



UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales

Departamento de Ecología, Genética y Evolución

**Intensificación de las prácticas ganaderas en el Bajo Delta del
Río Paraná y sus efectos sobre la diversidad taxonómica y
funcional de la vegetación a diferentes escalas espacio –
temporales**

Tesis presentada para optar por el título de Doctor de la Universidad de Buenos
Aires en el área: **CIENCIAS BIOLÓGICAS**

Lic. Diego Sebastián Aquino

Director de tesis: Dr. Rubén D. Quintana

Co – director de tesis: Dr. Gregorio I. Gavier Pizarro

Consejero de Estudios: Dra. María Busch

Lugar de trabajo: Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental (IIIA), CONICET – UNSAM

Buenos Aires, 2020

Intensificación de las prácticas ganaderas en el Bajo Delta del Río Paraná y sus efectos sobre la diversidad taxonómica y funcional de la vegetación a diferentes escalas espacio – temporales

RESUMEN

El cambio en el uso del suelo ha conducido a la modificación de la composición de las comunidades, constituyendo uno de las principales causales de la pérdida de biodiversidad. Los humedales y su continua modificación e intervención han llevado a que sean considerados entre los ecosistemas más amenazados del planeta. En la porción no insular del Bajo Delta (*Dpto. Islas del Ibicuy, Entre Ríos, Argentina*), la tradicional ganadería extensiva pasó de una producción estacional y de baja carga a una permanente y de alta carga, con la consiguiente necesidad de realizar obras de infraestructura para el manejo del agua tales como *endicamientos, canalizaciones y terraplenes*, desencadenando un acelerado proceso de transformación de estos ecosistemas. En función de esta compleja situación, es que en esta Tesis se propuso analizar cómo dichas transformaciones antrópicas han modificado las comunidades vegetales del *Bajo Delta no Insular del Río Paraná* a diferentes escalas espacio–temporales. En el *Capítulo 2* se llevó a cabo un análisis de las tendencias y quiebres en el funcionamiento de la vegetación para el período 2001–2015, integrando una *serie de tiempo de imágenes del índice verde normalizado (NDVI)*. Se analizaron sus patrones espacio–temporales y se exploró su asociación con variables ambientales, climáticas y antrópicas. En el *Capítulo 3* se cuantificó la heterogeneidad funcional del área de estudio a partir de una regionalización en *Unidades Funcionales (UFs)* y la estimación de sus parámetros fenológicos. A escala local (*Capítulo 4*), se relevó y comparó la composición florística y los atributos de los rasgos funcionales de la vegetación, así como de diferentes variables edáficas entre diferentes *Modalidades Ganaderas*. Los resultados de esta Tesis permitieron comprender la dinámica de la vegetación, sus controladores naturales y antrópicos, su dependencia con los regímenes de precipitación y temperatura, y con la altura de los ríos que determinan la frecuencia de inundación del área de estudio. El análisis de los parámetros fenológicos de cada UF reveló áreas en las que la longitud de la estación de crecimiento se vio disminuida y cuyos valores relativos de productividad primaria neta disminuyeron. La estimación de índices de diversidad taxonómica y funcional fue sensible el efecto que la ganadería y la infraestructura para el manejo del agua asociada poseen sobre los ambientes naturales, sobre la estructura de las comunidades vegetales, en las estrategias de vida de las especies dominantes y en las características y fertilidad de sus suelos. Estos resultados aportan al conocimiento ecológico y biogeográfico de la vegetación de la porción no insular del Bajo Delta del Río Paraná y constituyen una herramienta para el desarrollo de estrategias de conservación y políticas públicas de manejo sustentable.

Palabras clave: biodiversidad, cambio en el uso del suelo, series temporales, dinámica de la vegetación, unidades funcionales, diversidad taxonómica, diversidad funcional, humedales.

Intensification of livestock practices in the Lower Delta of the Paraná River and its effects on the taxonomic and functional diversity of vegetation at different spatio-temporal scales

ABSTRACT

Land use change has led to modifications on the composition of biological communities, constituting one of the main causes of biodiversity loss. Wetlands and its continuous modification and intervention has led them to be considered amid the most threatened ecosystems on the planet. In the non-insular portion of the Lower Delta of the Paraná River (*Dpt. Islas del Ibicuy, Entre Ríos, Argentina*), livestock practices shifted from a seasonal and low load production towards a permanent and high load production, with the consequent need to build water management infrastructure such as polders, canalizations and embankments, triggering an accelerated process of transformation of these ecosystems. Based on this complex situation, it is that in this Thesis I proposed to analyze how these anthropic transformations have modified plant communities in the Non-Insular Lower Delta of the Paraná River at different spatio-temporal scales. In Chapter 2, an analysis on trends and breaks in vegetation functioning between 2001 and 2015 was carried out, integrating a time series of images of the normalized difference vegetation index (NDVI). Their spatio-temporal patterns were analyzed and their association with environmental, climatic and anthropic variables was studied. In Chapter 3, the functional heterogeneity of the study area was assessed by classifying into Functional Units (FUs) and their phenological parameters were estimated. At the local scale (Chapter 4), the floristic composition and the functional traits of the vegetation as well as edaphic variables were compared between different situations of anthropic intervention, classified according to its Livestock Management Practices and its associated intervention in the landscape. The results of this Thesis allowed us to understand vegetation dynamics, its natural and anthropic drivers, its dependence on precipitation and temperature regimes, as well as its dependence on water stage levels that determine the flooding frequency in the study area. The analysis of the phenological parameters of each FU revealed areas in which the length of the growing season was reduced and whose relative values of net primary productivity decreased. The estimation of taxonomic and functional diversity indices was sensitive to the effect that livestock grazing and its associated water management infrastructure have on natural environments, on the structure of plant communities, on the life strategies of dominant species and on characteristics and fertility of its soils. These results contribute to the ecological and biogeographical knowledge of the vegetation of the non-insular portion of the Lower Delta of the Paraná River and constitute a tool for the development of conservation strategies and public policies for sustainable management.

Keywords: biodiversity, land use change, time series analysis, vegetation dynamics, functional units, taxonomic diversity, functional diversity, wetlands.

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, quiero agradecer a mis directores de tesis, Rubén Quintana y Gregorio Gavier-Pizarro, por haber confiado en mí, por enseñarme a plantear las preguntas correctas y por haber compartido su experiencia conmigo durante todos estos años. Por acompañarme en mis primeros pasos en el campo, y por brindarme los medios y la libertad para desarrollar mi trabajo. Sus aportes y minuciosas correcciones han sido invaluableles en la escritura de esta Tesis.

Al grupo de estudiantes, becarios e investigadores del Laboratorio de Biodiversidad, Limnología y Biología de la Conservación del Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental (IIIA) UNSAM – CONICET. Yanina, Pamela, Analía, Andrea, Facundo, Valeria, Noelia, Emiliano y Martina. A todos ellos les agradezco la paciencia, su compañía en el trabajo de campo, en el laboratorio, y en la interpretación de mis resultados.

A las autoridades y colegas de ésta y otras instituciones, quienes colaboraron en algún aspecto de esta Tesis. Al Dr. Jorge Fernández Niello (3iA) y al Dr. Roberto Candal (3iA) por brindarme un espacio físico de trabajo diario impecable. A la Lic. Soledad Nomdedeu (IIIA, UNSAM-CONICET) por el arduo trabajo que implicó la identificación taxonómica de las especies vegetales. A Daniel Carreira (INTA) por asistirme en la interpretación de los análisis de suelos. Al grupo liderado por la Dra. Leticia Mesa (INALI, CONICET) por la camaradería y el apoyo en las campañas compartidas. A Daniel Blanco y a la Fundación Humedales por el apoyo recibido.

Al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) y a la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica por apoyar este trabajo y por el financiamiento otorgado a través de becas y subsidios.

Quiero agradecer especialmente a Víctor Broggi, Marcelo Setimio, Cacho Arnal, Armando Cadoppi y Mauricio Bacigalupo por introducirme al área de estudio, brindarme alojamiento en mi primera campaña, facilitarme y confiarme el acceso a los establecimientos ganaderos, y transmitirme su experiencia. Espero que en muchos de los párrafos de esta Tesis se vea reflejado su aporte.

A mi familia, por su apoyo incondicional, por enorgullecerse de mis logros y por tolerar mis frustraciones. Y finalmente, le agradezco a Anto. Su efímera paciencia y su inagotable cariño han sido los ingredientes de muchas risas en esta última etapa. Esta Tesis es para ustedes.



Imagine a satellite blow-up of a city on mosaic, 1:10,000 scale. It'll take up most of a decent interior wall, so stand well back. There are certain obvious things you can tell at a glance. Is it a planned development or did it grow organically, responding to centuries of differing demand? Is it or was it ever fortified? Does it have a seaboard? Look closer, and you can learn more. Where the major thoroughfares are likely to be, if there is an IP shuttle port, if the city has parks. You can maybe, if you're a trained cartographer, even tell a little about the movements of the inhabitants. Where the desirable areas of town are, what the traffic problems are likely to be and if the city has suffered any serious bomb damage or riots recently.

But there are some things you will never know from that picture. However, much you magnify and reel in detail, it can't tell you if crime is generally on the increase, or what time the citizens go to bed. It can't tell you if the mayor is planning to tear down the old quarter, if the police are corrupt, or what strange things have been happening at Number Fifty-One, Angel Wharf. And the fact that you can break down the mosaic into boxes, move it around and reassemble it elsewhere makes no difference. Some things you will only ever learn by going into that city and talking to the inhabitants.

Richard K. Morgan
Altered Carbon

ÍNDICE GENERAL

RESUMEN.....	1
ABSTRACT.....	2
AGRADECIMIENTOS.....	3
ÍNDICE GENERAL.....	5
ÍNDICE DE FIGURAS, TABLAS E ILUSTRACIONES.....	9
Capítulo 1. INTRODUCCIÓN GENERAL Y ÁREA DE ESTUDIO.....	15
MARCO CONCEPTUAL GENERAL.....	15
Cambios en el uso del suelo y su efecto sobre los ecosistemas de humedal.....	15
El componente funcional de la vegetación.....	16
Detección de cambio en el componente funcional de la vegetación y el análisis/uso de Series Temporales de datos.....	19
La vegetación como indicadora de los efectos del cambio en el uso del suelo a escala local y su respuesta frente a disturbios naturales y antrópicos.....	21
El Bajo Delta no Insular del Río Paraná como caso de estudio.....	23
OBJETIVOS.....	25
Objetivo general.....	25
Objetivos específicos.....	25
ORGANIZACIÓN DE LA TESIS.....	26
ÁREA DE ESTUDIO.....	27
Delimitación y localización.....	27
Clima.....	29
Geomorfología y Régimen Hidrológico.....	32
Suelos.....	33
Patrones de Paisaje y Vegetación.....	34
Actividades productivas (<i>Modalidades Ganaderas - Síntesis</i>).....	37
RELEVANCIA DE LA TESIS Y SUS OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	43
Capítulo 2. CAMBIOS EN EL COMPONENTE FUNCIONAL DE LA VEGETACIÓN DEL BAJO DELTA NO INSULAR DEL RÍO PARANA PARA EL PERÍODO 2001–2015.....	45
INTRODUCCIÓN.....	45
Objetivos.....	50
Hipótesis y Predicciones.....	51
MATERIALES Y MÉTODOS.....	52
Series de datos satelitales.....	52
Patrones espacio–temporales de cambio en el componente funcional de la vegetación.....	54

Efecto de las variables hidro-climáticas en las tendencias y quiebres en el componente funcional de la vegetación	56
Fecha, magnitud y tipo de cambio en relación a eventos de inundación y fuego .	57
Controles antropogénicos sobre la variabilidad, tendencias y quiebres en el funcionamiento de la vegetación.....	59
RESULTADOS.....	61
Fusión de imágenes	61
Patrones espacio – temporales de cambio en el componente funcional de la vegetación	62
Efecto de las variables hidro-climáticas en las tendencias y quiebres en el componente funcional de la vegetación	66
Quiebres en el componente funcional de la vegetación y su relación con eventos de inundación e incendio.....	70
Controles antropogénicos sobre la variabilidad, tendencias y quiebres en el componente funcional de la vegetación	71
DISCUSIÓN.....	74
Capítulo 3. UNIDADES FUNCIONALES DE ECOSISTEMAS Y TENDENCIAS EN PARÁMETROS FENOLÓGICOS DE LA VEGETACIÓN.....	80
INTRODUCCIÓN	80
Objetivos.....	84
Hipótesis y Predicciones	84
MATERIALES Y MÉTODOS	86
Determinación y caracterización de la variabilidad intra e interanual en temperatura y precipitación.....	86
Determinación y caracterización de Unidades Funcionales.....	86
Caracterización funcional.....	88
Caracterización estructural	89
Estimación de parámetros fenológicos	90
RESULTADOS.....	91
Variabilidad intra e interanual en temperatura y precipitación	91
Determinación y caracterización de Unidades Funcionales.....	92
Unidades Funcionales	97
Caracterización estructural	102
Parámetros Fenológicos	103
Tendencias en parámetros fenológicos	105
DISCUSIÓN	108
Capítulo 4. COMPOSICIÓN Y DIVERSIDAD FLORÍSTICA Y FUNCIONAL DE LA VEGETACIÓN EN DIFERENTES MODALIDADES GANADERAS DEL BAJO DELTA DEL RÍO PARANÁ.....	116
INTRODUCCIÓN.....	116

Objetivos.....	120
Hipótesis y Predicciones	121
MATERIALES Y MÉTODOS	122
Diseño Experimental	122
Muestras y análisis de parámetros edáficos.....	124
Censos de vegetación y patrones de diversidad	125
Elección, medición y recopilación de rasgos funcionales	126
Clasificación en los tipos funcionales de plantas (TFP)	127
Estimadores y componentes de la diversidad funcional	129
RESULTADOS.....	131
Análisis de parámetros edáficos. Calidad y fertilidad de suelos.	131
Riqueza, diversidad y equitatividad taxonómica.....	138
Relación entre los rasgos funcionales	144
Clasificación en tipos funcionales de plantas	144
Componentes de la diversidad funcional	148
DISCUSIÓN.....	153
CAPÍTULO V. CONCLUSIONES GENERALES.....	162
CONSIDERACIONES FINALES	162
APLICABILIDAD DE LOS RESULTADOS.....	167
OBJETIVOS DE INVESTIGACIÓN A FUTURO	169
ANEXO A. Características de los Tipos de Suelos	172
ANEXO B. Protocolo de clasificación en Unidades Funcionales	173
ANEXO C. Características de los establecimientos visitados.	178
ANEXO D. Estimadores de calidad y fertilidad de suelos, índices de diversidad taxonómica y funcional	179
Estimación de la calidad y fertilidad de suelos.....	179
Riqueza y diversidad taxonómica.....	180
Riqueza específica	180
Jacknife de Pimer Orden (Jack1).....	180
Índice de Shannon-Wiener (H').....	180
Índice de equitatividad Pielou (J')	181
Índice de Simpson (D).....	181
Equitatividad de Simpson (E).....	181
Componentes de la diversidad funcional	181
Riqueza funcional (FRic).....	181
Equitatividad funcional (FEve)	182
Divergencia funcional (FDiv).....	182
Dispersión funcional (FDis)	182

ANEXO E. Tabla de especies	183
ANEXO F. Rasgos funcionales	186
Selección de individuos y hojas.....	186
Rasgos funcionales.....	186
Altura de la planta.....	186
Historia de Vida	187
Forma de Vida	187
Tipo Morfo-ecológico.....	189
Origen	189
Clonalidad	190
Palatabilidad	190
Tolerancia a la Anoxia	191
Tolerancia a la Salinidad	191
Síndrome de Polinización.....	192
Contenido de Clorofila Foliar	194
Área foliar promedio	194
Peso Seco Foliar y Contenido de Materia Seca (LDMC)	195
Peso Fresco Foliar y Contenido de Agua (LWC)	196
Área Específica Foliar	196
Espesor de la Hoja	196
Masa de la Semilla	197
BIBLIOGRAFÍA.....	198

ÍNDICE DE FIGURAS, TABLAS E ILUSTRACIONES

FIGURA 1. REPRESENTACIÓN DE LA CURVA FENOLÓGICA Y SUS PARÁMETROS DESCRIPTORES.....	18
FIGURA 2. MAPA DEL ÁREA DE ESTUDIO (C) EN EL DELTA DEL PARANÁ (B) Y SU UBICACIÓN EN LA CUENCA DEL PLATA (A). LOS NÚMEROS ROMANOS INDICAN LAS DIFERENTES UNIDADES DE PAISAJE (SENSU KANDUS ET AL. 2006).....	28
FIGURA 3. CLIMATOGRAMA PARA EL PERÍODO 2001–2015 PARA EL BAJO DELTA NO INSULAR DEL RÍO PARANÁ. EN ROJO SE INDICA LA TEMPERATURA, MIENTRAS QUE, EN AZUL, LA PRECIPITACIÓN.....	29
FIGURA 4. REPRESENTACIÓN DE IMÁGENES EN COLOR REAL Y CONTRASTE ENTRE SITUACIÓN “NORMAL” (IZQ.) Y EL EVENTO DE “INUNDACIÓN” (DER.) OCURRIDO EN ABRIL DE 2007 PARA EL BAJO DELTA NO INSULAR DEL RÍO PARANÁ. LAS PORCIONES OSCURAS INDICAN LA EXTENSIÓN DE LA INUNDACIÓN.....	30
FIGURA 5. REPRESENTACIÓN DE IMÁGENES EN COLOR REAL Y CONTRASTE ENTRE SITUACIÓN “NORMAL” (IZQ.) Y UN PERÍODO DE SEQUÍA (DER.) DURANTE ABRIL–OCTUBRE DE 2008 PARA EL BAJO DELTA NO INSULAR DEL RÍO PARANÁ.....	31
FIGURA 6. VARIABLES INDICADORAS DEL RÉGIMEN HIDROLÓGICO (MENSUAL) EN EL BAJO DELTA NO INSULAR DEL RÍO PARANÁ ENTRE 2001 Y 2016. LOS PUNTOS CON BARRAS DE DESVÍO ESTÁNDAR CORRESPONDEN A LA ALTURA DEL RÍO PARANACITO (CM; EJE SUPERIOR-IZQUIERDO); LAS BARRAS VERTICALES CORRESPONDEN AL VALOR DEL ÍNDICE MULTIVARIADO ENSO (MEI) (EJE INFERIOR-DERECHO); LOS CUADRADOS CORRESPONDEN A LA PRECIPITACIÓN MEDIA (MM/DÍA); EJE INFERIOR-IZQUIERDO). LA LÍNEA HORIZONTAL GRIS CORRESPONDE AL NIVEL DE ALERTA , MIENTRAS QUE LA LÍNEA HORIZONTAL NEGRA CORRESPONDE AL NIVEL DE EVACUACIÓN PARA EL RÍO PARANACITO (FUENTE: PREFECTURA NAVAL ARGENTINA: ESTACIÓN VILLA PARANACITO).....	32
FIGURA 7. MAPA DE SUELOS PRESENTES EN EL BAJO DELTA NO INSULAR DEL RÍO PARANÁ. SE DESCRIBE LA TAXONOMÍA CORRESPONDIENTE A LA SERIE PREDOMINANTE EN CADA UNIDAD FISIGRÁFICA A ESCALA 1:100.000 (FUENTE: BEDENDO ET AL., 2014). VER EL ANEXO A PARA UNA DESCRIPCIÓN DETALLADA DE LAS CLASES.....	33
FIGURA 8. DIQUES, TERRAPLENES Y CANALIZACIONES EN EL BAJO DELTA NO INSULAR DEL RÍO PARANÁ. CADA COLOR INDICA EL USO DEL DIQUE: AZUL (GANADERÍA BOVINA), VIOLETA (FORESTAL), VERDE (MIXTO) Y AMARILLO (S/D). FUENTE: MINOTTI, 2018.....	40
FIGURA 9. CRECIMIENTO DE ÁREAS ENDICADAS EN LA PORCIÓN NO INSULAR DEL BAJO DELTA DEL RÍO PARANÁ ENTRE 1970 – 2010. PARA CADA INTERVALO, SE INDICA EL NÚMERO TOTAL DE HECTÁREAS ENDICADAS ENTRE PARÉNTESIS, Y EN COLOR, QUÉ PORCENTAJE CORRESPONDE A CADA USO. LOS COLORES COINCIDEN CON LOS ESTABLECIDOS EN EL MAPA DE LA FIGURA 7. (FUENTE: MINOTTI, 2018).....	41
FIGURA 10. ESQUEMA REPRESENTATIVO DE LAS TENDENCIAS Y QUIEBRES QUE OCURREN EN EL COMPONENTE FUNCIONAL DE LA VEGETACIÓN EN TÉRMINOS DEL ÍNDICE VERDE NORMALIZADO (NDVI).....	48
FIGURA 11. ESQUEMA OPERACIONAL DEL ALGORITMO STVIFM. DOS PARES DE IMÁGENES LANDSAT – MODIS CORRESPONDIENTES A LA MISMA FECHA (TM / TN) SON PREPROCESADAS (AZUL) Y SE UTILIZAN PARA CALIBRAR EL ALGORITMO (NARANJA) Y SUS COEFICIENTES (PÚRPURA). UNA TERCERA IMAGEN MODIS (TP) FUNCIONA COMO PREDICTOR DE LA IMAGEN LANDSAT (Tp) QUE SE QUIERE ESTIMAR (ROJO). rSUP = REFLECTANCIA DE SUPERFICIE. MODIFICADO DE LIAO ET AL. 2017.....	53
FIGURA 12. EJEMPLOS DE TIPO DE CAMBIO EN BASE AL COMPORTAMIENTO DE PÍXELES DEL ÁREA DE ESTUDIO DE ACUERDO A LA CLASIFICACIÓN REALIZADA POR EL ALGORITMO BFST. LOS TIPOS DE CAMBIO SE CORRESPONDEN CON LOS DESCRIPTOS EN LA TABLA 2.....	55
FIGURA 13. ESQUEMA REPRESENTATIVO DE LA DISTRIBUCIÓN DE MUESTRAS DE FUEGO (IZQ.) E INUNDACIÓN (DER.) EN EL ÁREA DE ESTUDIO. PARA UNA MEJOR INTERPRETACIÓN, SE INDICAN LOS LÍMITES Y ACRÓNIMOS DE LAS UNIDADES DE PAISAJE PRESENTES EN EL BAJO DELTA NO INSULAR DEL RÍO PARANÁ SENSU KANDUS ET AL. 2006.....	58
FIGURA 14. COMPARACIÓN VISUAL ENTRE IMÁGENES LANDSAT “REALES” Y “PREDICHAS”, CORRESPONDIENTES A DISTINTAS PORCIONES DEL ÁREA DE ESTUDIO. SE INCLUYE TAMBIÉN LA PORCIÓN DE IMAGEN MODIS CORRESPONDIENTE. LAS ÁREAS DE MUESTREO ABARCAN 500 X 500 PÍXELES LANDSAT (225 KM ²) EN TRES FECHAS DISTINTAS PARA LOS AÑOS 2001, 2009 Y 2014 (FILAS 1, 2 Y 3 RESPECTIVAMENTE).....	61
FIGURA 15. GRÁFICO DE DISPERSIÓN ENTRE VALORES DE NDVI OBSERVADOS Y PREDICHOS EN IMÁGENES LANDSAT FUSIONADAS POR STVIFM EN TRES ÁREAS MUESTRALES DEL ÁREA DE ESTUDIO. (A) 6 DE FEBRERO DE 2001, (B) 17 DE OCTUBRE DE 2009, (C) 16 DE NOVIEMBRE DE 2014. RMSE: ERROR CUADRÁTICO MEDIO (ROOT-MEAN-SQUARE-ERROR) ENTRE VALORES DE NDVI OBSERVADOS Y PREDICHOS. R ² : COEFICIENTE DE REGRESIÓN LINEAL (LÍNEA PUNTEADA ROJA).....	62
FIGURA 16. MAPA REPRESENTATIVO DEL BAJO DELTA NO INSULAR DEL RÍO PARANÁ CORRESPONDIENTE LA FECHA DE QUIEBRE EN EL COMPONENTE FUNCIONAL DE LA VEGETACIÓN ENTRE 2001 Y 2015. EN BLANCO SE INDICAN LAS UNIDADES DE PAISAJE.....	63

FIGURA 17. MAPA REPRESENTATIVO DEL BAJO DELTA NO INSULAR DEL RÍO PARANÁ MOSTRANDO LA MAGNITUD DEL QUIEBRE EN EL COMPONENTE FUNCIONAL DE LA VEGETACIÓN ENTRE 2001 Y 2015. EN BLANCO SE INDICAN LAS UNIDADES DE PAISAJE.	63
FIGURA 18. MAPA REPRESENTATIVO DEL BAJO DELTA NO INSULAR DEL RÍO PARANÁ MOSTRANDO LOS TIPOS DE CAMBIO QUE TUVIERON LUGAR EN EL COMPONENTE FUNCIONAL DE LA VEGETACIÓN ENTRE 2001 Y 2015. LAS CLASES CORRESPONDEN A LAS MENCIONADAS EN LA TABLA 2. EN BLANCO SE INDICAN LAS UNIDADES DE PAISAJE.	64
FIGURA 19. OCURRENCIA DE QUIEBRES DISCRIMINADOS POR TIPO DE CAMBIO DE TENDENCIA EN EL COMPONENTE FUNCIONAL DE LA VEGETACIÓN (BFAST01CLASSIFY) EN EL BAJO DELTA NO INSULAR DEL RÍO PARANÁ. LA EXTENSIÓN ESPACIAL DE CADA CLASE SE DETALLA EN EL EJE Y, BAJO CADA ETIQUETA (KM ²). SE REPRESENTAN LA MEDIANA (LÍNEA VERTICAL), EL PRIMER Y TERCER CUANTIL (LÍMITES DE LAS “CAJAS”), MÁXIMOS Y MÍNIMOS (EXTENSIÓN DE LÍNEA HORIZONTAL).....	65
FIGURA 20. BOX-PLOT INDICATIVO DE LA MAGNITUD DEL QUIEBRE EN TENDENCIA DE NDVI (EJE Y, IZQ.) EN FUNCIÓN DEL TIEMPO (INTERVALOS DE 6 MESES) EN EL BAJO DELTA NO INSULAR DEL RÍO PARANÁ. EL DIAGRAMA DE DISPERSIÓN SUPERPUESTO MUESTRA EL PORCENTAJE DE LOS PÍXELES TOTALES QUE CAMBIARON EN ESE INTERVALO (EJE Y, DER.). LA MAYOR PROPORCIÓN DE PÍXELES EXHIBEN UNA MAGNITUD NEGATIVA EN SUS QUIEBRES Y SE ENCUENTRAN AGRUPADOS ENTRE 2007 Y 2009. AQUELLOS PÍXELES CON MAGNITUD DE QUIEBRE POSITIVA SE OBSERVARON EN EL AÑO 2010 Y SEGUNDA MITAD DEL 2011.....	66
FIGURA 21. ANÁLISIS BFAST01 SOBRE LAS SERIES DE TIEMPO DE PROXIS DEL RÉGIMEN HIDROLÓGICO EN EL BAJO DELTA NO INSULAR DEL RÍO PARANÁ: MEI v2 (A), ALTURA DEL RÍO PARANACITO (B), PRECIPITACIÓN (C) Y TEMPERATURA (D). LA LÍNEA AZUL CORRESPONDE A LA TENDENCIA LINEAL ESTIMADA POR BFAST01; LA LÍNEA VERTICAL PUNTEADA INDICA EL QUIEBRE MIENTRAS QUE LA LÍNEA GRIS ES LA SERIE DE TIEMPO ORIGINAL.	67
FIGURA 22. COEFICIENTES DE CORRELACIÓN DE KENDALL SIGNIFICATIVOS ENTRE LAS SERIES DE TIEMPO DE NDVI Y TEMPERATURA. LOS POLÍGONOS DE COLOR PÚRPURA CORRESPONDEN A ENDICAMIENTOS; TERRAPLENES Y CAMINOS SE INDICAN CON LÍNEAS NEGRAS; LAS LÍNEAS ROJAS CORRESPONDEN A CANALIZACIONES.....	68
FIGURA 23. COEFICIENTES DE CORRELACIÓN DE KENDALL SIGNIFICATIVOS ENTRE LAS SERIES DE TIEMPO DE NDVI Y PRECIPITACIÓN EN EL BAJO DELTA NO INSULAR DEL RÍO PARANÁ. LOS POLÍGONOS DE COLOR PÚRPURA CORRESPONDEN A ENDICAMIENTOS; LOS TERRAPLENES Y CAMINOS SE INDICAN CON LÍNEAS NEGRAS MIENTRAS QUE LAS LÍNEAS ROJAS CORRESPONDEN A CANALIZACIONES.....	69
FIGURA 24. COEFICIENTES DE CORRELACIÓN DE KENDALL SIGNIFICATIVOS ENTRE LAS SERIES DE TIEMPO DE NDVI Y ALTURA DE RÍO PARANACITO EN EL BAJO DELTA NO INSULAR DEL RÍO PARANÁ. LOS POLÍGONOS DE COLOR PÚRPURA CORRESPONDEN A ENDICAMIENTOS; LOS TERRAPLENES Y CAMINOS SE INDICAN CON LÍNEAS NEGRAS MIENTRAS QUE LAS LÍNEAS ROJAS CORRESPONDEN A CANALIZACIONES.....	70
FIGURA 25. ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES (PCA). LOS SITIOS (MUESTRAS [A-E]) SE COLOREAN EN FUNCIÓN DEL TIPO DE CAMBIO ESTIMADO POR BFAST01. SÓLO SE INDICAN LAS 10 VARIABLES QUE MÁS CONTRIBUYEN A LA SEPARACIÓN DE MUESTRAS.	71
FIGURA 26. ANÁLISIS DE REDUNDANCIA (RDA) ENTRE VARIABLES DESCRIPTORAS DE LOS EVENTOS DE QUIEBRE EN EL COMPONENTE FUNCIONAL DE LA VEGETACIÓN (ROJO) Y VARIABLES EXPLICATIVAS NATURALES Y ANTRÓPICAS (AZUL). LA NOMENCLATURA DE LOS SITIOS CORRESPONDE A LOS TIPOS DE CAMBIO DE LA TABLA 2. EL MODELO EXPLICÓ EL 75% DE LA VARIABILIDAD TOTAL DE LOS DATOS (RDA 1 = 44,8%, RDA 2 = 30,2%).....	73
FIGURA 27. ATRIBUTOS CONTEMPLADOS EN LA DETERMINACIÓN Y CARACTERIZACIÓN DE UNIDADES FUNCIONALES DE ECOSISTEMAS (UFS) EN LA PORCIÓN NO INSULAR DEL BAJO DELTA DEL RÍO PARANÁ. LAS CARACTERIZACIONES FUNCIONAL Y TEMPORAL CONSTITUYEN INSUMOS PARA LA IDENTIFICACIÓN DE UNIDADES FUNCIONALES, MIENTRAS QUE LA CARACTERIZACIÓN ESTRUCTURAL PERMITE ENTENDER SU DISTRIBUCIÓN Y RESTRICCIONES.....	87
FIGURA 28. CLIMATOGRAMA CORRESPONDIENTE AL PERÍODO 2001 – 2015 EN LA PORCIÓN NO INSULAR DEL BAJO DELTA DEL RÍO PARANÁ.....	91
FIGURA 29. VALORES PROMEDIO DE TEMPERATURA DE SUPERFICIE PARA EL PERÍODO 2001–2015, Y COEFICIENTES DE VARIACIÓN EN CADA PERÍODO DE TIEMPO.....	91
FIGURA 30. VALORES ACUMULADOS MENSUALES DE PRECIPITACIÓN DIARIA (MM/D) PARA EL PERÍODO 2001–2015, Y COEFICIENTES DE VARIACIÓN EN CADA PERÍODO DE TIEMPO.....	92
FIGURA 31. CAPAS DE INFORMACIÓN CORRESPONDIENTES AL AÑO PROMEDIO DEL ÍNDICE NDVI EN LA PORCIÓN NO INSULAR DEL BAJO DELTA DEL RÍO PARANÁ. LA DISPERSIÓN DE LOS VALORES RESPECTO DE LA MEDIA ENTRE MESES DA CUENTA DE LA VARIABILIDAD INTER – ANUAL.....	93

FIGURA 32. CAPAS DE INFORMACIÓN CORRESPONDIENTES AL DESVÍO ESTÁNDAR DEL AÑO PROMEDIO DEL ÍNDICE NDVI EN LA PORCIÓN NO INSULAR DEL BAJO DELTA DEL RÍO PARANÁ. LA DISPERSIÓN DE LOS VALORES RESPECTO DE LA MEDIA ENTRE MESES DA CUENTA DE LA VARIABILIDAD INTERANUAL.....	94
FIGURA 33. CAPAS DE INFORMACIÓN CORRESPONDIENTES A LOS TRES PARÁMETROS EXTRAÍDOS DEL AÑO PROMEDIO DE NDVI. A): INTEGRAL DE NDVI ANUAL (NDVI – I), B), RANGO RELATIVO DE NDVI (RREL), C) FECHA DE MÁXIMO NDVI (FMAX). SE INDICAN EN BLANCO LOS LÍMITES ENTRE UNIDADES DE PAISAJE SENSU KANDUS ET AL. 2006.....	95
FIGURA 34: INCIDENCIA DE PROCESOS DE A) TRIMESTRALES, B) SEMESTRALES, Y C) ANUALES EN LA PORCIÓN NO INSULAR DEL BAJO DELTA DEL RÍO PARANÁ. SE INCLUYE TAMBIÉN LA CAPA RESULTANTE DEL ANÁLISIS DE FRECUENCIAS, Y QUE SIMBOLIZA EL D) DÍA JULIANO DEL PRIMER MÁXIMO NDVI (DMAX).....	96
FIGURA 35. MAPA DEL BAJO DELTA NO INSULAR DEL RÍO PARANÁ MOSTRANDO LAS 22 UNIDADES FUNCIONALES IDENTIFICADAS. EL MISMO FUE OBTENIDO A PARTIR DE UNA CLASIFICACIÓN NO SUPERVISADA SOBRE 7 RASGOS DERIVADOS DE LA SERIE DE TIEMPO 2001–2015 DEL ÍNDICE NDVI. SE INDICAN LOS LÍMITES ENTRE UNIDADES DE PAISAJE SENSU KANDUS ET AL. 2006.....	97
FIGURA 36. PATRONES DE CRECIMIENTO FUNCIONALMENTE CONTRASTANTES EN EL BAJO DELTA NO INSULAR DEL RÍO PARANÁ. EL BOX-PLOT REPRESENTA LA VARIABILIDAD INTERANUAL EN LOS VALORES DE CADA MES. A. PATRÓN CON LA CARACTERÍSTICA DISMINUCIÓN DE LOS VALORES DE NDVI EN VERANO. B. PATRÓN CARACTERÍSTICO SIN EVIDENCIA DE DÉFICIT HÍDRICO EN VERANO. EN EL ANEXO B SE DETALLA EL PATRÓN ANUAL DE CRECIMIENTO PARA CADA UF.....	99
FIGURA 37. ANÁLISIS DE CLÚSTER ILUSTRANDO LAS SIMILITUDES ENTRE UNIDADES FUNCIONALES DEL BAJO DELTA NO INSULAR DEL RÍO PARANÁ ILUSTRANDO EL AGRUPAMIENTO EN 10 PATRONES FUNCIONALMENTE DIFERENTES, EN BASE A LOS RASGOS UTILIZADOS EN LA CLASIFICACIÓN (VER TABLA 2).....	100
FIGURA 38. DISTRIBUCIÓN DE LAS 5 MUESTRAS ALEATORIAS PARA CADA UF EN EL ESPACIO DADO POR LOS VALORES DE LA INTEGRAL ANUAL DE NDVI (NDVI-I), EL RANGO ANUAL RELATIVO (RREL) Y LOS COMPONENTES D1, D2 Y D3 EN EL DEL BAJO DELTA NO INSULAR DEL RÍO PARANÁ. LAS MUESTRAS SE COLOREAN EN FUNCIÓN DE LOS 10 PATRONES GENERALES INDICADOS EN EL DENDROGRAMA.	101
FIGURA 39. ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES. SE GRAFICAN LAS 10 VARIABLES QUE MÁS CONTRIBUYEN A LA SEPARACIÓN DE LAS UFS EN EL ESPACIO MULTIDIMENSIONAL.....	102
FIGURA 40. ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES. LOS SITIOS (UFS) SE ORDENAN EN FUNCIÓN DE LOS PARÁMETROS FENOLÓGICOS ESTIMADOS. SOS: COMIENZO DE LA ESTACIÓN DE CRECIMIENTO; EOS: FINALIZACIÓN DE LA ESTACIÓN DE CRECIMIENTO; LOS: LONGITUD DE LA ESTACIÓN DE CRECIMIENTO; POP: FECHA DE VALOR MÁXIMO DE NDVI; POT: FECHA DE VALOR MÍNIMO DE NDVI; PEAK: VALOR MÁXIMO DE NDVI; TROUGH: VALOR MÍNIMO ALCANZADO; MSP (RSP): VALOR MEDIO DE NDVI EN PRIMAVERA Y TASA DE CRECIMIENTO; MAU (RAU): VALOR MEDIO DE OTOÑO Y TASA DE SENESCENCIA.....	105
FIGURA 41. CLASES DEFINIDAS EN FUNCIÓN DEL CONTRASTE ENTRE TENDENCIAS EN EL COMIENZO (SOS) Y FINALIZACIÓN (EOS) DE LA ESTACIÓN DE CRECIMIENTO EN EL BAJO DELTA NO INSULAR DEL RÍO PARANÁ.....	107
FIGURA 42. CLASES DEFINIDAS EN FUNCIÓN DEL CONTRASTE ENTRE TENDENCIAS EN EL MÁXIMO (PEAK) Y MÍNIMO (TROUGH) VALOR DE NDVI.....	108
FIGURA 43. ESTABLECIMIENTOS GANADEROS EN LA PORCIÓN NO INSULAR DEL BAJO DELTA DEL RÍO PARANÁ. ENTRE PARÉNTESIS SE DEFINE LA MODALIDAD PRODUCTIVA: SIN INTERVENCIÓN (BV), CANALIZADA (C), ENDICADA (D).	123
FIGURA 44. BOX-PLOT DE LAS VARIABLES EDÁFICAS ESTRUCTURALES: DENSIDAD APARENTE, PH, CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA Y MATERIA ORGÁNICA EN CADA UNA DE LAS MODALIDADES GANADERAS, Y DISCRIMINADO EN FUNCIÓN DE LA POSICIÓN EN EL GRADIENTE TOPOGRÁFICO. B: BUBALINO; C: CANALIZADO; D: ENDICADO; N2A: SIN INTERVENCIÓN EN UNIDAD IIA, N2B: SIN INTERVENCIÓN EN UNIDAD IIB.....	131
FIGURA 45. BOX-PLOT DE LAS VARIABLES EDÁFICAS DE FERTILIDAD POTENCIAL: CARBONO ORGÁNICO, NITRÓGENO TOTAL, RELACIÓN C/N, Y FÓSFORO EXTRACTABLE EN CADA UNA DE LAS MODALIDADES GANADERAS, Y DISCRIMINADO EN FUNCIÓN DE LA POSICIÓN EN EL GRADIENTE TOPOGRÁFICO. B: BUBALINO; C: CANALIZADO; D: ENDICADO; N2A: SIN INTERVENCIÓN EN UNIDAD IIA, N2B: SIN INTERVENCIÓN EN UNIDAD IIB.	133
FIGURA 46. BOX-PLOT DE LAS VARIABLES EDÁFICAS RELACIONADAS AL CARBONO ORGÁNICO PARTICULADO (MATERIA ORGÁNICA VIEJA/ JOVEN) EN CADA UNA DE LAS MODALIDADES GANADERAS, Y DISCRIMINADO EN FUNCIÓN DE LA POSICIÓN EN EL GRADIENTE TOPOGRÁFICO. B: BUBALINO; C: CANALIZADO; D: ENDICADO; N2A: SIN INTERVENCIÓN EN UNIDAD IIA, N2B: SIN INTERVENCIÓN EN UNIDAD IIB.	134
FIGURA 47. REPRESENTACIÓN GRÁFICA DEL ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES MOSTRANDO EL ORDENAMIENTO DE LOS SITIOS EN FUNCIÓN DEL CONJUNTO DE VARIABLES EDÁFICAS CONSIDERADAS PARA LAS DIFERENTES (A) MODALIDADES GANADERAS Y (B) SECTORES DEL GRADIENTE TOPOGRÁFICO EN EL BAJO DELTA NO INSULAR DEL PARANÁ. EL CÍRCULO DE	

MAYOR TAMAÑO EN CADA CASO CORRESPONDE AL CENTROIDE DE CADA ELIPSE. B: BUBALINO; C: CANALIZADO; D: ENDICADO; N2A: SIN INTERVENCIÓN EN UNIDAD IIA, N2B: SIN INTERVENCIÓN EN UNIDAD IIB.....	135
FIGURA 48. DISTRIBUCIÓN DE LOS SITIOS CONSIDERADOS PARA EL ANÁLISIS EDÁFICO EN EL BAJO DELTA NO INSULAR DEL PARANÁ DE ACUERDO A SU TEXTURA. SE DIFERENCIAN EN FUNCIÓN DE LA POSICIÓN EN EL GRADIENTE TOPOGRÁFICO (IZQ.) Y EN FUNCIÓN DE LA MODALIDAD GANADERA (DER.).....	138
FIGURA 49. CURVA DE ACUMULACIÓN DE ESPECIES PARA LA TOTALIDAD DE LOS SITIOS RELEVADOS EN EL BAJO DELTA NO INSULAR DEL RIO PARANA (DIVERSIDAD GAMMA).....	139
FIGURA 50. CURVA DE ACUMULACIÓN DE ESPECIES VEGETALES PARA CADA UNA DE LAS MODALIDADES GANADERAS CONSIDERADAS (A) Y EN FUNCIÓN DE LA POSICIÓN EN EL GRADIENTE TOPOGRÁFICO (B) EN EL BAJO DELTA NO INSULAR DEL RÍO PARANÁ. B: BUBALINO; C: CANALIZADO; D: ENDICADO; N2A: SIN INTERVENCIÓN EN UNIDAD IIA, N2B: SIN INTERVENCIÓN EN UNIDAD IIB.....	139
FIGURA 51. HISTOGRAMA DE FRECUENCIA DE ESPECIES PARA CADA CONSTANCIA, PARA LA TOTALIDAD DE LOS SITIOS MUESTREADOS EN EL BAJO DELTA NO INSULAR DEL RÍO PARANÁ.....	140
FIGURA 52. BOX-PLOT DE LAS ESTIMACIONES DE RIQUEZA, ÍNDICES DE DIVERSIDAD (SHANNON Y SIMPSON) Y EQUIDAD EN CADA UNA DE LAS MODALIDADES GANADERAS Y DISCRIMINADO EN FUNCIÓN DE LA POSICIÓN EN EL GRADIENTE TOPOGRÁFICO EN EL BAJO DELTA NO INSULAR DEL RÍO PARANÁ. B: BUBALINO; C: CANALIZADO; D: ENDICADO; N2A: SIN INTERVENCIÓN EN UNIDAD IIA, N2B: SIN INTERVENCIÓN EN UNIDAD IIB.....	142
FIGURA 53. GRUPOS DE SITIOS EN FUNCIÓN DE A) LA MODALIDAD GANADERA Y B) EN FUNCIÓN DE LA POSICIÓN EN EL GRADIENTE TOPOGRÁFICO COMO RESULTADO DEL ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES (PCA). EL CÍRCULO DE MAYOR TAMAÑO EN CADA CASO CORRESPONDE AL CENTROIDE DE CADA ELIPSE. B: BUBALINO; C: CANALIZADO; D: ENDICADO; N2A: SIN INTERVENCIÓN EN UNIDAD IIA, N2B: SIN INTERVENCIÓN EN UNIDAD IIB.....	143
FIGURA 54. DENDROGRAMA DE LA CLASIFICACIÓN JERÁRQUICA DE LAS ESPECIES DE PLANTAS DOMINANTES EN 11 TIPOS FUNCIONALES DE PLANTAS (TFP), CON DISTANCIA DE GOWER Y MÉTODO DE AGLOMERACIÓN PROMEDIO, A PARTIR DE LA MATRIZ DE RASGOS FUNCIONALES NO REDUNDANTES. CADA COLOR AGRUPA TFPs QUE COMPARTEN SU FORMA DE VIDA.....	145
FIGURA 55. ANÁLISIS DE COORDENADAS PRINCIPALES (PCoA) BASADO EN LA MATRIZ DE DISTANCIAS DE GOWER SOBRE LAS 35 ESPECIES DOMINANTES Y LOS RASGOS FUNCIONALES NO REDUNDANTES DE LA TABLA 21. SE MUESTRA EL ORDENAMIENTO DE LAS ESPECIES (N = 35) EN LOS DOS PRIMEROS EJES DEL PCoA. SE INDICA EL TIPO FUNCIONAL DE PLANTA. CADA COLOR CORRESPONDE A UNA FORMA DE VIDA (TIPO MORFO-ECOLÓGICO): AZUL: HERBÁCEA LATIFOLIADA; VERDE: HERBÁCEA GRAMÍNEA; ROJO: HERBÁCEA EQUISETOIDE; -RO: ARBUSTO. PARA CADA EJE, SE INDICAN LOS RASGOS SIGNIFICATIVAMENTE ASOCIADOS A VALORES POSITIVOS Y NEGATIVOS DEL EJE.....	146
FIGURA 56. REPRESENTATIVIDAD DE CADA GRUPO FUNCIONAL DE PLANTAS (TFP) EN CADA MODALIDAD GANADERA EN EL BAJO DELTA NO INSULAR DEL RÍO PARANÁ. BUÑ: BUBALINO; BOC: CANALIZADO; BOD: ENDICADO; BON-A: SIN INTERVENCIÓN EN UNIDAD IIA, BON-B: SIN INTERVENCIÓN EN UNIDAD IIB.....	147
FIGURA 57. ESTIMACIONES DE RIQUEZA FUNCIONAL, EQUIDAD FUNCIONAL, DIVERGENCIA FUNCIONAL Y DISPERSIÓN FUNCIONAL EN CADA UNA DE LAS MODALIDADES GANADERAS, DISCRIMINADO EN FUNCIÓN DE LA POSICIÓN EN EL GRADIENTE TOPOGRÁFICO EN EL BAJO DELTA NO INSULAR DEL RÍO PARANÁ. B: BUBALINO; C: CANALIZADO; D: ENDICADO; N2A: SIN INTERVENCIÓN EN UNIDAD IIA, N2B: SIN INTERVENCIÓN EN UNIDAD IIB.....	149
FIGURA 58. ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES (PCA) CUYO ORDENAMIENTO DE LOS SITIOS ESTÁ DADO EN FUNCIÓN DE LOS ÍNDICES DE DIVERSIDAD FUNCIONAL (N = 131) Y LOS ÍNDICES DE DIVERSIDAD Y RIQUEZA ESPECÍFICA. SE INDICAN ADEMÁS, LOS SITIOS CORRESPONDIENTES A CADA UNA DE LAS MODALIDADES GANADERAS (CP 1 = 46,2%, CP 2 = 20,8%). B: BUBALINO; C: CANALIZADO; D: ENDICADO; N2A: SIN INTERVENCIÓN EN UNIDAD IIA, N2B: SIN INTERVENCIÓN EN UNIDAD IIB.....	151
FIGURA 59. COMPARACIÓN ENTRE DISPERSIÓN FUNCIONAL (FDIs) Y LOS ÍNDICES DE DIVERSIDAD Y EQUIDAD ESPECÍFICA (H, D, J, ES) Y DISPERSIÓN DE PUNTOS CORRESPONDIENTES A LAS ASOCIACIONES ENTRE LOS ESTIMADORES DE RIQUEZA FUNCIONAL (FRIC, FGR) Y RIQUEZA ESPECÍFICA (S) PARA EL BAJO DELTA NO INSULAR DEL RÍO PARANÁ. B: BUBALINO; C: CANALIZADO; D: ENDICADO; N2A: SIN INTERVENCIÓN EN UNIDAD IIA, N2B: SIN INTERVENCIÓN EN UNIDAD IIB.....	152
FIGURA 60. REPRESENTACIÓN DE MRA SOBRE UN PIXEL ALEATORIO DE LA SERIE DE TIEMPO, DESDE LOS COMPONENTES D1 A D5. LAS LÍNEAS PUNTEADAS VERTICALES CORRESPONDEN A LA FECHA DE DISTURBIOS CONOCIDOS. F: SEÑAL ORIGINAL. SOBRE EL EJE-Y IZQUIERDO SE INDICA EL COMPONENTE. SOBRE EL EJE Y DERECHO SE INDICA EL PERÍODO/FRECUENCIA CORRESPONDIENTE EN EL DOMINIO DEL TIEMPO.....	176

FIGURA 61. PATRÓN ANUAL DE CRECIMIENTO PARA CADA UNA DE LAS UNIDADES FUNCIONALES IDENTIFICADAS EN LA PORCIÓN NO INSULAR DEL BAJO DELTA DEL RÍO PARANÁ.....	177
FIGURA 62. CLASIFICACIÓN DE FORMAS DE VIDA DE LAS PLANTAS: DIAGRAMA DE LAS FORMAS DE VIDA MÁS IMPORTANTES BASADO EN LA CLASIFICACIÓN DE RUANKIER (1934). (A) FANERÓFITAS; (B) CAMÉFITAS; (C) HEMICRIPTÓFITAS; (D) GEÓFITAS; (E) HIDRÓFITAS; (F) HELÓFITAS. LAS GEÓFITAS (D); HIDRÓFITAS (E) Y HELÓFITAS (F) PUEDEN SER AGRUPADAS DENTRO DE LAS CRIPTÓFITAS. NO SE MUESTRAN LAS TERÓFITAS (ANUALES). LAS LÍNEAS GRUESAS INDICAN LA POSICIÓN DE LAS YEMAS DE RENUENO DE LA PLANTA.....	188

TABLAS

TABLA 1. CARACTERÍSTICAS DE LOS TIPOS DE CAMBIO ESTIMADOS POR BFAST01CLASSIFY. (FUENTE: DE JONG, 2010).	56
TABLA 2. VARIABLES ANTRÓPICAS Y NATURALES CONSIDERADAS A PRIORI COMO CONDICIONANTES DE LA DINÁMICA DE LA VEGETACIÓN EN EL ÁREA DE ESTUDIO. SE DETALLAN TAMBIÉN VARIABLES DESCRIPTORAS DE LOS EVENTOS DE QUIEBRE DERIVADOS DE BFAST01.....	60
TABLA 3. PROPORCIÓN DE MUESTRAS DE INUNDACIÓN Y DE FUEGO COINCIDENTES CON EL EVENTO DE QUIEBRE DETECTADO POR BFAST01 EN EL BAJO DELTA NO INSULAR DEL RÍO PARANÁ.	70
TABLA 4. COEFICIENTES DE CORRELACIÓN DE PEARSON SIGNIFICATIVOS ENTRE LAS VARIABLES Y LOS DOS PRIMEROS EJES DEL ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES (PCA). EN NEGRITA SE INDICAN LAS VARIABLES CORRESPONDIENTES A CONVERSIONES DE COBERTURA.....	72
TABLA 19. ATRIBUTOS DERIVADOS DE LA SEÑAL DE NDVI Y UTILIZADOS EN LA CLASIFICACIÓN EN UNIDADES FUNCIONALES. ESTAS CAPAS DE INFORMACIÓN COMBINAN LA DIMENSIÓN ESPACIAL CON EL ANÁLISIS TEMPORAL. LA OBTENCIÓN DE CADA BANDA SE DETALLA EN EL ANEXO B.....	87
TABLA 5. VARIABLES ESTRUCTURALES CONTEMPLADAS EN LA CARACTERIZACIÓN DE LAS UNIDADES FUNCIONALES EN EL BAJO DELTA NO INSULAR DEL RÍO PARANÁ.....	89
TABLA 6. ATRIBUTOS DERIVADOS DE LA CURVA ESTACIONAL DE NDVI Y SUS CARACTERÍSTICAS. ADAPTADO DE PETTORELLI ET AL. (2005).	90
TABLA 7. VALORES PROMEDIO, DESVÍO ESTÁNDAR Y SUPERFICIE (HAS.) PARA CADA UNIDAD FUNCIONAL DEL BAJO DELTA NO INSULAR DEL RÍO PARANÁ.....	98
TABLA 8. COEFICIENTES DE CORRELACIÓN DE PEARSON SIGNIFICATIVOS Y MAYORES A $ 0,4 $ ENTRE LAS VARIABLES ESTRUCTURALES Y LOS DOS PRIMEROS EJES DEL ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES. EN NEGRITA SE INDICAN LAS VARIABLES MÁS INFLUYENTES Y RELEVANTES EN LA SEPARACIÓN DE UFS.....	103
TABLA 9. PARÁMETROS FENOLÓGICOS ESTIMADOS PARA CADA UNIDAD FUNCIONAL PRESENTE EN EL BAJO DELTA NO INSULAR DEL RÍO PARANÁ. SE OMITEN LOS PARÁMETROS DE LA UF 11 DADO QUE CORRESPONDE PRINCIPALMENTE A ÁREAS NO VEGETADAS. SOS: COMIENZO DE LA ESTACIÓN DE CRECIMIENTO; EOS: FINALIZACIÓN DE LA ESTACIÓN DE CRECIMIENTO; LOS: LONGITUD DE LA ESTACIÓN DE CRECIMIENTO; POP: FECHA DE VALOR MÁXIMO DE NDVI; POT: FECHA DE VALOR MÍNIMO DE NDVI; PEAK: VALOR MÁXIMO DE NDVI; TROUGH: VALOR MÍNIMO ALCANZADO; MSP (RSP): VALOR MEDIO DE NDVI EN PRIMAVERA Y TASA DE CRECIMIENTO; MAU (RAU): VALOR MEDIO DE OTOÑO Y TASA DE SENESCENCIA. LAS UF SE ORDENAN EN FUNCIÓN DEL SOS. PARA MEJOR INTERPRETACIÓN, SE MUESTRA LA CORRESPONDENCIA ENTRE DÍA JULIANO Y LA FECHA GREGORIANA.....	104
TABLA 10. TENDENCIAS EN PARÁMETROS FENOLÓGICOS DE LAS UF EN LA PORCIÓN NO INSULAR DEL BAJO DELTA. SE DETALLAN AQUELLAS TENDENCIAS POSITIVAS (+) SIGNIFICATIVAS (ROJO), Y NEGATIVAS (-) SIGNIFICATIVAS (CELESTE). SOS: COMIENZO DE LA ESTACIÓN DE CRECIMIENTO; EOS: FINALIZACIÓN DE LA ESTACIÓN DE CRECIMIENTO; LOS: LONGITUD DE LA ESTACIÓN DE CRECIMIENTO; PEAK: VALOR MÁXIMO DE NDVI; TROUGH: VALOR MÍNIMO ALCANZADO.....	106
TABLA 11. MODALIDADES GANADERAS EN FUNCIÓN DEL TIPO DE GANADERÍA REALIZADA Y DE LA INFRAESTRUCTURA ASOCIADA PARA EL MANEJO DEL AGUA CONTEMPLADA EN ESTE CAPÍTULO.*SE REFIERE A "SIN INTERVENCIÓN" SOBRE EL RÉGIMEN HIDROLÓGICO. IIA Y IIB SE REFIEREN A LAS UNIDADES DE PAISAJE DEL BAJO DELTA SENSU KANDUS ET AL. 2006 (VER CAPÍTULO I). *"OI": OBRAS DE INFRAESTRUCTURA PARA EL MANEJO DEL AGUA. N = NÚMERO DE RELEVAMIENTOS FLORÍSTICOS. ENTRE PARÉNTESIS SE INDICA EL NÚMERO DE SITIOS EN DONDE SE TOMARON MUESTRAS DE SUELO.....	122
TABLA 12. RASGOS FUNCIONALES MEDIDOS PARA LA IDENTIFICACIÓN DE TIPOS FUNCIONALES DE PLANTAS. SE INDICA EL NOMBRE DE LOS RASGOS FUNCIONALES, CÓMO SE MIDIERON O DE QUÉ FUENTES SE RECOPIARON Y EL NÚMERO DE RÉPLICAS, EL TIPO DE VARIABLE Y LAS UNIDADES O CATEGORÍAS, ASÍ COMO SUS FUNCIONES ASOCIADAS.	128
TABLA 13. ASOCIACIÓN DE CADA UNA DE LAS VARIABLES EDÁFICAS CON LOS DOS PRIMEROS EJES DEL PCA. * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$	136

TABLA 14. ÍNDICES DE RIQUEZA Y COMPLETITUD DEL INVENTARIO DE ESPECIES VEGETALES PARA CADA MODALIDAD GANADERA Y POSICIÓN EN EL GRADIENTE TOPOGRÁFICO EN EL BAJO DELTA NO INSULAR DEL RÍO PARANÁ. BUN: BUBALINO NATURAL; BOC: BOVINO CANALIZADO; BoD: BOVINO ENDICADO; BoN-A: BOVINO NATURAL IIA; BoN-B: BOVINO NATURAL IIB.	140
TABLA 15. CARACTERIZACIÓN DE LOS TIPOS FUNCIONALES DE PLANTAS. PARA CADA UNO DE LOS 11 TFP, SE INDICAN LAS ESPECIES QUE LO INTEGRAN, SU ORIGEN Y LOS VALORES O CATEGORÍAS DE LOS RASGOS FUNCIONALES QUE LOS DIFERENCIAN.....	145
TABLA 16. CORRELACIONES DE PEARSON ENTRE COMPONENTES DE LA DIVERSIDAD FUNCIONAL (FRic, FEVe, FDiv y FDis) Y ESTIMADORES DE RIQUEZA, DIVERSIDAD Y EQUIDAD ESPECÍFICA (H, D, J, ES, S). * p < 0,05; ** p < 0,01; ***p < 0,001.	150
TABLA 17. CARACTERÍSTICAS DE LOS SUELOS DEL ÁREA DE ESTUDIO. SE DETALLA LA UNIDAD FISIAGRÁFICA DE PERTENENCIA (BEDENDO ET AL., 2014) Y LA CLASIFICACIÓN TAXONÓMICA CORRESPONDIENTE A LA SERIE PREDOMINANTE. IPC: ÍNDICE DE PRODUCTIVIDAD CARTOGRÁFICO (MORALES POCLAVA ET AL. 2015); IPCP: ÍNDICE DE PRODUCTIVIDAD CARTOGRÁFICO POTENCIAL.....	172
TABLA 18. DESCRIPCIÓN DE LA ESCALA DE FRECUENCIA DE CADA SEÑAL OBTENIDA POR MRA.....	176
TABLA 20. ESTABLECIMIENTOS GANADEROS VISITADOS A LO LARGO DE LA TESIS. SE DETALLA UBICACIÓN, MODALIDAD GANADERA Y OBSERVACIONES PERTINENTES.	178
TABLA 21. VARIABLES MEDIDAS PARA LA CARACTERIZACIÓN DE LAS MUESTRAS DE SUELO.....	179
TABLA 22. VALORES DE REFERENCIA PARA ESTIMAR EL GRADO DE COMPACTACIÓN DEL SUELO, EN FUNCIÓN DE SU TEXTURA Y DENSIDAD APARENTE. *AFECTA EL CRECIMIENTO RADICULAR.	179
TABLA 23. VALORES DE REFERENCIA PARA ESTIMAR LA CALIDAD/FERTILIDAD DEL SUELO EN TÉRMINOS DE NITRÓGENO TOTAL, FÓSFORO EXTRACTABLE Y CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA (MORANDEIRA, 2014).....	179
TABLA 24. LISTADO DE ESPECIES PRESENTES EN LAS DISTINTAS MODALIDADES GANADERAS DEL BAJO DELTA NO-INSULAR DEL RÍO PARANÁ. SE INDICAN LAS FAMILIAS Y ESPECIES, Y PARA CADA ESPECIE, EL AUTOR, LA ABREVIATURA, EL TIPO MORFOECOLÓGICO (TM) (HL = HERBÁCEA LATIFOLIADA, HG = HERBÁCEA GRAMINIFORME, HA = HERBÁCEA ACUÁTICA, , HP = HERBÁCEA PALUSTRE, A = ARBUSTO, AR = ÁRBOL), EL ORIGEN (N = NATIVA, E = EXÓTICA, I = EXÓTICA INVASORA), Y EL CICLO DE VIDA (CV) (P = PERENNE, A = ANUAL, A/BI = ANUAL O BIANUAL).	185

ILUSTRACIONES

ILUSTRACIÓN 1. UNIDAD DE PAISAJE I. SE DISTINGUEN BOSQUES DE ALGARROBO Y PASTIZALES ANEGABLES.	34
ILUSTRACIÓN 2. UNIDAD DE PAISAJE I. BOSQUE MIXTO DE ESPINILLO Y ALGARROBO. SE DISTINGUE TAMBIÉN PASTIZAL MIXTO DE GRAMÍNEAS Y CIPERÁCEAS.....	35
ILUSTRACIÓN 3. UNIDAD DE PAISAJE IIA. PASTIZAL.....	35
ILUSTRACIÓN 4. UNIDAD DE PAISAJE IIA. PASTIZAL Y DEPRESIONES TÍPICAS CARACTERIZADAS POR JUNCALES A LOS COSTADOS.	35
ILUSTRACIÓN 5. UNIDAD DE PAISAJE IIB. BOSQUES DE ESPINILLO EN LA PORCIÓN TOPOGRÁFICA MÁS ALTA DE LA UNIDAD DE PAISAJE IIB.	36
ILUSTRACIÓN 6. MACRÓFITAS ARRAIGADAS, FLOTANTES Y JUNCALES EN LOS BAJOS ANEGABLES DE LA UNIDAD DE PAISAJE IIB.	36
ILUSTRACIÓN 7. PANORÁMICA DE LA UNIDAD DE PAISAJE IIB EN DONDE SE OBSERVA LA TRANSICIÓN DE AMBIENTES.....	36
ILUSTRACIÓN 8. UNIDAD DE PAISAJE III. PASTIZAL DE GRAMÍNEAS EN COJÍN.....	37
ILUSTRACIÓN 9. UNIDAD DE PAISAJE IV. ANEGAMIENTO EN UN ESTABLECIMIENTO ENDICADO.	37
ILUSTRACIÓN 10. UNIDAD DE PAISAJE IV. GRADIENTE TOPOGRÁFICO HOMOGENEIZADO EN ESTABLECIMIENTO ENDICADO...	37
ILUSTRACIÓN 11. PATRÓN DE VEGETACIÓN HOMOGÉNEO EN UN ESTABLECIMIENTO GANADERO ENDICADO.	39
ILUSTRACIÓN 12. PATRÓN DE VEGETACIÓN HERBÁCEA EN UN ESTABLECIMIENTO GANADERO ENDICADO.	39
ILUSTRACIÓN 13. CANALIZACIÓN EN UN ESTABLECIMIENTO GANADERO.....	40

Capítulo 1. INTRODUCCIÓN GENERAL Y ÁREA DE ESTUDIO

MARCO CONCEPTUAL GENERAL

Cambios en el uso del suelo y su efecto sobre los ecosistemas de humedal

Las tendencias actuales de desarrollo económico llevan a la sobreexplotación de los recursos naturales, extinción de especies y degradación de ecosistemas que resultan en conflictos sociales en países desarrollados y en vías de desarrollo (Piro et al. 2000). Entre los ecosistemas más afectados a escala global se encuentran los humedales. Su continua modificación e intervención, a veces irreversible, ha llevado a que sean considerados entre los ecosistemas más amenazados del planeta (Blanco y Méndez 2010; Gardner et al. 2015a). En este contexto, muchos de estos ecosistemas han experimentado cambios dramáticos en las últimas décadas (Junk 2013), impulsados por un incremento no sólo en la magnitud y recurrencia de disturbios naturales (Foti et al. 2012; Petrescu et al. 2015; Green et al. 2017) sino también por la intensificación de las actividades humanas (Petrescu et al. 2015; Schweiger et al. 2016; Sica et al. 2016, 2018; Nanni et al. 2019).

Entre los procesos de cambio naturales y antropogénicos se destacan aquellos que determinan cambios en la composición y estructura de las comunidades vegetales (Raulings et al. 2010; Foti et al. 2012; Sica et al. 2016; Magnano et al. 2019b) y su fenología (Piao et al. 2019), que a su vez resultan en importantes cambios en el funcionamiento de sus ecosistemas (Flynn et al. 2009; Moreno-Mateos et al. 2012). Frente a estos cambios, se registran pérdidas o modificaciones en la composición específica de los ensambles a nivel de comunidades (Zedler y Kercher 2004; Houlihan et al. 2006; Sica et al. 2016, 2018; Magnano et al. 2019b, a; Nanni et al. 2019), que redundan en cambios en el área de distribución geográfica de las especies (Kalesnik y Malvárez, 2004). Esto implica pérdidas de biodiversidad animal (Sica et al. 2018; Magnano et al. 2019a), cambios en la productividad (Chen et al. 2014a; Wang et al. 2014) y en la estructura del suelo (Nanni et al. 2019), en la provisión de servicios ecosistémicos (Mclaughlin y Cohen 2013), en la susceptibilidad a invasiones biológicas (Díaz et al., 1998, Richardson et al., 1994) así como en la conservación de la biodiversidad a través del desplazamiento local de especies nativas, cambios en la estructura de las comunidades y modificación o pérdida de las funciones ecosistémicas (Weyland et al. 2017).

Actualmente, los humedales se encuentran entre los ecosistemas más vulnerables frente al cambio climático debido a su estrecha dependencia con los regímenes térmico e hídrico (Junk 2013; Petrescu et al. 2015) así como por los impactos antrópicos (Quintana, 2014). Por esta razón, la degradación y pérdida de estos ecosistemas a nivel mundial ocurre más rápidamente que la de los ecosistemas terrestres o acuáticos (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Gardner et al., 2015). Esto es particularmente importante dado que los humedales son considerados ecosistemas críticos para el ser humano en la provisión de numerosos bienes y servicios ecosistémicos (Georgiou y Turner 2012; Gardner et al. 2015b; Mitsch et al. 2015; Kubiszewski et al. 2017). A su vez, se encuentran bajo un continuo reemplazo por usos del suelo no sustentables tales como la ganadería, las forestaciones y las urbanizaciones que exacerban las consecuencias de sequías y procesos de desertificación. Es así que la pérdida y degradación de humedales implica, a su vez, una importante pérdida de bienes y servicios que ofrecen los ecosistemas naturales a la sociedad. La intensificación de la presión antropogénica sobre estos recursos y la incertidumbre asociada a los efectos del cambio climático exigen urgentemente estrategias de conservación y gestión sustentables y adaptativas que, a su vez, requieren una mejor comprensión de las propiedades de estos ecosistemas y de su variación espacio – temporal.

El componente funcional de la vegetación

La vegetación juega un rol esencial en la regulación del clima a escala global, el almacenamiento de carbono terrestre, la hidrología y la biodiversidad, ya sea como un componente significativo de los ecosistemas naturales y su funcionamiento, o como un indicador sensible del estado de los ecosistemas (Fang et al. 2015). En este contexto, los impactos directos de la intervención antrópica, particularmente los cambios en el uso del suelo conjuntamente con los impactos indirectos del cambio climático alteran las coberturas vegetales y afectan el funcionamiento asociado de los ecosistemas. En consecuencia, también puede modificarse la fenología (Bradley y Mustard 2008; Bisigato et al. 2013; Cui et al. 2017; Piao et al. 2019). Esto desencadena cambios en eventos como la germinación, la reproducción y la senescencia (Bradley y Mustard 2008) modificando, en consecuencia, los valores relativos de productividad e incluso la longitud de la estación de crecimiento (Du et al. 2015; Fang et al. 2015; Ren et al. 2018). Estas características se resumen comúnmente en lo que se denomina *funcionamiento ecosistémico* (Alcaraz-Segura et al. 2013a) y si bien una caracterización de sus tendencias regionales y globales es importante, resulta igualmente importante

comprender cómo esas tendencias difieren a lo largo del tiempo entre tipos de cobertura (Bradley y Mustard 2008) o si se agrupan, por ejemplo, en *Tipos Funcionales de Ecosistema* (Alcaraz-Segura et al. 2013b).

El *funcionamiento ecosistémico* se refiere al intercambio de materia y energía entre la comunidad biótica y el medio abiótico (Alcaraz-Segura et al. 2013a). Su caracterización involucra entonces la medición de flujos, entre los que se incluyen la productividad primaria neta (PPNA), la evapotranspiración y las pérdidas totales de nutrientes. Entre estas variables, la PPNA y su dinámica estacional adquieren particular relevancia dado que sintetizan muchos otros aspectos del *funcionamiento ecosistémico*. En contraposición, la caracterización funcional de los ecosistemas constituye una aproximación complementaria a la caracterización estructural y presenta algunas peculiaridades particularmente atractivas en estudios ecológicos, principalmente a escala regional.

Entre ellos, se destaca el hecho de que los atributos funcionales (e.g. productividad primaria neta, evapotranspiración) suelen responder más rápidamente a los cambios en las condiciones ambientales debido a la inercia en la respuesta de los atributos estructurales. Por ejemplo, en muchas áreas del planeta se han detectado aumentos en las ganancias de carbono durante las últimas dos décadas (Hicke et al. 2002; Nemani et al. 2003; Paruelo et al. 2004) pero, en su mayoría, esos cambios no se reflejaron en modificaciones detectables en la fisonomía de la vegetación. Lo mismo sucede con la caracterización de las tendencias a largo plazo en el funcionamiento de la vegetación, estrictamente dependientes de bases de datos temporales que permitan identificar e interpretar cambios en la dinámica de los ecosistemas tales como interrupciones sostenidas o mejoras en su funcionamiento. El principal desafío consiste en incorporar estos aspectos en modelos que proporcionen vínculos concretos con los controladores antropogénicos y climáticos que operan en cada caso (De Jong et al. 2013).

La fenología de la vegetación (Figura 1) constituye uno de los indicadores más importantes sobre el estado de los ecosistemas terrestres, el funcionamiento de la vegetación, los servicios ecosistémicos, el monitoreo de los cambios climáticos, y la retroalimentación biofísica y biogeoquímica al sistema climático global (Piao et al. 2019). Depende en gran medida de la temperatura, y el cambio climático actual ha reavivado el interés por comprender y modelar la respuesta de la vegetación y sus consecuencias para los ecosistemas. Estos estudios son de gran importancia para comprender las tendencias de cambio en fenómenos estacionales naturales y son de utilidad tanto para la producción agrícola como para los estudios de cambio global dado que la fenología

de la vegetación es particularmente sensible a fluctuaciones climáticas (Yu et al. 2017; Zhang et al. 2019b). En este sentido, analizar la dinámica de la vegetación de manera precisa a escalas espacio–temporales amplias es un aspecto crítico y necesario para mejorar la comprensión de la variabilidad en el intercambio de carbono de los ecosistemas terrestres y las interacciones clima–biósfera.

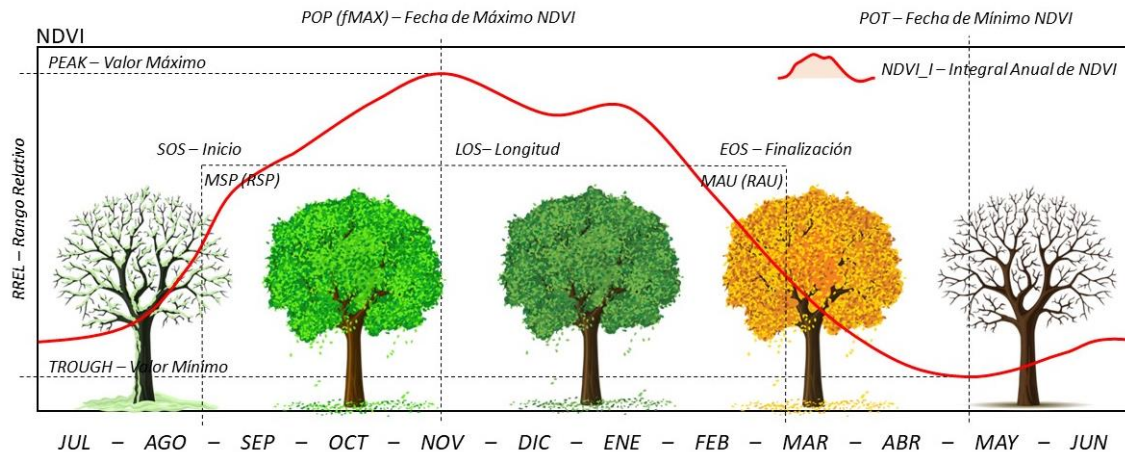


Figura 1. Representación de la curva fenológica y sus parámetros descriptores.

En este contexto, la teledetección constituye una fuente práctica de datos para monitorear la dinámica de la vegetación y provee herramientas de análisis robustas (Liu et al. 2015; Yang et al. 2015; Mohammadi et al. 2017) tales como el uso de índices verdes de vegetación (IV). Entre ellos, el *índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI)* presentado por (Rouse et al. 1974) es el más comúnmente utilizado para discriminar diferentes aspectos de la cobertura vegetal utilizando imágenes satelitales (Tucker y Sellers 1986). Específicamente, el índice *NDVI*, estimado a partir de imágenes provenientes de sensores remotos, es sensible a los cambios en el funcionamiento de la vegetación (Ben Abbes et al. 2018) porque representa el estado y la capacidad fotosintética de los tejidos activos de la vegetación (Neigh et al. 2008).

Los índices verdes se han utilizado ampliamente para el análisis de las variaciones espacio–temporales de la actividad fotosintética terrestre y las variaciones estructurales del dosel (Yuan et al. 2010; Chen et al. 2014a; Marchetti et al. 2016; Easdale et al. 2017). También se han utilizado para el monitoreo de las variaciones estacionales, interanuales y a largo plazo de los parámetros estructurales, fenológicos y biofísicos de la vegetación (Huete et al. 2002). Sus valores indican tanto el estado como la abundancia de la cobertura vegetal y su biomasa aérea (Monteith 1972; Silleos et al. 2006). En efecto, la posibilidad de estimar flujos de carbono y agua mediante sensores remotos brinda enormes posibilidades en estudios ecológicos regionales ya que permite cuantificar

variables ecosistémicas de manera directa sobre áreas extensas sin necesidad de recurrir a protocolos de extrapolación de mediciones puntuales (Paruelo 2008).

Detección de cambio en el componente funcional de la vegetación y el análisis/uso de Series Temporales de datos

El estudio de la variación a largo plazo en el funcionamiento y la respuesta de la vegetación, incluidos tanto los cambios graduales como los abruptos, es esencial para comprender la condición actual de los paisajes y los ecosistemas y predecir cambios a futuro. Tal conocimiento es cada vez más relevante en vista del incremento en la ocurrencia de fenómenos asociados al cambio climático, la estimación de ganancias y pérdidas de carbono y la continua presión ejercida sobre los recursos hídricos de las poblaciones en crecimiento a escala global (Junk 2013; Petrescu et al. 2015). Es así que los mecanismos subyacentes y los controladores de las tendencias y quiebres en el funcionamiento de la vegetación así como su respuesta a escala regional son de gran interés tanto para los responsables de políticas ambientales como para los investigadores en ecología e hidrología (Watts y Laffan 2014b). La detección efectiva de estos cambios requiere de insumos y de un método que contemple las variaciones a escala estacional y las tendencias a largo plazo simultáneamente que, en muchos casos, pueden ser enmascaradas por la variabilidad estacional (Verbesselt et al. 2010b, a; Watts y Laffan 2014a; Dutrieux et al. 2015).

El análisis de la “*detección de cambio*” comenzó con enfoques para conjuntos de datos *bitemporales* entre los que se destacan la diferenciación de imágenes, el análisis de vectores de cambio, el análisis de componentes principales o los métodos basados en la transformación “*tasselled cap*” (Rahman y Mesev 2019). Estos métodos suelen ser poco prácticos en la detección de cambio a partir de series de tiempo considerablemente más extensas y densas, y pueden sufrir algunas limitantes tales como la discriminación errónea entre cambios temporales y permanentes, la interpretación de cambios estacionales en las coberturas del suelo o en la conversión irreversible de las mismas (Easdale et al. 2017). Este aspecto es particularmente problemático en la detección y caracterización de cambios abruptos en las coberturas y en el funcionamiento de la vegetación originados por eventos ecológicos o climáticos repentinos como inundaciones (Powell et al. 2014; Marchetti et al. 2016), sequías (Cui et al. 2017) o impacto antrópico (Chen et al. 2014b). Es así que investigaciones recientes se han focalizado en la adaptación de diversos métodos de análisis de series de tiempo en

conjunto con el uso de índices de vegetación (Campos y Di Bella 2012; Watts y Laffan 2014b; Waylen et al. 2014; Easdale y Bruzzone 2015).

Las series de imágenes provenientes de sensores remotos con alta resolución temporal son sustanciales para la promoción de mejores decisiones para el manejo sostenible de la tierra y sus recursos naturales. La disponibilidad de los datos de series de imágenes satelitales tales como *Landsat*, *MODIS* y recientemente *Sentinel* hace que el desarrollo y análisis de técnicas de detección de cambios sea un tema relevante y en constante actualización en el campo de la teledetección (Ben Abbes et al. 2018). El uso de series de tiempo derivadas de datos obtenidos por sensores remotos, además, permite estimar parámetros asociados con la fenología de la vegetación (Liao et al. 2019). En este contexto, la degradación de la tierra se define como la caída sostenida en los indicadores del funcionamiento ecosistémico y en los niveles de productividad, los cuales pueden ser estimados a partir de información derivada del uso de sensores remotos, como es el caso del índice NDVI. Esto plantea la necesidad de desarrollar métodos operacionales y herramientas para evaluar el estado y la dinámica de los ecosistemas y los procesos de degradación a escala regional y global, a partir de información actualizada utilizando datos de relativamente bajo costo, para series temporales a largo plazo y a escalas espaciales amplias (Easdale et al. 2017).

El uso de series temporales permite, entre otras cosas, la identificación de tendencias a mediano y largo plazo en el componente funcional de la vegetación (de Beurs et al. 2015; Du et al. 2015; Eckert et al. 2015), que a su vez pueden asociarse a procesos naturales y antrópicos. Por ejemplo, las tendencias positivas en el funcionamiento de la vegetación sumado a cambios en parámetros fenológicos tales como un adelantamiento o un incremento en la longitud de la estación de crecimiento han sido asociadas con el calentamiento global (Piao et al. 2019). Además, la disponibilidad de agua ha sido referenciada como un control codominante en el inicio de la estación de crecimiento y los máximos de productividad primaria neta alcanzados a escala global (Forkel et al. 2015a), favoreciendo también la ocurrencia de tendencias positivas. Por otro lado, se han identificado múltiples controladores en la ocurrencia de tendencias negativas entre los que se destacan el régimen de incendios, estrés térmico dado por temperaturas extremas y una reducción en la humedad del suelo (Wessels et al. 2007, 2012). Es así que el uso combinado de estos enfoques contribuye a la realización de pronósticos precisos respecto de los efectos que el cambio en el uso del suelo y la variabilidad climática poseen sobre el funcionamiento de la vegetación y la integridad funcional de los ecosistemas.

La vegetación como indicadora de los efectos del cambio en el uso del suelo a escala local y su respuesta frente a disturbios naturales y antrópicos

Complementariamente al uso de la vegetación como indicadora del funcionamiento ecosistémico a escalas espacio-temporales amplias, las plantas también pueden considerarse buenas indicadoras de las condiciones de los ecosistemas a escala local. Las principales características que las hacen apropiadas para este fin son sus niveles de riqueza relativamente altos, sus rápidas tasas de crecimiento y su respuesta directa a los cambios ambientales tanto naturales como antropogénicos (Garnier et al. 2007; Marchetti y Aceñolaza 2011; Magnano et al. 2019b) que se reflejan tanto en la diversidad específica (Morandeira y Kandus 2015) como en la diversidad funcional de las comunidades vegetales (Flynn et al. 2009; Garnier y Navas 2012). Los indicadores pueden ser aquellas especies dominantes, la diversidad específica (Morandeira y Kandus 2015), la riqueza de tipos funcionales de plantas o los valores promedio de rasgos funcionales (Garnier y Navas 2012; Morandeira y Kandus 2016). El componente funcional aporta información complementaria al análisis de especies o comunidades (estructural) y, a su vez, la estimación de los componentes de la diversidad funcional es sensible y puede responder a las condiciones ambientales o a los disturbios así como afectar el funcionamiento ecosistémico (Díaz y Cabido 2001; Hamilton 2005; Mason et al. 2005).

Entre los disturbios más relevantes que afectan el desarrollo de la vegetación se encuentra el pastoreo de herbívoros domésticos y ungulados salvajes (Díaz et al. 1999, 2007; Lavorel et al. 2011). El mismo constituye el uso del suelo más distribuido a escala global (FAOSTAT 2004) y el disturbio más relevante en términos de pérdida de biomasa después de los incendios (Díaz et al. 2007). El pastoreo es dependiente de la morfología de las especies vegetales y, a su vez, afecta la arquitectura de las mismas así como de la estructura de sus comunidades (Garnier et al. 2007) y los atributos de sus rasgos funcionales (Kahmen y Poschlod 2004; Flynn et al. 2009; Morandeira y Kandus 2016). Esta codependencia puede retroalimentar efectos nocivos entre los que se destacan la modificación del régimen natural de disturbios, así como cambios en la biodiversidad presente. Por esta razón, los cambios en el uso del suelo producto de los cambios en la densidad e intensidad de pastoreo en respuesta a cambios en el clima son cada vez más considerados como un elemento central del cambio climático (Foti et al. 2012).

En humedales, el pastoreo es complementado por la presencia de inundaciones o períodos de anegamiento cuya recurrencia y permanencia dependerá de las características de cada ecosistema y, a su vez, determinará el establecimiento y desarrollo de las comunidades vegetales (Raulings et al. 2010; Morandeira y Kandus

2015, 2016). Las inundaciones, como fenómeno natural, pueden constituir disturbios cuyas consecuencias varían según el sistema sobre el que actúan y el nivel de percepción al que son evaluadas. Tradicionalmente, las inundaciones han sido consideradas como un disturbio que altera la estructura de la vegetación generando claros en el canopy y modificando el ambiente físico y biótico, determinando cambios en la cantidad y el momento en que los recursos se encuentran disponibles para la vegetación (Insausti et al. 2005).

Las comunidades vegetales de humedales naturales dominados por herbáceas presentan una significativa variedad cuya distribución responde generalmente a condiciones ambientales que se expresan tanto a escala local como regional. Estas comunidades suelen presentar baja riqueza específica y se caracterizan por la dominancia de unas pocas especies (Malvárez 1999a; Kandus et al. 2003; Kandus y Malvárez 2004). Entre los distintos tipos fisonómicos adaptados a los humedales y a la presencia permanente o semipermanente de agua, se destacan los juncuales de *Schaenoplectus californicus*. Si bien esta especie es dominante en sitios permanentemente inundados formando comunidades monotípicas, la presencia diferencial de especies acompañantes refleja variaciones en las condiciones ambientales (Kandus et al. 2003), constituyendo un indicador de las mismas. Por otro lado, los pastizales húmedos son sistemas que generalmente muestran gran tolerancia a las inundaciones, observándose aumento de biomasa y cobertura durante eventos naturales de inundación en el caso de especies nativas, particularmente en ecosistemas de humedales fluviales (Magnano et al. 2019b). Dado que la tolerancia a la inundación varía ampliamente entre especies, es razonable esperar cambios importantes en la composición florística de la comunidad de acuerdo con la intensidad y duración del anegamiento (Chaneton et al. 1988; Marchetti y Aceñolaza 2012), y más importante aún, en el caso de que el régimen hidrológico sea alterado (Sica et al. 2016).

En consecuencia, la respuesta de los ecosistemas de humedal al pastoreo y a la intervención del régimen hidrológico puede ser variable y presentar respuestas tanto positivas como negativas (Reeves y Champion 2004a). Sin embargo, la sustentabilidad de los humedales como insumo para el desarrollo de la ganadería y distintas prácticas de pastoreo dependerá de su gestión, de la modalidad ganadera implementada y de la resiliencia de cada humedal en particular (Quintana et al. 2014c). En este contexto, para comprender el impacto de las actividades productivas y el cambio en el uso del suelo, es necesario abordar el estudio de las comunidades vegetales y evaluar si sus parámetros estructurales y funcionales se conservan a corto y mediano plazo en

respuesta a la intensificación de las prácticas ganaderas en estos ecosistemas, particularmente, en el caso del *Bajo Delta no Insular del Río Paraná*.

El Bajo Delta no Insular del Río Paraná como caso de estudio

El Delta del Paraná se encuentra bajo un acelerado proceso de transformación de sus ecosistemas, con consecuencias desconocidas para su biodiversidad, sostenibilidad y provisión de servicios ecosistémicos (Quintana y Bó 2011a; Quintana et al. 2014a). La porción no insular del Bajo Delta del río Paraná constituye un área representativa de un fenómeno que ocurre en toda la región. Producto de la “agriculturización” de la región pampeana, sobre todo en la última década del siglo XX y la primera del XXI, aconteció una reconfiguración territorial de la ganadería en todo el país. En consecuencia, una importante parte del stock ganadero fue desplazado hacia zonas de humedales como la región del Delta del Paraná donde existen extensas superficies de pastizales con una alta productividad natural (Magnano et al. 2019b) que constituyen una importante fuente de forraje y agua de buena calidad para los diferentes sistemas ganaderos que se desarrollan en la región (Quintana et al., 2014). Al mismo tiempo, la expansión de complejos urbanos y la modificación de regímenes hídricos avanzan a una tasa sin precedentes (Bó et al. 2010; Minotti y Kandus 2013; Quintana et al. 2014b). Estas modificaciones buscan aprovechar sus recursos naturales bajo un escenario de mayor “previsibilidad” y menor “costo”.

Este proceso se denomina “Pampeanización” y es entendido como el traslado del paquete tecnológico usado en la región pampeana para la agricultura y la ganadería hacia otras zonas del país bajo el supuesto de que todos los ecosistemas se comportan de la misma forma y que los resultados obtenidos serán idénticos (Pengue 2004). De esta manera, las obras de infraestructura para el manejo del agua a fin de evitar los perjuicios de las inundaciones sobre los sistemas productivos de la región se han posicionado como la forma de intervención más extendida, destacándose la construcción de endicamientos, terraplenes y canalizaciones (Blanco y Méndez 2010), todas ellas destinadas a evitar o mitigar los efectos “contraproducentes” de las inundaciones. Los cambios anteriormente enunciados hicieron que la ganadería bovina en el Delta del Paraná pasara de un sistema estacional y de baja carga a uno permanente y de alta carga. Esto implicó cambios en la modalidad de producción y la construcción de diques, terraplenes y canalizaciones, o la obstrucción de cursos de agua realizados con el fin de facilitar la circulación y evitar el ingreso de agua al interior de los campos, con la consecuente alteración del régimen hidrológico (Bó et al. 2010). Esta

alteración del régimen hídrico sumado a las tareas de manejo ganadero se expresa en cambios en las coberturas vegetales. Particularmente, la quintuplicación de cabezas de ganado expulsadas de la región pampeana por la expansión sojera determinó una importante conversión de áreas de humedales en pastizales (Sica et al. 2016).

La intensificación de estas prácticas de manejo puede afectar a los ecosistemas de humedal durante períodos relativamente más secos y/o húmedos como en fases correspondientes a la *Oscilación Sur de El Niño* caracterizadas por la ocurrencia de inundaciones extraordinarias (Salvia 2010) y sequías prolongadas, en el caso de los eventos *La Niña*. Estas intervenciones se acoplan al uso del fuego para permitir el rebrote de especies gramíneas más palatables para el ganado, lo que constituye una práctica de uso común a lo largo del área de estudio (Salvia et al. 2012) y que altera las comunidades vegetales. En este contexto, la consecuente pérdida, relativamente rápida y expandida, de vegetación palustre podría tener consecuencias negativas graves para la biodiversidad, el funcionamiento ecosistémico y los servicios asociados. Si bien los patrones y extensión de estos cambios de cobertura entre 1997 y 2013 han sido descritos, aún no se sabe cuándo y cómo esos cambios específicamente ocurrieron. Además, se desconoce si esos cambios han influenciado permanentemente el componente funcional de la vegetación en los ecosistemas de humedal.

Esta Tesis se propone estimar cuándo, dónde y cómo han ocurrido los cambios en tendencia en el funcionamiento de la vegetación y establecer en qué casos la intervención antrópica, el régimen de disturbios naturales, los cambios de cobertura y los cambios en tendencia se combinan para desencadenar procesos que eventualmente alteran la fenología y la diversidad taxonómica y funcional de la vegetación en la porción no Insular del Bajo Delta del Río Paraná. Al mismo tiempo, se propone describir la heterogeneidad funcional de los ecosistemas y sus tendencias en parámetros fenológicos a lo largo del tiempo. En este contexto, se evaluará el efecto que el ganado y la infraestructura para el manejo del agua asociada poseen sobre el régimen hidrológico de la región, sobre la estructura de las comunidades vegetales y sobre los atributos de sus rasgos estructurales y funcionales así como sobre los suelos a escala local.

OBJETIVOS

Objetivo general

· Analizar cómo los cambios e intensificación en el uso de la tierra modifican la composición y funcionamiento de las comunidades vegetales de una porción del Bajo Delta del Río Paraná, afectando su diversidad taxonómica y funcional. En este contexto, se plantea determinar cómo la interacción entre factores naturales y factores asociados a la intervención humana producen mayores efectos ecológicos, a fin de prever la respuesta del ecosistema a cambios futuros en el uso del suelo.

Objetivos específicos

· Detectar áreas de cambio desde un punto de vista funcional en términos de la dinámica de la vegetación, determinar la contribución de diversos factores hidroclimáticos a la dinámica de la vegetación, y establecer su relación con disturbios naturales y antrópicos en el Bajo Delta no Insular del río Paraná entre 2001 – 2015.

· Caracterizar la heterogeneidad funcional a escala regional en el Bajo Delta no Insular del río Paraná, estimar sus parámetros fenológicos y evaluar sus tendencias para el período 2001–2015 en relación a sus determinantes estructurales, naturales y antrópicos en el marco de la infraestructura para el manejo del agua presente en el área de estudio.

· Estudiar los efectos que las diferentes modalidades ganaderas presentes en el Bajo Delta no Insular del río Paraná, diferenciadas en términos de su infraestructura para el manejo del agua y del tipo de ganado, poseen sobre la calidad y fertilidad de los suelos, y sobre la diversidad taxonómica y funcional de la vegetación.

ORGANIZACIÓN DE LA TESIS

La presente tesis está organizada en 5 capítulos de los cuales uno de ellos es introductorio, tres presentan los resultados alcanzados y un quinto resume las conclusiones y recomendaciones. A continuación, se describe brevemente el contenido de cada uno de ellos:

En el *Capítulo 1* se describe el marco conceptual general y se especifican las preguntas de investigación y los objetivos de esta Tesis junto con una descripción del área de estudio en términos naturales y productivos (históricos y actuales), al mismo tiempo que se caracteriza el clima y la hidrología de la región a partir de parámetros relevantes para el período 2001–2015.

En el *Capítulo 2* se llevó a cabo un análisis de las tendencias y quiebres en el funcionamiento de la vegetación para el período 2001–2015, integrando una *serie de tiempo de imágenes del índice verde normalizado (NDVI)*. Se analizaron sus patrones espacio–temporales y se exploró su asociación con variables ambientales, climáticas y antrópicas. Los resultados de este capítulo permitieron comprender la complementariedad entre cambio estructural y funcional, así como identificar los controladores naturales y antrópicos que determinan los puntos de quiebre y tendencias en el funcionamiento de la vegetación en los humedales de la *porción no insular del Bajo Delta del Río Paraná*. Estos análisis evidenciaron que una porción significativa del área de estudio ha revertido tendencias decrecientes, indicativas de cierto grado de degradación en la productividad, al mismo tiempo que se observó una dependencia estricta de los valores de NDVI con los patrones climáticos locales y regionales que favorecieron tendencias negativas en la primera mitad de la serie de tiempo y positivas en la segunda. Sin embargo, estos análisis fueron insuficientes en la discriminación de áreas funcionalmente diferentes, dado que las tendencias a largo plazo en el componente funcional de la vegetación fueron relativamente homogéneas a lo largo del área de estudio.

Es así que complementariamente al análisis de tendencias y quiebres en el funcionamiento de la vegetación realizado en el *Capítulo 2*, en el *Capítulo 3* se caracterizó la heterogeneidad funcional del área de estudio en términos de las *Unidades Funcionales de Ecosistemas* presentes. Estas Unidades Funcionales resumen características relevantes de la dinámica de la vegetación y su fenología, y fueron utilizadas como insumo para estimar diversos parámetros fenológicos y estudiar cómo los mismos han variado en los últimos 15 años. Se analizaron las tendencias en estos parámetros a fin de identificar en qué casos la *estación de crecimiento* se ha visto

afectada, así como en qué casos los niveles relativos de *productividad primaria neta* han disminuido o aumentado. Los resultados de este capítulo permitieron cuantificar la heterogeneidad funcional del área de estudio a escala regional no sólo en función de la dinámica natural de sus ecosistemas sino también a partir de su historia de intervención. Estos resultados permitieron identificar y entender cómo diversos factores estructurales, naturales y antrópicos determinan esta heterogeneidad. A su vez, fue posible discriminar en qué áreas ocurrieron cambios en la estación de crecimiento, así como en qué áreas se vieron modificados los valores relativos de productividad primaria neta y su estacionalidad.

Una vez cuantificados los patrones espaciotemporales del funcionamiento de la vegetación a escala regional, se estudió cómo los cambios en intensidad y uso del suelo se expresan a nivel de comunidades de plantas. De esta manera, en el Capítulo 4 se analizó la respuesta de las comunidades vegetales a escala local en función de las distintas modalidades ganaderas que se desarrollan en la región. Dichas modalidades fueron tipificadas en función del tipo de obra para el manejo del agua (*canalizaciones, endicamientos, sin obras de infraestructura*) y del tipo de ganado producido (*vacuno o bubalino*). Se estimaron parámetros edáficos, así como taxonómicos y funcionales de la vegetación en cada una de dichas modalidades. Los resultados de este Capítulo permitieron identificar los efectos de ambos factores a escala local sobre la estructura y funcionamiento de las comunidades vegetales y sobre la calidad y la fertilidad de los suelos de la porción no insular del Bajo Delta del Río Paraná.

En el *Capítulo 5* se plantea una visión integradora de los resultados generados en cada capítulo, así como las conclusiones y recomendaciones surgidas del presente estudio y su potencial aporte al desarrollo sustentable de la región.

ÁREA DE ESTUDIO

Delimitación y localización

El área de estudio se ubica en la porción no insular del Bajo Delta del Río Paraná ($-33^{\circ} 45'S$; $58^{\circ} 51'W$) y ocupa una extensión de aproximadamente 3.000 km². Se sitúa en el sur de la Provincia de Entre Ríos (Argentina) abarcando los Departamentos de Gualeguaychú e Islas de Ibicuy. Limita al sur con los ríos Paraná Ibicuy y Paraná Guazú, al este con el río Uruguay y al norte el límite está dado por el Arroyo Ñancay. Entre las localidades dentro del área de estudio se destacan Médanos, Ceibas, Villa Paranacito e Ibicuy (Figura 2).

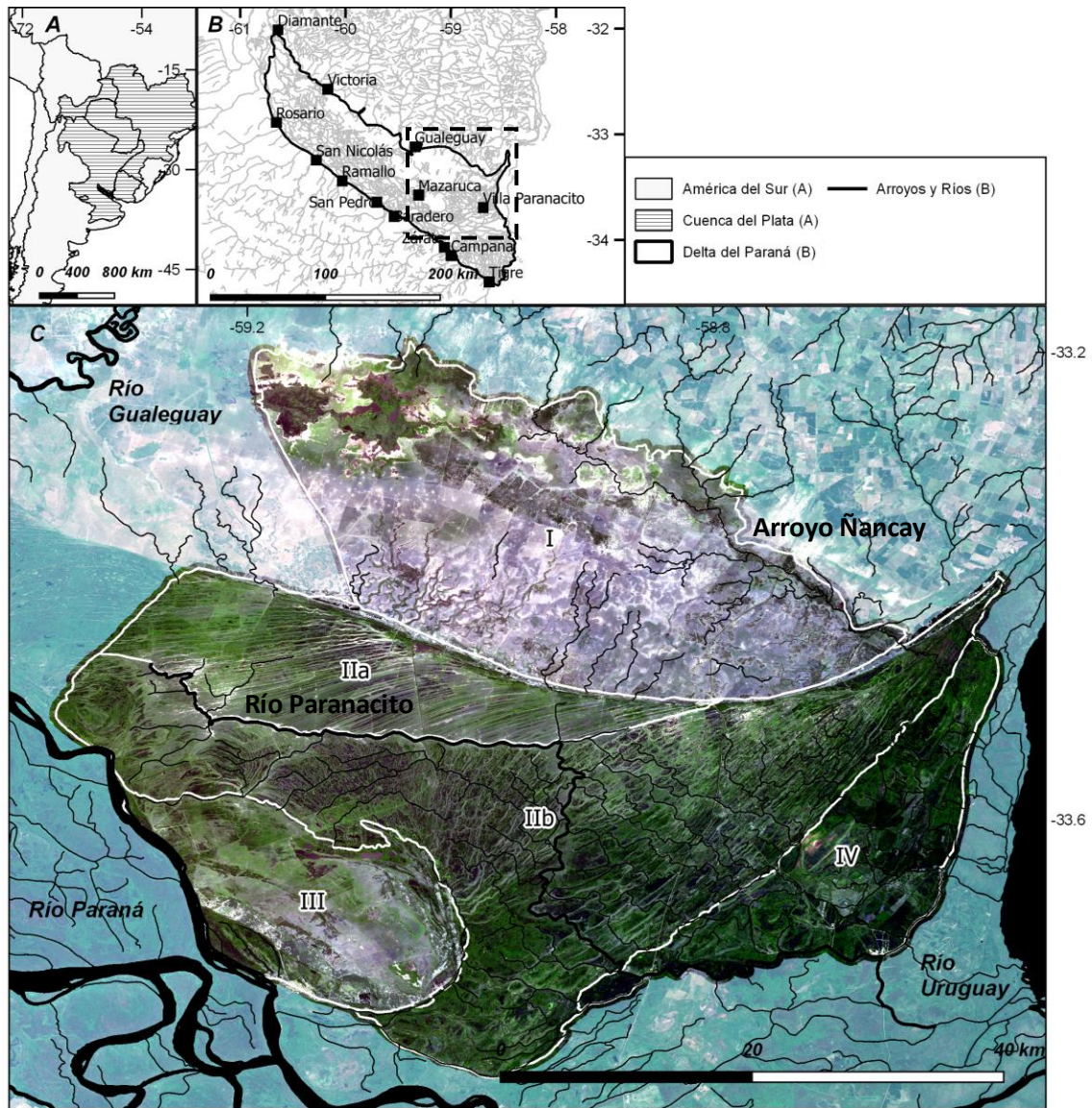


Figura 2. Mapa del área de estudio (C) en el Delta del Paraná (B) y su ubicación en la Cuenca del Plata (A). Los números romanos indican las diferentes unidades de paisaje (sensu Kandus et al. 2006).

Esta región se localiza en la porción terminal de la Cuenca del Río Paraná y constituye parte de una compleja planicie inundable con características biogeográficas y ecológicas únicas en la Argentina (Quintana y Bó 2011b) cuya elevada heterogeneidad ambiental permite la yuxtaposición de diferentes comunidades de flora y fauna resultando en una alta biodiversidad (Kandus et al. 2006). El territorio provee numerosos servicios ecosistémicos para las comunidades locales y las localizadas en territorios aledaños tales como la regulación de inundaciones, la purificación de agua, recreación y turismo así como mitigación de los efectos del cambio climático, entre muchas otras (Kandus et al. 2011b).

Clima

La temperatura media anual es de 18 °C con una precipitación total anual promedio de 1000 mm (Kandus et al. 2006). La región se ha caracterizado por un tipo climático templado con lluvias a lo largo de todo el año y temperatura media del mes más cálido superior a 22 °C (Malvárez 1999b). De acuerdo a los objetivos de esta Tesis, se ha contextualizado el clima del área de estudio en base a datos del período 2001–2015. Dada la escasez de estaciones meteorológicas en la región, se utilizó la base de datos proveniente de la *Tropical Rainfall Measuring Mission* (TRMM, 2011) para estimaciones de precipitación y del producto MOD11C3 V6 para estimaciones de temperatura de superficie, correspondiente al instrumento *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS), a bordo del satélite *Terra* de la NASA (Wan et al., 2015) .

La temperatura media anual estimada para el período 2001-2015 fue de 21,9 °C. En promedio, el mes más cálido fue enero con una temperatura media 30,2 °C y el más frío fue junio con una temperatura media de 12,4 °C. La precipitación media anual fue de 1358,1mm con un mínimo de 59,9 mm en junio y un máximo de 177,3 mm en marzo. Los valores medios de precipitación se encontraron por encima de los valores medios de temperatura, por lo que se concluye que todos los meses del año son, en general, relativamente húmedos (Figura 3).

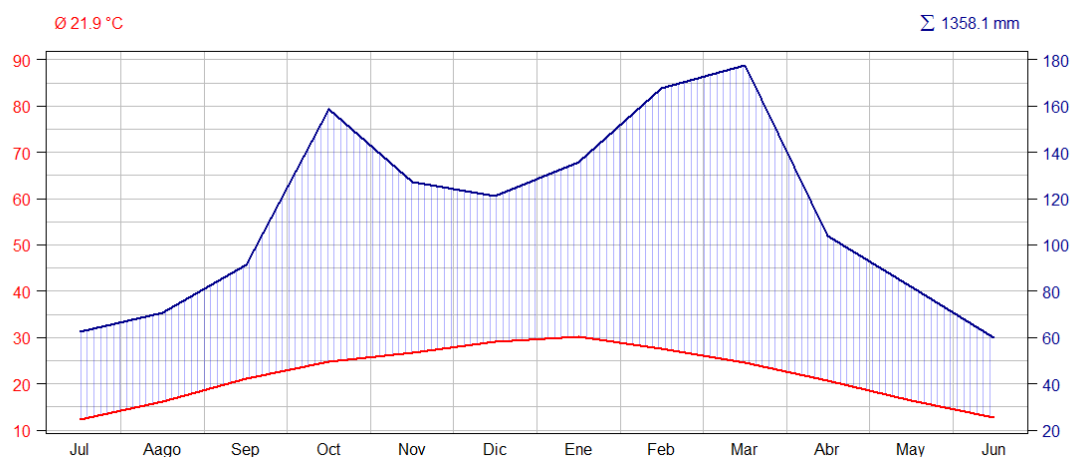


Figura 3. Climatograma para el período 2001–2015 para el Bajo Delta no insular del Río Paraná. En rojo se indica la Temperatura, mientras que, en Azul, la precipitación.

Es notable, sin embargo, la disminución en los valores de precipitación media entre los meses de noviembre y enero. Estos valores son consistentes con observaciones previas en las que si bien no se registra un período neto de déficit hídrico en el año, hay utilización del agua del suelo por parte de la vegetación durante el período estival, fenómeno que ocurre diferencialmente a lo largo del área de estudio (Malvárez 1999b). Esto implicaría que, pese a que los veranos son más lluviosos, podrían ocurrir

situaciones de limitación de agua dependiendo las mismas de la capacidad de retención hídrica de los suelos, de las distintas vías de ingreso y egreso del agua, de las variaciones de la temperatura a escala microclimática y del tipo de cobertura vegetal. Los valores de temperatura y precipitación media estimados para el período 2001 – 2015 fueron relativamente mayores a los valores históricos reportados en la bibliografía, por lo que se asume que el período comprendido en esta Tesis fue relativamente más cálido y húmedo.

Una de las principales razones de la variabilidad estacional e interanual en las precipitaciones en el área de estudio es el fenómeno de “*El Niño – Oscilación Sur*” (Salvia 2010). Sus fases opuestas están asociadas a anomalías climáticas en muchas áreas del mundo y anomalías en precipitación acumulada durante los eventos “*La Niña*” y “*El Niño*” tienen diferente grado de probabilidad de ocurrencia según la región y época del año (Grimm 2000; Penalba y Rivera 2016). En el Bajo Delta del Río Paraná, “*El Niño*” se expresa a través de inundaciones de gran envergadura no sólo por los volúmenes de agua involucrados sino también por el tiempo que ésta permanece sobre la superficie (Kandus et al. 2006). Estas inundaciones son causadas no sólo por eventos excepcionales de precipitación sino también por la crecida de los cursos de agua. Entre marzo y abril de 2007, por ejemplo, ocurrió un evento de inundación (Figura 4) producto de la conjunción de la crecida del Paraná (luego de casi nueve años de bajante) con altas precipitaciones a nivel local fuertemente asociado a un evento “*El Niño*”.

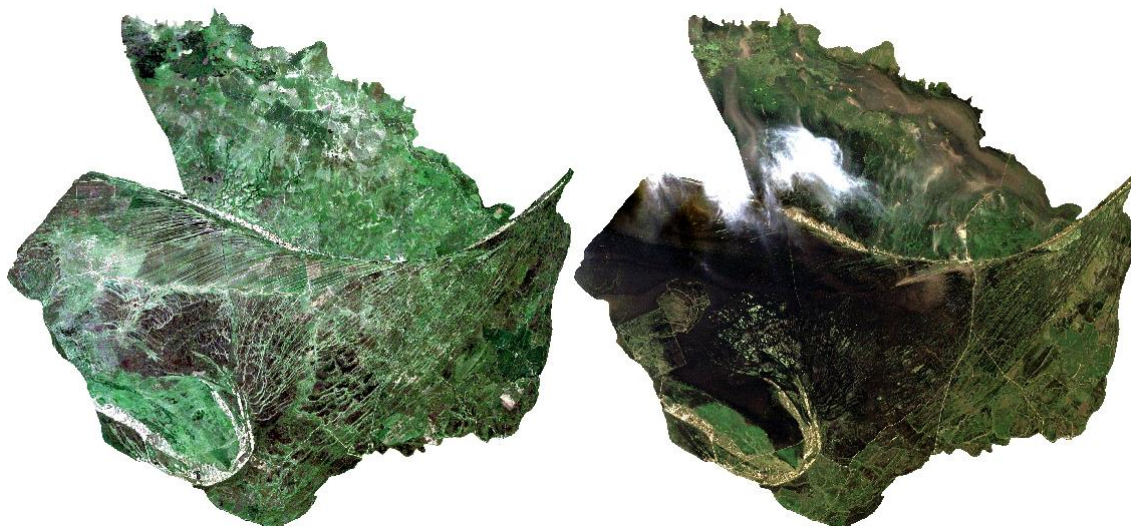


Figura 4. Representación de imágenes en color real y contraste entre situación “normal” (izq.) y el evento de “inundación” (der.) ocurrido en abril de 2007 para el Bajo Delta no insular del Río Paraná. Las porciones oscuras indican la extensión de la inundación.

Por otro lado, “*La Niña*” se expresa a través de prolongados períodos de sequía (Figura 5) producto de escasas precipitaciones en la región y bajantes recurrentes y

prolongadas en los cursos de agua, principalmente del Río Paraná y tributarios. En combinación con las prácticas de manejo utilizadas de manera inapropiada tales como la quema controlada, puede producir pérdida de hábitats y diversidad de especies, de semillas de plantas nativas y de la materia orgánica y microbiota del suelo (Bó et al. 2010; Salvia et al. 2012; Quintana et al. 2014b).

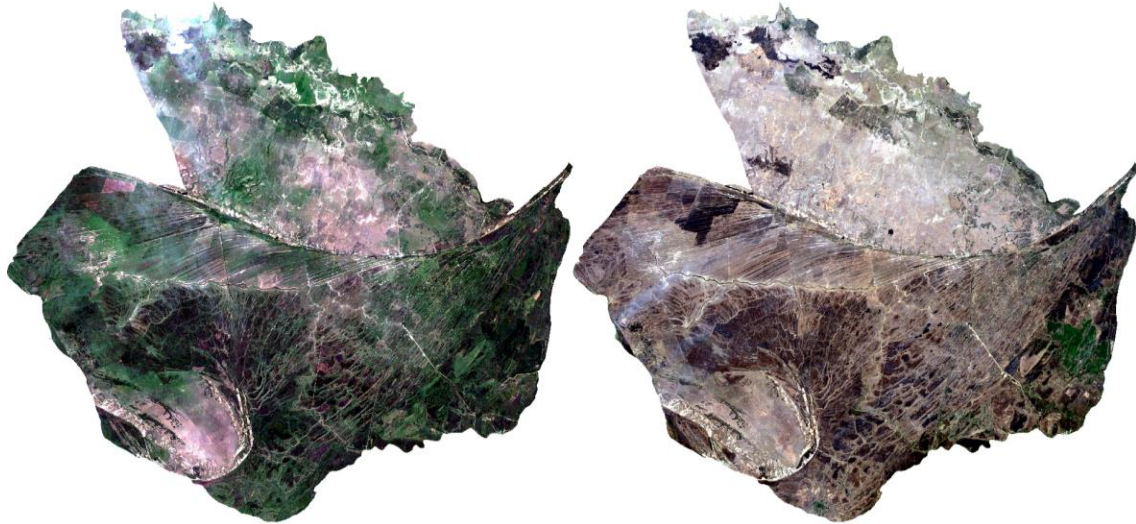


Figura 5. Representación de imágenes en color real y contraste entre situación “normal” (izq.) y un período de sequía (der.) durante abril–octubre de 2008 para el Bajo Delta no insular del Río Paraná.

Se identifican, al menos, dos eventos “*La Niña*”, relativamente fuertes durante 2008 y 2011 consistentes con los reportado en la bibliografía (e.g., Bureau of Meteorology, 2012; Rivera y Penalba, 2015; ESRL: PSD, 2016). Estos eventos se corresponden con niveles de altura de río relativamente más bajos (Figura 6), así como con una menor cantidad de precipitaciones. Por otro lado, se observan al menos cinco eventos “*El Niño*”, en su mayoría caracterizados como “débiles” o “moderados”. Se destacan los eventos en los períodos 2006–2007 (“moderado”) y 2009–2010 (“fuerte”), evidenciados por valores sostenidos del índice *MEI v2* mayores a 0,5 así como alturas superiores al nivel de evacuación en el Río Paranacito (Figura 6, barra gris oscuro [265 cm]), y valores extraordinariamente altos de precipitación en los meses correspondientes. Estos umbrales implican riesgo alto de inundación para las poblaciones locales e incluso en las áreas productivas. Hacia finales de la serie de tiempo (2015-2016) se registra uno de los eventos *El Niño* más severo de los últimos 20 años, no incluido en los análisis de esta Tesis.

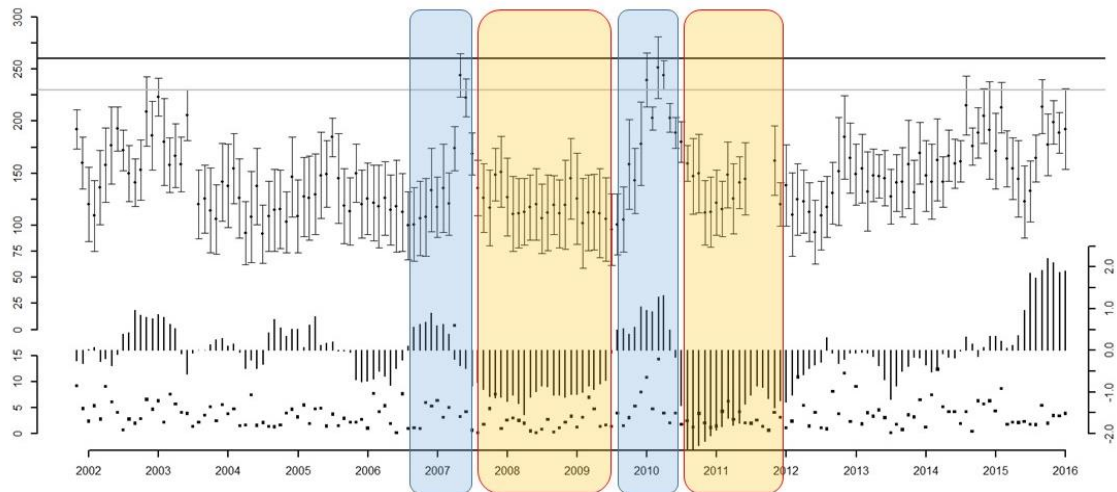


Figura 6. Variables indicadoras del régimen hidrológico (mensual) en el Bajo Delta no insular del Río Paraná entre 2001 y 2016. Los puntos con barras de desvío estándar corresponden a la altura del Río Paranacito (cm; eje superior-izquierdo); las barras verticales corresponden al valor del Índice Multivariado ENSO (MEI) (eje inferior-derecho); los cuadrados corresponden a la precipitación media (mm/día); eje inferior-izquierdo). La línea horizontal gris corresponde al **nivel de alerta**, mientras que la línea horizontal negra corresponde al **nivel de evacuación** para el Río Paranacito (Fuente: Prefectura Naval Argentina: estación Villa Paranacito).

Geomorfología y Régimen Hidrológico

Para conocer y comprender cuáles son las condiciones ambientales que diferencian al Delta del Paraná (particularmente a la porción no-insular del Bajo Delta) de su entorno regional y que, a su vez, determinan su heterogeneidad interna, debe considerarse la acción de tres factores: los *procesos geomorfológicos*, el *régimen hidrológico* y los *patrones de vegetación*. Como se ha explicado anteriormente, el régimen climático presenta una relativa homogeneidad a lo largo del área de estudio. De esta manera, se considera que los primeros dos factores mencionados son los responsables de los patrones de paisaje resultantes y de la gran diversidad de hábitats presentes.

La geomorfología del Bajo Delta no insular del Río Paraná es el resultado principalmente de procesos de ingresión y regresión marinas que tuvieron lugar durante el Holoceno Medio seguido por procesos fluviales pasados y presentes, particularmente de los ríos Paraná y Uruguay (Malvárez 1999b). Gran parte de los paisajes de la región está conformada por depósitos litorales originados por estos procesos hace aproximadamente 4.500 años, a los que se les superponen fases fluviales y deltaicas pasadas y actuales. Estos procesos generaron un complejo patrón de paisajes entre los que se destacan una antigua planicie costera con playas, lagunas y cordones litorales, antiguas playas de regresión en la que se alternan cordones y depresiones, así como áreas de modelado estuárico y antiguos deltas.

En la actualidad, el complejo *régimen hidrológico* de esta porción del Bajo Delta es determinado principalmente por inundaciones fluviales del río Paraná, combinado con aquellas a causa de las crecidas de los Ríos Gualeguay y Uruguay que eventualmente incrementan el nivel del Río Paranacito. También inciden las mareas del estuario del Río de la Plata y eventos locales de precipitación. Cada uno de ellos presentan una firma hidrológica distintiva a lo largo del área de estudio (Baigún et al. 2008). La interacción entre las diferentes geoformas presentes y la acción diferencial del régimen hidrológico permiten definir a la porción no Insular del Bajo Delta como un extenso macro-mosaico de humedales con sectores o unidades ambientales diferenciados por un patrón de paisaje y un régimen hidrológico característico.

Suelos

La porción no insular del Bajo Delta del Río Paraná presenta suelos mayoritariamente *Haplacuentes típicos* (~30%), *Hapludoles ácuicos* (~23%) y *Haplacuoles típicos* (~10%) (Figura 7 y Tabla 18, Anexo A) (Bedendo et al., 2014).

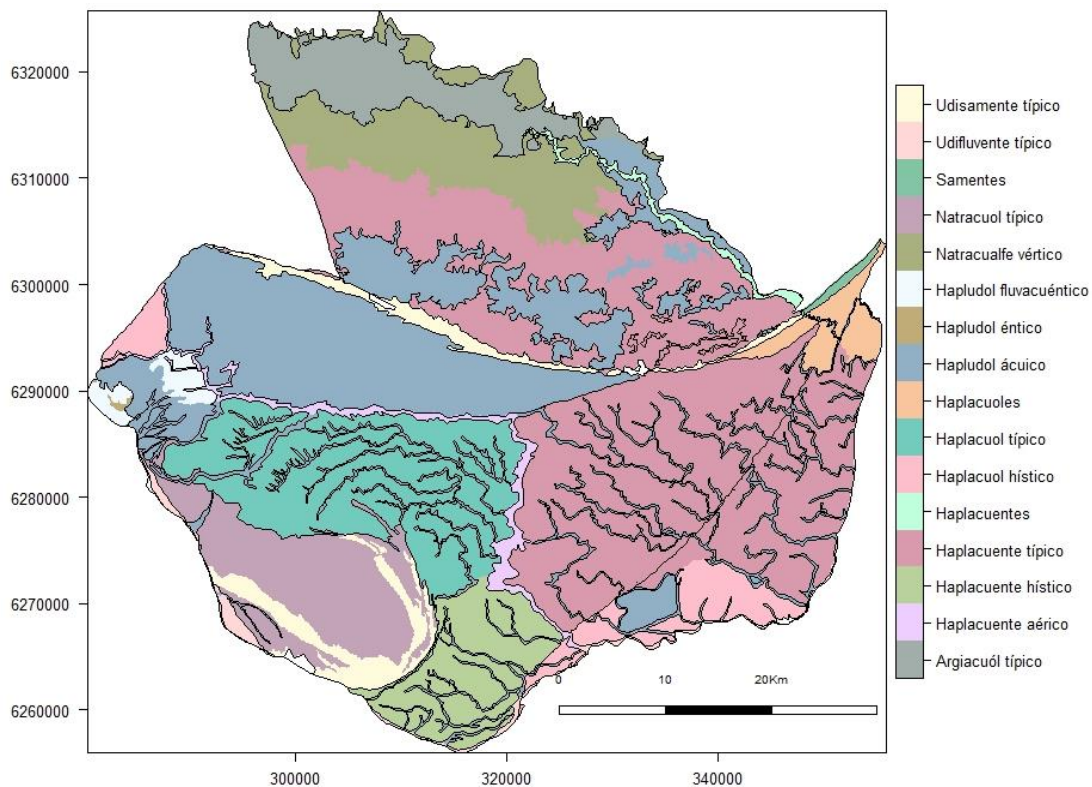


Figura 7. Mapa de Suelos presentes en el Bajo Delta no insular del Río Paraná. Se describe la taxonomía correspondiente a la Serie predominante en cada Unidad Fisiográfica a escala 1:100.000 (Fuente: Bedendo et al., 2014). Ver el Anexo A para una descripción detallada de las clases.

Los limitantes principales están dados por el grado de inundabilidad y los niveles de la capa freática, el grado de la alcalinidad y de salinidad. En este último caso, puede estar dado por procesos de formación de suelos que incluyen flujos de sales verticales o por deposición de sedimentos salinos. Al mismo tiempo, puede ocurrir que altas tasas de evapotranspiración faciliten el ascenso de sales, mientras que la presencia de suelo desnudo aumenta las tasas de evaporación. Las texturas de los suelos predominantes se caracterizan, en general, por el predominio de la fracción limo con contenidos más variables de arcilla y arena. Su *pH* oscila entre 4,5 y 5,7, registrándose la presencia de suelos muy ácidos especialmente en los casos de alta acumulación de materia orgánica.

Patrones de Paisaje y Vegetación

La interacción entre las diferentes geoformas presentes y la acción diferencial del régimen hidrológico (Blanco y Méndez 2010) determinan que el área de estudio constituya un ensamble de diferentes unidades de paisaje (Figura 2, Kandus et al. 2006), diferenciadas por patrones de vegetación y un régimen hidrológico característico (Malvárez 1997).

La *Unidad I* es una antigua llanura de mareas/laguna litoral (*albufera*) aislada por un antiguo cordón litoral. Su paisaje se caracteriza por pastizales de *Panicum miloides* que ocupan las porciones medias del gradiente topográfico, atravesados por antiguos canales de marea localizados en la porción más baja de dicho gradiente en los que se encuentran plantas hidrófitas como “Pehuajó” (*Thalia multiflora*) y Camalote grande (*Pontederia cordata*). En los sitios más elevados se encuentran parches de bosque nativo de “algarrobo negro” (*Prosopis nigra*), “espinillo” (*Acacia caven*) y “coronillo” (*Sctuia buxifolia*).



Ilustración 1. Unidad de Paisaje I. Se distinguen bosques de Algarrobo y pastizales anegables.



Ilustración 2. Unidad de Paisaje I. Bosque mixto de espinillo y algarrobo. Se distingue también pastizal mixto de gramíneas y ciperáceas.

En la *Unidad II* se distinguen dos sub-unidades: al norte se ubica la Sub Unidad *Ila*, caracterizada por una sucesión de cordones y depresiones producto del modelado marino. Los cordones se caracterizan por estar dominados por pastizales de poca altura con presencia de especies típicas de suelos salinos (Ilustración 3) y áreas deprimidas con vegetación hidrófita arraigada como juncales de *Schoenoplectus californicus* (Ilustración 4). *Esta sub-unidad se caracteriza por la presencia de “Canalizaciones” de origen antrópico, perpendiculares al gradiente topográfico.*



Ilustración 3. Unidad de Paisaje Ila. Pastizal



Ilustración 4. Unidad de Paisaje Ila. Pastizal y depresiones típicas caracterizadas por Juncales a los costados.

Al sur se ubica la Sub Unidad *Ilb*, caracterizada por la presencia de cordones acompañados por antiguos canales de marea de origen marino y segmentados por arroyos. En los cordones hay desarrollo de leñosas dominados por espinillares de *Acacia caven* (Ilustración 5). Hacia las porciones medias del gradiente topográfico

ambas sub-unidades presentan, generalmente, pastizales con especies como *Cynodon dactylon*, mientras que zonas más deprimidas están dominadas por juncuales de *Schoenoplectus californicus* (Ilustración 6) y otras especies hidrófitas arraigadas y vegetación acuática flotante (Ilustración 7).



Ilustración 5. Unidad de Paisaje IIb. Bosques de Espinillo en la porción topográfica más alta de la Unidad de Paisaje IIb.



Ilustración 6. Macrófitas arraigadas, flotantes y juncuales en los bajos anegables de la Unidad de Paisaje IIb.



Ilustración 7. Panorámica de la Unidad de Paisaje IIb en donde se observa la transición de ambientes.

La *Unidad III* se caracteriza por pastizales de suelos arenosos dominados por *Panicum racemosum* (Ilustración 8). En los sitios topográficamente más altos se pueden hallar bosques de ceibo (*Erythrina crista-galli*) y bosques de espinillo (*Acacia caven*). Pueden encontrarse pequeñas áreas deprimidas con juncuales y otras especies hidrófitas arraigadas.



Ilustración 8. Unidad de Paisaje III. Pastizal de gramíneas en cojín.

La *Unidad IV* se destaca por ser una unidad de transición entre la *Unidad V* (sensu Kandus 2006) y la *Unidad IIb*. Esta segmentación contempla la porción de la *Unidad V* que intercepta al Bajo Delta no insular (Ilustración 9). Su paisaje constituye un mosaico de extensos juncales y pajonales de cortadera, pastizales, bosques de espinillo y de ceibo, inmerso en una matriz productiva caracterizada por la presencia de *endicamientos ganaderos y forestales* (Ilustración 10).



Ilustración 9. Unidad de Paisaje IV. Anegamiento en un establecimiento endicado.



Ilustración 10. Unidad de Paisaje IV. Gradiente topográfico homogeneizado en establecimiento Endicado.

Actividades productivas (*Modalidades Ganaderas - Síntesis*)

La ganadería constituye una de las actividades productivas tradicionales de la región del Delta del Paraná desde la época colonial (Quintana et al. 2014b), predominantemente en la porción correspondiente al área de estudio. Esta región se

caracteriza por presentar dos componentes fundamentales para el apropiado desarrollo de la ganadería: la presencia de un buen suministro de agua apta para el consumo animal y la existencia de extensas áreas con alta abundancia de especies forrajeras nativas de excelente calidad (Bó et al. 2010; Quintana et al. 2014b) para la fauna silvestre y para el ganado doméstico (Magnano et al. 2019b).

Desde el punto de vista histórico, la introducción de los primeros ejemplares data de hace aproximadamente 450 años. El desarrollo de la ganadería en esta región estuvo ligado principalmente a las necesidades de alimentación de las poblaciones españolas establecidas en el litoral, sin adquirir relevancia regional y limitándose al mercado local. A partir de la introducción de ganado en las islas también se comenzaron con algunas prácticas que perduran hasta la actualidad como es el caso del uso del fuego a fines del invierno para promover el rebrote de las especies forrajeras (Salvia et al. 2012).

Inicialmente, la región estuvo caracterizada por una modalidad productiva denominada “ganadería de islas”, la cual era extensiva, involucraba una relativamente baja carga animal y tenía un marcado carácter estacional, cuya introducción de ganado era coincidente con el período de aguas bajas. Los animales eran retirados hacia establecimientos “urbanos” en otoño. Los límites entre establecimientos isleños eran generalmente naturales y las prácticas de manejo eran escasas, y acopladas a la dinámica hidrológica del sistema que incluye crecientes tanto recurrentes como extraordinarias. Este sistema productivo se sostuvo hasta las últimas décadas del siglo XX, momento en el cual se produce un cambio importante en la modalidad productiva de país, particularmente en la región pampeana. En la última década del siglo XX y la primera del XXI, una importante parte del stock ganadero fue desplazado hacia zonas de humedales. A estos hechos se sumaron otros factores como la incorporación de grandes obras de infraestructura que favorecieron la accesibilidad y una disminución en los costos de traslado de la hacienda incentivados por la proximidad de la región a los grandes centros urbanos e industriales. También facilitó este desplazamiento la presencia de un ciclo climático hidrológico relativamente extenso de aguas bajas en los que la productividad y la rentabilidad de la actividad son altas y los costos de producción son relativamente bajos (Quintana et al. 2014a). Como resultado, se manifestó un incremento en el número de cabezas presentes en las islas que pasó de 160.000 a 1.500.000 entre 1997 y 2007. Este crecimiento, en parte anárquico y sin ningún criterio de sustentabilidad, se enfrentó en 2007 a un evento extraordinario de inundación, que derivó en la mortandad de varios miles de animales en Entre Ríos, principalmente por la falta de un plan de contingencia adecuado (Quintana et al. 2014).

En consecuencia, en los últimos años se han incrementado los niveles de intervención asociados a esta actividad productiva en su modalidad silvopastoril (de forma conjunta con forestaciones de álamos y sauces) y a cielo abierto (ganadería en pastizales). Estas modificaciones buscan aprovechar los recursos naturales del Delta del Paraná bajo un escenario de mayor previsibilidad y menor costo. De esta manera, las obras de infraestructura para el manejo del agua se han posicionado como la forma de intervención más extendida, destacándose la construcción de *endicamientos*, *terraplenes* y *canalizaciones* (Blanco y Méndez 2010), todas ellas destinadas a evitar o mitigar los efectos de las inundaciones (Ilustración 11). Dado que dichas prácticas inciden directa o indirectamente sobre el régimen hidrológico de los humedales del Bajo Delta del Río Paraná, es esperable que eventualmente modifiquen la estructura y el funcionamiento de estos ecosistemas (Quintana et al. 2014b). La expansión de la actividad ganadera y su infraestructura asociada para el manejo del agua, ha determinado la ocurrencia de cambios en las coberturas y usos del suelo (Sica et al. 2016). En consecuencia, en tan solo 14 años, un tercio de la vegetación hidrófita del Bajo Delta (163,000ha) ha sido reemplazada por pastizales (70%) y forestaciones (18%) (Sica et al. 2016) de manera activa y pasiva.



Ilustración 11. Patrón de vegetación homogéneo en un establecimiento ganadero endicado.



Ilustración 12. Patrón de vegetación herbácea en un establecimiento ganadero endicado.

Cada tipo de intervención afecta diferencialmente el patrón de paisaje y su funcionamiento (Figura 8): los *endicamientos* eliminan el agua por drenaje del humedal en la zona interna del dique y además impiden el ingreso de la misma, conjuntamente con materia orgánica y nutrientes, en época de crecientes; los *terraplenes*

eventualmente obstruyen la circulación de los cursos de agua e impiden el ingreso a las zonas bajas de los campos con la consecuente desaparición de los bañados y lagunas; los *drenajes* o *canalizaciones* (Ilustración 13) aceleran la salida de los excedentes hídricos, materia orgánica y nutrientes y, en algunos casos, facilitan el ingreso de agua en época de crecientes prolongadas. Alternativamente, en algunas zonas la densidad de endicamientos y terraplenes impide el escurrimiento superficial del agua y aumenta los tiempo de permanencia del agua tras eventos extraordinarios de inundación (Armando Cadoppi, Com. Pers.).

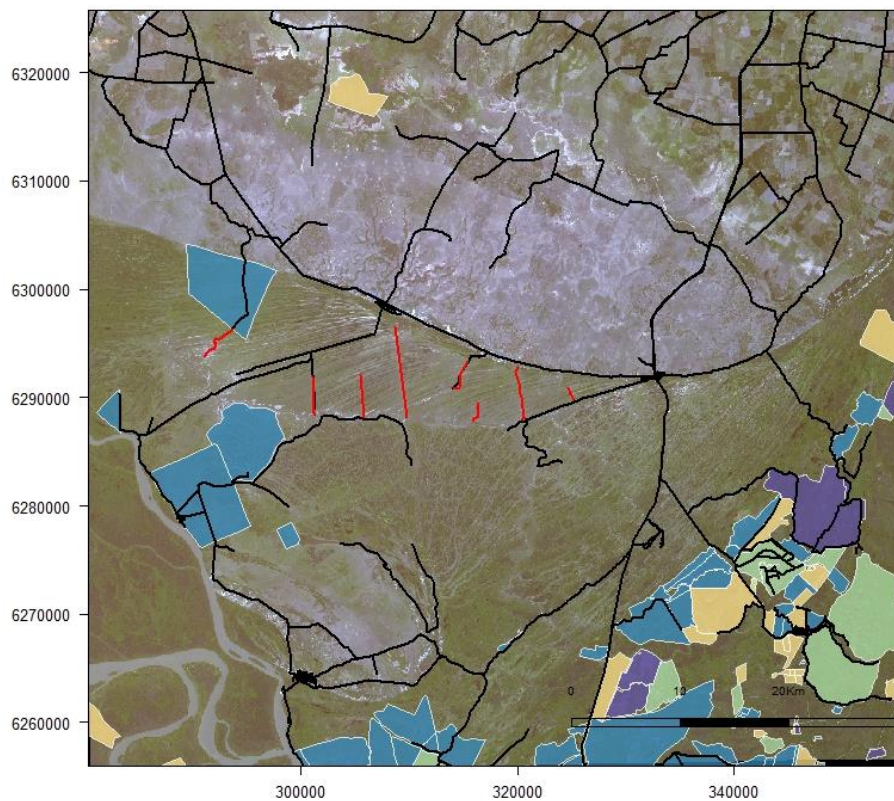


Figura 8. Diques, terraplenes y canalizaciones en el Bajo Delta no insular del río Paraná. Cada color indica el Uso del dique: azul (**Ganadería Bovina**), violeta (**Forestal**), verde (**Mixto**) y amarillo (**S/D**).

Fuente: Minotti, 2018.



Ilustración 13. Canalización en un establecimiento ganadero.

Del área total endicada acumulada al año 2018, se observa que aproximadamente un 30% está destinada a la actividad ganadera mientras que un 18% pertenece a diques forestales. Otro 18% se caracteriza por la actividad silvo-pastoril (mixto). De esta manera, en la actualidad, la ganadería bovina se sitúa como el uso dominante en términos de superficie endicada en el área de estudio. La tendencia registrada para la totalidad del Delta del Paraná se mantiene en la porción no Insular del Bajo Delta del Paraná, siendo predominante la construcción de endicamientos ganaderos. Al 2018 se ha determinado que existen aproximadamente 250.000 has de diques en el Delta del Paraná (Minotti, 2018). De las mismas, 50.000 has corresponden a la porción que contempla el área de estudio de esta Tesis (Figura 9). Se registra un aumento sustancial en el número de hectáreas endicadas en las últimas décadas así como en el porcentaje destinado a la ganadería a lo largo del tiempo. Este número es aún mayor si se incluye el componente ganadero de uso mixto.

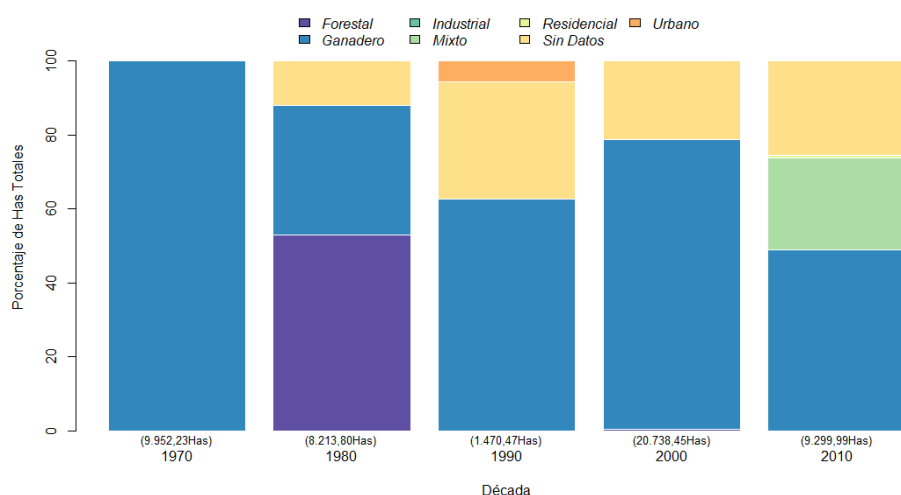


Figura 9. Crecimiento de áreas endicadas en la porción no Insular del Bajo Delta del río Paraná entre 1970– 2010. Para cada intervalo, se indica el número total de hectáreas endicadas entre paréntesis, y en color, qué porcentaje corresponde a cada Uso. Los colores coinciden con los establecidos en el mapa de la Figura 7. (Fuente: Minotti, 2018).

El área endicada se suma a aproximadamente 1.700 Km de terraplenes, caminos rurales y autopistas que recorren la región y su periferia, destinados principalmente al aprovechamiento productivo. Sin embargo, el área no intervenida en términos de obras de infraestructura para el manejo del agua se caracteriza también por un desarrollo de la actividad ganadera, siendo prácticamente nula la existencia de “áreas naturales”, sin actividades productivas.

Entre las características compartidas por la totalidad de los establecimientos pueden mencionarse la baja intervención sobre las pasturas, siendo mínimos los casos en los que o bien se remueve la cobertura vegetal para favorecer el rebrote de especies palatables (Villaruel, Com. Pers.), o bien se complementa la calidad de las pasturas

naturales con el implantado de semillas de especies tales como *Lotus tenuis* (Bacigalupo, com. Pers.). Es común la variación estacional de la carga ganadera en épocas desfavorables en el caso de establecimientos sin intervención sobre el régimen hidrológico (Steverlick, Com. Pers.).

Las prácticas predominantes y las diferentes modalidades ganaderas están asociadas a las limitantes impuestas por las características ecológicas de la zona y difieren en proporción a lo largo del área de estudio. En el caso de las *Unidades de Paisaje I y III*, es característica la presencia de grandes empresas en detrimento de productores pequeños, siendo 938 ha el tamaño promedio de los establecimientos registrados al año 2014 y 825 el valor promedio de animales por predio. Se encuentran casos, no obstante, en el que los establecimientos exceden las 5.000 ha y el número de animales alcanza las 7.000 cabezas. La carga media de la zona es de 1,02 EV/ha, con un rango entre 0,45 y 4,50 EV/ha (Quintana et al. 2014b).

En el caso de las *Unidades IIa y IIb*, la zona se caracteriza por presentar un manejo simple, acoplado al régimen de inundaciones que determina principalmente el movimiento de animales (Quintana et al. 2014b). Predominan los campos bajo propiedad privada así como el alquiler de campos para pastaje. Comprende aproximadamente 181 establecimientos ganaderos con un tamaño medio de 643 ha y un tamaño máximo entre 2.000 y 7.000 ha. El tamaño medio del rodeo es de 666 animales mientras que algunos establecimientos llegan a superar los 5.000 bovinos. La carga media de la zona es de 1,30 EV/ha. La macro-infraestructura comprende terraplenes y endicamientos en la porción *IIb* mientras que predominan las canalizaciones en el sector *IIa*.

Finalmente, la *Unidad IV* se caracteriza por ser una zona ambiental y productivamente compleja. Recientemente se ha dado un incremento de la ganadería empresarial acoplada con producciones forestales y agrícolas en endicamientos. La macro-infraestructura es alta y en continuo crecimiento, siendo predominantes las superficies endicadas y canalizadas (Quintana et al. 2014b). La carga ganadera es en promedio 1,29 EV/ha., pero al menos un 25% de los establecimientos registran cargas mayores a las 3EV/ha.

Dentro de la ganadería de humedales desarrollada en la porción no Insular del Bajo Delta, la cría de ganado vacuno es dominante y si bien no se caracteriza por una raza definida, se observa mayor cantidad de animales de raza británica, y en menor proporción, con algún grado de sange índica, ya sean Bradford u otras cruza (Quintana et al. 2014b). En los últimos años, la producción de ganado bubalino ha avanzado,

adquiriendo mayor relevancia, en especial en aquellas zonas donde resulta costoso producir razas vacunas tradicionales (Travaini et al. 2019). Entre los ambientes con alta aptitud para la cría de búfalos se encuentran los humedales, particularmente los fluviales. Su carne presenta características superiores a las del ganado bovino, ofrece subproductos de excelente calidad (leche y cuero) y, dada la adaptación del búfalo a los ecosistemas de humedales, se lo puede criar sin necesidad de desarrollar grandes obras de infraestructura para el manejo del agua que modifiquen drásticamente su estructura y funcionamiento.

RELEVANCIA DE LA TESIS Y SUS OBJETIVOS ESPECÍFICOS

La infraestructura para el manejo del agua (*diques, terraplenes y canalizaciones*) orientada a proteger animales, pasturas y forestaciones de inundaciones estacionales y expandir lo que se considera “tierras productivas” (Kandus et al. 2011a) se ha incrementado en los últimos años facilitando la conversión de vegetación palustre a áreas de pastizal (Sica et al. 2016). A esto se suma que las modificaciones sobre el régimen hidrológico producto de las intervenciones mencionadas han socavado servicios ecosistémicos característicos de humedales tales como el control y la regulación de inundaciones (Blanco y Méndez 2010).

De la información brindada en las secciones anteriores, surge que en los últimos años la actividad ganadera ha generado cambios, en muchos casos negativos, desde el punto de vista ambiental a lo largo de toda la región (Sica et al. 2016, 2018; Magnano et al. 2019b, a; Nanni et al. 2019). Por un lado, es extensa la superficie sobre la cual se realizan, con mayor o menor intensidad, obras de infraestructura para el manejo del agua (Minotti 2019) que alteran el régimen hidrológico. A estas obras se suman las obras de drenaje y canalización, incluyendo la profundización de algunos canales preexistentes (*Productores ganaderos Bacigalupo y Setimio, Com. Pers.*). Se observan, además, problemas de magnitud variable en términos de contaminación orgánica por excesivas cantidades de materia fecal y orina provenientes del ganado en cursos y cuerpos de agua (Krug, 2017) y/o de contaminación química, ya sea por el inadecuado manejo de productos veterinarios, herbicidas, o agroquímicos.

A su vez, la excesiva carga ganadera y su inadecuada distribución a lo largo del año provocan problemas en el suelo, entre los que se destacan la compactación (Magnano et al. 2019b) y la erosión en algunos casos facilitada por el sobrepastoreo, y por la remoción de sustrato para la construcción de terraplenado y ensenadas. El manejo de la vegetación, las altas cargas y la presencia permanente del ganado

contribuyen a cambios en las coberturas originales (Magnano et al. 2019b). En algunos casos, se procede incluso a la remoción mecánica de biomasa, fundamentalmente de los ambientes de pajonal, para facilitar el crecimiento de pastizales más palatables (Sica et al. 2016). En muchos casos, los impactos anteriormente mencionados desencadenan efectos sinérgicos, magnificando las consecuencias no deseadas (Quintana et al. 2014b).

La sostenibilidad en la provisión de bienes y servicios en el Bajo Delta no Insular del río Paraná dependerá de las condiciones estructurales y funcionales de sus hábitats como de la manera en que sus recursos sean manejados (Kandus et al. 2006; Oddi y Kandus 2011; Quintana et al. 2014b) y la forma en que se gestionen las actividades humanas. En este contexto, resulta imprescindible establecer políticas y mecanismos para el manejo sostenible y la conservación a largo plazo de los humedales (Quintana et al. 2014b). Si se pretende conservar la diversidad ecológica de la región, se debe contribuir a mantener o al menos no afectar significativamente, los factores que la determinan (Bó et al. 2010).

Los resultados de esta tesis permitirán comprender los efectos de las actividades humanas en la condición y funcionamiento de las comunidades vegetales del Bajo Delta no insular, contribuyendo sustancialmente al conocimiento sobre la ecología de los humedales de la región y generando recomendaciones de manejo que permitan conservar y manejar en forma sostenible uno de los humedales más importantes y amenazados de la Argentina.

Capítulo 2. CAMBIOS EN EL COMPONENTE FUNCIONAL DE LA VEGETACIÓN DEL BAJO DELTA NO INSULAR DEL RÍO PARANA PARA EL PERÍODO 2001–2015

INTRODUCCIÓN

Durante los últimos 150 años, y particularmente en las últimas décadas, más de la mitad de los humedales en el mundo se han perdido, degradado o alterado (Gardner et al. 2015c). Los cambios desde el siglo 19 han sido significativos y son el resultado no sólo de la ocurrencia de disturbios naturales (He et al. 2015) sino también debido al impacto de las actividades humanas (Petrescu et al. 2015). Los cambios se intensifican a medida que la demanda por superficie productiva y agua se incrementa, actuando sinérgicamente con los efectos del cambio climático (Junk 2013), razones por las cuales se plantea la necesidad de comprender los mecanismos subyacentes que determinan los cambios en la biodiversidad y la estabilidad de los humedales (Loreau y de Mazancourt 2013). Asimismo, en este proceso de cambio resulta necesario cuantificar sus patrones espacio–temporales (Sica et al. 2016), su funcionamiento (Evenson et al. 2018) y sus tendencias (Eckert et al. 2015).

Los humedales constituyen ecosistemas particularmente complejos cuya estructura y funcionamiento están principalmente determinados por su régimen hidrológico (Brinson 1993; Keddy 2010) y su geomorfología (Lisenby et al. 2019). La interacción entre estos dos factores con el suelo y con la vegetación establecen las características generales y el significado de los procesos que tienen lugar en estos ecosistemas (Georgiou y Turner 2012). Además, su hidrología presenta variaciones en el espacio y en el tiempo, esencialmente dadas por fases correspondientes a pulsos de sequía e inundación (Junk 2013). En este contexto, es esperable que los cambios en el manejo y en el uso del suelo, generalmente asociados a la construcción de infraestructura para el manejo del agua destinada a la prevención de inundaciones en “tierras productivas” (Baigún et al. 2008), no sólo modifiquen las características estructurales de estos ecosistemas sino también su funcionamiento (Raulings et al. 2010; Foti et al. 2012; Moreno-Mateos et al. 2012; Mclaughlin y Cohen 2013). Un manejo sustentable de estos ecosistemas requeriría, entonces, un entendimiento de las interacciones entre factores ambientales y antrópicos que eventualmente soportan y regulan las funciones ecosistémicas de los humedales y sus servicios ecosistémicos (Quintana et al. 2014b).

En la actualidad aún existen dificultades para discriminar los procesos que operan sobre la dinámica de los ecosistemas, particularmente de los humedales, y en la caracterización de sus efectos. Estos procesos pueden estar condicionados por factores naturales como las variables climáticas a escalas local, regional o global. Los mismos se expresan en la ocurrencia de cambios extensos, abruptos y persistentes - regímenes- así como en la alternancia de cambios locales, graduales y transitorios - fases- (Easdale et al. 2017). Por otro lado, se encuentran aquellos procesos dados por el efecto de la degradación de los ecosistemas inducida por el uso de la tierra (Wessels et al. 2007). Para la gestión del uso del suelo y la evaluación de los impactos que determinan tanto una interrupción sostenida como una mejora del funcionamiento ecosistémico (De Jong et al. 2013), es importante cuantificar la importancia relativa de dichos factores y su contribución al control de los patrones promedio del funcionamiento ecosistémico, su variabilidad interanual y las tendencias en la fenología de la superficie terrestre a escala regional y global (Forkel et al. 2015b).

En consecuencia, el análisis de los datos obtenidos por teledetección ha surgido como un enfoque relativamente económico (Baldi et al. 2008) que proporciona información sintética sobre amplias áreas en escalas espacio-temporales relevantes para detectar cambios en la actividad fotosintética (Paruelo et al. 2001; Pettorelli et al. 2005; Zoffoli et al. 2008; Detsch et al. 2016) y promover mejores decisiones para el manejo sostenible de la tierra (Ben Abbes et al. 2018). Los métodos de adquisición remota y armado de series temporales en combinación con índices de vegetación han contribuido notablemente a la detección del cambio en el uso del suelo a escala global (Ben Abbes et al. 2018). Las series temporales de índices de vegetación, a su vez, son relevantes para evaluar muchos aspectos del funcionamiento de los ecosistemas en regiones complejas y diversas así como en la detección de cambios temporales discretos o graduales (Paruelo et al. 2000; Pettorelli et al. 2005). Por ejemplo, el índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) se ha utilizado ampliamente para describir la dinámica de la vegetación a grandes escalas (Bradley y Mustard 2008; Campos y Di Bella 2012; Waylen et al. 2014; Mohammadi et al. 2017).

Las series temporales de NDVI operan a diferente frecuencia (Ben Abbes et al. 2018), lo que demuestra la necesidad de distinguir la variabilidad estacional del cambio fenológico a largo plazo (Verbesselt et al. 2010b). Además, la dinámica temporal de los ecosistemas puede consistir en cambios continuos (graduales) o discontinuos (abruptos) y, rara vez, no se observan cambios (De Jong et al. 2013). No obstante, la información sobre la fecha y las características de los cambios ocurridos en las tendencias y en el funcionamiento de la vegetación es, generalmente, escasa. Por lo

tanto, el primer paso es ser capaz de detectar y caracterizar estos cambios a lo largo del tiempo de manera tal de identificar los conductores de dichos cambios y la comprensión de sus mecanismos subyacentes (Verbesselt et al. 2010b).

En particular, la pendiente de las tendencias lineales del índice NDVI se considera una métrica precisa y se usa ampliamente como indicador de la degradación y pérdida de biomasa verde en las coberturas vegetales (Easdale et al. 2017). Una de las contradicciones o argumentaciones conceptuales que supone trabajar con las tendencias lineales y su pendiente radica en la posibilidad de distinguir cuándo las mismas se refieren a una fase del equilibrio dinámico de un determinado ecosistema o si efectivamente reflejan un cambio de estado o de régimen a largo plazo. Las tendencias positivas podrían representar la recuperación postsequía de la vegetación (Campos y Di Bella 2012), la respuesta de la vegetación a factores climáticos y antrópicos (De Jong et al. 2013), a incendios (Campos y Di Bella 2012; Salvia et al. 2012) o incluso a una conversión de uso del suelo que modifique los valores relativos de productividad primaria (Irisarri et al. 2012; Paruelo et al. 2016). Por el contrario, las tendencias negativas podrían representar los efectos de sequías sostenidas en el tiempo (De Jong et al. 2013), procesos relativamente más abruptos como la caída de ceniza (Easdale y Bruzzone 2018), sobrepastoreo (Lara 2017) o la ocurrencia permanente de disturbios de origen antrópico (Baeza et al. 2010; Fang et al. 2015; Guerschman et al. 2017).

Con el fin de cuantificar los patrones espacio-temporales de cambio en el componente funcional de la vegetación, se han desarrollado varios métodos para caracterizar la dinámica de la vegetación (Ben Abbes et al. 2018). Entre ellos, se destaca el *“Breaks for Additive Seasons and Trend”* (BFAST) (Verbesselt et al. 2010a) que ha demostrado ser uno de los métodos más precisos en la detección de quiebres en tendencia y en el análisis de series de tiempo (Verbesselt et al. 2010b; Watts y Laffan 2014b; Dutrieux et al. 2016; Ben Abbes et al. 2018). Este conjunto de herramientas permite detectar e interpretar cambios en los ecosistemas terrestres, identificando quiebres en tendencia y cambios en la fenología en la vegetación. Sin embargo, la obtención de series temporales confiables no es trivial. En respuesta a posibles intervalos de tiempo sin imágenes derivados de problemas técnicos o nubosidad, también se han desarrollado modelos espacio-temporales de fusión de imágenes, entre los que se destaca el STVIFM (Liao et al. 2017). Esto mejora la capacidad de generar imágenes NDVI tanto de alta resolución espacial como de alta frecuencia temporal en regiones heterogéneas como el Bajo Delta no Insular del Río Paraná.

Los quiebres en el componente funcional pueden ser inducidos por una amplia variedad de mecanismos capaces de generar cambios en las tendencias del componente funcional de la vegetación (Verbesselt et al. 2010b; Chen et al. 2014a; Watts y Laffan 2014b) (Figura 10). Por ejemplo, cambios negativos en tendencia asociados a quiebres de magnitud positiva o negativa suelen ser atribuibles a controladores naturales de corta duración tales como incendios naturales, mientras que otros pueden ser consecuencia de la intervención humana sostenida en el paisaje como es el caso de la infraestructura para el manejo del agua en el Bajo Delta del Río Paraná (Bó et al. 2010). La presencia de cambios positivos en la tendencia asociados a quiebres de magnitud positiva o negativa suelen ser indicativos de la respuesta de la vegetación a períodos relativamente más húmedos, reposición de nutrientes o a fases de recuperación tras la ocurrencia de disturbios naturales (De Jong et al. 2013) o, incluso, a la re colonización de nuevas especies tras eventos de remoción y/o sumersión de biomasa vegetal por arrastre y deposición de sedimentos fluviales.

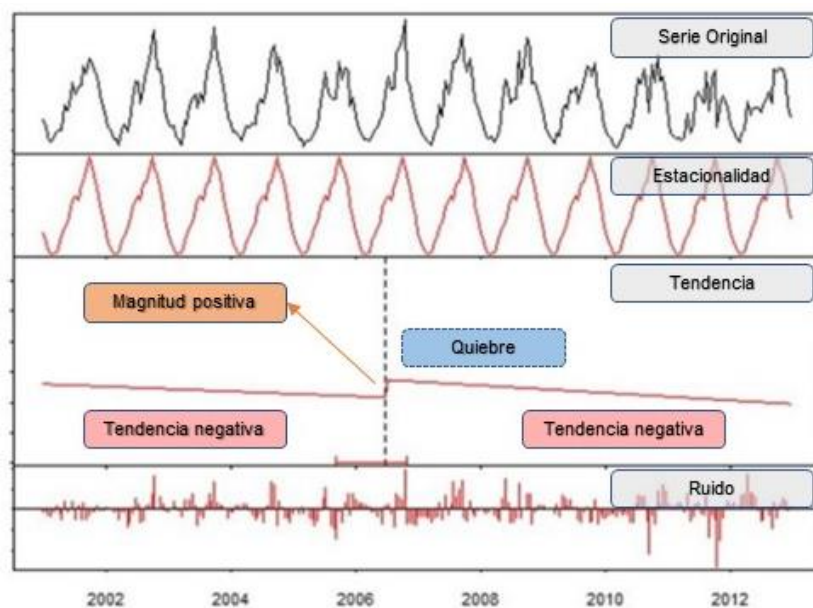


Figura 10. Esquema representativo de las tendencias y quiebres que ocurren en el componente funcional de la vegetación en términos del índice verde normalizado (NDVI).

Los humedales fluviales se encuentran entre los ecosistemas más dinámicos del planeta (Kingsford 2000). En consecuencia, su funcionamiento y tendencias se encuentran condicionados por diversos factores entre los que se destacan los flujos horizontales y verticales de agua, su conectividad, la carga sedimentaria transportada y depositada por los cursos de agua, la topografía, y los tipos de cobertura vegetal dominantes (Moreno-Mateos et al. 2012). Estos factores, en su mayoría, presentan una estrecha dependencia con las características del régimen hidrológico (Schweiger et al. 2016) y con su geomorfología (Lisenby et al. 2019). Los factores mencionados

interactúan en tiempo y espacio, acoplados al régimen de disturbios natural y antrópico que en cada caso determinan la ocurrencia de quiebres y cambios en tendencia del componente funcional de la vegetación. Es así que en ecosistemas de humedal, las inundaciones y la deposición de sedimentos disminuyen abruptamente la señal de NDVI y determinan quiebres negativos que a mediano plazo podrían traducirse en tendencias positivas en el componente funcional de la vegetación por el aporte de agua y nutrientes (Borro et al. 2014), efecto también observado en el caso de incendios de origen antrópico (Campos y Di Bella 2012; Salvia et al. 2012). Por el contrario, el reemplazo de coberturas naturales acoplado a la implementación de infraestructura para el manejo del agua (endicamientos) como en el caso de los diques forestales, ganaderos o mixtos presentes en el área de estudio (Sica et al. 2016; Minotti 2018), podría eventualmente determinar quiebres positivos pero tendencias negativas o neutras a mediano plazo por el desacople de estas áreas del régimen hidrológico natural (Middleton 2002; Quintana et al. 2014a; Forkel et al. 2015c).

El Delta del río Paraná es un macrosistema de humedales más importante de América del Sur debido a su ubicación y extensión (Malvárez 1999; Neiff 1999; Kandus and Malvárez 2004) que exhibe una rica biodiversidad altamente adaptada a sus ciclos hidrológicos anuales (Bó y Quintana 2011; Quintana y Bó 2011a). Actualmente, está sufriendo un acelerado proceso de transformación de sus ecosistemas, con consecuencias desconocidas para su biodiversidad, sostenibilidad y provisión de servicios ecosistémicos (Quintana et al. 2002). En particular, en el Bajo Delta no insular sus patrones de flujo han cambiado recientemente debido al efecto combinado y acumulativo de la infraestructura para el manejo del agua (Minotti 2018), condicionando la disponibilidad de agua y posiblemente desacoplando porciones del área de estudio de su régimen hidrológico natural.

Tal es así, que se han detectado cambios en las coberturas vegetales asociadas a la intensificación de la actividad ganadera. Particularmente, facilitando la conversión de áreas de humedales en pastizales (Sica et al. 2016). Sin embargo, no se conoce cuándo tuvieron lugar estos cambios ni cómo han sucedido, si son graduales o repentinos y si realmente se expresan en el componente funcional de la vegetación. El estudio de este componente permitiría analizar aspectos del cambio en el uso del suelo complementarios al componente estructural, tales como la pérdida de productividad, su dinámica temporal, y su respuesta frente a disturbios. Pero el estudio del componente funcional a partir del análisis de series temporales y el uso de sensores remotos en el Bajo Delta del río Paraná y otros humedales es relativamente escaso (Diaz-Delgado et al. 2006; Zoffoli et al. 2008; Borro et al. 2014; Chen et al. 2014a; Powell et al. 2014) si

se lo compara con estudios realizados en otros ecosistemas (Verbesselt et al. 2010b; Forkel et al. 2013; Watts y Laffan 2014a; Dutrieux et al. 2015; Cui et al. 2017; Ben Abbes et al. 2018; Easdale y Bruzzone 2018). Para entender las transformaciones que estos humedales están sufriendo es necesario identificar y discriminar en qué casos estos cambios y quiebres podrían estar asociados al cambio en el uso del suelo respecto de aquellos que responden a la dinámica de factores naturales bióticos y abióticos (He et al. 2015; Liu et al. 2015; Wen et al. 2017). Un enfoque posible consiste en estudiar la relación entre la vegetación y las variables hidro-meteorológicas (Wang et al. 2014) para que, una vez identificado la contribución de estas variables al componente funcional de la vegetación, sea posible determinar qué efectos se encuentran asociados estrictamente al cambio en el uso del suelo.

El objetivo de este capítulo consistió entonces en identificar y analizar los patrones espacio-temporales de los cambios de tendencia en el funcionamiento de la vegetación ocurridos entre 2001 y 2015 en la porción no insular del Bajo Delta del río Paraná. A su vez, se pretende discriminar y cuantificar la contribución de diferentes variables hidroclimáticas al componente funcional de la vegetación para así entender cómo la interacción entre factores naturales, la intervención antrópica en el paisaje y la ocurrencia de disturbios naturales eventualmente alteran la estructura y funcionamiento de la vegetación.

Objetivos

Objetivo general

- Analizar la distribución espacio-temporal de los cambios ocurridos en el componente funcional de la vegetación en el Bajo Delta no Insular del río Paraná entre 2001 y 2015 y describir su relación con factores ambientales y antrópicos.

Objetivos específicos

- Identificar cuándo, dónde y cómo han ocurrido los cambios en tendencia en el componente funcional de la vegetación en el período 2001–2015 en esta región.
- Cuantificar la contribución de diferentes variables hidroclimáticas al funcionamiento de la vegetación y su dinámica en estos humedales.
- Caracterizar los factores que inciden en la ocurrencia y magnitud de los quiebres en el componente funcional de la vegetación de dichos humedales.

- Determinar el efecto que la intervención antrópica, particularmente el desarrollo de infraestructura para el manejo del agua, posee sobre el funcionamiento de estos ecosistemas de humedal.

Hipótesis y Predicciones

- La porción no insular del Bajo Delta del río Paraná se caracteriza por la ocurrencia de quiebres y cambios de tendencia en el componente funcional de la vegetación entre 2001–2015, determinados por la incidencia tanto de factores naturales como antrópicos que operan a escala local y regional.
 - En un contexto de fuerte intervención antrópica, predomina la ocurrencia de quiebres en tendencia indicativos de procesos degradativos, principalmente en áreas cuyo régimen hidrológico ha sido intervenido.
 - La fecha estimada para los eventos de quiebre en el componente funcional de la vegetación se asocia la ocurrencia de disturbios naturales (*inundaciones*) y antrópicos (*incendios*).
 - Las características de los *quiebres* y, en consecuencia, los tipos de cambio en el componente funcional de la vegetación, son determinados por factores estructurales, naturales y antrópicos.
- Las variables hidroclimáticas que regulan la disponibilidad de agua en humedales (*temperatura, precipitación y altura de río*) constituyen determinantes del componente funcional de la vegetación en el Bajo Delta no insular del río Paraná.
 - La temperatura y la precipitación correlacionan positivamente con el NDVI en áreas vegetadas mientras que la altura del río Paranacito correlaciona negativamente con el NDVI en áreas vegetadas e inundables.
 - Las variables hidroclimáticas que regulan la disponibilidad de agua en humedales se encuentran distorsionadas en áreas cuyo régimen hidrológico ha sido intervenido y, en consecuencia, se observa una relación menor entre ellas y la señal de NDVI, o incluso no se observa relación alguna.

MATERIALES Y MÉTODOS

Series de datos satelitales

a) Imágenes Landsat

Se utilizaron 550 escenas *Landsat Collection 1 Level-2 (Reflectancia de Superficie + NDVI)* de resolución espacial de 30 m, correspondientes al período enero 1997 – diciembre 2017; *path 225, row 83*. Las imágenes incluyen a los sensores *Landsat 4 - 5 TM, Landsat 7 ETM+ y Landsat 8 OLI/TIRS*. Las escenas incorporadas a esta colección están calibradas y listas para la confección de series de tiempo con imágenes provenientes de distintos sensores. Se aplicó un corte a cada escena correspondiente a la extensión del área de estudio (2.500 x 2.500 píxeles ~ 5.625 Km²) y se enmascararon los píxeles sombreados y con nubes con la información incluida en la banda *PIXEL QA* contenida en cada producto *Landsat*. Luego, se compiló un *stack* con todas las imágenes NDVI restantes ordenadas por fecha y se estimó el valor de los píxeles enmascarados (*NA*) mediante interpolación entre bandas. Las imágenes con un porcentaje de píxeles enmascarados mayor al 25% se consideraron no aptas para la interpolación de datos faltantes entre bandas y fueron removidas previamente de la serie de tiempo. La distancia entre bandas se determinó en función de la fecha asociada y, en consecuencia, no todas las bandas fueron equidistantes. Esta relación se tomó en cuenta y fue ponderada en la interpolación de los valores faltantes (*NA*) mediante la función *approxNA* (Hijmans 2017), en *Rstudio* (R Core Team 2019).

b) Imágenes MODIS

Se procesaron todas las imágenes correspondientes al producto *MOD13Q1* (MODIS, NDVI) entre febrero 2000 y diciembre 2014 para el cuadrante *h12v13* (Didan 2015). Todas las escenas fueron reproyectadas y reescaladas mediante *nearest neighbor method* en *RStudio* (R Core Team 2019) al mismo sistema de proyección (UTM 21S), extensión, resolución (30m) y alineación de los productos *Landsat*.

Fusión de Imágenes (STVIFM)

Para generar una serie de tiempo *raster* a 30 m de resolución espacial y resolución temporal mensual se implementó un modelo de fusión de imágenes (*Spatio Temporal Vegetation Index Image Fusion Model, STVIFM*) (Liao et al. 2017). Este modelo es más eficiente en comparación a otras técnicas de fusión de imágenes (e.g., STARFM, Gao et al., 2006; ESTARFM, Zhu et al., 2010; FSDAF, Zhu et al., 2016) y mejora la capacidad de generar imágenes de NDVI de alta resolución espacio-temporal

en regiones relativamente más heterogéneas como el Bajo Delta del Río Paraná. Además, esta técnica de fusión presenta mayor eficiencia computacional y opera tres veces más rápido que los métodos mencionados. Al mismo tiempo, permite fusionar escenas NDVI directamente, lo que reduce sustancialmente los tiempos y complejidad de cálculo dado que no es necesario fusionar previamente las bandas correspondientes a reflectancia de superficie.

El STVIFM (Figura 11) requiere dos pares de imágenes *Landsat* – *MODIS*, adquiridas en la misma fecha y una escena adicional *MODIS* correspondiente a la fecha que se quiere predecir. Preferentemente, se sugiere contar con un par previo y otro posterior a la fecha que se quiere estimar. Posteriormente, se estima el valor de NDVI para cada pixel en la imagen *Landsat* faltante mediante una regresión lineal entre los pares de imágenes *Landsat*/*MODIS* y a partir de un algoritmo de ponderación que desagrega la variabilidad del valor de NDVI mediante una ventana móvil. La ventana móvil se mueve a pasos de 30 m y su tamaño se ajusta, en cada caso, en función del R^2 entre imágenes reales y predichas. Por ejemplo, se estimó que para una ventana móvil de tamaño 33 (aprox. 4 x 4 pixeles *MODIS*, 250 m) el R^2 suele ser óptimo en la estimación de los coeficientes de regresión a y b para bosques, pastizales y cultivos del hemisferio norte (Liao et al. 2017).

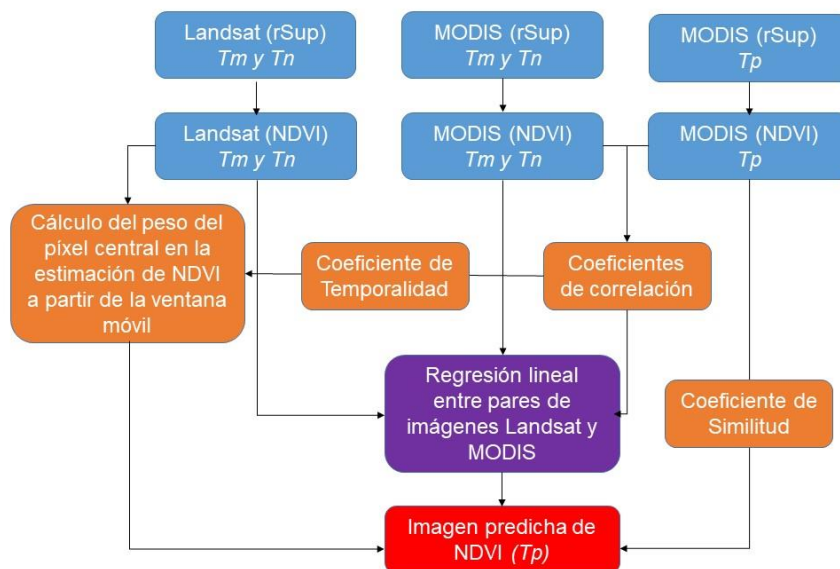


Figura 11. Esquema operacional del algoritmo STVIFM. Dos pares de imágenes *Landsat* – *MODIS* correspondientes a la misma fecha (T_m/T_n) son preprocesadas (azul) y se utilizan para calibrar el algoritmo (naranja) y sus coeficientes (púrpura). Una tercera imagen *MODIS* (T_p) funciona como predictor de la imagen *Landsat* (T_p) que se quiere estimar (rojo). $rSup$ = Reflectancia de Superficie. Modificado de Liao et al. 2017.

No obstante, el algoritmo STVIFM asume que el NDVI es espacialmente aditivo, es decir que presenta una relación estrictamente lineal con la reflectancia. Además, la relación entre las imágenes de resolución fina (*Landsat*, 30x30 m) y resolución gruesa (*MODIS*, 250x250 m) adquiridas en un momento dado se calcula a partir de la relación entre los dos pares de imágenes de entrada. También adopta los mismos coeficientes para toda la imagen, pero los coeficientes podrían variar en diferentes ubicaciones.

Por estas razones, el desempeño del algoritmo de fusión se puso a prueba mediante un análisis de regresión entre pares de imágenes *Landsat* reales y predichas en el área de estudio. Primero, se seleccionaron aleatoriamente tres pares de áreas de 500 x 500 píxeles, en RStudio (R Core Team, 2016), correspondientes a escenas fusionadas a partir de tres pares distintos de imágenes. Para cada par de áreas de muestreo se estimó el error cuadrático medio (RMSE), un indicador de la dispersión de los datos sobre la recta de regresión estimada para los datos *predichos* y *reales*, y el R^2 .

Patrones espacio–temporales de cambio en el componente funcional de la vegetación

La potencialidad de detección de cambio depende en gran medida de la capacidad de discriminar la variabilidad a una escala temporal (variabilidad estacional), e identificar cambios a otra escala (tendencias plurianuales). De esta manera, el cambio en el funcionamiento de los ecosistemas puede ser clasificado en tres clases: (1) estacional, principalmente condicionado por la interacción entre temperatura anual promedio y precipitación, que impactan en la fenología de la vegetación; (2) cambios graduales tales como la variabilidad interanual o cambios graduales en el manejo y uso del suelo; (3) cambios abruptos, causados principalmente por disturbios tales como la deforestación, urbanizaciones, inundaciones e incendios.

Para estimar la fecha, tipo y magnitud de los quiebres en las tendencias de NDVI sobre la serie de tiempo *raster* fusionada se aplicó el algoritmo *Breaks for Additive Seasons and Trend* (BFAST), compilado en el paquete *bfast* (Verbesselt et al. 2010a, b), en Rstudio (R Core Team 2019). El algoritmo BFAST detecta cambios en la tendencia y fenología de la vegetación a partir de una serie de tiempo, integrando su descomposición iterativa en tres componentes: tendencia, estacionalidad y ruido (Verbesselt et al. 2010b).

El modelo general toma la forma $Y_t = T_t + S_t + e_t$, ($t = 1, \dots, n$), en donde Y_t es el valor observado a tiempo t , T_t es el componente de tendencia; S_t es el componente estacional; y e_t es el residuo que contempla la variabilidad no explicada por los

componentes anteriormente mencionados. BFAST da información en cuanto al número, fecha, magnitud y dirección de los quiebres (breakpoints) en el componente estacional y en tendencia. Este modelo ha sido ampliamente utilizado a escala regional para detectar cambios abruptos en el uso/cobertura del suelo (Verbesselt et al. 2010b, a) y a escala global para identificar cambios en tendencia en el funcionamiento de la vegetación (De Jong et al. 2013) e incluso para el monitoreo de ecosistemas y disturbios en tiempo real (Dutrieux et al. 2015).

En primer lugar se utilizó la función *bfast01*, que estima un modelo en base al algoritmo original para identificar ya sea la ausencia de quiebre o un único quiebre en tendencia. En caso de identificar más de un quiebre, se selecciona el de mayor magnitud en módulo. Luego, la función *bfast01classify* determina el tipo de cambio (De Jong et al. 2013) en función de la tendencia previa y posterior al evento de quiebre en la señal temporal de NDVI (Figura 12,). Después de detectar un cambio de tendencia en la serie de tiempo, se separa en clases que representan tipos de cambios que se espera estén condicionados por diferentes procesos y presenten distintas implicaciones ecológicas.

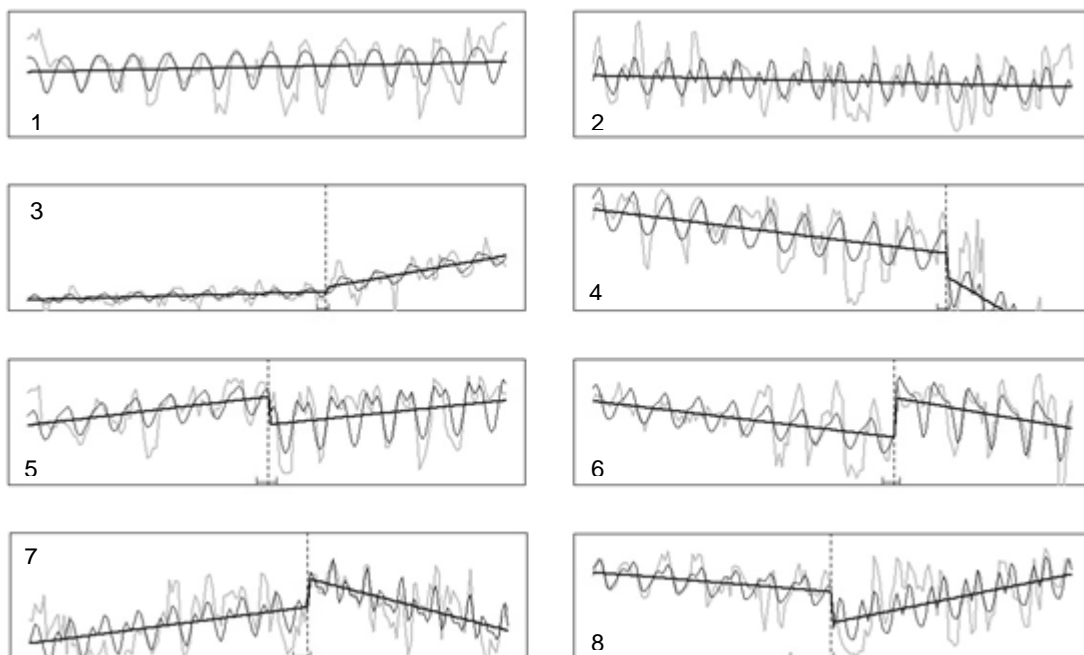


Figura 12. Ejemplos de tipo de cambio en base al comportamiento de píxeles del área de estudio de acuerdo a la clasificación realizada por el algoritmo *bfast*. Los tipos de cambio se corresponden con los descriptos en la Tabla 2.

Tipo de cambio en Tendencia	Observaciones
1 <i>Incremento monotonico</i>	<i>No presenta quiebres de tendencia</i>
2 <i>Disminución monotonica</i>	
3 <i>Incremento monotonico (quiebre positivo)</i>	<i>La tendencia no varía luego del quiebre, que a su vez, presenta una magnitud del mismo signo.</i>
4 <i>Disminución monotonica (quiebre negativo)</i>	
5 <i>Interrupción: incremento con quiebre negativo</i>	<i>La tendencia no varía luego del quiebre, pero la magnitud es del signo opuesto</i>
6 <i>Interrupción: disminución con quiebre positivo</i>	
7 <i>Inversión: incremento a disminución</i>	<i>La tendencia varía luego del quiebre, cuya magnitud es similar a la tendencia previa</i>
8 <i>Inversión: disminución a incremento</i>	

Tabla 1. Características de los tipos de cambio estimados por *bfast01classify*. (Fuente: De Jong, 2010).

Sobre esta base se desarrolló una función en *RStudio* para aplicar *bfast01* y *bfast01classify* iterativamente a cada pixel de la serie de tiempo raster de NDVI. La resultante de esta función es un *stack* de 9 bandas incluyendo: *fecha de cambio, tipo de cambio, magnitud de quiebre, significancia estadística del cambio, estabilidad relativa de los segmentos, tendencia de NDVI antes del cambio, tendencia de NDVI después del cambio, valor promedio de NDVI antes del cambio y valor promedio de NDVI después del cambio*. La significancia estadística del cambio y la estabilidad relativa de los segmentos se utiliza para enmascarar los pixeles que no han sufrido cambio de tendencia significativo en el resto de las bandas y se estima en base a la suma móvil (MOSUMs) de los residuos del modelo de cuadrados mínimos (OLS) que a su vez calcula los coeficientes de la regresión lineal para *bfast* (Verbesselt et al. 2013).

Efecto de las variables hidro-climáticas en las tendencias y quiebres en el componente funcional de la vegetación

Para identificar la importancia relativa y la contribución de diferentes factores ambientales sobre la dinámica y en el funcionamiento de la vegetación, se estudió la relación entre la señal de NDVI y *proxies* del régimen hidrológico y la temperatura en el área de estudio.

Para analizar el comportamiento de las variables hidroclimáticas en el período 2001–2015 y describir la hidrología del área de estudio, se seleccionaron tres variables indicadoras de la dinámica del régimen hidrológico en dicho período : a) la altura del Río Paranacito (Centro de Informaciones Meteorológicas, 2017. <http://fich.unl.edu.ar/cim/alturas-rio-parana>) describe, indirectamente, eventos de crecida que eventualmente inundan porciones del área de estudio y cuya columna de agua permanece días e incluso meses en las posiciones topográficamente más bajas, reflejándose en la disminución de los valores de NDVI; b) el Multivariate ENSO Index (MEI.v2) (Zhang et al. 2019a) permite identificar la ocurrencia de eventos “*El Niño*” y “*La Niña*”, indicativos de períodos relativamente más húmedos y secos respectivamente

(Wolter y Timlin 1998, 2011). Si el índice muestra valores sostenidos mayores a cero implica que están asociados a eventos “*El Niño*” mientras que valores sostenidos menores a cero , a eventos “*La Niña*”; c) la precipitación media mensual (TRMM, 2011) es indicativo del aporte de agua de lluvia al sistema y afecta positivamente el crecimiento de la vegetación (Forkel et al. 2015b), lo cual se refleja positivamente en la señal del índice NDVI. También se incluyeron los datos correspondientes a d) temperatura de superficie, dado que es uno de los determinantes de la dinámica de la vegetación y su fenología (Piao et al. 2019). Los valores correspondientes a temperatura de superficie fueron obtenidos del producto *MOD11C3* v6 (Wan et al. 2015). Estos valores corresponden al promedio mensual estimado a partir de datos diarios del producto *MOD11C3*.

Las series temporales *raster* de precipitación y temperatura fueron agregadas espacialmente e interpoladas a valores mensuales para el período 2001– 2015. Posteriormente, se aplicó el algoritmo *bfast01* a cada una de las series temporales para evaluar las tendencias y quiebres en los determinantes del funcionamiento de la vegetación. Para identificar y analizar el comportamiento de áreas acopladas y desacopladas al régimen hidrológico, se realizaron correlaciones de Kendall (Kendall 1938) pixel a pixel entre la serie de tiempo NDVI fusionada y la serie de tiempo de precipitación, así como con la serie de tiempo de altura de río Paranacito entre 2001 y 2015. Esta última fue volcada sobre un *raster* sintético en la que todos los pixeles portan la información de esta serie de tiempo.

Estas correlaciones se llevaron a cabo con la función *gridcorrs* (Abdi et al. 2016) en RStudio. Los valores fueron automáticamente volcados a dos capas *raster* (*coeficiente de correlación Tau de Kendall* y *significancia estadística*) sobre la cual se realizaron comparaciones en función de la disposición espacial y extensión de diques, terraplenes, canalizaciones y caminos, lo que contextualiza estos valores respecto de la presencia de obras de infraestructura para el manejo del agua.

Fecha, magnitud y tipo de cambio en relación a eventos de inundación y fuego

Para evaluar los controladores y potenciales mecanismos que inciden en las tendencias y quiebres en el componente funcional de la vegetación, se analizó si los mismos estaban asociados a disturbios antropogénicos o climáticos singulares o extraordinarios registrados durante el período 2001-2015. En base a una recopilación bibliográfica (Salvia et al. 2012; Borro et al. 2014; Quintana et al. 2014a; Sica et al.

2016) y testimonios de productores locales que desempeñaron su actividad entre esas fechas (Setimio, Arnal y Bacigalupo, Com. Pers.), se identificaron dos disturbios significativos en términos de permanencia, área afectada, y remoción de biomasa vegetal: un evento extraordinario de inundación, acoplado a una fase de “*El Niño*” durante el año 2007; y focos de incendio intencionales ocurridos durante el año 2008.

Si bien los incendios, y particularmente las inundaciones, son recurrentes en el área de estudio (Marchetti y Aceñolaza 2011; Salvia et al. 2012; Quintana et al. 2014a), los acontecimientos seleccionados se destacan por su extensión e intensidad, respecto de otros ocurridos en el mismo período. En consecuencia, se los consideró relevantes como factores potenciales en la ocurrencia de quiebres y cambios de tendencia en el componente funcional de la vegetación.

Inundación

Se mapeó la extensión espacio-temporal de la inundación ocurrida en 2007, de acuerdo a la metodología planteada por Borro et al. 2014 para discriminar áreas en términos de la frecuencia temporal de píxeles inundados, en base a un valor umbral de NDVI (0,34), calibrado para una porción cercana al area de estudio. La frecuencia toma valores entre 0 y 1. Este valor se estimó sobre un *stack* de 12 bandas correspondientes a los 12 meses del año 2007, reclasificado a un sistema binario (0 y 1) en función de si el valor de NDVI era menor o mayor a dicho umbral. La frecuencia es, entonces, el promedio de los 12 valores del año para cada píxel. El mínimo implica que el píxel no se inundó, mientras que el máximo implica que el píxel estuvo anegado los 12 meses del año. Se seleccionaron 750 píxeles (*muestras de inundación*) con una frecuencia anual superior a 0,25, lo que significa que el píxel estuvo inundado durante al menos 3 meses en 2007 (Figura 13).

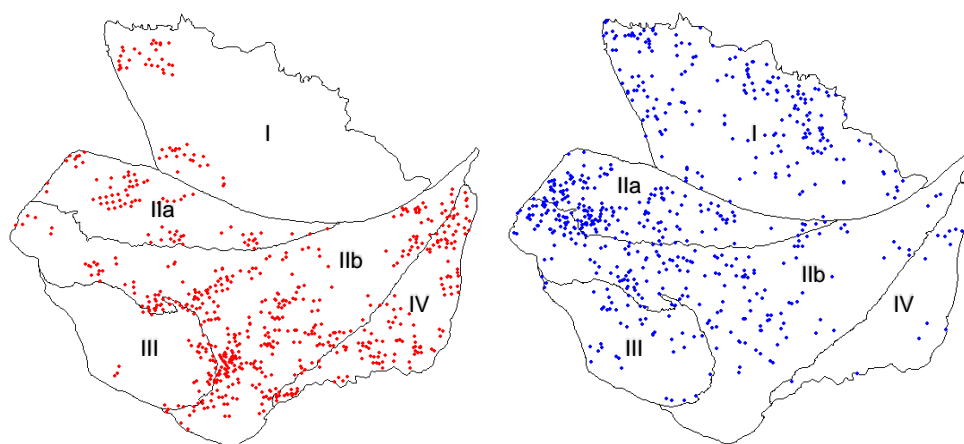


Figura 13. Esquema representativo de la distribución de muestras de fuego (izq). e inundación (der.) en el área de estudio. Para una mejor interpretación, se indican los límites y acrónimos de las Unidades de Paisaje presentes en el Bajo Delta no insular del río Paraná sensu Kandus et al. 2006.

Incendios

Se mapeó la extensión espacio-temporal de los focos de incendio ocurridos durante 2008 usando los datos provistos por la NASA FIRMS MODIS Fire/Hotspot (Key y Benson 1999; Cocke et al. 2005; Salvia et al. 2012) y se seleccionaron 750 píxeles (*muestras de fuego*) con un valor de confianza superior al 75% (Figura 13).

Quiebres en relación a inundaciones e incendios registrados

El análisis se basó en la premisa de que si la fecha de la inundación o incendio conocida de la muestra de fuego o inundación se encuentra dentro del intervalo de confianza del 95% para el momento en que se detectó un quiebre en el componente funcional de la vegetación en la misma ubicación, se considera probable que el algoritmo hubiera detectado un quiebre abrupto causado por esa inundación o incendio (Watts y Laffan 2014; Fang et al. 2018).

La fecha correspondiente a cada *muestra de inundación* se definió en el rango febrero a mayo de 2007, mientras que para cada *muestra de fuego*, se utilizó la fecha informada en la *metadata* del producto FIRMs. Para cada muestra de inundación o fuego, se extrajo la información correspondiente a la serie de tiempo de NDVI. A cada serie temporal se le aplicó la función *bfast01* y se extrajo la fecha de quiebre en tendencia y los límites de su intervalo de confianza al 95%. Posteriormente, se estimó la proporción de muestras cuya fecha registrada de disturbio se encontraba contemplada en el intervalo de confianza del quiebre en tendencia.

Controles antropogénicos sobre la variabilidad, tendencias y quiebres en el funcionamiento de la vegetación

Se generó y recopiló información correspondiente a un conjunto de variables antrópicas y naturales consideradas *a priori* (a partir de bibliografía y conocimiento experto) como condicionantes del funcionamiento y dinámica de la vegetación en el área de estudio (Tabla 2). Por otro lado, se incorporó información derivada del análisis de la serie temporal a partir del algoritmo *bfast01* como descriptores de los eventos de quiebre y tipos de cambio en tendencia en el componente funcional de la vegetación. Se tomaron cinco (5) muestras aleatorias de 5.000 píxeles estratificadas en función de los 8 tipos de cambio en el área de estudio, sobre un *stack* compilado a partir de todas las capas de información (40 muestras de 5.000 píxeles en total cada una). Para cada muestra se estimó el valor medio para cada una de las variables cuantitativas continuas y la frecuencia relativa para las categóricas.

Variable	Fuente	Observaciones // Antecedentes.
Precipitación (TRMM)	Huffman et al. 2007, 2010	Indicativo del aporte de agua de lluvia al sistema. Afecta positivamente al crecimiento de la vegetación (Forkel et al. 2015b).
Temperatura de Superficie (MOD11C3)	Wan et al., 2015	Determinante en la dinámica de la vegetación y su fenología (Piao et al. 2019).
Altura de Río Paranacito	Prefectura Naval Argentina	Indicativo de eventos de crecida de río, que eventualmente inundan áreas que contribuyen a disminuir los valores de NDVI abruptamente (Campos y Di Bella 2012)
Inundación	Borro et al 2014	Discrimina áreas en términos de frecuencia de pixel inundable y permanencia de agua. Las inundaciones disminuyen abruptamente la señal de NDVI.
Incendios (FIRMS)	NASA FIRMS MODIS Fire/Hotspot Data	Los incendios disminuyen abruptamente la señal de NDVI (Campos y Di Bella 2012).
Unidades de Paisaje	Kandus et al 2006	Cada Unidad difiere en sus características hidro-geomorfológicas, y en sus tipos de vegetación dominante por lo que su dinámica podría ser distinta (Sica et al. 2016).
Modelo Digital de Elevación del Terreno (DEM - SRTM)	Jarvis et al. 2008	La elevación relativa (topografía) condiciona los procesos de retención y escorrentía de agua superficial en los ecosistemas.
Diques y Terraplenes	Minotti et al 2018	Se identifican áreas supuestamente desacopladas del régimen hidrológico natural, y en consecuencia, con un aporte de agua diferencial.
Cambio en el Uso/Cobertura del Suelo	Sica et al 2016	Sitios que hayan sufrido un cambio en las coberturas dominantes deberían exhibir un comportamiento distintivo (Sica et al. 2016)
Red Vial y Terraplenes Transitables	Prefectura Nacional Argentina	Indicativo de accesibilidad y en consecuencia, mayor intervención antrópica.
Fecha de Cambio Tipo de Cambio Magnitud de Cambio Tendencia de NDVI Valor medio de NDVI	<i>Bfast01</i>	<i>Las variables estimadas a partir del análisis de serie de tiempo de bfast01 podrían reflejar el comportamiento/incidencia de las variables ambientales/antrópicas en la señal de NDVI.</i>

Tabla 2. Variables antrópicas y naturales consideradas a priori como condicionantes de la dinámica de la vegetación en el área de estudio. Se detallan también variables descriptoras de los eventos de quiebre derivados de bfast01.

Para estimar la incidencia de cada variable en la dinámica de la señal de NDVI y sus asociaciones, se realizó un análisis de componentes principales (PCA) sobre las 40 muestras y las variables de la Tabla 2. Estos análisis se realizaron en el entorno R, utilizando los paquetes *factoextra* (Alboukadel y Mundt, 2017) y *FactoMineR* (Le et al., 2008). Para determinar causalidad en la ocurrencia de quiebres, se realizó también un análisis de redundancia (RDA) discriminando las variables de la Tabla 2 en dos grupos: aquellas consideradas como “causales” del cambio y aquellas consideradas como “descriptoras” del cambio.

RESULTADOS

Fusión de imágenes

La serie de tiempo resultante abarca desde enero de 2001 a diciembre de 2014 y se compone de 168 escenas (12 por año). Más de la mitad (92) corresponden a escenas fusionadas mediante STVIFM. A simple vista (Figura 14), no se observan diferencias entre las imágenes Landsat reales (Figura 14, LANDSAT) y predichas (Figura 14, PREDICTED) a pesar de la alta heterogeneidad espacio-temporal del área de estudio.

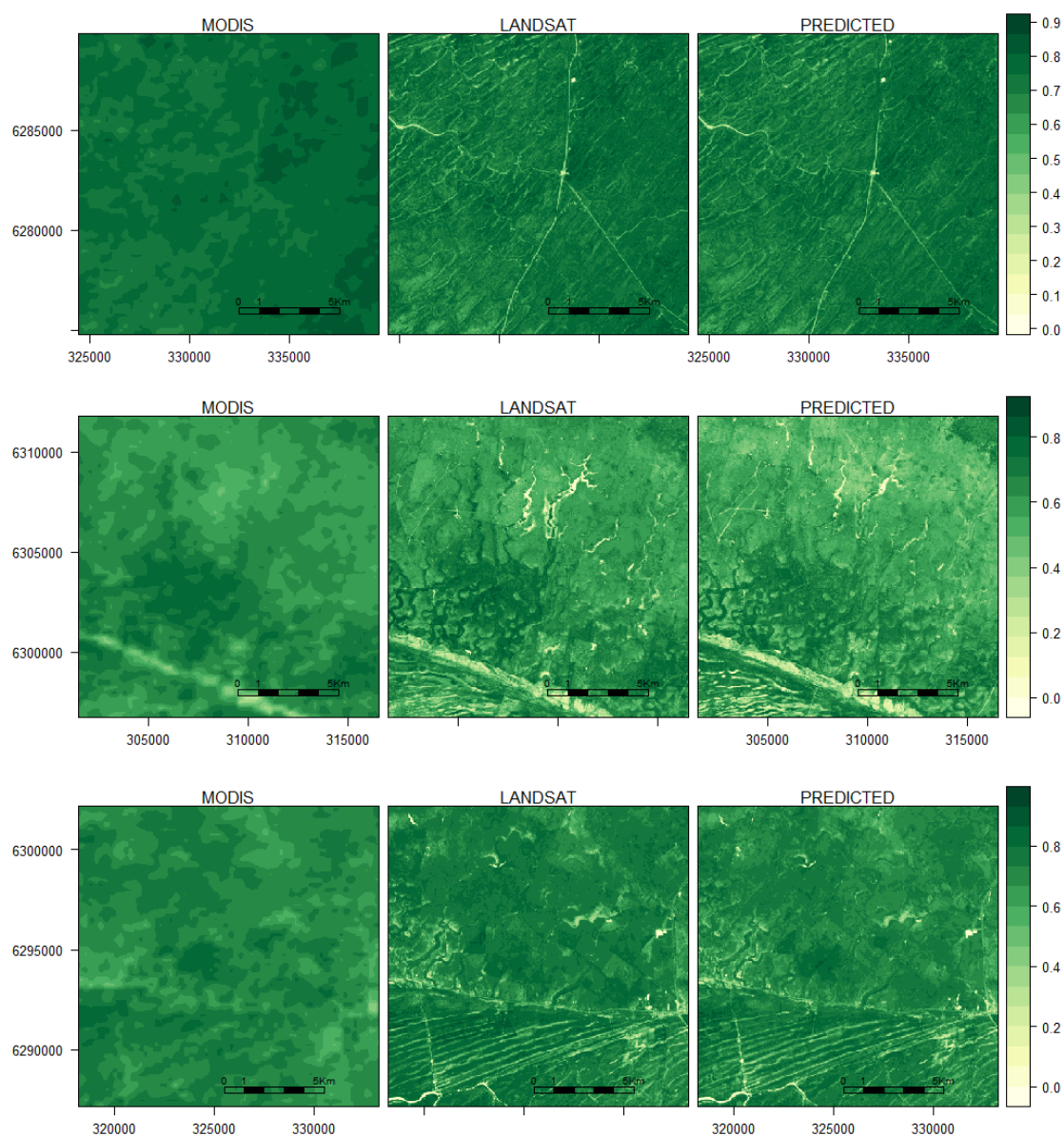


Figura 14. Comparación visual entre imágenes Landsat "reales" y "predichas", correspondientes a distintas porciones del área de estudio. Se incluye también la porción de imagen MODIS correspondiente. Las áreas de muestreo abarcan 500x500 píxeles Landsat (225 km²) en tres fechas distintas para los años 2001, 2009 y 2014 (filas 1, 2 y 3 respectivamente).

La precisión estadística de las imágenes NDVI predichas utilizando el STVIFM es relativamente alta, evidenciada por los valores de RMSE menores a 0,08 y R^2 mayores a 0,70 en todos los casos (Figura 15). Esto es consistente con el escaso número de incoherencias observadas en imágenes fusionadas, y apoya al STVIFM como un método factible y eficaz para compensar el faltante de imágenes en la serie de tiempo de NDVI original del área de estudio.

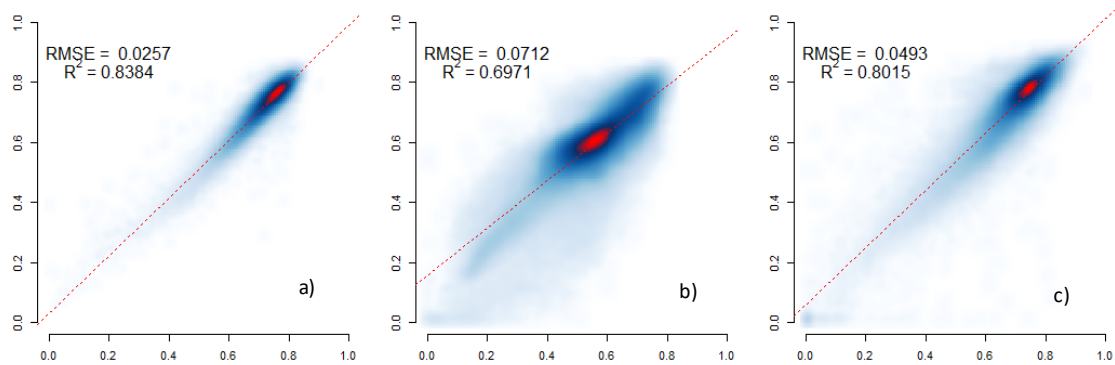


Figura 15. Gráfico de dispersión entre valores de NDVI observados y predichos en imágenes Landsat fusionadas por STVIFM en tres áreas muestrales del área de estudio. (a) 6 de febrero de 2001, (b) 17 de octubre de 2009, (c) 16 de noviembre de 2014. RMSE: error cuadrático medio (Root-Mean-Square-Error) entre valores de NDVI observados y predichos. R^2 : coeficiente de regresión lineal (línea punteada roja).

Patrones espacio – temporales de cambio en el componente funcional de la vegetación

La distribución espacial de la fecha, magnitud y tipo de cambio significativo en el componente funcional de la vegetación a partir de la serie de tiempo de NDVI fusionada abarcó prácticamente la mitad del área de estudio (42,83% de los pixeles totales). Si bien la fecha de cambio contempló quiebres ocurridos entre 2004 y 2012, la gran mayoría ocurrió entre 2007 y 2009 (Figura 16) y exhibió magnitudes de quiebre predominantemente negativas (Figura 17).

La distribución espacial de los eventos de quiebre presentó cierto grado de agregación espacial. Las unidades de paisaje I, y III presentaron fechas de quiebre relativamente más tempranas que la IIa y IIb. A su vez, la mayor densidad de pixeles que efectivamente sufrieron un quiebre significativo en su tendencia de NDVI se ubicaron en la porción oriental de la unidades de paisaje IIb y IV. En áreas endicadas y sustancialmente más intervenidas, como es el caso de los endicamientos de la unidad de paisaje IV, los quiebres ocurren principalmente con anticipación (~ 2005-2007) o posterioridad (~ 2010–2011) al resto del área de estudio.

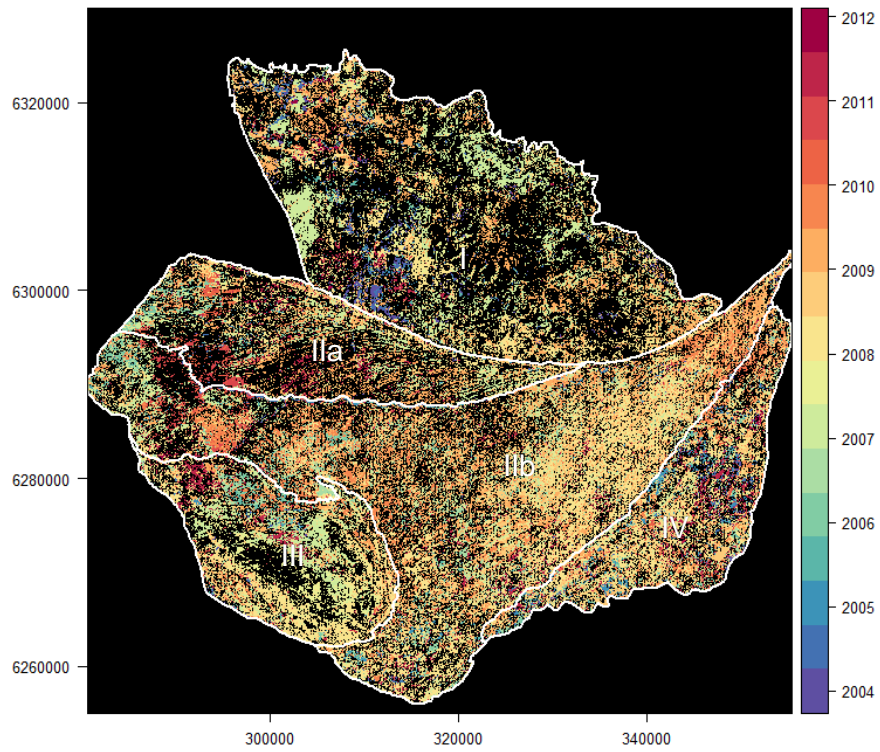


Figura 16. Mapa representativo del Bajo Delta no insular del Río Paraná correspondiente la fecha de quiebre en el componente funcional de la vegetación entre 2001 y 2015. En blanco se indican las Unidades de Paisaje.

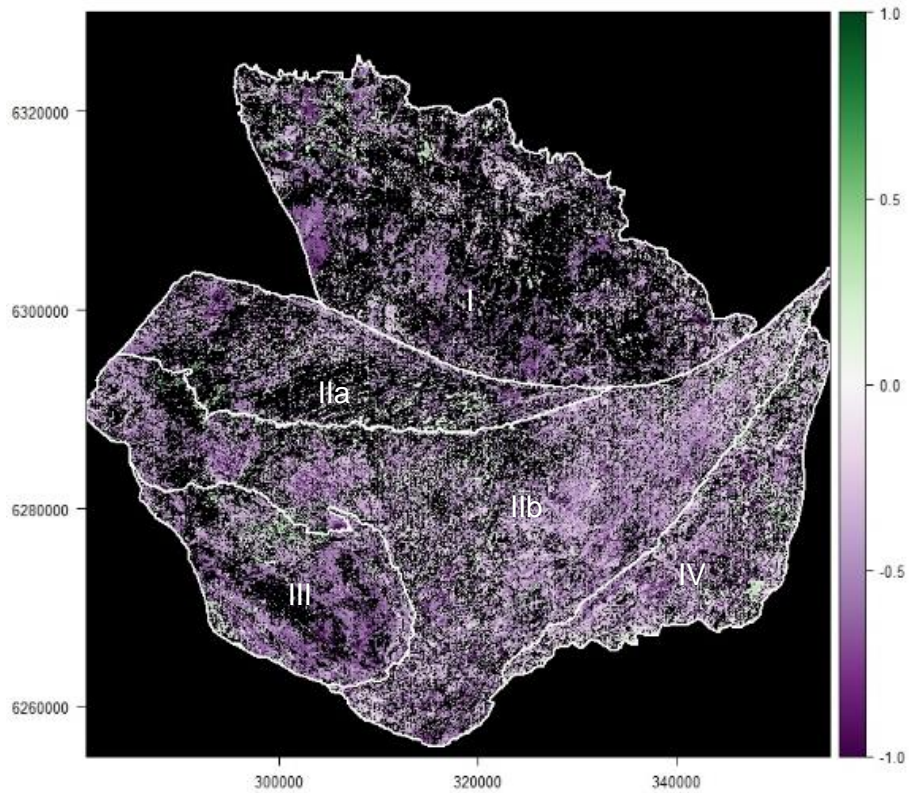


Figura 17. Mapa representativo del Bajo Delta no insular del Río Paraná mostrando la magnitud del quiebre en el componente funcional de la vegetación entre 2001 y 2015. En blanco se indican las Unidades de Paisaje.

Estos quiebres se asociaron principalmente a tres tipos de cambio (Figura 18), de acuerdo a la clasificación provista por el algoritmo *bfast01classify* (Figura 12): a) inversiones de tendencia: decreciente a creciente (tipo 8, Tabla 2), b) interrupciones de tendencia: decreciente con quiebre positivo (tipo 6, Tabla 2), c) interrupciones de tendencia: creciente con quiebre negativo (tipo 5, Tabla 2).

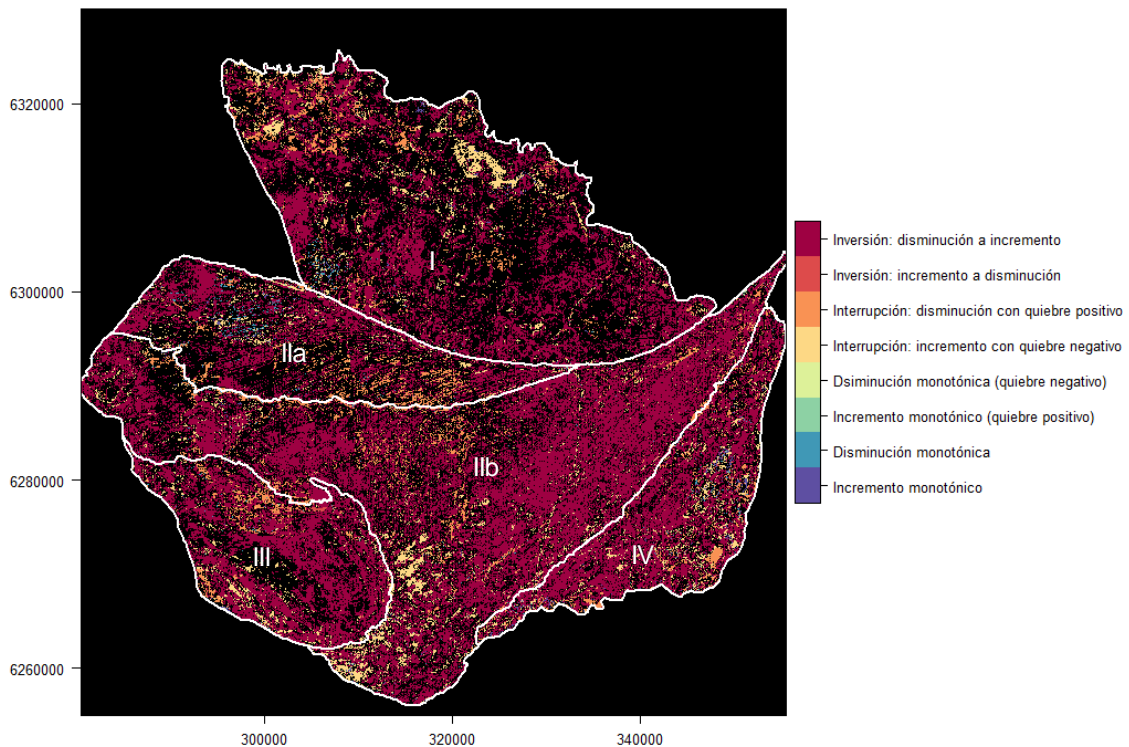


Figura 18. Mapa representativo del Bajo Delta no insular del Río Paraná mostrando los tipos de cambio que tuvieron lugar en el componente funcional de la vegetación entre 2001 y 2015. Las clases corresponden a las mencionadas en la Tabla 2. En blanco se indican las Unidades de Paisaje.

La mayor proporción de píxeles presentó tendencias negativas en anticipación a eventos de quiebre, consistentes con el tipo de cambio más comúnmente detectado. Esto implica que tendencias negativas (generalmente asociadas a procesos de degradación de la vegetación y pérdida de biomasa) dominaron en el área de estudio en la primera mitad de la serie de tiempo (2001–2007/08). Consecuentemente, estos píxeles presentaron una tendencia positiva luego del evento de quiebre. Algunas áreas mostraron tendencias negativas sostenidas en el componente funcional de la vegetación (tipo 2, Tabla 2) y, en consecuencia, en sus niveles de productividad durante toda la serie de tiempo. Prácticamente, no se observó el comportamiento inverso, es decir, tendencias monotonías crecientes (tipo 1, Tabla 2).

Cada tipo de cambio en tendencia identificado presentó una distribución espacio-temporal particular, lo que *a priori* podría asociarse a diferentes mecanismos, controladores y/o eventos (Figura 19). La mayor parte del área de estudio evidenció

quiebres con una inversión de tendencia decreciente a creciente (tipo 8, Tabla 2) cuyos puntos de quiebre se concentraron principalmente entre 2007 y 2009 (Figura 19). Este tipo de cambio contempla, principalmente, magnitudes de quiebre negativas, lo que comúnmente se asocia a eventos abruptos que disminuyen o remueven una proporción de la cobertura y biomasa vegetal.

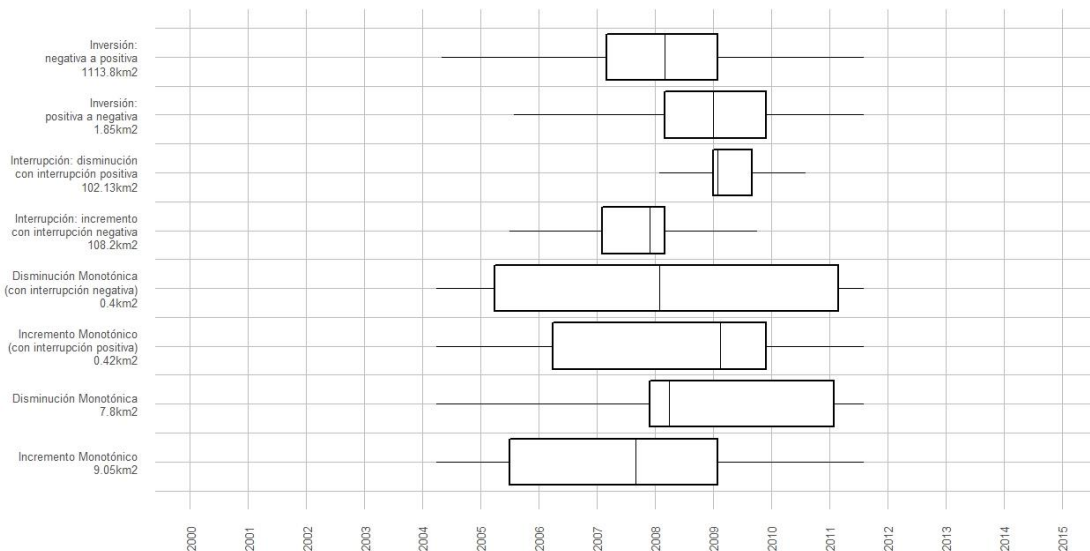


Figura 19. Ocurrencia de quiebres discriminados por tipo de cambio de tendencia en el componente funcional de la vegetación (*bfast01classify*) en el Bajo Delta no insular del Río Paraná. La extensión espacial de cada clase se detalla en el eje Y, bajo cada etiqueta (km^2). Se representan la mediana (línea vertical), el primer y tercer cuartil (límites de las "cajas"), máximos y mínimos (extensión de línea horizontal).

Los dos tipos de cambio subsecuentes en términos de área afectada fueron de interrupción de tendencia: tipo 6, decreciente con quiebre positivo ($\sim 7\%$, $102,13 km^2$) y tipo 5, creciente con quiebre negativo ($\sim 8\%$, $108,20 km^2$) (Tabla 2). El primero ocurrió principalmente entre 2007 y 2008 mientras que el segundo se concentró en 2009 (Figura 19). En el primer caso, se encontró restringido a porciones de las unidades de paisaje I y IV que presentaron valores relativamente más bajos de NDVI. En el segundo caso, se localizó en porciones acotadas de las unidades IIa y IIb, en la periferia de cursos de agua, y en donde la cobertura vegetal suele ser menor.

Algunos pocos píxeles se asociaron a tendencias monotónicas crecientes (tipo 1, Tabla 2) y monotónicas decrecientes (tipo 2, Tabla 2), cuya ocurrencia fue dispersa a lo largo de la serie temporal y se concentró en pequeños parches del área de estudio, particularmente dentro de un endicamiento con una forestación joven de salicáceas. Las tendencias monotónicas decrecientes fueron escasas en el área de estudio y se observaron solo en pequeños parches de vegetación correspondientes a algunos remanentes de bosque de espinillo dentro de la matriz de endicamientos forestales.

Las diferencias entre valores medios del índice NDVI antes y después de los eventos de quiebre en tendencia fueron tanto positivas (incremento de NDVI) como negativas (detrimento de NDVI). Las unidades de paisaje I y III así como porciones más intervenidas de las unidades IIa y IV exhibieron una disminución en los valores medios de NDVI. Por otro lado, la unidad de paisaje IIb mostró mayoritariamente un aumento en los valores medios de NDVI, particularmente en la porción central del área de estudio.

La mayor proporción de quiebres fueron negativos (Figura 20) y ocurrieron entre 2007 y 2008 (~ 70%), mientras que algunos positivos ocurrieron, generalmente, hacia finales de la serie de tiempo particularmente entre 2010 y fines de 2011 (~ 7%).

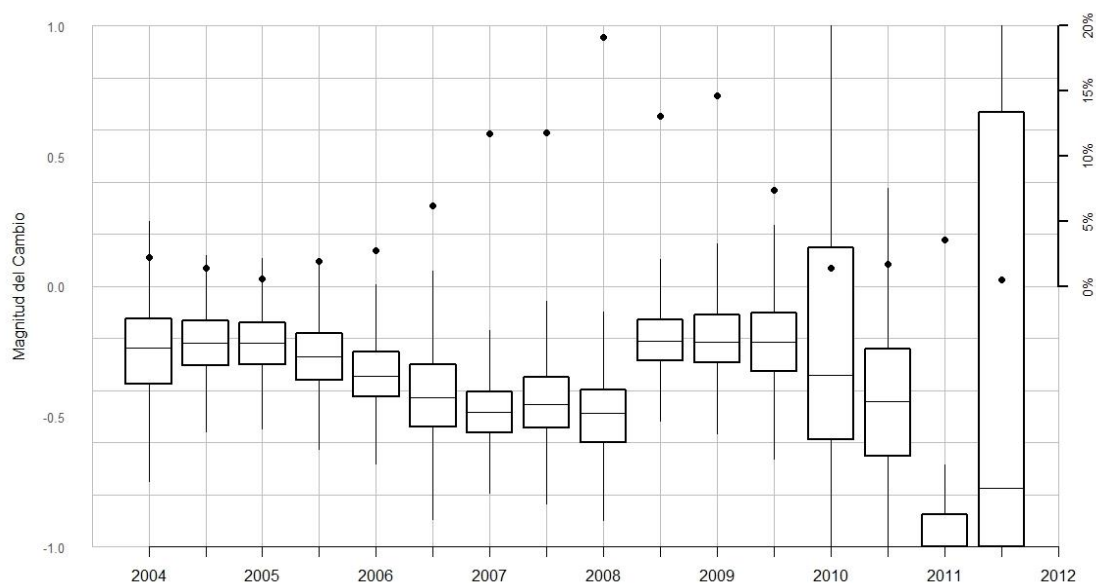


Figura 20. Box-plot indicativo de la magnitud del quiebre en tendencia de NDVI (Eje Y, izq.) en función del tiempo (intervalos de 6 meses) en el Bajo Delta no insular del Río Paraná. El diagrama de dispersión superpuesto muestra el porcentaje de los píxeles totales que cambiaron en ese intervalo (Eje Y, der.). La mayor proporción de píxeles exhiben una magnitud negativa en sus quiebres y se encuentran agrupados entre 2007 y 2009. Aquellos píxeles con magnitud de quiebre positiva se observaron en el año 2010 y segunda mitad del 2011.

Efecto de las variables hidro-climáticas en las tendencias y quiebres en el componente funcional de la vegetación

Las series de tiempo de *temperatura*, *precipitación*, índice “El Niño” (MEI v2) y *altura de río Paranacito* mostraron comportamientos diversos (Figura 21). Se observó un cambio en tendencia abrupto para el MEI v2 con un punto de quiebre que osciló alrededor del primer semestre de 2010, consistente con registros históricos de una transición muy marcada entre eventos *El Niño* / *La Niña* (Figura 21, a).

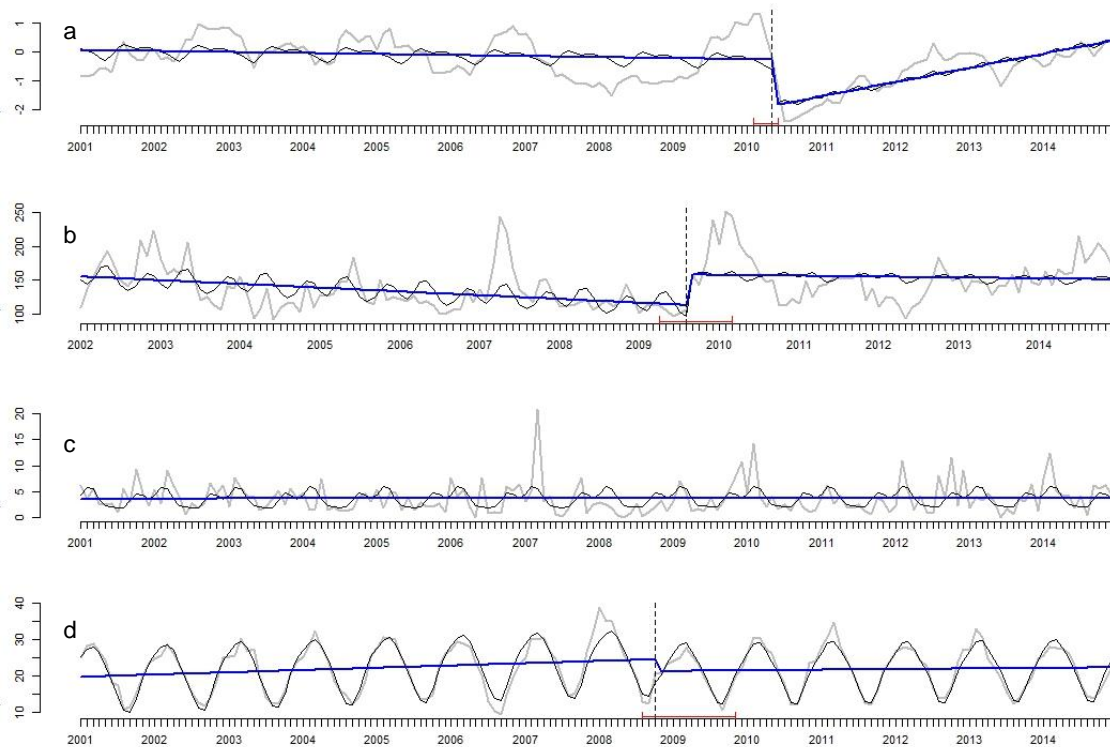


Figura 21. Análisis bfast01 sobre las series de tiempo de proxis del régimen hidrológico en el Bajo Delta no insular del Río Paraná: MEI v2 (a), altura del Río Paranacito (b), precipitación (c) y temperatura (d). La línea azul corresponde a la tendencia lineal estimada por bfast01; la línea vertical punteada indica el quiebre mientras que la línea gris es la serie de tiempo original.

Por otro lado, una pendiente significativamente negativa identifica al *régimen del Río Paranacito* durante los primeros 8 años de la serie de tiempo, independientemente de eventos de crecida como los registrados en 2003, 2005 y, particularmente, en 2007 (Figura 21b). Esto concuerda con registros históricos que describen un período de relativas aguas bajas en la primera mitad de la década. Además, se detecta un punto de quiebre positivo entre fines de 2009 y mediados de 2010, lo que coincide con un evento extraordinario de inundación. La tendencia posterior al evento de quiebre es relativamente más estable. De manera complementaria, la *temperatura* exhibe una tendencia positiva en la primera mitad de la serie de tiempo, con un punto de quiebre negativo hacia 2009 y un comportamiento estacional definido (Figura 21d). Por el contrario, la precipitación no mostró ni un punto de quiebre ni una tendencia significativa (Figura 21c). Si bien esto indicaría que no existieron quiebres de tendencia significativos en los valores de precipitación ocurridos en el área de estudio entre 2001 y 2015, a lo largo de la serie de tiempo tuvieron lugar eventos de precipitación extraordinarios, especialmente en 2007 y con posterioridad a 2009, lo que podría estar asociado a la tendencia positiva en los valores del índice MEI v2 y, en consecuencia, a períodos relativamente más húmedos en la segunda mitad de la serie de tiempo.

De esta manera, la primera mitad de la serie de tiempo es relativamente más seca, cálida y estable en términos climatológicos y de aporte de agua al sistema mientras que la segunda mitad tiende a ser relativamente más húmeda, menos cálida e impredecible en términos de precipitaciones extraordinarias. En base a estos resultados, el quiebre entre estos períodos contrastantes puede ubicarse entre los años 2009 y 2010.

Se hallaron correlaciones tanto positivas como negativas entre los valores mensuales de NDVI y de temperatura de superficie, encontrándose espacialmente agregados en el área de estudio (Figura 22).

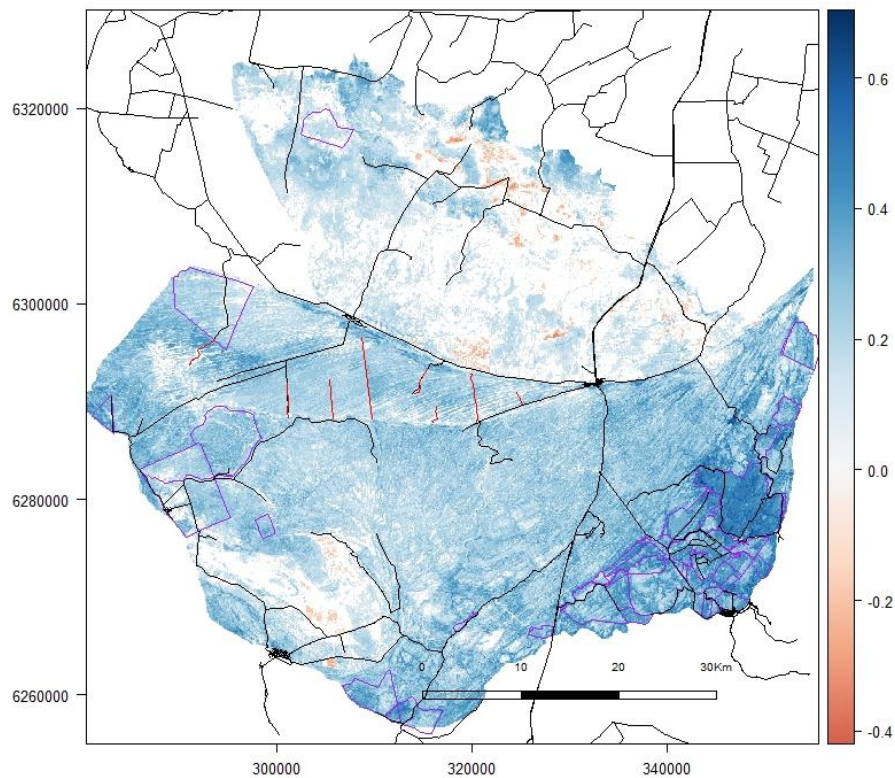


Figura 22. Coeficientes de correlación de Kendall significativos entre las series de tiempo de NDVI y temperatura. Los polígonos de color púrpura corresponden a endicamientos; terraplenes y caminos se indican con líneas negras; las líneas rojas corresponden a canalizaciones.

Los coeficientes de correlación negativos se encontraron principalmente en las cercanías de cuerpos de agua, arroyos y ríos así como en áreas relativamente poco vegetadas (unidades de Paisaje I y III). Por el contrario, los coeficientes de correlación positivos y relativamente más altos se hallaron dentro de endicamientos forestales de la unidad de paisaje IV y en sitios topográficamente más altos en las unidades IIA y IIB, dominados por pastizales mixtos de herbáceas y gramíneas y bosques deciduos de *Acacia caven*, respectivamente. En las áreas topográficamente más bajas, dominadas

por juncales/pajonales y pastizales inundables, se observaron coeficientes relativamente más bajos.

Se observaron coeficientes de correlación relativamente altos a lo largo del área de estudio en el caso de *NDVI* y precipitación (Figura 23). A su vez, se aprecian diferencias entre las distintas unidades de paisaje, destacándose los valores sustancialmente menores en los endicamientos de la unidad IV. Los coeficientes de correlación más altos se observaron en las unidades de paisaje topográficamente más altas (I y III). Dentro de cada unidad de paisaje, se identifica un patrón dado por las diferencias en topografía, y en donde las porciones más altas presentan correlaciones más altas y viceversa.

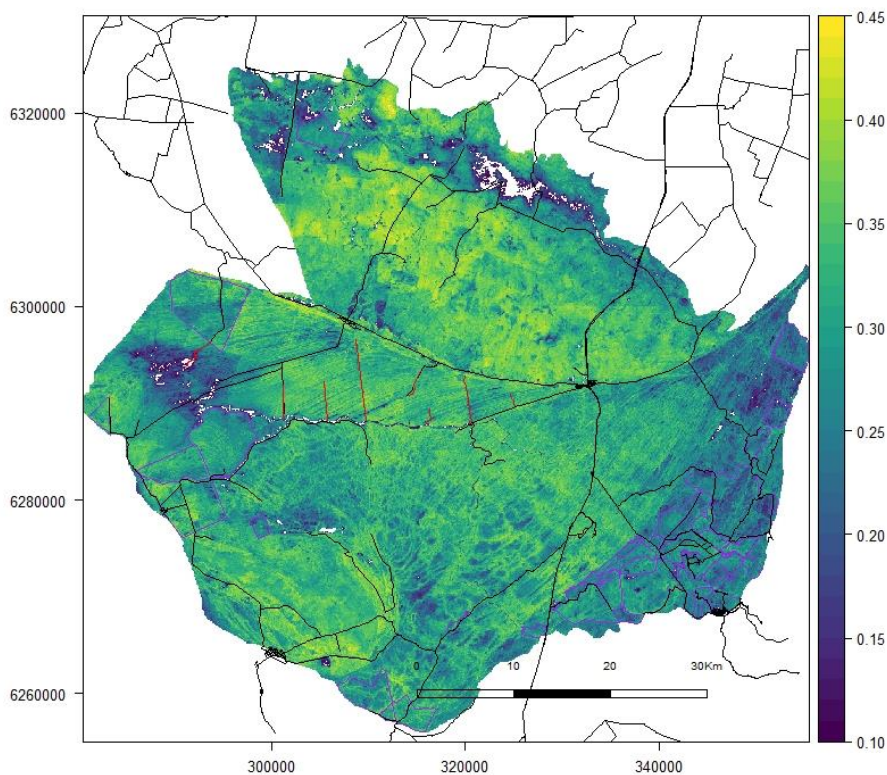


Figura 23. Coeficientes de correlación de Kendall significativos entre las series de tiempo de NDVI y precipitación en el Bajo Delta no insular del Río Paraná. Los polígonos de color púrpura corresponden a endicamientos; los terraplenes y caminos se indican con líneas negras mientras que las líneas rojas corresponden a canalizaciones.

Se detectaron principalmente coeficientes de correlación negativos entre el índice *NDVI* y la altura del Río Paranacito (Figura 24). Estas áreas se encuentran principalmente en las unidades de paisaje IIa y IIb. Las unidades topográficamente más altas (I y III) no presentaron correlaciones significativas. La mayor proporción de las áreas endicadas en la porción este del área de estudio (unidad de paisaje IV) tampoco mostraron correlaciones significativas, lo que estaría dando cuenta de su descaople del régimen de inundación.

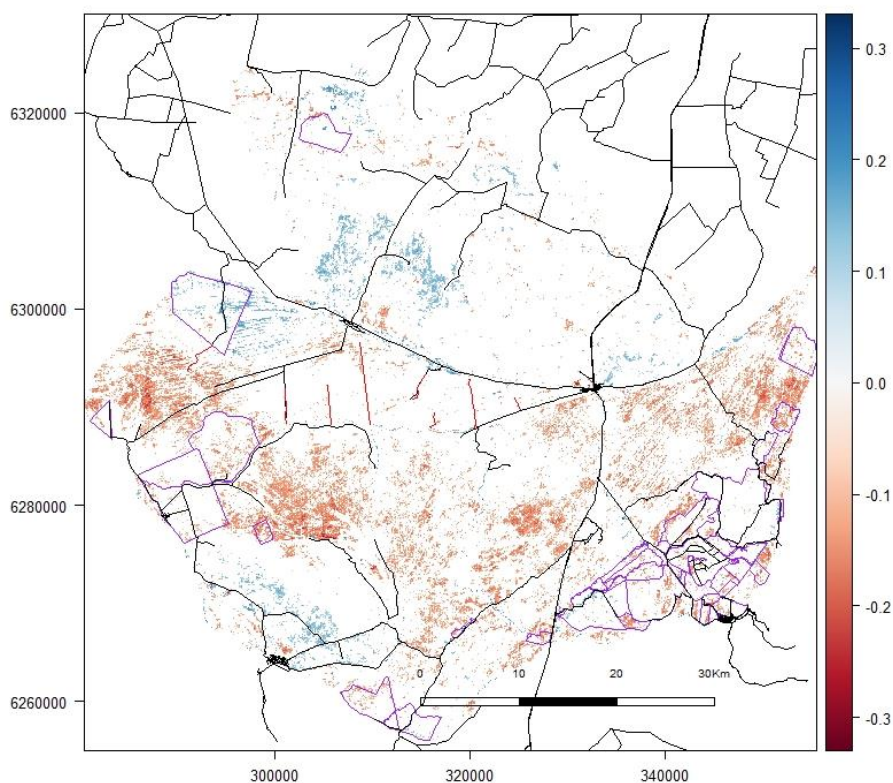


Figura 24. Coeficientes de correlación de Kendall significativos entre las series de tiempo de NDVI y altura de Río Paranacito en el Bajo Delta no insular del Río Paraná. Los polígonos de color púrpura corresponden a endicamientos; los terraplenes y caminos se indican con líneas negras mientras que las líneas rojas corresponden a canalizaciones.

Quiebres en el componente funcional de la vegetación y su relación con eventos de inundación e incendio

De las 750 *muestras de fuego* obtenidas a partir de la NASA FIRMS MODIS Fire/Hotspot Data (confianza >75%), sólo un 15% presentó concordancia con el intervalo de confianza al 95% detectado por *bfast01* para la misma ubicación (Tabla 3). El 42% de las muestras indica que los incendios ocurrieron con anticipación al punto de quiebre en tendencia detectado por *bfast* mientras que el resto (43%) tuvo lugar con posterioridad.

	Anterior	Coincidente	Magn. del quiebre	Posterior
Inundación 2007 (n = 750)	54,25%	20,25%	-0,36 ± 0,27	25,50%
Incendios 2008 (n = 750)	42%	15%	-0,37 ± 0,29	43%

Tabla 3. Proporción de muestras de inundación y de fuego coincidentes con el evento de quiebre detectado por *bfast01* en el Bajo Delta no insular del Río Paraná.

Las muestras de fuego se ubicaron principalmente en áreas no endicadas dominadas por vegetación palustre arraigada tales como juncales y pajonales. Al mismo tiempo, los pastizales no fueron, en general, afectados significativamente por los incendios evidenciado en la limitada cantidad de muestras obtenidas en las unidades de

paisaje I y III. Una alta proporción de muestras fue consistente con la distribución espacio-temporal de los cambios Tipo 6 y Tipo 8. Es decir, en esos píxeles los incendios ocurrieron en el contexto de tendencias decrecientes y la magnitud de los quiebres fue principalmente negativa aunque en algunos casos la misma fue positiva.

De las 750 *muestras de inundación* tomadas en 2007, un 20,25% coincidió con el intervalo de confianza estimado por *bfast01* para ese sitio (Tabla 3). Otro 25,50% tuvo lugar con posterioridad y en algunos casos coincidió con las inundaciones que se sucedieron entre 2009 y 2010. El resto de las muestras no coincidieron con el intervalo de confianza estimado por *bfast01* e indican que en esos casos el quiebre en tendencia fue detectado con anticipación al evento de inundación. Una alta proporción de muestras fue consistente con la distribución espacio-temporal de los cambios Tipo 6 y Tipo 8. Es decir, en esos píxeles las inundaciones también tuvieron lugar en el contexto de tendencias decrecientes y la magnitud de los quiebres fue principalmente negativa aunque, en algunos casos, ésta fue positiva.

Controles antropogénicos sobre la variabilidad, tendencias y quiebres en el componente funcional de la vegetación

El análisis de componentes principales (PCA) explicó el 61,70% de la varianza total (*CP 1 = 34,20%: CP 2 = 27,50%*).

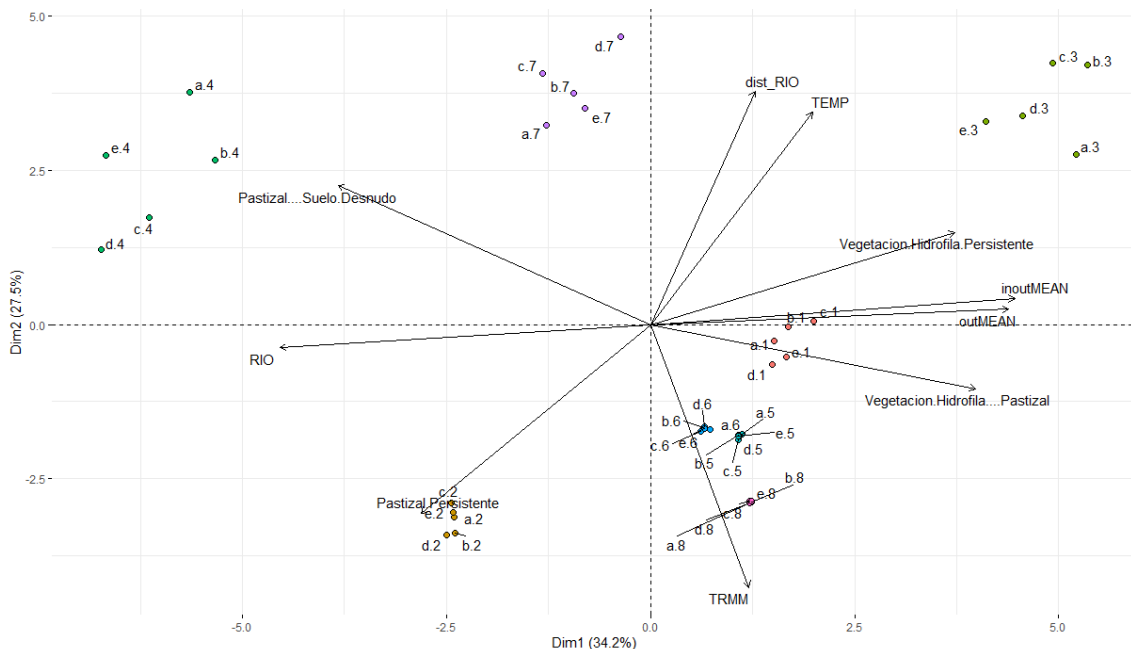


Figura 25. Análisis de Componentes Principales (PCA). Los Sitios (muestras [a-e]) se colorean en función del Tipo de Cambio estimado por *bfast01*. Sólo se indican las 10 variables que más contribuyen a la separación de muestras.

El eje 1 correlacionó positivamente con la diferencia entre la media de NDVI antes y después al evento de quiebre (*inoutMean*, $r = 0,96$, $p < 0,001$), con la media de NDVI posterior al evento de quiebre (*outMEAN*, $r = 0,95$, $p < 0,001$), con la conversión de vegetación hidrófila a pastizal ($r = 0,85$, $p < 0,001$) y con la vegetación hidrófila persistente ($r = 0,80$, $p < 0,001$). La unidad de paisaje IIb también presentó un coeficiente de correlación relativamente alto con este eje ($r = 0,75$, $p < 0,001$). Hacia valores positivos de este eje, se ordenaron las muestras correspondientes a los tipos de cambio 3, 1 y 8.

Por el contrario, el eje 1 se encontró negativamente correlacionado con el coeficiente de correlación entre el índice NDVI y la altura del Río Paranacito (*RIO*, $r = -0,97$, $p < 0,001$) y con la conversión de pastizal a suelo desnudo ($r = -0,82$, $p < 0,001$). También presentaron coeficientes de correlación relativamente altos la elevación (*DEM*, $r = -0,82$, $p < 0,001$) y la media de NDVI previa al cambio (*inMEAN*, $r = -0,75$, $p < 0,001$). La unidad de paisaje III presentó un coeficiente de correlación relativamente alto con este eje ($r = -0,63$, $p < 0,001$). Hacia valores negativos de este eje se ordenaron principalmente las muestras correspondientes a los tipos de cambio 4 y 2.

Variable	Eje 1	Variable	Eje 2
<i>inoutMEAN</i>	0.960	<i>dist_RIO</i>	0.814
<i>outMEAN</i>	0.945	Unidad de Paisaje IV (Transición)	0.767
Vegetacion.Hidrofila....Pastizal	0.858	<i>MAGNITUD</i>	0.746
Vegetacion.Hidrofila.Persistente	0.803	<i>TEMP</i>	0.741
Unidad de Paisaje IIb (Cordones)	0.752	<i>DIQUE</i>	0.596
<i>dist_VIAL</i>	0.674	<i>inTREND</i>	0.529
Vegetacion.Hidrofila....Forestacion	0.505	Pastizal....Suelo.Desnudo	0.485
<i>outTREND</i>	0.444	Unidad de Paisaje III (Ibicuy)	0.397
<i>TEMP</i>	0.426	Vegetacion.Hidrofila....Forestacion	0.379
<i>FECHA</i>	-0.561	Vegetacion.Hidrofila.Persistente	0.322
Unidad de Paisaje I (Albúfera)	-0.567	<i>dist_VIAL</i>	-0.499
Pastizal.Persistente	-0.605	<i>dist_AGUA</i>	-0.529
<i>inMEAN</i>	-0.758	<i>dist_FUEGO</i>	-0.567
Pastizal....Suelo.Desnudo	-0.824	<i>outTREND</i>	-0.618
<i>DEM</i>	-0.825	Pastizal.Persistente	-0.659
<i>RIO</i>	-0.977	Unidad de Paisaje IIa (Regresión)	-0.721
		<i>dist_DIQUES</i>	-0.743
		<i>TRMM</i>	-0.919

Tabla 4. Coeficientes de correlación de Pearson significativos entre las variables y los dos primeros ejes del Análisis de Componentes Principales (PCA). En negrita se indican las variables correspondientes a conversiones de cobertura.

El eje 2 correlacionó positivamente con la distancia al río Paranacito (*dist_RIO*, $r = 0,81$, $p < 0,001$), con la magnitud de quiebre ($r = 0,74$, $p < 0,001$) y con el coeficiente de correlación entre NDVI y la temperatura (*TEMP*, $r = 0,74$, $p < 0,001$). Al mismo tiempo, presentó coeficientes de correlación relativamente altos con la unidad de paisaje IV ($r = 0,76$, $p < 0,001$) y con el área de dique (*DIQUE*, $r = 0,59$, $p < 0,001$). Hacia valores positivos de este eje se ordenaron las muestras correspondientes a los tipos de cambio 7 y 3. El eje 2 correlacionó negativamente con el coeficiente de correlación entre NDVI y precipitación (*TRMM*, $r = -0,91$, $p < 0,001$), con pastizales persistentes ($r = -0,65$, $p < 0,001$), con la distancia a endicamientos (*dist_DIQUES*, $r = -0,74$, $p < 0,001$) y con la unidad de paisaje IIa ($r = -0,72$, $p < 0,001$). Hacia valores negativos de este eje se ordenaron las muestras correspondientes al tipo de cambio 2, 8, 6 y 5.

Por otro lado, el análisis de redundancia (RDA, Figura 26) explicó el 75,00% de la varianza total ($RDA\ 1 = 44,80\%$, $CP\ 2 = 30,20\%$). Las variables no significativas del modelo fueron removidas del análisis mediante el criterio de AIC. Entre ellas, las correspondientes a la unidad de paisaje y a las conversiones de cobertura ocurridas entre 1997 y 2013.

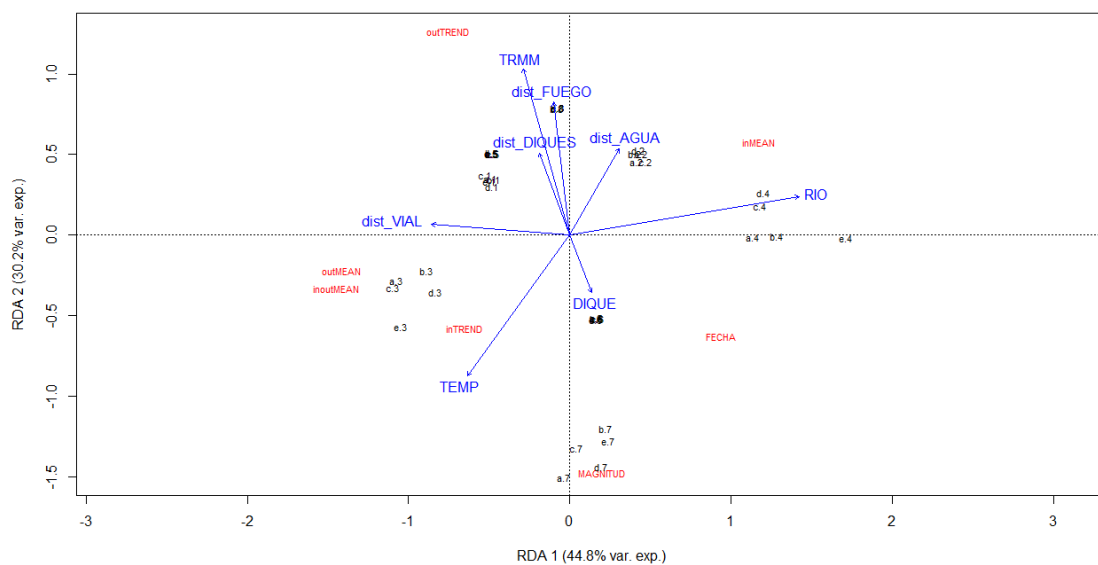


Figura 26. Análisis de redundancia (RDA) entre variables descriptivas de los eventos de quiebre en el componente funcional de la vegetación (rojo) y variables explicativas naturales y antrópicas (azul). La nomenclatura de los sitios corresponde a los tipos de cambio de la Tabla 2. El modelo explicó el 75% de la variabilidad total de los datos ($RDA\ 1 = 44,8\%$, $RDA\ 2 = 30,2\%$).

Sobre el eje 1 inciden el coeficiente de correlación entre la señal de NDVI y la altura del río Paranacito (*RIO*) y la distancia a caminos y terraplenes transitables (*dist_VIAL*) que su vez, determinan la diferencia entre valores medios de NDVI antes y después del quiebre (*inoutMEAN*).

Sobre el eje 2 inciden la distancia a endicamientos, focos de incendio y cursos de agua (*dist_DIQUES*, *dist_FUEGO*, *dist_AGUA*), el área de dique (*DIQUE*) y el coeficiente de correlación entre la señal de NDVI y precipitación (*TRMM*) y temperatura (*TEMP*), que a su vez determinan la magnitud y fecha de quiebre así como la pendiente de las tendencias previas y posteriores al quiebre (*inTREND* y *outTREND*, respectivamente).

En base a la distribución de muestras en el RDA, es posible caracterizar los tipos de cambio en el componente funcional de la vegetación. Se observa que el Tipo de Cambio 4 se caracterizó por valores medios de NDVI relativamente más altos y fechas de quiebre en el componente funcional más tardías. Estos quiebres ocurrieron en áreas que no correlacionaron negativamente con la altura del río Paranacito (*RIO*) y que se encontraron en proximidad de terraplenes viales y transitables (*dist_VIAL*). En contraposición, el Tipo de Cambio 3 presentó los coeficientes de correlación más negativos con la altura del río Paranacito, lo que significa que estos quiebres ocurrieron en áreas inundables. Éstos presentaron, a su vez, los valores medios de NDVI más altos con posterioridad al quiebre (*outMEAN*). Los tipos de cambio 1, 2, 5 y 8 se diferenciaron por presentar altos índices de correlación entre la señal de NDVI y la precipitación. Estos quiebres ocurrieron en áreas relativamente más alejadas de endicamientos, cursos de agua y focos de incendio. Los mismos ocurrieron anticipadamente respecto del resto y se caracterizaron por presentar las tendencias de recuperación (*outTREND*) más altas luego de los eventos de quiebre, que a su vez, presentaron los valores más negativos (*MAGNITUD*). Finalmente, los Tipos de Cambio 6 y 7 tuvieron lugar en la proximidad o incluso dentro de áreas endicadas y que fueron probablemente afectadas por focos de incendio. Éstas áreas correlacionaron positivamente con la temperatura (*TEMP*). Estos cambios presentaron las tasas de recuperación más bajas, o incluso negativas.

DISCUSIÓN

La proporción del área de estudio que presentó cambios en tendencia en el componente funcional de la vegetación entre 2001 y 2015 fue relativamente alta (~43%). Sin embargo, el tipo de cambio más comúnmente detectado (casi en el 80% de los casos) y equivalente a un área de 1.114 km², consistió en una *inversión de tendencia decreciente a creciente*. Esto implica que una porción significativa del área de estudio ha revertido tendencias decrecientes en el índice NDVI, indicativas de cierto grado de degradación en la actividad fotosintética, productividad y biomasa de la vegetación (De Jong et al. 2013) en la primera mitad de la serie temporal. Este tipo de cambio no se

reflejó estrictamente en un incremento en los valores de NDVI promedio y se asoció a quiebres cuya magnitud fue predominantemente negativa, consistentes con procesos de sumersión o remoción abrupta de biomasa vegetal. En general, las áreas sujetas a eventos de quiebre presentaron una respuesta mayormente positiva frente a un incremento en la intensidad del disturbio. Por otro lado, la inundabilidad determinada por el régimen del río Paranacito, la incidencia del régimen de precipitaciones, la sincronidad con los patrones de temperatura y la infraestructura para el manejo del agua fueron determinantes en la diferenciación y las características de los tipos de cambio ocurridos en el componente funcional de la vegetación.

Una porción mayoritaria de los quiebres detectados sobre la señal de NDVI se ubicó en un intervalo de tiempo relativamente corto (2007–2009), caracterizado por un evento extraordinario de inundación asociado a “El Niño” y por otro lado, a focos de incendio intencionales (Salvia et al. 2012), tras un extenso período de sequía (Quintana et al. 2014c). En comparación con la longitud total de la serie de tiempo (2001–2015), estaría dando cuenta de que los cambios más representativos y significativos en la porción no insular del Bajo Delta del río Paraná se relacionaron a un número limitado de disturbios, pero de moderada o alta extensión e intensidad. Esto difiere de lo observado en otros trabajos realizados sobre áreas más extensas y que abarcan una mayor cantidad de ecosistemas y disturbios (De Jong et al. 2013; Chen et al. 2014b; Fang et al. 2018). En contraposición, el patrón observado en el área de estudio estaría dando cuenta de una respuesta funcionalmente homogénea no sólo frente a la ocurrencia de disturbios naturales y antrópicos, sino también frente a la variabilidad de los parámetros hidroclimáticos regionales. Sin embargo, los resultados sugieren que sólo un porcentaje menor de los eventos de quiebre registrados durante 2007 y 2008 se asociaron directamente a los eventos de inundación e incendio, respectivamente, evidenciado en la superposición entre las fechas de estos disturbios y la fecha de quiebre en tendencia detectada por *bfast01*. Los quiebres fueron principalmente detectados en anticipación o con posterioridad al disturbio correspondiente, lo que en principio podría estar asociado a la resolución temporal de la serie de tiempo de NDVI (Easdale et al. 2017) y a un retardo en la respuesta de la vegetación (Yu et al. 2017). Valores similares de correspondencia entre la fecha ocurrencia de el disturbio y la fecha detectada por *bfast* fueron observados por otros autores (Watts y Laffan 2014a), dando cuenta de posibles limitantes en el algoritmo asociados a la resolución temporal de la serie de datos.

Por otra parte, se observó una dependencia estricta de los valores de NDVI con los patrones climáticos locales y regionales que favorecieron tendencias negativas en la primera mitad de la serie de tiempo y positivas en la segunda, similares a las observadas

en el indicador MEI v2. La asociación entre el componente funcional de la vegetación y las fases del ENSO fue observada por otros autores en pastizales de la Pampa Deprimida (Lara 2017), hipotetizada para el Delta del Paraná (Zoffoli et al. 2008) y estudiada a escala global (Detsch et al. 2016). Los quiebres y las tendencias en el componente funcional de la vegetación fueron similares a los observados en diversos parámetros hidroclimáticos que regulan la disponibilidad de agua y nutrientes (Baigún et al. 2008; Quintana et al. 2014a), principalmente en áreas cuyo régimen hidrológico no fue intervenido. La unidad de paisaje I mostró la mayor correspondencia con el régimen de precipitación, coherente con el hecho de que esta unidad no es afectada por los pulsos de inundación de los grandes ríos (Kandus et al. 2006), y en consecuencia, el aporte de agua es estrictamente dependiente de las lluvias. Estos resultados son a su vez consistentes con la noción de que la disponibilidad de agua es un control codominante positivo en el funcionamiento de la vegetación (Raulings et al. 2010; Forkel et al. 2015; Piao et al. 2019).

La individualización de áreas cuya señal de NDVI correlacionó negativamente con la altura del río Paranacito permitió la discretización de áreas vegetadas inundables. Si bien el aporte de agua suele tener un efecto positivo sobre la vegetación (Forkel et al. 2015b) y la señal de NDVI (Di et al. 1994; Liu et al. 2015), la crecida de los cursos de agua y posterior anegamiento genera inicialmente la disminución de los valores de este índice (Di Bella et al. 2008). Posteriormente, la vegetación retoma su crecimiento, principalmente debido al aporte de humedad (Imaz, 2009, Zoffoli et al. 2008), nutrientes y sedimentos (Mitsch et al. 2015). La correlación entre la señal de NDVI y la altura del río Paranacito fue sustancialmente menor, e incluso no significativa en áreas endicadas, constituyendo evidencia de su desacople del régimen hidrológico natural en el Bajo Delta no Insular del río Paraná, y en general, del grado de conectividad de las áreas inundables. El uso de la vegetación para identificar áreas inundables y patrones de flujo a partir de metodologías similares ya ha sido postulado por otros autores (Powell et al. 2014). Las tendencias observadas son también consistentes con el hecho de que el componente funcional de la vegetación a escala global alcanzó su valor máximo cerca del año 2000, tras lo cual predominaron las tendencias negativas, principalmente en el hemisferio Sur. Estos estudios (de Jong et al. 2013) no indagaban en sus causas y se centraban en un período de tiempo previo al considerado en esta Tesis (1986–2008), en un área mucho más extensa y a menor resolución espacial (Ma y Fu 2007). Estos resultados constituyen entonces, evidencia de cómo los patrones climáticos globales inciden en la dinámica de la vegetación de la porción no insular del Bajo Delta del río Paraná, acoplados a la ocurrencia de disturbios naturales y antrópicos que suceden a

escala local, y posiblemente, de la dependencia de la escala y resolución espacio-temporal en la detección de estos patrones.

En 2008, tras un período de sequía prolongado (2004–2008), una serie de focos de incendio intencionales y simultáneos ocurrieron a lo largo de una superficie aproximada de 120.000 ha en el Bajo Delta del río Paraná, principalmente en áreas dominadas por *Schoeniplectus californicus* y *Scirpus giganteus* (Salvia et al. 2012). Una proporción de estos juncales y pajonales se recuperaron pero otros fueron reemplazados por comunidades de pastizal (Salvia et al. 2012; Sica et al. 2016), lo cual se reflejó en la inversión de tendencia detectada en gran parte del área de estudio. Este tipo de disturbio generalmente ocasiona una rápida caída de la señal de NDVI consecuencia de la remoción de biomasa, seguido por un incremento de la variable intensidad producto de la recolonización de especies vegetales en los pixeles quemados, tal como fuera detectado por *bfast01* y observado en otros trabajos (Di Bella et al. 2008; Detsch et al. 2016). Evidencias del efecto de esta sequía fueron observados también en el componente funcional de la vegetación en la Pampa deprimida (Lara 2017). Los resultados sugieren además, que este período relativamente más seco entre 2004–2008 pudo haber hecho sinergia con una intensificación en las prácticas ganaderas (Quintana et al. 2014), incluyendo un aumento de las cabezas de ganado en el área de estudio y con un incremento en la implementación de infraestructura para el manejo del agua debido a que en muchos casos, los productores ganaderos que ingresaron al área tenían experiencia ganadera en ambientes terrestres pampeanos. Esta intensificación eventualmente modificó el régimen hidrológico y disminuyó la disponibilidad de agua, nutrientes y sedimentos en estos ecosistemas (Bó et al. 2010), probablemente potenciando tendencias negativas en una sustancial porción del área de estudio durante la primera mitad del período estudiado (2001–2015).

No fue posible establecer una asociación directa entre las conversiones de cobertura en la porción no insular del Bajo Delta del Río Paraná (Sica et al. 2016) y los cambios detectados en las tendencias del componente funcional de la vegetación. Sin embargo, las variables exploratorias de origen antrópico que condicionaron la ocurrencia de estos quiebres también fueron significativos en la ocurrencia de cambios de cobertura en el período 1997–2013 (Sica et al. 2016). Es posible especular que la mayor proporción de los cambios de cobertura ocurrieron en un contexto de tendencias de NDVI decrecientes y, en consecuencia, se asociaron a procesos de degradación y/o remoción de biomasa vegetal. En este contexto, una sinergia entre disturbios naturales e intervención antrópica sostenida podría estar induciendo el reemplazo de *vegetación palustre por pastizales*, pero no una disminución sustancial en los valores promedio de

NDVI y, en consecuencia, una relativa estabilidad de la biomasa y productividad de áreas principalmente destinadas al engorde de ganado y cuya intensidad muestra una tendencia creciente en los últimos años, aunque con fluctuaciones (Quintana et al. 2014: Bacigalupo, Com. Pers.). Estos resultados se reflejan en el contraste de valores medios de NDVI antes y después de eventos de quiebre, y dan cuenta de un aumento gradual y generalizado en los valores medios de NDVI en la segunda mitad de la serie de tiempo. Al mismo tiempo, los pajonales tienden a acumular materia orgánica muerta en pie por lo que el valor del índice NDVI podría estar subestimando los valores de productividad (Zoffoli et al. 2008). Si bien los cambios en el componente funcional de la vegetación no se traducen necesariamente en la conversión de las coberturas vegetales, nuestros resultados sí permiten inferir que en áreas cuyo régimen hidrológico a sido intervenido, la condiciones remoción de biomasa favorecerían la recolonización de vegetación herbácea de pastizal, dado que este tipo fisonómico presenta las mayores tasas de recuperación postdisturbio (Di Bella et al. 2008), tal como fuera observado en este estudio. Las mayores tasas de recuperación de los índices verdes (*EVI*, *NDVI*) observados se asociaron a coberturas herbáceas, cuya abundancia suele ser predominante en las comunidades vegetales del área de estudio (Kandus et al. 2006), particularmente si se tiene en cuenta el reemplazo generalizado de vegetación palustre por vegetación de pastizal durante la última década (Sica et al. 2016).

Los resultados presentados en este capítulo indican que la conversión de coberturas en la porción no Insular del Bajo Delta del río Paraná implica un recambio en las comunidades vegetales no sólo en su estructura sino en su función y, en consecuencia, en una potencial pérdida del funcionamiento y de los servicios ecosistémicos que el sistema brinda. Las tendencias observadas indicarían que la conversión de humedales en el Delta es independiente de los niveles de productividad exhibidos en estos ecosistemas y, por el contrario, las tendencias se encuentran acopladas a la variabilidad hidroclimática regional y global. Estos resultados profundizan en dónde, cuándo y cómo algunos de estos cambios podrían haber ocurrido junto con sus causas y consecuencias en el componente funcional de la vegetación en ecosistemas de humedal. La mayoría de los cambios identificados datan de eventos naturales significativos, tales como inundaciones e incendios anómalos y extraordinarios y reflejan las tendencias a largo plazo relacionadas con el ENSO. Al mismo tiempo, establecen los efectos que la infraestructura para el manejo del agua y el desacople del régimen hidrológico natural poseen sobre el componente funcional de la vegetación en ecosistemas de humedal.

A diferencia de lo que se sabe hasta el momento (Salvia et al. 2012; Sica et al. 2016), el fuego podría haber sido determinante en el avance de los pastizales, en un contexto hidroclimático que no favoreció el desarrollo de juncales de *Schoenoplectus californicus*. A diferencia de lo observado, por ejemplo, en pastizales de la Pampa Deprimida (Argentina) que producto de altas cargas y pastoreo ininterrumpido exhibieron tendencias negativas en su productividad al menos entre 2000 y 2011 (Lara 2017), las tendencias positivas identificadas luego de las inundaciones e incendios en en la porción no Insular del Bajo Delta, reflejarían la capacidad de los humedales como sistemas funcionalmente resilientes (Quintana et al. 2014a). Sin embargo, la rápida recuperación de vegetación palustre afectada por los incendios evitaría la colonización de gramíneas (Sica et al. 2016) sólo en aquellas áreas que aún retengan su régimen hidrológico natural, dado que en ausencia de pulsos de inundación, los pastizales presentarían mejor capacidad competitiva en la recolonización de áreas afectas por disturbios y tasas incluso más altas de crecimiento. De acuerdo a nuestros resultados, la ocurrencia de disturbios en el paisaje, tales como inundaciones o incendios intencionales eventualmente determinan e impulsan los quiebres y cambios en el componente funcional de las coberturas del suelo en áreas aún acopladas a su régimen hidrológico natural y cuyo aporte de agua y sedimentos se encuentra fuertemente asociado a variables hidroclimáticas que operan a escala local, regional y global. Estos cambios se encuentran condicionados por variables estructurales, naturales y antrópicas que inciden sobre el componente funcional de la vegetación a escala local, tales como la implementación de infraestructura para el manejo del agua.

Lo resultados presentados en este Capítulo dan cuenta de la susceptibilidad de estos ecosistemas complejos a diversos factores naturales y antrópicos que se expresan a escala local, regional y global y que inciden sobre el funcionamiento ecosistémico de los humedales. Estos factores presentan consecuencias tanto negativas como positivas para el desarrollo de las actividades productivas y recreativas en la porción no Insular del Bajo Delta del río Paraná. Si bien los quiebres y tendencias observados a lo largo del área de estudio reflejan la resiliencia en el componente funcional de la vegetación, de mantenerse la intensificación ganadera y la pérdida de biodiversidad, los cambios de cobertura documentados podría finalmente repercutir negativamente en el componente funcional de la vegetación. Por esta razón, es necesario incorporar esta información al desarrollo de estrategias de manejo y conservación sustentables que contemplen las consecuencias que los cambios en el uso del suelo puedan tener en futuros contextos hidroclimáticos favorables y desfavorables.

Capítulo 3. UNIDADES FUNCIONALES DE ECOSISTEMAS Y TENDENCIAS EN PARÁMETROS FENOLÓGICOS DE LA VEGETACIÓN.

INTRODUCCIÓN

La caracterización de la biodiversidad se ha basado históricamente en la descripción de la composición, la estructura y la función como atributos primarios e indicadores para el monitoreo de los ecosistemas (Noss 1990). En particular, los atributos estructurales de los ecosistemas, como la fisonomía de la vegetación, cambian lentamente en respuesta a la intervención antrópica (Alcaraz-Segura et al. 2013a) debido a la inercia en su respuesta. Estos rasgos estructurales tienden a registrar los efectos del cambio climático, la contaminación o la intensificación en el uso del suelo mucho más lentamente que las alteraciones en el funcionamiento ecosistémico (Moreno-Mateos et al. 2012). Por esta razón, una caracterización de los ecosistemas que se base exclusivamente en atributos estructurales podría no ser lo suficientemente sensible como para evaluar el impacto de las actividades antrópicas o la incidencia de fenómenos naturales.

El término “*funcionamiento ecosistémico*” se refiere al intercambio de materia y energía entre la comunidad biótica y el medio abiótico (Virginia y Wall 2001; Fischer et al. 2006) y su rol en la gestión y la conservación del ambiente se ha incrementado durante la última década (Alcaraz-Segura et al. 2013a). Su caracterización involucra la medición de flujos tales como la productividad primaria neta aérea (PPNA), la evapotranspiración (Bella et al. 2000; Cui et al. 2017), la productividad neta del ecosistema, la mineralización neta de nitrógeno y las pérdidas totales de nutrientes (Adler et al. 2006). La PPNA y su dinámica estacional adquieren particular relevancia dado que sintetizan muchos otros aspectos del funcionamiento ecosistémico como la fenología de la vegetación (Paruelo 2008). Ésta constituye uno de los indicadores más importantes sobre el estado de los ecosistemas terrestres, el funcionamiento de la vegetación, los servicios que los ecosistemas ofrecen a la sociedad, el monitoreo de los cambios climáticos y la retroalimentación biofísica y biogeoquímica al sistema climático global (Piao et al. 2019).

Los ecosistemas se pueden agrupar según su fenología en *Tipos Funcionales de Ecosistemas (TFEs)*. La hipótesis subyacente es que los TFEs representan áreas (o parches) de la superficie terrestre que intercambian materia y energía de manera similar y muestran una respuesta coordinada y específica a los factores ambientales (Alcaraz-Segura et al. 2006, 2013b; Paruelo y Lauenroth 2016). En consecuencia, cada TFE

definido es homogéneo desde el punto de vista funcional y presenta una firma temporal cuyo análisis permite evaluar su sensibilidad conjunta frente a variables naturales y a la intervención antrópica (Alcaraz-Segura et al. 2013a). Esto resulta importante teniendo en cuenta que los ecosistemas están cambiando permanentemente a distintas escalas espaciales y temporales en respuesta tanto a factores naturales como antropogénicos, los cuales inciden sobre su comportamiento (Martínez y Gilabert 2009; Campos y Di Bella 2012). Por esta razón, la incorporación de variables naturales y antrópicas espaciotemporalmente explícitas a los protocolos de clasificación sería entonces determinante en la diferenciación de ecosistemas funcionalmente similares.

En la actualidad, los métodos más utilizados para caracterizar la fenología de la superficie terrestre contemplan el uso de observaciones a campo y el monitoreo a través de sensores remotos a diversas escalas espaciales para capturar procesos de cambio en la superficie terrestre (Waylen et al. 2014; Ben Abbes et al. 2018) así como en la medición de flujos de carbono (Xiao et al. 2010; Petrescu et al. 2015). Estos análisis permiten la identificación de áreas funcionalmente homogéneas en términos de su *PPNA* o áreas cuya *PPNA* pueda haber sido comprometida (Sun et al. 2017), así como la caracterización de posibles modificaciones sobre la duración de la estación de crecimiento de la vegetación (Bradley y Mustard 2008; Zhang et al. 2019b). En este contexto, el uso del Índice Verde de Diferencia Normalizada (NDVI), constituye un indicador robusto para el monitoreo de los cambios en el uso del suelo (Baldi et al. 2008; Chen et al. 2014a).

Los cambios en el uso del suelo generalmente se reflejan en modificaciones sobre la fenología de la vegetación en diferentes ambientes (Knauer et al. 2017). A su vez, la fenología también es sensible a fenómenos de perturbación o disturbio en estrecha relación con los patrones de precipitación y temperatura regionales y con los patrones de uso antrópico (Fensholt et al. 2012; Marchetti et al. 2016; Yan et al. 2017). Debido a que controladores climáticos, ambientales y antropogénicos inciden sobre el funcionamiento ecosistémico simultáneamente, individualizar la contribución de cada uno de ellos sobre la dinámica de los ecosistemas es relativamente complicado (Forkel et al. 2015b). Es así que son pocos los estudios de esta índole que se han llevado a cabo en humedales (Salvia 2010; Marchetti et al. 2016), ecosistemas de por sí altamente dinámicos y complejos (Keddy 2016). De hecho, la mayor parte de este tipo de estudios fue realizada en ecosistemas terrestres que no contemplan la complejidad que suponen las distorsiones en la señal de NDVI derivadas de los pulsos recurrentes de inundación-sequía característicos de los ecosistemas de humedal (Paruelo et al. 2001; Alcaraz-Segura et al. 2006; Ivits et al. 2013; Lara 2017).

El agua constituye un factor clave en el funcionamiento de los ecosistemas y es determinante en la fenología de la vegetación (Forkel et al. 2015b). En humedales, se expresa generalmente en las características y periodicidad de su régimen hidrológico (Bó et al. 2010). Éste opera a escalas espacio-temporales tanto finas como gruesas, lo cual permite que especies de plantas con diferentes requerimientos hidrológicos coexistan a distancias relativamente cortas. Este patrón es característico de ecosistemas altamente heterogéneos y que soportan diversas funciones y servicios ecosistémicos como es el caso de la porción no insular del Bajo Delta del Río Paraná (Kandus et al. 2011b; Oddi y Kandus 2011).

Por otra parte, se ha observado que la disponibilidad de agua es, además, determinante en la riqueza de TFEs en áreas templadas de Sudamérica (Alcaraz-Segura et al. 2013a). Es esperable, entonces, que en ecosistemas de humedal, la variabilidad de TFEs sea mayor y que sus patrones anuales de crecimiento reflejen su dependencia con el régimen hidrológico y los pulsos de inundación (Neiff 1999; Marchetti y Aceñolaza 2011, 2012). Pero independientemente de la relevancia del agua como agente modelador y sostén de diversas funciones ecosistémicas, las intervenciones humanas más significativas en el área de estudio involucran el desarrollo de infraestructura para el manejo del agua acoplada a la intensificación de las prácticas ganaderas (Sica et al. 2016).

Por lo tanto, los cambios estructurales asociados a los usos y el manejo de la tierra en los humedales del Delta del Paraná dan como resultado modificaciones en su hidrología (Zoffoli et al. 2008; Salvia et al. 2012; Sica et al. 2016) y las funciones ecosistémicas que dicho régimen hidrológico regula. Dado que estos cambios y transformaciones son particularmente evidentes a nivel ecosistémico (Vitousek et al. 1997), el reconocimiento y clasificación de los patrones espacio-temporales del funcionamiento de los mismos así como de sus determinantes estructurales a escala regional (Marchetti et al. 2016) proporciona una base adecuada para evaluar los efectos de los cambios en el uso del suelo (Alcaraz-Segura et al. 2006). Al mismo tiempo, la identificación de áreas funcionalmente homogéneas permitiría discernir escenarios de intervención antrópica, déficit hídrico o desacoplamiento del régimen hidrológico, así como la ocurrencia de disturbios naturales recurrentes (Alcaraz-Segura et al. 2009; Ju y Masek 2016; Fang et al. 2018) o los impactos consecuencia del cambio en el uso del suelo en las tendencias de los parámetros fenológicos como se ha observado en diversos agroecosistemas (Zhang et al. 2019b) y particularmente como indicadores de patrones morfodinámicos en humedales fluviales (Marchetti et al. 2016).

Como se ha mencionado anteriormente, los humedales fluviales son difíciles de clasificar porque abarcan el límite entre entornos terrestres y acuáticos y ocurren en una gran variedad de escenarios hidroclimáticos y topográficos. No son espacialmente homogéneos y sus formas de relieve son tan dinámicas como los procesos que allí se suceden (Lisenby et al. 2019). Esto implica que tales esquemas representan un intento estático de caracterizar lo que comúnmente son entornos dinámicos. El uso de técnicas que incorporen el reconocimiento y caracterización de los humedales como paisajes dinámicos facilitaría un estudio y gestión de los mismos más efectivos. Uno de los mayores desafíos que enfrentan estas técnicas es la alta variabilidad temporal en el establecimiento, crecimiento y reproducción de las plantas, particularmente en ecosistemas de humedal tan dinámicos como la porción no insular del Bajo Delta del río Paraná (Quintana et al. 2014a). Es así que en humedales, y particularmente en la porción no Insular del Bajo Delta del río Paraná, las regionalizaciones realizadas hasta la fecha se basan en detectar distintos tipos de vegetación en base a la reflectancia en distintas bandas del espectro electromagnético (Kandus et al. 1999; Sica et al. 2016). En algunos casos, incluyendo éste y otros humedales, se han realizado en base a series de tiempo de NDVI de menor resolución espacial y temporal (Guerschman et al. 2003; Salvia 2010; Alcaraz-Segura et al. 2013b; Marchetti et al. 2016).

La discriminación de áreas funcionalmente homogéneas permitiría identificar patrones funcionales ecosistémicos (Paruelo et al. 2001), así como detectar cambios en su funcionamiento (Baldi et al. 2008), caracterizarlas en términos de sus determinantes estructurales y en última instancia evaluar su vulnerabilidad frente a los cambios en el uso del suelo a lo largo del tiempo (Chen et al. 2014a). A su vez, el análisis y una mejor comprensión de esta variabilidad podría asistir, por ejemplo, en decisiones tales como cuándo, dónde y cómo gestionar la presión de pastoreo y su carga, en la optimización del uso del territorio así como en el manejo y la conservación de los servicios provistos por estos ecosistemas acoplado a las particularidades del régimen hidrológico. En este contexto, se analizó la heterogeneidad funcional a escala regional en la porción no insular del Bajo Delta del río Paraná, identificando Unidades Funcionales (UFs) similares a lo largo del área de estudio en base a rasgos derivados de la señal temporal de NDVI y los patrones y procesos simultáneos que ocurren a diferentes escalas temporales. A partir de esta clasificación, se estimarán los parámetros fenológicos relevantes en el funcionamiento ecosistémico de la región y se evaluarán sus tendencias a largo plazo en el período 2001–2015.

Objetivos

Objetivo general

- Describir, clasificar y mapear la heterogeneidad funcional de la vegetación a escala regional en la porción no insular del Bajo Delta del Río Paraná e identificar sus determinantes estructurales, su susceptibilidad al cambio en el uso del suelo y las tendencias en sus parámetros fenológicos.

Objetivos específicos

- Identificar Unidades Funcionales (UFs) y caracterizarlas en términos de su patrón anual de crecimiento y de su régimen de disturbio y estrés ambiental presentes.
- Identificar y analizar la interacción entre los determinantes estructurales de la heterogeneidad funcional de la vegetación.
- Estimar los parámetros fenológicos de cada UF y analizar sus tendencias en el periodo 2001–2015 en términos de su productividad primaria neta y la longitud de la estación de crecimiento.

Hipótesis y Predicciones

- En la porción no insular del Bajo Delta del Río Paraná, el patrón anual de crecimiento de las UFs está determinado a escala regional por las condiciones climáticas generales y a escala local por las condiciones, edáficas, geomorfológicas y antrópicas que determinan la disponibilidad de agua.
 - La distribución espacial de cada UF depende no sólo de la fisonomía o cobertura del suelo sino también de un conjunto de características que incluyen su origen geomorfológico, el tipo de suelo, la topografía y la intervención antrópica en el paisaje.
 - Las Unidades de Paisaje acopladas casi exclusivamente al régimen de precipitaciones (*I* y *III*) exhiben una menor riqueza de Tipos Funcionales de Ecosistemas respecto de aquellas acopladas también al régimen del río Paranacito (*Ila*, *Ilb* y *IV*).

· En la porción no insular del Bajo Delta del Río Paraná, los parámetros fenológicos y sus tendencias son sensibles al régimen de temperatura y precipitación, a la intensificación de las prácticas ganaderas y al uso de infraestructura para el manejo del agua.

- La longitud de la estación de crecimiento presenta una tendencia negativa entre 2001 y 2015, principalmente en UFs asociadas a las conversiones de cobertura ocurridas entre 1997 y 2013.
- Los valores máximos alcanzados de productividad primaria neta presentan una tendencia negativa entre 2001 y 2015, particularmente en UFs asociadas a las conversiones de cobertura ocurridas entre 1997 y 2013.

MATERIALES Y MÉTODOS

Determinación y caracterización de la variabilidad intra e interanual en temperatura y precipitación

Dada la escasez de estaciones meteorológicas, se utilizó la base de datos de la *Tropical Rainfall Measuring Mission* (TRMM, 2011) para estimaciones de precipitación y del producto MOD11C3 V6 (Wan et al., 2015) para estimaciones de temperatura de superficie del *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS).

Se trabajó con los datos mensuales de temperatura media y con los datos de precipitación diaria acumulada por mes, coincidiendo con el intervalo de tiempo de la serie temporal de NDVI. Se graficó el climatograma representativo para el período 2001-2015 en RStudio mediante la función *climateGraph*, del paquete *climatol* (Guijarro 2019). Se realizaron gráficos de cajas (*box-plot*) de precipitación y temperatura en función del año fenológico (2000–2015, desde julio a junio) para visualizar la dispersión de datos dentro de cada año y la variabilidad entre años a lo largo de la serie temporal. En cada caso, se estimó el coeficiente de variación (CV) como indicador de la variabilidad intra-anual y para comparaciones interanuales y entre variables.

Determinación y caracterización de Unidades Funcionales

Se caracterizó la heterogeneidad funcional de la porción no insular del Bajo Delta del río Paraná utilizando rasgos derivados de la dinámica estacional del Índice Verde de Diferencia Normalizada (NDVI), indicativo de la productividad primaria neta y su estacionalidad (Tuckery y Sellers 1986). Para la estimación de los parámetros necesarios en la clasificación, se generó una imagen multi-temporal de NDVI mediante el ensamble de las 168 imágenes *Landsat* originales y fusionadas en el Capítulo II, correspondientes al cuadrante *Landsat [path 225, row 83]*, y enmascaradas al área de estudio. Las escenas incluyen a los sensores *Landsat 4 - 5 TM*, *Landsat 7 ETM+*, *Landsat 8 OLI/TIRS* y *MODIS*. Este ensamble contiene una imagen *Landsat* (pixel de 30x30 m) por mes entre los años 2001 y 2015 y no presenta datos faltantes (NAs).

Se identificaron Unidades Funcionales de Ecosistemas (UFs) de acuerdo a una metodología desarrollada especialmente para este análisis (Figura 27) que combina enfoques complementarios, entre los que se encuentran la determinación de *Tipos Funcionales de Ecosistemas (TFPs)* (Paruelo et al. 2001; Alcaraz-Segura et al. 2006), recomendaciones para la detección de patrones espacio-temporales de cambio (Campos y Di Bella 2012) y dos enfoques adicionales entre los que se enfatiza el análisis

de series temporales en el dominio de las frecuencias a partir de la transformada de *Fourier* (Gentleman y Sande 1966; Bracewell y Bracewell 1986) y el análisis mediante la transformada *Wavelet* (Torrence y Compo 1998; Easdale y Bruzzone 2015). El protocolo a partir del cual se estimó cada rasgo se detalla en el Anexo B.

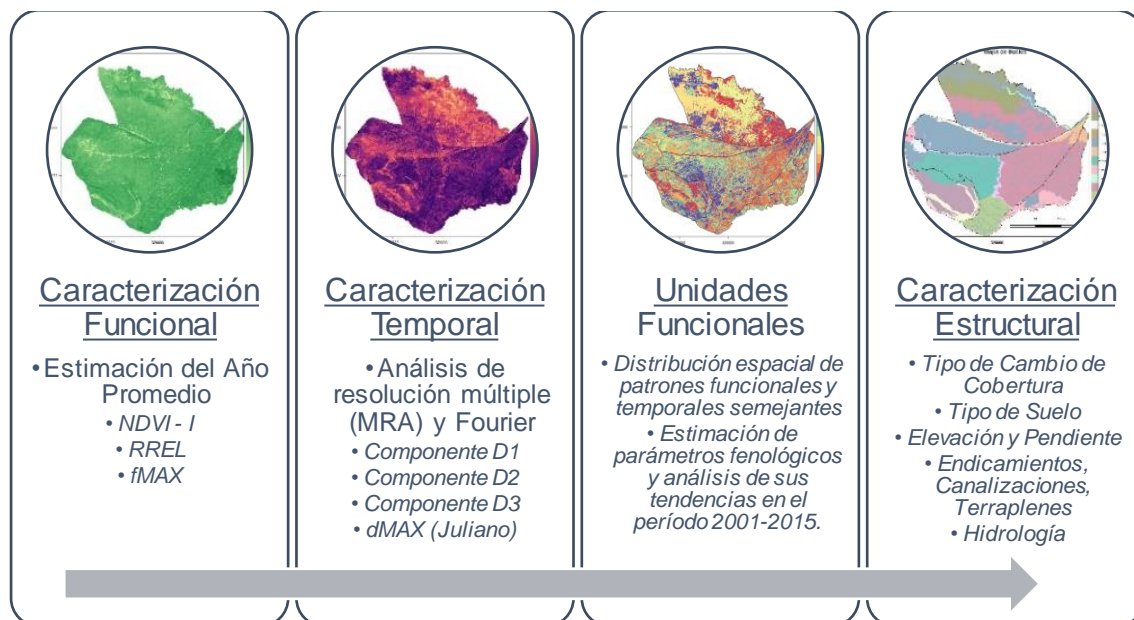


Figura 27. Atributos contemplados en la determinación y caracterización de Unidades Funcionales de Ecosistemas (UFs) en la porción no insular del Bajo Delta del Río Paraná. Las caracterizaciones funcional y temporal constituyen insumos para la identificación de Unidades Funcionales, mientras que la caracterización estructural permite entender su distribución y restricciones.

Capa de Información	Observaciones
NDVI - I	Integral Anual de NDVI. Buen estimador de la productividad primaria neta anual (PPNa)
RREL	Rango Relativo. Indicativo de la variabilidad intra - anual. Descriptor de la estacionalidad y la variación inter-anual de los flujos de carbono
fMAX	Mes de máximo NDVI. Fenológico. Indicativo de cuándo se alcanza el pico de productividad.
D1	Componente de Alta Frecuencia (1). Trimestral. Indicativo de intervención antrópica y disturbios tales como pulsos de inundación, sequía, herbivoría de ganado doméstico y otros procesos de remoción de biomasa (Campos y Di Bella 2012).
D2	Componente de Alta Frecuencia (2). Semestral. Indicativo de dos ciclos por año y, en consecuencia, de sitios en los que actúan comunidades vegetales de invierno y verano o dinámica caracterizada por dos picos anuales.
D3	Componente Anual. Indicativo del grado de estacionalidad en el comportamiento de la Señal de NDVI.
dMAX	Día Juliano en el que se alcanza el primer pico de NDVI.

Tabla 5. Atributos derivados de la señal de NDVI y utilizados en la clasificación en Unidades Funcionales. Estas capas de información combinan la dimensión espacial con el análisis temporal. La obtención de cada banda se detalla en el Anexo B.

Esta clasificación se realizó usando el programa *RStudio* con la función *unsuperClass*, incluida en el paquete *RStoolbox* (Leutner et al. 2019), especificando a) el uso del algoritmo *Lloyd* (Morissette y Chartier 2016), b) un máximo de 25 Clases, c) un límite de 1.000 iteraciones y d) estandarización de las bandas, dado que difieren en la magnitud y el rango de sus unidades (Leutner et al. 2019). Cabe destacar que que la clasificación estimada por *K-means* depende generalmente de la configuración inicial de los centroides de cada clase (*clusters*), la cual es aleatoria. Es así que e) se definieron 25 puntos de inicio ("*starting points*") sobre las cuales se debe generar un resultado convergente. El f) número óptimo de clases se estimó *a priori* mediante el método "*elbow*". El número óptimo de clases se obtiene tal que incrementar el número de clústers no modifica la suma cuadrática de cada cluster WSS. Este valor se identifica comúnmente en un gráfico *WSS Vs. Clústers* como un "codo". Se contrastó este valor con el número óptimo de clases estimado mediante "*Modelos Mixtos Gaussianos*" (Scrucca et al. 2016). El número óptimo de clases se determina tal que el valor de *BIC* sea máximo para un determinado número de clusters. Estos análisis se realizaron en *RStudio*, con el paquete "*mclust*" (Scrucca et al. 2016).

Caracterización funcional

Para cada UF se extrajo su perfil temporal y se graficó el patrón del año promedio. Este patrón provee información relacionada con la productividad primaria, la variabilidad intra e interanual y la fenología. Se estimó también el desvío estándar para cada uno de los meses del año, de manera tal de identificar qué mes del año presenta mayor variabilidad interanual en los valores de NDVI.

Para identificar similitudes entre las UF y agrupaciones en función de las características del año promedio, se realizó una clasificación jerárquica. Se extrajo la información correspondiente al año promedio para cada una de las UF y se estimó su media. Sobre esta matriz, se calculó la matriz de distancias euclidianas y se llevó a cabo la clasificación jerárquica con los métodos de aglomeración *simple*, *completa*, *promedio* y *Ward*. De estos métodos, se eligió aquel cuyo dendrograma presentó mayor correlación cofenética (Borcard et al. 2018). Estos análisis y los dendogramas se realizaron con los paquetes *dendextend* (Galili 2015) y *vegan* (Oksanen et al. 2019) en el entorno de *RStudio* (R Core Team 2019).

Caracterización estructural

Esta caracterización se realizó con el objeto de identificar los determinantes estructurales en la distribución de UFs en el área de estudio (Tabla 6). Se estudiaron las características estructurales de las UFs en relación con el tipo de cobertura del suelo (fisonomía vegetal), sus conversiones (cambios de cobertura en el período 1997 – 2013, Sica et al. 2016), la geomorfología (unidades de paisaje *sensu* Kandus et al. 2006), la topografía (Modelos Digitales de Elevación), el tipo de suelo (Bedendo et al., 2014), la hidrología (distancia a cursos de agua) y la infraestructura para el manejo del agua (endicamientos, canalizaciones, terraplenes).

Característica estructural	Variable	Tipo
<i>Cambio en el Uso del Suelo (Sica et al., 2016)</i>	<i>Palustre – Palustre (1)</i>	<i>Categórica</i>
	<i>Palustre – Pastizal (2)</i>	<i>Categórica</i>
	<i>Palustre – Forestación (3)</i>	<i>Categórica</i>
	<i>Pastizal – Pastizal (4)</i>	<i>Categórica</i>
	<i>Pastizal – Suelo Desnudo (5)</i>	<i>Categórica</i>
<i>Geomorfología (Kandus et al., 2006)</i>	<i>Unidad de Paisaje I (1)</i>	<i>Categórica</i>
	<i>Unidad de Paisaje IIa (2)</i>	<i>Categórica</i>
	<i>Unidad de Paisaje IIb (3)</i>	<i>Categórica</i>
	<i>Unidad de Paisaje III (4)</i>	<i>Categórica</i>
	<i>Unidad de Paisaje IV (5)</i>	<i>Categórica</i>
<i>Hidrología (IGN)</i>	<i>Distancia a Cursos de Agua</i> <i>Distancia a Río Paranacito</i>	<i>Continúa</i>
<i>Topografía (SRTM)</i>	<i>Altura</i>	<i>Continúa</i>
	<i>Pendiente</i>	<i>Continúa</i>
<i>Tipo de Suelo (Bedendo et al., 2014)</i>	<i>Nomenclatura Taxonómica de Suelo</i>	<i>Categórica</i>
<i>Intervención Antrópica (Minotti et al., 2018, IGN)</i>	<i>Distancia a Caminos y Terraplenes</i>	<i>Continúa</i>
	<i>Distancia a Canalizaciones</i>	<i>Continúa</i>
	<i>Distancia a Endicamientos</i>	<i>Continúa</i>

Tabla 6. Variables estructurales contempladas en la caracterización de las Unidades Funcionales en el Bajo Delta no insular del río Paraná.

Para cada UF se tomaron aleatoriamente cinco muestras al azar compuestas por el 10% de los píxeles de esa UF (Schivo, 2015). Los píxeles se agregaron en función de la UF de pertenencia. Para cada muestra se estimó el valor medio para cada una de las variables cuantitativas continuas y la frecuencia relativa para las categóricas (Tabla 6). Finalmente, se realizó un análisis de componentes principales (PCA) para analizar la relación entre las variables consideradas en la caracterización estructural (Tabla 6) y las UFs (Tou y González 1974). El análisis se realizó con el paquete FactoMineR (Le et al. 2008) y los gráficos con el paquete factoextra (Alboukadel y Mundt, 2017) en RStudio (R Core Team 2019).

Estimación de parámetros fenológicos

Para cada UF se utilizaron las mismas muestras que en el apartado estructural y se extrajeron los datos de la serie temporal completa de NDVI para cada uno de esos píxeles (168 bandas). Los píxeles se agregaron en función de la UF de pertenencia. De esta manera, se obtuvieron cinco series de tiempo para cada UF, agregadas por su media. Posteriormente, se utilizó la serie de tiempo suavizada e interpolada a valores diarios mediante *Greenbrown* (Forkel et al. 2015a) para estimar el inicio de la estación de crecimiento (*SOS*), la finalización de la estación de crecimiento (*EOS*), la longitud de la estación de crecimiento (*LOS*), la fecha de máximo (*POP*) y el valor máximo y mínimo alcanzado (*PEAK*, *TROUGH*) (Tabla 7). Luego, se modelaron las tendencias de cada uno de estos parámetros para cada UF en el período 2001–2015. Finalmente, se estimó el perfil de la curva fenológica para el año promedio de cada UF. La detección y descripción de los parámetros fenológicos (Tabla 7) de las UF se realizó en *Rstudio* (R Core Team 2019).

Atributo	Definición	Significado Biológico	Observaciones
<i>Máximo y mínimo NDVI (PEAK / TROUGH)</i>	Valor máximo de NDVI en verano y mínimo valor alcanzado en invierno.	Productividad anual de la vegetación	Sensible a falsos picos y "ruido"
<i>Fecha de máximo y mínimo valor de NDVI (POP / POT)</i>	Fecha estimada de máximo y mínimo valor alcanzado	Pico de productividad.	Sensible a falsos picos y "ruido". La precisión está ligada a la escala temporal de los datos.
<i>Tasa de incremento o detrimento de NDVI</i>	Pendiente entre valores de NDVI en diferentes fechas.	Tasa de brotado y senescencia	Sensible a falsos picos y "ruido"
<i>Fecha de comienzo y finalización de estación de crecimiento (SOS / EOS)</i>	Fechas estimadas a partir de valores umbral o con el método de medias móviles	Comienzo de brotado y senescencia	La precisión está ligada a la escala temporal de los datos.
<i>Duración de la estación de crecimiento (LOS)</i>	Tiempo con valores NDVI > 0 o período entre inicio y final de estación de crecimiento	En sistemas con marcada estacionalidad, número de días con producción de biomasa	Sensible a falsos picos y "ruido"

Tabla 7. Atributos derivados de la curva estacional de NDVI y sus características. Adaptado de Pettorelli et al. (2005).

RESULTADOS

Variabilidad intra e interanual en temperatura y precipitación

Los valores medios de precipitación se encontraron por encima de los valores medios de temperatura, por lo que se concluye que todos los meses del año son, en general, relativamente húmedos (Figura 28). Se destaca una disminución sustancial en los valores de precipitación media entre los meses de noviembre y enero.

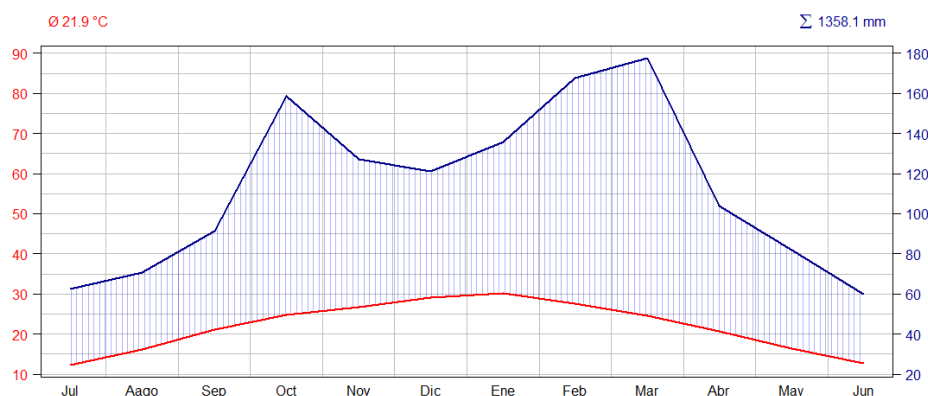
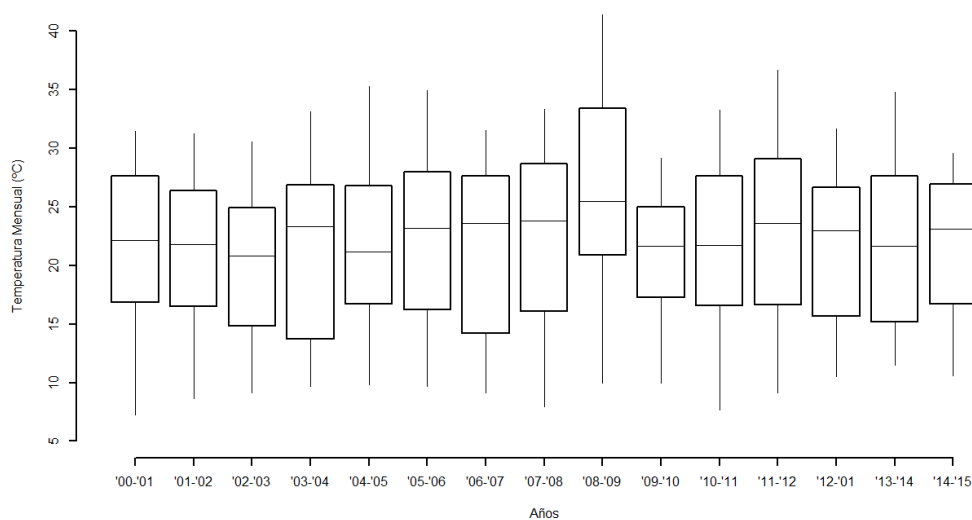


Figura 28. Climatograma correspondiente al período 2001 – 2015 en la porción no insular del Bajo Delta del Río Paraná.

En términos de variabilidad interanual, los patrones de temperatura (Figura 29) son relativamente más constantes que los de precipitación, registrándose valores comparativamente más altos y sostenidos de temperatura sólo en el período 2008 - 2009. Este comportamiento se ve reflejado a su vez en el coeficiente de variación estimado para cada año que presenta valores similares a lo largo de la serie temporal. Estos valores oscilan entre 24,42 y 32,95.

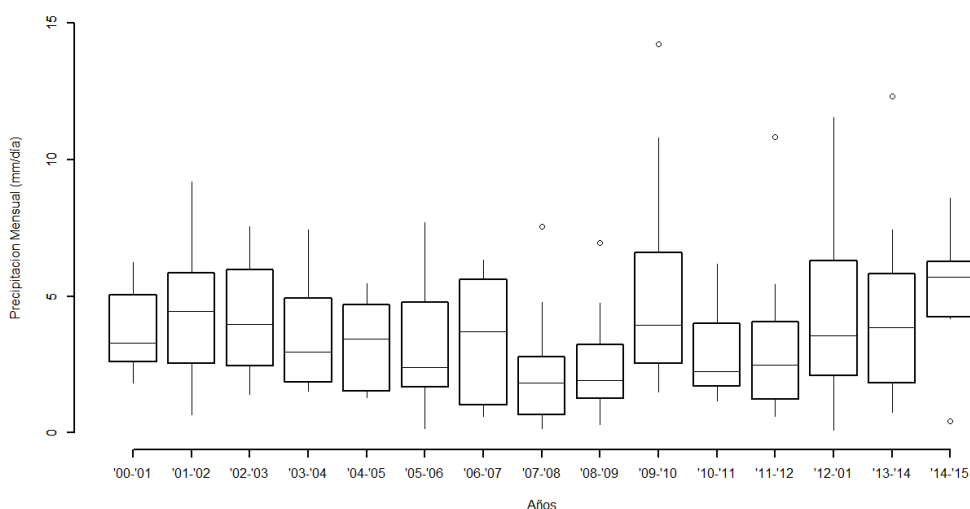


AÑO	00-01	01-02	02-03	03-04	04-05	05-06	06-07	07-08	08-09	09-10	10-11	11-12	12-13	13-14	14-15
CV	29,23	28,72	28,98	32,30	30,53	32,52	32,95	32,26	32,58	24,42	32,19	31,66	27,69	31,02	25,07

Figura 29. Valores promedio de temperatura de superficie para el período 2001–2015, y coeficientes de variación en cada período de tiempo.

Por otro lado, la precipitación (Figura 30) muestra un comportamiento comparativamente más periódico, caracterizado por la alternancia entre fases más y menos húmedas, cuya amplitud (variabilidad intra-anual) varía interanualmente. Esta variación se refleja en las diferencias entre los coeficientes de variación entre años.

Por último, si se contrastan los valores de CV de precipitación y temperatura, se observa que los primeros son sustancialmente mayores, dando cuenta de la relativa inestabilidad en términos de precipitación en el área de estudio y de la menor variabilidad interanual en términos de temperatura.



AÑO	00-01	01-02	02-03	03-04	04-05	05-06	06-07	07-08	08-09	09-10	10-11	11-12	12-13	13-14	14-15
CV	39,70	61,70	48,47	55,09	50,07	74,95	113,62	96,91	74,32	73,95	54,52	88,83	78,94	74,66	65,56

Figura 30. Valores acumulados mensuales de precipitación diaria (mm/d) para el período 2001–2015, y coeficientes de variación en cada período de tiempo.

Determinación y caracterización de Unidades Funcionales

Rasgos de carácter funcional

Los valores más bajos de NDVI de la porción no insular del Bajo Delta del río Paraná, en promedio, ocurren en los meses correspondientes a las estaciones otoño e invierno, mientras que los valores relativamente más altos, en primavera y verano (Figura 31). Se distingue un gradiente sobre el cual los valores relativamente más altos de NDVI ocurren sobre la porción oriental del área de estudio, disminuyendo hacia la porción occidental. En términos de las Unidades de Paisaje, la Unidad I y la Unidad III presentan valores promedio de NDVI menores en comparación con el resto de las Unidades de Paisaje.

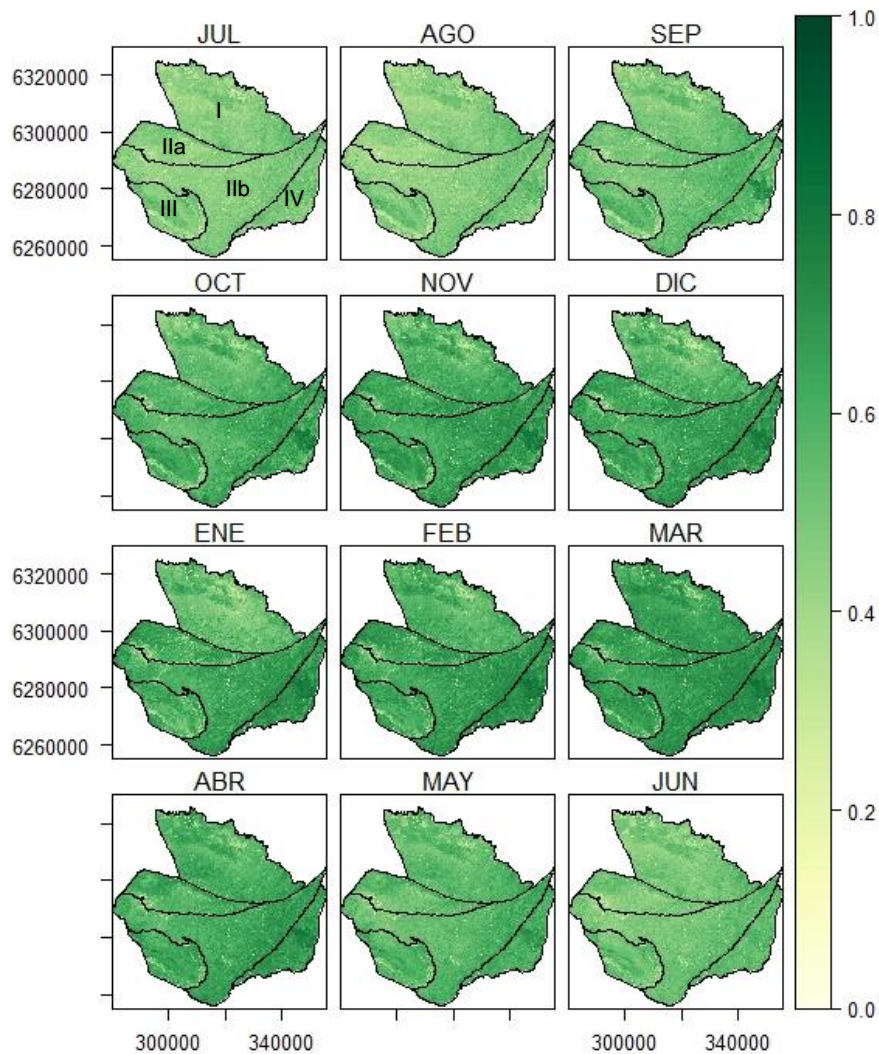


Figura 31. Capas de información correspondientes al Año Promedio del índice NDVI en la porción no insular del Bajo Delta del Río Paraná. La dispersión de los valores respecto de la media entre meses da cuenta de la variabilidad inter-anual

La mayor variabilidad interanual, evidenciada en el desvío estándar de NDVI (Figura 32) tiene lugar en los meses de invierno, y se concentra en cercanías de los cursos de agua y zonas anegables así como en las proximidades al Arroyo Ñancay (límite norte de la Unidad de Paisaje I) y al Río Paranacito (límite entre Unidad de Paisaje IIa, IIb, y IV). En contraste, estas áreas son relativamente más estables en términos interanuales durante los meses de primavera y verano.

Por otro lado, en el período primavera-verano (Septiembre a Febrero) y en porciones de la Unidad de Paisaje I se observan los valores más altos de desvío estándar para el área de estudio. Se observa también que en áreas endicadas, de la porción oriental de la Unidad de Paisaje IV, los valores de desvío estándar son comparativamente más bajos. Se observa también que marzo fue el mes relativamente más estable y productivo en términos de los valores de desvío estándar y promedio de NDVI, respectivamente.

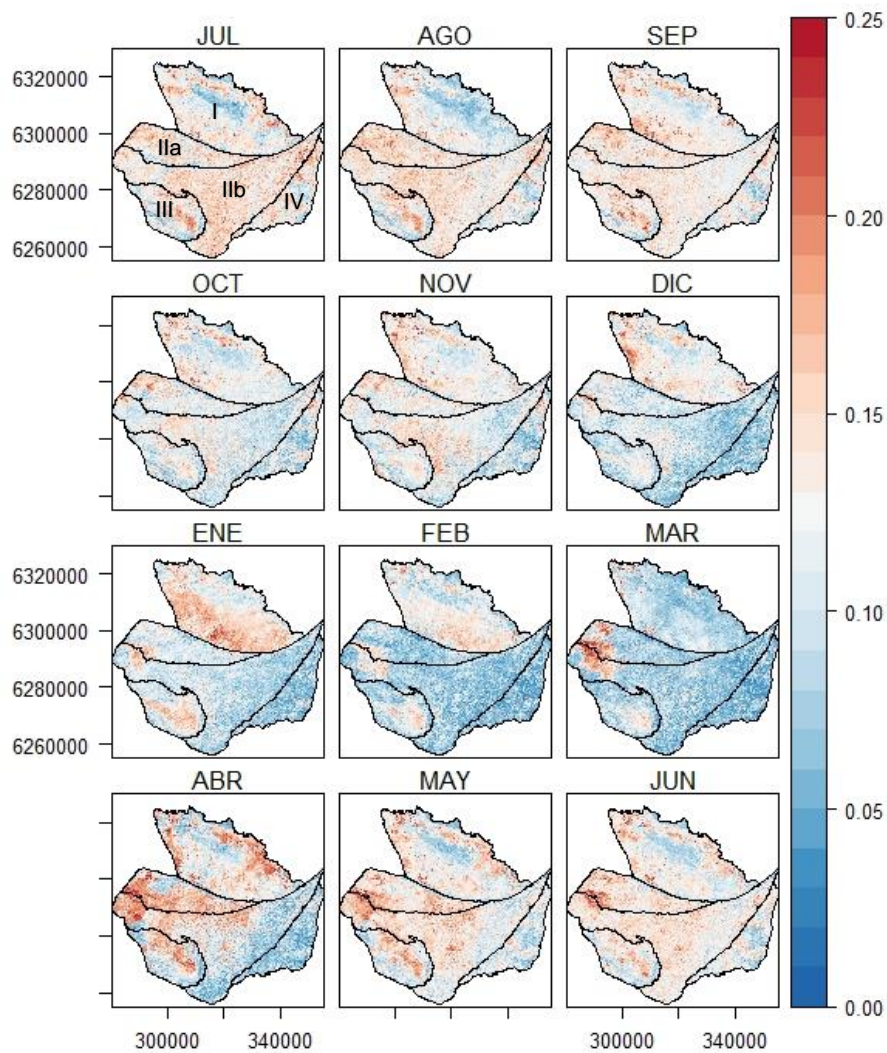


Figura 32. Capas de información correspondientes al Desvío Estándar del Año Promedio del índice NDVI en la porción no insular del Bajo Delta del Río Paraná. La dispersión de los valores respecto de la media entre meses da cuenta de la variabilidad interanual

Por el contrario, el mes que presenta los valores más bajos de NDVI es julio que, al mismo tiempo, es uno de los meses con desvío estándar más alto. Esta tendencia es consistente con los valores promedio de *temperatura* y *precipitación* a lo largo del año, cuyos máximos se ubican en diciembre (*máx. relativo*) y en marzo (*máx. absoluto*) (Figura 28).

Esta información se encuentra correctamente reflejada y sintetizada en las tres bandas derivadas del año promedio de NDVI (Figura 33).

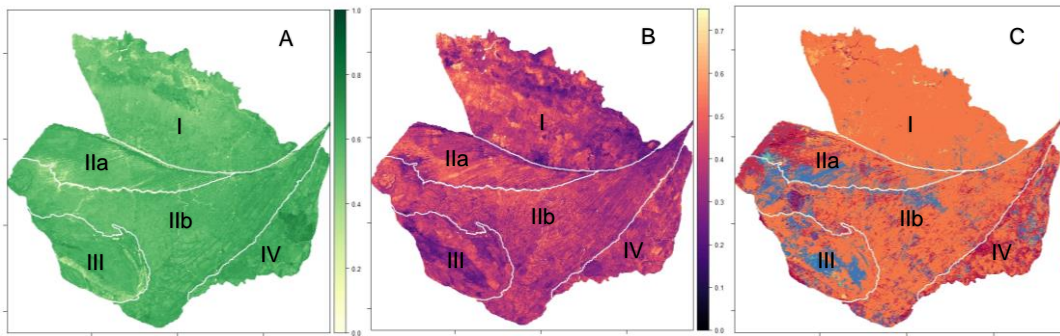


Figura 33. Capas de información correspondientes a los tres parámetros extraídos del Año Promedio de NDVI. A): Integral de NDVI Anual ($NDVI-I$), B), Rango Relativo de NDVI ($RREL$), C) Fecha de Máximo NDVI ($fMAX$). Se indican en blanco los límites entre unidades de paisaje sensu Kandus et al. 2006

Por un lado, el $NDVI-I$ refleja el patrón espacial de los valores de productividad primaria acumulados a lo largo del año (Figura 33, A), situándose los más altos dentro de los endicamientos forestales y a lo largo de los cordones semiparalelos de la *Unidad IIb*, dominados por forestaciones de salicáceas y bosques abiertos de *Acacia caven* (espinillo), respectivamente. Los valores relativamente más bajos se encuentran en áreas no vegetadas tales como bancos de arena así como en la proximidad de arroyos y ríos. Por otro lado, el $RREL$ (Figura 33, B) permite identificar qué áreas presentan mayor amplitud intraanual (estacionalidad), destacándose porciones correspondientes a las *Unidades de Paisaje I* y *IIa*. Estas áreas presentan mayor amplitud entre los valores máximos y mínimos ocurridos en el año, respecto de la media. Finalmente, se destaca que los valores máximos absolutos de NDVI (Figura 33, C) ocurren entre octubre y marzo. Se observa que porciones de las *Unidades IIa*, *III* y *IV* alcanzan sus valores máximos más rápido que el resto, particularmente en áreas endicadas.

Rasgos de carácter temporal

Los componentes de frecuencia derivados del Análisis de Resolución Múltiple ($MRAs$) sobre la serie de tiempo de NDVI muestran comportamientos disímiles en términos de su distribución espacial (Figura 34). Los píxeles que presentaron un comportamiento oscilatorio más fuerte en el componente de alta frecuencia ($D1$, *trimestral*) se ubicaron en la *Unidad de Paisaje I*, dando cuenta de procesos rápidos y de corta duración (Figura 34, A). Los valores más bajos se observaron en la porción oriental del área de estudio, particularmente en la *Unidad de Paisaje IV* y al este de la *Unidad IIb*. Estos valores coincidieron mayoritariamente con la distribución espacial de los píxeles que mostraron un mayor comportamiento oscilatorio en el segundo componente de alta frecuencia ($D2$, *semestral*). A diferencia del componente $D1$, este componente refleja la incidencia de eventos de mayor periodicidad, o incluso la ocurrencia de dos picos de NDVI por año (patrón bimodal). Se destaca un endicamiento

ganadero en la porción central de la Unidad de Paisaje IV (Figura 34, B), y una porción mayoritaria de las Unidades de Paisaje I y III.

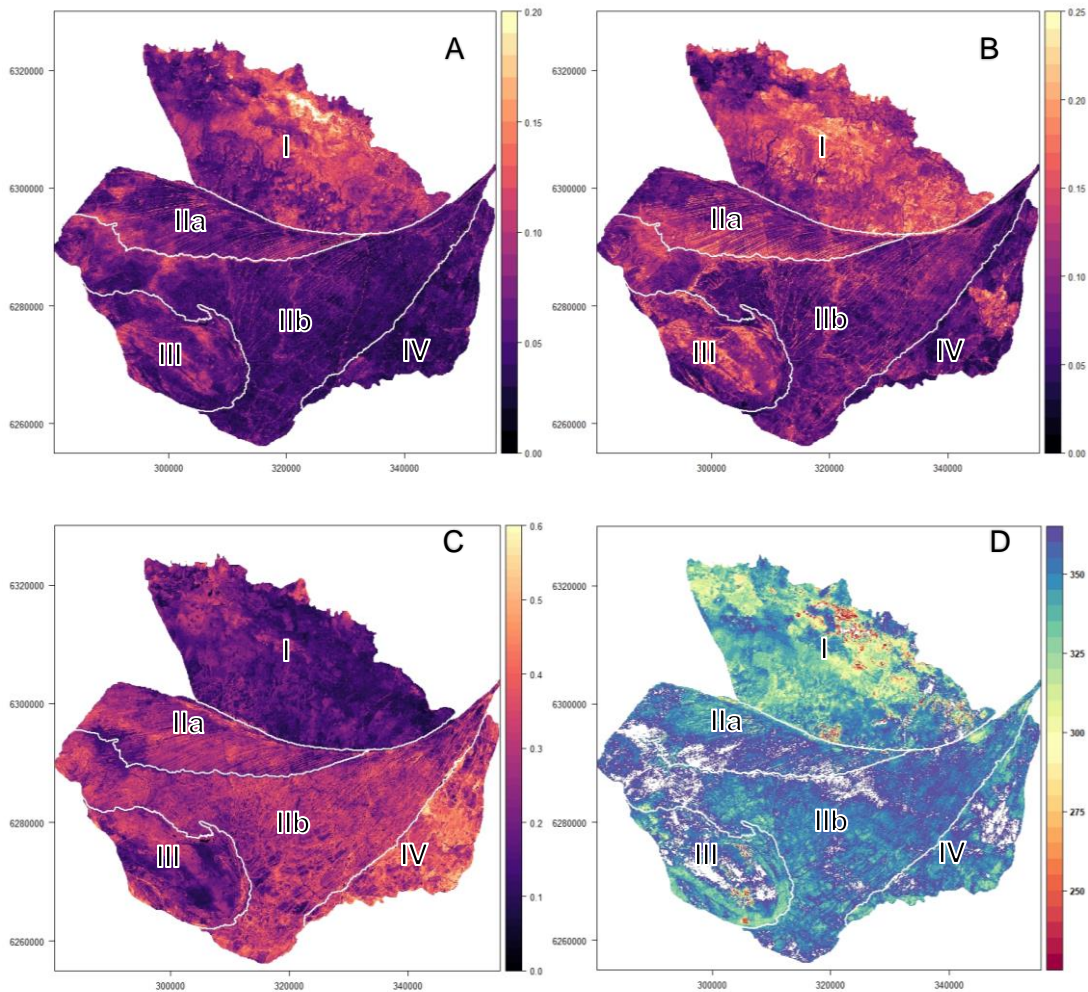


Figura 34: Incidencia de procesos de A) trimestrales, B) semestrales, y C) anuales en la porción no Insular del Bajo Delta del río Paraná. Se incluye también la capa resultante del análisis de frecuencias, y que simboliza el D) día Juliano del primer máximo NDVI (dMAX).

Los píxeles que presentaron un comportamiento estacional (*D3, anual*) y en consecuencia se caracterizan por presentar un único pico de NDVI (patrón unimodal), se ubicaron principalmente en áreas endicadas, dominadas por forestaciones de salicáceas en la Unidad de Paisaje IV, lo que es consistente con la fenología estacionalmente definida de las especies arbóreas decíduas (Figura 34, C). Además, se observaron valores relativamente más altos en las Unidades IIa y IIb, particularmente en las porciones topográficamente más bajas, correspondientes a áreas dominadas por vegetación palustre (*juncales* y *pajonales*) y pastizales inundables, y en áreas topográficamente más altas de la Unidad IIb, dominadas por bosques de *Acacia caven* (espinillo). Estos valores disminuyen sustancialmente en la Unidad de Paisaje I, al norte del área de estudio. En síntesis, una porción del área de estudio muestra un comportamiento sustancialmente más estacional (*D3*) mientras que otra porción, se

caracteriza por la ocurrencia de fenómenos intra-anales (D1 – D2). Finalmente, se observa que porciones de la Unidad de Paisaje I alcanzan su primer máximo entre los días 300 y 315, mientras que el resto del área de estudio lo hace a partir del día 340. En algunos casos, el primer máximo se alcanza con posterioridad al 1º de enero. En contraposición a lo indicado por *fMAX*, en donde los valores máximos se alcanzan mayoritariamente en marzo, *dMAX* da cuenta del primer pico *de NDVI*, que suele ocurrir entre octubre y noviembre (Figura 34, D), y no del máximo absoluto, que ocurre generalmente en marzo.

Unidades Funcionales

Se identificaron 22 Unidades Funcionales (UFs) derivadas de rasgos que reflejan el comportamiento espaciotemporal del índice NDVI en el área de estudio (Figura 35) para el período 2001-2015. El patrón anual de cada UF muestra diferencias y similitudes que su vez son representadas en el dendrograma de la Figura 35.

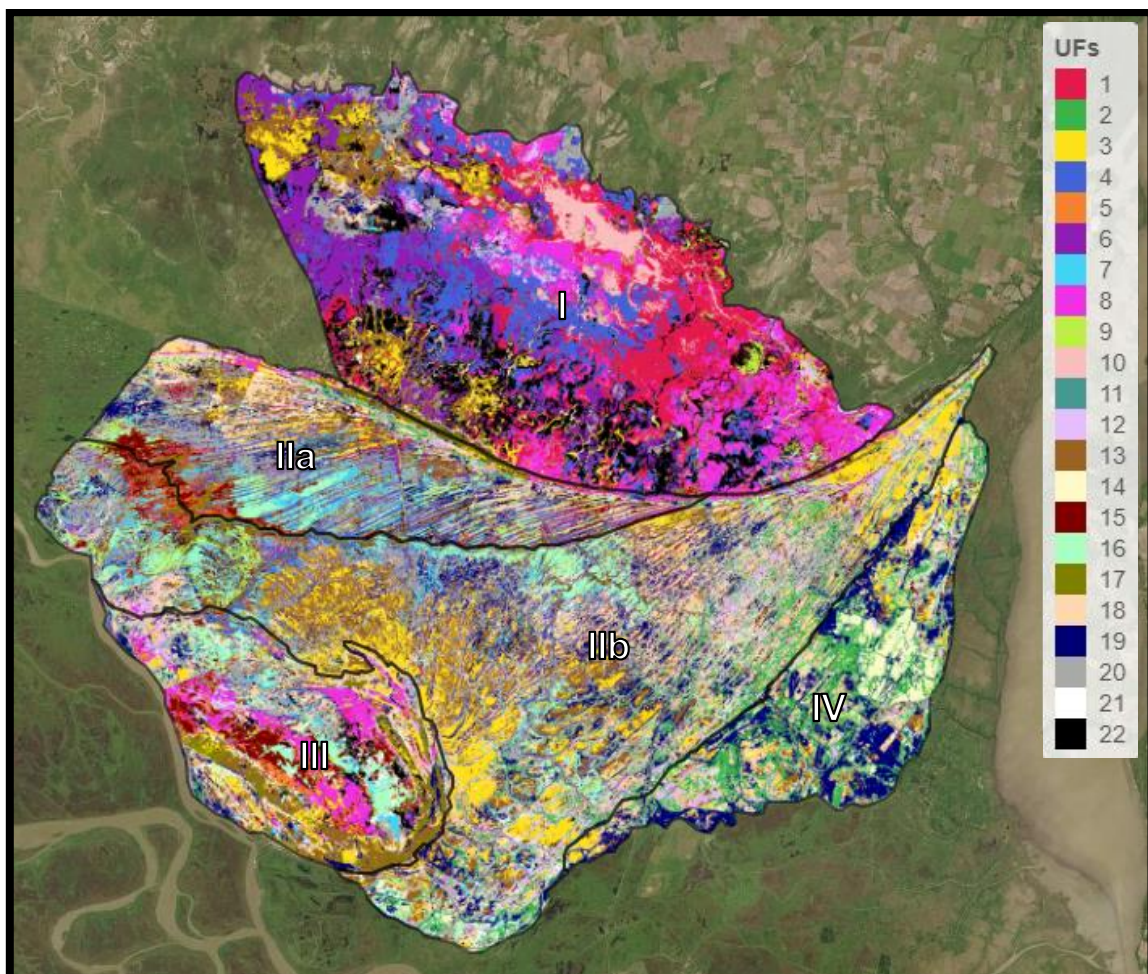


Figura 35. Mapa del Bajo Delta no Insular del río Paraná mostrando las 22 Unidades Funcionales identificadas. El mismo fue obtenido a partir de una clasificación no supervisada sobre 7 rasgos derivados de la serie de tiempo 2001–2015 del índice NDVI. Se indican los límites entre Unidades de Paisaje *sensu* Kandus et al. 2006.

Las UF14, UF2 y UF12 presentaron los valores promedio del índice de NDVI más altos en el área de estudio (Tabla 8). Estas UFs presentaron además una variabilidad intra e interanual relativamente menor a las otras UFs y se corresponden con vegetación principalmente arbórea, caracterizada por especies deciduas como *Acacia caven* (espinillo), *Prosopis nigra* (algarrobo), *Populus sp* (álamo), *Salix sp.* (sauce) y *Erythrina crista-galli* (ceibo). La UF14 se encuentra particularmente asociada a las forestaciones de salicáceas en la *Unidad de Paisaje IV*. Esta UF presenta los valores de NDVI más altos y sostenidos a lo largo del año. La UF2 se corresponde principalmente con los cordones semiparalelos de espinillo que recorren la *Unidad de Paisaje IIb*, mientras que la UF12 representa parches de algarrobo con menor densidad de especies arbóreas e interfases con otros tipos fisionómicos de vegetación en la *Unidad de Paisaje I*.

	UF1	UF2	UF3	UF4	UF5	UF6	UF7	UF8	UF9	UF10	UF11
Superficie (Has.)	18,875	19,639	21,412	19,267	5,243	14,734	7,108	17,696	6,735	56,156	955
Media (NDVI)	0,525	0,662	0,569	0,521	0,564	0,494	0,558	0,595	0,583	0,428	0,136
D.E.	0,042	0,031	0,043	0,042	0,078	0,050	0,041	0,041	0,059	0,079	0,093
	UF12	UF13	UF14	UF15	UF16	UF17	UF18	UF19	UF20	UF21	UF22
Superficie (Has.)	15,196	25,321	2,502	7,427	10,937	5,863	34,895	22,470	20,745	7,578	23,789
Media	0,645	0,537	0,719	0,551	0,584	0,351	0,611	0,597	0,565	0,626	0,564
D.E.	0,038	0,040	0,034	0,078	0,048	0,069	0,029	0,039	0,039	0,049	0,037

Tabla 8. Valores promedio, desvío estándar y superficie (Has.) para cada Unidad Funcional del Bajo Delta no Insular del río Paraná.

El patrón temporal anual muestra las UF sensibles a fluctuaciones en la relación temperatura/precipitación como en los casos de las UF8, UF4, UF6, UF1 y UF10. Estas UFs presentaron una marcada dependencia con el régimen de precipitaciones, evidenciado en la sustancial caída de los valores de NDVI entre los meses de diciembre y febrero (Figura 36, A). La UF8 se corresponde principalmente con bosques abiertos de *Prosopis nigra* (algarrobo), *Acacia caven* (espinillo) y en menor medida *Scutia buxifolia* (coronillo), en la *Unidad de Paisaje I* en combinación con las correspondientes comunidades de sotobosque. Las UF6, UF4 y UF1 presentaron una dependencia similar con el régimen de precipitaciones, evidenciado en disminuciones muy marcadas en NDVI entre diciembre y febrero. Estas UF alcanzan su máximo valor de NDVI en el mes de marzo, similar a lo que sucede con los valores de precipitación. Estas UF, a su vez, se diferencian del resto por presentar valores relativamente más bajos de NDVI, dado que se corresponden con pastizales de vegetación herbácea y graminoide principalmente en la *Unidad de Paisaje I* y en algunas porciones de la *Unidad IIa*. Las UF5 y UF15 presentaron una alta dependencia con el régimen de precipitaciones, caracterizado por la ocurrencia de dos picos de NDVI bien marcados, en noviembre y

en marzo, y sumado a una mayor variabilidad interanual. Sin embargo, estas UF exhibieron una distribución espacial acotada y prácticamente exclusiva de la Unidad de Paisaje III y cercanías al río Paranacito.

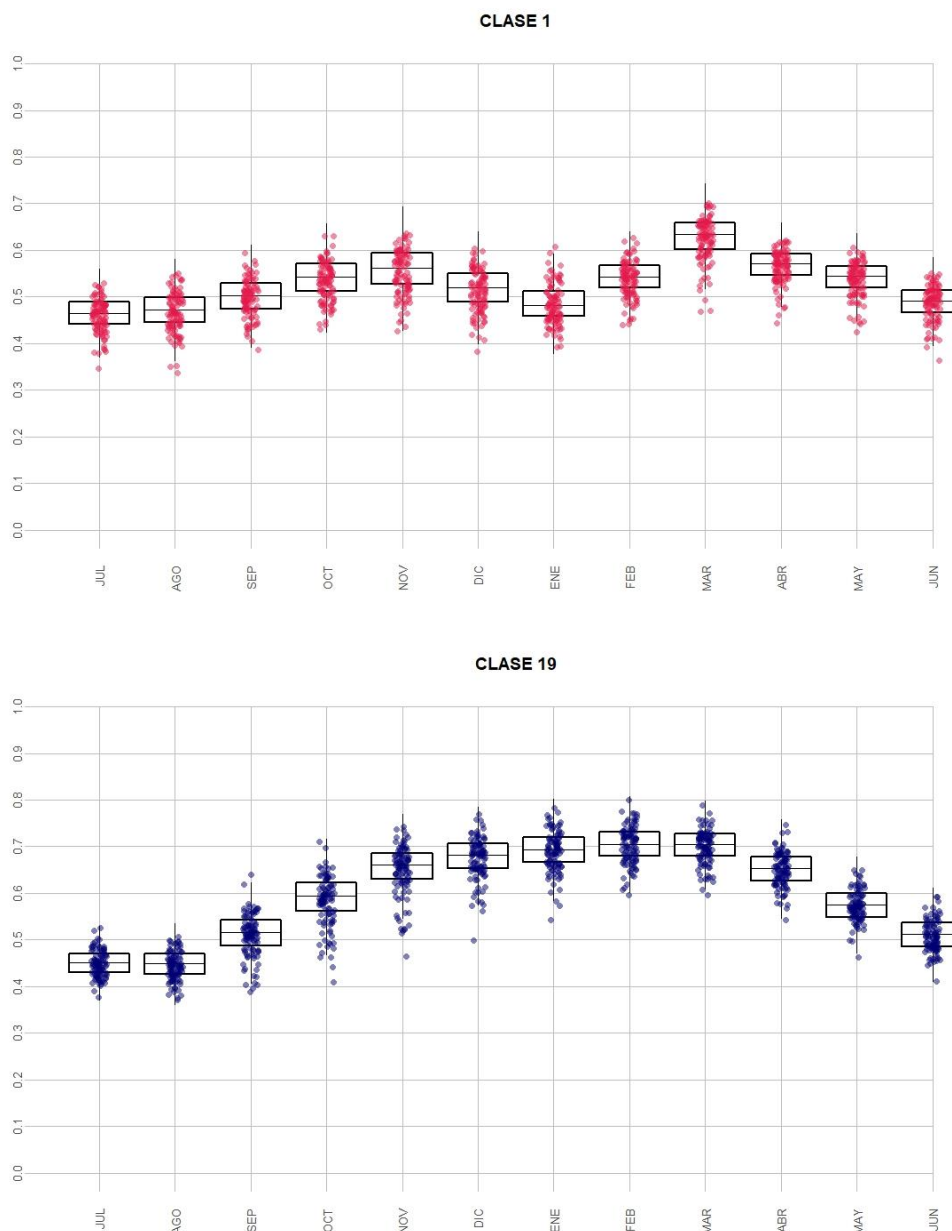


Figura 36. Patrones de crecimiento funcionalmente contrastantes en el Bajo Delta no Insular del río Paraná. El Box-Plot representa la variabilidad interanual en los valores de cada mes. A. Patrón con la característica disminución de los valores de NDVI en verano. B. Patrón característico sin evidencia de déficit hídrico en verano. En el Anexo B se detalla el patrón anual de crecimiento para cada UF.

Por el contrario, se identifican UF relativamente más estables (*UF18*, *UF21*, *UF19*), con un patrón anual definido y valores relativamente más altos y sostenidos en el índice de NDVI durante los meses de verano (Figura 36, B). Estas UFs se corresponden principalmente con juncales y pajonales dominados por *Schenoplectus californicus* en las posiciones topográficamente más bajas de la *Unidad de Paisaje IIb*,

y en el interior y periferia de endicamientos en el caso de la *UF19*. A su vez, las *UF9* y *UF16* presentaron una distribución espacial acotada mayoritariamente a la periferia de endicamientos y cursos de agua.

Las *UF13*, *UF7* y *UF20* se caracterizaron por valores intermedios de NDVI, una variabilidad interanual relativamente menor y un retardo en el incremento de los valores de NDVI en primavera (ANEXO B). La *UF13* se distingue de las *UF7* y *UF20* por no presentar una disminución de los valores de NDVI en enero. Estas UFs se correspondieron con poblaciones mixtas de juncales, pajonales, pastizales de herbáceas y gramíneas a lo largo de la *Unidad de Paisaje IIa (UF20)* y *IIb (UF13)*, dominantes en las posiciones topográficamente más bajas. Las *UF3* y *UF22* se correspondieron principalmente con pastizales inundables de la *Unidad de Paisaje IIb y I*. Se distinguen entre ellas dado que la *UF22* presenta una fuerte dependencia con el régimen de precipitaciones, evidenciado en la disminución de los valores de NDVI en los meses de verano, mientras que la *UF3*, no. Finalmente, se identificaron UFs cuyos valores de NDVI fueron relativamente más bajos como es el caso de las *UF11*, *UF10* y *UF17*. Estas UF se encontraron principalmente asociadas a áreas con escasa cobertura vegetal herbácea (*UF10*), bancos de arena y/o afloramientos salinos (*UF17*), o arroyos y/o cursos de agua o cuerpos de agua semipermanentes (*UF11*).

Las UFs se agruparon a su vez en 10 patrones funcionalmente diferentes (Figura 37). Este agrupamiento se vio influenciado en menor medida por los valores de *NDVI-I* y *RREL* (Figura 38, A), y estuvo más bien definido en base a los valores correspondientes a las bandas de información *D1*, *D2* y *D3* (Figura 38, B).

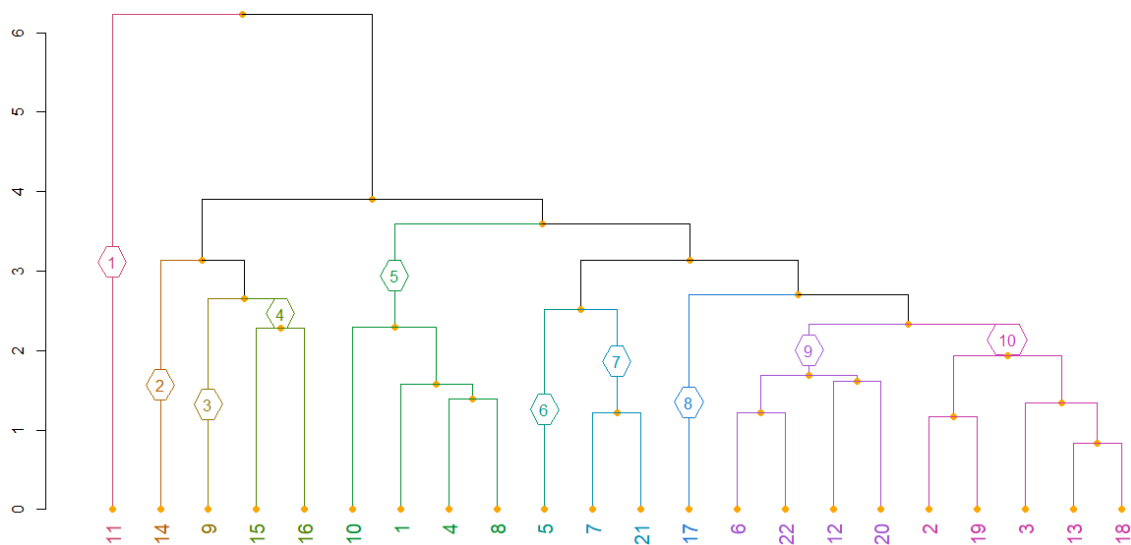


Figura 37. Análisis de clúster ilustrando las similitudes entre Unidades Funcionales del Bajo Delta no Insular del río Paraná ilustrando el agrupamiento en 10 patrones funcionalmente diferentes, en base a los rasgos utilizados en la clasificación (ver Tabla 2).

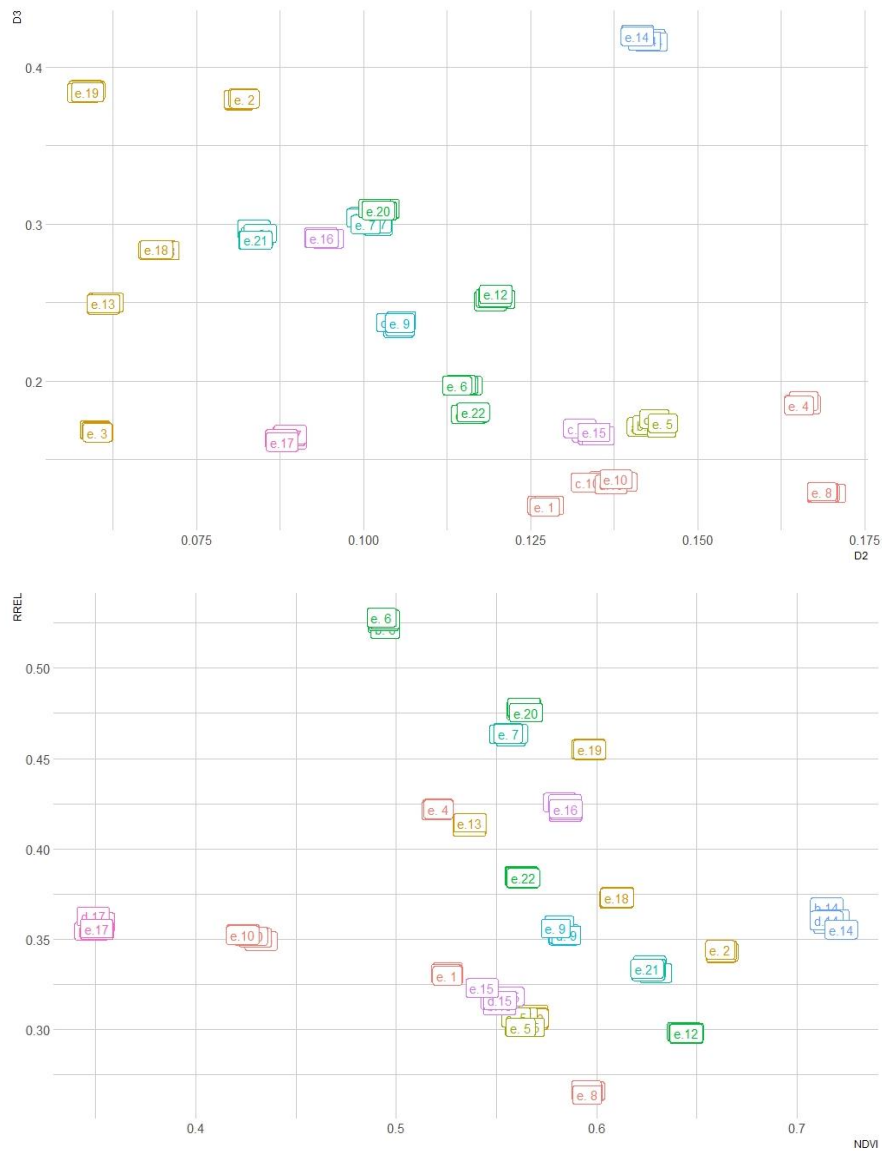


Figura 38. Distribución de las 5 muestras aleatorias para cada UF en el espacio dado por los valores de la integral anual de NDVI (NDVI-I), el rango anual relativo (RREL) y los componentes D1, D2 y D3 en el del Bajo Delta no Insular del río Paraná. Las muestras se colorean en función de los 10 patrones generales indicados en el dendrograma.

El *patrón número 10* (Figura 37), compuesto por las UF 18, 13, 3, 19 y 2 presentó los valores más bajos en el componente D1 (Figura 38, A), que a su vez se diferenciaron entre sí en función del componente D3. El *patrón número 7* (UFs 21 y 7) presentó características similares, diferenciándose por valores relativamente más altos en el componente D1 y particularmente, D2. El *patrón número 5* (Figura 37), que incluye a las UF 10, 1, 8 y 4, presentó los valores más altos en el componente D1 y D2 (Figura 38, A) y fue consistente con la dependencia estricta de estas UF con el régimen de precipitaciones y la ocurrencia de un patrón anual de crecimiento bimodal. En menor medida, este patrón se encontró asociado al *patrón número 9* (UF 6, 22, 12, 20), que también evidenció una dependencia, aunque menor, con el régimen de precipitaciones y cuyas UF se diferenciaron entre sí por los valores de NDVI – I (Figura 38).

Caracterización estructural

Los dos primeros ejes del Análisis de Componentes Principales (PCA) sobre una muestra estratificada de pixeles para cada UF explicaron el 47,50% de la varianza total (CP 1 = 30,20%, CP 2 = 17,30%). Los patrones funcionales no coincidieron con los agrupamientos observados en base a los parámetros estructurales incorporados al PCA.

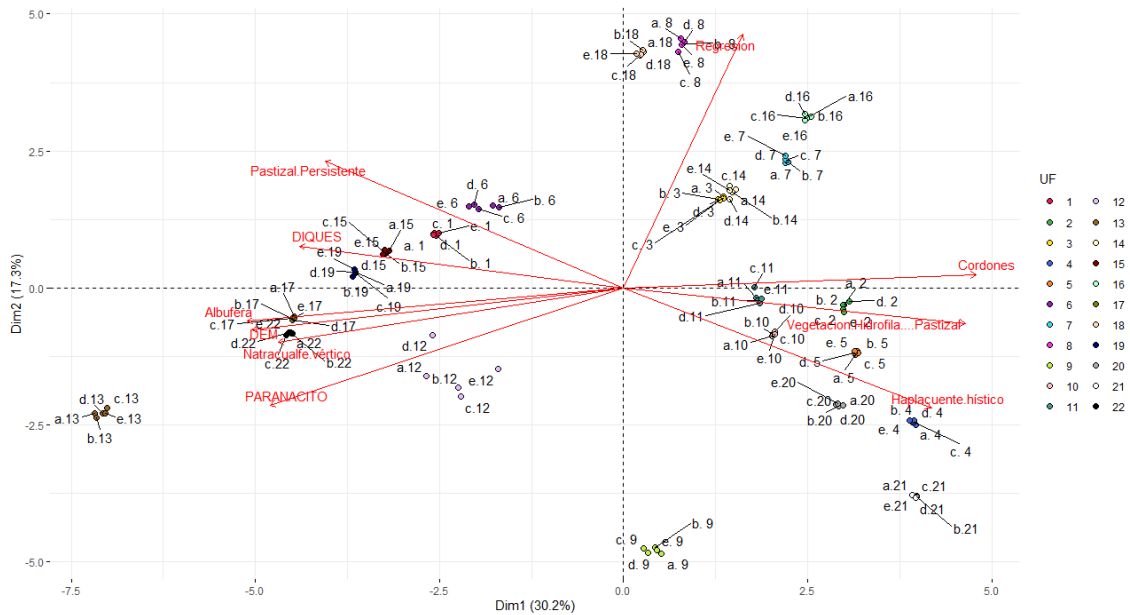


Figura 39. Análisis de Componentes Principales. Se grafican las 10 variables que más contribuyen a la separación de las UFs en el espacio multidimensional.

Lo primero que se observa es la separación en tres grupos bien definidos de UFs. Hacia valores positivos del eje 1 se ordenaron principalmente las UF2, UF19, UF18, UF21, UF3, UF7 y UF16, correlacionados principalmente con la Unidad de Paisaje IIb (Cordones), y la conversión de vegetación hidrófila a pastizal. Estas UF se caracterizaron también por poseer suelos haplacuentes y haplacuoles. Por otro lado, hacia valores negativos del eje 1 se ordenaron las UF10, UF1, UF6, UF4, UF8, UF22, UF11 y UF17. Estas UF se encontraron asociadas principalmente a la unidad de paisaje I (Albufera), en las posiciones topográficamente más altas y alejados de áreas endicadas. Estas UF se asociaron a áreas que evidenciaron la conversión de pastizales a suelo desnudo así como a pastizales persistentes. Los tipos de suelo predominantes fueron natracuafes, argiacuoles y haplacuentes.

Sobre el eje 2, y hacia valores positivos, se ordenaron principalmente las UF15, UF5, UF7 Y UF16. Estas UF se encontraron principalmente en las unidades de paisaje IIa y III y presentaron suelos hapludoles y natracuoles. A su vez, se encontraron alejados de cursos de agua y asociados a la categoría “pastizales persistentes”. Hacia valores

negativos del eje 2 se ordenaron principalmente las *UF14* y *UF2*, distribuidas en la *unidad de paisaje IV (Transición)* y caracterizados, en parte, por la conversión de *vegetación hidrófila a forestaciones* así como por la persistencia de *vegetación hidrófila*. Los suelos fueron primariamente *haplacuoles típicos*.

Variable	Eje 1	Variable	Eje 2
Unidad de Paisaje IIb (Cordones)	0,866	(Unidad de Paisaje IIa (Regresión))	0,846
Vegetación.Hidrofila....Pastizal (Conversión)	0,852	<i>Hapludol.ácuico</i>	0,780
<i>Haplacuyente.hístico</i>	0,775	<i>Hapludol.fluvacuéntico</i>	0,734
<i>Haplacuoal.hístico</i>	0,685	<i>Unidad de Paisaje III (Ibicuy)</i>	0,716
<i>Haplacuoal.típico</i>	0,605	<i>Natracuoal.típico</i>	0,678
<i>Vegetación.Hidrofila.Persistente (Conversión)</i>	0,583	<i>AGUA (Distancia a Cursos de Agua)</i>	0,475
<i>Haplacuoales</i>	0,537	<i>Pastizal.Persistente (Conversión)</i>	0,432
<i>Pastizal....Suelo. Desnudo (Conversión)</i>	-0,426	<i>Vegetación.Hidrofila.Persistente (Conversión)</i>	-0,434
<i>Haplacuentes</i>	-0,609	<i>Vegetación.Hidrofila....Forestación (Conversión)</i>	-0,459
<i>Argiacuól.típico</i>	-0,617	<i>Haplacuyente.típico</i>	-0,611
<i>Pastizal.Persistente (Conversión)</i>	-0,736	Unidad de Paisaje IV (Transición)	-0,629
DIQUES (Distancia a Endicamientos)	-0,792		
Natracualfe.vértico	-0,848		
PARANACITO (Distancia a Río Paranacito)	-0,867		
DEM (Elevación Topográfica)	-0,917		
Unidad de Paisaje I (Albufera)	-0,924		

Tabla 9. Coeficientes de correlación de Pearson significativos y mayores a $|0,4|$ entre las variables estructurales y los dos primeros ejes del Análisis de Componentes Principales. En negrita se indican las variables más influyentes y relevantes en la separación de UFs.

Parámetros Fenológicos

En términos de sus parámetros fenológicos, las UFs se diferenciaron en dos grupos (Tabla 10). Por un lado, aquellas cuya *estación de crecimiento (SOS)* inicia entre los días julianos 240 y 260 (*UFs 9, 14, 15, 16, 5, 7, 21, 17, 19, 12, 20, 2, 19, 3, 13, 18*). Este período se corresponde con las fechas contempladas entre el 28 de agosto y el 17 de setiembre aproximadamente. Estas UFs coincidieron con los *patrones de crecimiento número 2, 3, 4, 6, 7, 8, 9 y 10*. El otro grupo de UFs (*UFs 10, 14, 8, 6, 22*) inicia su *estación de crecimiento (SOS)* alrededor del 2 de enero y coincide principalmente con el *patron de crecimiento número 5*. Dado que el día de *finalización de la estación de crecimiento (EOS)* oscila entre 127 y 147 en todos los casos (7 de mayo – 27 de mayo), estas UFs presentan una *duración de la estación de crecimiento (LOS)* sustancialmente más corta. Si bien menor, estas UFs alcanzan su valor máximo de NDVI (*PEAK*) en un período relativamente corto y, en consecuencia, la fecha de valor máximo (*POP*) se encuentra principalmente entre los días 57 y 75, es decir, a sólo 60 días del inicio de la estación de crecimiento. Las UFs correspondientes a este grupo abarcan prácticamente la totalidad de la *Unidad de Paisaje I* y las porciones topográficamente más altas de la *Unidad de Paisaje IIa*.

UF	SOS	EOS	LOS	POP	POT	PEAK	TROUGH	MSP (RSP)	MAU (RAU)
11	N/C	N/C	N/C	N/C	N/C	N/C	N/C	N/C	N/C
6	2	127	125	57	180	0,603	0,380	0,524 (0,003)	0,486 (-0,003)
10	2	129	127	68	200	0,487	0,392	0,411 (0,003)	0,440 (-0,001)
1	2	129	127	68	209	0,596	0,464	0,501 (0,003)	0,529 (-0,002)
22	2	130	128	63	177	0,649	0,461	0,575 (0,002)	0,549 (-0,002)
4	2	133	131	63	213	0,611	0,422	0,516 (0,003)	0,508 (-0,002)
8	2	135	133	75	179	0,659	0,529	0,559 (0,003)	0,591 (-0,002)
14	241	125	249	278	183	0,797	0,551	0,686 (0,004)	0,672 (-0,003)
15	243	133	255	291	169	0,617	0,470	0,539 (0,003)	0,522 (-0,002)
9	244	121	242	48	171	0,649	0,474	0,558 (0,003)	0,555 (-0,002)
12	246	132	251	61	209	0,716	0,536	0,612 (0,003)	0,621 (-0,002)
5	246	147	266	295	181	0,618	0,474	0,541 (0,003)	0,526 (-0,002)
16	247	124	242	316	211	0,671	0,453	0,551 (0,003)	0,541 (-0,002)
17	247	138	256	62	186	0,402	0,294	0,325 (0,001)	0,343 (-0,001)
2	248	129	246	56	187	0,745	0,525	0,616 (0,003)	0,631 (-0,002)
18	250	128	243	47	186	0,699	0,484	0,563 (0,003)	0,586 (-0,002)
20	250	131	246	43	195	0,667	0,415	0,513 (0,003)	0,528 (-0,002)
21	250	133	248	328	182	0,696	0,504	0,590 (0,003)	0,588 (-0,002)
3	251	135	249	60	188	0,638	0,480	0,529 (0,002)	0,554 (-0,002)
7	251	138	252	337	209	0,646	0,408	0,516 (0,003)	0,499 (-0,002)
19	255	128	238	18	189	0,703	0,447	0,540 (0,003)	0,567 (-0,003)
13	255	132	242	50	193	0,627	0,421	0,488 (0,002)	0,519 (-0,002)

Tabla 10. Parámetros fenológicos estimados para cada Unidad Funcional presente en el Bajo Delta no insular del río Paraná. Se omiten los parámetros de la UF 11 dado que corresponde principalmente a áreas no vegetadas. SOS: Comienzo de la estación de crecimiento; EOS: Finalización de la estación de crecimiento; LOS: longitud de la estación de crecimiento; POP: fecha de valor máximo de NDVI; POT: fecha de valor mínimo de NDVI; PEAK: valor máximo de NDVI; TROUGH: valor mínimo alcanzado; MSP (RSP): valor medio de NDVI en primavera y tasa de crecimiento; MAU (RAU): valor medio de otoño y tasa de senescencia. Las UF se ordenan en función del SOS. Para mejor interpretación, se muestra la correspondencia entre día juliano y la fecha gregoriana.

Estas diferencias son evidentes al observar el gráfico del Análisis de Componentes Principales (PCA) (Figura 40). Considerando los parámetros fenológicos de cada una de las UFs, se observó que los dos primeros ejes explicaron el 65,90% de la variabilidad total (CP 1 = 45,5%, CP 2 = 20,4%). El análisis permitió inferir asociaciones entre UFs así como identificar los parámetros fenológicos que más inciden en su diferenciación. Sobre el eje 1 y hacia valores positivos, se ordenaron las UFs caracterizadas por valores máximos y mínimos más altos de NDVI (*PEAK* y *TROUGH*, respectivamente) así como de los valores medios de primavera (*MGS*) y otoño (*MAU*). Hacia valores positivos del eje 2 se ordenaron aquellas UFs que presentaron una mayor duración de la *estación de crecimientos* (*LOS*) y el *inicio de la estación de crecimiento* en valores altos de día juliano (*SOS*). De esta manera, el eje 1 ordena a las UFs en función de sus valores relativos de *PPNA* a lo largo del año mientras que el eje 2 las ordena en función de la dinámica temporal de la *PPNA*. En general, se observa que las UF pertenecientes a un mismo *patrón funcional* se diferenciaron principalmente por sus valores de *PEAK*, *TROUGH*, *MGS*, *MAU* y *RSP* a lo largo del eje 1 mientras que entre *patrones funcionales*, las diferencias están dadas por la longitud de la estación de crecimiento, evidenciadas a lo largo del eje 2.

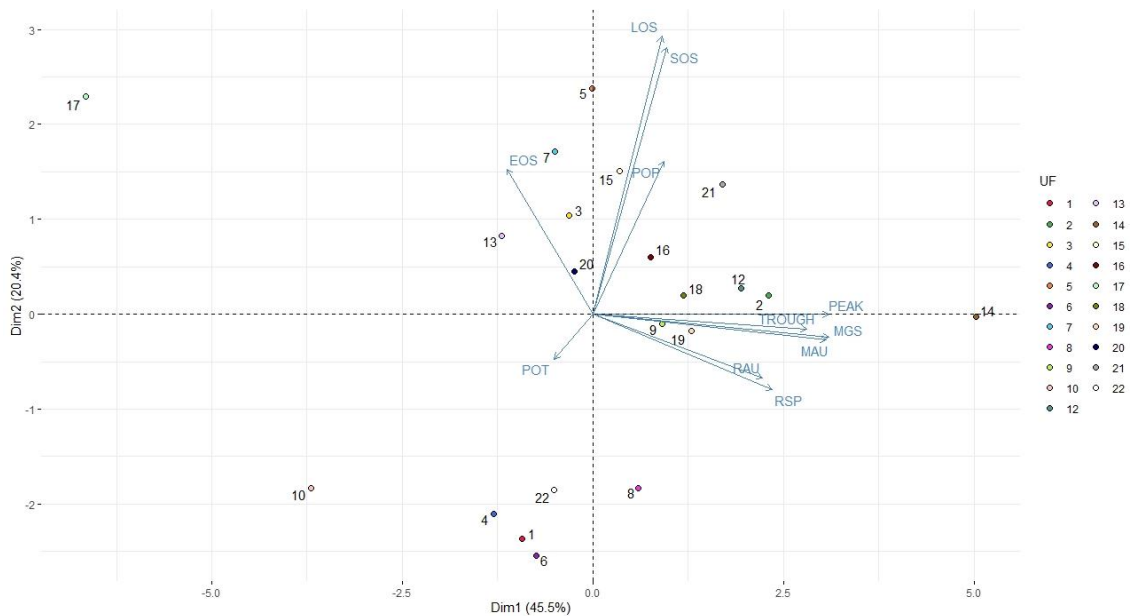


Figura 40. Análisis de Componentes Principales. Los Sitios (UFs) se ordenan en función de los parámetros fenológicos estimados. SOS: Comienzo de la estación de crecimiento; EOS: Finalización de la estación de crecimiento; LOS: longitud de la estación de crecimiento; POP: fecha de valor máximo de NDVI; POT: fecha de valor mínimo de NDVI; PEAK: valor máximo de NDVI; TROUGH: valor mínimo alcanzado; MSP (RSP): valor medio de NDVI en primavera y tasa de crecimiento; MAU (RAU): valor medio de otoño y tasa de senescencia.

Tendencias en parámetros fenológicos

Las tendencias observadas en los parámetros fenológicos fueron en muchos casos independientes de las similitudes estructurales y funcionales entre UFs (Tabla 11). Se identificaron dos tendencias en función de la longitud de la estación de crecimiento. Por un lado, aquellas que presentaron una tendencia significativa hacia el adelantamiento del *Inicio de la estación de crecimiento* (SOS), tales como las UF2, UF3, UF4, UF9, UF13, UF14, UF18 y UF19, coincidentes con el *patrón número 10*, y particularmente con UFs cuyo patrón anual de crecimiento no se encontró restringido por el régimen de precipitaciones. En algunos casos, estas UFs presentaron además una tendencia significativamente positiva en EOS (Tabla 11), lo que implica un retardo en la *finalización de la estación de crecimiento* (EOS). En consecuencia, las UF2, UF3, UF4, UF13, UF14, UF17 presentaron una tendencia significativa al aumento de la *longitud de la estación de crecimiento* (LOS). Por el contrario, otras UFs presentaron una tendencia positiva en SOS y negativa en EOS, lo que efectivamente se traduce en una tendencia hacia una disminución significativa en la *longitud de la estación de crecimiento* (LOS), como en el caso de las UF5, UF15 y UF16 (Tabla 11). Otras UFs presentaron un retardo en el SOS, pero eso no implicó una disminución significativa de la longitud de la estación de crecimiento (UF20, UF21, UF22).

UF	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22
SOS	-	-	-	+	+	-			-				-	-	+	+	+	-	-	+	+	+
EOS	+		+	-	+	-					+		-	-		-						+
LOS	+	+	+	-	+				+	-	+	+	+	+	-	-	+	+	+	+	+	+
PEAK		+	+			+					-	+	+	+		+		+	+	+	+	+
TROUGH		+	-	-		-					-	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabla 11. Tendencias en parámetros fenológicos de las UF en la porción no Insular del Bajo Delta. Se detallan aquellas tendencias positivas (+) significativas (rojo), y negativas (-) significativas (celeste). SOS: Comienzo de la estación de crecimiento; EOS: Finalización de la estación de crecimiento; LOS: longitud de la estación de crecimiento; PEAK: valor máximo de NDVI; TROUGH: valor mínimo alcanzado.

En términos de los valores máximos (*PEAK*) y mínimos (*TROUGH*) alcanzados, también se identificaron distintos grupos de UFs. Por un lado, aquellas que presentaron una tendencia significativa hacia un aumento de los valores máximos y mínimos, lo que implica un aumento de la productividad relativa de manera integral, como en el caso de la *UF3*. Las *UF4*, *UF16*, *UF19* y *UF21*, por el contrario, presentaron una tendencia positiva en los valores de *PEAK*, pero negativa en los valores de *TROUGH* (Tabla 11). Esta combinación implica que existe una tendencia al aumento de la amplitud anual (estacionalidad) en la productividad primaria de estas UFs, alcanzándose cada vez valores de NDVI más altos en verano, pero cada vez más bajos en invierno consistente con el hecho de que también se asociaron a la *conversión de vegetación palustre a pastizal*. No se observaron UFs que presenten un comportamiento complementario, es decir, tendencia a valores cada vez más bajos en verano y cada vez más altos en invierno. Finalmente, y con excepción de la *UF11* que se corresponde con áreas escasamente vegetadas, las *UF5*, *UF9*, *UF15*, *UF17* y *UF22* mostraron tendencias, en algunos casos significativas, hacia inviernos con valores de NDVI cada vez más bajos (*TROUGH*) pero veranos relativamente estables en términos del valor máximo alcanzado (*PEAK*) y se asociaron a *pastizales* y a la *conversión de vegetación palustre a pastizal*. Las *UF1*, *UF8* y *UF10* no presentaron tendencias significativas en sus parámetros fenológicos en el período 2001–2015, y se caracterizaron por la dominancia de vegetación herbácea cuyo patrón anual de crecimiento se encontró acoplado al régimen de precipitaciones, en diferentes porciones del área de estudio.

Se observó cierto grado de agregación espacial en términos de las tendencias en parámetros fenológicos y los contrastes establecidos por un lado entre *SOS* y *EOS* indicativo de la longitud de la estación de crecimiento (Figura 41) y por el otro lado entre *PEAK* y *TROUGH* (Figura 42), indicativo del máximo nivel de productividad alcanzado, su mínimo y en consecuencia, de la estacionalidad. En el primer caso, el corrimiento de la estación de crecimiento se encuentra en porciones de la *Unidad de Paisaje I* (Figura 41). El adelantamiento de la estación de crecimiento se corresponde mayoritariamente

con algunas porciones de la *Unidad de Paisaje IIb*. Estas UF se superpusieron con áreas cuya *vegetación palustre fue reemplazada por pastizales*. Sobre esta misma *Unidad de Paisaje* domina la clase que se traduce en un adelantamiento del inicio de la estación de crecimiento y un retardo en la finalización, es decir, un aumento en la *longitud de la estación de crecimiento*. El caso opuesto se aprecia en la periferia del río Paranacito.

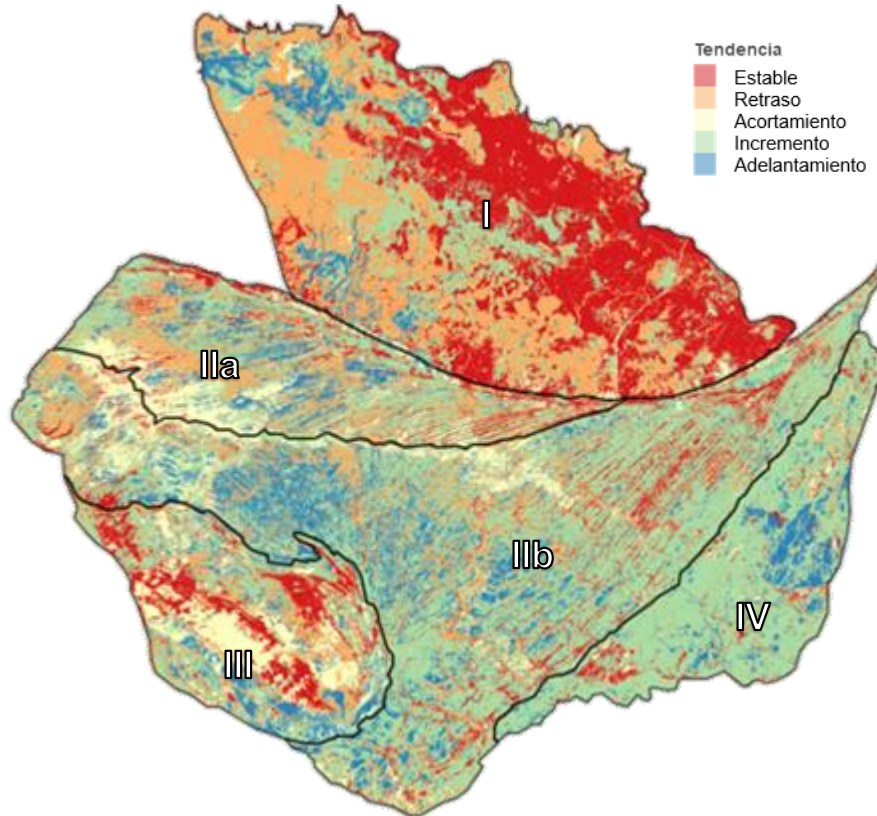


Figura 41. Clases definidas en función del contraste entre tendencias en el comienzo (SOS) y finalización (EOS) de la estación de crecimiento en el Bajo Delta no insular del río Paraná.

Finalmente, en el área dominan las tendencias positivas en el valor de *PEAK*, distinguiéndose la *Unidad de Paisaje IIa* de la *IIb* en términos de lo que sucede con la tendencia en el valor de *TROUGH* (Figura 42). En el primer caso, se observa una tendencia hacia la disminución en los valores de *TROUGH* lo que se traduce en inviernos cada vez menos productivos o con menor biomasa vegetal mientras que en el segundo caso predominan las tendencias positivas en el valor de *TROUGH*, es decir, inviernos cada vez más productivos. Se distingue, sin embargo, un mosaico en el que también es significativa la ocurrencia de parches en los que la tendencia en el valor de *TROUGH* es negativa.

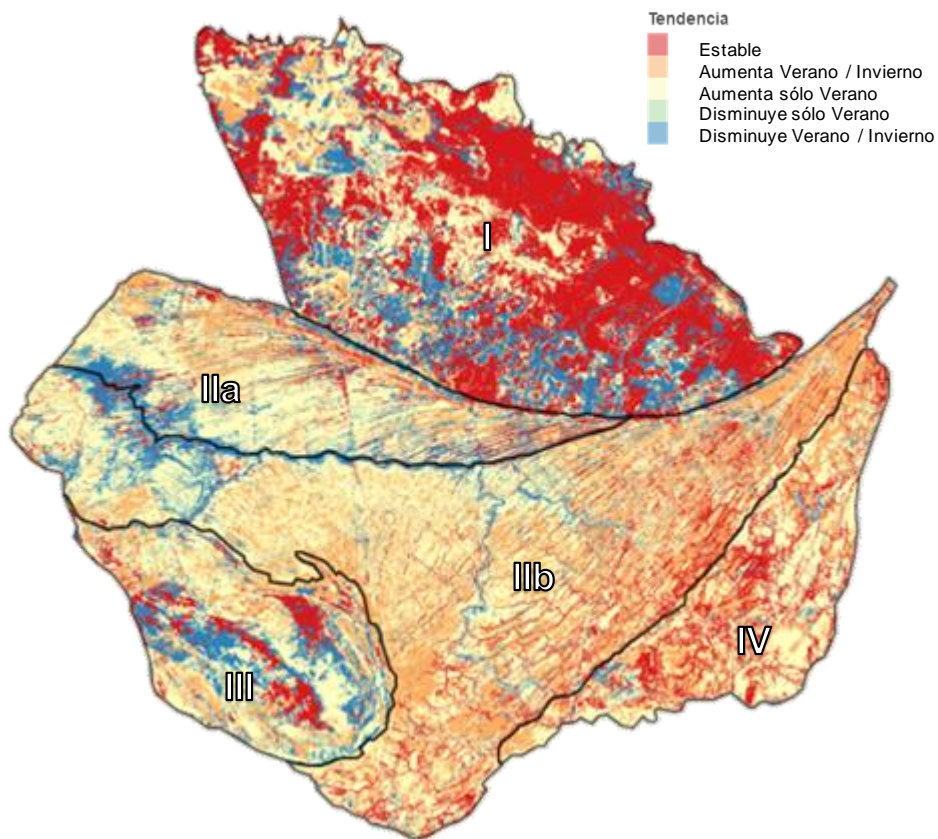


Figura 42. Clases definidas en función del contraste entre tendencias en el máximo (PEAK) y mínimo (TROUGH) valor de NDVI.

Las clases que generalmente no mostraron tendencias en los parámetros fenológicos analizados se agruparon principalmente en las *Unidades de Paisaje I y III*. Por el contrario, las áreas que exhibieron una disminución en sus valores máximos y mínimos se observaron en las posiciones topográficamente más bajas de la unidad de paisaje I y en las cercanías del Río Paranacito al mismo tiempo que coinciden parcialmente con un acortamiento de la estación de crecimiento. Es decir, éstas áreas no sólo son incrementalmente menos productivas, sino que lo son en una porción más acotada del año.

DISCUSIÓN

La porción no insular de Bajo Delta del Río Paraná, por las características de su régimen hidrológico, su emplazamiento geomorfológico y sus patrones de cobertura, presentó un complejo patrón de Unidades Funcionales (UFs). Estas UFs a su vez se agruparon en patrones funcionalmente diferentes, los cuales responden a la alta heterogeneidad funcional que el área de estudio posee y es coincidente con estudios previos realizados a menor resolución espacial y temporal (Salvia 2010). Similar a lo observado en el Capítulo II, estos patrones se encontraron íntimamente relacionados

con las condiciones climáticas generales del área de estudio (*temperatura y precipitación*), que a su vez estuvieron condicionados a escala local por las condiciones edáficas, geomorfológicas y antrópicas que determinan la disponibilidad de agua.

Es así que las UF se diferenciaron en función de su dependencia con el régimen de precipitaciones y en consecuencia, por la contribución del régimen hidrológico al funcionamiento de la vegetación. Por un lado, se identificaron UFs con un alto grado de dependencia, evidenciado en la caída de los valores del índice NDVI en los meses de verano, coincidente con la caída en los valores de precipitación. La dependencia de la dinámica de la vegetación con el patrón de precipitación ha sido analizada y puesta a prueba por otros autores en éste y otro tipo de ecosistemas (Wessels et al. 2007; Cui et al. 2017; Georganos et al. 2017), y particularmente en fisonomías vegetales de la Pampa Deprimida (Lara 2017) bajo un patrón climático similar. Por otro lado, otras UFs presentaron un carácter amortiguador frente a anomalías en precipitación, lo que constituiría un patrón característico de ecosistemas de humedal sometidos a pulsos recurrentes de inundación (Powell et al. 2007, 2014; Schivo 2015; Marchetti et al. 2016). Este fenómeno ha sido observado también, pero en menor medida, en pajonales de la Pampa Deprimida que debido a su estructura bi-estratificada y la presencia de una gran cantidad de material muerto acumulado (broza) actúan como un reservorio de humedad disminuyendo considerablemente la evapotranspiración (Lara 2017).

Estos resultados permiten concluir que el patrón anual de crecimiento y su caracterización en términos de los parámetros fenológicos son sustancialmente diferentes en dos porciones contrastantes del área de estudio: la Unidad de Paisaje I, al norte, condicionada principalmente por el régimen de precipitaciones, y las Unidades IIa, IIb, y IV, condicionadas no sólo por las precipitaciones sino por el régimen de inundación del río Paranacito. Este aspecto fue evidente en la asociación de un mayor número de UFs a las Unidades de Paisaje acopladas al régimen del río Paranacito (Capítulo II) y fue consistente con otros trabajos en los que frente a una mayor disponibilidad de agua, se observó una mayor heterogeneidad funcional tanto en ecosistemas terrestres como en humedales (Alcaraz-Segura et al. 2013a; Forkel et al. 2015b; Marchetti et al. 2016).

Las asociaciones entre UFs descritas en base a parámetros funcionales no coincidieron necesariamente con las asociaciones observadas en base a parámetros estructurales, lo cual corrobora la hipótesis propuesta. Esto significa que, tal como fuera observado por otros autores (Paruelo et al. 2001; Pérez-Hoyos et al. 2010; Alcaraz-Segura et al. 2013b; Schivo 2015; Marchetti et al. 2016; Lara 2017), tipos vegetales similares presentaron patrones funcionalmente diferentes y viceversa. En general, las

UFs presentaron un alto grado de pertenencia a una determinada Unidad de Paisaje, lo cual facilita el entendimiento de la dinámica interna y la caracterización de las coberturas en el área de estudio además de destacar el rol de la geomorfología en la clasificación de ecosistemas de humedal como han manifestado otros autores (e.g., Brinson 2003; Lisenby et al. 2019). A su vez, es consistente con los patrones observados en otros humedales fluviales, en los cuales se enfatiza la incidencia de la geomorfología en la disponibilidad de agua y, en consecuencia, en la determinación de los patrones funcionales de la vegetación (Schivo 2015; Marchetti et al. 2016).

Los resultados fueron parcialmente consistentes con las predicciones realizadas en función de la *longitud de la estación de crecimiento*. En general, las tendencias en estos parámetros se encontraron fuertemente asociadas a las dos porciones estructural y funcionalmente contrastantes del área de estudio. Por un lado, la Unidad de Paisaje I se caracterizó por un retraso en el *inicio de la estación de crecimiento*. Esto podría asociarse a que esta Unidad exhibió los valores más altos del componente D1 los cuales indicarían que ésta sería más afectada por procesos rápidos y de corta duración, como podría ser el pastoreo (Campos y Di Bella 2012). Al mismo tiempo, el componente D2 reflejaría que su fenología es dependiente exclusivamente del régimen de precipitaciones, y en consecuencia, en la determinación del *Inicio de la estación de crecimiento* tal como ha sido observado por otros autores (Wang et al. 2012; Forkel et al. 2015c). Por el contrario, la mayor disponibilidad de nutrientes y el mayor aporte de agua en las Unidades IIa y IIb, acopladas al régimen del río Panaracito, favorecería un adelantamiento o incluso un aumento en la *longitud de la estación de crecimiento*. Este aspecto constituiría evidencia de terresteización dado que fue consistente con el hecho de que en áreas endicadas y en cercanías a canalizaciones sólo se identificaron UFs cuyo patrón anual de crecimiento se encontró acoplado al régimen de precipitaciones, tal como ha sido observado en ecosistemas terrestres por otros autores (Di et al. 1994; Chamaille-Jammes et al. 2006; Cui et al. 2017; Lara 2017). Los resultados de este capítulo constituyen la primera cuantificación de estos parámetros a la fecha, por lo que no es posible realizar una comparación con estimaciones previas en el área de estudio. Sin embargo, la *longitud de la estación de crecimiento* osciló alrededor de 250 días, y fue consistente con los valores encontrados en la Pampa Ondulada (Lara 2017).

Los resultados fueron parcialmente consistentes con las predicciones realizadas para los valores máximos y mínimos de productividad alcanzados en el verano y el invierno, respectivamente. Los mismos describen, en general, veranos incrementalmente más productivos y una tendencia generalizada al aumento de biomasa en la estación de crecimiento, probablemente asociado al aumento en las

precipitaciones, junto a un aumento en la ocurrencia de pulsos de inundación como ha sido mencionado en el Capítulo II. Sin embargo, también implica que es extensa la superficie sobre la cual los inviernos tienden a presentar valores cada vez menores de NDVI debido a una menor cantidad y calidad de biomasa vegetal. Esta tendencia a maximizar la diferencia entre los valores máximos y mínimos de NDVI dentro de la estación de crecimiento ha sido observado en la Pampa Ondulada (Lara 2017), particularmente en pastizales naturales reemplazados por cultivos. En el área de estudio, esto podría ser determinante en la calidad de forraje y las actividades productivas desarrolladas en la región, lo cual podría estar asociado a una excesiva presión/carga ganadera en esta época del año (Baeza et al. 2010; Lara 2017; Browning et al. 2019). Sin embargo, es necesario considerar que en latitudes con alta estacionalidad siempre hay una estación en la cual la PPN disminuye y eso se asocia a una menor cantidad y calidad de la vegetación (menor cobertura y mayor cantidad de biomasa muerta). Eso per se no implica una excesiva presión o carga ganadera en esa época del año. Al contrario, en establecimientos en donde sólo se hace engorde (veranadas), en los inviernos puede haber menor cantidad de ganado. Por otra parte, en establecimientos con ciclo completo, la mayor carga o presión puede darse en la época de nacimientos porque a los individuos adultos se suman las crías. De esta manera, la tendencia hacia valores incrementalmente más bajos de NDVI, no incidiría sustancialmente en el desarrollo de la ganadería.

La intervención sobre el régimen hidrológico fue evidente en el comportamiento de algunas UFs que mostraron mayor dependencia con el régimen de precipitaciones, independientemente de su posición en el gradiente topográfico y de la Unidad de Paisaje a la que pertenecían. Por un lado, las UFs correspondientes a ensambles boscosos (*naturales e implantados, en áreas naturales y endicadas respectivamente*) presentaron una importante resiliencia frente a situaciones de estrés hídrico probablemente debido a la mayor extensión y penetración de su sistema radicular en el suelo. Por otro lado, las UFs representantes de juncales y pajonales tampoco mostraron una disminución de los valores de NDVI en verano, probablemente debido a la acumulación de agua en la porción más baja del gradiente (Schivo 2015). En contraposición, los pastizales que se desarrollan sobre suelos con escasa capacidad de retención de agua resultaron extremadamente sensibles al régimen de precipitaciones, como observaron otros autores (Loyarte y Menenti 2008). Este aspecto reflejó la incidencia de la elevación como determinante estructural en la diferenciación de las UFs, probablemente debido a su estrecha relación con los procesos de escorrentía y retención que determinan la disponibilidad de agua (Schivo 2015). Al mismo tiempo, durante los relevamientos

florísticos realizados en el Capítulo IV y en comunicaciones con productores locales, el retraso en el inicio de la estación de crecimiento en áreas desacopladas del régimen de inundación del río Paranacito fue evidente respecto de áreas aún sujetas a los pulsos de inundación. Estas últimas, presentaron comunidades vegetales cuyo desarrollo era anticipado respecto de lo que se observaba en áreas endicadas (Cadoppi, Com. Pers., Bacigalupo, Com. Pers.). Esto podría deberse a un probable déficit hídrico en los meses comprendidos entre otoño y primavera, producto en principio de las menores tasas de precipitación, pero también, de la exclusión de estas UFs de un régimen hidrológico más “natural”, caracterizado por el aporte de agua, sedimentos, materia orgánica y nutrientes proveniente de los cursos de agua y, particularmente, del río Paranacito (Paraná). El efecto positivo sobre el desarrollo de la vegetación por parte del aporte de sedimentos, nutrientes y agua ha sido mencionado por otros autores (Nakamura et al. 1997; Forkel et al. 2013, 2015b).

La intervención sobre el régimen hidrológico se observó también en aquellas UFs que se encontraron asociadas al reemplazo de *Vegetación Palustre por Pastizales* (Sica et al. 2016) y demostró que el mismo ocurre en las porciones topográficamente más bajas del gradiente que permiten la acumulación de agua y sostienen los altos valores de PPNA en verano. Esto indicaría que el reemplazo de coberturas incidió sobre la dinámica de los ecosistemas y, en consecuencia, en la diferenciación de UFs nuevas incluso dentro de patrones funcionales semejantes, como ha sido observado en el caso de reemplazo de pastizales naturales por cultivos en la Pampa Ondulada (Lara 2017). Consistentemente con lo mencionado por (Sica et al. 2016), las evidencias mencionadas de reemplazo de *Vegetación de Palustre por Pastizales* se vieron en establecimientos con canalizaciones en la *Unidad IIa* y establecimientos endicados en la *Unidad IIb* (Ver Capítulo IV), pero no así en áreas que aún retenían su régimen hidrológico. Algunas de las UFs podrían estar representando ecotonos o transiciones entre tipos de cobertura (Schivo 2015; Marchetti et al. 2016), lo cual implica que los ecosistemas transformados no se comportan de manera similar a los no transformados, independientemente de que presenten un mismo tipo fisionómico, como en el caso de los pastizales que presentaron mayor resiliencia a épocas con menor tasa de precipitación, y que consecuentemente se desarrollaban en las porciones topográficamente más bajas que previamente eran ocupadas por juncales (Sica et al. 2016).

Las UFs respondieron a los procesos que operan a diferente frecuencia sobre la dinámica de la vegetación y que se reflejaron correctamente en los valores de los componentes *D1*, *D2* y *D3*. Corroborando lo hipotetizado por (Campos y Di Bella 2012), las bandas derivadas del análisis de resolución múltiple e incorporadas al protocolo de

clasificación en UFs, fueron eficaces a la hora de establecer la incidencia de procesos naturales, la intervención sobre el régimen hidrológico y las conversiones de cobertura ocurridas entre 1997 y 2013. Los valores más altos en el componente D1 se correspondieron con *patrones funcionales* caracterizados por *Pastizales* en donde comúnmente se desarrolla la ganadería (Quintana et al. 2014a; Travaini et al. 2019). Como se verá en detalle en el Capítulo 4, la ganadería implica remoción de biomasa (Magnano et al. 2019b), pisoteo de la vegetación y, de acuerdo al tipo de manejo y el movimiento del ganado (Quintana et al. 2014a), cierto grado de aleatoriedad en términos de cuándo, dónde y durante cuánto tiempo estos efectos ocurren (Baeza et al. 2010; Cui et al. 2017; Browning et al. 2019), por lo que consituyen efectos rápidos y de corta duración (Campos y Di Bella 2012). Este tipo de comportamiento se ha observado también en la ocurrencia de eventos de inundación, predominantes en el Delta del Paraná (Bó y Malvárez 1999; Marchetti y Aceñolaza 2011, 2012), e incendios. La ocurrencia de estos disturbios antrópicos y/o naturales rápidos y de corta duración se reflejó particularmente en la ocurrencia de oscilaciones de alta frecuencia (D1), tal como ha sido observado por otros autores (Campos y Di Bella 2012; Easdale y Bruzzone 2015; Ben Abbes et al. 2018), y permitió la identificación de áreas bajo el efecto de este tipo de procesos en la Unidad de Paisaje I.

El componente D2 fue coincidente con UFs acopladas al régimen de precipitaciones y fue determinante en la identificación de *Pastizales* que presentaron dos picos en su patrón anual de crecimiento, coincidentes con los picos observados en el régimen anual de precipitaciones así como de *pastizales endicados*. Esta dependencia de los *Pastizales* con el régimen de precipitación ha sido documentada por otros autores (Loyarte y Menenti 2008; He et al. 2015; Schivo 2015; Zhang et al. 2016), y mencionada a lo largo de este capítulo en base a lo visto en el patrón anual de crecimiento de la vegetación. Se identificaron, además, aquellas UFs representativas de *Pastizales* que no respondieron a este patrón. Se encontró que las mismas ocurrían, generalmente, en áreas topográficamente más bajas y coincidentes con el reemplazo por *Pastizales* de áreas previamente dominadas por *Juncales* de *Schoenoplectus californicus* (Sica et al. 2016). En consecuencia, presentaron un comportamiento más estacional, evidenciado en los valores más altos del *componente D3*, debido a la posibilidad de mayor retención de exceso hídrico en épocas de menor precipitación (Aquino et al. 2017a). Como fuera mencionado por otros autores (Zoffoli et al. 2008; Schivo 2015; Marchetti et al. 2016), las UFs representativas de *juncales*, *pajonales* y *bosques decídus (incluidos endicamientos forestales)*, presentaron un comportamiento fuertemente estacional, acoplado al régimen de temperatura y precipitación, y sin

evidencia de déficit hídrico en su patrón anual de crecimiento, comprobado en los valores comparativamente más altos del componente D3. Estos valores probablemente estén asociados a las características de su sistema radicular que permite un aprovechamiento del agua almacenada a mayor profundidad en el caso de las *especies arbóreas decíduas* y a la acumulación de agua en el caso de los juncales y *pajonales*.

Sintetizando, la potencialidad en el uso de sensores remotos para la realización de pronósticos confiables a corto y largo plazo en la productividad y en la dinámica de los pastizales constituye una herramienta indispensable en la planificación territorial y en el uso de recursos que poseen un vínculo explícito con la fenología de la vegetación (Browning et al. 2019). Dado que fisonomías vegetales similares podrían presentar patrones funcionales diferentes o viceversa (e.g., Paruelo et al. 2001, Fernández y Piñeiro 2008), las clasificaciones basadas en atributos funcionales como los captados por los índices de vegetación han encontrado dificultades al momento de su interpretación estructural. Es así que en este Capítulo se refuerza la noción de complementariedad entre los enfoques estructural y funcional en la caracterización de la biodiversidad a escala regional (Moreno-Mateos et al. 2012; Alcaraz-Segura et al. 2013a; Lara 2017), para lograr un mayor comprensión acerca de la heterogeneidad de los paisajes estudiados. En este sentido, una mayor cantidad y heterogeneidad de TFEs asegura una mayor homogeneidad funcional dentro de cada uno, lo que puede ser de importancia en estrategias de manejo y gestión de los recursos naturales que tengan como base los aspectos funcionales de los ecosistemas.

Es así que este capítulo aporta, además, al conocimiento de la dinámica y funcionamiento de un territorio tan complejo como es la porción no insular del Bajo Delta del río Paraná y a la caracterización de su heterogeneidad funcional. Los resultados generados constituyen una línea de base para la elaboración de recomendaciones básicas a la forma en que se está desarrollando la ganadería en estos humedales. La regionalización del área de estudio en Unidades Funcionales es un aporte relevante para la gestión ambiental del territorio en base a la dinámica de la vegetación y su estrecha relación con los regímenes de disturbio, precipitación y temperatura. En particular, la estimación de los parámetros fenológicos de cada UF provee información concreta a partir de la cual es posible elaborar recomendaciones de manejo ganadero en los establecimientos de la región, contemplando el uso sustentable de los humedales, el mantenimiento de su funcionamiento ecosistémico y, en consecuencia, el sostén de los diversos servicios ecosistémicos asociados. Los tomadores de decisiones, por su parte, requieren de información oportuna, confiable y fácilmente interpretable sobre diferentes aspectos de los recursos naturales presentes en las áreas que gestionan de

manera tal de poder implementar prácticas que contribuyan a la preservación de la integridad ecológica del territorio (Quintana et al. 2014a; Browning et al. 2018, 2019).

Los resultados de este capítulo demuestran que la disponibilidad de agua constituye un factor determinante en la heterogeneidad funcional de la vegetación en la región estudiada y en consecuencia, de su alta resiliencia frente a disturbios naturales y antropicos. Este aspecto fue evidente en la alta riqueza e identidad de las Unidades Funcionales presentes en cada Unidad de Paisaje. Independientemente de las similitudes observadas en el Capítulo II y en la predominancia de una *inversión de tendencia decreciente a creciente* durante el período 2001–2015, el área de estudio refleja una alta diferenciación de *patrones funcionales*. Estos patrones se diferencian aún más en áreas cuyo aporte diferencial de agua está dado aún por el régimen hidrológico natural (Unidades de Paisaje IIa y IIb), y se distinguen de aquellos que ocurren en áreas cuyo aporte de agua es estrictamente dependiente de la precipitación (Unidades de Paisaje I y III). Sin embargo, en respuesta a la homogeneización que ocurre en áreas endicadas, la heterogeneidad funcional es sustancialmente menor en la Unidad de Paisaje IV, la cual constituye un precedente importante para el resto del área de estudio.

De mantenerse las tendencias actuales de desarrollo en el área de estudio, es esperable que a medida que más áreas sean desacopladas del régimen hidrológico natural debido a la construcción de infraestructura para el manejo del agua, la riqueza e identidad de las UFs y las tendencias en sus parámetros fenológicos sean por un lado similares a las observadas en áreas naturalmente desacopladas del régimen de inundabilidad de los ríos, como es el caso de la Unidad de Paisaje I y III. Por otro lado, en áreas desacopladas intencionalmente, como en el caso de la Unidad de Paisaje IV, los efectos serían aún mayores, evidenciado en una riqueza aún menor de UFs y cuyo comportamiento estaría exclusivamente ligado al régimen de precipitaciones. En consecuencia, se verían disminuídos los valores relativos de productividad primaria neta y acotada o retrasada la longitud de la estación de crecimiento, condicionando las actividades productivas y los servicios ecosistémicos que la región provee. Es necesario, en el contexto de cambio climático, considerar el rol de la variabilidad hidroclimática en combinación con los cambios en el uso del suelo que puedan ocurrir a futuro, particularmente si se mantiene el modelo ganadero asociado a la existencia de infraestructura para el manejo del agua en la región.

Capítulo 4. COMPOSICIÓN Y DIVERSIDAD FLORÍSTICA Y FUNCIONAL DE LA VEGETACIÓN EN DIFERENTES MODALIDADES GANADERAS DEL BAJO DELTA DEL RÍO PARANÁ

INTRODUCCIÓN

Una de las formas más clásicas de describir y comparar comunidades vegetales es estudiar su composición florística y su diversidad (Westhoff y Van Der Maarel 1978; Elzinga et al. 1998a, b). Los ensamblajes y la diversidad de especies que ocurren en un sitio dado dependen de una serie de restricciones ambientales, el régimen de disturbios (naturales y antrópicos) y de numerosos procesos bióticos. En consecuencia, los cambios en composición y estructura de las comunidades vegetales dan cuenta de los procesos que tienen lugar en los ecosistemas así como de las modificaciones producto de las actividades humanas (Sica et al. 2018; Magnano et al. 2019a; Nanni et al. 2019). Asimismo, estos cambios constituyen indicadores de la ocurrencia de variaciones en la productividad (Zoffoli et al. 2008) y de la estructura del suelo (Magnano et al. 2019b), de la provisión de servicios ecosistémicos (Garnier et al. 2007) y de la susceptibilidad a invasiones biológicas (Hill et al. 2005; Moron et al. 2009; Gavier-Pizarro et al. 2010b, a).

El uso de las plantas como indicadores de las condiciones ambientales puede aplicarse a diferentes escalas espaciales. A nivel de especie, estudiando las características poblacionales que reflejan, por ejemplo, el impacto de determinados usos productivos (Magnano et al. 2019b). A nivel comunitario, analizando los cambios en la diversidad, riqueza o composición dando cuenta de una o varias características físico-químicas del suelo, las condiciones microclimáticas o las condiciones hidrológicas (Lopez y Fennessy 2002; Maraseni y Pandey 2014; Hedwall y Brunet 2016). A nivel de paisaje, analizando los patrones de distribución en el espacio y el tiempo como reflejo de cambios ocasionados por el calentamiento global o cambios en el uso de la tierra (Sica et al. 2016; Piao et al. 2019).

En humedales fluviales, el régimen hidrológico opera sobre dichos patrones de composición y diversidad específica de la vegetación ya sea en forma directa o indirecta a través de diversos factores. Entre ellos, se destacan las condiciones de anoxia en el entorno radicular debido a escenarios de inundación o anegamiento (Keddy 2016), lo que comúnmente se encuentra asociado a la presencia de adaptaciones en las plantas tales como el desarrollo de tejido aerénquimático o la presencia de tallos huecos y/o raíces adventicias, entre otros (Keddy 2016; Morandeira y Kandus 2016). Al mismo tiempo, muchos humedales presentan ciclos de alternancia entre pulsos de sequía e

inundación a los que las plantas también deben adaptarse (Cowardin et al. 1979; Keddy 2016) como es el caso de especies cuyas yemas de renuevo se encuentran enterradas o sumergidas (Pérez-Harguindeguy et al. 2013). Otros efectos asociados a la influencia del régimen hidrológico en humedales fluviales son la salinidad (por procesos de formación de suelos y/o por ascenso de sales), la incidencia de gradientes en la fertilidad del suelo (por la distancia al río y/o por el ingreso diferencial de sedimentos) y la textura del suelo, lo que condiciona los procesos de descarga y retención de agua y, eventualmente, su disponibilidad (Keddy 1992; Chaneton y Lavado 1996). En este contexto, las inundaciones extraordinarias o intensas producen cambios sustanciales en el paisaje dado que usualmente remueven gran parte de la cobertura vegetal, depositan capas de sedimentos e ingresan nutrientes al sistema así como semillas y propágulos (Chaneton et al. 1988; Zedler y Kercher 2004; Magnano et al. 2019b).

El pastoreo también modifica y condiciona la estructura de las comunidades vegetales, alterando la riqueza de especies, la composición de las mismas, su distribución vertical y horizontal y sus formas de vida, entre otros (Reeves y Champion 2004b). Tanto la estructura de dichas comunidades como su composición están fuertemente asociadas a la intensidad de este disturbio. Asociadas a esta actividad productiva, en los humedales fluviales suelen realizarse obras de infraestructura para el manejo del agua destinados a mitigar la imprevisibilidad y los efectos negativos de las inundaciones en esos sistemas productivos (Blanco y Méndez 2010). Estas obras implican la construcción de terraplenes y canales que alteran su funcionamiento hidrológico y, en consecuencia, la diversidad, la composición florística y la productividad de las comunidades vegetales (Quintana et al. 2014a; Magnano et al. 2019b).

En humedales, los efectos de la ganadería se ven reflejados sobre todo en la biomasa, la riqueza y la composición de especies vegetales a lo largo de todo el gradiente topográfico, independientemente de la infraestructura para el manejo del agua. En el Bajo Delta, se ha observado que la herbivoría selectiva, el pisoteo y la dispersión de semillas modifican la composición de las comunidades vegetales (Magnano et al. 2019b), pudiendo verse sus efectos sobre la riqueza y composición específica aún varios años después de haber excluido el ganado (Travieso-Bello et al. 2005). Estos estudios muestran que los atributos taxonómicos de las comunidades vegetales son un indicador preciso del estado y condición actual de los humedales. Además, son potencialmente útiles al momento de contrastar los efectos que la intervención antrópica (i.e., modalidades ganaderas) y otros factores de cambio no

antrópicos provocan sobre los ambientes naturales, dado que los mismos alteran los factores que condicionan su funcionamiento.

Por otra parte, las comunidades de plantas responden funcionalmente a las características del ambiente de manera tal que sus rasgos funcionales determinan las estrategias y los tipos de hábitat en donde las especies pueden establecerse y desarrollarse (Kahmen y Poschlod 2004; Díaz et al. 2007; Tecco et al. 2010; Lavorel et al. 2011; Garnier y Navas 2012). Un rasgo funcional se define como cualquier aspecto morfológico, fisiológico o fenológico medible sobre un individuo, desde el nivel de organización celular o hasta el de todo el organismo y que potencialmente afecta su competitividad o incluso incide sobre su ambiente (Lavorel et al. 2007; Pérez-Harguindeguy et al. 2013). El valor de un rasgo en un determinado momento recibe la denominación de “atributo”. Para una determinada especie, cada rasgo puede presentar variaciones en sus atributos en condiciones contrastantes de intervención antrópica, en situaciones de estrés ambiental, a lo largo de un gradiente espacial, o incluso a lo largo del tiempo. Las especies solo pueden presentar cierta combinación de atributos de sus rasgos funcionales, los que se asocian a determinadas condiciones tales como gradientes ambientales, disponibilidad de recursos y estrategias de vida o adaptaciones en un contexto global y evolutivo (Díaz et al. 2015). Se asume que las asociaciones entre los atributos de los rasgos funcionales y el ambiente (i.e., un conjunto de atributos consistentemente ligados a determinadas condiciones ambientales) son consecuencia del efecto de filtrado (Díaz et al. 1998) que eventualmente determina qué especies del *pool* regional componen una determinada comunidad (Keddy 1992).

Las especies pueden ser clasificadas y agrupadas en función de los atributos de sus rasgos funcionales en Tipos Funcionales de Plantas (TFP). Aquellas que pertenecen a un mismo TFP presentan respuestas similares a las condiciones ambientales y tienen efectos semejantes en los procesos y en el funcionamiento ecosistémico (Díaz y Cabido 2001). Debido a que los rasgos considerados para clasificar son elegidos de acuerdo a los objetivos de cada estudio, es posible obtener distintos TFP a partir de un mismo *pool* de especies. Estos cambios se pueden dar no sólo por el reemplazo de especies con distintos atributos en sus rasgos funcionales, sino también por cambios en la abundancia de las especies pertenecientes a distintos TFP y, por lo tanto, a cambios en los valores promedio de los rasgos funcionales. Los antecedentes en el uso de rasgos funcionales o la identificación de TFP son relativamente escasos en comparación con los trabajos publicados en otros ecosistemas, constituyendo el antecedente más reciente los trabajos realizados por Morandeira y Kandus (2015, 2016). Este enfoque ha contribuido a la identificación del régimen hidrológico como el principal determinante del desarrollo

de comunidades de plantas y a la caracterización funcional de las de especies que se encuentran ligadas a diferentes componentes del pulso de inundación (Junk 2013).

En humedales fluviales, el régimen hidrológico y la topografía se comportan como los principales filtros ambientales que seleccionan aquellas especies del pool regional que pueden establecerse y desarrollarse (Morandeira y Kandus 2016), en base a los atributos de sus rasgos funcionales (Weiher y Keddy 1999). El pastoreo intensivo de ganado doméstico constituye otro filtro ambiental relevante dado que remueve gran parte de la biomasa palatable además de incrementar la compactación del suelo (Magnano et al. 2019b). En general, las comunidades vegetales exhiben una determinada combinación de atributos en aquellos rasgos funcionales asociados a la herbivoría y, particularmente, al pastoreo de ungulados domésticos (Díaz et al. 2007). Entre ellos, se destacan la prevalencia de especies anuales, de bajo porte, en su mayoría postradas, con rizomas y estolones o incluso arquitectura en roseta. A su vez, suele favorecer un aumento en la incidencia de especies no palatables, de carácter exótico o invasor (Rossi et al. 2014).

El suelo, por su parte, constituye un componente fundamental de los ecosistemas terrestres y sus características físicoquímicas determinan un ambiente adecuado para el desarrollo de las raíces vegetales, además del ingreso y almacenamiento óptimo del agua necesaria para el crecimiento de las plantas (Taboada y Alvarez 2008). En el caso de los humedales, la transformación o degradación de sus suelos hidromórficos como consecuencia de la implantación de otros usos productivos provocan cambios drásticos en el ambiente que implican la consolidación, subsidencia y compactación de los mismos debido a condiciones de menor anegamiento (Garnier et al. 2007; Evenson et al. 2018). Asimismo, se produce una alteración de los ciclos biogeoquímicos y el consecuente cambio en el tipo de vegetación (Bó et al. 2010). Además, el drenaje de estos ambientes genera oxidación de la materia orgánica acumulada, incrementando la actividad biológica que acelera las tasas de descomposición y la movilización del carbono por los gases liberados a la atmósfera (Megonigal et al. 2004; Lal 2007). Una de las principales consecuencias de la infraestructura para el manejo del agua es que los suelos que antes permanecían saturados o inundados durante la temporada de aguas altas, ya no generan condiciones anaeróbicas con niveles de acidez propicias para el crecimiento y regeneración de la vegetación hidrófila. En estas condiciones, los suelos drenados se airean, generando condiciones que los vuelven aptos para el crecimiento de especies con baja tolerancia al anegamiento (Bó et al. 2010) y al mismo tiempo modificando el soporte físico de los

mismos, lo que permite realizar labores de manejo, ingresar maquinarias e instalar infraestructura (Ceballos 2011).

En la porción no insular del Bajo Delta del Río Paraná, el régimen hidrológico se expresa en cada sitio de acuerdo a su geomorfología, la topografía, la conectividad con los cursos de agua y la litología de los sedimentos (Morandeira y Kandus 2015). La geomorfología condiciona los flujos de agua mientras que la topografía determina la inundabilidad y los tiempos de permanencia del agua en los diferentes sectores del gradiente, que en simultáneo establecen los patrones estructurales y funcionales de diversidad florística. Sin embargo, se ha observado que la interacción entre factores naturales (hidroclimáticos) y antrópicos son los que efectivamente condicionan la productividad en el área de estudio (Capítulos II y III) alterando la cubierta vegetal a partir del pastoreo y el pisoteo, y condicionando los flujos de agua debido a la infraestructura para el manejo del agua.

Dado que se ha observado el efecto que estos factores ejercen sobre el componente funcional de la vegetación y la dinámica de la productividad primaria (Capítulo II y III), en este Capítulo se plantea evaluar cómo varían la estructura de las comunidades vegetales y las estrategias de vida de las especies dominantes a escala local, en respuesta a la intensificación ganadera que la región experimentó en los últimos años conjuntamente con la infraestructura asociada para el manejo del agua, la cual ha llevado a la modificación del régimen hidrológico. Se espera que los resultados contribuyan al conocimiento de la diversidad florística y funcional de la vegetación y su relación con la calidad y fertilidad de los suelos en dicha región.

Objetivos

Objetivo general

- Analizar los efectos que la ganadería y la intervención del régimen hidrológico acoplada a la construcción de infraestructura para el manejo del agua, ejercen sobre la estructura de las comunidades vegetales, las estrategias de vida de las especies dominantes y la fertilidad y calidad de los suelos en el Bajo Delta no insular del río Paraná.

Objetivos específicos

- Caracterizar el grado de fertilidad, calidad y textura de los suelos a partir de diversos parámetros edáficos, en respuesta al pastoreo y a la implementación de obras de infraestructura para el manejo del agua en distintas modalidades ganaderas.

- Caracterizar la composición y diversidad florística de las comunidades vegetales e identificar sus cambios en respuesta al pastoreo y a la implementación de obras de infraestructura para el manejo del agua en distintas modalidades ganaderas.
- Caracterizar la variabilidad en los atributos de los rasgos funcionales, en la riqueza de tipos funcionales y en los componentes de la diversidad funcional de las comunidades vegetales e identificar sus cambios en respuesta al pastoreo y a la implementación de obras de infraestructura para el manejo del agua en distintas modalidades ganaderas.

Hipótesis y Predicciones

- Los suelos presentes en las diferentes modalidades ganaderas varían en sus características en respuesta al pastoreo, el pisoteo y a la modificación del régimen hidrológico.
 - El pastoreo y el pisoteo del ganado así como la modificación del régimen hidrológico disminuyen la calidad y fertilidad de los suelos, aumentando el grado de compactación y disminuyendo la proporción de materia orgánica joven en los establecimientos endicados y canalizados.
- Los atributos comunitarios (*riqueza, diversidad y equidad específica*) varían entre las diferentes modalidades ganaderas y son sensibles al pastoreo, al pisoteo y a la modificación del régimen hidrológico.
 - El pastoreo y el pisoteo del ganado aumentan la riqueza específica y disminuyen la diversidad taxonómica, mientras que el cambio del régimen hidrológico en los establecimientos endicados y canalizados conduce a una disminución de especies de humedal a favor de un incremento en especies típicas de ambientes terrestres.
- Los componentes de la diversidad funcional (*riqueza, equidad, dispersión y divergencia funcional*) varían entre las diferentes modalidades ganaderas y son sensibles al pastoreo, al pisoteo y a la modificación del régimen hidrológico.
 - El pastoreo y el pisoteo del ganado así como la modificación del régimen hidrológico disminuyen la diversidad funcional en los establecimientos endicados y canalizados.
 - El número de Tipos Funcionales de Plantas disminuye en los establecimientos endicados y canalizados.

MATERIALES Y MÉTODOS

Diseño Experimental

Se identificaron cinco tipos de modalidades ganaderas en el área de estudio (Tabla 12) denominados “tratamientos” de aquí en adelante. Estos tratamientos se distinguen en función del tipo de infraestructura para el manejo del agua (“OI”) (*endicamientos, canalizaciones y sin infraestructura*) y del tipo de ganadería involucrada (*bovina o bubalina*). Cada sitio de muestreo está asociado a un tratamiento.

Modalidad Productiva	Régimen Hidrológico	Observaciones
Ganadería Bovina + Endicamientos (IIB) – “BoD” N = 34 (34)	Desacople de inundaciones recurrentes y del régimen hidrológico natural	Incluso en época de crecidas, el agua no puede atravesar el terraplén perimetral. Solo aporte de agua por precipitaciones.
Ganadería Bovina + Canalizaciones (IIA) – “BoC” N = 22 (15)	Mitigación de inundaciones recurrentes, acopladas al régimen hidrológico natural	Drenaje más rápido de aguas de crecidas y precipitación con la consiguiente pérdida de materia orgánica y nutrientes
Ganadería Bovina sin OI* (IIA) – “BoN-A” N = 29 (18)	Inundaciones recurrentes, acopladas al régimen hidrológico natural	Área sujeta a régimen de inundación regular. Posible efecto sinérgico con los diques y terraplenes cercanos que dificultan el escurrimiento (mayor tiempo de permanencia y mayor altura de las aguas).
Ganadería Bovina sin OI* (IIB) – “BoN-B” N = 48 (50)	Inundaciones recurrentes, acopladas al régimen hidrológico natural	Área sujeta a régimen de inundación regular. Posible efecto sinérgico con los diques y terraplenes cercanos que dificultan el escurrimiento (mayor tiempo de permanencia y mayor altura de las aguas).
Ganadería Bubalina sin OI* (IIB) – “BuN” N = 29 (15)	Inundaciones recurrentes, acopladas al régimen hidrológico natural	Área sujeta a régimen de inundación regular. Posible efecto sinérgico con los diques y terraplenes cercanos que dificultan el escurrimiento (mayor tiempo de permanencia y mayor altura de las aguas).

Tabla 12. Modalidades ganaderas en función del tipo de ganadería realizada y de la infraestructura asociada para el manejo del agua contemplada en este Capítulo. *Se refiere a “sin intervención” sobre el régimen hidrológico. IIA y IIB se refieren a las Unidades de Paisaje del Bajo Delta sensu Kandus et al. 2006 (Ver Capítulo I). *“OI”: obras de infraestructura para el manejo del agua. N = Número de relevamientos florísticos. Entre paréntesis se indica el número de sitios en donde se tomaron muestras de suelo.

Se caracterizó a la vegetación en un total de 162 sitios de muestreo. Cada sitio de muestreo fue seleccionado aleatoriamente y se correspondió con áreas relativamente homogéneas en términos de la estructura de la vegetación y de las condiciones de anegamiento. Los sitios se agruparon de a tres, a lo largo de transectas paralelas al gradiente topográfico, distribuidas al azar y a una distancia mínima de 300m entre sí. Las mismas abarcaron desde el borde del bajo -cuyo límite estaba dado por la presencia de agua permanente-, la media loma, y el alto (Unidad IIa) o el borde del alto (Unidad IIb) -cuyo límite estaba dado por la franja característica de árboles de espinillo-. Este criterio se definió en base a observaciones a campo en las que se identificó a esta porción del gradiente topográfico como la más intervenida por el ganado. La identificación de la posición relativa en el gradiente fue mucho más dificultosa en áreas endicadas debido a la transformación del paisaje original y el movimiento de tierra para la construcción de los terraplenes perimetrales de los diques, y las canalizaciones para el drenaje del agua dentro de los mismos.

Se realizaron cuatro campañas de aproximadamente una semana en 3 años consecutivos: verano 2017, invierno 2018, primavera 2018, y verano 2019. En el Anexo C se resumen las características de los establecimientos ganaderos visitados (Figura 43).

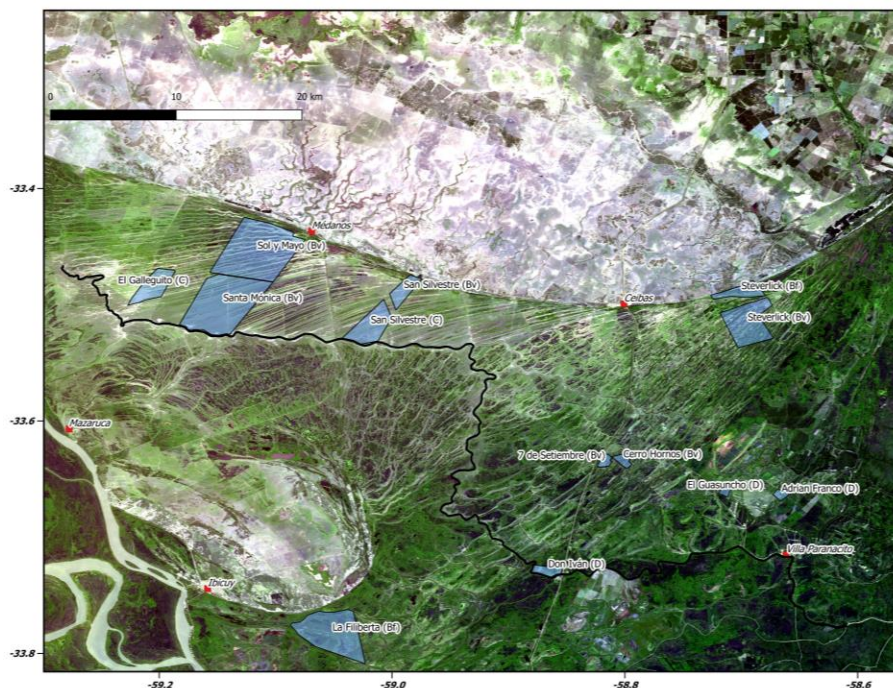


Figura 43. Establecimientos ganaderos en la porción no insular del Bajo Delta del Río Paraná. Entre paréntesis se define la modalidad productiva: sin intervención (Bv), canalizada (C), endicada (D).

Muestras y análisis de parámetros edáficos

Las muestras de suelo se tomaron en 132 sitios, distribuidos a lo largo del gradiente topográfico (A = borde del Alto; ML = Media Loma; B = borde del Bajo) y contemplando las diferentes modalidades ganaderas (Tabla 12). En consecuencia, la totalidad de los sitios estaba sometida a cierta presión de pastoreo bovino o bubalino de baja – mediana intensidad, en ambientes caracterizados por la presencia de canalizaciones, terraplenes y endicamientos, y en ausencia de ellos. Estos sitios no coincidían necesariamente con los relevamientos florísticos.

Para la caracterización edáfica se colectaron muestras de suelo superficial con un barreno helicoidal manual y se extrajeron muestras de 100 cm^3 con un muestreador de densidad aparente *Eijklekamp*®. Para la extracción de estas muestras, se cortó al ras la vegetación y se removió el mantillo vegetal antes de su extracción. Las muestras fueron pesadas a campo, y posteriormente colocadas en bolsas plásticas y trasladadas al laboratorio donde se traspasaron a bolsas de papel madera y se dejaron en estufa a $60\text{ }^\circ\text{C}$ hasta alcanzar peso constante. Sobre aquellas muestras tomadas con el medidor de densidad aparente se registró su peso seco y posteriormente se estimó su densidad aparente como $DA = P_{seco}/Volumen$, considerando a ésta como una medida del grado de compactación del suelo (Rojas y Peña 2012). Las restantes variables (pH, conductividad eléctrica (CE), carbono orgánico (CO), nitrógeno total (N), fósforo extractable (P), textura y materia orgánica particulada (MO_p)) (Tabla 21, Anexo D) se determinaron en el Laboratorio del Instituto de Suelos (*LabIS*), perteneciente al Centro de Investigación de Recursos Naturales (CIRN), Instituto Nacional de Investigación Tecnológica y Agropecuaria (INTA, Sede Castelar).

Se estimó el grado de compactación en función de los valores presentados en la Tabla 22 (Anexo D). Se describieron los niveles de nitrógeno total, fósforo extractable y conductividad eléctrica de los suelos del área de estudio de acuerdo a los valores recopilados en la Tabla 23 (Anexo D) y la textura del suelo según el criterio de Schoeneberge et al. (2012), graficándola en un triángulo de textura con el paquete de herramientas *soiltexture* (Moeys 2018), en RStudio.

Para analizar la existencia de colinealidad y redundancia entre las variables edáficas, se inspeccionó la relación entre los pares de variables mediante una matriz de correlación de *Pearson*. Posteriormente, las variables fueron incorporadas a un Análisis de Componentes Principales (PCA) para ordenar los sitios en función de las mismas y establecer posibles diferencias entre las modalidades ganaderas consideradas y la posición a lo largo del gradiente topográfico. Se evaluó el aporte de las variables al

ordenamiento mediante una correlación de *Pearson* entre los scores de los dos primeros componentes y los valores de cada variable. Para evaluar la significancia de las diferencias se realizaron ANOVAs de dos factores con interacción entre modalidad ganadera y gradiente topográfico, con posterior verificación de los supuestos correspondientes.

Censos de vegetación y patrones de diversidad

En cada sitio de muestreo se realizaron tres censos de vegetación en *plots* de 1m² a lo largo del gradiente topográfico (A = borde del Alto; ML = Media Loma; B = borde del Bajo), con el propósito de abarcar la totalidad de la variabilidad presente en la zona de pastoreo del ganado en el área de estudio y en cada ambiente. La identificación taxonómica de las especies de plantas fue realizada a partir de bibliografía (Flora de la Provincia de Entre Ríos –Burkart, 1969- y material accesorio) y por determinación de los ejemplares colectados por la Lic. Soledad Nomdedeu, Personal de Apoyo a la Investigación y Desarrollo en IIIA, UNSAM - CONICET.

Se estimó la cobertura de especies vegetales de cada censo como el centro de la clase de abundancia – cobertura de Braun – Blanquet (1 = 2,5 %, 2 = 15,0 %, 3 = 37,5 %, 4 = 62,5 %, 5 = 87,5 %) y como 0,01 % y 0,10 % para las clases *ry* + respectivamente) (Kuchler et al. 1976). En cada uno de los 162 sitios censados se cuantificó la riqueza de especies (número de especies presentes) y se estimó la riqueza total (diversidad gamma) como el número total de especies observadas por medio de los indicadores no paramétricos Chao (Chao 1987) y Jackknife de primer orden (Smith y van Belle 1984). Estos indicadores consideran al número de especies que fueron observadas sólo una vez, ya que en ambientes con especies de baja abundancia o inconspicuas la riqueza real puede ser subestimada debido a la no detección de algunas especies (Magurran 2013). Se construyeron curvas de acumulación de especies para el total de los sitios y para conjuntos de sitios correspondientes a la posición topográfica (A – ML – B) y para cada tratamiento. A partir de estos valores, se estimó la completitud del inventario para toda el área de estudio y para cada tratamiento como $CI = S_{OBS} / S_{ESTIMADA}$. Este indicador da cuenta de cuán adecuado fue el esfuerzo de muestreo (Nanni et al. 2019).

Se estimó la diversidad alfa de los sitios con el índice de *Simpson* (*D*) y con el índice de *Shannon-Wiener* (*H'*) (Magurran 2013). El primero está más influenciado por las especies dominantes, mientras que el segundo otorga mayor relevancia a la riqueza de especies y el número de especies raras. La equidad de Simpson se estimó como D/S (donde S equivale a la riqueza de especies), mientras que la equidad de Pielou (*J*) se

estimó como $H'/\log(S)$. Posteriormente, se analizó si la riqueza o la diversidad de especies diferían entre tratamientos y entre posiciones topográficas.

Para evaluar la significancia estadística de las diferencias entre los índices de riqueza, diversidad y equidad específica se utilizó un modelo lineal general mixto (*GLMM*) con modalidad ganadera (MOD) y posición en el gradiente topográfico (GRAD) como efectos fijos y la transecta (TR) como efecto aleatorio. Estos análisis se realizaron con el programa estadístico *Infostat* (Di Rienzo et al. 2011) y con el módulo de compatibilidad con RStudio (R Core Team 2019). La estimación de los índices de riqueza y diversidad taxonómica se realizó con los paquetes *vegan* (Oksanen et al. 2019) y *BiodiversityR* (Kindt y Coe 2005); los box-plots con *ggbiplot* (Vu 2011), *ggpubr* (Kassambara 2019), *gridExtra* (Auguie 2017); los gráficos de dispersión fueron realizados en el paquete *base* de RStudio (R Core Team 2019).

Elección, medición y recopilación de rasgos funcionales

En cada uno de los sitios en donde se estimó la riqueza taxonómica de especies vegetales y se censaron los datos de abundancia-cobertura, se identificaron *in situ* las poblaciones dominantes (una a dos especies por sitio) en las que medir o registrar un conjunto de rasgos funcionales y estructurales. El criterio para considerar que una especie era dominante se basó en que su cobertura, estimada según la escala de *Braun-Blanquet*, resultara máxima entre las especies que estaban presentes en el censo o bien de al menos el doble que la cobertura de las especies acompañantes. Este criterio buscó contemplar al menos el 80% de la biomasa total y se fundamentó en la hipótesis del cociente de las biomásas (Grime 1998) que sugiere que es suficiente tener en cuenta a las especies dominantes de una comunidad para describir correctamente las propiedades funcionales de la misma, las respuestas a cambios del ambiente y los efectos en ciclos biogeoquímicos (Garnier et al. 2004, 2007; Lavorel et al. 2007; Morandeira y Kandus 2016).

Cuando la misma especie dominaba en sitios de muestreo consecutivos (<300m), en condiciones semejantes y en la misma posición del gradiente topográfico, se consideró que se trataba de la misma población y que medir sus rasgos funcionales en sólo uno de los sitios era suficiente para caracterizarla. Se midieron entre una y diecisiete poblaciones de cada especie identificada *in situ* como dominante sobre un total de 162 sitios. En total, se midió y recopiló la información correspondiente a un total de 37 especies dominantes en 162 sitios.

Para elegir los rasgos funcionales a medir en las especies dominantes se realizó una revisión bibliográfica entre los años 2015 – 2017, incluyendo principalmente los trabajos de (Díaz et al. 1998; Garnier et al. 2004, 2007; Díaz et al. 2007, 2015; Garnier y Navas 2012; Pérez-Harguindeguy et al. 2013; Morandeira y Kandus 2016). De aquellos rasgos medidos en dichos trabajos, se escogieron los medidos a nivel de hoja, tallo, individuo, población y/o especie. Finalmente, se incorporaron rasgos estructurales y funcionales potencialmente asociados a la intervención del régimen hidrológico en humedales y a la presión de selección ejercida por la herbivoría, aspectos centrales a evaluar en el presente capítulo. Para cada uno de los rasgos medidos a campo y/o en laboratorio o recopilados a partir de bibliografía, la Tabla 13 resume el tipo de variable (real, categórica o binaria) y sus unidades, la unidad observacional, el tipo de medición y las funciones a las que hace referencia. Los protocolos de medición fueron compilado de los trabajos de Pérez-Harguindeguy et al. (2013) y Morandeira and Kandus (2016). Este último trabajo para el caso de rasgos funcionales asociados a estrategias de vida de plantas en humedales, dado que constituye uno de los antecedentes más recientes y relevantes en la temática. La recopilación y medición de rasgos se detalla en el Anexo F.

Clasificación en los tipos funcionales de plantas (TFP)

Para describir la relación entre los rasgos cuantitativos o continuos se realizó, a modo exploratorio, un análisis de componentes principales (PCA). A fin de evitar redundancia entre los diferentes rasgos y considerar sólo los rasgos no redundantes en los análisis posteriores, se analizaron las correlaciones y asociaciones entre rasgos continuos y categóricos. Las asociaciones entre rasgos continuos fueron evaluadas mediante correlaciones de *Pearson* entre pares de rasgos. Si la correlación era significativa ($p < 0,01$) y tenía una asociación mayor al 40% ($|r| > 0,4$), se retuvo en la matriz de datos aquel rasgo que había podido medirse en mayor cantidad de sitios, y se priorizó la incorporación de rasgos medidos sobre aquellos recopilados. Para evaluar la relación entre variables cualitativas, se realizó un test de Chi^2 a partir de tablas de contingencia entre los pares de rasgos y cuando la distribución *difería de la esperada por azar* se procedió a eliminar uno de dichos rasgos del par. Finalmente, con aquellos no redundantes se construyó una matriz de rasgos x especies.

Rasgo Funcional	Abreviatura	Medición/Recopilación	Unidades/Categorías	Funciones asociadas
Altura de la Planta	VPH	5 individuos	cm	Competitividad; fecundidad de la planta, longevidad; uso de entorno lumínico e hídrico
Historia de Vida	LH	Compilación bibliográfica	Anual/Bianual – Perenne	Persistencia; dispersión; tolerancia al estrés
Forma de Vida	LF	Compilación bibliográfica	Formas de vida sensu Raunkiaer (1934).	Adaptaciones fisiológicas al entorno lumínico, edáfico e hídrico; adaptación al estrés y disturbios; forma de crecimiento
Tipo Morfo-ecológico	TM	Compilación bibliográfica	Arquitectura. Anexo.	Maximización de la producción fotosintética; protección frente a condiciones climáticas severas; optimización de la altura y posicionamiento del follaje frente a la herbivoría
Origen	Or	Compilación bibliográfica	Nativa – Exótica - Invasora	Indicativo de rasgos relacionados con la colonización y la competitividad
Clonalidad	Cl	Compilación bibliográfica	Presencia/ausencia de estructuras reproductivas vegetativas	Colonización rápida; capacidad de invasión; regeneración post-disturbio
Palatabilidad	PI	Compilación bibliográfica	Palatable/No palatable	Integrador de varios rasgos subyacentes de la calidad de la hoja
Tolerancia a la Anoxia (Anegabilidad)	AT	Compilación bibliográfica	Presencia/ausencia de Aerenquima o tallos huecos	Tolerancia a la falta de oxígeno
Tolerancia a la Salinidad	ST	Compilación bibliográfica	Presencia/ausencia de estructuras resistentes a la salinidad o de exclusión de sales	Tolerancia a la salinidad
Síndrome de polinización	PS	Compilación bibliográfica/Observación a Campo	Anexo	Adaptaciones eco-fisiológicas; éxito reproductivo; especialización de rasgos florales
Vía Fotosintética	PP	Compilación bibliográfica	C3/C4/CAM	Eficiencia fotosintética a altas temperaturas; eficiencia en el uso del agua; eficiencia en el uso de nitrógeno
Contenido de Clorofila Foliar	LCC	5 hojas x 5 individuos	Unidades SPAD	Tasa fotosintética máxima
Área foliar	LA	5 hojas x 5 individuos	cm ²	Crecimiento en sitios sombreados vs. soleados
Peso Fresco Foliar	LFW	5 hojas x 5 individuos	g	Indicativo de contenido de agua en hoja
Peso Seco Foliar	LDMC	5 hojas x 5 individuos	mg g ⁻¹	Tasa de crecimiento relativo potencial; vida útil de la hoja; tasa de descomposición; tolerancia a tensión mecánica
Área Específica Foliar	SLA	5 hojas x 5 individuos	m ² /kg	Tasa de crecimiento relativo potencial; tasa fotosintética máxima
Grosor de la Hoja	LT	5 hojas x 5 individuos	mm	Vida útil de la hoja; tolerancia al estrés; tasa de descomposición
Masa de la Semilla	SM	Compilación bibliográfica	gr	Asignación de recursos y tolerancia al estrés en plántulas; persistencia en el banco de semillas.

Tabla 13. Rasgos funcionales medidos para la identificación de Tipos Funcionales de Plantas. Se indica el nombre de los rasgos funcionales, cómo se midieron o de qué fuentes se recopilaron y el número de réplicas, el tipo de variable y las unidades o categorías, así como sus funciones asociadas.

A partir de la matriz de rasgos x especies, se construyó una matriz de distancia utilizando la distancia de *gower* generalizada (van der Loo 2019), la cual permite analizar conjuntamente datos cualitativos y cuantitativos. La misma se estimó otorgando un peso diferencial a algunos rasgos considerados *a priori* como menos asociados a la herbivoría y a la intervención del régimen hidrológico (*valor de 0,5 en ciclo de vida, vía fotosintética, dispersión y polinización*), pero que de todas formas presentaron un peso excesivo en la confección de árboles de clasificación jerárquica exploratorios. También se identificaron aquellos rasgos asimétricos (*clonalidad, palatabilidad, salinidad, anegabilidad*). La asimetría de un rasgo implica que la presencia y ausencia del mismo no son equivalentes; es decir, que una especie sea por ejemplo, tolerante al anegamiento es mucho más relevante que no lo sea. A partir de la matriz de distancias de *gower* construida en base a la matriz de rasgos x especies, se realizaron clasificaciones jerárquicas, con los métodos de aglomeración *simple, completa, promedio y Ward*. Se estimó el coeficiente de correlación cofenética de los dendrogramas y para la clasificación final se escogió al método cuyo dendrograma presentaba el coeficiente más alto. Para definir el nivel de corte sobre el dendrograma (e.g., el número de TFP a definir) se utilizó el criterio del mayor ancho de siluetas.

Para la caracterización de cada TFP se realizó un análisis de coordenadas principales (PCoA) basado en la matriz de distancia de *gower*. Para analizar qué características presentaban los atributos de los rasgos funcionales en cada TFP, se realizaron correlaciones de *Pearson* entre los primeros dos ejes del PCoA y los rasgos cuantitativos; y regresiones logísticas entre los dos primeros ejes del PCoA y los rasgos cualitativos. Finalmente, se contrastó el número e identidad de TFPs y su identidad en cada una de las modalidades ganaderas consideradas.

Los análisis descriptos se realizaron en el software RStudio con los paquetes *vegan* (Oksanen et al. 2019), *cluster* (Maechler et al. 2019) y *dendextend* (Galili 2015) para la construcción de los dendrogramas y *FD* (Laliberté et al. 2014) para la estimación de los componentes de la diversidad funcional y la clasificación en tipos funcionales de plantas.

Estimadores y componentes de la diversidad funcional

La estimación de los índices de diversidad funcional requiere construir dos matrices de datos, una de especies x rasgos funcionales y otra de sitios x especies, en la que conste su abundancia-cobertura. Para construir esta segunda matriz, se partió de la matriz original de 162 sitios x 105 especies del apartado de diversidad taxonómica del

presente capítulo. En este caso, sólo se consideraron para la medición de los rasgos funcionales a 37 de las 105 especies encontradas puesto que ésta fueron las dominantes en alguno de los 162 sitios. Una vez que ambas matrices fueron coincidentes, se estimó en primer lugar el número de TFP presentes en cada sitio. Luego, se estimaron los componentes de la diversidad funcional basados en múltiples rasgos (Pla et al. 2011), teniendo en cuenta los valores de abundancia-cobertura de cada especie.

La diversidad funcional puede descomponerse en tres componentes (Mason et al. 2005): la riqueza funcional (FRic), la equidad funcional (FEve) y la divergencia funcional (FDiv), los que fueron estimados a través de índices ad hoc. Complementariamente, se incluyó un índice de dispersión funcional (FDis) (Laliberte y Legendre 2010). La caracterización funcional de la comunidad se alcanza al considerar en forma conjunta estos cuatro componentes (Pla et al. 2011). Estos índices se detallan en el Anexo D. Posteriormente, se analizó si estos índices diferían entre tratamientos y entre posiciones topográficas. Para evaluar la significancia estadística de las diferencias se utilizó un modelo lineal general mixto (*GLMM*) con modalidad ganadera (MOD) y posición en el gradiente topográfico (GRAD) como efectos fijos y la transecta (TR) como efecto aleatorio. Estos análisis se realizaron con el programa estadístico *Infostat* (Di Rienzo et al. 2011), y el módulo de compatibilidad con RStudio (R Core Team 2019).

Para identificar la ocurrencia de redundancia funcional se evaluó la significancia de las correlaciones lineales entre los estimadores e índices de diversidad específica o taxonómica (*riqueza de especies, índice de Simpson, Índice de Shannon-Wiener, equidad específica*) y los estimadores de diversidad funcional. Entre los estimadores de diversidad funcional, se incluyeron a los cuatro índices considerados (*riqueza funcional, equidad funcional, divergencia funcional y dispersión funcional*).

RESULTADOS

Análisis de parámetros edáficos. Calidad y fertilidad de suelos.

Las variables edáficas difirieron entre modalidades ganaderas y entre posiciones topográficas (A – ML – B). La densidad aparente (g cm^{-3}) (Figura 44, a) fue significativamente mayor ($F_4 = 4,93, p < 0,001$) en el caso de *BoC* ($1,31 \pm 0,52$). En contraposición, *BuN* y *BoN-B* presentaron valores significativamente menores ($0,78 \pm 0,11$ y $0,93 \pm 0,06$, respectivamente). *BoN-A* y *BoD* presentaron valores intermedios ($1,06 \pm 0,11$ y $1,10 \pm 0,05$, respectivamente). Si bien la interacción entre MOD y GRAD no fue significativa ($F_7 = 1,36, p = 0,23$), se encontraron diferencias significativas ($F_2 = 6,30, p < 0,001$) entre los “bajos” ($0,86 \pm 0,04$), y el resto ($1,07 \pm 0,05$).

El pH no presentó diferencias significativas entre modalidades ganaderas ($F_4 = 2,35, p = 0,057$), pero sí entre posiciones en el gradiente topográfico ($F = 10,79, p < 0,001$). Los “altos” ($6,22 \pm 0,11$) presentaron valores significativamente mayores a los “bajos” ($5,50 \pm 0,11$) (Figura 44, b). La conductividad eléctrica (mS cm^{-1}) (Figura 44, c) presentó diferencias significativas entre modalidades ganaderas ($F_4 = 4,81 \pm 0,0013$), pero no entre posiciones en el gradiente ($F_2 = 1,71, p = 0,185$). *BoD* ($0,71 \pm 0,19$) y *BuN* ($0,85 \pm 0,42$) presentaron valores significativamente menores al resto de las modalidades ganaderas ($1,67 \pm 0,42 < CE < 1,92 \pm 0,18$).

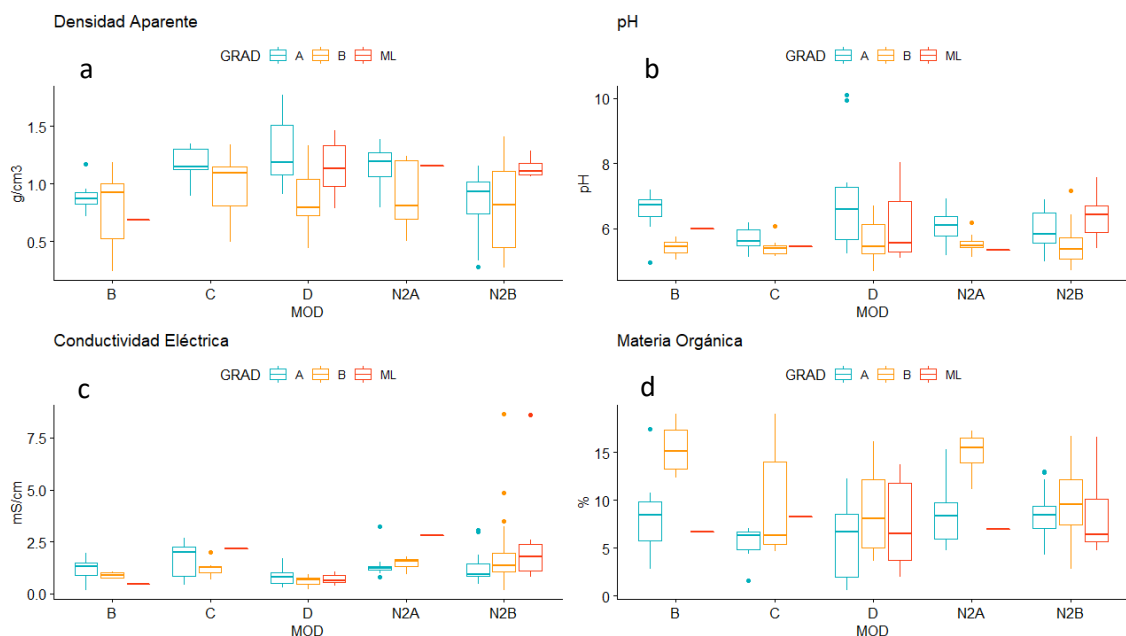


Figura 44. Box-plot de las variables edáficas estructurales: Densidad Aparente, pH, Conductividad Eléctrica y Materia Orgánica en cada una de las Modalidades Ganaderas, y discriminado en función de la posición en el Gradiente Topográfico. B: Bubalino; C: Canalizado; D: Endicado; N2A: Sin Intervención en Unidad Ila, N2B: Sin Intervención en Unidad IIB.

El carbono orgánico (%) (Figura 45, d) presentó diferencias significativas entre modalidades ganaderas ($F_4 = 6,11, p < 0,001$) y entre posiciones en el gradiente ($F_2 = 13,52, p < 0,001$). *BoD* ($4,27 \pm 0,37$) y *BoC* ($4,54 \pm 0,81$) presentaron valores significativamente menores a los encontrados en el resto de las modalidades ganaderas ($5,22 \pm 0,35 < CO < 5,93 \pm 0,80$). Al mismo tiempo, los “bajos” ($6,87 \pm 0,32$) presentaron valores significativamente mayores a los “altos” ($4,29 \pm 0,31$) y las “medias lomas” ($4,38 \pm 0,77$). Este patrón se reflejó también en el porcentaje de materia orgánica (Figura 44, a).

El nitrógeno total (%) (Figura 45, b) presentó diferencias significativas entre modalidades ganaderas ($F_4 = 8,65, p < 0,001$) y entre posiciones en el gradiente ($F_2 = 13,02, p < 0,001$), así como interacción entre ambos factores ($F_7 = 2,08, p = 0,043$). Por un lado, *BuN* presentó valores significativamente mayores ($0,75 \pm 0,08$) al resto de las modalidades ganaderas ($0,39 \pm 0,03 < N < 0,59 \pm 0,05$). Al mismo tiempo, *BoC* ($0,43 \pm 0,05$) y *BoD* ($0,40 \pm 0,04$) presentaron valores significativamente menores. Los establecimientos sin intervención, *BoN-A* y *BoN-B* se diferenciaron del resto por valores intermedios ($0,59 \pm 0,05$ y $0,51 \pm 0,03$, respectivamente). A su vez, los “bajos” presentaron los valores significativamente más altos de nitrógeno total ($0,66 \pm 0,03$) respecto de los “altos” y las “medias lomas”. En términos de la interacción entre ambos factores, se observa que las posiciones topográficas “bajas” en *BoN-A* ($0,76 \pm 0,07$) y *BuN* ($0,98 \pm 0,08$) presentaron valores significativamente mayores al resto de las combinaciones ($0,30 \pm 0,08 < N < 0,55 \pm 0,08$).

La relación carbono–nitrógeno (C/N) (Figura 45, c) varió significativamente entre modalidades ganaderas ($F_4 = 4,40, p = 0,0026$). *BuN* ($9,25 \pm 0,47$) presentó valores significativamente menores, mientras que *BoN-A* presentó los valores significativamente más altos ($11,80 \pm 0,43$). Los valores intermedios también se diferenciaron significativamente, y se corresponden a las modalidades *BoC*, *BoD* y *BoN-B* ($10,25 \pm 0,47 < C/N < 10,79 \pm 0,27$).

Por último, el fósforo extractable (*ppm*) (Figura 45, d) presentó diferencias significativas entre modalidades ganaderas ($F_4 = 8,59, p < 0,001$), observándose que *BuN* presentó los valores significativamente más altos ($49,05 \pm 6,96$) al resto de las modalidades ($10,03 \pm 6,96 < P < 31,22 \pm 5,58$).

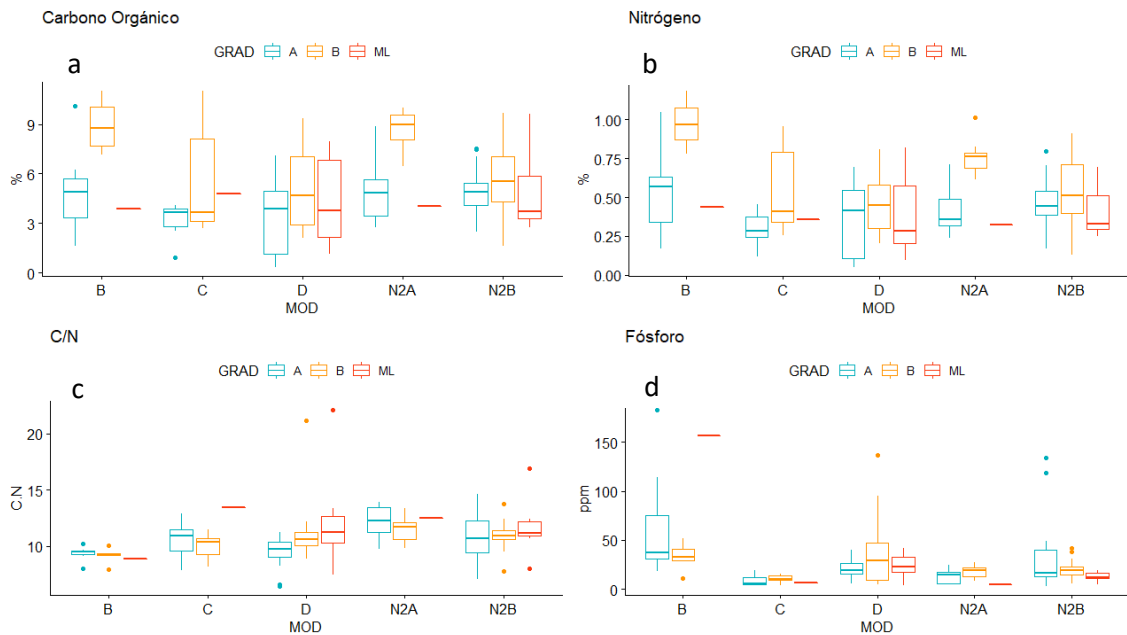


Figura 45. Box-plot de las variables edáficas de fertilidad potencial: Carbono Orgánico, Nitrógeno Total, Relación C/N, y Fósforo extractable en cada una de las Modalidades Ganaderas, y discriminado en función de la posición en el Gradiente Topográfico. B: Bubalino; C: Canalizado; D: Endicado; N2A: Sin Intervención en Unidad Ila, N2B: Sin Intervención en Unidad IIB.

En relación al porcentaje de muestra por fracción granulométrica ($>/< 100\mu$) (Figura 46, a), se observaron diferencias significativas entre modalidades ganaderas ($F_4 = 17,73$, $p < 0,001$). En ese sentido, *BuN* presentó un porcentaje significativamente menor ($74,96 \pm 4,99$) de muestra con tamaño de partícula $< 100 \mu$. Esta porción de muestra contiene la materia orgánica “vieja”, mientras que la porción complementaria ($> 100 \mu$), contiene la materia orgánica “joven”. Complementariamente, *BuN* presenta valores significativamente mayores de proporción de muestra en la fracción $> 100 \mu$ ($21,55 \pm 1,81$).

Respecto de la materia orgánica relativa de cada fracción, se observaron diferencias significativas entre modalidades ganaderas ($F_4 = 5,70$, $p < 0,001$), siendo *BuN* ($47,16 \pm 9,74$) la que presentó una proporción significativamente menor de MO en la fracción de muestra $< 100 \mu$. En la fracción $> 100 \mu$ (Figura 46, a), la modalidad *BuN* presentó valores significativamente mayores de materia orgánica, respecto al resto de las modalidades. En general, la mayor proporción de materia orgánica se encontró en la fracción $> 100 \mu$, y en consecuencia, corresponde a materia orgánica “joven”.

El porcentaje de materia orgánica en la fracción $< 100 \mu$ (vieja) (Figura 46, c) presentó diferencias significativas entre modalidades ganaderas ($F_4 = 11,46$, $p < 0,001$). *BuN* ($4,52 \pm 1,53$) y *BoN-B* ($4,27 \pm 0,55$) presentaron un porcentaje significativamente mayor respecto de las otras modalidades ganaderas ($2,74 \pm 0,42 < MOp < 3,42 \pm 0,70$).

El porcentaje de MO en la fracción > 100 μ (joven) (Figura 46, d) también presentó diferencias entre modalidades ganaderas ($F_4 = 11,445$, $p < 0,001$). *BoN-A* y *BoN-B* se diferenciaron y presentaron valores significativamente más altos de MO joven ($24,35 \pm 1,51$ y $21,66 \pm 1,19$, respectivamente). *BuN* presentó valores significativamente menores ($11,18 \pm 3,32$), mientras que *BoD* y *BoC* presentaron valores intermedios ($17,13 \pm 0,91$ y $19,22 \pm 1,20$, respectivamente).

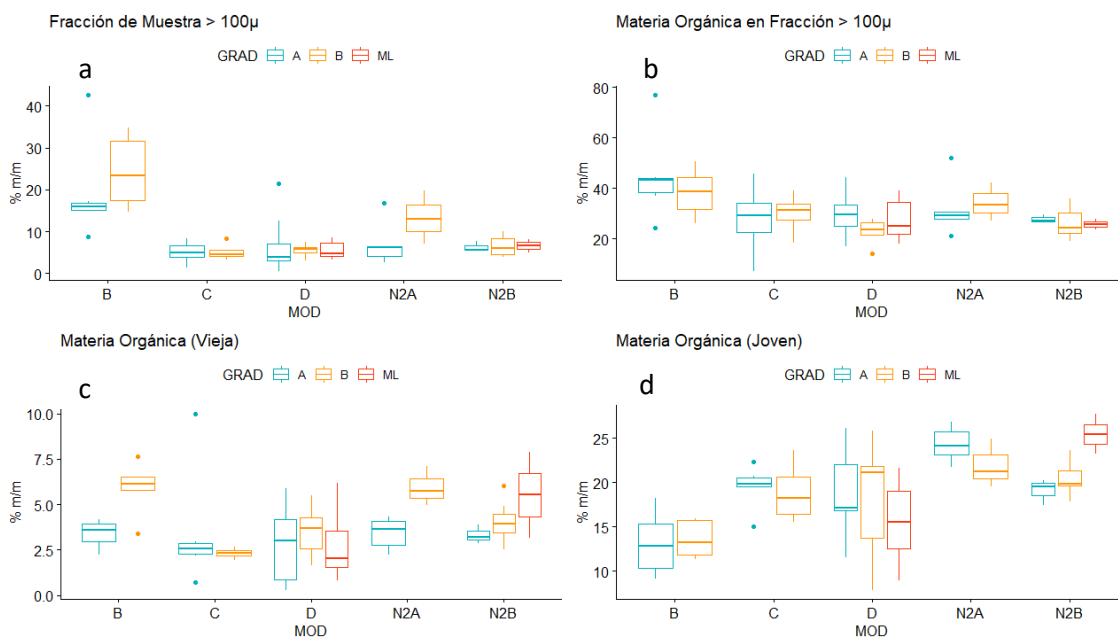


Figura 46. Box-plot de las variables edáficas relacionadas al Carbono Orgánico Particulado (Materia Orgánica Vieja/Joven) en cada una de las Modalidades Ganaderas, y discriminado en función de la posición en el Gradiente Topográfico. B: Bubalino; C: Canalizado; D: Endicado; N2A: Sin Intervención en Unidad Ila, N2B: Sin Intervención en Unidad IIB.

Los primeros dos componentes principales (CP) del ordenamiento de los sitios en función del conjunto de variables edáficas (Figura 47) explicaron el 59,40% de la varianza total ($CP 1 = 43,20\%$, $CP 2 = 16,20\%$). Hacia valores negativos del eje 1 se ordenaron los sitios con valores más altos de densidad aparente (DA) y pH. Hacia valores positivos, se ordenaron los sitios con mayor contenido de nitrógeno total (N), materia orgánica (MO) y carbono orgánico (CO).



Figura 47. Representación gráfica del Análisis de Componentes Principales mostrando el ordenamiento de los sitios en función del conjunto de variables edáficas consideradas para las diferentes (a) modalidades ganaderas y (b) sectores del gradiente topográfico en el Bajo Delta no insular del Paraná. El círculo de mayor tamaño en cada caso corresponde al centroide de cada elipse. B: Bubalino; C: Canalizado; D: Endicado; N2A: Sin Intervención en Unidad Ila, N2B: Sin Intervención en Unidad IIB.

Sobre el eje 2 se ordenaron hacia valores positivos aquellos sitios con valores más altos de fósforo extractable (P) y hacia valores negativos se ordenaron aquellos sitios con mayor conductividad eléctrica (CE), y mayor relación C/N.

Si se analiza el ordenamiento de los sitios en función de la pertenencia a cada modalidad ganadera, se observa que los sitios correspondientes a *BuN* así como aquellos sitios de *BoD* se ordenaron principalmente hacia valores positivos del eje 2, caracterizados por altos valores de fósforo extractable. El resto de las modalidades ganaderas se segregaron sutilmente a lo largo del eje 1, de manera tal que hacia valores

positivos del mismo se ordenaron aquellos sitios pertenecientes a *BoN-A* y *BoN-B*, caracterizados por mayor contenido de MO y N. Hacia valores negativos de este eje se ordenaron, a su vez, los sitios pertenecientes a *BoD* y *BoC*, caracterizados por valores más altos de densidad aparente (compactación) y de *pH*. A su vez, estas últimas dos modalidades, se separan levemente sobre el eje 2.

Si el ordenamiento se analiza en función de la posición topográfica, se observa que los sitios de “bajos” se separan mayoritariamente hacia valores positivos del eje 1, caracterizados por mayor contenido de N, y MO. Por el contrario, los “altos” y “medias lomas” se agrupan hacia valores negativos, y valores más altos de *pH* y densidad aparente. Estas últimas dos posiciones topográficas, su vez, se separan sutilmente sobre el eje 2, ordenándose los “altos” hacia valores positivos y mayores niveles de fósforo y una menor relación C/N, y las “medias lomas” hacia valores negativos asociados a una mayor relación C/N.

En la Tabla 14 se resume la asociación de cada una de las variables edáficas con los dos primeros ejes derivados del PCA mediante correlaciones de *Pearson*. Se observa que la cantidad de fósforo es determinante en la separación de los sitios sobre el eje 2, mientras que sobre el eje 1 se identifican dos grupos de variables en función de si correlacionan positiva o negativamente con este eje. El contenido de MO, CO, y N correlacionaron positivamente con el eje 1, mientras que la CE, la relación C/N, DA y el *pH* correlacionaron negativamente. Sobre el eje 1 se observa que las diferencias entre sitios están dadas mayoritariamente por el contenido de materia orgánica y sobre el eje 2, en función del contenido de fósforo y la relación C/N.

Variable	Eje1 (43,2%)	Eje2 (16,2%)
Carbono Orgánico (CO)	0,968***	
Materia Orgánica (MO)	0,968***	
Nitrógeno Total (N)	0,938***	0,196*
Fósforo Extractable (P)	0,214***	0,731***
Conductividad Eléctrica (CE)	0,185***	-0,184*
<i>pH</i>	-0,452***	0,287***
Densidad Aparente (DA)	-0,646***	
Relación C/N (C/N)		-0,767***

Tabla 14. Asociación de cada una de las variables edáficas con los dos primeros ejes del PCA. * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$.

Los resultados del modelo lineal general (GLM), considerando como variable respuesta los dos primeros componentes obtenidos en el PCA, mostró diferencias significativas entre modalidades ganaderas ($F_4 = 6,29$, $p < 0,001$) y entre posiciones

topográficas¹ ($F_2 = 31,56, p < 0,001$) para el eje 1. Se identificaron dos grupos: el primer grupo, constituido por las modalidades *BuN*, *BoN-A* y *BoN-B*; el segundo grupo, por *BoC* y *BoD*. Además, se observan diferencias significativas entre “altos” y “medias lomas”. Por otro lado, para el eje 2 sólo se detectaron diferencias significativas entre modalidades ganaderas ($F_4 = 8,68, p < 0,001$). Se observaron diferencias significativas entre *BuN* y *BoD* y, a su vez, entre estas dos modalidades y *BoN-B*, *BoN-A* y *BoC*.

En general, la posición más baja del gradiente se diferenció por su menor grado de compactación y por un mayor contenido de materia orgánica. Entre modalidades ganaderas, aquellas cuyo régimen hidrológico fue intervenido (*BoC* y *BoD*) presentaron los valores más altos de compactación, suelos menos ácidos y menor fertilidad. *BoN-A* y *BoN-B* presentaron suelos más ácidos, con mayor conductividad y fertilidad, mientras que *BuN* se destacó por valores más bajos de relación C/N y relativamente más altos de fósforo.

El contenido de arcilla (Figura 48) presentó diferencias significativas entre modalidades ganaderas, diferenciándose *BoN-B* como aquella con menor proporción de la misma ($22,74\% \pm 3,22$) y *BoC* como la de mayor proporción ($49,16\% \pm 12,93$). A su vez, también se observaron diferencias significativas entre posiciones en el gradiente ($F_2 = 4,18, p = 0,02$), con una menor proporción de arcilla en los “altos” ($28,59\% \pm 2,23$), seguido por los “bajos” ($37,12\% \pm 2,44$) y con la mayor proporción en las “medias lomas” ($50,92\% \pm 18,38$). El contenido de limo (Figura 48) sólo presentó diferencias significativas entre modalidades ganaderas ($F_4 = 6,55, p < 0,001$). Se distinguieron dos grupos: el primero, con porcentajes relativamente menores, correspondió a las modalidades *BuN* ($42,23\% \pm 7,14$), *BoD* ($47,60\% \pm 6,19$) y *BoC* ($51,80\% \pm 16,67$) mientras que el segundo, con porcentajes de limo mayores, correspondió a *BoN-B* ($57,96\% \pm 4,15$) y *BoN-A* ($61,66\% \pm 4,52$). Respecto del contenido de arena (Figura 48), se observaron diferencias significativas entre modalidades ganaderas ($F_4 = 3,59, p = 0,013$). Las mismas se agruparon en función de la unidad de paisaje de pertenencia y, en consecuencia, *BoN-B*, *BoD* y *BuN* presentaron mayor proporción de arena en sus suelos ($18,83\% < arena (\%) < 24,50\%$) mientras que *BoC* y *BoN-A* presentaron una menor proporción ($0,97\% < arena (\%) < 1,85\%$).

¹ En algunos casos, las “Medias Lomas” no se incorporaron a los análisis debido a la baja representatividad en el número de muestras, y la alta dispersión en sus valores que dificultaron el tratamiento estadístico de los datos. Este bajo número de muestras estuvo asociado a la dificultad que presentó la identificación de las posiciones topográficas en ambientes “endicados” y “canalizados”.

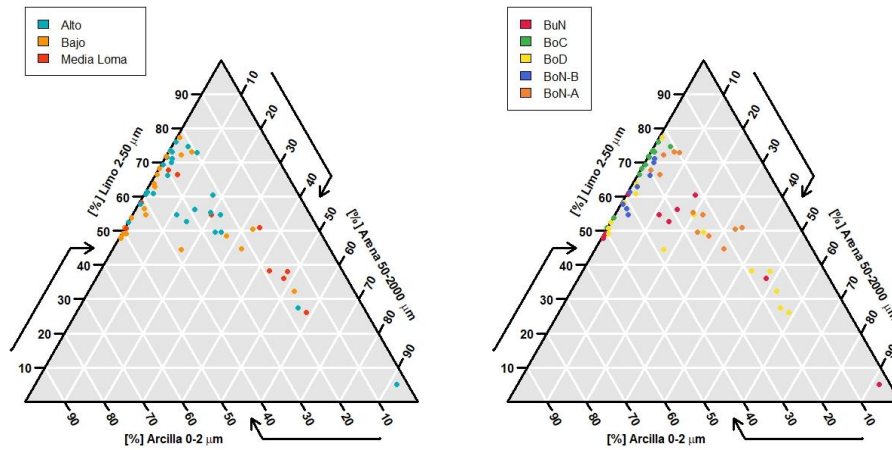


Figura 48. Distribución de los sitios considerados para el análisis edáfico en el Bajo Delta no insular del Paraná de acuerdo a su textura. Se diferencian en función de la posición en el gradiente topográfico (izq.) y en función de la modalidad ganadera (der.).

Riqueza, diversidad y equitatividad taxonómica

Se relevaron 105 especies vegetales en los 162 sitios muestreados (Tabla 24, Anexo E). De estas especies, aproximadamente el 75% corresponde a especies nativas, mientras que un 19% se compone de especies exóticas. El 6% restante son especies exóticas invasoras. El 66% de las especies censadas son perennes, mientras que un 25% corresponde a especies anuales y, en algunos casos, bianuales (5%). El 11% son herbáceas que presentan características de tipo morfo-ecológico palustre y/o acuático (latifoliadas, graminoides y/o equisetoides). Sólo un 7% corresponde a especies semileñosas o leñosas. Las restantes (~72%) son herbáceas latifoliadas y/o graminoides asociadas principalmente a ambientes temporaria o excepcionalmente inundados.

La diversidad gamma fue de $110,97 \pm 10,97$ de acuerdo al estimador *Chao* y de $109,91 \pm 4,10$ de acuerdo al estimador *Jackknife* de primer orden. La curva de acumulación de especies estimada a partir de los 162 censos (Figura 49) muestra que se alcanza una asíntota en el número de especies observadas para toda el área de estudio. De esta manera, tanto los estimadores *Chao* y *Jackknife* de primer orden y la curva de acumulación de especies sugieren que la riqueza de especies observada no subestima y es similar a la riqueza de especies real del área de estudio.

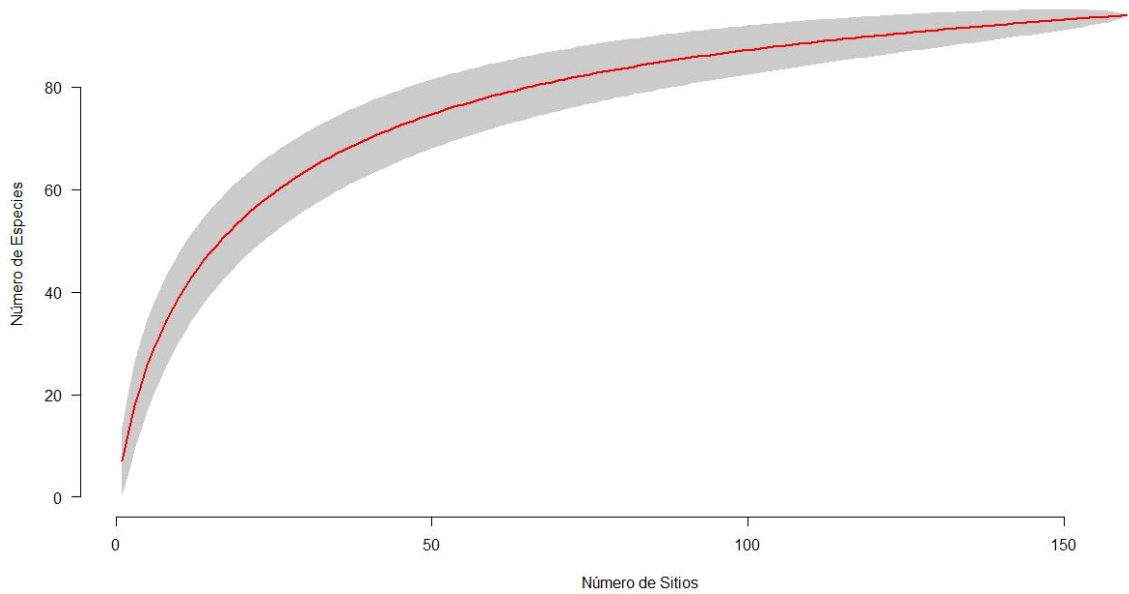


Figura 49. Curva de acumulación de especies para la totalidad de los sitios relevados en el Bajo Delta no insular del Río Paraná (diversidad gamma).

Para un mismo número de sitios relevados, se observa que la riqueza acumulada es similar entre posiciones topográficas (Figura 50, b). Si, por el contrario, se contrastan las curvas de acumulación de especies entre modalidades ganaderas (Figura 50, a), se observa que, para un mismo número de sitios acumulados, la riqueza es sustancialmente mayor en BoN-B. BoC presenta valores similares, con un número menor de sitios relevados. Esta tendencia es continuada por BoN-A, BuN y finalmente, BoD presenta los valores más bajos de riqueza estimada.

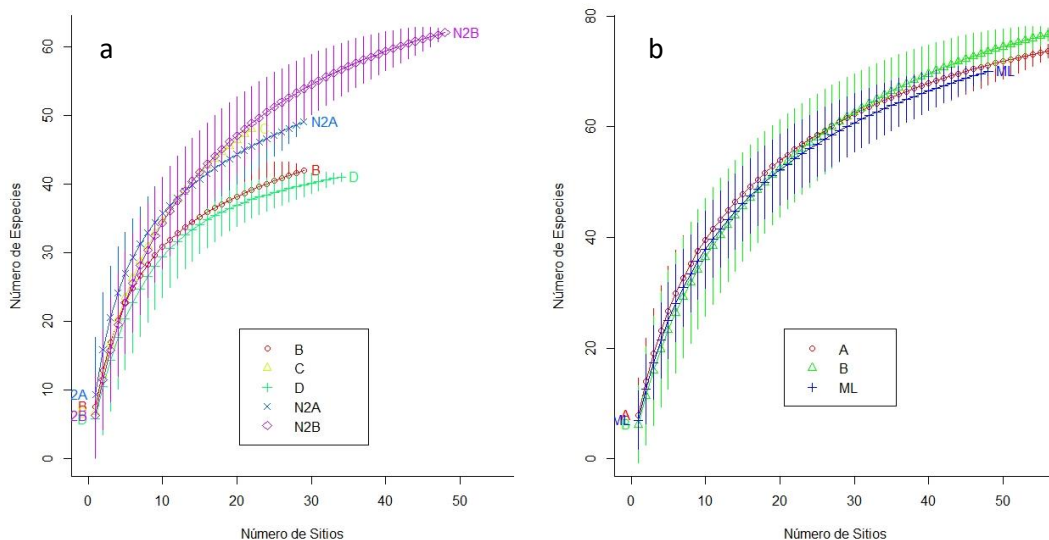


Figura 50. Curva de acumulación de especies vegetales para cada una de las modalidades ganaderas consideradas (a) y en función de la posición en el gradiente topográfico (b) en el Bajo Delta no insular del Río Paraná. B: Bubalino; C: Canalizado; D: Endicado; N2A: Sin Intervención en Unidad Ila, N2B: Sin Intervención en Unidad IIB.

Si por el contrario se contrastan los índices estimados para cada uno de los tratamientos y factores considerados (Tabla 15), se observa que los mayores valores de completitud del inventario se encontraron en *BoN-B* y en *BoD*. El resto de las modalidades ganaderas presenta una subestimación de aproximadamente un 20% en el número de especies totales de acuerdo a los índices *Chao* y *Jackknife*.

Modalidad Ganadera	Chao	Jackknife	Compleitud	Posición Gradiente	Chao	Jackknife	Compleitud
<i>BuN</i> (42)	56,6 ± 12,1	52,6 ± 4,0	75,0%	A (74)	83,7 ± 6,3	89,7 ± 5,0	88,1%
<i>BoC</i> (48)	63,3 ± 9,8	64,2 ± 5,2	75,0%	B (77)	84,2 ± 4,6	94,7 ± 5,0	91,4%
<i>BoD</i> (41)	45,7 ± 4,7	47,7 ± 2,6	90,9%	ML (70)	84,7 ± 8,8	88,6 ± 5,1	82,3%
<i>BoN-A</i> (49)	62,6 ± 10,1	61,5 ± 4,9	79,0%				
<i>BoN-B</i> (62)	68,8 ± 4,9	75,7 ± 3,9	89,8%				

Tabla 15. Índices de riqueza y completitud del Inventario de especies vegetales para cada modalidad ganadera y posición en el gradiente topográfico en el Bajo Delta no insular del Río Paraná. *BuN*: Bubalino Natural; *BoC*: Bovino Canalizado; *BoD*: Bovino Endicado; *BoN-A*: Bovino Natural IIA; *BoN-B*: Bovino Natural IIB.

La constancia de especies presentó un patrón leptocúrtico: es decir, muchas especies ocurrieron en un número bajo de sitios mientras que pocas especies lo hicieron en un alto número de sitios (Figura 51). 32 especies sólo se encontraron presentes en menos de dos sitios (~30% del total). Por el contrario, sólo 16 especies fueron consideradas como las más comunes ya que fueron encontradas en más del 15% de los sitios (incidencia mayor a 28, Anexo).

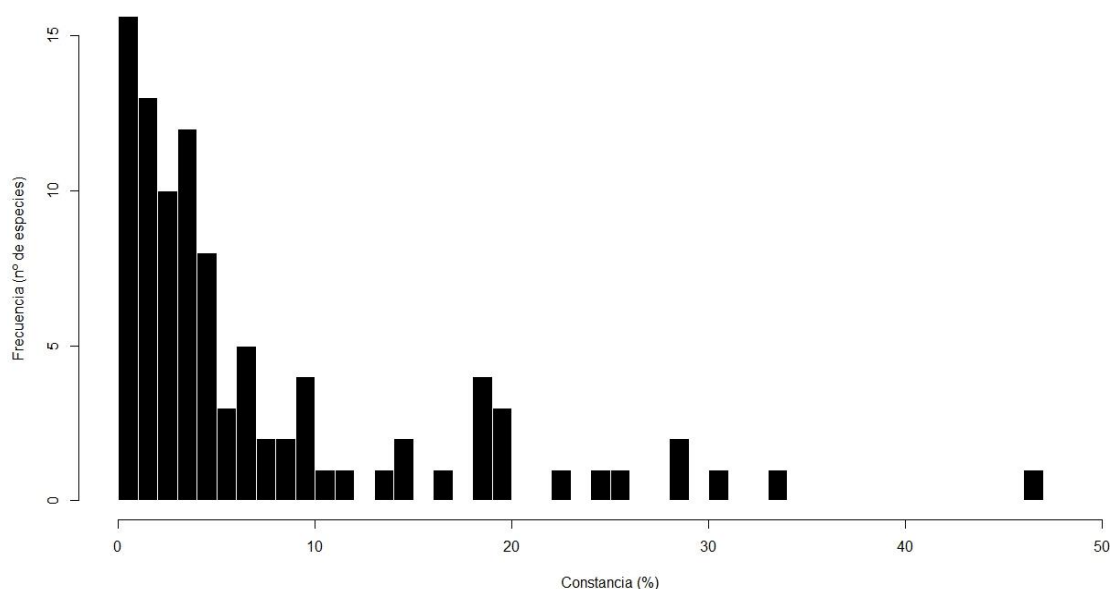


Figura 51. Histograma de frecuencia de especies para cada constancia, para la totalidad de los sitios muestreados en el Bajo Delta no insular del Río Paraná.

En cuanto al número de especies compartidas, se observa que una alta proporción de especies se encuentran simultáneamente en todas las posiciones del gradiente topográfico (50). Por el contrario, la exclusividad en términos del gradiente es relativamente baja, encontrándose el mayor número de especies exclusivas en los

“bajos” (12). Complementariamente, se observa que las “medias lomas” comparten más especies con los “altos” y los “bajos” que las que se comparten entre los “altos” y los “bajos”.

En términos de las distintas modalidades ganaderas, la similitud es relativamente alta entre ellas, observándose un número acotado de especies exclusivas. El mayor número se observa en los establecimientos *BoN-B*. Un bajo número de especies está presente en todas las modalidades (10), siendo relativamente mayor el número e identidad de especies compartidas entre *BoC* y *BoN-A*, y entre *BoD* y *BoN-B*, pertenecientes, en cada caso, a la misma Unidad de Paisaje.

La riqueza y los estimadores de diversidad y equidad taxonómica presentaron diferencias en función de las modalidades ganaderas y de la posición en el gradiente topográfico (Figura 52). La riqueza observada (S) presentó diferencias significativas entre modalidades ganaderas ($F_4 = 3,28$, $p = 0,0179$), siendo *BoN-A* la que mostró la composición específica promedio más elevada. No se observaron diferencias entre el resto de las modalidades pero sí una tendencia en la cual *BuN* y *BoC* presentaron mayores valores promedio que *BoD* y *BoN-B*. Si se contempla a la posición en el gradiente como factor fijo, se observan diferencias significativas entre los “altos” de *BoN-A* ($10,17 \pm 0,89$), los “bajos” de *BoD* ($3,91 \pm 0,93$) y el resto de las combinaciones ($5,50 < S < 8,92$). La incorporación de la transecta como factor aleatorio permite explicar un 77% adicional de la variabilidad total.

La diversidad estimada por el índice de Shannon–Wiener (H') presentó diferencias significativas entre modalidades ganaderas ($F_4 = 8,56$, $p = 0,0001$) pero no entre posiciones topográficas ($F_{10} = 0,87$, $p = 0,5587$). Las modalidades *BoN-A*, *BoC* y *BuN* resultaron significativamente más diversas que *BoN-B* y *BoD*. La incorporación de la transecta como factor aleatorio no fue significativa para el modelo.

La diversidad estimada por el índice de Simpson (D) presentó diferencias significativas entre modalidades ganaderas ($F_4 = 6,53$, $p = 0,0001$) pero no entre posiciones topográficas ($F_{10} = 0,75$, $p = 0,6733$). De acuerdo a este índice, la diversidad en *BoD* ($0,42 \pm 0,04$) es significativamente menor al resto de las modalidades ganaderas ($0,51 < D < 0,64$). La incorporación de la transecta como factor aleatorio no fue significativa para el modelo. Finalmente, la equidad de Simpson (ES) no presentó diferencias significativas entre modalidades ganaderas ($F_4 = 0,50$, $p = 0,7373$) ni entre posiciones topográficas ($F_4 = 0,50$, $p = 0,7373$). El aporte de la transecta como factor aleatorio no resultó significativo y se requirió de modelado de varianza a través de la función *Varldent* por posición en el gradiente.

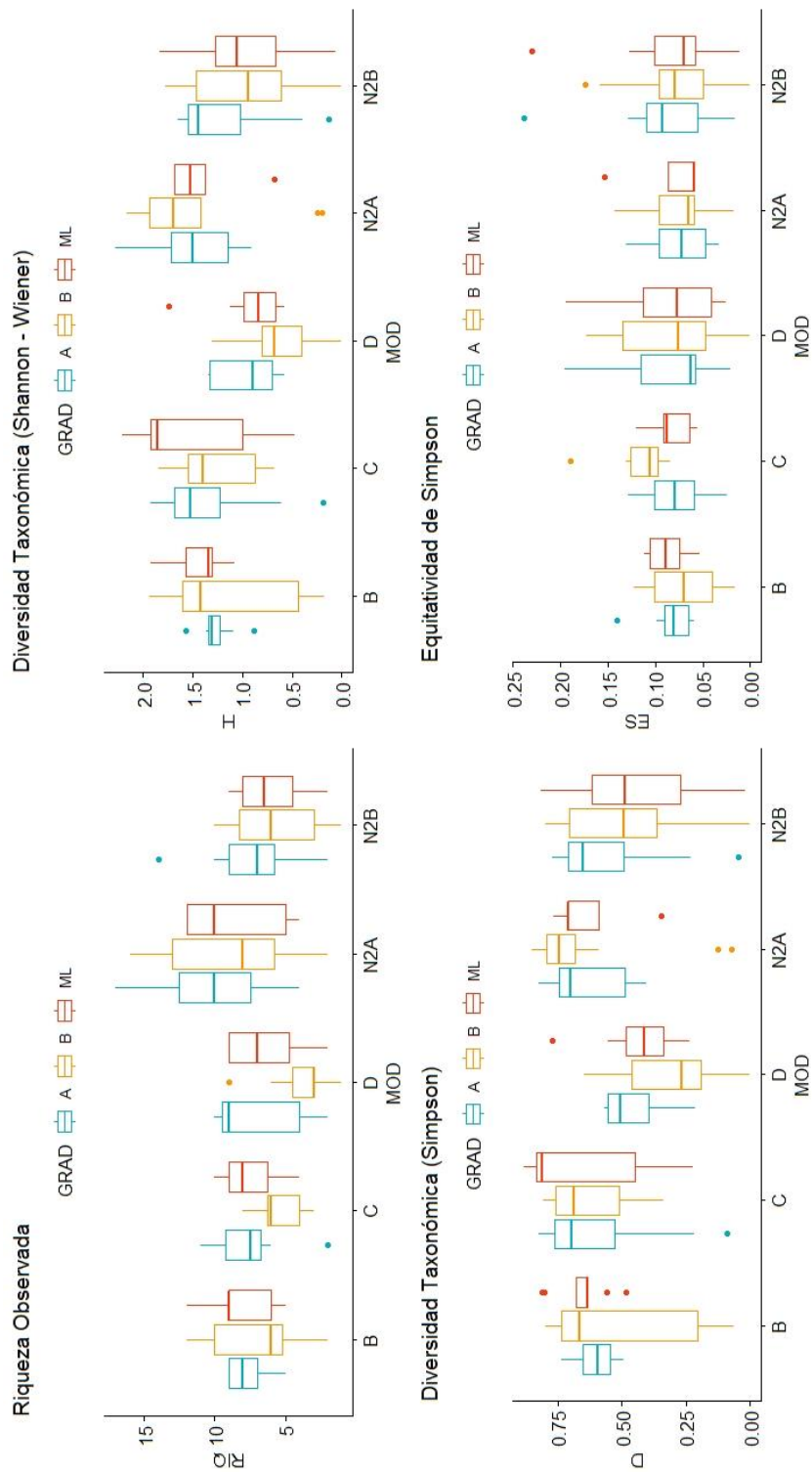


Figura 52. Box-plot de las estimaciones de riqueza, índices de diversidad (Shannon y Simpson) y equidad en cada una de las modalidades ganaderas y discriminado en función de la posición en el Gradiente Topográfico en el Bajo Delta no insular del Río Paraná. B: Bubalino; C: Canalizado; D: Endicado; N2A: Sin Intervención en Unidad IIA, N2B: Sin Intervención en Unidad IIB

La incidencia y abundancia de especies varió entre modalidades ganaderas y entre posiciones en el gradiente topográfico (Figura 53). Sobre un análisis de componentes principales, la modalidad BoN-A se sitúa hacia valores positivos del eje 2

y se caracteriza principalmente por la presencia de *Lotus tenuis* y *Phyla nodiflora* en las posiciones de “media loma” y “alto”, y por *Polygonum punctatum* en posiciones topográficas de “bajo”. Por otro lado, *BoN-B* se sitúa hacia valores positivos del eje 1 y negativos del eje 2, caracterizándose por la presencia/abundancia de *Cynodon dactylon* y parches de *suelo desnudo*. Finalmente, los sitios correspondientes a la modalidad *BuN* se sitúan hacia valores positivos del eje 2, destacándose por una mayor representatividad de especies.

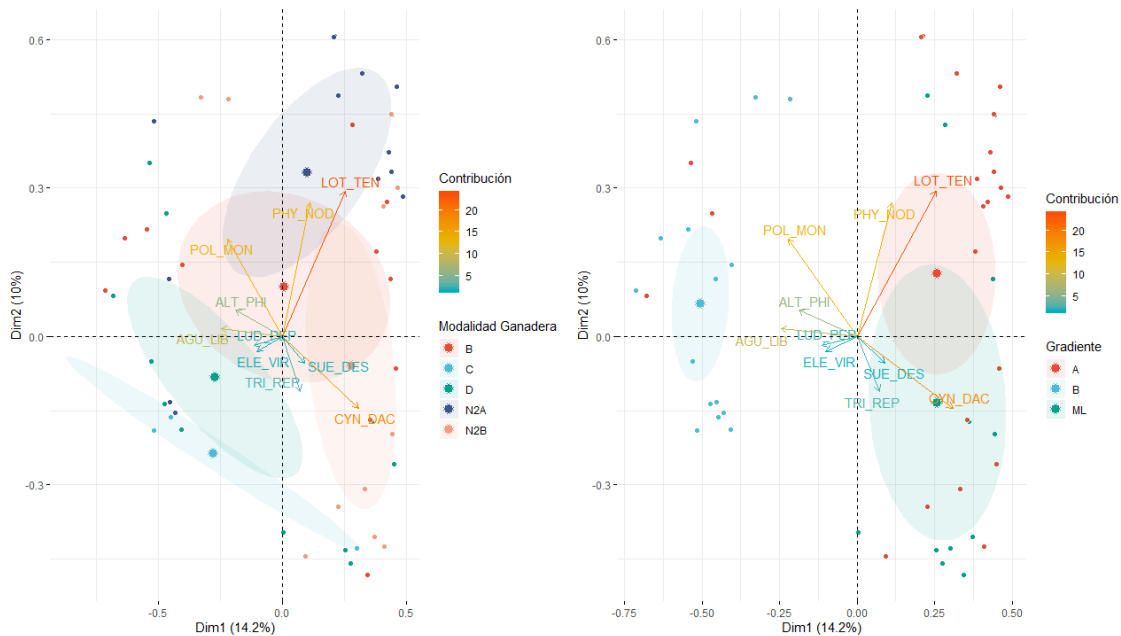


Figura 53. Grupos de Sitios en función de a) la modalidad ganadora y b) en función de la posición en el gradiente topográfico como resultado del análisis de componentes principales (PCA). El círculo de mayor tamaño en cada caso corresponde al centroide de cada elipse. B: Bupalino; C: Canalizado; D: Endicado; N2A: Sin Intervención en Unidad Ila, N2B: Sin Intervención en Unidad IIB.

Por otro lado, si la distribución de sitios se analiza en función de la posición en el gradiente topográfico, los sitios relativamente más bajos se localizaron hacia los valores negativos del eje 1. Estos sitios se caracterizan por la abundancia *Polygonum punctatum*, *Alternanthera phytoloxeroides*, porciones de *agua libre*, *Eleocharis Viridans* y *Ludwigia peploides*. Por otro lado, aquellos sitios ubicados en posiciones relativamente más altas (“altos” y “medias lomas”) se encuentran hacia valores positivos del eje 1. Estos últimos se separan levemente, observándose que las “medias lomas” se caracterizan principalmente por la presencia de *Cynodon dactylon*, *Trifolium repens* y parches de *suelo desnudo* mientras que los “altos” están caracterizados por la presencia de comunidades dominadas por *Lotus tenuis*, *Phyla nodiflora* y *Polypogon monspeliensis*.

Relación entre los rasgos funcionales

Luego de realizar los análisis de correlación e independencia entre rasgos continuos y categóricos respectivamente, se descartaron aquellos rasgos funcionales redundantes. Las variables (rasgos) restantes fueron 14 (5 continuas y 9 categóricas).

Rasgo funcional incluido	Asociado/correlacionado con...	r
Altura de la planta (cm)	Peso seco de la hoja (mg)	0,45
Área foliar específica [SLA] (mm ² g ⁻¹)	Espesor de la hoja (mm)	-0,45
Contenido de clorofila (SPAD)		
Contenido de agua en hoja [LWC] (mg g ⁻¹)	Contenido de materia seca en hoja (mg g ⁻¹)	-1,00
Peso fresco de la hoja (mg)	Masa de la semilla [SM] (g)	0,94
	Peso seco de la hoja (mg)	0,91
	Área foliar (mm ²)	0,86
<hr/>		
Ciclo de Vida (Anual – Perenne)		
Vía Fotosintética (C3– C4)		
Clonalidad (Clonal – No Clonal)	Forma de Vida (categórico)	
Origen (Nativa – Exótica/Invasora)	Salinidad (Tolerante – No Tolerante)*	
Palatabilidad (Palatable – No Palatable)		
Salinidad (Tolerante – No Tolerante)	Origen (Nativa – Exótica/Invasora)*	
Palatabilidad (Tolerante – No Tolerante)		
Dispersión (Anemocoria – Zoocoria)	Forma de Vida (categórico)	
Síndrome de Polinización (Anemofilia – Melitofilia)	Forma de Vida (categórico)	

Tabla 28. Rasgos funcionales no redundantes incluidos en el análisis y rasgos con los cuales están asociados o correlacionados ($p < 0,01$). * Si bien Origen y Tolerancia a Salinidad se encuentran significativamente correlacionados, se decidió conservar ambos rasgos en el análisis dado que la información que cada rasgo aporta podría ser complementaria.

Clasificación en tipos funcionales de plantas

En la clasificación jerárquica de la matriz de 35 especies x 14 rasgos funcionales, el método de aglomeración promedio fue el que presentó mayor correlación cofenética ($r = 0,69$). El nivel de corte en 11 clases fue aquel que maximizó el promedio del ancho de siluetas. Complementariamente, el nivel de corte estimado a partir del método de similitud promedio definió 3 clases a un nivel jerárquico mayor y que respondió principalmente al tipo morfo-ecológico (*arbusto*, *herbácea graminoide/equisetoide* y *herbácea latifoliada*). En un dendrograma (Figura 54) se recuadran por un lado los 11 Tipos Funcionales de Plantas (TFPs) identificados en el área de estudio, y además, se colorean las ramas en función de la línea de corte al nivel superior. Un resumen de las principales características de cada TFP se muestra en la Tabla 16, cuyo sombreado responde a los colores de las ramas en el dendrograma.

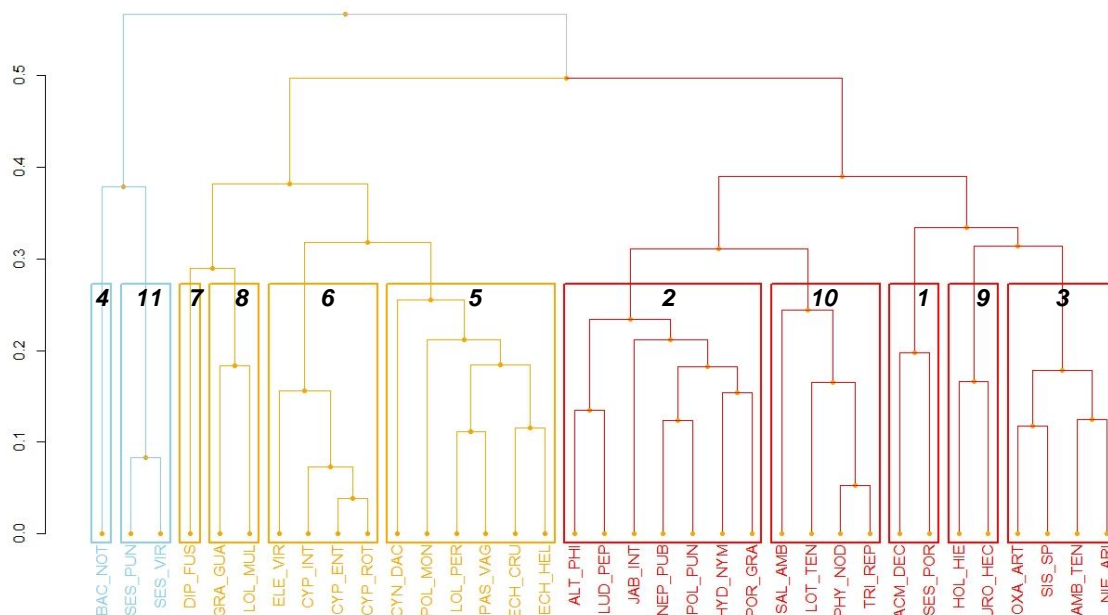


Figura 54. Dendrograma de la clasificación jerárquica de las especies de plantas dominantes en 11 Tipos Funcionales de Plantas (TFP), con distancia de Gower y método de aglomeración promedio, a partir de la matriz de rasgos funcionales no redundantes. Cada color agrupa TFPs que comparten su Forma de Vida.

TFP	Especies	Origen	Tipo	Ciclo	Anox.	Sal.	Pltb.	Clon.	Via F.	Disp/ Pol
4	<i>Baccharis notoserigila</i>	Nativa	Arbusto	Perenne	No	No	No	No	C3	Zoocoria Melitofilia
11	<i>Sesbania punicea</i> <i>Sesbania virgata</i>	Nativa	Arbusto	Perenne	Sí	No	Sí	No	C3	Zoocoria Melitofilia
7	<i>Diplachne fusca</i>	Invasora	Gramínea	Perenne	No	Sí	No	Sí	C3	Anemocoria Anemofilia
8	Gramínea no identificada <i>Lolium multiflorum</i>	Invasora	Gramínea	Perenne	No	No	Sí	Sí	C3	Anemocoria Anemofilia
6	<i>Cyperus enterianus</i> <i>Cyperus intricatus</i> <i>Cyperus rotundus</i> <i>Eleocharis viridans</i>	Nativa	Equisetoide	Perenne	Sí	No	Sí	Sí	C3/C4	Anemocoria Anemofilia
5	<i>Cynodon dactylon</i> <i>Echinochloa crus-galli</i> <i>Echinochloa helodes</i> <i>Lolium perenne</i> <i>Paspalum vaginatum</i> <i>Polypogon monspeliensis</i>	Invasora	Gramínea	Annual Perenne	Sí/No	Sí	Sí	Sí	C3/C4	Anemocoria Anemofilia
2	<i>Alternanthera philoxeroides</i> <i>Hydrocleys nymphoides</i> <i>Jaborosa integrifolia</i> <i>Ludwigia peploides</i> <i>Neptunia pubescens</i> <i>Polygonum punctatum</i> <i>Portulaca grandiflora</i>	Nativas	Latifoliada	Perenne	Sí	No	Sí/No	Sí	C3/C4	Melitofilia
10	<i>Lotus tenuis</i> <i>Phyla nodiflora</i> <i>Salicornia ambigua</i> <i>Tripholium repens</i>	Invasoras	Latifoliada	Perenne	Sí	Sí	Sí	Sí/No	C3	Anemocoria Melitofilia
1	<i>Acmella decumbens</i> <i>Sesuvium portulacastrum</i>	Nativas o Invasoras	Latifoliada	Perenne	No	Sí	No	Sí/No	C3	Melitofilia
9	<i>Holochelium hieracioides</i> <i>Urolepis hecatantha</i>	Nativa	Latifoliada	Annual Perenne	No	No	No	No	C3	Anemocoria Melitofilia
3	<i>Ambrosia tenuifolia</i> <i>Nierembergia aristata</i> <i>Oxalis articulata</i> <i>Sisyrinchium sp.</i>	Nativas o Invasoras	Latifoliadas	Perenne	No	No	No	Sí	C3	Melitofilia

Tabla 16. Caracterización de los Tipos Funcionales de Plantas. Para cada uno de los 11 TFP, se indican las especies que lo integran, su origen y los valores o categorías de los rasgos funcionales que los diferencian.

Los dos primeros ejes del PCoA entre los TFP y los rasgos funcionales no redundantes (Figura 55) explicaron el 28,95% de la varianza total (eje 1 = 18,36%, eje 2 = 10,59%). Hacia valores positivos del eje 1 se ordenaron principalmente TFPs compuestos por herbáceas latifoliadas (TFP 2, TFP 10, TFP 1, TFP 9 y TFP 3), principalmente no palatables e invasoras. Hacia valores negativos del eje 1, predominaron especies (TFP) de herbáceas gramíneas (TFP 7, TFP 8 y TFP 5) y equisetoides (TFP 6). Este eje estaba positivamente correlacionado con rasgos mayoritariamente categóricos. Correlacionó negativamente con la tolerancia a la anoxia, con la palatabilidad, el síndrome de polinización (melitofilia [+], anemofilia [-]), el tipo de dispersión y la vía fotosintética (C3 [+], C4 [-]).

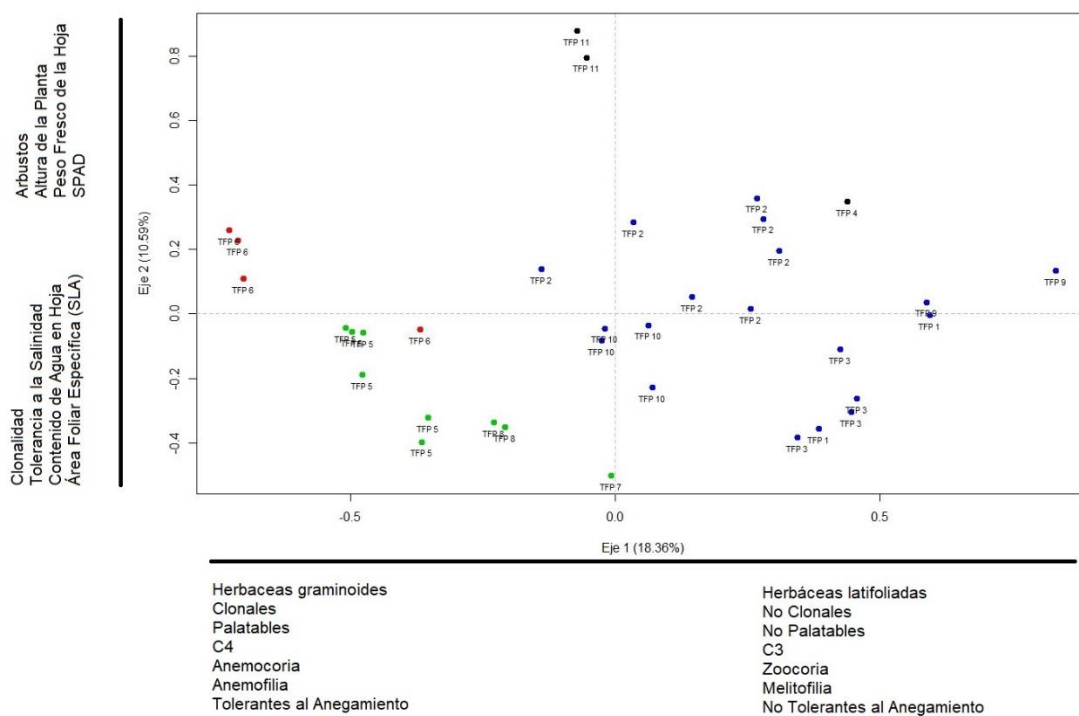


Figura 55. Análisis de Coordenadas Principales (PCoA) basado en la matriz de distancias de Gower sobre las 35 especies dominantes y los rasgos funcionales no redundantes de la Tabla 21. Se muestra el ordenamiento de las especies ($n = 35$) en los dos primeros ejes del PCoA. Se indica el Tipo Funcional de Planta. Cada color corresponde a una Forma de Vida (Tipo Morfo-ecológico): azul: Herbácea latifoliada; verde: Herbácea gramínea; rojo: Herbácea equisetoides; -ro: Arbusto. Para cada eje, se indican los rasgos significativamente asociados a valores positivos y negativos del eje.

Por el contrario, sobre el eje 2 se ordenaron hacia valores positivos especies (TFPs) caracterizados por especies arbustivas (TFPs 4 y 11); y hacia valores negativos, especies gramíneas. Este eje estaba correlacionado positivamente con rasgos principalmente continuos. En particular, correlacionó positivamente con la altura de la planta, con el peso fresco de la hoja y el contenido de clorofila en hoja (SPAD). Por el contrario, correlacionó negativamente con el contenido de agua en hoja (LWC) y el área foliar específica (SLA). Este eje estaba negativamente correlacionado con la tolerancia a la salinidad y con la clonalidad. Hacia valores positivos de este eje se ordenaron las

especies arbustivas de mayor altura y menor área foliar específica. Hacia el centro de ambos ejes se ordenan aquellos TFP que incluyen especies tolerantes al anegamiento y palatables. A medida que nos movemos hacia valores negativos de este eje, dominan los TFP con presencia de herbáceas graminoides y equisetoides, con mayor grado de palatabilidad

Los diferentes TFPs presentaron distintas abundancias relativas en función de la modalidad ganadera. De esta manera, cada modalidad se caracterizó por una combinación diferente de TFP, en términos de su presencia y de su abundancia promedio (Figura 56). Por ejemplo, se observaron TFPs exclusivos de una determinada modalidad ganadera como en el caso del TFP 4, estrictamente asociado a *BoC*, o el TFP 11, presente principalmente en *BoD*. Los TFP 7, TFP 9 y TFP 11 prácticamente estuvieron ausentes en las modalidades *BuD*, *BoN-B* y *BuN*, respectivamente. Por otro lado, se distinguen TFP con amplia distribución a lo largo de las distintas modalidades ganaderas tales como el TFP 2, el TFP 5 y el TFP 10.

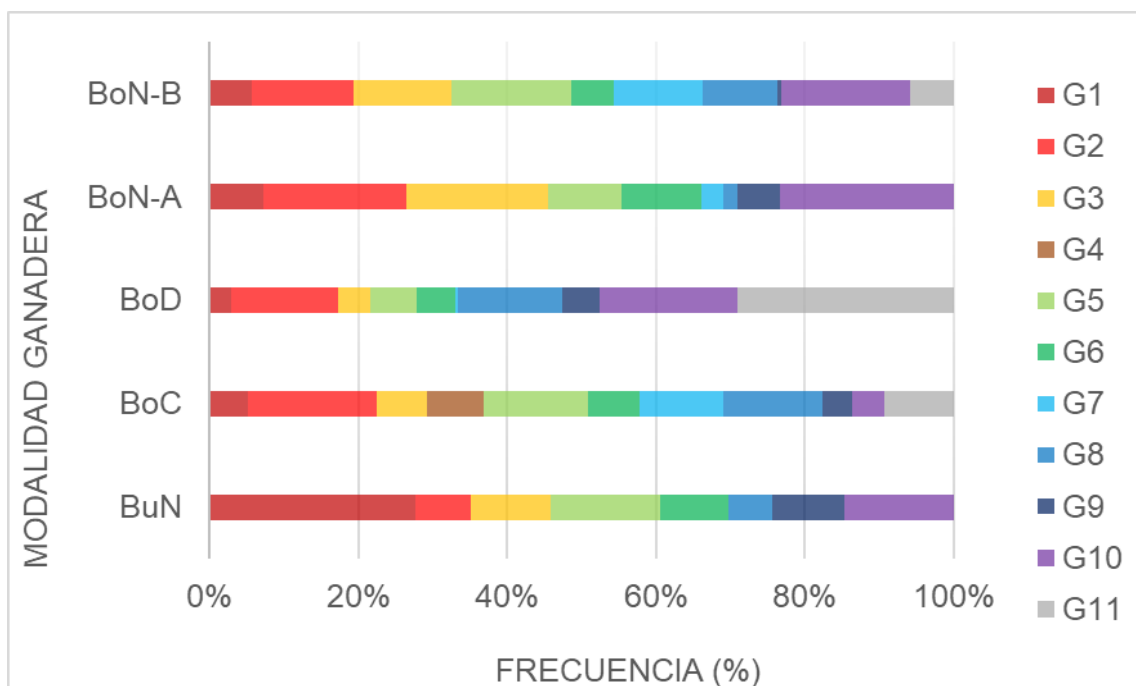


Figura 56. Representatividad de cada Grupo Funcional de Plantas (TFP) en cada modalidad ganadera en el Bajo Delta no insular del Río Paraná. *BuN*: Bupalino; *BoC*: Canalizado; *BoD*: Endicado; *BoN-A*: Sin Intervención en Unidad Ila, *BoN-B*: Sin Intervención en Unidad IIB.

Componentes de la diversidad funcional

Los componentes de la diversidad funcional (*FRic*, *FEve*, *FDiv* y *FDis*) difirieron entre modalidades productivas y entre posiciones topográficas (Figura 57).

La riqueza funcional (*FRic*) presentó diferencias significativas entre modalidades ganaderas ($F_4 = 3,23$, $p = 0,0142$), sin interacción entre modalidad ganadera y posición topográfica ($F_8 = 1,55$, $p = 0,149$). La incorporación de la transecta como factor aleatorio no fue significativa para el modelo. De esta manera, se discriminan dos grupos de sitios: el grupo que presenta valores significativamente mayores de *FRic* está compuesto por los ambientes *BoC* ($0,25 \pm 0,03$). El resto de las modalidades presentaron valores significativamente menores de *FRic* ($0,12 \pm 0,02 < FRic < 0,17 \pm 0,02$).

La riqueza de Tipos Funcionales de Plantas (*nTFP*) no presentó diferencias significativas entre modalidades ganaderas ($F_4 = 1,29$, $p = 0,28$) ni entre posiciones topográficas ($F_2 = 2,65$, $p = 0,07$) pero sí interacción entre ambos factores ($F_8 = 2,07$, $p = 0,045$). La incorporación de la transecta como factor aleatorio fue significativo. Las modalidades ganaderas presentaron entre $3,06 \pm 0,24$ y $3,87 \pm 0,35$ Tipos Funcionales de Plantas y si bien no presentaron diferencias significativas, se ordenaron en una secuencia de menor a mayor de la siguiente manera: *BoN-B*, *BoD*, *BuN*, *BoN-A*, *BoC*.

La equidad funcional (*FEve*) no presentó diferencias significativas entre modalidades ganaderas ($F_4 = 1,82$, $p = 0,13$) ni entre posiciones topográficas ($F_2 = 2,03$, $p = 0,14$). La interacción entre ambos tampoco fue significativa ($F_8 = 0,88$, $p = 0,53$). La incorporación de la transecta como factor aleatorio no aportó información adicional al modelo. Si bien las diferencias no fueron significativas, se identificó una tendencia en la que *BoC* ($0,75 \pm 0,05$) presenta valores promedio relativamente mayores al resto de las modalidades mientras que *BoD* se sitúa en valores relativamente menores ($0,59 \pm 0,04$).

La divergencia funcional (*FDiv*) presentó diferencias significativas entre modalidades ganaderas ($F_4 = 4,04$, $P = 0,006$) pero no entre posiciones topográficas ($F_2 = 1,07$, $p = 0,34$). La interacción entre ambos factores no fue significativa ($F_8 = 0,69$, $p = 0,69$). La incorporación de la transecta como factor aleatorio aportó un 25% de información adicional al modelo. Se observaron diferencias significativas entre *BoD* ($0,60 \pm 0,04$) y *BoN-A* ($0,63 \pm 0,05$) con el resto de las modalidades ganaderas ($0,72 \pm 0,04 < FDiv < 0,80 \pm 0,04$).

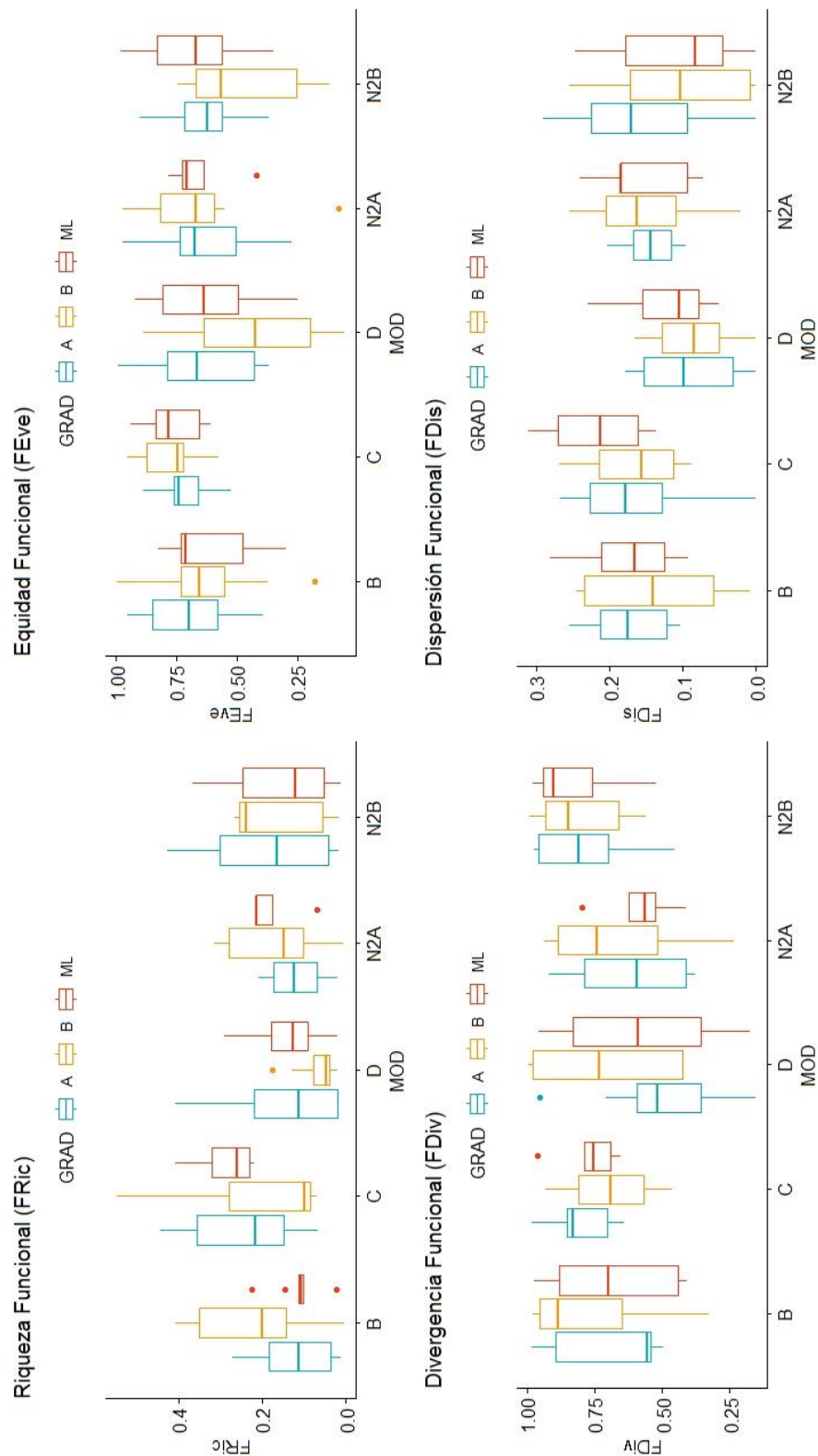


Figura 57. Estimaciones de riqueza funcional, equidad funcional, divergencia funcional y dispersión funcional en cada una de las modalidades ganaderas, discriminado en función de la posición en el gradiente topográfico en el Bajo Delta no insular del Río Paraná. B: Bubalino; C: Canalizado; D: Endicado; N2A: Sin Intervención en Unidad Ila, N2B: Sin Intervención en Unidad IIB.

La dispersión funcional (FDis) presentó diferencias significativas entre modalidades ganaderas ($F_4 = 5,35$, $p = 0,001$), pero no entre posiciones topográficas ($F_2 = 1,48$, $p = 0,24$) ni interacción entre ambos factores ($F_8 = 0,98$, $p = 0,46$). La incorporación de la transecta como factor aleatorio fue significativa. En este sentido, *BoC* ($0,18 \pm 0,02$), *BuN* ($0,16 \pm 0,01$) y *BoN-A* ($0,15 \pm 0,01$) presentaron valores significativamente mayores a *BoN-B* ($0,12 \pm 0,01$) y *BoD* ($0,10 \pm 0,01$).

En cuanto a la relación entre los índices de diversidad funcional y los índices de diversidad taxonómica (Tabla 17), se observó que los sitios con mayor FRic presentaron a su vez mayor riqueza específica ($r = 0,32$, $p < 0,01$) y mayor diversidad específica según el índice de Shannon ($r = 0,36$, $p < 0,01$) y Simpson ($r = 0,29$, $p < 0,01$). No se observó asociación significativa con FDiv. Por otro lado, los sitios con mayor FEve (Tabla 17) presentaron también mayor diversidad (H y D , $r = 0,31$ y $r = 0,34$ respectivamente) y equidad específica (J , $r = 0,34$), $p < 0,001$) en todos los casos. Sin embargo, no se asociaron significativamente con valores de riqueza específica ($r = 0,07$, $p = 0,41$). La FDiv no estuvo correlacionada significativamente ni con la riqueza ni con la diversidad y la equidad específica.

Finalmente, FDis (Tabla 17) correlacionó significativamente con ambos índices de diversidad y equidad específica pero no con la riqueza, presentando los coeficientes de correlación relativamente más altos con los índices de Shannon y Simpson ($r = 0,68$ y $r = 0,78$, $p < 0,01$, respectivamente) así como con el índice de equidad de Pielou (J) ($r = 0,76$, $p < 0,01$).

	<i>FRic</i>	<i>FEve</i>	<i>FDiv</i>	<i>FDis</i>	<i>nTFP</i>
<i>H</i>	0,352***	0,296***	0,082	0,686***	0,389***
<i>D</i>	0,296***	0,311***	0,128	0,778***	0,272**
<i>J</i>	0,185**	0,345***	0,129	0,761***	0,094
<i>ES</i>	-0,092	0,234***	0,126	0,527***	-0,295***
<i>S</i>	0,318***	0,021	-0,114	0,080	0,536***

Tabla 17. Correlaciones de Pearson entre componentes de la Diversidad Funcional (*FRic*, *FEve*, *FDiv* y *FDis*) y estimadores de riqueza, diversidad y equidad específica (*H*, *D*, *J*, *ES*, *S*). * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$.

Estas asociaciones se corroboran y pueden visualizarse en un análisis de componentes principales (PCA) construido a partir de los componentes de la diversidad funcional estimados (*FRic*, *FEve*, *FDiv*, *FDis*) y de los estimadores de riqueza y diversidad específica (*S*, *H*, *D*, *J*, *ES*). Un ordenamiento de los sitios en función de todas estas variables explica el 68,0% de la varianza total ($CP\ 1 = 47,3\%$, $CP\ 2 = 20,7\%$) (Figura 58).

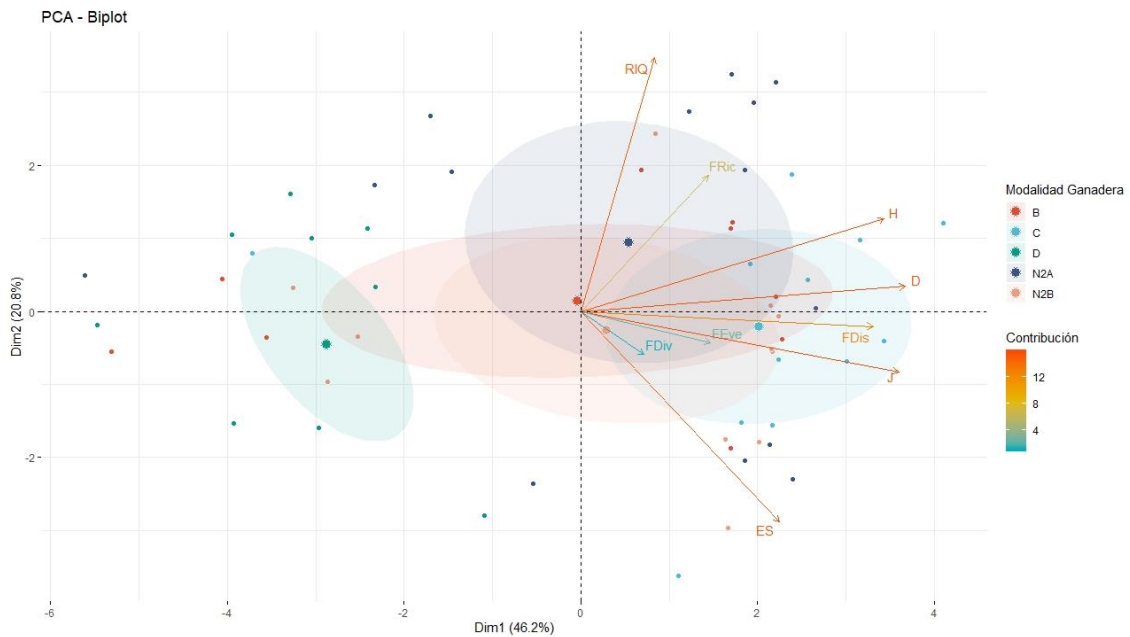


Figura 58. Análisis de Componentes Principales (PCA) cuyo ordenamiento de los sitios está dado en función de los índices de diversidad funcional ($n = 131$) y los índices de diversidad y riqueza específica. Se indican además, los Sitios correspondientes a cada una de las Modalidades Ganaderas (CP 1 = 46,2%, CP 2 = 20,8%). B: Bubalino; C: Canalizado; D: Endicado; N2A: Sin Intervención en Unidad Ila, N2B: Sin Intervención en Unidad IIB.

Cuando se analizan estas asociaciones en función de la modalidad ganadera se observa que los sitios correspondientes a *BoD* se ordenan mayoritariamente hacia valores negativos del eje 1 y representan aquellos sitios con valores más bajos tanto en índices de diversidad específica como en índices de diversidad funcional. Hacia el extremo positivo del eje 1 se ordenan los sitios correspondientes principalmente a los establecimientos *BoC*. Por otro lado, si bien sutil, sobre el eje 2 se ordenan y se separan los sitios correspondientes a las *BoN-A* y *BoN-B* y *BuN*. Los sitios que se ordenan hacia valores positivos del eje 2 presentan mayor riqueza específica (RIQ) y funcional (FRic). Los sitios correspondientes a *BoN-B* se ubican hacia el centro del ordenamiento con una gran dispersión a lo largo del eje 1.

En particular, FDis presentó valores de coeficiente r sustancialmente mayores al resto de los estimadores por lo que se determinó si las correlaciones entre FDis y los índices de diversidad específica diferían entre modalidades ganaderas (Figura 59). Se observó que no existían *a priori* diferencias entre ellas y las tendencias se conservaron independientemente del tratamiento. Por otro lado, y dado que el coeficiente de correlación de Pearson es relativamente alto entre nTFP y S, se analizó si existían diferencias entre tratamientos respecto de la redundancia funcional evidenciada por estos estimadores.

Se observó que las tendencias fueron relativamente similares entre tratamientos, distinguiéndose casos en los que una alta riqueza específica (S) no se correspondió con un incremento sustancial en la riqueza de grupos funcionales (nTFP) como en los casos de *BoC* y *BoN-A*. Esta tendencia se conservó al contrastar la riqueza funcional (FRic) con la riqueza específica (S).

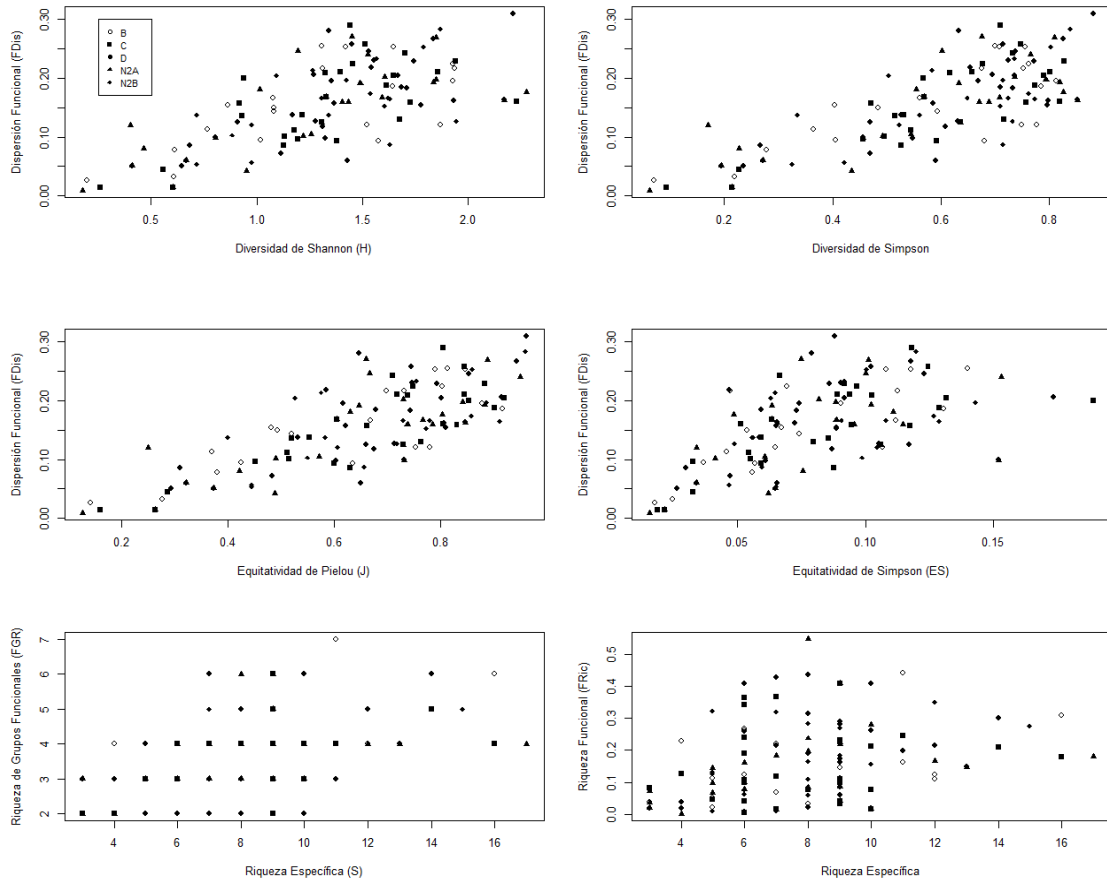


Figura 59. Comparación entre dispersión funcional (FDIs) y los índices de diversidad y equidad específica (H, D, J, ES) y dispersión de puntos correspondientes a las asociaciones entre los estimadores de Riqueza Funcional (FRic, FGR) y riqueza específica (S) para el Bajo Delta no insular del Río Paraná. B: Bupalino; C: Canalizado; D: Endicado; N2A: Sin Intervención en Unidad Ila, N2B: Sin Intervención en Unidad IIB.

DISCUSIÓN

Los resultados del presente capítulo muestran que tanto las obras de infraestructura para el manejo del agua como el pastoreo y pisoteo del ganado constituyen importantes factores estructuradores de las características edáficas como de las comunidades vegetales en el Bajo Delta. Corroborando la primera hipótesis propuesta, los resultados muestran que la intervención antrópica sobre el régimen hidrológico posee efectos negativos sobre los parámetros fisicoquímicos y en la fertilidad de los suelos. Al mismo tiempo, se observó que el pisoteo del ganado favorece los procesos de compactación en la porción del gradiente topográfico analizada (*borde del bajo, media loma y borde del alto*). Otros autores (e.g., Reeves and Champion 2004a; Ceballos 2011) han señalado que la compactación de los suelos en humedales aumenta su resistencia y reduce la infiltración del agua y del aire a través del perfil del mismo debido a la disminución de la porosidad del suelo (Krug, 2017; Ceballos, 2011; Reeves and Champion 2004). Esto aumenta la escorrentía, con la consiguiente acumulación de agua en las porciones más deprimidas durante los períodos de exceso hídrico y, por lo tanto, prolonga el período de inundación o anegamiento en el caso excepcional de ingreso de agua, tal como se observó dentro los establecimientos endicados (*BoD*) y canalizados (*BoC*) respecto de sus contrapartes sin intervención (*BoN-B* y *BoN-A*). El aumento registrado en compactación fue consistente con estudios realizados en humedales bajo pastoreo y pisoteo del ganado (Reeves y Champion 2004a) y en humedales endicados sometidos a este mismo disturbio (Krug 2017).

Además del incremento en la compactación también se observó una disminución en la fertilidad de los suelos en campos endicados y canalizados, evidenciado en el menor contenido de nitrógeno, materia orgánica y, particularmente, materia orgánica joven (Herrera et al. 2005). En los suelos de humedales, la materia orgánica es un componente preponderante y sus transformaciones químicas juegan un rol esencial en su fertilidad y en los ciclos biogeoquímicos locales y globales (Ceballos 2011). Por lo que la oxidación que se produce en estos suelos, como resultado del drenaje de los mismos, acelera las tasas de descomposición y genera grandes pérdidas de carbono a la atmósfera como producto de la actividad microbiana (Megonigal et al. 2004; Neubauer et al. 2005; Tarnocai 2006). En campos endicados (*BoD*), la disminución en fertilidad y el aumento en la compactación probablemente estén asociados al desacople del régimen de inundabilidad del río y, por lo tanto, del cese de ingreso de agua, materia orgánica, sedimentos y nutrientes (Bó et al. 2010). En campos canalizados (*BoC*), ambos aspectos podrían asociarse a un menor tiempo de permanencia de los

excendentes hídricos así como al consecuente arrastre de sedimentos, materia orgánica y nutrientes disueltos fuera de los campos en épocas de bajante.

De acuerdo con los antecedentes mencionados, la pérdida en fertilidad y calidad de suelos se vio mitigada en establecimientos cuyo régimen hidrológico no había sido intervenido (*BoN-A* y *BoN-B*) y, particularmente, en aquellos con producción bubalina (*BuN*). Sin embargo, en este último caso los resultados podrían estar subestimando el efecto de este tipo de ganado dado que los búfalos se encuentran mejor adaptados a ambientes acuáticos (Skeat et al. 1996; Travaini et al. 2019) y en consecuencia sus efectos podrían ser mayores en la porción más baja del gradiente, dominada por juncales y pajonales de *Schenoplectus californicus*. Dado que estos animales suelen ser mucho menos selectivos que las vacas (Sheikh et al. 2006a), los juncales constituyen un forraje atractivo (Travaini et al. 2019), particularmente en ciertas épocas del año. En este estudio, esta porción no fue considerada bajo el supuesto de que los efectos de los disturbios por pastoreo y pisoteo serían mayores en la media loma.

En general, no se observaron diferencias significativas en los valores de conductividad eléctrica y, sólo en algunos casos aislados, los suelos presentes en las medias lomas del Bajo Delta no insular podrían ser considerados levemente salinos (Moore, 2001), lo que comúnmente se asocia escenarios de déficit hídrico y sobrepastoreo (Green et al. 2002), y particularmente en el área de estudio, a procesos genéticos de origen marino (Kandus et al. 2006). Además y, dado que los suelos estudiados son afectados por procesos actuales de modelado fluvial, los cambios observados en la composición textural a lo largo del gradiente topográfico estarían relacionados a una deposición diferencial de materiales fino y grueso transportados por los ríos, lo cual también explicaría las diferencias observadas en los establecimientos endicados (*BoD*) y canalizados (*BoC*).

Los efectos de la ganadería sobre los parámetros edáficos y los atributos estructurales y funcionales de las comunidades vegetales se encontraron fuertemente ligados a las características geomorfológicas de cada Unidad de Paisaje en simultáneo con las particularidades de cada modalidad ganadera que ocurría de manera exclusiva: establecimientos *endicados* (*BoD*) y *no endicados* (*BoN-B*, *BuN*) en la Unidad *IIb* y *establecimientos canalizados* (*BoC*) y *no canalizados* (*BoN-A*) en la Unidad *IIa*. Parcialmente consistentes con las hipótesis y predicciones planteadas, los atributos comunitarios, los atributos de los rasgos funcionales y la riqueza de tipos funcionales de plantas así como los componentes no redundantes de la diversidad funcional, fueron efectivamente sensibles al tipo de ganado y a la intervención sobre el régimen hidrológico, tal y como se ha observado en estudios realizados en otros ambientes

endicados del Delta (Krug, 2017; Bó et al. 2010) y en diversos ecosistemas, incluidos humedales, con presión de pastorero y pisoteo bovino (Díaz et al. 1999, 2007; McIntyre y Lavorel 2001; Kahmen y Poschod 2004; Reeves y Champion 2004a; Magnano et al. 2019b) y bubalino (Skeat et al. 1996; Sheikh et al. 2006b; Travaini et al. 2019). Estos estudios coinciden parcialmente con lo observado dado que generalmente, se observa un aumento de la riqueza, una disminución de la diversidad y un aumento en la equidad taxonómica.

A su vez, los componentes de la diversidad funcional se encontraron fuertemente asociados a los patrones de diversidad taxonómica, lo que da cuenta de cierto grado de redundancia funcional en la estructuración de las comunidades vegetales (Morandeira 2016). Estas asociaciones no presentaron diferencias sustanciales entre modalidades ganaderas por lo que se asume que es una característica del área de estudio en general y que podría constituir un factor determinante en el grado de resiliencia de estos humedales (Jackson y Colmer 2005; Magnano et al. 2019b) frente a la pérdida de especies ya sea por efecto de la ganadería, por la intervención del régimen hidrológico o por la ocurrencia de disturbios (Garnier et al. 2007). Este aspecto fue evidente en el alto número de especies presentes en diferentes tipos funcionales de plantas lo que implica que las mismas se comportan y responden de manera similar a las condiciones ambientales y a los disturbios (Morandeira y Kandus 2016), desempeñando un rol semejante en la comunidad.

Los establecimientos *BoN-A* se caracterizaron por la presencia de especies latifoliadas, perennes e invasoras, adaptadas a condiciones de inundabilidad temporaria y cierto grado de salinidad, mientras que los establecimientos *BoC* presentaron mayor abundancia de especies gramíneas de hábito terrestres, y, en algunos casos, acompañadas por especies acuáticas o semiacuáticas de menor abundancia. Esta combinación de especies con características más variadas se reflejó en un aumento de los componentes de la diversidad funcional en *BoC* que, por un lado, indican una mayor ocurrencia de combinaciones únicas en los rasgos funcionales de las especies dominantes así como una representación equitativa de los mismos en la comunidad. Sin embargo, la dispersión funcional fue menor respecto de *BoN-A*, lo cual implica una disminución en la variabilidad de estrategias de vida y, en consecuencia, una mayor superposición de nicho (Morandeira y Kandus 2016). Este patrón podría estar dando cuenta de las restricciones impuestas en simultáneo por el pastoreo (Reeves y Champion 2004a), el régimen de inundabilidad y el aumento en los tiempos de permanencia del agua observados en los campos canalizados, reflejados en una combinación más variada en los atributos de los rasgos de las plantas que dominan y

que pueden establecerse en campos canalizados (*BoC*), respecto de aquellos campos sin intervención de su régimen hidrológico (*BoN-A*). Las canalizaciones en humedales disminuyen sustancialmente la retención de exceso hídricos y de sedimentos (Brown 1988; Aquino et al. 2017a), modificando a su vez las características edáficas y los patrones de vegetación (Shankman 1996; Nakamura et al. 1997). Sin embargo, en el área de estudio este efecto de las canalizaciones se vería atenuado dado que las mismas fueron construidas de manera tal que cuando el agua del río Paranacito supera determinados niveles, el flujo se invierte ingresando mayor cantidad de agua a los campos (Marcelo Setimio, Com. Pers.). De esta manera, dependiendo de la intensidad de la inundación, se pueden dar períodos de mayor anegamiento en los campos, como ocurrió en el período estudiado, promoviendo así la presencia de especies hidrófilas, y prolongando un escenario de disturbio intermedio que favorece la coexistencia de especies funcionalmente diferentes así como mayores valores de riqueza (Shea et al. 2004).

Los establecimientos endicados (*BoD*) se diferenciaron levemente de *BoN-B* en términos de su composición específica y si bien en ambos se observó la presencia de especies nativas, semiacuáticas y perennes, *BoD* fue contrastante en términos de la mayor incidencia de especies terrestres, invasoras y de alto valor forrajero (Rossi et al. 2014) así como en la menor riqueza y abundancia de especies típicas de humedal respecto de *BoN-B* como ha sido observado en otros humedales endicados (e.g. Bo et al. 2010). Por otro lado, *BoN-B* se destacó por presentar, además, especies de gramíneas forrajeras e invasoras, tolerantes a condiciones de anegamiento y que aportan a un mayor valor de diversidad taxonómica y funcional. Si bien las diferencias en composición específica no son tan altas como se esperaba, *BoD* se diferenció por presentar una disminución generalizada en los índices taxonómicos y funcionales de la vegetación respecto de aquellos establecimientos de la Unidad IIb sin infraestructura para el manejo del agua (*BoN-B*). Este aspecto podría asociarse a la homogeneización que ocurre en este tipo de manejo, tal como fuera observado por otros autores (Krug 2017, Bo et al. 2010). Dicha homogeneización se daría, por un lado, en el componente estructural debido a la menor diferenciación del gradiente en términos de humedad del suelo y en el componente funcional, debido al desacople del régimen de inundabilidad, siendo en este caso el pastoreo el filtro ambiental más relevante en la determinación de las comunidades vegetales que se desarrollan bajo dique (*BoD*).

Los establecimientos con producción bubalina (*BuN*) se caracterizaron por el desarrollo, en la porción de gradiente considerada, de comunidades vegetales estructural y funcionalmente más diversas que en *BoN-B*. Además, se diferenciaron por

la presencia de especies nativas e invasoras, tolerantes a la salinidad e indicativas de cierto grado de sobrepastoreo. Este tipo de ganado prospera en áreas marginales para el ganado bovino y por lo tanto, constituyen una oportunidad de explotación económica (McKnight 1971; Travaini et al. 2019) con pocos antecedentes en el área de estudio. Sin embargo, uno de los antecedentes más relevantes en cuanto impactos negativos sobre el ambiente se ha registrado en Australia por el abandono de establecimientos y posterior dispersión e invasión por parte de estos animales a otros humedales fluviales (Skeat et al. 1996; Department of Sustainability, Environment, Water 2011). Desde entonces, los búfalos se han caracterizado por presentar un gran impacto en el entorno biofísico de los humedales. El pastoreo excesivo y el pisoteo (cuyo efecto es mayor en este tipo de ganado) han resultado en una reducción de la biomasa de la vegetación, en la remoción total de la cobertura vegetal e incluso en cambios en la composición de las especies (Skeat et al. 1996; Sharp y Whittaker 2003a). La formación de revolcaderos (observados también en el área de estudio) ha contribuido a la compactación del suelo lo que sumado a la pérdida de vegetación y el daño a la estructura del suelo han contribuido a acelerar su erosión (Stohlgren et al. 1998). En estudios posteriores, sería interesante considerar el efecto de la carga animal, la cual se ha visto es relativamente baja y homogénea en el área de estudio (Capítulo I) (Quintana et al. 2014a).

En base a éste y otros antecedentes de degradación y conversión de coberturas registrados por esta especie doméstica en otros humedales del mundo (McKnight 1971; Skeat et al. 1996; Sheikh et al. 2006b; Travaini et al. 2019), la estimación de índices de diversidad taxonómica y funcional podría estar subestimando el impacto de los búfalos en esta porción del gradiente topográfico dado que es factible que hagan un aprovechamiento más intenso de la posición más baja del gradiente, no evaluada en este capítulo. Muchos de estos impactos se asociaron también a una carga excesiva, la cual no fue observada en los establecimientos con ganadería bubalina en el Bajo Delta no insular del Paraná.

En general, los valores de equidad taxonómica fueron relativamente bajos y consistentes con los altos grados de dominancia observados en los relevamientos florísticos y en el número de especies acompañantes, tal y como se ha observado también en otras áreas del Delta del Paraná (Morandeira y Kandus 2015, 2016; Magnano et al. 2019b). Por otro lado, las diferencias significativas observadas entre los índices de riqueza y diversidad taxonómica dieron cuenta de cómo la infraestructura para el manejo del agua y el tipo de ganado inciden en la composición específica de las comunidades vegetales y en la identidad de las especies dominantes. Este efecto se encuentra documentado en otros trabajos, en donde la ganadería de humedales

favoreció una disminución en la riqueza y abundancia de especies palatables así como una reducción de los parámetros estructurales y funcionales de la vegetación (Magnano et al. 2019b).

Es así que las diferencias encontradas en riqueza podrían estar asociadas a la selectividad del ganado por ciertas especies que son naturalmente dominantes y palatables en estos ambientes, lo que genera oportunidades para la aparición y colonización de otras especies, que usualmente no son palatables y presentan hábitos de crecimiento antidepredatorios (Quintana et al., 2014) como se observó en los relevamientos florísticos. Los resultados son parcialmente consistentes con trabajos en los que se ha señalado que el pastoreo induce cambios en la composición específica y en la calidad forrajera consecuencia de la pérdida de especies palatables (Rusch y Oesterheld 1997). Esta pérdida a sido reportada en otros trabajos realizados en humedales alrededor del mundo (Ausden et al. 2005; Maskell et al. 2006; Keddy 2010; Marion et al. 2010).

La incidencia del pastoreo en el área de estudio se reflejó además en la codominancia de especies palatables y no palatables (Rossi et al. 2014). En general, la ganadería favoreció el desarrollo de especies de crecimiento rastrero o evasoras al mismo, como ha sido observado en otros tipos de pastizales (McNaughton 1979, 1985; Pucheta et al. 1998; Dalle Tussie 2004). Estas especies son latifoliadas y gramíneas exóticas (en algunos casos invasoras), generalmente asociadas con ambientes intervenidos y sobrepastoreados (Dalle Tussie 2004; Godó et al. 2017). El hecho de que las especies palatables sean, en muchos casos, dominantes podría asociarse a una presión de pastoreo relativamente baja en estos ambientes, dado que de ser alta, no se hubiera esperado una dominancia de las mismas tal como fue observado en otros estudios (Díaz et al. 1999, 2007; Magnano et al. 2019b). Otro factor que podría incidir en la permanencia de especies palatables (nativas o exóticas) en ambientes naturales (*BoN-A* y *BoN-B*) podría estar dado por los pulsos de inundación. Se ha observado que algunas especies exóticas invasoras palatables no son tolerantes al anegamiento (se agrupan en los mismos TFPs), por lo que el pulso de inundación no sólo aportaría propágulos de especies nativas palatables y tolerantes al anegamiento (Bó y Malvárez 1999), sino que dependiendo del tiempo de permanencia del agua, facilitaría la remoción de especies exóticas no tolerantes en áreas no endicadas. Entre las especies no palatables, tanto nativas como exóticas, y a su vez no tolerantes al anegamiento, se encontraron arbustivas y herbáceas con menor o mayor representación en todas las modalidades ganaderas. Sin embargo, la ocurrencia de parches de vegetación de especies no palatables y la incipiente dominancia en algunas comunidades, lo cual

constituye un indicador de la intensificación de la presión de pastoreo (Sharp y Whittaker 2003b; Reeves y Champion 2004b), fue levemente mayor en establecimientos *BuN*, *BoC* y *BoD*. Este aspecto a su vez, reafirma lo postulado previamente respecto del pulso de inundación y su relación con la permanencia de especies hidrófitas en la comunidad.

La topografía surgió como uno de los factores que diferenció e incidió sobre las comunidades vegetales, dado que generalmente condicionó la inundabilidad de los sitios y los tiempos de permanencia del agua. La relevancia de la topografía como condicionante de la estructura y función de las comunidades vegetales fue considerada y puesta a prueba en estudios realizados previamente en humedales del mundo (Zedler y Kercher 2004) y particularmente en el Delta del Paraná (Malvárez 1999a; Quintana et al. 2005; Marchetti y Aceñolaza 2011; Morandeira y Kandus 2015; Magnano et al. 2019b). En muchos casos, los parámetros edáficos, taxonómicos y funcionales analizados presentaron tendencias, pero no diferencias significativas entre ellos, probablemente asociado al hecho de que se muestreó una porción acotada del gradiente topográfico y en consecuencia, más homogénea respecto de la variabilidad total en el área de estudio (Malvárez 1999; Kandus et al. 2006). En el componente estructural, este aspecto fue particularmente evidente en la identidad de las especies presentes y en consecuencia, en la estructura de las comunidades vegetales. En el componente funcional, se vió reflejado en la combinación de atributos de rasgos asociados al hábito palustre de ciertas especies vegetales en las posiciones topográficas más bajas y a atributos característicos de estrategias de vida terrestre en las más altas. Las características edáficas analizadas también reflejaron la incidencia de la topografía en los distintos ambientes. En este sentido, cabe destacar que en la porción no Insular del Bajo Delta tanto la topografía como el régimen hidrológico constituyen factores claves que definen las distintas comunidades vegetales tanto por su composición como por la abundancia de las especies presentes en cada una de ellas así como las características de los suelos (Malvárez 1999a; Marchetti y Aceñolaza 2011).

Los resultados alcanzados muestran los efectos que los endicamientos y las canalizaciones así como el tipo de ganado considerado tienen en las características edáficas y en la estructuración de las comunidades vegetales, así como en la estrategia de vida de las especies, evidenciado principalmente en la identidad de las especies dominantes y en los atributos de sus rasgos funcionales. El enfoque conjunto de la ecología funcional y la ecología estructural, complementado por un relevamiento florístico y edáfico, permitió identificar diferencias entre las modalidades ganaderas consideradas que, a su vez, se caracterizaron por la implementación diferencial de

infraestructura para el manejo del agua y del tipo de ganado presente. Los patrones observados sugieren que tanto las características edáficas como los patrones de diversidad y composición florística y los componentes de diversidad funcional son además, condicionados por las características intrínsecas de estos humedales entre las que se destacan las particularidades del paisaje, su heterogeneidad interna, el gradiente topográfico, los pulsos de inundación y su dinámica temporal (Malvárez 1999a). La incidencia del régimen hidrológico se reflejó en la composición específica de los ensamblajes que presentaron cierto grado de afinidad por condiciones tanto de anegamiento como de carencia de agua, en áreas aún sometidas a pulsos de inundación periódicos. El efecto de este disturbio recurrente condiciona la permanencia en el tiempo de aquellas especies que no están adaptadas a soportar condiciones de anegamiento por períodos relativamente extensos y que se refleja en una mayor diversidad funcional y potencialidad de respuesta frente a distintos escenarios (Díaz y Cabido 2001).

Dado que la ganadería bovina en la porción no Insular del Bajo Delta del río Paraná se encuentra ligada a la dinámica hidrológica del sistema, la construcción de diques, terraplenes y canalizaciones ha sido ampliamente utilizada para amortiguar los efectos de las inundaciones. La ganadería bubalina, por otro lado, podría ser considerada como una alternativa productiva sin necesidad de establecer importantes modificaciones del régimen hidrológico. Se ha visto en este capítulo que la respuesta de los humedales a la ganadería bovina y bubalina puede variar presentando efectos tanto positivos como negativos en términos del pastoreo y el pisoteo, y podrían actuar de manera sinérgica y negativa con las obras de infraestructura para el manejo del agua. Los resultados presentados en este capítulo dan cuenta del consiguiente impacto negativo sobre la estructura y funcionamiento de los humedales, tal como fuera señalado por Bó et al. (2010) para las áreas endicadas del Bajo Delta insular. En muchos sectores del Bajo Delta, la dinámica hidrológica continúa siendo un factor que afecta significativamente a la actividad ganadera (Malvárez et al. 1999) por lo que es necesario contemplar las consecuencias que las diversas modalidades ganaderas presentan sobre la estructura y función de las comunidades vegetales y sobre las características de los suelos que eventualmente garantizan la sustentabilidad de esta actividad.

En simultáneo con los capítulos II y III, los resultados de este capítulo demuestran que de perpetuarse la expansión de la ganadería (bovina o bubalina) y la implementación indiscriminada de infraestructura para el manejo del agua, la calidad y fertilidad de los suelos de la región así como la diversidad taxonómica y funcional de la vegetación, en términos de la riqueza e identidad de especies tolerantes a las

condiciones naturales de anegamiento y de alto valor forrajero, se verán negativamente afectadas. Esta modificación y adaptación de las comunidades vegetales a un régimen descoplado de los pulsos de inundación eventualmente disminuirá su productividad (Capítulo II y III), y condicionará el desarrollo tanto de las actividades productivas como el sostén de los servicios ecosistémicos que el Bajo Delta no Insular del río Paraná provee a la región.

CAPÍTULO V. CONCLUSIONES GENERALES

CONSIDERACIONES FINALES

La porción no insular del Bajo Delta del Río Paraná constituye un caso representativo de un fenómeno que ocurre a escala global. El mismo consiste en una intensificación de las actividades humanas que determinan un cambio significativo en el uso del suelo y en las coberturas vegetales. El efecto es sustancial en la estructura de las comunidades vegetales, en las estrategias de vida de las especies dominantes y en su función, que indefectiblemente modifican los procesos que operan sobre el funcionamiento ecosistémico. En consecuencia, comprometen la provisión de bienes y servicios ecosistémicos y el desarrollo de las actividades productivas. Los resultados de esta Tesis aportan evidencias de que las particularidades de este fenómeno en el área de estudio responden tanto a factores exclusivamente locales como a procesos de cambio que ocurren en el contexto regional y global, de origen natural y antrópico. Además, contribuyen con información inédita sobre el funcionamiento y la dinámica de la vegetación en humedales de esta región en respuesta a sus determinantes estructurales, a la actividad ganadera, a la infraestructura asociada para el manejo del agua y a las diversas restricciones hidroclimáticas que operan a escala local (*altura de ríos*), regional (*precipitación y temperatura*) y global (*ENSO*) sobre su heterogeneidad funcional.

Desde el punto de vista metodológico, el marco de trabajo que proveen los sistemas de información geográfica (SIG) aplicado al desarrollo de esta Tesis facilitó la elaboración de mapas y la realización de análisis que reflejan la incidencia de variables espacial y temporalmente explícitas sobre el componente funcional de la vegetación, al mismo tiempo que permitió contrastar hipótesis de trabajo a escalas espaciotemporales amplias (Capítulo II y III). Los resultados de esta Tesis contribuyen del mismo modo al desarrollo de una metodología novedosa para identificar y caracterizar áreas funcionalmente semejantes en términos intra e interanuales (UF) y cuyo patrón anual de crecimiento se encontró íntimamente relacionado con las condiciones climáticas generales. Éstas, a su vez, estuvieron condicionadas a escala local por las condiciones edáficas y geomorfológicas que afectan el balance hídrico. En consecuencia, las UFs respondieron a características estructurales tales como la pertenencia a una determinada unidad de paisaje, el tipo de suelo, la hidrología y el tipo de conversión de cobertura ocurrida entre 1997 – 2013. El grado de heterogeneidad funcional a escala regional fue coherente con la alta variedad de tipos funcionales de plantas identificados a escala local a partir de los relevamientos florísticos a campo (Capítulo IV). En este sentido, esta Tesis hace, además, un aporte al conocimiento de la vegetación de la

región de estudio en términos florísticos, ecológicos y funcionales considerando su dinámica y variabilidad espacio-temporal luego de los importantes cambios que operaron en la misma en los últimos 20 años (Capítulo IV).

En principio, las tendencias predominantes en el índice NDVI manifestaron un comportamiento homogéneo en el componente funcional de la vegetación a pesar de una dependencia relativamente heterogénea de la vegetación con el *régimen de precipitaciones, la temperatura, las fases del ENSO y la altura del río Paranacito*. En particular, los resultados muestran que el aumento en *temperatura* en la segunda mitad de la serie de tiempo fue complementado por una mayor tasa de *precipitaciones* y, en consecuencia, por tendencias crecientes en los valores de NDVI. Sin embargo, en la primera mitad, las tendencias crecientes en *temperatura* no fueron complementadas por una mayor disponibilidad de agua sino lo contrario ya que tuvo lugar un extenso período de sequía. Esto derivó en tendencias en el componente funcional de la vegetación predominantemente negativas, coherentes con un escenario de déficit hídrico prolongado. La identificación de áreas en las que estas asociaciones no ocurrieron constituyó un insumo fundamental en corroborar que efectivamente áreas *canalizadas y endicadas* se encuentran bajo un régimen hidrológico diferencial, desacoplado de los pulsos de inundación del río Paranacito y cuyo aporte de agua sería menor y estrictamente dependiente de las precipitaciones.

Es así que coincidiendo con las tendencias de las variables hidroclimáticas a escala regional, una porción mayoritaria del área de estudio exhibió una *Inversión de Tendencia (decreciente a creciente)*. Estos resultados fueron consistentes con trabajos recientes en los que se menciona la relevancia del cambio climático y el consecuente aumento de los valores de temperatura a escala global en la determinación de tendencias crecientes en los valores relativos de productividad primaria neta (De Jong et al. 2013; Liu et al. 2015). Sin embargo, cabe destacar que bajo el actual escenario de intervención antrópica en el Bajo Delta del Paraná se esperaba que las tendencias en el componente funcional de la vegetación en el período 2001-2015 sean mayoritariamente negativas, como se ha observado en otros ecosistemas sometidos a una alta presión ganadera en la Pampa Deprimida (Lara 2017). Esto podría estar dando cuenta del alto grado de resiliencia del área de estudio, y de una mayor sensibilidad de estos humedales frente a los parámetros hidroclimáticos considerados, o incluso a menores cargas ganaderas en comparación a ecosistemas terrestres del centro de la Provincia de Buenos Aires.

Asimismo, los resultados de esta Tesis permitieron identificar cuándo, dónde y cómo han ocurrido estos cambios en tendencia en el funcionamiento de la vegetación

(Capítulo II) y establecer en qué casos la intervención antrópica, el régimen de disturbios naturales, los cambios de cobertura y los cambios en tendencia se combinan para desencadenar procesos que eventualmente alteran la fenología de la vegetación, por ejemplo, incrementando su estacionalidad (Capítulo III). En efecto, en la porción no Insular del *Bajo Delta del Río Paraná*, los quiebres en tendencia se asociaron en algunos casos a dos disturbios sucesivos de gran intensidad: una inundación extraordinaria en el marco de un evento *El Niño* (2007) y focos de incendio intencional que perduraron durante meses (2008) en el contexto de una conversión de tipos de cobertura, principalmente de vegetación palustre (*juncuales* y *pajonales*) a vegetación de pastizal (Sica et al. 2016).

Esto implica que los quiebres observados no necesariamente representan o explican los cambios en las coberturas. Lo que sí aportan, es información complementaria respecto del comportamiento del componente funcional de la vegetación dado que los cambios de cobertura efectivamente ocurrieron. En base a los resultados de esta Tesis, sí es posible afirmar que la pérdida de vegetación palustre, ya sea por desecación, remoción mecánica o incendios intencionales ocurrió en el contexto de tendencias decrecientes en el componente funcional de la vegetación, condicionado por un relativo déficit hídrico “natural”, y a su vez potenciado por la incorporación de infraestructura para el manejo del agua en sinergia con una intensificación de la actividad ganadera. Esta situación favoreció, en algunos casos, el reemplazo de juncuales de *Schaenoplectus californicus* en las posiciones más bajas del gradiente topográfico por pastizales mixtos de herbáceas latifoliadas, gramíneas y ciperáceas de bajo porte evidenciadas parcialmente en los relevamientos florísticos del Capítulo IV. Este aspecto fue al mismo tiempo demostrado en desarrollo de Unidades Funcionales (UF) cuyo patrón anual de crecimiento reflejó valores de NDVI similares a los esperados para un pastizal, pero sin el característico déficit hídrico en verano como fuera observado en el Capítulo III y por otros autores (Lara 2017). El patrón anual de crecimiento de estas novedosas UFs refleja que el reemplazo de coberturas efectivamente ocurre en la posición más baja del gradiente topográfico y, a diferencia de lo que sucede en las porciones más altas o de pendiente, pueden acumular agua por más tiempo. Esta mayor disponibilidad de agua se traduce en la capacidad de hacer frente al característico déficit hídrico identificado en el patrón climático regional, y en consecuencia, en valores de NDVI sostenidos durante el período estival.

Por esta razón, algunas de las comunidades vegetales que se establecieron y desarrollaron en áreas en donde efectivamente ocurrió el reemplazo, deberían presentar resiliencia no sólo frente a situaciones de estrés hídrico y pastoreo, sino también frente

a posibles escenarios de anegamiento. Esta situación podría estar dada, como se ha observado en los primeros relevamientos exploratorios, por crecidas extraordinarias como las ocurridas en el evento “El Niño” 2015 – 2016 que ingresan agua a los *diques*, o por alturas de río altas y sostenidas que dificultan la salida de excedentes hídricos y precipitación en los campos *canalizados*. Es así que los patrones de vegetación observados en el Capítulo IV no fueron del todo consistentes con los esperados dado que tanto los *endicamientos* y particularmente las *canalizaciones* presentaron incidencia y permanencia de especies de hábito palustre o semi – acuático, cuando lo que se esperaba, era un reemplazo total por especies adaptadas a condiciones más terrestres.

En efecto, los relevamientos florísticos del Capítulo IV, en concordancia con lo observado en el patrón anual de crecimiento de algunas UFs en el Capítulo III, ponen de manifiesto que las comunidades de herbáceas retienen una baja abundancia y riqueza de especies hidrófitas que se encuentran adaptadas al aprovechamiento del agua que se acumula en las porciones más bajas del gradiente topográfico, y que podrían sostener los valores de NDVI en el caso de anegamiento. En otros casos, sin embargo, la transformación del ambiente original fue tan drástica, que sólo se observó representatividad de especies vegetales no tolerantes al anegamiento y mejor adaptadas a condiciones terrestres o de excesiva salinidad o incluso bajo valor forrajero. En estos casos, generalmente en campos endicados, la representatividad de especies hidrófitas fue menor, o incluso nula lo que coincide con los procesos de “*terrestrización*” que usualmente ocurren en humedales excluidos de su régimen hidrológico natural (Blanco y Méndez 2010). Y en la eventual acumulación de agua, ya sea como ocurrió en “El Niño” 2015 – 2016, o por eventos extraordinarios de precipitación como se observó durante algunos relevamientos florísticos y edáficos, el anegamiento prolongado de estos campos remueve la cobertura vegetal, y disminuye los valores de productividad. La imposibilidad de incorporar propágulos provenientes del río a los endicamientos potenciaría la permanencia de comunidades cada vez menos tolerantes al anegamiento. En base a estos resultados, sería posible asumir que una intervención sobre el régimen hidrológico o desacople del mismo afectaría negativamente la productividad de estos ecosistemas de humedal, simulando las condiciones de déficit hídrico descritas en esta Tesis entre 2001 - 2008. Una disminución de la productividad primaria condicionaría no sólo el desarrollo de las actividades productivas sino también la provisión de funciones y servicios ecosistémicos.

En este contexto, en el Capítulo IV se evaluó el efecto de las diferentes modalidades ganaderas de la región (en términos del tipo de ganado y de la infraestructura asociada para el manejo del agua) sobre los suelos y la vegetación a

escala local. Los resultados presentados en esta Tesis muestran que diversos parámetros edáficos así como la diversidad estructural y funcional de la vegetación son sensibles a las diferencias entre modalidades ganaderas. En general, se destaca la alta riqueza de especies nativas acopladas al régimen hidrológico en la porción del gradiente topográfico analizada. Sin embargo, existe una dominancia generalizada de especies perennes, invasoras y de carácter palatable cuyos hábitos son mayoritariamente terrestres y rastreros. Esto estuvo principalmente asociado a las prácticas ganaderas desarrolladas dentro de los *endicamientos*. En cuanto a los parámetros edáficos analizados, los efectos del pastoreo fueron evidentes en el grado de compactación del suelo, reflejado en los valores de densidad aparente y en la proporción de materia orgánica joven presente, evidenciando un mayor grado de compactación y pérdida de nutrientes en los campos *canalizados* y *endicados*, constituyendo evidencia del efecto negativo de dichas prácticas como ha sido postulado por otros autores (Blanco y Méndez 2010; Sica et al. 2016). La ganadería bubalina presentó un impacto menor en la fertilidad y calidad de los suelos así como en la diversidad taxonómica y funcional de las comunidades vegetales, al menos en la porción del gradiente topográfico analizado. Este aspecto en particular no fue consistente con los impactos reportados en la bibliografía (McKnight 1971; Skeat et al. 1996) y debería ser evaluado a futuro en la porción más baja del gradiente topográfico dado que este tipo de ganado tendría un aprovechamiento diferencial de hábitat respecto del ganado bovino. De esta manera, la porción del gradiente analizada sería insuficiente al momento de comparar.

Como se desprende del relevamiento florístico realizado a campo, el área de estudio presentó un patrón de zonación, dado por un mosaico de comunidades dominadas por distintas especies de herbáceas latifoliadas y gramíneas, y por distintos *Tipos Funcionales de Plantas (TFP)*, lo cual es consistente con el alto número de Unidades Funcionales identificadas a escala regional (Capítulo III). Dicho patrón se encontró fuertemente condicionado por factores abióticos tales como la frecuencia de inundación, dada por la posición en el gradiente topográfico, la conductividad eléctrica, el pH del suelo, la textura y el contenido de nutrientes y de materia orgánica. Los factores descriptos se sumaron a un efecto diferencial del régimen hidrológico no sólo en función de la posición topográfica y de la unidad de paisaje, sino también en función de la infraestructura para el manejo del agua incorporada a las modalidades ganaderas estudiadas. Conceptualmente, las zonas de vegetación estarían determinadas por distintos filtros ambientales que operan a escala de sitio y que se expresan como un mosaico de filtros ambientales a escala de paisaje. Estos filtros (*régimen hidrológico, pastoreo y pisoteo*), se vieron alterados en las distintas modalidades ganaderas dado

que las mismas condicionan las características y el efecto de las inundaciones (*ingreso del agua, altura de la columna de agua y tiempo de permanencia*), de las precipitaciones y el desarrollo de diversas prácticas de pastoreo (*ganado bovino o bubalino*).

En resumen, esta Tesis constituye un aporte significativo al estudio del funcionamiento de los humedales de la porción no Insular del Bajo Delta del río Paraná a escala regional y local. Los análisis realizados en estos capítulos permitieron identificar y cuantificar la relevancia del régimen hidrológico y la intervención antrópica a diferentes escalas espaciales y su asociación con los cambios en estructura, función y dinámica de la vegetación. De los resultados obtenidos en el *Capítulo IV* se destaca el rol de la vegetación como indicadora de las condiciones ambientales. Complementariamente, los Capítulos II y III se enfocan en los efectos que el cambio en el uso del suelo y la intensificación de la ganadería poseen sobre el funcionamiento ecosistémico y la dinámica de la vegetación a escala regional en el período 2001–2015. A su vez, destacan la relevancia de los procesos que ocurren a escala global en la determinación de los pulsos de sequía e inundación en el área de estudio y sobre el componente funcional de la vegetación, lo cual posiblemente se refleje en comunidades vegetales estructural y funcionalmente dinámicas.

APLICABILIDAD DE LOS RESULTADOS

Las metodologías desarrolladas e implementadas en esta Tesis, así como los resultados obtenidos constituyen una línea de base para poder evaluar el efecto del cambio e intensificación en el uso del suelo tanto por disturbios naturales y antrópicos *in situ* como de aquellos dados por el cambio climático a escala global. A su vez, constituyen un aporte importante para la comprensión del efecto de las actividades humanas en humedales, el funcionamiento y la dinámica de la vegetación, la respuesta de la biodiversidad, y la toma de decisiones informada. Además, podría ser útil como base metodológica para la estimación espacio-temporal de funciones ecosistémicas como la evapotranspiración (Aquino et al. 2017b) o retención de exceso hídrico (Aquino et al. 2017a), y la provisión de servicios ecosistémicos, tales como el secuestro de carbono, la regulación hidrológica o el sustento de la biodiversidad. Finalmente, presenta información relevante para la elaboración de protocolos de monitoreo, así como estrategias de manejo sustentable.

Las principales recomendaciones que se desprenden de este estudio son:

1. Infraestructura para el manejo del agua: La intensificación de las prácticas ganaderas, reflejada en el aumento sustancial de infraestructura para el

manejo del agua en los humedales de la porción no Insular del Bajo Delta, se hacen usualmente sin evaluación de su impacto. Los resultados de esta Tesis ponen de relieve los efectos negativos sobre el régimen hidrológico, la calidad y disponibilidad de forraje, los patrones de diversidad específica y funcional, y las condiciones edáficas, acoplados a un incremento en la intensidad de la actividad ganadera. En este marco, cobra relevancia la información sobre la vegetación y condiciones ambientales que está documentada en esta Tesis como punto de partida para comparar el funcionamiento ecosistémico de los humedales tras las modificaciones antrópicas que pueden ocurrir en un futuro.

2. Estrategias de manejo sustentables: El análisis de la dinámica de la vegetación a lo largo de un área tan extensa como es la porción no insular del Bajo Delta y a escalas temporales largas (2001–2015) constituye un marco de referencia para entender la respuesta de la vegetación al régimen de disturbios natural y su dependencia con los regímenes de precipitación a escala local y de temperatura a escala regional y global. Esta información es clave en el planteo de estrategias de manejo sustentables a mediano y largo plazo, de adaptación al cambio climático así como en el desarrollo de herramientas de monitoreo que permitan dar cuenta de los efectos a corto plazo en el funcionamiento de la vegetación, en los niveles relativos de productividad primaria y en aspectos fenológicos que condicionen la longitud de la estación de crecimiento y en consecuencia, la disponibilidad de forraje así como la provisión de servicios ecosistémicos dependientes de los humedales. En este contexto, cobra relevancia el desarrollo de estrategias de previsibilidad frente a eventos climáticos extremos y fases climáticas más o menos favorables para el desarrollo de la ganadería y el mantenimiento de la vegetación. Entre ellos se destaca la detección anticipada de pulsos de inundación, así como de déficit hídrico sostenido en base al análisis de series temporales de parámetros hidroclimáticos en combinación con la información generada en esta Tesis respecto de la dinámica de la vegetación.
3. Identificación de áreas prioritarias de conservación: Se destaca la relevancia de los resultados alcanzados en cada capítulo como herramienta para la elaboración de estrategias y políticas públicas y privadas de manejo y conservación de humedales de Entre Ríos, particularmente en relación con la vegetación, la estructura de sus comunidades, la estrategia de vida de las especies dominantes, y la dinámica de la vegetación a escalas temporalmente relevantes para la actividad ganadera, orientadas a paliar o

mitigar los impactos generados por los cambios ambientales con una fuerte componente antrópica. De los resultados obtenidos, la zonificación en UFs y los relevamientos florísticos brindan información a escalas espacio-temporales complementarias y a partir de la cual es posible identificar áreas de mayor biodiversidad, así como áreas aún acopladas al régimen de disturbios natural y la dinámica hídrica. Finalmente, la información provista en esta Tesis aporta evidencia y constituye un insumo a partir del cual comprender cómo la intervención antrópica podría incrementar sus efectos negativos sobre el componente funcional de la vegetación y su diversidad taxonómica y funcional de coincidir con eventos climáticos extremos y particularmente negativos para el desarrollo de la vegetación de humedales.

OBJETIVOS DE INVESTIGACIÓN A FUTURO

El abordaje de esta Tesis sobre la dinámica de la vegetación en humedales, la estructura y función de sus comunidades vegetales y la caracterización de la heterogeneidad funcional a escala regional, involucra un enfoque a escala local y regional a escalas temporales acotadas (2017–2019) y extensas (2001–2015). Los patrones de vegetación analizados fueron consistentes con los procesos y mecanismos subyacentes en la porción no insular del Bajo Delta del río Paraná, mientras que la dinámica de la vegetación presentó coherencia con los procesos condicionantes del funcionamiento y fenología de la vegetación a escala regional restringidos a escala local por la infraestructura para el manejo del agua, acoplada a las diferentes modalidades ganaderas del área de estudio, su geomorfología y su régimen hidroclimático. Algunos de los objetivos de investigación a considerar en estudios a futuro se mencionan a continuación.

Respecto a la caracterización de la dinámica y funcionamiento de la vegetación, las limitantes impuestas por la resolución espacio-temporal de las imágenes *Landsat* originales y fusionadas podría ser complementada a futuro con imágenes provenientes de nuevos sensores, cómo es el caso de las imágenes *Sentinel* (10 m de resolución espacial y 10 días de resolución temporal). A su vez, los análisis realizados en esta Tesis, correspondientes al período 2001–2015 podrían ser expandidos a una ventana temporal más amplia siempre y cuando la resolución temporal de las imágenes sea adecuada. Previo al año 2000 no hay imágenes MODIS disponibles a partir de las cuales se puedan fusionar las *Landsat* faltantes. Al mismo tiempo, y para el período

considerado, la resolución temporal podría duplicarse si se fusionan las imágenes Landsat/MODIS cada 15 días.

Respecto de la caracterización funcional a escala regional y de las tendencias en sus parámetros fenológicos, los mismos podrían ser complementados con estudios de la fenología de la vegetación a escala local, sobre las especies características de los tipos fisonómicos dominantes en cada Unidad Funcional. Un enfoque adicional consiste en la evaluación del funcionamiento ecosistémico y el análisis de su asociación con la diversidad funcional a escala local, así como con la riqueza de Tipos Funcionales de Plantas (Díaz y Cabido 2001; Garnier et al. 2007; Lavorel et al. 2011). De esta manera, sería posible articular resultados generados a diversas escalas espacio-temporales y determinar cómo la diversidad funcional a escala local determina el funcionamiento ecosistémico a escala regional, que a su vez sostiene la provisión de bienes y servicios ecosistémicos en la porción no Insular del Bajo Delta del Paraná.

Respecto de la complementariedad entre el componente estructural y funcional de la vegetación, y dado que no fue posible establecer una asociación directa entre el componente funcional, sus tendencias, sus quiebres y los cambios previamente detectados en las coberturas del suelo para el período 1997–2013, el desarrollo e implementación de metodologías o análisis dirigidos a la identificación de una relación debería ser evaluada en estudios a futuro. Entre ellos, se destaca la detección de cambios en fenología a partir del uso de series temporales, a partir de áreas o píxeles cuyo cambio haya sido correctamente validado (Verbesselt et al. 2010a, b).

Respecto de la caracterización florística, siempre es recomendable incrementar el número de relevamientos para una evaluación más completa de la riqueza y de la diversidad. Particularmente, este tipo de estudios suelen ser complementados con información correspondiente a otras estaciones del año para evaluar la dinámica temporal de la composición y diversidad específicas. A su vez, sería posible incorporar condiciones hidrológicas contrastantes a fin de considerar los cambios fenológicos. Otros tipos de análisis posibles consistirían en la delimitación de parcelas excluidas del ganado de manera tal de contrastar índices de diversidad específicos en situaciones sumamente opuestas y poder sentar una línea de base respecto de las propiedades del sistema en condiciones “naturales”. Finalmente, también sería posible realizar comparaciones cuantitativas entre la flora de otros humedales del Delta del Río Paraná, ya sea a partir de nuevos relevamientos o en base a relevamientos realizados por otros investigadores. Respecto a la caracterización funcional, también se destaca la posibilidad de evaluar la respuesta de los atributos de los rasgos funcionales y de los componentes de la diversidad funcional a lo largo del tiempo. Entre los rasgos

funcionales a incorporar en trabajos a futuro en humedales, se sugiere: el contenido de fósforo y nitrógeno foliar, la dureza de las hojas, y otros rasgos de carácter radicular, no incorporados en los análisis de esta Tesis.

Finalmente, los resultados obtenidos en mi Tesis Doctoral brindarán un marco de referencia para el período 2001 – 2015 en términos de la heterogeneidad funcional y dinámica temporal de la vegetación en el área de estudio. Entre los objetivos planteados a futuro, se espera analizar y contrastar el efecto de la infraestructura para el manejo del agua en la dinámica de la vegetación durante el período 2015 - 2020, particularmente en eventos de recolonización post-disturbio bajo diferentes manejos (*diques, canalizaciones, sin intervención*). Los análisis se realizarán sobre sitios cuya cobertura vegetal haya sido removida completamente en las inundaciones del evento “El Niño 2015-2016”, de manera tal que constituyan escenarios iniciales comparables en cada tipo de manejo. El análisis de los datos de nuevos sensores remotos como *Sentinel* permitirá estudiar procesos de recolonización en humedales fuertemente intervenidos y presuntamente desacoplados del régimen hidrológico natural. Además, facilitará la comparación con sitios en donde esta intervención no se haya dado, identificando qué procesos operan a diferentes escalas espacio-temporales. Se espera que la información generada aporte al desarrollo de protocolos de monitoreo que contemplen los efectos que la intervención antrópica en humedales y la infraestructura asociada para el manejo del agua poseen sobre la dinámica de la vegetación y el funcionamiento ecosistémico.

ANEXO A. Características de los Tipos de Suelos

<i>Unidad Fisiográfica</i>	<i>Tax. de Suelo</i>	<i>Limitantes</i>	<i>IPC (IPCP)</i>
Antigua costa de emersión con acción fluvial posterior – Sectores deprimidos	Hapludol fluvacuéntico	Drenaje, alcalinidad, salinidad	9 (13)
Antigua costa de transgresión y emersión (barras definidas, con fuerte acción fluvial posterior)	Haplacuol típico	Peligro de inundación	14 (30)
Antigua costa de transgresión y emersión (barras definidas, con fuerte acción fluvial posterior)	Haplacuyente típico	Peligro de inundación, alcalinidad, salinidad	20 (25)
Antigua costa de transgresión y emersión (barras definidas, con fuerte acción fluvial posterior)	Haplacuyente histórico	Inundaciones	33 (45)
Área de la actual llanura fluvial – Delta inferior del Río Paraná	Haplacuol histórico	Peligro de inundación, napa alta, alcalinidad, salinidad	22 (39)
Delta fluvial interior – Delta estérico con líneas de ribera y posterior influencia fluvial	Haplacuoles	Inundaciones	4 (5)
Dunas de la antigua costa de transgresión y emersión – Actuales pendientes medias convexas	Natracuol típico	Anegamiento, alcalinidad, salinidad	12 (15)
Dunas de la antigua costa de transgresión y emersión – Lomas eólicas de acumulación/deflación	Udisamente típico	Erosión eólica, fertilidad reducida, baja capacidad de retención de agua	12 (14)
Dunas de la antigua costa de transgresión y emersión – Lomas eólicas de acumulación/deflación	Hapludol éntico	Fertilidad reducida, baja capacidad de retención de agua	17 (24)
Llanura aluvial antigua	Natracualife vértico	Heterogeneidad, encharcamiento, salinidad	15 (30)
Llanura aluvial antigua	Argacuol típico	Heterogeneidad, encharcamiento, alcalinidad	15 (30)
Médanos costeros antiguos – Albardones arenosos	Samentes	Acceso limitado, heterogeneidad	3 (4)
Plano de inundación cegado del Arroyo Nancay	Haplacuyentes	Inundación	15 (30)
Ríos y arroyos actuales del Bajo Delta del Río Paraná – Áreas de la ribera del Río Paranacito	Haplacuyente aérico	Peligro de inundación, alcalinidad, salinidad	19 (25)
Ríos y arroyos actuales del Bajo Delta del Río Paraná – Red de arroyos interiores	Hapludo ácuico	Napa alta, alcalinidad, salinidad	14 (21)
Ríos y arroyos actuales del Bajo Delta del Río Paraná – Meandros de los ríos Paraná Ibicuy y Paraná	Udifluvente típico	Inundaciones	9 (47)

Tabla 18. Características de los Suelos del área de estudio. Se detalla la Unidad Fisiográfica de pertenencia (Bedendo et al., 2014) y la clasificación taxonómica correspondiente a la Serie predominante. IPC: índice de Productividad Cartográfico (Morales Poclava et al. 2015); IPCP: índice de Productividad Cartográfico Potencial.

ANEXO B. Protocolo de clasificación en Unidades Funcionales

Rasgos de carácter funcional (NDVI-I, RREL, fMAX)

Se generó una serie temporal anual promedio (Paruelo et al. 2001) a partir de la imagen multitemporal de NDVI (168 bandas) para el período comprendido entre 2001 y 2015. Para ello, se promediaron los valores *per-pixel* de todas las bandas correspondientes al mismo mes de todos los años, obteniéndose una banda promedio para cada mes. Se compiló un conjunto de 12 bandas correspondiente a la serie temporal anual promedio que abarca desde julio a junio.

Posteriormente, se estimaron *per-pixel* tres parámetros a partir de la serie temporal anual promedio: la integral anual de NDVI (*NDVI-I*), que es un buen estimador de la productividad primaria neta anual (*PPNa*); el rango anual relativo (*RREL*), un descriptor de la estacionalidad y la variación interanual de los flujos de carbono; y el mes de máximo NDVI (*fMAX*), que sintetiza información correspondiente a características fenológicas de la vegetación (Paruelo et al. 2001).

El *NDVI-I* se estimó para cada pixel como la media de NDVI sobre el año promedio de NDVI, ponderado en función de los días que tiene cada mes. Esto último consiste en otorgar a cada mes del año promedio una importancia relativa según la contribución en días al año promedio (*Ecuación 1*).

$$NDVI - I = \frac{p_1 X_1 + p_2 X_2 + p_3 X_3 + \dots + p_{12} X_{12}}{p_1 + p_2 + p_3 + \dots + p_n}$$

Ecuación 1. Estimación de la integral anual de NDVI (NDVI - I) como la media ponderada de NDVI sobre el Año Promedio, en función de los días de cada mes. P_n = días en el mes n; X_n = NDVI del mes n.

El *RREL* se estimó como la diferencia entre el valor máximo y el valor mínimo de NDVI del año promedio sobre el valor de *NDVI - I* (*Ecuación 2*).

$$RREL = \frac{\max(NDVI) - \min(NDVI)}{NDVI - I}$$

Ecuación 2. Estimación del rango relativo de NDVI (RREL).

Por último, el *fMAX* se estimó como la fecha en la que ocurre el valor máximo de NDVI en el año promedio. En este caso, y dada la resolución temporal de la serie de tiempo, la fecha de valor máximo corresponderá a uno de los meses del año (*Ecuación 3*).

$$fMAX = \text{which. max (NDVI)}$$

Ecuación 3. Estimación de la fecha de máximo NDVI (fMAX).

Rasgos de carácter temporal (D1, D2, D3, dMAX)

La transformada *Wavelet* (Torrence y Compo 1998) se puede usar para analizar series de tiempo que contienen señales no estacionarias a diferentes frecuencias. Para ser admisible como *Wavelet*, una función debe tener media cero (0) y estar localizada en el espacio de tiempo y frecuencia. La misma puede ser continua o discreta (Echer 2004). Si bien la transformada de *Wavelet* continua (CWT) calcula los coeficientes en cada escala posible, la transformada de *Wavelet* discreta (DWTR) es una implementación más eficiente en donde las escalas se basan en potencias de dos (2^n) (Torrence y Compo 1998; Campos y Di Bella 2012).

La transformada *Wavelet* de *Morlet* es no ortogonal y es útil para el análisis de series de tiempo donde se esperan variaciones continuas suaves en la amplitud del *Wavelet*. Es una función compleja que se encuentra adaptada a capturar el comportamiento oscilatorio (Torrence y Compo 1998). La idea fundamental en el uso de la transformada *Wavelet* (WT) en el análisis de series de tiempo radica en la potencialidad de estudiar una misma señal a diferentes escalas o resoluciones (Martínez y Gilabert 2009). Se entiende como una técnica capaz de analizar diferentes secciones de una serie temporal a partir de una ventana ajustada de acuerdo a la resolución temporal. Por lo tanto, es posible utilizar una ventana acotada para capturar la ocurrencia de eventos de corta duración como cambios abruptos o disturbios, evidentes en la variabilidad de alta frecuencia, mientras se resuelven procesos que muestran mayor incidencia a baja frecuencia en la escala de tiempo como aquellos asociados a patrones climáticos globales (Echer 2004). Este procedimiento se conoce como análisis de resolución múltiple (MRA). Es decir, la señal se estudia con una resolución aproximada para obtener una visión general de la señal y con una resolución cada vez mayor para detalles incrementalmente más precisos (Torrence y Compo 1998).

En el análisis de resolución múltiple (MRA), una señal (S) se divide de forma iterativa en n componentes de resolución menor, contemplando varias escalas de frecuencias (Echer 2004; Campos y Di Bella 2012). Este proceso de descomposición, con aproximaciones consecutivas, se denomina *árbol de descomposición wavelet*. La señal (S) se divide en una aproximación (A) y en un componente de detalle (D). El detalle contiene la parte de alta frecuencia de la señal, mientras que la aproximación contiene la mayoría de las frecuencias características de la señal (Figura 60). El proceso es

equivalente a un procedimiento de filtrado. Sobre la base de varias características de las funciones *Wavelet* es posible determinar qué *Wavelet* es más adecuado para cada caso (Torrence y Compo 1998; Echer 2004; Martínez y Gilabert 2009; Campos y Di Bella 2012; Easdale y Bruzzone 2015; Easdale et al. 2017; Ben Abbes et al. 2018). De hecho, una crítica pertinente en estos análisis es la elección arbitraria de la función *Wavelet* que se va a implementar.

En base a las ventajas previamente mencionadas, se estimaron los componentes *D1*, *D2* y *D3* a partir de un análisis de resolución múltiple (*MRA*) aplicado iterativamente a cada pixel de la serie de tiempo *raster*. Estas bandas integran información espacial y temporal y por esta razón constituyen insumos relevantes para la clasificación en Unidades Funcionales mejorando aún más la clasificación y el reconocimiento de patrones en el área de estudio. Estas capas se estimaron como la proporción entre la suma cuadrática de los componentes *D1*, *D2* y *D3* de cada pixel y la suma cuadrática de la serie de tiempo original (*parámetro* \emptyset) e indican en cada caso, cuánto del comportamiento oscilatorio de ese pixel se explica por ese componente.

Los comportamientos oscilatorios de alta frecuencia (*D1* y *D2*) suelen estar asociados a procesos rápidos y de corta duración, generalmente dados por disturbios naturales y antrópicos (Campos y Di Bella 2012), mientras que los comportamientos oscilatorios de baja frecuencia (*D3*, *D4*, *D5* y *S6*) suelen identificarse con fenómenos que operan a escalas temporales más amplias, como la fenología de la vegetación y los patrones climáticos regionales y globales (Echer 2004; Yu et al. 2017). Un mismo pixel puede exhibir comportamientos a distintas frecuencias si el mismo responde a procesos que ocurren simultáneamente (Figura 60), y, en consecuencia, presentará altos valores de \emptyset en las bandas *D1*, *D2* y *D3*. Si por el contrario, el pixel presenta un comportamiento errático a lo largo de la serie de tiempo, presentará valores de *D* más altos sólo en la banda *D1*.

Se realizó una descomposición *per-pixel* de la serie de tiempo *raster* de NDVI hasta nivel 3 ($S = A5 + D1 + D2 + D3$) vía *MRA* utilizando la transformada *Wavelet* de *Morlet* (Tabla 19). Cada nivel se corresponde aproximadamente a los siguientes filtros de paso de banda (Echer 2004): *D1* (2-4 meses, *trimestral*), *D2* (4-8 meses, *semestral*), *D3* (8-16 meses, *anual*) y *S6* (*variación a largo plazo*). Se seleccionaron estos niveles por ser indicativos de procesos de intervención antrópica en el paisaje y de su estacionalidad (Campos y Di Bella 2012).

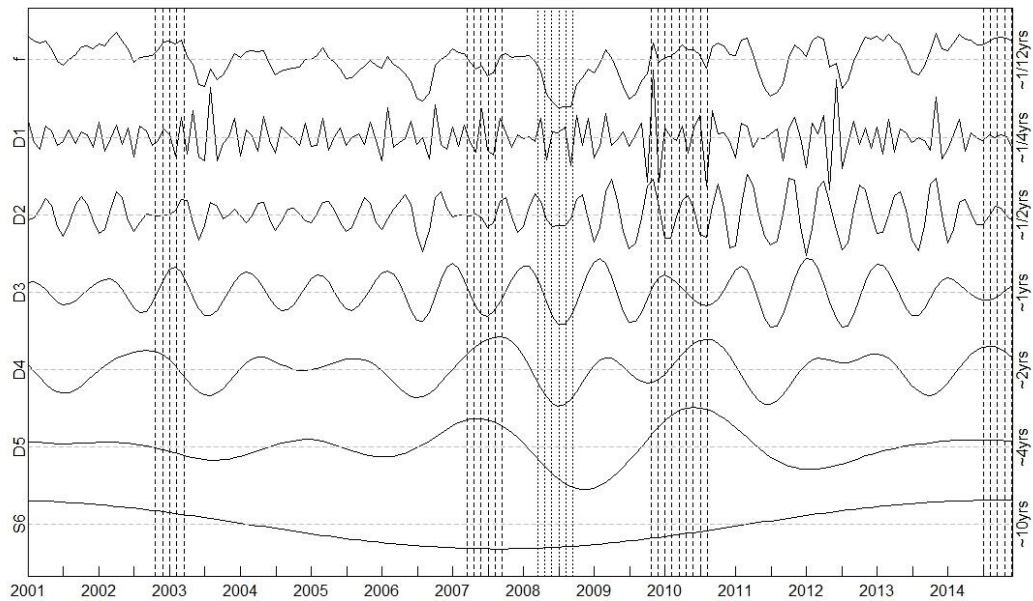


Figura 60. Representación de MRA sobre un pixel aleatorio de la serie de tiempo, desde los componentes D1 a D5. Las líneas punteadas verticales corresponden a la fecha de disturbios conocidos. *f*: señal original. Sobre el eje *y*-izquierdo se indica el componente. Sobre el eje *y*-derecho se indica el período/frecuencia correspondiente en el dominio del tiempo.

Señal	Nivel	<i>p</i> (meses)	<i>p</i> (años)	Observaciones
<i>f</i>	1	1	1/12	<i>Serie de Tiempo Original</i>
D1	2 ¹	2 – 4	0,17 – 0,33	Oscilaciones de Alta Frecuencia
D2	2 ²	4 – 8	0,33 – 0,67	Oscilaciones Semi-Anuales
D3	2 ³	8 – 16	0,67 – 1,33	Oscilaciones Anuales
S6	2 ⁶	64 – 128	5,33 – 10,66	<i>Variabilidad a largo plazo</i>

Tabla 19. Descripción de la escala de frecuencia de cada señal obtenida por MRA

Finalmente, se generó una última banda correspondiente al *día juliano* en el que se alcanza el primer pico de NDVI (*dMAX*) a partir de un *análisis de fase* realizado sobre la transformada de Fourier de cada pixel de la serie de tiempo *raster* (Gentleman y Sande 1966; Bracewell y Bracewell 1986; Smith 2003). La posición en el tiempo del primer máximo se estima a partir del corrimiento de fase para una determinada frecuencia. Este parámetro adicional constituye un indicador más detallado de la fenología de la vegetación, complementario al mes de máximo NDVI (*fMAX*).

Patrón anual de crecimiento de Unidades Funcionales

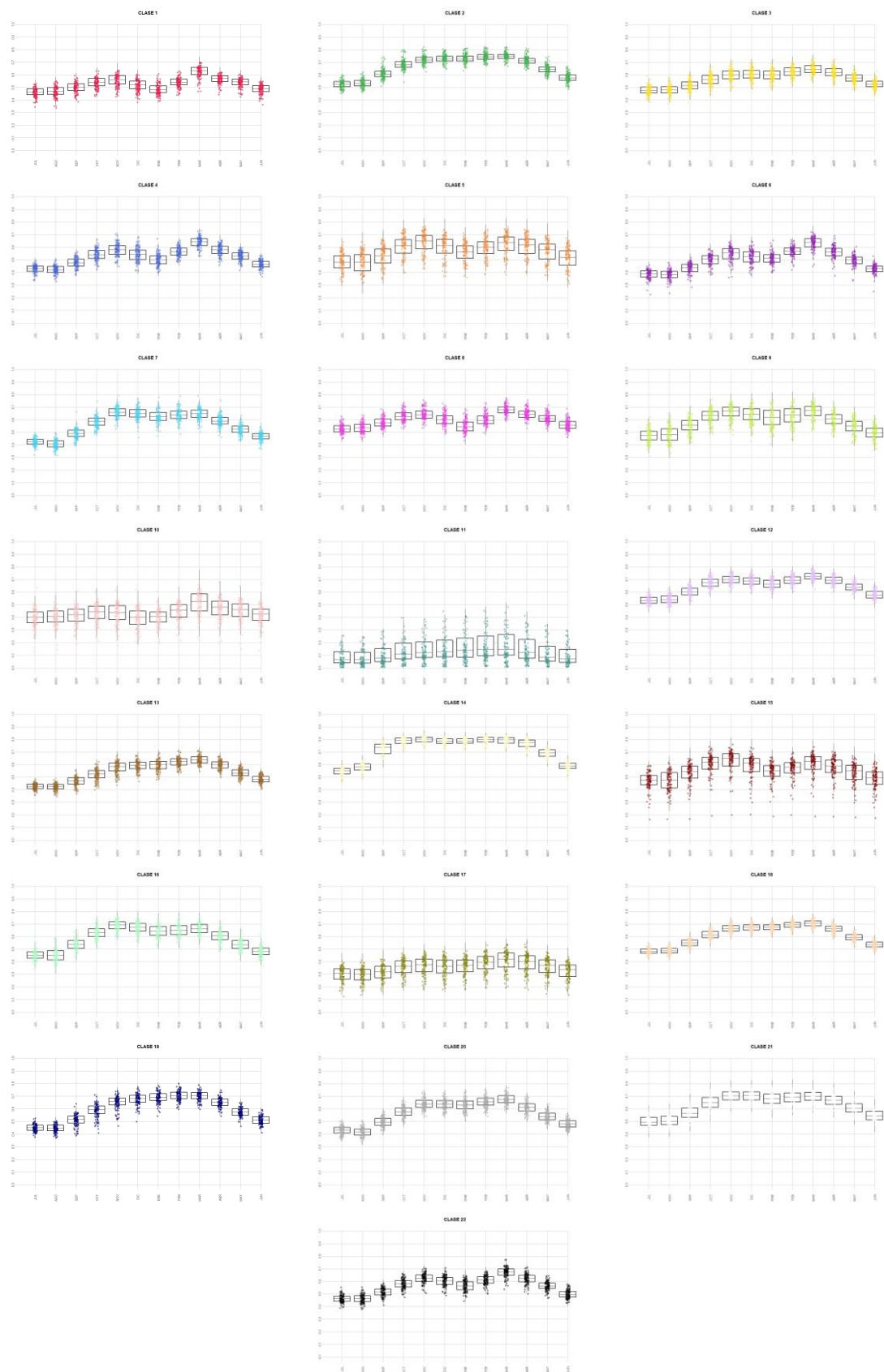


Figura 61. Patrón anual de crecimiento para cada una de las Unidades Funcionales identificadas en la porción no insular del Bajo Delta del río Paraná.

ANEXO C. Características de los establecimientos visitados.

ESTABLECIMIENTO	U. PAISAJE	MOD. GAN.	OBSERVACIONES
“Estancia San Silvestre C” (~ 500 Has)	II – A	Bovina Canalizada (BoC)	~ 400 Animales. Canalización perpendicular a los bajos naturales. Carga y descarga en función de la altura del Río Paranacito. Variación estacional de la Carga (~ 500 Animales en primavera)
“Estancia Los 4 Nazar” (El Galleguito) (~ 600 Has)	II – A	Bovina Canalizada (BoC)	La profundización del arroyo “El Galleguito” funciona como canalización artificial, alterando los procesos de carga/descarga de agua en el Campo, y homogeneizando la topografía.
“Don Iván” (~ 245 Has)	II – B	Bovina Endicada (BoE)	~ 200 Animales. Endicamiento con canalización perimetral y bomba móvil. Raleo de pasturas para favorecer el rebrote de especies palatables y remoción mecánica de malezas y especies invasoras.
“Estancia El Guasuncho” (~ 80 Has)	II – B	Bovina Endicada (BoE)	~ 40 Animales. Sin variación estacional de la Carga. Endicamiento con compuerta sin bomba.
Adrián Franco (~ 90 Has)	II – B	Bovina Endicada (BoE)	~ 70 Animales. Sin variación estacional de la Carga. Endicamiento con canalización perimetral y compuerta sin bomba.
“Estancia San Silvestre N” (~ 500 Has)	II – A	Bovina Natural (A) (BoN-A)	~ 400 Animales. Variación estacional de la Carga (~ 500 Animales en primavera)
“Estancia Sol y Mayo” (~ 2500 Has)	II – A	Bovina Natural (A) (BoN-A)	Sin infraestructura para el manejo del agua. Los bajos son fácilmente identificables por la presencia de Veg. Palustre, principalmente Junco (<i>Schenoplectus californicus</i>)
“Estancia Santa Mónica” (~ 2800 Has)	II – A	Bovina Natural (A) (BoN-A)	Sin infraestructura para el manejo del agua. Los bajos son fácilmente identificables por la presencia de Veg. Palustre, principalmente Junco (<i>Schenoplectus californicus</i>)
Julio Steverlick (~ 900 Has)	II – B	Bovina Natural (B) (BoN-B)	~ 900 Animales. Variación Estacional de la Carga: 1,2 EV/Ha en verano y 0,6 EV/Ha en invierno.
“Estancia 7 de Setiembre” (~ 90 Has)	II – B	Bovina Natural (B) (BoN-B)	~ 25 Animales. Sin variación estacional de la Carga.
“Estancia Cerro Hornos” (~ 125 Has)	II – B	Bovina Natural (B) (BoN-B)	S/D
Julio Steverlick (~240 Has)	II – B	Buvalina Natural (BuN)	~ 200 Animales. Variación Estacional de la Carga: 1,2 EV/Ha en verano y 0,6 EV/Ha en invierno.
“Estancia La Filiberta” (~ 600 Has)	II – B	Buvalina Natural (BuN)	~ 600 Animales. Ataja-repentes y canalizaciones perimetrales.

Tabla 20. Establecimientos ganaderos visitados a lo largo de la Tesis. Se detalla ubicación, modalidad ganadera y observaciones pertinentes.

ANEXO D. Estimadores de calidad y fertilidad de suelos, índices de diversidad taxonómica y funcional

Estimación de la calidad y fertilidad de suelos

Variable	Cod.	Ensayo/Fórmula	Método
Densidad Aparente ($g\ cm^{-3}$)	DA	$\frac{\text{Peso Seco}}{\text{Volumen del Cilindro (100cm}^3\text{)}}$	
pH y Conductividad Eléctrica ($mS\ cm^{-1}$)	S 1-2	pH hidrolítico y CEN en relación 1:2.5	Potencio-conductimétrico
Carbono Orgánico (%)	S3		IRAM-SAGPyA 29571-3
Nitrógeno Total (%)	S4		IRAM-SAGPyA 29572
Fósforo extractable (ppm)	S5		IRAM-SAGPyA 29570 1-2
Textura	S13		Pipeta Robinson
Materia Orgánica Particulada	S26		Cambardella-Elliot (mod)

Tabla 21. Variables medidas para la caracterización de las muestras de Suelo.

Textura de Suelo	IDEAL	AFECTA*	AFECTA*
Arenoso, Franco Arenoso	1,60	1,69	1,80
Franco Arenoso, Franco	1,40	1,63	1,80
Franco arcillo arenoso, franco arcilloso	1,40	1,60	1,75
Limoso, franco limoso	1,40	1,60	1,75
Franco arcillo limoso	1,40	1,55	1,65
Arcillo arenoso, arcillo limoso, franco arcilloso	1,10	1,49	1,58
Arcilloso	1,10	1,39	1,47

Tabla 22. Valores de referencia para estimar el grado de compactación del Suelo, en función de su Textura y Densidad Aparente. *Afecta el crecimiento radicular.

Variable	Nivel	Valores	Fuente
Nitrógeno total (%)	Bajo	< 0,15	Moore (2001)
	Medio	0,15 – 0,25	
	Alto	> 0,25	
Fósforo extractable (%) (10,000 ppm = 1%)	Bajo	< 0,001	Sainz Rosas et al. (2012)
	Medio	0,001 – 0,002	
	Alto	0,002 – 0,01	
Conductividad eléctrica ($mS\ cm^{-1}$)	No salino	< 2	Moore (2001)
	Levemente salino	2 – 4	
	Moderadamente salino	4 – 8	
	Altamente salino	8 – 16	
	Extremadamente salino	> 16	

Tabla 23. Valores de referencia para estimar la calidad/fertilidad del Suelo en términos de Nitrógeno total, Fósforo extractable y Conductividad Eléctrica (Morandeira, 2014)

Riqueza y diversidad taxonómica

Riqueza específica

La riqueza específica (S) es la forma más sencilla de medir la biodiversidad, ya que se basa únicamente en el número de especies presentes, sin tomar en cuenta el valor de importancia de las mismas. La forma ideal de medir la riqueza específica es contar con un inventario completo que permita conocer el número total de especies (S) obtenido por un censo de la comunidad.

Jacknife de Primer Orden (Jack1)

Es un estimador no paramétrico en el sentido estadístico, ya que no asume un tipo de distribución del conjunto de datos y no los ajustan a un modelo determinado (Moreno y Halffter 2001).

$$Jack\ 1 = S + L \left(m - \frac{1}{m} \right)$$

Se basa en el número de especies que ocurren solamente en una muestra (L). Es una técnica para reducir el sesgo de los valores estimados; en este caso para reducir la subestimación del verdadero número de especies en una comunidad con base en el número representado en una muestra reduciendo el sesgo del orden 1/m (Krebs 1989). (Palmer 1990) encontró que la diversidad de plantas analizada por el valor de Jacknife de primer orden fue el estimador más preciso y menos sesgado de ocho métodos de extrapolación evaluados.

Índice de Shannon-Wiener (H')

Expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra. Mide el grado promedio de incertidumbre en predecir a qué especie pertenecerá una muestra al azar de una colección (Moreno y Halffter 2001). Asume que los individuos son seleccionados al azar y que todas las especies están representadas en la muestra. Adquiere valores entre cero y el logaritmo de S, cuando hay una sola especie o cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos, respectivamente (Magurran 2013)

$$H' = \sum p_i \log p_i$$

Donde p_i = abundancia proporcional de la especie i , es decir, el número de individuos de la especie i dividido por el número total de individuos de la muestra.

Índice de equitatividad Pielou (J')

Es uno de los índices más utilizados:

$$J' = \frac{H}{\log_2 S}$$

Donde H es el índice de *Shannon-Wiener*, $\log_2 S$ es la diversidad máxima (H'max) que se obtendría si la distribución de las abundancias de las especies en la comunidad fuera perfectamente equitativa.

Índice de Simpson (D)

El índice de Simpson representa la probabilidad de que dos individuos, dentro de un hábitat, seleccionados al azar pertenezcan a la misma especie. Es decir, cuanto más se acerca el valor de este índice a la unidad existe una mayor posibilidad de dominancia de una especie y de una población; y cuanto más se acerque el valor de este índice a cero mayor es la biodiversidad de un hábitat. El índice de Simpson está fuertemente influenciado por las especies más abundantes en la comunidad, mientras que es menos sensible a la riqueza de especies, o a las especies raras. Se estima como:

$$D = \sum p_{ij}^2$$

Donde p_{ij} es la abundancia relativa de la especie i en el censo j .

Equitatividad de Simpson (E)

Se estima como:

$$E = D/S$$

Donde D equivale a la Diversidad de Simpson y S, a la riqueza específica.

Componentes de la diversidad funcional

Riqueza funcional (FRic)

La riqueza funcional (*FRic*) es generalmente estimada como el volumen del espacio funcional (*con tantas dimensiones como número de rasgos*), y representa el volumen ocupado por la comunidad en el espacio de los rasgos. En el caso de que se esté considerando sólo un rasgo continuo, *FRic* es ni más ni menos que su rango (*mín - máx.*). Complementariamente, cuando sólo se consideran rasgos categóricos, *FRic* es estimado como el número de combinaciones totales únicas en la comunidad. El valor máximo posible de *FRic* en un espacio de los rasgos con T dimensiones y con 2^T especies se obtiene con la combinación de los valores extremos (*mín. - máx.*) de todos

los rasgos. En principio, *FRic* podría incrementarse o no con *S* (*riqueza taxonómica*), por lo que a priori no existe una relación estricta tampoco con la *equitatividad taxonómica*. Se dice que son ortogonales entre sí.

Equitatividad funcional (FEve)

La *equitatividad o equidad funcional (FEve)* describe la regularidad con que la abundancia de las especies se distribuye en el volumen multidimensional de los rasgos funcionales. Este índice varía entre cero (0), completamente carente de equidad, y uno (1), equidad total. A su vez, es independiente de (*ortogonal a...*) *FRic*. El valor de este índice decrece cuando la abundancia de las especies está menos uniformemente distribuida y cuando las distancias entre ellas son irregulares. Por el contrario, el valor de *FEve* se incrementa si las abundancias de las especies se encuentran distribuidas uniformemente en el espacio multidimensional de los rasgos. Asumiendo que la disponibilidad de recursos se encuentra uniformemente distribuida en el espacio de nicho, una *FEve* menor implica que si bien porciones del nicho están ocupadas, las mismas podrían estar sub-utilizadas (Mason et al. 2005)

Divergencia funcional (FDiv)

La *divergencia funcional (FDiv)* cuantifica la dispersión de los valores de los rasgos en el espacio multivariado. Es decir, este índice refleja cómo se distribuyen los atributos de los rasgos en el espacio multidimensional, en función de la abundancia de las especies. Valores altos de *FDiv* indican un alto grado de diferenciación de nicho, y en consecuencia, menor competencia. Consecutivamente, se asume que comunidades con mayor *FDiv* podrían presentar un incremento en el número de funciones ecosistémicas que soportan como resultado de una mayor eficiencia en el uso de sus recursos (Mason et al. 2005).

Dispersión funcional (FDis)

La *dispersión funcional (FDis)* es la distancia promedio de cada especie al centroide de la comunidad en el espacio de los rasgos, teniendo en cuenta la abundancia para el cálculo del centroide (*centroide ponderado*). Se sugiere que las comunidades mono-específicas deben tener un *FDis* igual a cero, pero no existe un límite superior para este índice.

ANEXO E. Tabla de especies

Familia	Especie	Abr.	O	TM	CV	C (%)
AIZOACEAE	<i>Sesuvium portulacastrum</i> (L.) L.	SES_POR	I	HL	P	6,88
ALISMATACEAE	<i>Hydrocleys nymphoides</i> (Wild.) Buchenau	HYD_NYM	N	HA	P	5,00
ALISMATACEAE	<i>Sagittaria montevidensis</i> Cham. & Schtld.	SAG_MON	N	HP	P	1,88
AMARANTHACEAE	<i>Alternanthera philoxeroides</i> (Mart.) Griseb.	ALT_PHI	N	HA	P	19,38
AMARANTHACEAE	<i>Salicornia ambigua</i> -	SAL_AMB	E	HL	P	5,63
AMARYLLIDACEAE	<i>Allium</i> sp (Thuill.) Coss. & Germ.	ALL_SP	N	HL	P	3,13
APIACEAE	<i>Cyclospermum leptophyllum</i> (Pers.) Sprague	CYC_LEP	N	HL	A	14,38
APIACEAE	<i>Eryngium ekmani</i> H. Wolff	ERY_EKM	N	HL	A/BI	22,50
APIACEAE	<i>Eryngium</i> sp Pers.	ERY_SP	-	HL	P	0,63
APOCYNACEAE	<i>Vinca minor</i> L.	VIN_MIN	E	HL	P	0,00
ARACEAE	<i>Lemna</i> sp Phil.	LEM_SP	N	HA	P	1,25
ARACEAE	<i>Lemna valdiviana</i> Phil.	LEM_VAL	N	HA	P	0,63
ARACEAE	<i>Pistia stratiotes</i> L.	PIS_STR	N	HA	P	0,63
ASTERACEAE	<i>Acmella decumbens</i> (Sm.) R.K. Jansen	ACM_DEC	N	HL	P	25,63
ASTERACEAE	<i>Acmella pusilla</i> (Hook. & Arn.) R.K. Jansen	ACM_PUS	N	HL	P	20,00
ASTERACEAE	<i>Ambrosia tenuifolia</i> Spreng.	AMB_TEN	N	HL	P	28,75
ASTERACEAE	<i>Baccharis notosergha</i> Griseb.	BAC_NOT	N	A	P	1,25
ASTERACEAE	<i>Eclipta prostrata</i> (L.) L.	ECL_PRO	N	HL	A	0,63
ASTERACEAE	<i>Enydra anagallis</i> Gardner	ENY_ANA	N	HL	P	2,50
ASTERACEAE	<i>Gamochaeta simplicicaulis</i> Cabrera	GAM_SIM	N	HL	A	0,63
ASTERACEAE	<i>Grindelia scorzoneirifolia</i> -	GRI_SCO	-	-	-	9,38
ASTERACEAE	<i>Holocheilus hieracioides</i> (D. Don) Cabrera	HOL_HIE	N	HL	P	18,13
ASTERACEAE	<i>Hymenoxys anthemoides</i> (Juss.) Cass.	HYM_ANT	N	HL	A	0,00
ASTERACEAE	<i>Pluchea sagittalis</i> (Lam.) Cabrera	PLU_SAG	N	HL	P	3,13
ASTERACEAE	<i>Symphotrichum graminifolium</i> (Spreng.) G. L. Nesom	SYM_GRA	N	HL	P	9,38
ASTERACEAE	<i>Symphotrichum squamatum</i> (Spreng.) G. L. Nesom	SYM_SQU	N	HL	P	2,50
ASTERACEAE	<i>Taraxacum officinale</i> F. H. Wigg.	TAR_OFF	E	HL	P	1,88
ASTERACEAE	<i>Urolepis hecatantha</i> (DC.) R.M. King & H. Rob.	URO_HEC	N	HL	A	2,50
BRASSICACEAE	<i>Lepidium articulatum</i> Regel & Köm.	LEP_ART	N	HL	A	3,13
BRASSICACEAE	<i>Lepidium bonariense</i> L.	LEP_BON	N	HL	A	0,00
CALYCERACEAE	<i>Acicarpha tribuloides</i> Juss.	ACI_TRI	N	HL	A	0,00
CARYOPHILLACEAE	<i>Spergula laevis</i> (Cambess.) D. Dietr.	SPE_LAE	N	HL	P	3,75
CHENOPODIACEAE	<i>Chenopodium album</i> L.	CHE_ALB	E	HL	A	0,63
CONVOLVULACEAE	<i>Dichondra repens</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	DIC_REP	N	HL	P	7,50
CYPERACEAE	<i>Carex polysticha</i> Boeck.	CAR_POL	N	HG	P	1,25
CYPERACEAE	<i>Cyperus digitatus</i> Roxb.	CYP_DIG	N	HP	P	0,63
CYPERACEAE	<i>Cyperus entrianus</i> Boeck.	CYP_ENT	N	HP	P	4,38
CYPERACEAE	<i>Cyperus intricatus</i> Schard. Ex Schult.	CYP_INT	N	HP	P	3,75
CYPERACEAE	<i>Cyperus rotundus</i> L.	CYP_ROT	N	HP	P	3,75
CYPERACEAE	<i>Eleocharis bonaerensis</i> Nees	ELE_BON	N	HP	P	6,25
CYPERACEAE	<i>Eleocharis macrostachya</i> Britton	ELE_MAC	N	HP	P	0,00
CYPERACEAE	<i>Eleocharis viridans</i> Kük. ex Osten	ELE_VIR	N	HP	P	28,13
CYPERACEAE	<i>Isolepis cernua</i> (Vahl) Roem. & Schult.	ISO_CER	N	HP	A	0,00
CYPERACEAE	<i>Schoenoplectus californicus</i> (C. A. MEY.) Soják	SCH_CAL	N	HA	P	5,00

Familia	Especie	Abr.	O	TM	CV	C (%)
CYPERACEAE	<i>Scirpus giganteus</i> -	SCI_GIG	N	HA	P	1,25
FABACEAE	<i>Acacia caven</i> -	ACA_CAV	N	Ar	P	2,50
FABACEAE	<i>Gleditsia triacanthos</i> L.	GLE_TRI	I	Ar	P	0,63
FABACEAE	<i>Lotus tenuis</i> Waldst. & Kit. Ex Willd.	LOT_TEN	I	HL	P	33,75
FABACEAE	<i>Neptunia pubescens</i> Benth.	NEP_PUB	N	HS	P	1,88
FABACEAE	<i>Sesbania punicea</i> (Cav.) Benth.	SES_PUN	N	Ar	P	0,00
FABACEAE	<i>Sesbania virgata</i> (Cav.) Pers.	SES_VIR	N	A	P	8,13
FABACEAE	<i>Trifolia repens</i> L.	TRI_REP	E	HL	P	18,13
FABACEAE	<i>Vicia epetiolearis</i> Burkart	VIC_EPE	N	HL	A	4,38
FABACEAE	<i>Vicia graminea</i> Sm.	VIC_GRA	N	HL	A/BI	10,63
FABACEAE	<i>Vigna luteola</i> (Jacq.) Benth.	VIG_LUT	N	HL	A	0,63
GENTIANACEAE	<i>Centaurium pulchellum</i> (Sw.) Druce	CEN_PUL	E	HL	A	16,88
GERANIACEAE	<i>Geranium carolinianum</i> L.	GER_CAR	E	HL	A	0,00
HALORAGACEAE	<i>Myriophyllum aquaticum</i> -	MYR_AQU	I	HA	P	2,50
IRIDACEAE	<i>Sisyrinchium</i> sp -	SIS_SP	-	-	-	10,00
JUNCEAE	<i>Juncus microcephalus</i> Kunth	JUN_MIC	N	HL	P	4,38
LYTHRACEAE	<i>Lytrum hyssopifolium</i> L.	LYT_HYS	E	HL	A	0,00
MALVACEAE	<i>Malvella leprosa</i> (Ortega) Krapov.	MAL_LEP	N	HL	P	3,75
MALVACEAE	<i>Sida rhombifolia</i> L.	SID_RHO	N	HL	P	2,50
ONAGRACEAE	<i>Ludwigia peploides</i> (Kunth) P. H. Raven	LUD_PEP	N	HP	P	18,75
OROBANCHACEAE	<i>Agalinis communis</i> (Cham. & Schltld.) D'Arcy	AGA_COM	N	A	P	14,38
OXALIDACEAE	<i>Oxalis articulata</i> Savigny	OXA_ART	N	HL	P	5,63
OXALIDACEAE	<i>Oxalis conorrhiza</i> Jacq.	OXA_CON	N	HL	P	2,50
PLANTAGINACEAE	<i>Bacopa monnieri</i> (L.) Wettst.	BAC_MON	N	HL	A	6,25
PLANTAGINACEAE	<i>Plantago myosuroides</i> Lam.	PLA_MYO	N	HL	A	13,75
PLANTAGINACEAE	<i>Plantago</i> sp -	PLA_SP	-	-	-	6,25
POACEAE	<i>Agrostis montevidensis</i> Spreng. Ex Nees	AGR_MON	N	HG	P	3,13
POACEAE	<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	CYN_DAC	I	HG	P	46,25
POACEAE	<i>Digitaria aequiglumis</i> (Hack. & Arechav.) Parodi	DIG_AEC	N	HG	A	1,25
POACEAE	<i>Diplachne fusca</i> (L.) P. Beauv. ex Roem. & Schult.	DIP_FUS	N	HG	P	8,75
POACEAE	<i>Distichlis spicata</i> (L.) Greene	DIS_SPI	N	HG	P	0,63
POACEAE	<i>Echinochloa crus-galli</i> (L.) P. Beauv.	ECH_CRU	I	HG	A	4,38
POACEAE	<i>Echinochloa helodes</i> (Hack.) Parodi	ECH_HEL	N	HG	P	0,63
POACEAE	<i>Glyceria multiflora</i> Steud.	GLY_MUL	N	HG	P	3,13
POACEAE	<i>Graminea guasuncho</i> Pers.	GRA_GUA	-	HG	-	5,00
POACEAE	<i>Graminea setimio</i> Pers.	GRAM_SET	-	HG	-	3,13
POACEAE	<i>Hordeum eudastion</i> Steud.	HOR_EUC	N	HG	A	1,88
POACEAE	<i>Hordeum stenostachys</i> Godr.	HOR_STE	N	HG	P	5,00
POACEAE	<i>Lolium multiflorum</i> Lam.	LOL_MUL	I	HG	A/BI	19,38
POACEAE	<i>Lolium perenne</i> L.	LOL_PER	I	HG	A/BI	2,50
POACEAE	<i>Luziola perenne</i> -	LUZ_PER	-	HG	P	1,25
POACEAE	<i>Paspalum distichum</i> L.	PAS_DIS	N	HG	P	0,63
POACEAE	<i>Paspalum vaginatum</i> Sw.	PAS_VAG	N	HG	P	2,50
POACEAE	<i>Paspalum denticulatum</i> Trin.	PHA_ANG	N	HG	P	6,88
POACEAE	<i>Polypogon imberbis</i> (Phil.) Johow	POL_IMB	N	HG	P	7,50

Familia	Especie	Abr.	O	TM	CV	C (%)
POACEAE	<i>Polypogon monspeliensis</i> (L.) Desf.	POL_MON	E	HG	A	30,63
POACEAE	<i>Setaria parviflora</i> (Poir.) Kerguelen	SET_PAR	N	HG	P	0,63
POACEAE	<i>Sporobolus indicus</i> (L.) R. Br.	SPO_IND	N	HG	P	9,38
POLYGONACEAE	<i>Polygonum punctatum</i> Elliot	POL_PUN	N	HP	A/Bi	11,88
POLYGONACEAE	<i>Rumex paraguayensis</i> D. Parodi	RUM_PAR	N	HL	A	0,00
PONTEDERIACEAE	<i>Eichhornia crassipes</i> Pers.	EIC_CRA	N	HA	P	1,25
PORTULACACEAE	<i>Portulaca</i> sp.	POR_GRA	N	HL	A	2,50
PRIMULACEAE	<i>Centunculus minimus</i> L.	CEN_MIN	E	HL	A	1,88
PRIMULACEAE	<i>Lysimachia arvensis</i> Pers.	LYS_ARV	E	HL	A	0,00
RANUNCULACEAE	<i>Ranunculus apiifolius</i> Pers.	RAN_API	N	HL	A	1,88
RUBIACEAE	<i>Spermacoce verticillata</i> L.	SPE_VER	N	HL	P	3,75
SALVINIACEAE	<i>Azolla filiculoides</i> Lam.	AZO_FIL	N	HA	P	0,63
SOLANACEAE	<i>Jaborosa integrifolia</i> Lam.	JAB_INT	N	HL	P	18,13
SOLANACEAE	<i>Nierembergia aristata</i> D. Don	NIE_ARI	N	HL	P	3,13
SOLANACEAE	<i>Solanum glaucophyllum</i> Desf.	SOL_GLA	N	A	P	5,63
VERBENACEAE	<i>Phyla nodiflora</i> (L.) Greene	PHY_NOD	N	HL	P	25,00

Tabla 24. Listado de especies presentes en las distintas modalidades ganaderas del Bajo Delta No-Insular del Río Paraná. Se indican las familias y especies, y para cada especie, el autor, la abreviatura, el tipo morfo-ecológico (TM) (HL = herbácea latifoliada, HG = herbácea graminiforme, HA = herbácea acuática, HP = herbácea palustre, A = Arbusto, Ar = Árbol), el origen (N = Nativa, E = Exótica, I = Exótica invasora), y el ciclo de vida (CV) (P = Perenne, A = Anual, A/Bi = Anual o Bianaual).

ANEXO F. Rasgos funcionales

En este Anexo, se describen los 17 rasgos funcionales que se utilizaron en el Capítulo 4 para la identificación de *Tipos Funcionales de Plantas* y la estimación de los *componentes de la diversidad funcional*. Para cada rasgo, se define cómo se midió o registró, o de qué trabajos se recopiló la información, el número de réplicas, su significado e interpretación, con qué otros rasgos funcionales están relacionados y con qué funciones suele estar asociado. En el Capítulo 4, esta información está resumida en la Tabla 13. Para facilitar la comparación con otros trabajos se ajustó la medición de los rasgos al protocolo actualizado y ampliado por Pérez-Harguindeguy et al. (2013). El término “*rasgo*” es la traducción al castellano del término en inglés “*trait*”.

Selección de individuos y hojas

En cada población dominante, se eligieron al azar a 5 individuos para la medición de los rasgos. Los individuos eran generalmente adultos y se encontraban en buen estado, excepto en aquellas poblaciones dominantes para las que típicamente todos los individuos estaban afectados por insectos o por herbívoros. Si la planta tenía reproducción vegetativa, se seleccionaron *ramets* separados por lo menos a 5 metros entre sí. En el caso de los rasgos foliares, se seleccionaron al azar entre 2 y 5 hojas por planta dependiendo del rasgo. Las hojas eran verdes (no senescentes), en lo posible sanas, turgentes y expuestas a la radiación solar. Se midieron las hojas de las herbáceas latifoliadas desde el pecíolo y las hojas de las herbáceas gramínoideas desde la lígula (sólo la lámina). Para las herbáceas con hojas compuestas, se consideró a la hoja (y no a los folíolos) como la unidad funcional y se incluyó al raquis. En el caso de las herbáceas equisetoides se reemplazó a las hojas por el tallo debido a que éste es el tejido fotosintético funcional. Además, se recopilaron algunos rasgos de la literatura sobre la flora de la región, o bibliografía accesoria tales como repositorios digitales de información.

Rasgos funcionales

Altura de la planta

Tipo de variable y unidades o categorías: real (cm)

Medición y réplicas: A nivel de individuo (o ramet), 5 réplicas. Se midió la altura máxima de cada individuo con una regla rígida, desde el suelo o sedimento (i.e. incluyendo las estructuras sumergidas) hasta su altura máxima, excluyendo las estructuras reproductivas como inflorescencias, si las había.

La altura de la planta está asociada con el vigor o la capacidad competitiva, la fecundidad de la planta, la longevidad potencial y con el tiempo y la capacidad de alcanzar un estadio reproductivo después de un disturbio. En sistemas de humedales, y para plantas arraigadas, la altura puede relacionarse con la porción de vegetación que emerge por sobre el nivel del cuerpo de agua o del perfil inundado. Por lo tanto, puede relacionarse con la posición a lo largo del gradiente topográfico o en zonas de vegetación; y plantas de distintas alturas podrían estar sometidas a diferentes condiciones híd.

Historia de Vida

Tipo de variable y unidades o categorías: binario (perenne o anual – bianual)

Medición y réplicas: A nivel de especie, en base a recopilación bibliográfica. Para asignar las categorías, se utilizó la base de datos del Instituto Darwinion (Zuolaga et al. 2009, <http://www.darwing.edu.ar>).

Las plantas perennes sobreviven durante al menos tres estaciones de crecimiento; las plantas anuales viven durante una estación de crecimiento y senescen luego de la floración y la producción de semillas. El ciclo de vida de una planta está asociado a su persistencia en el ambiente, por lo que es de importancia para los procesos ecosistémicos que ocurren en un sitio. El rasgo está estrechamente relacionado con la clonalidad, ya que, al ser más persistentes, suelen tener un ciclo de vida perenne. Las mismas suelen estar asociadas a ambientes con menor estrés ambiental, aunque algunas especies perennes son capaces de rebrotar luego de disturbios como incendios, inundaciones o pastoreo debido a sus rizomas. Además, las plantas perennes, en general, producen semillas o frutos que, en comparación con las anuales, se dispersan a cortas distancias y persisten menos tiempo en el banco de semillas (Pérez-Harguindeguy et al. 2013).

Forma de Vida

Tipo de variable y unidades o categorías: categórico (Formas de vida sensu Raunkier (1934)).

Medición y réplicas: A nivel de especie, en base a observaciones a Campo y a recopilación bibliográfica.

El sistema de *Raunkier* es una categorización de las formas de desarrollo o formas biológicas de las plantas (*Raunkier* 1934). Las clases del sistema se basan en las adaptaciones de las plantas a la supervivencia durante la estación desfavorable, principalmente si lo hacen como semilla o, si como plantas adultas, si pierden las partes

verdes y la ubicación y el tipo y grado de protección de las yemas durante la estación desfavorable. Se basa en el concepto de que los factores ambientales presentes en una determinada región -principalmente temperatura, agua, y su variabilidad estacional- encuentran una expresión marcada en la estructura interna y externa de las plantas, que de hecho se pueden utilizar como "indicadoras" de su ambiente. Las subdivisiones son las siguientes:

- a) Fanerófitas. Las yemas sobrevivientes se encuentran en tallos geotrópicamente negativos que se proyectan en el aire.
- b) Caméfitas. Las yemas sobrevivientes se encuentran en tallos muy cercanos al suelo
- c) Hemicriptófitas. Las yemas sobrevivientes se encuentran en la superficie del suelo
- d) Criptófitas. Las yemas sobrevivientes están enterradas debajo del suelo y a una distancia de la superficie que varía entre las especies.
- e) Terófitas. Plantas de verano o de la estación favorable.

En ecosistemas de Humedal con un régimen de inundación recurrente y particularmente en aquellos sometidos a intensidades variables de pastoreo es común encontrar mayor proporción de especies *Hemicriptófitas*, *Criptófitas* (*Hidrótifas*) y *Terófitas* (Figura 62).

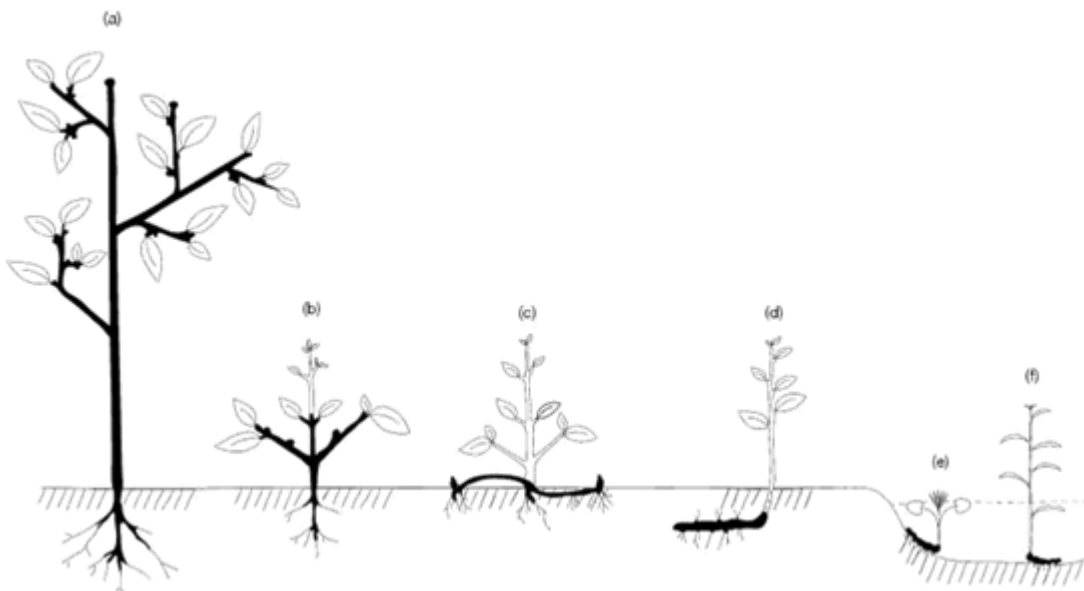


Figura 62. Clasificación de formas de vida de las plantas: Diagrama de las formas de vida más importantes basado en la clasificación de Ruankier (1934). (a) *Fanerófitas*; (b) *Caméfitas*; (c) *Hemicriptófitas*; (d) *Geófitas*; (e) *Hidrótifas*; (f) *Helófitas*. Las *Geófitas* (d); *Hidrótifas* (e) y *Helófitas* (f) pueden ser agrupadas dentro de las *Criptófitas*. No se muestran las *Terófitas* (anuales). Las líneas gruesas indican la posición de las yemas de renovación de la planta.

Tipo Morfo-ecológico

Tipo de variable y unidades o categorías: categórica (Herbácea Graminoide; Herbácea Equisetoide; Herbácea Latifoliada)

Medición y réplicas: A nivel de individuo (o ramet), 5 réplicas. Se asignó a cada población a la categoría correspondiente de acuerdo a las observaciones de Campo de por lo menos 5 individuos. En general, el registro corresponde a la población ya que no suele haber diferencias entre individuos de la misma especie.

El tipo morfo-ecológico es una adaptación de la “forma de crecimiento”, acorde a las macrófitas emergentes que fueron objeto de estudio del Capítulo 4. El mismo está determinado por la taxonomía y por la morfología y distribución vertical y horizontal de las hojas, lo que en última instancia incide en su metabolismo, las adaptaciones eco-fisiológicas de la planta al ambiente, el estrés o los disturbios y las formas de crecimiento (Perez-Harguindeguy et al. 2013). Puede estar asociado a rasgos o atributos particulares de otros rasgos tales como el área foliar, el área foliar total, el índice de disección foliar, entre otros. En la región del Delta del Paraná, se ha asociado la cobertura de los tipos morfo-ecológicos con las condiciones hidrológicas (*inundabilidad y energía del agua*), el *pH* y el porcentaje de arena del suelo (Kandus 1997, Malvárez y Bó 2000, Morandeira y Kandus, 2016).

Origen

Tipo de variable y unidades o categorías: categórico (Nativo, Exótico, Invasor).

Medición y réplicas: A nivel de especie, en base a recopilación bibliográfica. Para asignar las categorías, se utilizó la base de datos del Instituto Darwinion (Zuolaga et al. 2009, <http://www.darwing.edu.ar>).

Una determinada especie puede ser considerada como *exótica* cuando la misma ha sido intencionalmente o accidentalmente transportada por el hombre a un área fuera de su rango de distribución geográfica natural y como una especie *invasora*, cuando la misma, una vez introducida puede expandir su población (o rango de distribución) en la nueva situación geográfica sin necesidad de la intervención humana (Kalesnik y Malvárez 2004). En general, los procesos invasivos han sido asociados a áreas que han sido disturbadas en alguna medida por la acción del hombre, considerando al mismo, como el principal agente de introducción de especies invasoras en los distintos ecosistemas. En este sentido, la intervención antrópica podría actuar como un disturbio creador de parches en la vegetación existente, a partir del cual se incrementaría la disponibilidad de recursos necesarios para el establecimiento e incorporación de las especies invasoras al sistema. En ese sentido, la abundancia de especies

Exóticas/Invasoras constituye un indicador fehaciente del grado de intervención antrópico, particularmente en los ambientes analizados en el Capítulo 4 de esta Tesis.

Clonalidad

Tipo de variable y unidades o categorías: binario (clonal o no clonal).

Medición y réplicas: A nivel de especie, en base a observaciones de Campo y a recopilación bibliográfica. Se consideró a una especie como *clonal* si presentaba estructuras de reproducción vegetativa (principalmente estolones o rizomas, pero ver otros en Pérez-Harguindeguy et al. (2013)) en al menos cinco individuos (o ramets suficientemente alejados) observados, o si por observaciones o según la bibliografía podía reproducirse por fragmentos. La bibliografía consultada fue principalmente la Flora de la Provincia de Entre Ríos, editada por el INTA (Burkart 1969, Burkart 1974, Burkart 1979, Burkart 1987, Burkart y Bacigalupo 2005).

Las plantas *clonales* tienen la habilidad de reproducirse o regenerarse asexualmente. La *clonalidad* le confiere a las plantas la capacidad de colonizar sitios adyacentes (en contraste con las plantas con dispersión por semillas, que pueden colonizar sitios ubicados a grandes distancias). De este modo, las plantas pueden aprovechar parches ricos en recursos (agua, nutrientes, luz) y por lo tanto ser competidoras más fuertes (Pérez- Harguindeguy et al. 2013). Las plantas que mantienen rizomas pueden regenerarse luego de inundaciones o quemas (e.g. Salvia et al. 2012a) por lo que en muchos casos pueden tener un ciclo de vida perenne a pesar de haber disturbios frecuentes. En otros casos (y dependiendo de la estructura vegetativa presente), la *clonalidad* está asociada a la presencia de órganos de almacenamiento de carbono. Las plantas que se reproducen por fragmentación son consideradas potenciales invasoras debido a la rapidez del crecimiento poblacional y a las distancias a los que los fragmentos pueden ser dispersados al ser arrastrados por el agua o por animales.

Palatabilidad

Tipo de variable y unidades o categorías: binario (Palatable o no Palatable).

Medición y réplicas: A nivel de especie, en base a observaciones de Campo y a recopilación bibliográfica, principalmente a partir de “*Plantas De Interés Ganadero De La Región Del Bajo Delta Del Paraná*” (Rossi et al. 2014). Se consideró a una especie como *Palatable* si la misma presentaba signos de herbivoría visible en los relevamientos florísticos a Campo y si, además, era categorizada como “Forrajera principal” o “Forrajera Secundaria”. Para más detalles respecto de las especies caracterizadas

como *palatables* y los criterios adoptados para tal determinación, referirse a (Rossi et al. 2014).

A pesar de que existe una gran diversidad y complejidad de plantas, herbívoros, e interacciones entre éstos, se han identificado algunos caracteres indicadores de la calidad de las hojas que permiten predecir la preferencia por los herbívoros generalistas (Perez-Harguindeguy et al. 2013). La palatabilidad de la hoja (de acuerdo a la preferencia por los herbívoros) puede ser vista como un integrador de varias de esas características subyacentes a la calidad. Además, la palatabilidad de una especie tiende a estar correlacionada entre especies con la descomponibilidad de su material senescente, dado que ambas propiedades se encuentran restringidas por factores comunes (por ejemplo, los contenidos en nutrientes bajos, alta concentración de lignina o de metabolitos secundarios).

Tolerancia a la Anoxia

Tipo de variable y unidades o categorías: binario (Tolerante / No Tolerante)

Medición y réplicas: A nivel de individuo (o ramet), 5 réplicas. En cada individuo, se identificó y registró la presencia de tallos huecos y/o aerénquima. La presencia de tallos huecos no está incluida en los protocolos de Pérez-Harguindeguy et al. (2013).

En otros trabajos, este rasgo se encuentra mencionado directamente como “*Presencia de tallos huecos*” (Morandeira y Kandus 2016). La variable es de importancia en sistemas de humedales ya que es considerada una adaptación a las condiciones de anoxia que se dan en el entorno radicular durante eventos de inundación y anegamiento sostenido. Junto con la presencia de aerénquima, los tallos huecos permiten trasladar oxígeno hacia el entorno de las raíces y, viceversa, para trasladar hacia las hojas el dióxido de carbono que está en altas concentraciones en las raíces y sedimentos (Brix 1990, Li y Jones 1995, Morison et al. 2000).

Tolerancia a la Salinidad

Tipo de variable y unidades o categorías: binario (Tolerante o no Tolerante).

Medición y réplicas: A nivel de individuo (o ramet), 5 réplicas. En cada individuo, se identificó y registró la presencia de suelos salinos en el entorno inmediato de la planta. Además, se contrastó con bibliografía.

En áreas cuya concentración de sales en suelo es alta (>100-200mM NaCl), sólo aquellas especies que posean alguna estrategia para reducir o evitar efectos nocivos a raíz de sales en sus tejidos serán las únicas capaces de establecerse y sostener poblaciones viables. Entre estas estrategias, se encuentran aquellas de carácter

bioquímico, fisiológico, estructurales o fenológicos. En el área de estudio, es común observar afloramientos salinos producto de los altos niveles de sobrepastoreo, particularmente en épocas de sequía, y en áreas excluidas de su régimen hidrológico natural. De esta manera, la dominancia de especies que presentan estas características es indicativas de un mayor grado de intervención sobre los ecosistemas de Humedal estudiados en el Capítulo 4.

Síndrome de Polinización

Tipo de variable y unidades o categorías: categórico (Anemofilia, Hidrofilia, Melitofilia o Zoofilia).

Medición y réplicas: A nivel de individuo (o ramet), 5 réplicas. En cada individuo, se identificó y registró la presencia flores o inflorescencias, así como la presencia de visitantes florales. Los registros fueron contrastados con información bibliográfica. La presencia de tallos huecos no está incluida en los protocolos de Pérez-Harguindeguy et al. (2013).

Los síndromes florales reflejan una evolución convergente que limita los tipos de polinizadores y aumentan la especialización de la planta con respecto a la polinización. Son la respuesta a las presiones selectivas ejercidas por polinizadores compartidos. Un síndrome de polinización (o floral) es un conjunto de caracteres de las flores destinados a atraer a un tipo particular de polinizador, y en consecuencia, resumen varias características de las plantas. Entre ellas, se incluyen caracteres tales como forma, tamaño, color, tipo y cantidad de recompensa, composición química del néctar, horario y época de floración. Estas características podrían responder a la intervención y/o degradación de las Comunidades Vegetales, producto del grado de Pastoreo e intervención sobre el Régimen Hidrológico en los ambientes estudiados (CITA). A efectos prácticos, los Síndromes se han resumido en 4 categorías: *Anemofilia, Hidrofilia, Entomofilia (Melitofilia), Zoofilia:*

Anemofilia o polinización por el viento: Las flores suelen ser pequeñas, inconspicuas, verdes, y poco llamativas. Producen grandes cantidades de granos de polen pequeños y livianos que son fácilmente acarreados por el viento. Tienen estigmas plumosos para atrapar a los granos de polen. Crecen en comunidades de baja diversidad y suelen ser los ejemplares más altos de sus comunidades. En algunos casos son visitadas por insectos que coleccionan su polen, pero no efectúan la polinización, por lo tanto, no ejercen una presión selectiva en la evolución de los caracteres florales.

Hidrofilia o polinización por el agua: Ciertas plantas acuáticas producen polen transportado por el agua. Producen flores pequeñas e inconspicuas. Los granos de

polen tienen adaptaciones especiales para ser llevados por el agua y los estigmas son muy ramificados para poder atrapar los granos de polen. Debe notarse que no todas las plantas acuáticas son polinizadas por el agua. Muchas producen flores que emergen sobre la superficie y son polinizadas por animales.

Entomofilia o polinización por insectos: incluye además de las flores polinizadas por abejas a las que son polinizadas por un gran número de especies de insectos, entre ellos moscas, avispas, mariposas y polillas y escarabajos. Las especies entomófilas tienen colores brillantes, perfume, néctar, y estructuras especiales que guían al insecto hacia la recompensa. Los granos de polen son generalmente más grandes que los de las flores anemófilas y suelen ser más pegajosos tendiendo a unirse en grupos y a adherirse al cuerpo del insecto.

Zoofilia o polinización por animales: Las plantas zoófilas presentan flores o caracteres adaptativos con rasgos particulares, como pueden ser rasgos ópticos u olfativos llamativos para los animales polinizadores, con los cuales guardan a veces una relación muy específica. Suelen presentar estrategias para atraer a sus polinizadores tales como colores vistosos, aromas, alimento (néctar o polen), y a veces sistemas mecánicos para asegurar el contacto suficiente con las anteras y el estigma.

La abundancia o riqueza de *Síndromes Florales* podría dar cuenta del estado de las comunidades vegetales y de la biodiversidad presente en ecosistemas intervenidos.

Vía Fotosintética

Tipo de variable y unidades o categorías: binario (vía fotosintética C3 o C4)

Medición y réplicas: A nivel de especie, se asignó la vía fotosintética C3 o C4 en base a información recopilada de la bibliografía. En los casos en que no había información específica disponible para la región, se recopiló de trabajos que se refiriesen a los géneros, o a las tribus. También se utilizó la base de datos <https://www.try-db.org/>.

Las plantas con distintas vías fotosintéticas (C3, C4, CAM) difieren en su funcionamiento debido principalmente a la temperatura óptima a la que hacen fotosíntesis, la eficiencia en el uso del agua y de los nutrientes y la respuesta a concentraciones elevadas de CO₂ (Perez-Harguindeguy, 2013). En general, la vía fotosintética parece estar más condicionada por el régimen climático regional. Las plantas C4 están presentes predominantemente en climas más cálidos y secos, con alta irradiancia, alta temperatura y estrés hídrico intermitente. Por el contrario, las plantas C3 predominan en ambientes más templados y húmedos o en ambientes con bajas concentraciones de CO₂ y nitrógeno. Sin embargo, en la región del Delta del Paraná coexisten plantas C3 y C4. La ventaja adaptativa de las plantas C4 en sistemas de

humedales (dentro de una región con un régimen climático relativamente homogéneo) podría estar asociada a determinados regímenes hidrológicos en los que las plantas C4 son más eficientes en el uso del agua, en el uso del nitrógeno disponible y con el hecho de evitar la foto-respiración, lo que mantendría estable la tasa fotosintética aún con bajas concentraciones de CO₂ y de fósforo disponible. Las plantas C4 también tendrían también ventajas en suelos salinos como los que se encuentran en algunos de los sitios del área de estudio.

Contenido de Clorofila Foliar

Tipo de variable y unidades o categorías: real (unidad "SPAD")

Medición y réplicas: A nivel de individuo, 5 mediciones en distintas hojas de 5 individuos semejantes. Las mediciones se realizaron mediante el empleo del clorofilómetro SPAD 502 – Minolta que permita estimar por espectroscopia la concentración de clorofila por unidad de superficie foliar, de una manera no destructiva. Las hojas son pinzadas de manera transversal, evitando las nervaduras y aproximadamente en el sector medio de las hojas. Dado que el área de medición es de 2 mm x 3 mm, no fue posible medir las hojas más pequeñas de algunas especies. El valor, en unidades "SPAD" es mayor cuánta más clorofila contengan las hojas.

El contenido de clorofila no está incluido en los protocolos de Perez-Harguindeguy (2013). El mismo constituye un indicador de su metabolismo. Si bien se sugiere calibrar los valores de SPAD con el contenido de clorofila para cada especie, se postula que una estrecha relación entre el SPAD y el N foliar, debido a los compuestos nitrogenados de la clorofila.

Área foliar promedio

Tipo de variable y unidades o categorías: real (cm²)

Medición y réplicas: A nivel de hoja, 5 hojas por individuo en 5 individuos (o ramets). Se colectaron varios tallos con hojas por individuo, para evitar la desecación, y se los conservó en bolsas *ziploc* que fueron colocadas en heladeras portátiles eléctricas. En el laboratorio, se descartaron las hojas deterioradas y por individuo, se le tomó una fotografía (incluyendo el pecíolo) junto a un área cuadrada de color rojo de 1cm². Con el software *Easy Leaf Area Free* (Easlon y Bloom 2014) se estimó en un dispositivo *Android* el área de cada hoja. Para el caso de las herbáceas equisetoides, se consideró el tallo como órgano fotosintético análogo a la hoja.

El área foliar es una medida del tamaño de la hoja y está relacionada con el área fotosintética. Entre especies, el área foliar varía de acuerdo a factores filogenéticos.

Puede estar asociada alométricamente al tamaño de la planta, al número de hojas, al tamaño del tallo, a la arquitectura de la planta y al número de yemas laterales que produce la planta, entre otros factores. Dentro de la misma especie, el área foliar es muy variable y depende del clima, de la geología, estrés por sequía o nutrientes (las plantas sometidas a estrés tendrían hojas más chicas), entre otros factores (Pérez-Harguindeguy et al. 2013). En cuanto a la exposición al sol, las hojas de plantas que crecen en ambientes con sol (por ejemplo, las especies pioneras) tienden a tener hojas más chicas que las plantas que crecen a la sombra, de modo de retener una capa de aire más fina y aumentar la pérdida de calor por convección. Además, las hojas de plantas que crecen a la sombra tienden a ser más grandes para aumentar la superficie que potencialmente puede captar radiación fotosintéticamente activa.

Peso Seco Foliar y Contenido de Materia Seca (LDMC)

Tipo de variable y unidades o categorías: real (mg / g).

Medición y réplicas: A nivel de hoja, 5 hojas por individuo en 5 individuos (o ramets). Se colectaron las hojas (incluyendo pecíolos) y, en el laboratorio, se pesó y luego se secó cada hoja en estufa a 60°C durante 72 hs o hasta alcanzar peso constante. Finalmente, se pesaron las hojas en una balanza de precisión 0,001 g. Para cada hoja, se estimó el *contenido de materia seca* como el cociente entre *peso seco (mg)* y *peso fresco (g)*.

El LDMC está relacionado con la densidad de los tejidos foliares (materia fresca por volumen) y se encuentra inversamente correlacionado con el SLA. Se ha demostrado que el LDMC correlaciona negativamente con la *tasa de crecimiento relativo potencial (RGR)* y positivamente con la vida útil de la hoja; sin embargo, estas asociaciones suelen ser generalmente más débiles que aquellas que involucran al área específica foliar. La hojarasca derivada de las hojas con LDMC alto también tiene a descomponerse más lentamente que el de las hojas con LDMC menor. Las hojas con LDMC alto, a su vez, tienden a ser relativamente más duras y por lo tanto se asume que son más resistentes a los disturbios físicos (por ejemplo, herbivoría, viento, granizo) que las hojas con LDMC bajo. Se destacan también algunos aspectos asociados a la inflamabilidad de las hojas y el contenido de agua en la hoja, que también depende de LDMC. Comúnmente, pero no siempre, las especies con bajo nivel de CMM tienen a asociarse con entornos productivos, a menudo fuertemente intervenidos.

Peso Fresco Foliar y Contenido de Agua (LWC)

Tipo de variable y unidades o categorías: real (mg / g)

Medición y réplicas: A nivel de hoja, 5 hojas por individuo en 5 individuos (o ramets). Se colectaron las hojas (incluyendo pecíolos) y, en el laboratorio, se pesó y luego se secó cada hoja en estufa a 60°C durante 72 hs o hasta alcanzar peso constante. Finalmente, se pesaron las hojas en una balanza de precisión 0,001 g. Para cada hoja, se estimó el *contenido de materia seca* como el cociente entre *peso seco (mg)* y *peso fresco (g)*. Finalmente, LWC se estima como $1000 - \text{LDMC}$.

Área Específica Foliar

Tipo de variable y unidades o categorías: real (mm²/mg)

Medición y réplicas: A nivel de hoja, 5 hojas por individuo en 5 individuos (o ramets). Se colectaron las hojas (incluyendo pecíolos) y, en el laboratorio, se determinó el área foliar según lo descrito para el rasgo “área foliar”. Luego, se secó cada hoja en estufa a 60° C durante 72 hs o hasta alcanzar peso constante. Finalmente, se pesaron las hojas en una balanza de precisión de 0,001 g. Para cada hoja, se calculó el área foliar específica como el cociente entre el área foliar y el peso seco de la hoja.

El área foliar específica (*SLA por “specific leaf area” en inglés*) se puede entender como la inversa de la masa de tejido destinado a la hoja por cada unidad de área fotosintética. Principalmente otros dos rasgos condicionan el SLA en diferentes grados de acuerdo a la población y al sitio: el espesor de las hojas y el contenido de materia seca en la hoja. El uso del SLA como rasgo funcional es muy extendido en la literatura debido a que usualmente está relacionado positivamente con la tasa potencial de crecimiento relativo, un rasgo “duro” mucho más difícil de medir. Además suele estar correlacionada positivamente con el contenido de nitrógeno foliar, con la tasa fotosintética máxima (expresada en unidades de masa y para plantas con condiciones de saturación de luz), con el contenido de fósforo foliar (Wright et al. 2004) y con el pH foliar (Cornelissen et al. 2006); y negativamente con la longevidad de las hojas (Reich et al. 2003, Wright et al. 2004). En sitios ricos en nutrientes, el SLA tiende a ser mayor.

Espesor de la Hoja

Tipo de variable y unidades o categorías: real (mm)

Medición y réplicas: A nivel de hoja, 5 hojas por individuo en 5 individuos (o ramets). El grosor de la hoja juega un rol importante en el funcionamiento de las hojas y de las plantas, y se asocia a las estrategias de adquisición y uso de sus recursos. Como tal, ha sido ampliamente utilizado como indicador en ecología de comunidades y

manejo de cultivos. Sin embargo, dado que su medición no es sencilla, se han propuesto algunos estimadores. La estimación del grosor de la hoja se realizó a partir de la metodología descrita en (Vile et al. 2005) como $(SLA \times LDMC)^{-1}$ en donde SLA corresponde al área foliar específica y LDMC corresponde al contenido de materia seca foliar, que a su vez se calcula como el cociente entre el peso seco de la hoja y el peso fresco de la hoja. SLA y LDMC son dos rasgos foliares fáciles de medir y frecuentemente citados en la bibliografía.

El espesor de las hojas depende del número y grosor de las capas de células del mesófilo (Perez-Harguindeguy et al. 2013). El mismo está relacionado inversamente con el área foliar específica y positivamente con la fuerza física de las hojas. Dado que las hojas más gruesas son generalmente más duras, es esperable que la tasa de descomposición de la hojarasca sea menor. Las hojas con una vida útil más larga son, en general, más gruesas. Además, para optimizar la fotosíntesis y disminuir la pérdida de carbono por respiración y transpiración, se predice y se ha observado que el espesor de las hojas es mayor en regiones más soleadas y secas y en hábitats menos fértiles; y que a su vez que es mayor en las hojas expuestas al sol que en las hojas ubicadas a la sombra (Pérez-Harguindeguy et al. 2013). En general, las hojas gruesas tienen menor porcentaje de nitrógeno.

Masa de la Semilla

Tipo de variable y unidades o categorías: real (mm)

Medición y réplicas: A nivel de especie, recopilado de la bibliografía. El tamaño de la semilla refiere al largo promedio de la semilla en su eje mayor (longitudinal), expresado en *milímetros*. La masa, se refiere al peso expresado en *gramos*. La bibliografía consultada fue principalmente la Flora de la Provincia de Entre Ríos, y bases de datos digitales, así como trabajos específicos. Las plantas con semillas más grandes tienden a acumular más recursos para que las plántulas sobrevivan a situaciones estresantes como sombra, sequía o herbivoría. En cambio, las plantas con semillas chicas tienden a producir un mayor número de semillas con el mismo esfuerzo reproductivo y generalmente son más longevas en el banco de semillas (Pérez-Harguindeguy et al. 2013).

BIBLIOGRAFÍA

- Abdi AM, Vrieling A, Yengoh GT, et al (2016) The El Niño – La Niña cycle and recent trends in supply and demand of net primary productivity in African drylands. *Clim Change* 138:111–125. doi: 10.1007/s10584-016-1730-1
- Adler PB, Garbulsky MF, Paruelo JM, Lauenroth WK (2006) Do abiotic differences explain contrasting graminoid functional traits in sagebrush steppe, USA and Patagonian steppe, Argentina? *J Arid Environ* 65:62–82. doi: 10.1016/j.jaridenv.2005.07.003
- Alcaraz-Segura D, Cabello J, Paruelo JM, Delibes M (2009) Use of descriptors of ecosystem functioning for monitoring a national park network: A remote sensing approach. *Environ Manage* 43:38–48. doi: 10.1007/s00267-008-9154-y
- Alcaraz-Segura D, Paruelo J, Cabello J (2006) Identification of current ecosystem functional types in the Iberian Peninsula. *Glob Ecol Biogeogr* 15:200–212. doi: 10.1111/j.1466-822X.2006.00215.x
- Alcaraz-Segura D, Paruelo JM, Epstein HE, Cabello J (2013a) Environmental and human controls of ecosystem functional diversity in temperate South America. *Remote Sens* 5:127–154. doi: 10.3390/rs5010127
- Alcaraz-Segura D, Paruelo JM, Epstein HE, Cabello J (2013b) Environmental and human controls of ecosystem functional diversity in temperate South America. *Remote Sens* 5:127–154. doi: 10.3390/rs5010127
- Aquino DS, Sica Y, Quintana RD, Gavier Pizarro G (2017a) Efectos del cambio en el uso del suelo sobre la retención de exceso hídrico por humedales en el Bajo Delta del Paraná entre 1997-2013. En: Ulberich A, Cisneros Basualdo N, Miranda del Fresno MC (eds) *I Jornadas Internacionales y III Nacionales de Ambiente 2016: Libro de resúmenes extendidos*. Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Tandil, pp 81–83
- Aquino DS, Sica YV, Gavier-pizarro GI, Quintana RD (2017b) Efectos de los cambios en las modalidades ganaderas sobre parámetros hídricos en humedales con manejo ganadero. En: *Libro de Resúmenes del V Congreso Nacional de Conservación de la Biodiversidad*. p 182
- Auguie B (2017) gridExtra: Miscellaneous Functions for “Grid” Graphics
- Ausden M, Hall M, Pearson P, Strudwick T (2005) The effects of cattle grazing on tall-herb fen vegetation and molluscs. *Biol Conserv* 122:317–326
- Baeza S, Lezama F, Piñeiro G, et al (2010) Spatial variability of above-ground net primary production in Uruguayan grasslands: A remote sensing approach. *Appl Veg Sci* 13:72–85. doi: 10.1111/j.1654-109X.2009.01051.x
- Baigún CRM, Puig A, Minotti PG, et al (2008) Resource use in the Parana River Delta (Argentina): moving away from an ecohydrological approach? 8:245–262. doi: 10.2478/v10104-009-0019-7
- Baldi G, Noretto MD, Aragón R, et al (2008) Long-term satellite NDVI data sets: Evaluating their ability to detect ecosystem functional changes in South America. *Sensors* 8:5397–5425. doi: 10.3390/s8095397
- Bella CMDI, Rebella CM, Paruelo JM (2000) Evapotranspiration estimates using NOAA AVHRR imagery in the Pampa region of Argentina. *Int J Remote Sens* 21:791–797
- Ben Abbes A, Bounouh O, Farah IR, et al (2018) Comparative study of three satellite image time-series decomposition methods for vegetation change detection. *Eur J Remote Sens* 51:607–615. doi: 10.1080/22797254.2018.1465360
- Bisigato AJ, Campanella MV., Pazos GE (2013) Plant phenology as affected by land degradation in the arid Patagonian Monte, Argentina: A multivariate approach. *J Arid Environ* 91:79–87. doi: 10.1016/j.jaridenv.2012.12.003
- Blanco DE, Méndez FM (2010) Endicamientos y terraplenes en el Delta del Paraná
- Bó RF, Malvárez AI (1999) Las inundaciones y la biodiversidad en humedales. Un análisis del efecto de eventos extremos sobre la fauna silvestre. En: Malvárez AI (ed) *Tópicos Sobre Humedales Subtropicales y Templados de Sudamérica*. ORCYT, Montevideo, p 229
- Bó RF, Quintana RD (2011) La fauna silvestre en el Bajo Delta Insular del Río Paraná. *Diversidad, situación y uso tradicional*. En: Quintana RD, Villar V, Astrada E, et al. (eds) *El Patrimonio natural y cultural del Bajo Delta Insular. Bases para su conservación y uso sustentable.2. Convención Internacional sobre los Humedales (Ramsar, Irán, 1971)/Aprendelta*, Buenos Aires, Argentina, p 316
- Bó RF, Quintana RD, Courtalón P, et al (2010) Efectos de los cambios en el régimen hidrológico por las actividades humanas sobre la vegetación y la fauna silvestre del Delta del Río Paraná. En: Blanco DE, Méndez FM (eds) *Endicamientos y terraplenes en el Delta del Paraná. Fundación para la Conservación y el Uso Sustentable de los Humedales*, Buenos Aires, Argentina, pp 33–64
- Borcard D, Gillet F, Legendre P (2018) *Numerical ecology* with R. Springer
- Borro M, Morandeira N, Salvia M, et al (2014) Mapping shallow lakes in a large South American floodplain: A frequency approach on multitemporal Landsat TM/ETM data. *J Hydrol* 512:39–52. doi: 10.1016/j.jhydrol.2014.02.057
- Bracewell RN, Bracewell RN (1986) *The Fourier transform and its applications*. McGraw-Hill New York
- Bradley BA, Mustard JF (2008) Comparison of phenology trends by land cover class: A case study in the Great Basin, USA. *Glob Chang Biol* 14:334–346. doi: 10.1111/j.1365-2486.2007.01479.x
- Brinson MM (1993) Changes in the functioning of wetlands along environmental gradients. *Wetlands* 13:65–74. doi: 10.1007/BF03160866

- Brown RG (1988) Effects of wetland channelization on runoff and loading. *Wetlands* 8:123–133. doi: 10.1007/BF03160597
- Browning DM, Snyder KA, Herrick JE (2019) Plant Phenology: Taking the Pulse of Rangelands. *Rangelands* 41:129–134. doi: 10.1016/j.rala.2019.02.001
- Browning DM, Spiegel S, Estell RE, et al (2018) Integrating space and time: A case for phenological context in grazing studies and management. *Front Agric Sci Eng* 5:44–56. doi: 10.15302/J-FASE-2017193
- Campos AN, Di Bella CM (2012) Multi-Temporal Analysis of Remotely Sensed Information Using Wavelets. *J Geogr Inf Syst* 04:383–391. doi: 10.4236/jgis.2012.44044
- Ceballos DS (2011) El reemplazo de pastizales anegadizos por plantaciones de álamos con suelos drenados en el Bajo Delta del río Paraná: cambios físicos y biogeoquímicos en el suelo y el ecosistema. Universidad de Buenos Aires
- Chamaille-Jammes S, Fritz H, Murindagomo F (2006) Spatial patterns of the NDVI–rainfall relationship at the seasonal and interannual time scales in an African savanna. *Int J Remote Sens* 27:5185–5200. doi: 10.1080/01431160600702392
- Chaneton EJ, Facelli JM, Leon JC (1988) Floristic changes induced by flooding on grazed and ungrazed lowland grasslands in Argentina. *J Range Manag* 41:495–499. doi: 10.2307/3899525
- Chaneton EJ, Lavado RS (1996) Soil nutrients and salinity after long-term grazing exclusion in a Flooding Pampa grassland. *J Range Manag* 49:182–187. doi: 10.2307/4002692
- Chao A (1987) Estimating the Population Size for Capture-Recapture Data with Unequal Catchability. *Biometrics* 43:783
- Chen L, Jin Z, Michishita R, et al (2014a) Dynamic monitoring of wetland cover changes using time-series remote sensing imagery. *Ecol Inform* 24:17–26. doi: 10.1016/j.ecoinf.2014.06.007
- Chen L, Michishita R, Xu B (2014b) Abrupt spatiotemporal land and water changes and their potential drivers in Poyang Lake, 2000–2012. *ISPRS J Photogramm Remote Sens* 98:85–93. doi: 10.1016/j.isprsjprs.2014.09.014
- Cocke AE, Fulé PZ, Crouse JE (2005) Comparison of burn severity assessments using Differenced Normalized Burn Ratio and ground data. *Int J Wildl Fire* 14:189–198. doi: 10.1071/WF04010
- Cowardin LM, Carter V, Golet FC, Laroe ET (1979) Classification of Wetlands and Deepwater Habitats of the United States. *Water Encycl*. doi: 10.1002/047147844x.sw2162
- Cui T, Martz L, Guo X (2017) Grassland phenology response to drought in the Canadian prairies. *Remote Sens* 9. doi: 10.3390/rs9121258
- Dalle Tussie G (2004) Vegetation ecology, rangeland condition and forage resources evaluation in the Borana lowlands, southern Oromia, Ethiopia. Cuvillier Verlag
- de Beurs KM, Henebry GM, Owsley BC, Sokolik I (2015) Using multiple remote sensing perspectives to identify and attribute land surface dynamics in Central Asia 2001–2013. *Remote Sens Environ* 170:48–61. doi: 10.1016/j.rse.2015.08.018
- De Jong R, Verbesselt J, Zeileis A, Schaepman ME (2013) Shifts in global vegetation activity trends. *Remote Sens* 5:1117–1133. doi: 10.3390/rs5031117
- Department of Sustainability, Environment, Water P and C (2011) The Feral Water Buffalo (*Bubalus Bubalis*)
- Detsch F, Otte I, Appelhans T, et al (2016) Seasonal and long-term vegetation dynamics from 1-km GIMMS-based NDVI time series at Mt. Kilimanjaro, Tanzania. *Remote Sens Environ* 178:70–83. doi: 10.1016/j.rse.2016.03.007
- Di Bella CM, Posse G, Beget ME, Fischer MA (2008) La teledetección como herramienta para la prevención, seguimiento y evaluación de incendios e inundaciones. *Ecosistemas* 17:39–52. doi: 10.7818/re.2014.17-3.00
- Di L, Rundquist DC, Han L (1994) Modelling relationships between NDVI and precipitation during vegetative growth cycles. *Int J Remote Sens* 15:2121–2136. doi: 10.1080/01431169408954231
- Di Rienzo JA, Casanoves F, Balzarini MG, et al (2011) InfoStat
- Diaz-Delgado R, Bustamante J, Pacios F, Aragónés D (2006) Hydroperiod of Doñana marshes: Natural or anthropic origin of inundation regime? Eur Sp Agency, (Special Publ ESA SP
- Diaz S, Cabido M (2001) Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends Ecol Evol* 16:646–655
- Diaz S, Cabido M, Casanoves F (1998) Plant functional traits and environmental filters at a regional scale. *J Veg Sci* 9:113–122. doi: 10.2307/3237229
- Díaz S, Cabido M, Zak M, et al (1999) Plant functional traits, ecosystem structure and land-use history along a climatic gradient in central-western Argentina. *J Veg Sci* 10:651–660. doi: 10.2307/3237080
- Díaz S, Kattge J, Cornelissen JHC, et al (2015) The global spectrum of plant form and function. *Nature* 529:1–17. doi: 10.1038/nature16489
- Díaz S, Lavorel S, McIntyre S, et al (2007) Plant trait responses to grazing - A global synthesis. *Glob Chang Biol* 13:313–341. doi: 10.1111/j.1365-2486.2006.01288.x
- Du J, Shu J, Yin J, et al (2015) Analysis on spatio-temporal trends and drivers in vegetation growth during recent decades in Xinjiang, China. *Int J Appl Earth Obs Geoinf* 38:216–228. doi: 10.1016/j.jag.2015.01.006
- Dutrieux LP, Jakovac CC, Latifah SH, Kooistra L (2016) Reconstructing land use history from Landsat time-series: Case study of a swidden agriculture system in Brazil. *Int J Appl Earth Obs Geoinf*

- 47:112–124. doi: 10.1016/j.jag.2015.11.018
- Dutrieux LP, Verbesselt J, Kooistra L, Herold M (2015) Monitoring forest cover loss using multiple data streams, a case study of a tropical dry forest in Bolivia. *ISPRS J Photogramm Remote Sens* 107:112–125. doi: 10.1016/j.isprsjrs.2015.03.015
- Easdale MH, Bruzzone O (2015) Anchored in “average thinking” in studies of arid rangeland dynamics - The need for a step forward from traditional measures of variability. *J Arid Environ* 116:77–81. doi: 10.1016/j.jaridenv.2015.02.006
- Easdale MH, Bruzzone O (2018) Spatial distribution of volcanic ash deposits of 2011 Puyehue-Cordón Caulle eruption in Patagonia as measured by a perturbation in NDVI temporal dynamics. *J Volcanol Geotherm Res* 353:11–17. doi: 10.1016/j.jvolgeores.2018.01.020
- Easdale MH, Bruzzone O, Mapfumo P, Tittone P (2017) Phases or regimes? Revisiting NDVI trends as proxies for land degradation. *L Degrad Dev* 29:433–445. doi: 10.1002/ldr.2871
- Easlon HM, Bloom AJ (2014) Easy Leaf Area: Automated Digital Image Analysis for Rapid and Accurate Measurement of Leaf Area. *Appl Plant Sci* 2:1400033. doi: 10.3732/apps.1400033
- Echer E (2004) Multi-resolution analysis of global total ozone column during 1979–1992 Nimbus-7 TOMS period. *Ann Geophys* 22:1487–1493. doi: 10.5194/angeo-22-1487-2004
- Eckert S, Hüsler F, Liniger H, Hodel E (2015) Trend analysis of MODIS NDVI time series for detecting land degradation and regeneration in Mongolia. *J Arid Environ* 113:16–28. doi: 10.1016/j.jaridenv.2014.09.001
- Elzinga CL, Salzer DW, Willoughby JW (1998a) Measuring and monitoring plant populations. US Dep Inter Bureau L Manag BLM/RS/ST-492
- Elzinga CL, Salzer DW, Willoughby JW (1998b) Measuring & Monitoring Plant Populations. *Nature* 492
- Evenson GR, Golden HE, Lane CR, et al (2018) Depressional wetlands affect watershed hydrological, biogeochemical, and ecological functions. *Ecol Appl* 28:953–966. doi: 10.1002/eap.1701
- Fang X, Zhu Q, Ren L, et al (2015) Remote Sensing and Digital Image Processing. *Remote Sensing Time Series. Revealing Land Surface Dynamics. Remote Sens* 10:201–213. doi: 10.3390/rs10111776
- Fang X, Zhu Q, Ren L, et al (2018) Large-scale detection of vegetation dynamics and their potential drivers using MODIS images and BFAST: A case study in Quebec, Canada. *Remote Sens Environ* 206:391–402. doi: 10.1016/j.rse.2017.11.017
- Fensholt R, Langanke T, Rasmussen K, et al (2012) Greenness in semi-arid areas across the globe 1981–2007 - an Earth Observing Satellite based analysis of trends and drivers. *Remote Sens Environ* 121:144–158. doi: 10.1016/j.rse.2012.01.017
- Fischer J, Lindenmayer DB, Manning AD (2006) Biodiversity, ecosystem function and resilience: Ten guiding principles for off-reserve conservation. *Front Ecol Environ* 4:80–86
- Flynn DFB, Gogol-Prokurat M, Nogeire T, et al (2009) Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecol Lett* 12:22–33. doi: 10.1111/j.1461-0248.2008.01255.x
- Forkel M, Carvalhais N, Verbesselt J, et al (2013) Trend Change Detection in NDVI Time Series: Effects of Inter-Annual Variability and Methodology. *Remote Sens* 5:2113–2144. doi: 10.3390/rs5052113
- Forkel M, Migliavacca M, Thonicke K, et al (2015a) Co-dominant water control on global inter-annual variability and trends in land surface phenology and greenness. *Glob Chang Biol* 21:3414–3435. doi: 10.1111/gcb.12950
- Forkel M, Migliavacca M, Thonicke K, et al (2015b) Codominant water control on global interannual variability and trends in land surface phenology and greenness. *Glob Chang Biol* 21:3414–3435. doi: 10.1111/gcb.12950
- Forkel M, Migliavacca M, Thonicke K, et al (2015c) Codominant water control on global interannual variability and trends in land surface phenology and greenness. *Glob Chang Biol* 21:3414–3435. doi: 10.1111/gcb.12950
- Foti R, del Jesus M, Rinaldo A, Rodriguez-Iturbe I (2012) Hydroperiod regime controls the organization of plant species in wetlands. *Proc Natl Acad Sci* 109:19596–19600. doi: 10.1073/pnas.1218056109
- Galili T (2015) dendextend: an R package for visualizing, adjusting, and comparing trees of hierarchical clustering. *Bioinformatics*. doi: 10.1093/bioinformatics/btv428
- Gardner RC, Barchiesi S, Beltrame C, et al (2015a) State of the World ' s Wetlands and their Services to People : A compilation of recent analyses. *Ramsar Brief Note no 7*
- Gardner RC, Barchiesi S, Beltrame C, et al (2015b) State of the World's Wetlands and their Services to People: A compilation of recent analyses. *Ramsar Brief Note no 7* 20. doi: 10.2139/ssrn.2589447
- Gardner RC, Barchiesi S, Beltrame C, et al (2015c) State of the World's Wetlands and their Services to People : A compilation of recent analyses. *Gland, Switzerland*
- Garnier E, Cortez J, Billès G, et al (2004) Plant functional markers capture ecosystem properties during secondary succession. *Ecology* 85:2630–2637. doi: 10.1890/03-0799
- Garnier E, Lavorel S, Ansquer P, et al (2007) Assessing the effects of land-use change on plant traits, communities and ecosystem functioning in grasslands: A standardized methodology and lessons from an application to 11 European sites. *Ann Bot* 99:967–985. doi: 10.1093/aob/mcl215
- Garnier E, Navas ML (2012) A trait-based approach to comparative functional plant ecology: Concepts, methods and applications for agroecology. *A review*
- Gavier-Pizarro GI, Adeloff VCR, Tewart SIS, Uebner CDH (2010a) Housing is positively associated with invasive exotic plant species richness in New England , USA. 20:1913–1925
- Gavier-Pizarro GI, Radeloff VC, Stewart SI, et al (2010b) Rural housing is related to plant invasions in

- forests of southern Wisconsin, USA. *Landsc Ecol* 25:1505–1518. doi: 10.1007/s10980-010-9516-8
- Gentleman WM, Sande G (1966) Fast Fourier Transforms: for fun and profit. En: Proceedings of the November 7-10, 1966, fall joint computer conference. ACM, pp 563–578
- Georganos S, Abdi AM, Tenenbaum DE, Kalogirou S (2017) Examining the NDVI-rainfall relationship in the semi-arid Sahel using geographically weighted regression. *J Arid Environ* 146:64–74. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2017.06.004>
- Georgiou S, Turner RK (2012) Valuing ecosystem services: the case of multi-functional wetlands. Routledge
- Godó L, Valkó O, Tóthmérész B, et al (2017) Scale-dependent effects of grazing on the species richness of alkaline and sand grasslands. *Tuexenia* 37:229–246. doi: 10.14471/2017.37.016
- Green AJ, Alcorlo P, Peeters ETHM, et al (2017) Creating a safe operating space for wetlands in a changing climate. *Front Ecol Environ* 15:99–107. doi: 10.1002/fee.1459
- Green AJ, Hamzaoui MEI, El Agbani MA, Franchimont J (2002) The conservation status of Moroccan wetlands with particular reference to waterbirds and to changes since 1978. *Biol Conserv* 104:71–82. doi: 10.1016/S0006-3207(01)00155-0
- Grime JP (1998) Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. *J Ecol* 86:902–910
- Grimm AM (2000) Climate Variability in Southern South America Associated with El Niño and La Niña Events. *Am Meteorol Soc* 13:. doi: 10.1175/1520-0442(2000)013<0035:CVISSA>2.0.CO;2
- Guerschman JP, Paruelo JM, Bella C Di, et al (2003) Land cover classification in the Argentine Pampas using multi-temporal Landsat TM data. *Int J Remote Sens* 24:3381–3402. doi: 10.1080/0143116021000021288
- Guerschman JP, Paruelo JM, Burke IC (2017) Land Use Impacts on the Normalized Difference Vegetation Index in Temperate Argentina. *Ecol Appl* 13:616–628
- Guijarro JA (2019) climatol: Climate Tools (Series Homogenization and Derived Products)
- Hamilton AJ (2005) Species diversity or biodiversity? *J Environ Manage* 75:89–92. doi: 10.1016/j.jenvman.2004.11.012
- He C, Tian J, Gao B, Zhao Y (2015) Differentiating climate- and human-induced drivers of grassland degradation in the Liao River Basin, China. *Environ Monit Assess* 187:. doi: 10.1007/s10661-014-4199-2
- Hedwall P-O, Brunet J (2016) Trait variations of ground flora species disentangle the effects of global change and altered land-use in Swedish forests during 20 years. *Glob Chang Biol* 22:4038–4047. doi: 10.1111/gcb.13329
- Herrera A, Levy P, Rotondaro R (2005) Carbono Orgánico Particulado (COP) ¿ Un posible indicador de la calidad de nuestros suelos ? *Suelo fértil* 1–2
- Hijmans RJ (2017) raster: Geographic Data Analysis and Modeling.
- Hill SJ, Tung PJ, Leishman MR (2005) Relationships between anthropogenic disturbance, soil properties and plant invasion in endangered Cumberland Plain Woodland, Australia. *Austral Ecol* 30:775–788. doi: 10.1111/j.1442-9993.2005.01518.x
- Houlahan JE, Keddy PA, Makkay K, Findlay CS (2006) The effects of adjacent land use on wetland plant species richness and community composition. *Wetlands* 26:79–96
- Huete A, Didan K, Miura T, et al (2002) Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sens Environ* 83:195–213. doi: 10.1080/0965156x.2013.836857
- Insausti P, Chaneton EJ, Grimoldi AA (2005) Las inundaciones modifican la estructura y dinámica de la vegetación en los pastizales de la Pampa Deprimida. *La Heterog la Veg los agroecosistemas Un Homen a Rolando León* 253–269
- Irisarri JGN, Oesterheld M, Paruelo JM, Texeira MA (2012) Patterns and controls of above-ground net primary production in meadows of Patagonia. A remote sensing approach. *J Veg Sci* 23:114–126. doi: 10.1111/j.1654-1103.2011.01326.x
- Ivits E, Cherlet M, Horion S, Fensholt R (2013) Global Biogeographical Pattern of Ecosystem Functional Types. *Remote Sens* 5:3305–3330. doi: 10.3390/rs5073305
- Jackson MB, Colmer TD (2005) Response and adaptation by plants to flooding stress. *Ann Bot* 96:501–505. doi: 10.1093/aob/mci205
- Ju J, Masek JG (2016) The vegetation greenness trend in Canada and US Alaska from 1984-2012 Landsat data. *Remote Sens Environ* 176:1–16. doi: 10.1016/j.rse.2016.01.001
- Junk WJ (2013) Current state of knowledge regarding South America wetlands and their future under global climate change. *Aquat Sci* 75:113–131. doi: 10.1007/s00027-012-0253-8
- Kahmen S, Poschlod P (2004) Plant functional trait responses to grassland succession over 25 years. *J Veg Sci* 15:21–32. doi: 10.1111/j.1654-1103.2004.tb02233.x
- Kalesnik F a, Malvárez AI (2004) Las especies exóticas invasoras en los sistemas de humedales. El caso del Delta inferior del Río Paraná. *INSUGEO, Miscelánea* 12:131–138
- Kandus P, Karszenbaum H, Frulla L (1999) Land cover classification system for the Lower Delta of the Parana River (Argentina): Its relationship with Landsat Thematic Mapper spectral classes. *J Coast Res* 15:909–926
- Kandus P, Malvárez AI (2004) Vegetation patterns and change analysis in the lower delta islands of the Parana River (Argentina). *Wetlands* 24:620–632
- Kandus P, Malvárez AI, Madanes N (2003) Estudio de las comunidades de plantas herbáceas de las islas

- bonaerenses del Bajo Delta del Río Paraná (Argentina). *Darwiniana* 41:1–16
- Kandus P, Quintana RD, Bó RF (2006) Patrones de paisaje y Biodiversidad del Bajo Delta del Río Paraná. Mapa de ambientes (Patterns of landscape and biodiversity of the Lower Delta of the Paraná River. Map of environments), 1a edn. Pablo Casamajor, Buenos Aires, Argentina
- Kandus P, Quintana RD, Minotti PG, et al (2011a) Ecosistemas de humedal y una perspectiva hidrogeomórfica como marco para la valoración ecológica de sus bienes y servicios. *Valoración Serv ecosistémicos Conceptos, herramientas y Apl para el ordenamiento Territ* 265–290
- Kandus P, Quintana RD, Minotti PG, et al (2011b) Ecosistemas de humedal y una perspectiva hidrogeomórfica como marco para la valoración ecológica de sus bienes y servicios. En: Lathera P, Jobbágy EG, Paruelo JM (eds) *Valoración de servicios ecosistémicos. Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*. Ediciones INTA, Buenos Aires, Argentina, pp 145–153
- Kassambara A (2019) ggpubr: “ggplot2” Based Publication Ready Plots
- Keddy P a. (1992) Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. *J Veg Sci* 3:157–164. doi: 10.2307/3235676
- Keddy PA (2010) *Wetland ecology: Principles and conservation*. Cambridge Univ. Press, Cambridge, UK
- Keddy PA (2016) *Wetlands*. Oxford Bibliographies in Environmental Science. New York: Oxford University Press
- Kendall MG (1938) A NEW MEASURE OF RANK CORRELATION. *Biometrika* 30:81–93. doi: 10.1093/biomet/30.1-2.81
- Key CH, Benson N (1999) The Normalized Burned Ratio, a Landsat TM radiometric index of burn severity incorporating multi-temporal differencing. 1
- Kindt R, Coe R (2005) *Tree diversity analysis. A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies*. World Agroforestry Centre (ICRAF), Nairobi (Kenya)
- Kingsford RT (2000) Ecological impacts of dams, water diversions and river management on floodplain wetlands in Australia. *Austral Ecol* 25:109–127. doi: 10.1046/j.1442-9993.2000.01036.x
- Knauer K, Gessner U, Fensholt R, et al (2017) Monitoring agricultural expansion in Burkina Faso over 14 years with 30 m resolution time series: The role of population growth and implications for the environment. *Remote Sens* 9:. doi: 10.3390/rs9020132
- Krebs CJ (1989) *Ecological methodology*. Harper & Row New York
- Kubiszewski I, Costanza R, Anderson S, Sutton P (2017) The future value of ecosystem services: Global scenarios and national implications. *Ecosyst Serv* 26:289–301. doi: 10.1016/j.ecoser.2017.05.004
- Kuchler AW, Mueller-Dombois D, Ellenberg H (1976) *Aims and Methods of Vegetation Ecology*. *Geogr Rev* 66:114. doi: 10.2307/213332
- Lal R (2007) Carbon management in agricultural soils. *Mitig Adapt Strateg Glob Chang* 12:303–322. doi: 10.1007/s11027-006-9036-7
- Laliberte E, Legendre P (2010) A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology* 91:299–305. doi: 10.1890/08-2244.1
- Laliberté E, Legendre P, Shipley. B (2014) FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology
- Lara BD (2017) *Dinámica de los ecosistemas del centro de la provincia de Buenos Aires. Una aproximación utilizando sensores remotos*. Universidad Nacional de Luján
- Lavorel S, Díaz S, Cornelissen JHC, et al (2007) Plant functional types: are we getting any closer to the Holy Grail? *Terr Ecosyst a Chang World* 149–160. doi: 10.1007/978-3-540-32730-1_13
- Lavorel S, Grigulis K, Lamarque P, et al (2011) Using plant functional traits to understand the landscape distribution of multiple ecosystem services. *J Ecol* 99:135–147. doi: 10.1111/j.1365-2745.2010.01753.x
- Leutner B, Horning N, Schwalb-Willmann J (2019) RStoolbox: Tools for Remote Sensing Data Analysis
- Liao C, Wang J, Dong T, et al (2019) Using spatio-temporal fusion of Landsat-8 and MODIS data to derive phenology, biomass and yield estimates for corn and soybean. *Sci Total Environ* 650:1707–1721. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.09.308
- Liao C, Wang J, Pritchard I, et al (2017) A Spatio-Temporal Data Fusion Model for Generating NDVI Time Series in Heterogeneous Regions. *Remote Sens* 9:1–28. doi: 10.3390/rs9111125
- Lisenby PE, Tooth S, Ralph TJ (2019) Science of the Total Environment Product vs . process ? The role of geomorphology in wetland characterization. *Sci Total Environ* 663:980–991. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.01.399
- Liu Y, Li Y, Li S, Motesharrei S (2015) Spatial and temporal patterns of global NDVI trends: Correlations with climate and human factors. *Remote Sens* 7:13233–13250. doi: 10.3390/rs71013233
- Lopez RD, Fennessy MS (2002) Testing the floristic quality assessment index as an indicator of wetland condition. *Ecol Appl* 12:487–497. doi: 10.1890/1051-0761(2002)012[0487:TTFQAI]2.0.CO;2
- Loreau M, de Mazancourt C (2013) Biodiversity and ecosystem stability: A synthesis of underlying mechanisms. *Ecol Lett* 16:106–115. doi: 10.1111/ele.12073
- Loyarte MMG, Menenti M (2008) Impact of rainfall anomalies on Fourier parameters of NDVI time series of northwestern Argentina. *Int J Remote Sens* 29:1125–1152. doi: 10.1080/01431160701355223
- Ma ZG, Fu C Bin (2007) Global aridification in the second half of the 20th century and its relationship to large-scale climate background. *Sci China, Ser D Earth Sci* 50:776–788. doi: 10.1007/s11430-007-0036-6
- Maechler M, Rousseeuw P, Struyf A, et al (2019) *cluster: Cluster Analysis Basics and Extensions*

- Magnano AL, Fracassi NG, Nanni AS, Quintana RD (2019a) Changes in bird assemblages in an afforestation landscape in the Lower Delta of the Paraná River, Argentina. *Emu - Austral Ornithol* 119:346–354. doi: 10.1080/01584197.2019.1581032
- Magnano AL, Krug P, Casa V, Quintana RD (2019b) Changes in vegetation composition and structure following livestock exclusion in a temperate fluvial wetland. *Appl Veg Sci* 22:484–493. doi: 10.1111/avsc.12453
- Magurran AE (2013) *Measuring biological diversity*. John Wiley & Sons
- Malvárez AI (1999a) El Delta del Paraná como mosaico de humedales. *Tópicos sobre Humed Subtrop y templados Sudamérica* 35–54
- Malvárez AI (1999b) El Delta Del Rio Paraná como mosaico de humedales. En: Malvárez AI (ed) *Tópicos Sobre Humedales Subtropicales y Templados de Sudamérica*. UNESCO, Montevideo, Uruguay, pp 35–53
- Maraseni TN, Pandey SS (2014) Can vegetation types work as an indicator of soil organic carbon? An insight from native vegetations in Nepal. *Ecol Indic* 46:315–322. doi: 10.1016/J.ECOLIND.2014.06.038
- Marchetti ZY, Aceñolaza PG (2011) Vegetation communities and their relationship with the pulse regime on islands of the Middle Paraná River, Argentina. *Iheringia - Ser Bot* 66:209–226
- Marchetti ZY, Aceñolaza PG (2012) Pulse regime and vegetation communities in fluvial systems: The case of the Parana River floodplain, Argentina. *Flora Morphol Distrib Funct Ecol Plants* 207:795–804. doi: 10.1016/j.flora.2012.09.004
- Marchetti ZY, Minotti PG, Ramonell CG, et al (2016) NDVI patterns as indicator of morphodynamic activity in the middle Paraná River floodplain. *Geomorphology* 253:146–158. doi: 10.1016/j.geomorph.2015.10.003
- Marion B, Bonis A, Bouzillé J-B (2010) How much does grazing-induced heterogeneity impact plant diversity in wet grasslands? *Écoscience* 17:229–239. doi: 10.2980/17-3-3315
- Martínez B, Gilabert MA (2009) Vegetation dynamics from NDVI time series analysis using the wavelet transform. *Remote Sens Environ* 113:1823–1842. doi: 10.1016/j.rse.2009.04.016
- Maskell LC, Bullock JM, Smart SM, et al (2006) The distribution and habitat associations of non-native plant species in urban riparian habitats. *J Veg Sci* 17:499–508. doi: http://dx.doi.org/10.1658/1100-9233(2006)17[499:TDAHAO]2.0.CO;2
- Mason NWH, Mouillot D, Lee WG, Wilson JB (2005) Functional richness, functional and functional evenness divergence: the primary of functional components diversity. *Oikos* 111:112–118. doi: 10.1111/j.0030-1299.2005.13886.x
- McIntyre S, Lavorel S (2001) Livestock grazing in subtropical pastures: Steps in the analysis of attribute response and plant functional types. *J Ecol* 89:209–226. doi: 10.1046/j.1365-2745.2001.00535.x
- McKnight TOML (1971) AUSTRALIA'S BUFFALO DILEMMA. *Ann Assoc Am Geogr* 61:759–773. doi: 10.1111/j.1467-8306.1971.tb00824.x
- McLaughlin DL, Cohen MJ (2013) Realizing ecosystem services : wetland hydrologic function along a gradient of ecosystem condition Author (s) : Daniel L . McLaughlin and Matthew J . Cohen Published by : Wiley Stable URL : http://www.jstor.org/stable/23596786 Accessed : 30-06-2016 10 : 23:1619–1631
- McNaughton SJ (1979) *Grassland-herbivore dynamics*. Serengeti Dyn an Ecosyst Univ Chicago Press Chicago 19796:46–81
- McNaughton SJ (1985) Ecology of a grazing ecosystem: the Serengeti. *Ecol Monogr* 55:259–294
- Megonigal JP, Mines ME, Visscher PT (2004) Linkages to Trace Gases and Aerobic Processes. *Treatise on Geochemistry* 8:350–362
- Middleton BA (2002) *Flood pulsing in wetlands: Restoring the natural hydrological balance*. Wiley, New York
- Minotti PG (2019) Actualización y profundización del mapa de endicamientos y terraplenes de la región del Delta del Paraná. Programa Corredor Azul. Fundación Humedales / Wetlands International, Buenos Aires, Argentina
- Minotti PG, Kandus P (2013) Actualización y profundización del mapa de endicamientos y terraplenes de la región del Delta del Paraná - 2013. Buenos Aires
- Mitsch WJ, Bernal B, Hernandez ME (2015) Ecosystem services of wetlands. *Int J Biodivers Sci Ecosyst Serv Manag* 11:1–4. doi: 10.1080/21513732.2015.1006250
- Moeys J (2018) soiltexture: Functions for Soil Texture Plot, Classification and Transformation
- Mohammadi A, Costelloe JF, Ryu D (2017) Application of time series of remotely sensed normalized difference water, vegetation and moisture indices in characterizing flood dynamics of large-scale arid zone floodplains. *Remote Sens Environ* 190:70–82. doi: 10.1016/j.rse.2016.12.003
- Monteith JL (1972) Solar radiation and productivity in tropical eco - systems. *J Appl Ecol* 9:747–766
- Morales Poclava C, Sobral R, Nakama V, et al (2015) Evaluacion de tierras mediante metodos parametricos
- Morandeira NS, Kandus P (2015) Multi-scale analysis of environmental constraints on macrophyte distribution, floristic groups and plant diversity in the Lower Paraná River floodplain. *Aquat Bot* 123:13–25. doi: 10.1016/j.aquabot.2015.01.006
- Morandeira NS, Kandus P (2016) Plant functional types and trait values in the Paraná River floodplain: Modelling their association with environmental features. *Flora Morphol Distrib Funct Ecol Plants*

- 220:63–73. doi: 10.1016/j.flora.2016.02.007
- Moreno-Mateos D, Power ME, Comín FA, Yockteng R (2012) Structural and functional loss in restored wetland ecosystems. *PLoS Biol* 10: . doi: 10.1371/journal.pbio.1001247
- Moreno CE, Halfitt G (2001) Spatial and temporal analysis of α , β and γ diversities of bats in a fragmented landscape. *Biodivers Conserv* 10:367–382. doi: 10.1023/A:1016614510040
- Morissette L, Chartier S (2016) The k-means clustering technique: General considerations and implementation in Mathematica. *Tutor Quant Methods Psychol* 9:15–24. doi: 10.20982/tqmp.09.1.p015
- Moron D, Lenda M, Skórka P, et al (2009) Wild pollinator communities are negatively affected by invasion of alien goldenrods in grassland landscapes. *Biol Conserv* 142:1322–1332. doi: 10.1016/j.biocon.2008.12.036
- Nakamura F, Sudo T, Kameyama S, Jitsu M (1997) Influences of channelization on discharge of suspended sediment and wetland vegetation in Kushiro Marsh, northern Japan. *Geomorphology* 18:279–289. doi: 10.1016/s0169-555x(96)00031-1
- Nanni AS, Fracassi NG, Magnano AL, et al (2019) Ground Beetles in a Changing World: Communities in a Modified Wetland Landscape. *Neotrop Entomol*. doi: 10.1007/s13744-019-00689-2
- Neiff JJ (1999) El régimen de pulsos en ríos y grandes humedales de Sudamérica. En: Malvárez AI (ed) *TÓPICOS SOBRE HUMEDALES SUBTROPICALES Y TEMPLADOS DE SUDAMÉRICA*. ORCYT, Montevideo, p 229
- Neigh CSR, Tucker CJ, Townshend JRG (2008) North American vegetation dynamics observed with multi-resolution satellite data. *Remote Sens Environ* 112:1449–1772
- Neubauer SC, Givler K, Valentine SK, Megonigal JP (2005) Seasonal patterns and plant-mediated controls of subsurface wetland biogeochemistry. *Ecology* 86:3334–3344. doi: 10.1890/04-1951
- Noss RF (1990) Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach. *Conserv Biol* 4:355–364. doi: 10.1111/j.1523-1739.1990.tb00309.x
- Oddi J del P, Kandus P (2011) Bienes y servicios de los humedales del Bajo Delta Insular. En: Quintana R, Villa V, Astrada E, et al. (eds) *El Patrimonio natural y cultural del Bajo Delta Insular. Bases para su conservación y uso sustentable*. Convención Internacional sobre los Humedales (Ramsar, Irán, 1971)/Aprendelta, Buenos Aires, pp 134–145
- Oksanen J, Blanchet FG, Friendly M, et al (2019) *vegan: Community Ecology Package*
- Palmer MW (1990) The estimation of species richness by extrapolation. *Ecology* 71:1195–1198
- Paruelo JM (2008) La caracterización funcional de ecosistemas mediante sensores remotos. *17:4–22*
- Paruelo JM, Epstein HE, Laurenroth WK, Burke IC (2016) ANPP Estimates from NDVI for the Central Grassland Region of the United States. *Ecol Soc Am* 78:953–958
- Paruelo JM, Jobbagy EG, Sala OE (2001) Current distribution of ecosystem functional types in temperate South America. *Ecosystems* 4:683–698. doi: 10.1007/s10021-001-0037-9
- Paruelo JM, Lauenroth WK (2016) Interannual Variability of NDVI and its Relationship to Climate for North American Shrublands and Grasslands. *25:721–733*
- Paruelo JM, Oesterheld M, Di Bella CM, et al (2000) Estimation of primary products of subhumid range lands from remote sensing data. *Appl Veg Sci* 3:189–195. doi: 10.2307/1478997
- Penalba OC, Rivera JA (2016) Precipitation response to El Niño/La Niña events in Southern South America - Emphasis in regional drought occurrences. *Adv Geosci* 42:1–14. doi: 10.5194/adgeo-42-1-2016
- Pengue WA (2004) Environmental and socio economic impacts of transgenic crops in Argentina and South America: An ecological economics approach. En: Breckling B, Verhoeven R (eds) *Risk hazard damage: Specification of criteria to assess environmental impact of genetically modified organisms*. Federal Agency for Nature Conservation, Bonn, Germany, pp 1–49, 59–59
- Pérez-Harguindeguy N, Díaz S, Lavorel S, et al (2013) New Handbook for standardized measurement of plant functional traits worldwide. *Aust J Bot* 23:167–234. doi: http://dx.doi.org/10.1071/BT12225
- Pérez-Hoyos A, Martínez B, Gilabert MA, García-Haro FJ (2010) a Multi-Temporal Analysis of Vegetation Dynamics in the Iberian Peninsula Using Modis-Ndvi Data. *EARSeL eProceedings* 9:22–30
- Petrescu AMR, Lohila A, Tuovinen JP, et al (2015) The uncertain climate footprint of wetlands under human pressure. *Proc Natl Acad Sci U S A* 112:4594–4599. doi: 10.1073/pnas.1416267112
- Pettorelli N, Vik JO, Mysterud A, et al (2005) Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *Trends Ecol Evol* 20:503–510. doi: 10.1016/j.tree.2005.05.011
- Piao S, Liu Q, Chen A, et al (2019) Plant phenology and global climate change: current progresses and challenges. *Glob Chang Biol* 25:gcb.14619. doi: 10.1111/gcb.14619
- Pirot J-Y, Meynell P-J, Elder D (2000) *Ecosystem Management: Lessons from around the world*
- Pla L, Casanoves F, Di Rienzo J (2011) *Quantifying functional biodiversity*. Springer Science & Business Media
- Powell SJ, Croke B f w, King EA, et al (2007) Characterising flood response of wetland vegetation using temporal NDVI profiles
- Powell SJ, Jakeman A, Croke B (2014) Can NDVI response indicate the effective flood extent in macrophyte dominated floodplain wetlands? *Ecol Indic* 45:486–493. doi: 10.1016/j.ecolind.2014.05.009
- Pucheta E, Cabido M, Díaz S, Funes G (1998) Floristic composition, biomass, and aboveground net plant production in grazed and protected sites in a mountain grassland of central Argentina. *Acta*

- Oecologica 19:97–105. doi: 10.1016/S1146-609X(98)80013-1
- Quintana RD, Bó RF (2011a) ¿Por qué el Delta del Paraná es una región única en la Argentina? En: Quintana RD, Villar V, Astrada E, et al. (eds) El Patrimonio natural y cultural del Bajo Delta Insular. Bases para su conservación y uso sustentable 1. Convención Internacional sobre los Humedales (Ramsar, Irán, 1971)/Aprendelta, Buenos Aires, Argentina, p 316
- Quintana RD, Bó RF (2011b) Caracterización general de la región del Delta del Paraná. En: Endicamientos y terraplenes en el Delta del Paraná: Situación, efectos ambientales y marco jurídico. Fundación Humedales /Wetlands International, Buenos Aires, Argentina, pp 5–14
- Quintana RD, Bó RF, Astrada E, Reeves C (2014a) Lineamientos para una ganadería ambientalmente sustentable en el Delta del Paraná
- Quintana RD, Bó RF, Astrada E, Reeves C (2014b) Lineamientos para una ganadería ambientalmente sustentable en el Delta del Paraná. Fundación Humedales /Wetlands International LAC., Buenos Aires, Argentina
- Quintana RD, Bó RF, Kalesnik F (2002) La vegetación y la fauna silvestres de la porción terminal de la Cuenca del Plata. Consideraciones biogeográficas y ecológicas. En: Bortharagay JM (ed) El Río de la Plata como territorio". Facultad de Arquitectura y Urbanismo, UBA y Ediciones Infinito, Buenos Aires, Argentina, pp 99–124
- Quintana RD, Madanes N, Malvárez AI, Kalesnik F a (2005) Análisis de la vegetación en tres tipos de hábitat de Carpinchos en la baja cuenca del Río Paraná, Argentina. INSUGEO, Miscelánea 14:183–200
- Quintana RD, Vicari R, Magnano AL, Madanes N (2014c) Resiliencia de los humedales al cambio climático (Resilience of wetlands to climate change). En: Pascale Medina C, Zubillanga MM, Taboada M. (eds) Suelos, Produccion Agropecuaria y Cambio Climático: Avances en la Argentina. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación, Buenos Aires, Argentina, pp 481–513
- R Core Team (2019) R: A Language and Environment for Statistical Computing
- Rahman S, Mesev V (2019) Change vector analysis, tasseled cap, and NDVI-NDMI for measuring land use/cover changes caused by a sudden short-term severe drought: 2011 Texas event. Remote Sens 11:. doi: 10.3390/rs11192217
- Raulings EJ, Morris K, Roache MC, Boon PI (2010) The importance of water regimes operating at small spatial scales for the diversity and structure of wetland vegetation. Freshw Biol 55:701–715. doi: 10.1111/j.1365-2427.2009.02311.x
- Reeves PN, Champion PD (2004a) Effects of livestock grazing on wetlands. Natl Inst Water Atmos Res Ltd, No EVW042732004
- Reeves PN, Champion PD (2004b) Effects of livestock grazing on wetlands. Literature review. Natl Inst Water Atmos Res Ltd, No EVW042732004 33
- Ren S, Yi S, Peichl M, Wang X (2018) Diverse responses of vegetation phenology to climate change in different Grasslands in Inner Mongolia during 2000-2016. Remote Sens 10:. doi: 10.3390/rs10010017
- Rojas J, Peña S (2012) Desnidad Aparente Comparacion de métodos de determinación en ensayo de rotaciones en siembre directa
- Rossi CA, De Magistris AA, González GL, et al (2014) Plantas de interés ganadero de la región del Bajo Delta del Paraná (Argentina), UNLZ Facul
- Rouse JWJ, Haas RH, Deering DW, et al (1974) Monitoring the Vernal Advancement and Retrogradation (Green Wave Effect) of Natural Vegetation. NASA/GSFC Type III Final Rep 371
- Rusch GM, Oesterheld M (1997) Relationship between productivity, and species and functional group diversity in grazed and non-grazed Pampas grassland. OIKOS 78:519–526
- Salvia M, Ceballos D, Grings F, et al (2012) Post-fire effects in wetland environments: Landscape assessment of plant coverage and soil recovery in the paraná river delta marshes, Argentina. Fire Ecol 8:17–37. doi: 10.4996/fireecology.0802017
- Salvia MM (2010) Aporte de la teledetección al estudio del funcionamiento del macrosistema Delta del Paraná: Análisis de series de tiempo y eventos extremos. Tesis de Doctorado. 188
- Schivo FM (2015) Modelos de respuestas de anfibios frente a cambios ambientales en humedales de Corrientes
- Schweiger EW, Grace JB, Cooper D, et al (2016) Using structural equation modeling to link human activities to wetland ecological integrity. Ecosphere 7:1–30. doi: 10.1002/ecs2.1548
- Shankman D (1996) Stream Channelization and Changing Vegetation Patterns in the U. S. Coastal Plain. Geogr Rev 86:216–232
- Sharp BR, Whittaker RJ (2003a) The irreversible cattle-driven transformation of a seasonally flooded Australian savanna. J Biogeogr 30:783–802. doi: 10.1046/j.1365-2699.2003.00840.x
- Sharp BR, Whittaker RJ (2003b) The irreversible cattle-driven transformation of a seasonally flooded Australian savanna. J Biogeogr 30:783–802. doi: 10.1046/j.1365-2699.2003.00840.x
- Shea K, Roxburgh SH, Rauscher ESJ (2004) Moving from pattern to process: Coexistence mechanisms under intermediate disturbance regimes. Ecol Lett 7:491–508. doi: 10.1111/j.1461-0248.2004.00600.x
- Sheikh PA, Merry FD, McGrath DG (2006a) Water buffalo and cattle ranching in the Lower Amazon Basin: Comparisons and conflicts. Agric Syst 87:313–330. doi: https://doi.org/10.1016/j.agsy.2005.02.003
- Sheikh PA, Merry FD, McGrath DG (2006b) Water buffalo and cattle ranching in the Lower Amazon Basin:

- Comparisons and conflicts. *Agric Syst* 87:313–330. doi: <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2005.02.003>
- Sica Y V., Gavier-Pizarro GI, Pidgeon AM, et al (2018) Changes in bird assemblages in a wetland ecosystem after 14 years of intensified cattle farming. *Austral Ecol* 43:786–797. doi: 10.1111/aec.12621
- Sica YV, Quintana RD, Radeloff VC, Gavier-Pizarro GI (2016) Wetland loss due to land use change in the Lower Paraná River Delta, Argentina. *Sci Total Environ*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.04.200
- Silleos NG, Alexandridis TK, Gitas IZ, Perakis K (2006) Vegetation indices: Advances made in biomass estimation and vegetation monitoring in the last 30 years. *Geocarto Int* 21:21–28. doi: 10.1080/10106040608542399
- Skeat AJ, East TJ, Corbett LK (1996) Impact of feral water buffalo. En: Finlayson CM, Von Oertzen I (eds) *Landscape and Vegetation Ecology of the Kakadu Region, Northern Australia*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp 155–177
- Smith EP, van Belle G (1984) Nonparametric Estimation of Species Richness. *Biometrics* 40:119. doi: 10.2307/2530750
- Smith SW (2003) *Digital Signal Processing. A Practical Guide for Engineers and Scientists* by Steven Stohlgren TJ, Bull K a, Otsuki Y (1998) Comparison of rangeland vegetation sampling techniques in the Central Grasslands. *J range Manag* 51:164–172. doi: 10.2307/4003202
- Sun B, Li Z, Gao Z, et al (2017) Grassland degradation and restoration monitoring and driving forces analysis based on long time-series remote sensing data in Xilin Gol League. *Acta Ecol Sin* 37:219–228. doi: 10.1016/j.chnaes.2017.02.009
- Taboada M, Alvarez CR (2008) *Fertilidad física de los suelos*. Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires (Argentina). Facultad de Agronomía.
- Tarnocai C (2006) The effect of climate change on carbon in Canadian peatlands. *Glob Planet Change* 53:222–232. doi: <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2006.03.012>
- Tecco PA, Díaz S, Cabido M, Urcelay C (2010) Functional traits of alien plants across contrasting climatic and land-use regimes: Do aliens join the locals or try harder than them? *J Ecol* 98:17–27. doi: 10.1111/j.1365-2745.2009.01592.x
- Torrence C, Compo GP (1998) *A Practical Guide to Wavelet Analysis*. *Bull Am Meteorol Soc* 79:61–78
- Travaini A, Astrada E, Cadoppi A (2019) *Búfalos de agua (Bubalis bubalis) en el Delta del Río Paraná., Programa C. Fundación para la Conservación y el Uso Sustentable de los Humedales*
- Travieso-Bello AC, Moreno-Casasola P, Campos A (2005) Efecto de diferentes manejos pecuarios sobre el suelo y la vegetación en humedales transformados a pastizales. *Interciencia* 30:12–18
- Tucker CJ, Sellers PJ (1986) Satellite remote sensing of primary production. *Int J Remote Sens* 7:1395–1416. doi: 10.1080/01431168608948944
- van der Loo M (2019) *gower: Gower's Distance*
- Verbesselt J, Hyndman R, Newnham G, Culvenor D (2010a) Detecting trend and seasonal changes in satellite image time series. *Remote Sens Environ* 114:106–115. doi: 10.1016/j.rse.2009.08.014
- Verbesselt J, Hyndman R, Zeileis A, Culvenor D (2010b) Phenological change detection while accounting for abrupt and gradual trends in satellite image time series. *Remote Sens Environ* 114:2970–2980. doi: 10.1016/j.rse.2010.08.003
- Vile D, Garnier É, Shipley B, et al (2005) Specific leaf area and dry matter content estimate thickness in laminar leaves. *Ann Bot* 96:1129–1136. doi: 10.1093/aob/mci264
- Virginia RA, Wall DH (2001) Ecosystem function, principles of. *Encyclopedia of Biodiversity*
- VITOUSEK PM, D'ANTONIO CM, LOOPE LL, et al (1997) Introduced Species: a Significant Component of Human-Caused Global Change. *N Z J Ecol* 21:1–16
- Vu VQ (2011) *ggbiplot: A ggplot2 based biplot*
- Wang F, Wang X, Zhao Y, Yang Z (2014) Correlation analysis of NDVI dynamics and hydro-meteorological variables in growth period for four land use types of a water scarce area. *Earth Sci Informatics* 7:187–196. doi: 10.1007/s12145-013-0139-x
- Wang L, Dronova I, Gong P, et al (2012) A new time series vegetation-water index of phenological-hydrological trait across species and functional types for Poyang Lake wetland ecosystem. *Remote Sens Environ* 125:49–63. doi: 10.1016/j.rse.2012.07.003
- Watts LM, Laffan SW (2014a) Effectiveness of the BFAST algorithm for detecting vegetation response patterns in a semi-arid region. *Remote Sens Environ* 154:234–245. doi: 10.1016/j.rse.2014.08.023
- Watts LM, Laffan SW (2014b) Remote Sensing of Environment Effectiveness of the BFAST algorithm for detecting vegetation response patterns in a semi-arid region. *Remote Sens Environ* 154:234–245. doi: 10.1016/j.rse.2014.08.023
- Waylen P, Southworth J, Gibbes C, Tsai H (2014) Time series analysis of land cover change: Developing statistical tools to determine significance of land cover changes in persistence analyses. *Remote Sens* 6:4473–4497. doi: 10.3390/rs6054473
- Weihner E, Keddy PA (1999) *Ecological assembly rules: Perspectives, advances, retreats*. Cambridge Univ. Press, Cambridge, UK
- Wen Z, Wu S, Chen J, Lü M (2017) NDVI indicated long-term interannual changes in vegetation activities and their responses to climatic and anthropogenic factors in the Three Gorges Reservoir Region, China. *Sci Total Environ* 574:947–959. doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.09.049
- Wessels KJ, Prince SD, Malherbe J, et al (2007) Can human-induced land degradation be distinguished from the effects of rainfall variability? A case study in South Africa. *J Arid Environ* 68:271–297. doi:

- 10.1016/j.jaridenv.2006.05.015
- Wessels KJ, van den Bergh F, Scholes RJ (2012) Limits to detectability of land degradation by trend analysis of vegetation index data. *Remote Sens Environ* 125:10–22. doi: 10.1016/j.rse.2012.06.022
- Westhoff V, Van Der Maarel E (1978) Classification of Plant Communities
- Weyland F, Barral MP, Latorra P (2017) Assessing the relationship between ecosystem functions and services: Importance of local ecological conditions. *Ecol Indic* 81:201–213. doi: 10.1016/j.ecolind.2017.05.062
- Wolter K, Timlin MS (2011) El Niño/Southern Oscillation behaviour since 1871 as diagnosed in an extended multivariate ENSO index (MEI.ext). *Int J Climatol* 31:1074–1087. doi: 10.1002/joc.2336
- Wolter K, Timlin MS (1998) Measuring the strength of ENSO events: How does 1997/98 rank? *Weather* 53:
- Xiao J, Zhuang Q, Law BE, et al (2010) A continuous measure of gross primary production for the conterminous United States derived from MODIS and AmeriFlux data. *Remote Sens Environ* 114:576–591. doi: 10.1016/j.rse.2009.10.013
- Yan L, He R, Kašanin-Grubin M, et al (2017) The dynamic change of vegetation cover and associated driving forces in nanxiong basin, China. *Sustain* 9:443. doi: 10.3390/su9030443
- Yang D, Su H, Yong Y, Zhan J (2015) MODIS-Landsat Data Fusion for Estimating Vegetation Dynamics – A Case Study for Two Ranches in Southwestern Texas. 1st Int Electron Conf Remote Sens 1–14
- Yu L, Liu T, Bu K, et al (2017) Monitoring the long term vegetation phenology change in Northeast China from 1982 to 2015. *Sci Rep* 7:1–9. doi: 10.1038/s41598-017-14918-4
- Yuan W, Liu S, Yu G, et al (2010) Global estimates of evapotranspiration and gross primary production based on MODIS and global meteorology data. *Remote Sens Environ* 114:1416–1431. doi: 10.1016/j.rse.2010.01.022
- Zedler JB, Kercher S (2004) Causes and consequences of invasive plants in wetlands: Opportunities, opportunists, and outcomes. *CRC Crit Rev Plant Sci* 23:431–452. doi: 10.1080/07352680490514673
- Zhang T, Hoell A, Perlwitz J, et al (2019a) Towards Probabilistic Multivariate ENSO Monitoring. *Geophys Res Lett* 46:10532–10540. doi: 10.1029/2019GL083946
- Zhang X, Liu L, Henebry GM (2019b) Impacts of land cover and land use change on long-term trend of land surface phenology: A case study in agricultural ecosystems. *Environ Res Lett* 14:044020. doi: 10.1088/1748-9326/ab04d2
- Zhang Y, Zhang C, Wang Z, et al (2016) Vegetation dynamics and its driving forces from climate change and human activities in the Three-River Source Region, China from 1982 to 2012. *Sci Total Environ* 563–564:210–220. doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.03.223
- Zoffoli ML, Kandus P, Madanes N, Calvo DH (2008) Seasonal and interannual analysis of wetlands in South America using NOAA-AVHRR NDVI time series: The case of the Parana Delta Region. *Landsc Ecol* 23:833–848. doi: 10.1007/s10980-008-9240-9