los aumentos en la estacionalidad del NDVI se asocian principalmente a periodos de barbecho entre cultivos o vegetación senescente (ej: pasturas megatérmicas en el chaco). Los periodos de barbecho o con suelo descubierto generan un escenario de mayor susceptibilidad a la erosión hídrica y eólica disminuyendo el servicio ecosistémico de control de la erosión (Volante et al. 2012). Por otro lado la menor productividad o su concentración en un periodo acotado del año generan alteraciones en la regulación hídrica. Una disminución en la evapotranspiración anual y su consecuente aumento en el drenaje profundo que produce un aumento de los niveles freáticos generando anegamiento superficial e inundaciones (Nosseto et al. 2012, Nosseto et al. 2015, Amdam et al. 2013).

Los aumentos en los niveles máximos de NDVI y las altas tasas de brotado registradas en las coberturas que reemplazan a los pastizales naturales y bosques secos (principalmente cultivos de verano) podrían representar mayor disponibilidad de energía para los consumidores primarios y toda la red trófica. Sin embargo, estos valores máximos en las situaciones transformadas se producen durante periodos de tiempo muy acotados y en todos los casos desplazados temporalmente respecto de los ecosistemas naturales. Atrasados en el caso de los cultivos y pasturas y adelantado en el caso del trigo. Esta situación podría generar un desacople entre la oferta de energía en el ecosistema y la posibilidad de ser aprovechada para la productividad secundaria de los ecosistemas por poblaciones de herbívoros silvestres.

La magnitud de los cambios en el funcionamiento ecosistémico generados por los cambios en el uso del suelo resultaron más importantes en los bosques que en los pastizales. Esta diferencia asociada al contraste estructural específico de cada región que generan las transformaciones del uso del suelo ya fue documentada. Viglizzo y Frank (2006) encontraron mayor impacto sobre la provisión de servicios ecosistémicos en bosques que en pastizales. Cuanto mayor es el contraste estructural con la cobertura del suelo que reemplaza a la cobertura natural mayor son los cambios funcionales asociados a la transformación (Volante et al. 2012). Estas evidencias sugieren que cuanto más contrastante sea la estructura de la vegetación que reemplaza a los ecosistemas naturales, mayores serán las alteraciones en el funcionamiento ecosistémico y se generarán mayores compromisos entre los servicios de provisión y regulación que esos ecosistemas ofrecen.

Discusión General

Capítulo 6

Capítulo 6 - Discusión General

Los cambios en la estructura y funcionamiento están amenazando la sostenibilidad de los ecosistemas de todo el planeta (Foley et al. 2005, Rockström et al. 2009, Chapin et al. 2010). A nivel local se han documentado parcialmente los cambios en el uso/cobertura del suelo y se conocen varias de las implicancias funcionales que conllevan como alteraciones en el ciclo hidrológico, la dinámica del carbono y el balance de radiación (Guerschman y Paruelo 2005, Viglizzo et al. 2011, Nosseto 2005, Nosseto 2012, Aragón et al. 2011, Volante et al. 2012, Houspanossian et al. 2017, Baldassini et al. 2020). Sin bien se han desarrollado múltiples experimentos y estudios que dan cuenta de los efectos ambientales de estas transformaciones en sitios específicos y son conocidos los impactos en general, aún carecemos de sistemas de monitoreo que permitan evaluar los impactos de forma consistente y continua en el espacio y en el tiempo.

En varios sentidos la línea de base para un monitoreo efectivo es la cartografía consistente y frecuente del uso/cobertura del suelo. Las recientes iniciativas impulsadas por MapBiomás en Chaco, Pampas y Mata atlántica representan un avance muy importante (Banchero et al. 2020). Si bien las iniciativas aún no cubren la totalidad de la región, han sido extensamente desarrolladas en Brasil (5 colecciones que abarcan todo el territorio brasilero desde el año 1985 hasta la actualidad) y se están empezando a extender espacial y temporalmente en el resto de los países de Sudamérica (Souza et al. 2020). En Argentina y Uruguay las 3 iniciativas mencionadas presentan cartografías desde el año 2000 hasta la actualidad. MapBiomás Chaco ya cuenta con 2 colecciones en las que se mejoró la resolución conceptual de los mapas y la precisión con los que fueron generados (Proyecto MapBiomás Chaco, 2020). Mas allá de la

calidad o particularidades de las colecciones disponibles en cada región es un proyecto en constante desarrollo y mejora que prevé en poco tiempo generar caracterizaciones del uso/cobertura del suelo consistentes para un periodo de más de 30 años, con metodologías comunes, bien documentadas, repetibles y mejorables en toda la región.

Los mapas de uso/cobertura permiten el estudio de los ecosistemas a escala regional, su funcionamiento, procesos de contaminación, invasiones biológicas, la provisión de servicios ecosistémicos y en última instancia el monitoreo y pronóstico con modelos predictivos. Así por ejemplo las cartografías de bosques nativos en la Argentina, no exentas de problemas, sirvieron de base para el ordenamiento territorial y zonificación previstas en la ley 26.331 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos (Collazo et al. 2013). Contar con cartografía consistente para periodos largo de tiempo permite estudiar de forma espacialmente explícita la trayectoria de los sistemas, evaluar tendencias temporales, anomalías y el eventual vínculo y retroalimentación de las alteraciones funcionales con los cambios en el uso/cobertura del suelo (Rockström et al. 2009). Entre otras cosas permite cuantificar las pérdidas de ecosistemas nativos lo cual para muchos sistemas de la región no está del todo claro. Los Pastizales del Río de la Plata son un claro ejemplo de los cuales se desconoce su extensión actual, grado de transformación y los cambios que han sufrido en las últimas décadas a pesar de los importantes avances realizados en este sentido (Baeza et al. 2019). Además aumenta la expectativa de entender, documentar y monitorear como afectan estos procesos a paisajes con vegetación nativa que es necesario proteger, como los pastizales naturales del Río de la Plata o los bosques nativos del Chaco.

En el Capítulo 4 de esta tesis (*De lo funcional a lo estructural: Mapeo de coberturas antrópicas en el Chaco Semiárido*) evaluó la posibilidad de cartografiar el uso y cobertura del

suelo utilizando las firmas fenológicas de alta resolución temporal disponibles en la fenoteca. De los resultados obtenidos se desprenden las siguientes hipótesis:

- A pesar de la superposición espectral que presentan algunas coberturas (como los tipos de cultivos o pastizales y pasturas) es posible discriminarlos en la cartografía del uso/cobertura del suelo si se utilizan firmas fenológicas de alta resolución temporal.
- Tiene más efecto sobre la separabilidad de las clases el espacio de atributos que se defina para caracterizar a las clases de uso/cobertura del suelo que el tipo de algoritmo utilizado en la clasificación.

De forma complementaria a los enfoques estructurales o de composición del paisaje, el funcionamiento ecosistémico puede ser estudiado mediante el uso de sensores remotos en múltiples dimensiones. Se pueden medir algunos de los flujos principales como la PPNA, la ET o el balance de radiación y conocer su dinámica estacional a lo largo del año (Volante et al. 2012), caracterizar la variabilidad inter-anual (Baldi et al. 2008), estudiar su tendencia a lo largo del tiempo (Texeira et al. 2019) y comparar la situación actual con situaciones históricas o el promedio general del funcionamiento. Esta tesis muestra que es posible describir la variabilidad espacial y temporal del funcionamiento ecosistémico mediante tres métricas con significado ecológico, de forma consistente en todos los biomas del mundo y a través de cuatro dimensiones del funcionamiento ecosistémico. Además se pueden comparar espacialmente situaciones contrastantes con respecto al manejo, diferente nivel de disturbio y transformaciones del uso/cobertura del suelo. Si bien, encontramos que la heterogeneidad en el funcionamiento es bien capturada con solo tres métricas que informan sobre la magnitud, la estacionalidad y la fenología de cada variable funcional, se pueden derivar muchas más feno-métricas para estudiar otras

situaciones más allá de la heterogeneidad, como el inicio de las estaciones de crecimiento, los valores mínimos y máximos, o las tasas de crecimiento y senescencia.

En el capítulo 2 (*La Mirada Global del Funcionamiento Ecosistémico*) analizo la variabilidad global en múltiples dimensiones del funcionamiento ecosistémico. De los resultados de este capítulo surgen las siguientes hipótesis:

- Existe un grado de desacople entre diferentes dimensiones del funcionamiento ecosistémico. Así cambios en la captura de Carbono no generan necesariamente cambios concomitantes en el balance de radiación y la evapotranspiración.
- Existen en todo el planeta ecosistemas que son análogos funcionales, es decir independientemente de su estructura o composición intercambian materia y energía con la atmósfera de la misma forma y con la misma dinámica temporal.

Estudiando los atributos funcionales del ecosistema pudimos ver y ampliar el entendimiento del estrecho vínculo de los cambios en el uso del suelo con el funcionamiento ecosistémico. A los cambios ya reportados (Volante et al. 2012, Texeira et al. 2015) en la magnitud y estacionalidad en las ganancias de carbono agregamos cambios en la mayoría de los atributos funcionales del ecosistema. Así pudimos encontrar diferencias en los valores máximos, la fenología y las tasas de brotado. Estos cambios generan diferencias entre la dinámica de los procesos naturales y los gobernados por las transformaciones del ecosistema pudiendo desencadenar desacoples entre la disponibilidad y demanda de materia y energía en el ecosistema. Además generan una homogenización en el funcionamiento que podría atentar contra la diversidad y resiliencia de los ecosistemas naturales.

En el capítulo 5 (*Impactos funcionales asociados a los cambios en el uso/cobertura del suelo*) me enfoco en el ciclo del carbono y evaluo en qué medida cambian los atributos funcionales al reemplazar en las dos eco-regiones los ecosistemas naturales por distintos cultivos. Los resultados obtenidos sugieren las siguientes hipótesis:

- La homogenización funcional generada por los cultivos más difundidos en la región (Soja, Maíz y Gatton Panic), podría determinar sistemas menos resilientes, con mayor susceptibilidad a eventos climáticos extremos como sequías e inundaciones
- Los aumentos en los niveles máximos de NDVI y las altas tasas de brotado registradas en las coberturas que reemplazan a los pastizales naturales y bosques secos (principalmente cultivos de verano) podrían representar mayor disponibilidad de energía para los consumidores primarios y toda la red trófica. Sin embargo, estos valores máximos producidos durante periodos de tiempo muy acotados y desplazados temporalmente respecto de los ecosistemas naturales, podrían generar un desacople entre la oferta de energía en el ecosistema y la posibilidad de ser aprovechada para la productividad secundaria de los ecosistemas por poblaciones de herbívoros silvestres.
- Cuanto más contrastante es la estructura de la vegetación que reemplaza a los ecosistemas naturales, mayores serán las alteraciones en el funcionamiento ecosistémico y se generarán mayores compromisos entre los servicios de provisión y regulación que esos ecosistemas ofrecen.

Utilizando las variables funcionales es posible construir modelos para estudiar y predecir el funcionamiento ecosistémico. Integrando las series temporales de variables claves provistas por sensores remotos con modelos conceptuales parametrizados según la estructura del

ecosistema y datos climáticos se pueden construir y alimentar constantemente modelos para monitorear el funcionamiento ecosistémico. Así es posible detectar anomalías, desfases temporales, tendencias, umbrales y generar alertas en base al funcionamiento histórico de los ecosistemas. En este sentido los tipos funcionales de ecosistemas pueden complementar e incluso reemplazar a las cartografías del uso/cobertura del suelo en los casos en que esta información no existe o si se necesitan descripciones consistentes a lo largo del tiempo para estudiar el impacto de los cambios de uso/cobertura sobre el ambiente.

El monitoreo de los ecosistemas de forma consistente, extensiva y frecuente es uno de los desafíos sin resolver en la región. Si bien ha habido innumerables avances aún sigue siendo una cuenta pendiente. Los numerosos trabajos y esfuerzos realizados de forma aislada y en situaciones reducidas espacial o temporalmente son susceptibles de ser integrados en programas de monitoreo basados en sensores remotos. La creciente disponibilidad y acceso a datos provistos por plataformas satelitales (ej: Landsat, Sentinel-2, MODIS, NPP, Planet Scope) y a plataformas de geoprocesamiento (ej: Google Earth Engine, Amazon Web Services, etc) alimenta la expectativa de generar sistemas de monitoreo operativos extensivos en el espacio y de actualización constante. Hasta hace pocos años los requerimientos de infraestructura para almacenamiento, consulta y procesamiento de la información representaban en muchos casos limitaciones a este tipo de desarrollos.

La transformación de los ecosistemas naturales es un proceso de larga data pero que se intensificó en la región en los últimos años (Song et al. 2021). Las modificaciones estructurales asociadas a cambios en el uso/cobertura del suelo han sido documentadas aunque en forma fragmentada. Aun así en muchos ecosistemas de la región esos cambios son conocidos. Pero mucho menos se sabe de las consecuencias funcionales que esos cambios generaron y continúan

generando. En última instancia los cambios estructurales y funcionales determinan la provisión de servicios ecosistémicos. En este sentido la caracterización del uso/cobertura del suelo integrada con las variables y atributos funcionales del ecosistema permite modelar la provisión de servicios de forma espacialmente explícita y continua en el tiempo. Esta información permite entender la distribución de perjuicios y beneficios entre los diferentes actores de los sistemas socio-ecológicos y así planificar el uso del territorio de forma más justa. Conocer los impactos pasados y los escenarios futuros basándose en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas genera datos clave para la toma de decisiones informadas y la evaluación de los compromisos que se generan al intervenir o no sobre los ecosistemas naturales.

Bibliografía

- Alcaraz-Segura, D. (2006). Caracterización del funcionamiento de los ecosistemas ibéricos mediante teledetección. *Revista Ecosistemas*, 15(1).
- Alcaraz-Segura, D., Cabello, J., & Paruelo, J. (2009). Baseline characterization of major Iberian vegetation types based on the NDVI dynamics. *Plant Ecology*, 202(1), 13-29.
- Alcaraz-Segura, D., Cabello, J., Paruelo, J. M., & Delibes, M. (2009). Use of descriptors of ecosystem functioning for monitoring a national park network: a remote sensing approach. *Environmental Management*, 43(1), 38-48.
- 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.
- Alvarez, R., Russo, M. E., Prystupa, P., Scheiner, J. D., & Blotta, L. (1998). Soil carbon pools under conventional and no-tillage systems in the Argentine Rolling Pampa. *Agronomy Journal*, 90(2), 138-143.
- Amdan, M. L., Aragón, R., Jobbágy, E. G., Volante, J. N., & Paruelo, J. M. (2013). Onset of deep drainage and salt mobilization following forest clearing and cultivation in the Chaco plains (Argentina). *Water resources research*, 49(10), 6601-6612.
- Aragón, R., Jobbágy, E. G., & Viglizzo, E. F. (2011). Surface and groundwater dynamics in the sedimentary plains of the Western Pampas (Argentina). *Ecohydrology*, 4(3), 433-447.

Azzali, S., & Menenti, M. (1999). Mapping isogrowth zones on continental scale using temporal Fourier analysis of AVHRR-NDVI data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 1(1), 9-20.

Azzali, S., & Menenti, M. (2000). Mapping vegetation-soil-climate complexes in southern Africa using temporal Fourier analysis of NOAA-AVHRR NDVI data. *International Journal of Remote Sensing*, 21(5), 973-996.

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., Rama, G., Lezama, F., Altesor, A., López-Mársico, L., & Paruelo, J. M. (2019). Cartografía de los pastizales naturales en las regiones geomorfológicas de Uruguay predominantemente ganaderas. Ampliación y actualización. *Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales II. Serie FPTA, INIA, Montevideo*, 27-47.

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.

Bagnato, C.; Texeira, M.; García Accinelli G.; Volante, J.; Paruelo, J. (2015). La Fenoteca: Una biblioteca espectral de firmas fenológicas y una propuesta metodológica para caracterizar el uso de la tierra. Congreso Internacional de Servicios Ecosistémicos en los Neotrópicos. Mar del Plata, Argentina.

Baldassini, P., & Paruelo, J. M. (2020). Sistemas agrícolas y silvopastoriles en el Chaco Semiárido. Impactos sobre la productividad primaria. *Ecología Austral*, 30(1), 045-062.

- Baldassini, P., & Paruelo, J. M. (2020). Deforestation and current management practices reduce soil organic carbon in the semi-arid Chaco, Argentina. *Agricultural Systems*, 178, 102749.
- Baldi, G., & Paruelo, J. M. (2008). Land-use and land cover dynamics in South American temperate grasslands. *Ecology and Society*, 13(2).
- Baldi, G., Guerschman, J. P., & Paruelo, J. M. (2006). Characterizing fragmentation in temperate South America grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 116(3-4), 197-208.
- Baldi, G., Noretto, M. D., Aragón, R., Aversa, F., Paruelo, J. M., & Jobbágy, E. G. (2008). Long-term satellite NDVI data sets: evaluating their ability to detect ecosystem functional changes in South America. *Sensors*, 8(9), 5397-5425.
- Banchero, S., De Abelleira, D., Veron, S. R., Mosciaro, M. J., Arevalos, F., & Volante, J. N. (2020, March). Recent Land Use and Land Cover Change Dynamics in the Gran Chaco Americano. In *2020 IEEE Latin American GRSS & ISPRS Remote Sensing Conference (LAGIRS)* (pp. 511-514). IEEE.
- Barral, M. P., & Oscar, M. N. (2012). Land-use planning based on ecosystem service assessment: A case study in the Southeast Pampas of Argentina. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 154, 34-43.
- Bjørnstad, O. N., & Falck, W. (2001). Nonparametric spatial covariance functions: estimation and testing. *Environmental and Ecological Statistics*, 8(1), 53-70.
- Blanco, P. D., Colditz, R. R., Saldaña, G. L., Hardtke, L. A., Llamas, R. M., Mari, N. A., ... & Arroyo, V. B. (2013). A land cover map of Latin America and the Caribbean in the framework of the SERENA project. *Remote Sensing of Environment*, 132, 13-31.

- Bonan, G. B. (2008). Forests and climate change: forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. *science*, 320(5882), 1444-1449.
- Box, E. O., Holben, B. N., & Kalb, V. (1989). Accuracy of the AVHRR vegetation index as a predictor of biomass, primary productivity and net CO₂ flux. *Vegetatio*, 80(2), 71-89.
- Boyd, J., & Banzhaf, S. (2007). What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological economics*, 63(2-3), 616-626.
- Bravo, G., Bianchi, A., Volante, J., Alderete Salas, S., Sempronii, G., Vicini, L., ... y Piccolo, A. (1999). Regiones Agro-económicas del Noroeste Argentino. *Primeras Jornadas de SIG. INTA-UNSE Gobierno Santiago del Estero, Santiago del Estero. Disco Compacto*.
- Breiman, L. (2001). Random forests. *Machine learning*, 45(1), 5-32.
- 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.
- Burges, C. J. (1998). A tutorial on support vector machines for pattern recognition. *Data mining and knowledge discovery*, 2(2), 121-167.
- Burkart, S. E., León, R. J. C., Perelman, S. B., & Agnusdei, M. (1998). The grasslands of the flooding pampa (Argentina): floristic heterogeneity of natural communities of the southern Río Salado basin. *Coenoses*, 17-27.
- Burke, I. C., Yonker, C. M., Parton, W. J., Cole, C. V., Flach, K., & Schimel, D. S. (1989). Texture, climate, and cultivation effects on soil organic matter content in US grassland soils. *Soil science society of America journal*, 53(3), 800-805.

- 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*(13), 3287-3305.
- Cabido, M., González, C., Acosta, A., & Díaz, S. (1993). Vegetation changes along a precipitation gradient in Central Argentina. *Vegetatio*, *109*(1), 5-14.
- Cabrera, A. L. (1976). Regiones fitogeográficas argentinas.
- Caride, C., Pineiro, G., & Paruelo, J. M. (2012). How does agricultural management modify ecosystem services in the Argentine Pampas? The effects on soil C dynamics. *Agriculture, ecosystems & environment*, *154*, 23-33.
- Ceballos, G., Ehrlich, P. R., & Dirzo, R. (2017). Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. *Proceedings of the national academy of sciences*, *114*(30), E6089-E6096.
- Chapin III, F. S., Kofinas, G. P., & Folke, C. (Eds.). (2009). *Principles of ecosystem stewardship: resilience-based natural resource management in a changing world*. Springer Science & Business Media.
- Chapin III, F. S., Matson, P. A., & Vitousek, P. (2011). *Principles of terrestrial ecosystem ecology*. Springer Science & Business Media.
- 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.
- Chapin, F. S., Matson, P. A., & Mooney, H. A. (2002). Terrestrial decomposition. *Principles of terrestrial ecosystem ecology*, 151-175.

- Chapin III, F. S., Carpenter, S. R., Kofinas, G. P., Folke, C., Abel, N., Clark, W. C., ... & Swanson, F. J. (2010). Ecosystem stewardship: sustainability strategies for a rapidly changing planet. *Trends in ecology & evolution*, 25(4), 241-249.
- Clark, D. B., Read, J. M., Clark, M. L., Cruz, A. M., Dotti, M. F., & Clark, D. A. (2004). Application of 1-M and 4-M resolution satellite data to ecological studies of tropical rain forests. *Ecological Applications*, 14(1), 61-74.
- Clark, M. L., Aide, T. M., & Riner, G. (2012). Land change for all municipalities in Latin America and the Caribbean assessed from 250-m MODIS imagery (2001–2010). *Remote Sensing of Environment*, 126, 84-103.
- Collazo, M. A. G., Panizza, A., & Paruelo, J. M. (2013). Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos: Resultados de la Zonificación realizada por provincias del Norte argentino. *Ecología austral*, 23(2), 97-107.
- Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., ... & Van Den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *nature*, 387(6630), 253-260.
- Curran, P. J. (1985). *Principles of remote sensing*. Longman Inc..
- Daily, G. C., Polasky, S., Goldstein, J., Kareiva, P. M., Mooney, H. A., Pejchar, L., ... & Shallenberger, R. (2009). Ecosystem services in decision making: time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(1), 21-28.

- De Fries, R. S., Hansen, M., Townshend, J. R. G., & Sohlberg, R. (1998). Global land cover classifications at 8 km spatial resolution: the use of training data derived from Landsat imagery in decision tree classifiers. *International Journal of Remote Sensing*, 19(16), 3141-3168.
- De Groot, R. S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., & Willemen, L. (2010). Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological complexity*, 7(3), 260-272.
- Devani, M. R., Ledesma, F., Sanchez, J. R., Perez, D. R., Gonzalez, V., Ploper, L. D., & Coronel, N. B. (2014). Red de evaluación de cultivos de soja para el Noroeste Argentino: resultados de la campaña 2013/2014.
- Di Bella, C. M., Paruelo, J. M., Becerra, J. E., Bacour, C., & Baret, F. (2004). Effect of senescent leaves on NDVI-based estimates of f APAR: Experimental and modelling evidences. *International Journal of Remote Sensing*, 25(23), 5415-5427.
- Didan, K., Munoz, A. B., Solano, R., & Huete, A. (2015). MODIS vegetation index user's guide (MOD13 series). *University of Arizona: Vegetation Index and Phenology Lab*.
- Duro, D. C., Coops, N. C., Wulder, M. A., & Han, T. (2007). Development of a large area biodiversity monitoring system driven by remote sensing. *Progress in Physical Geography*, 31(3), 235-260.
- Dye, D. G., & Goward, S. N. (1993). Cover Photosynthetically active radiation absorbed by global land vegetation in August 1984. *International Journal of Remote Sensing*, 14(18), 3361-3364.

- Eklundh, L., Johansson, T., & Solberg, S. (2009). Mapping insect defoliation in Scots pine with MODIS time-series data. *Remote sensing of environment*, 113(7), 1566-1573.
- FAO [Food and Agriculture Organization]. 1985. Datos agroclimatológicos para América Latina y el Caribe. United Nations FAO, Rome, Italy
- FAO, 2011. State of the World's Forests. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy
- Fernández Requena, N., & Piñeiro Guerra, G. (2008). La caracterización de la heterogeneidad espacial de los ecosistemas: el uso de atributos funcionales derivados de datos espectrales. *Ecosistemas*, Vol. 17, n. 3 (sept.-dic. 2008); pp. 64-78.
- Fisher, B., Turner, R. K., & Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68(3), 643-653.
- 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.
- Foley, J. A., Monfreda, C., Ramankutty, N., & Zaks, D. (2007). Our share of the planetary pie. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(31), 12585-12586.
- Friedl, M. A., Sulla-Menashe, D., Tan, B., Schneider, A., Ramankutty, N., Sibley, A., & Huang, X. (2010). MODIS Collection 5 global land cover: Algorithm refinements and characterization of new datasets. *Remote Sensing of Environment*, 114(1), 168-182.
- Gallo, K. P., Daughtry, C. S. T., & Bauer, M. E. (1985). Spectral estimation of absorbed photosynthetically active radiation in corn canopies. *Remote Sensing of Environment*, 17(3), 221-232.

- Galván, M. E. (2002). El cultivo de la soja en el NOA. *Idia XXI (Buenos Aires-Argentina)*, 2(3), 33-36.
- Geerken, R. A. (2009). An algorithm to classify and monitor seasonal variations in vegetation phenologies and their inter-annual change. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 64(4), 422-431.
- Graesser, J., Aide, T. M., Grau, H. R., & Ramankutty, N. (2015). Cropland/pastureland dynamics and the slowdown of deforestation in Latin America. *Environmental Research Letters*, 10(3), 034017.
- Grau, H. R., Gasparri, N. I., & Aide, T. M. (2005). Agriculture expansion and deforestation in seasonally dry forests of north-west Argentina. *Environmental Conservation*, 140-148.
- Guerschman, J. P., & Paruelo, J. M. (2005). Agricultural impacts on ecosystem functioning in temperate areas of North and South America. *Global and Planetary Change*, 47(2-4), 170-180.
- Guerschman, J. P., Paruelo, J. M., & Burke, I. C. (2003). Land use impacts on the normalized difference vegetation index in temperate Argentina. *Ecological applications*, 13(3), 616-628.
- Guerschman, J. P., Paruelo, J. M., Bella, C. D., Giallorenzi, M. C., & Pacin, F. (2003). Land cover classification in the Argentine Pampas using multi-temporal Landsat TM data. *International Journal of Remote Sensing*, 24(17), 3381-3402.
- Guyot, G. (1990). Optical properties of vegetation canopies. *Optical properties of vegetation canopies*, 19-43.
- Haines-Young, R., Potschin, M., & Kienast, F. (2012). Indicators of ecosystem service potential at European scales: mapping marginal changes and trade-offs. *Ecological Indicators*, 21, 39-53.

- Hall, F. G., Huemmrich, K. F., Goetz, S. J., Sellers, P. J., & Nickeson, J. E. (1992). Satellite remote sensing of surface energy balance: Success, failures, and unresolved issues in FIFE. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, *97*(D17), 19061-19089.
- Hannah, L., Carr, J. L., & Lankerani, A. (1995). Human disturbance and natural habitat: a biome level analysis of a global data set. *Biodiversity & Conservation*, *4*(2), 128-155.
- Hansen, M. C., DeFries, R. S., Townshend, J. R., & Sohlberg, R. (2000). Global land cover classification at 1 km spatial resolution using a classification tree approach. *International journal of remote sensing*, *21*(6-7), 1331-1364.
- 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.
- Hardisty, A. R., Michener, W. K., Agosti, D., García, E. A., Bastin, L., Belbin, L., ... & Kissling, W. D. (2019). The Bari Manifesto: An interoperability framework for essential biodiversity variables. *Ecological informatics*, *49*, 22-31.
- Higgins, S. I., Buitenwerf, R., & Moncrieff, G. R. (2016). Defining functional biomes and monitoring their change globally. *Global Change Biology*, *22*(11), 3583-3593.
- Hoekstra, J. M., Boucher, T. M., Ricketts, T. H., & Roberts, C. (2005). Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology letters*, *8*(1), 23-29.
- Houspanossian, J., Noretto, M., & Jobbágy, E. G. (2013). Radiation budget changes with dry forest clearing in temperate Argentina. *Global change biology*, *19*(4), 1211-1222.

Houspanossian, J., Giménez, R., Jobbágy, E., & Noretto, M. (2017). Surface albedo raise in the South American Chaco: Combined effects of deforestation and agricultural changes. *Agricultural and Forest Meteorology*, 232, 118-127.

Huesca, M., Merino-de-Miguel, S., Eklundh, L., Litago, J., Cicuéndez, V., Rodríguez-Rastrero, M., ... & Palacios-Orueta, A. (2015). Ecosystem functional assessment based on the “optical type” concept and self-similarity patterns: An application using MODIS-NDVI time series autocorrelation. *International journal of applied earth observation and geoinformation*, 43, 132-148.

Huete, A., Didan, K., Miura, T., Rodriguez, E. P., Gao, X., & Ferreira, L. G. (2002). Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote sensing of environment*, 83(1-2), 195-213.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística/Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 1991. Mapa exploratório dos solos do Estado do Rio Grande do Sul. Page 264 in XXIII Congresso Brasileiro de Ciência do Solo. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo/Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brazil.

Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria - Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca. 1990. Atlas de suelos de la República Argentina. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria - Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca, Buenos Aires, Argentina.

Ivits, E., Horion, S., Fensholt, R., & Cherlet, M. (2014). Global ecosystem response types derived from the standardized precipitation evapotranspiration index and FPAR3g series. *Remote Sensing*, 6(5), 4266-4288.

Jackson, R. B., Carpenter, S. R., Dahm, C. N., McKnight, D. M., Naiman, R. J., Postel, S. L., & Running, S. W. (2001). Water in a changing world. *Ecological applications*, *11*(4), 1027-1045.

Jackson, R. B., Jobbágy, E. G., Avissar, R., Roy, S. B., Barrett, D. J., Cook, C. W., ... & Murray, B. C. (2005). Trading water for carbon with biological carbon sequestration. *science*, *310*(5756), 1944-1947.

Jackson, R. D., Reginato, R. J., & Idso, S. B. (1977). Wheat canopy temperature: a practical tool for evaluating water requirements. *Water resources research*, *13*(3), 651-656.

Jenkins, J. P., Braswell, B. H., Frolking, S. E., & Aber, J. D. (2002). Detecting and predicting spatial and interannual patterns of temperate forest springtime phenology in the eastern US. *Geophysical Research Letters*, *29*(24), 54-1.

Jetz, W., Cavender-Bares, J., Pavlick, R., Schimel, D., Davis, F. W., Asner, G. P., ... & Ustin, S. L. (2016). Monitoring plant functional diversity from space. *Nature plants*, *2*(3), 1-5.

Jetz, W., McGeoch, M. A., Guralnick, R., Ferrier, S., Beck, J., Costello, M. J., ... & Turak, E. (2019). Essential biodiversity variables for mapping and monitoring species populations. *Nature ecology & evolution*, *3*(4), 539-551.

Jobbágy, E. G., & Jackson, R. B. (2004). Groundwater use and salinization with grassland afforestation. *Global Change Biology*, *10*(8), 1299-1312.

Jobbágy, E. G., Vasallo, M., Farley, K. A., Piñeiro, G., Garbulsky, M. F., Noretto, M. D., ... & Paruelo, J. M. (2006). Forestación en pastizales: hacia una visión integral de sus oportunidades y costos ecológicos. *Agrociencia*, *10*(2), 109-124.

- Karlsen, S. R., Elvebakk, A., Høgda, K. A., & Johansen, B. (2006). Satellite-based mapping of the growing season and bioclimatic zones in Fennoscandia. *Global Ecology and Biogeography*, 15(4), 416-430.
- Kerr, J. T., & Ostrovsky, M. (2003). From space to species: ecological applications for remote sensing. *Trends in ecology & evolution*, 18(6), 299-305.
- Kimura, F., & Shimizu, Y. (1994). Estimation of sensible and latent heat fluxes from soil surface temperature using a linear air-land heat transfer model. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 33(4), 477-489.
- Koschke, L., Fürst, C., Frank, S., & Makeschin, F. (2012). A multi-criteria approach for an integrated land-cover-based assessment of ecosystem services provision to support landscape planning. *Ecological indicators*, 21, 54-66.
- Krüger, H. (2015). Secuencias de cultivos con trigo para el ambiente semiárido bonaerense: rendimientos y efectos sobre el suelo. *Ediciones INTA, Colección Investigación, desarrollo e innovación. Bordenave, Argentina.*
- Lausch, A., Bannehr, L., Beckmann, M., Boehm, C., Feilhauer, H., Hacker, J. M., ... & Cord, A. F. (2016). Linking Earth Observation and taxonomic, structural and functional biodiversity: Local to ecosystem perspectives. *Ecological Indicators*, 70, 317-339.
- Legendre, P., & Legendre, L. (1998). Numerical ecology: developments in environmental modelling. *Developments in Environmental Modelling*, 20(1).
- Liang, S. (2000). Numerical experiments on the spatial scaling of land surface albedo and leaf area index. *Remote Sensing Reviews*, 19(1-4), 225-242.

Los, S. O., Pollack, N. H., Parris, M. T., Collatz, G. J., Tucker, C. J., Sellers, P. J., ... & Dazlich, D. A. (2000). A global 9-yr biophysical land surface dataset from NOAA AVHRR data. *Journal of hydrometeorology*, *1*(2), 183-199.

Loveland, T. R., Reed, B. C., Brown, J. F., Ohlen, D. O., Zhu, Z., Yang, L. W. M. J., & Merchant, J. W. (2000). Development of a global land cover characteristics database and IGBP DISCover from 1 km AVHRR data. *International Journal of Remote Sensing*, *21*(6-7), 1303-1330.

Lovett, G. M., C. G. Jones, M. G. Turner, and K. C. Weathers. 2006. Ecosystem function in heterogeneous landscapes. Pp. 1–4 in G. M. Lovett, C. G. Jones, M. G. Turner and K. C. Weathers, eds. *Ecosystem function in heterogeneous landscapes*. Springer, New York.

Mather, P., & Tso, B. (2016). *Classification methods for remotely sensed data*. CRC press.

McNaughton, S. J., Oesterheld, M., Frank, D. A., & Williams, K. J. (1989). Ecosystem-level patterns of primary productivity and herbivory in terrestrial habitats. *Nature*, *341*(6238), 142-144.

Milchunas, D. G., & Lauenroth, W. K. (1993). Quantitative effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environments: Ecological Archives M063-001. *Ecological monographs*, *63*(4), 327-366.

Milchunas, D. T., & Lauenroth, W. K. (1995). Inertia in plant community structure: state changes after cessation of nutrient-enrichment stress. *Ecological applications*, *5*(2), 452-458.

- Mildrexler, D. J., Zhao, M., Heinsch, F. A., & Running, S. W. (2007). A new satellite-based methodology for continental-scale disturbance detection. *Ecological Applications*, 17(1), 235-250.
- Ministério da Agricultura-Brasil. 1973. Levantamento de reconhecimento dos solos do Estado do Rio Grande do Sul. Technical Bulletin 30, MA/DPP/DPP-SA/DRNR, Recife, Brazil.
- Monteith, J. L. (1972). Solar radiation and productivity in tropical ecosystems. *Journal of applied ecology*, 9(3), 747-766.
- Monteith, J. L. (1981). Climatic variation and the growth of crops. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 107(454), 749-774.
- Moran, M. S., & Jackson, R. D. (1991). Assessing the spatial distribution of evapotranspiration using remotely sensed inputs. *Journal of Environmental Quality*, 20(4), 725-737.
- Morello, J., Matteucci, S. D., Rodriguez, A. F., & Silva, M. E. (2012). Ecorregiones y complejos Ecosistémicos de Argentina. *Orientación Gráfica Editora, Buenos Aires*.
- Moulin, S., Kergoat, L., Viovy, N., & Dedieu, G. (1997). Global-scale assessment of vegetation phenology using NOAA/AVHRR satellite measurements. *Journal of Climate*, 10(6), 1154-1170.
- Mu, Q., Heinsch, F. A., Zhao, M., & Running, S. W. (2007). Development of a global evapotranspiration algorithm based on MODIS and global meteorology data. *Remote sensing of Environment*, 111(4), 519-536.
- Müller, O. V., & Berbery, E. H. (2014). Routine forecasting and monitoring system for agricultural and hydrological applications on La Plata Basin. In *Anales del 2do. Congreso Internacional de Hidrología de Llanuras*.

- Murray, F., Baldi, G., von Bernard, T., Viglizzo, E. F., & Jobbágy, E. G. (2016). Productive performance of alternative land covers along aridity gradients: Ecological, agronomic and economic perspectives. *Agricultural Systems*, *149*, 20-29.
- Myneni, R. B., Hoffman, S., Knyazikhin, Y., Privette, J. L., Glassy, J., Tian, Y., ... & Running, S. W. (2002). Global products of vegetation leaf area and fraction absorbed PAR from year one of MODIS data. *Remote sensing of environment*, *83*(1-2), 214-231.
- Myneni, R. B., Ramakrishna, R., Nemani, R., & Running, S. W. (1997). Estimation of global leaf area index and absorbed PAR using radiative transfer models. *IEEE Transactions on Geoscience and remote sensing*, *35*(6), 1380-1393.
- Navarro, L. M., Fernández, N., Guerra, C., Guralnick, R., Kissling, W. D., Londoño, M. C., ... & Pereira, H. M. (2017). Monitoring biodiversity change through effective global coordination. *Current opinion in environmental sustainability*, *29*, 158-169.
- Newbold, T., Hudson, L. N., Hill, S. L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R. A., ... & Purvis, A. (2015). Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, *520*(7545), 45-50.
- 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.
- 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.

- Nosetto, M. D., Jobbágy, E. G., Brizuela, A. B., & Jackson, R. B. (2012). The hydrologic consequences of land cover change in central Argentina. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *154*, 2-11.
- Nosetto, M. D., Paez, R. A., Ballesteros, S. I., & Jobbágy, E. G. (2015). Higher water-table levels and flooding risk under grain vs. livestock production systems in the subhumid plains of the Pampas. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *206*, 60-70.
- Noss, R. F. (1990). Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation biology*, *4*(4), 355-364.
- Oesterheld, M., Loreti, J., Semmartin, M., & Paruelo, J. M. (1999). Grazing, fire, and climate effects on primary productivity of grasslands and savannas. *Ecosystems of the world*, 287-306.
- Oliver, T. H., Isaac, N. J., August, T. A., Woodcock, B. A., Roy, D. B., & Bullock, J. M. (2015). Declining resilience of ecosystem functions under biodiversity loss. *Nature communications*, *6*(1), 1-8.
- Olofsson, P., Foody, G. M., Stehman, S. V., & Woodcock, C. E. (2013). Making better use of accuracy data in land change studies: Estimating accuracy and area and quantifying uncertainty using stratified estimation. *Remote Sensing of Environment*, *129*, 122-131.
- Olson, D. M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E. D., Burgess, N. D., Powell, G. V., Underwood, E. C., ... & Kassem, K. R. (2001). Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth A new global map of terrestrial ecoregions provides an innovative tool for conserving biodiversity. *BioScience*, *51*(11), 933-938.

Olson, D. M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E. D., Burgess, N. D., Powell, G. V., Underwood, E. C., ... & Kassem, K. R. (2001). Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth A new global map of terrestrial ecoregions provides an innovative tool for conserving biodiversity. *BioScience*, 51(11), 933-938.

Overbeck, G. E., Müller, S. C., Fidelis, A., Pfadenhauer, J., Pillar, V. D., Blanco, C. C., ... & Forneck, E. D. (2007). Brazil's neglected biome: the South Brazilian Campos. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 9(2), 101-116.

Oyarzabal, M., Andrade, B., Pillar, V. D., & Paruelo, J. (2019). Temperate Subhumid Grasslands of Southern South America.

Palacios-Orueta, A., Huesca, M., Whiting, M. L., Litago, J., Khanna, S., Garcia, M., & Ustin, S. L. (2012). Derivation of phenological metrics by function fitting to time-series of Spectral Shape Indexes AS1 and AS2: Mapping cotton phenological stages using MODIS time series. *Remote Sensing of Environment*, 126, 148-159.

Paruelo, J. M. (2008). La caracterización funcional de ecosistemas mediante sensores remotos. *Revista Ecosistemas*, 17(3).

Paruelo, J. M., & Laterra, P. (2019). El lugar de la naturaleza en la toma de decisiones. *Servicios ecosistémicos y ordenamiento territorial rural*.

Paruelo, J. M., Epstein, H. E., Lauenroth, W. K., & Burke, I. C. (1997). ANPP estimates from NDVI for the central grassland region of the United States. *Ecology*, 78(3), 953-958.

- Paruelo, J. M., Garbulsky, M. F., Guerschman, J. P., & Jobbágy, E. G. (2004). Two decades of Normalized Difference Vegetation Index changes in South America: identifying the imprint of global change. *International Journal of Remote Sensing*, 25(14), 2793-2806.
- Paruelo, J. M., Guerschman, J. P., & Verón, S. R. (2005). Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. *Ciencia hoy*, 15(87), 14-23.
- Paruelo, J. M., Guerschman, J. P., Piñeiro, G., Jobbágy, E. G., Verón, S. R., Baldi, G., & Baeza, S. (2006). Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: marcos conceptuales para su análisis. *Agrociencia*, 10(2), 47-61.
- Paruelo, J. M., Jobbágy, E. G., & Sala, O. E. (1998). Biozones of Patagonia (Argentina). *Ecología Austral*, 8(02), 145-153.
- Paruelo, J. M., Jobbágy, E. G., & Sala, O. E. (2001). Current distribution of ecosystem functional types in temperate South America. *Ecosystems*, 4(7), 683-698.
- Paruelo, J. M., Jobbágy, E. G., Sala, O. E., Lauenroth, W. K., & Burke, I. C. (1998). Functional and structural convergence of temperate grassland and shrubland ecosystems. *Ecological Applications*, 8(1), 194-206.
- Paruelo, J. M., Oesterheld, M., Di Bella, C. M., Arzadum, M., Lafontaine, J., Cahuepé, M., & Rebella, C. M. (2000). Estimation of primary production of subhumid rangelands from remote sensing data. *Applied Vegetation Science*, 3(2), 189-195.
- Paruelo, J. M., Piñeiro, G., Baldi, G., Baeza, S., Lezama, F., Altesor, A., & Oesterheld, M. (2010). Carbon stocks and fluxes in rangelands of the Rio de la Plata basin. *Rangeland Ecology & Management*, 63(1), 94-108.

- Paruelo, J. M., Texeira, M., Staiano, L., Mastrángelo, M., Amdan, L., & Gallego, F. (2016). An integrative index of Ecosystem Services provision based on remotely sensed data. *Ecological Indicators*, *71*, 145-154.
- Pereira, H. M., Ferrier, S., Walters, M., Geller, G. N., Jongman, R. H. G., Scholes, R. J., ... & Wegmann, M. (2013). Essential biodiversity variables. *Science*, *339*(6117), 277-278.
- Pérez-Hoyos, A., Martínez, B., García-Haro, F. J., Moreno, Á., & Gilabert, M. A. (2014). Identification of ecosystem functional types from coarse resolution imagery using a self-organizing map approach: A case study for Spain. *Remote Sensing*, *6*(11), 11391-11419.
- Pettorelli, N., Nagendra, H., Rocchini, D., Rowcliffe, M., Williams, R., Ahumada, J., ... & Wegmann, M. (2017). Remote sensing in ecology and conservation: three years on.
- Pettorelli, N., Vik, J. O., Mysterud, A., Gaillard, J. M., Tucker, C. J., & Stenseth, N. C. (2005). Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *Trends in ecology & evolution*, *20*(9), 503-510.
- Pettorelli, N., Wegmann, M., Skidmore, A., Múcher, S., Dawson, T. P., Fernandez, M., ... & Geller, G. N. (2016). Framing the concept of satellite remote sensing essential biodiversity variables: challenges and future directions. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, *2*(3), 122-131.
- Piñeiro, G., Oesterheld, M., Batista, W. B., & Paruelo, J. M. (2006). Opposite changes of whole-soil vs. pools C: N ratios: a case of Simpson's paradox with implications on nitrogen cycling. *Global Change Biology*, *12*(5), 804-809.

- Piñeiro, G., Paruelo, J. M., Jobbágy, E. G., Jackson, R. B., & Oesterheld, M. (2009). Grazing effects on belowground C and N stocks along a network of cattle exclosures in temperate and subtropical grasslands of South America. *Global Biogeochemical Cycles*, 23(2).
- Potter, C. S., Randerson, J. T., Field, C. B., Matson, P. A., Vitousek, P. M., Mooney, H. A., & Klooster, S. A. (1993). Terrestrial ecosystem production: a process model based on global satellite and surface data. *Global Biogeochemical Cycles*, 7(4), 811-841.
- Prince, S. D. (1991). A model of regional primary production for use with coarse resolution satellite data. *International Journal of Remote Sensing*, 12(6), 1313-1330.
- Proyecto MapBiomias Chaco – Colección 2 de la Serie Anual de Mapas de Cobertura y Uso del Suelo del Chaco. <https://chaco.mapbiomas.org>
- Raffa, K. F., Powell, E. N., & Townsend, P. A. (2013). Temperature-driven range expansion of an irruptive insect heightened by weakly coevolved plant defenses. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(6), 2193-2198.
- Redman, C. L. (1999). *Human impact on ancient environments*. University of Arizona Press.
- Riveros, F. (2002). The Gran Chaco. FAO (Food and Agriculture Organization).
- 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).
- Roldán, M., Carminati, A., Biganzoli, F., & Paruelo, J. M. (2010). Las reservas privadas ¿son efectivas para conservar las propiedades de los ecosistemas?. *Ecología austral*, 20(2), 185-199.

Ruimy, A., Saugier, B., & Dedieu, G. (1994). Methodology for the estimation of terrestrial net primary production from remotely sensed data. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 99(D3), 5263-5283.

Sakamoto, T., Yokozawa, M., Toritani, H., Shibayama, M., Ishitsuka, N., & Ohno, H. (2005). A crop phenology detection method using time-series MODIS data. *Remote sensing of environment*, 96(3-4), 366-374.

SAyDS (Secretaria de Ambiente y Desarrollo Sustentable), 2007a. Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos. Informe Nacional. Proyecto Bosques Nativos y Áreas Protegidas. BIRF 4085-AR. República Argentina, 96 pp. Available in: <http://www.ambiente.gov.ar/>.

SAyDS (Secretaria de Ambiente y Desarrollo Sustentable), 2007b. Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos. Informe Regional Parque Chaqueño. ~ Proyecto Bosques Nativos y Áreas Protegidas. BIRF 4085-AR. República Argentina, 118 pp. Available in:

<http://www.ambiente.gov.ar/>.

SAyDS (Secretaria de Ambiente y Desarrollo Sustentable), 2007c. Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos. Informe Regional Selva Tucumano-Boliviana. Proyecto Bosques Nativos y Áreas Protegidas. BIRF 4085-AR. República Argentina, 88 pp. Available in:

<http://www.ambiente.gov.ar/>.

Sayre, R., Dangermond, J., Frye, C., Vaughan, R., Aniello, P., Breyer, S., ... & Comer, P. (2014).

A new map of global ecological land units—an ecophysiological stratification approach. *Washington, DC: Association of American Geographers*, 46.

Sellers, P. J., Berry, J. A., Collatz, G. J., Field, C. B., & Hall, F. G. (1992). Canopy reflectance, photosynthesis, and transpiration. III. A reanalysis using improved leaf models and a new canopy integration scheme. *Remote sensing of environment*, 42(3), 187-216.

Sellers, P. J., Dickinson, R. E., Randall, D. A., Betts, A. K., Hall, F. G., Berry, J. A., ... & Henderson-Sellers, A. (1997). Modeling the exchanges of energy, water, and carbon between continents and the atmosphere. *Science*, 275(5299), 502-509.

Skidmore, A. K., Pettorelli, N., Coops, N. C., Geller, G. N., Hansen, M., Lucas, R., ... & Wegmann, M. (2015). Environmental science: Agree on biodiversity metrics to track from space. *Nature News*, 523(7561), 403.

Sobrino, J. A., Julien, Y., & Morales, L. (2006). Multitemporal analysis of PAL images for the study of land cover dynamics in South America. *Global and Planetary Change*, 51(3-4), 172-180.

Sokal, R. R., & Rohlf, F. J. (1995). *Biometry*, (Freeman: New York). *Biometry*, 3rd ed. *Freeman, New York*.

Song, X. P., Hansen, M. C., Potapov, P., Adusei, B., Pickering, J., Adami, M., ... & Tyukavina, A. (2021). Massive soybean expansion in South America since 2000 and implications for conservation. *Nature Sustainability*, 1-9.

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

Soriano, A., & Paruelo, J. M. (1992). Biozones: vegetation units defined by functional characters identifiable with the aid of satellite sensor images. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 82-89

Souza, C. M., Z Shimbo, J., Rosa, M. R., Parente, L. L., A Alencar, A., Rudorff, B. F., ... & Azevedo, T. (2020). Reconstructing three decades of land use and land cover changes in brazilian biomes with landsat archive and earth engine. *Remote Sensing*, 12(17), 2735.

Staiano, Luciana. (2016). "Una caracterización de los cambios funcionales de la vegetación asociados a la transformación del territorio en el noroeste argentino". Tesis de Grado para obtener el grado de Licenciada en Ciencias Ambientales otorgado por Universidad de Buenos Aires. Facultad de Agronomía.

Stephens, P. A., Pettorelli, N., Barlow, J., Whittingham, M. J., & Cadotte, M. W. (2015). Management by proxy? The use of indices in applied ecology.

Team, R. C. (2018). R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. <http://www.R-project.org>.

Texeira, M., Oyarzabal, M., Pineiro, G., Baeza, S., & Paruelo, J. M. (2015). Land cover and precipitation controls over long-term trends in carbon gains in the grassland biome of South America. *Ecosphere*, 6(10), 1-21.

Tibshirani, R., Walther, G., & Hastie, T. (2001). Estimating the number of clusters in a data set via the gap statistic. *Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Statistical Methodology)*, 63(2), 411-423.

Townshend, J., Justice, C., Li, W., Gurney, C., & McManus, J. (1991). Global land cover classification by remote sensing: present capabilities and future possibilities. *Remote Sensing of Environment*, 35(2-3), 243-255.

- Tucker, C. J. (1979). Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote sensing of Environment*, 8(2), 127-150.
- Tucker, C. J., Vanpraet, C. L., Sharman, M. J., & Van Ittersum, G. (1985). Satellite remote sensing of total herbaceous biomass production in the Senegalese Sahel: 1980–1984. *Remote sensing of environment*, 17(3), 233-249.
- 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.
- Vapnik, V. (1998). The support vector method of function estimation. In *Nonlinear modeling* (pp. 55-85). Springer, Boston, MA.
- Vapnik, V. N. (1995). The nature of statistical learning. *Theory*.
- Vassallo, M. M., Dieguez, H. D., Garbulsky, M. F., Jobbágy, E. G., & Paruelo, J. M. (2013). Grassland afforestation impact on primary productivity: a remote sensing approach. *Applied Vegetation Science*, 16(3), 390-403.
- Vega, E., Baldi, G., Jobbágy, E. G., & Paruelo, J. (2009). Land use change patterns in the Río de la Plata grasslands: the influence of phytogeographic and political boundaries. *Agriculture, ecosystems & environment*, 134(3-4), 287-292.
- Viglizzo, E. F., & Frank, F. C. (2006). Land-use options for Del Plata Basin in South America: Tradeoffs analysis based on ecosystem service provision. *Ecological economics*, 57(1), 140-151.

- Viglizzo, E. F., Frank, F. C., Carreño, L. V., Jobbagy, E. G., Pereyra, H., Clatt, J., ... & Ricard, M. F. (2011). Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural expansion in Argentina. *Global Change Biology*, *17*(2), 959-973.
- Virginia, R.A., Wall, D.H. (2001). Principles of ecosystem function. En: Levin, S. (Ed.) *Encyclopedia of Biodiversity*, pp: 345- 352. Elsevier, The Netherlands.
- Vitousek, P. M., & Reiners, W. A. (1975). Ecosystem succession and nutrient retention: a hypothesis. *BioScience*, *25*(6), 376-381.
- Volante, J. N., Alcaraz-Segura, D., Mosciaro, M. J., Viglizzo, E. F., & Paruelo, J. M. (2012). Ecosystem functional changes associated with land clearing in NW Argentina. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *154*, 12-22.
- Volante, J. N., Bianchi, A. R., Paoli, H. P., Noé, Y. E., Elena, H. J., y Cabral, C. M. (2006). Análisis de la dinámica del uso del suelo agrícola del Noroeste argentino mediante teledetección y sistemas de información geográfica. Período 2000-2005. INTA.
- Volante, J. N., Campos, C. J., Noé, Y. E., & Elena, H. J. (2007). Método de Clasificación "Por-parcela" para la Detección de Cultivos: Aplicación al Área Agrícola de Las Lajitas (Salta, Argentina), Campaña Agrícola de Invierno 2006. In *Proc. 12º Congreso de la Asociación Española de Teledetección* (Vol. 19, pp. 79-86).
- Volante, J., Mosciaro, J., Poclava, M. 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.

- Walters, M., & Scholes, R. J. (2017). *The GEO handbook on biodiversity observation networks* (p. 326). Springer Nature.
- Wardlow, B. D., Egbert, S. L., & Kastens, J. H. (2007). Analysis of time-series MODIS 250 m vegetation index data for crop classification in the US Central Great Plains. *Remote sensing of environment*, 108(3), 290-310.
- White, M. A., Thornton, P. E., & Running, S. W. (1997). A continental phenology model for monitoring vegetation responses to interannual climatic variability. *Global biogeochemical cycles*, 11(2), 217-234.
- White, M. A., Thornton, P. E., & Running, S. W. (1997). A continental phenology model for monitoring vegetation responses to interannual climatic variability. *Global biogeochemical cycles*, 11(2), 217-234.
- Wickham, H., Chang, W., & Wickham, M. H. (2016). Package 'ggplot2'. *Create Elegant Data Visualisations Using the Grammar of Graphics. Version*, 2(1), 1-189.
- Zhang, X., Friedl, M. A., Schaaf, C. B., Strahler, A. H., Hodges, J. C., Gao, F., ... & Huete, A. (2003). Monitoring vegetation phenology using MODIS. *Remote sensing of environment*, 84(3), 471-475.
- Zuur, A., Ieno, E. N., Walker, N., Saveliev, A. A., & Smith, G. M. (2009). *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer Science & Business Media.