

Variación de la vegetación leñosa con relación al clima y disturbios antrópicos y naturales en el ecotono sur Espinal-Monte



Tesis doctoral

Lic. Rodríguez, Laura Belén

Directores:

Dr. Gasparri, Ignacio

Dra. Torres Robles, Silvia

Asesor académico:

Dr. Arturi, Marcelo

Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales

Universidad Nacional de La Plata

Año 2024

Publicaciones en revistas científicas

- **Rodríguez, L. B.**; Torres Robles, S. S.; Arturi, M. F.; Zeberio, J. M.; Grand, A. C. H.; Gasparri, N. I. Plant cover as an estimator of above-ground biomass in semi-arid woody vegetation in Northeast Patagonia, Argentina. *Journal of Arid Land*. Año: 2021. DOI: 10.1007/s40333-021-0083-4
- Torres Robles, S. S.; **Rodríguez, L. B.** Caracterización y distribución de las comunidades leñosas del ecotono sur Espinal-Monte, Argentina. *Ecología Austral*. Año: 2023. <https://doi.org/10.25260/EA.23.33.3.0.2055>

Trabajos publicados en congresos

- **Rodríguez, L. B.**; Torres Robles, S.; Gasparri, N. I. Anomalías térmicas y su relación con variables climáticas en el NE de la Patagonia. XXIX Reunión Argentina de Ecología. Lugar: Tucumán; Año: 2021. Expositora, Asistente.
- **Rodríguez, L. B.**; Gasparri, N. I.; Zeberio, J. M.; Torres Robles, S. Variación de la biomasa aérea de leñosas y su relación con anomalías térmicas. XXIX Reunión Argentina de Ecología. Lugar: Tucumán; Año: 2021. Expositora, Asistente.
- **Rodríguez, L. B.**; Torres Robles, S. S.; Zeberio, J. M.; Gasparri, N. I. Cartografía de la Cobertura de las Comunidades Leñosas en el Noreste de la Patagonia, Mediante Índices Verdes. III Jornadas Internacionales y V Nacionales de Ambiente. Lugar: Hurlingham. Año: 2021. Expositora, Asistente.
- **Rodríguez, L. B.**; Calvo, D. Aplicación de la teledetección para el estudio de atributos de la vegetación nativa en el Monte-Espinal. II Jornadas de investigadores noveles, becarios y tesistas Lugar: Viedma. Año: 2018. Expositora, Asistente.
- **Rodríguez, L. B.**; Torres Robles, S.; Zeberio, J.; Grand, A.; Arturi, M. 2017. Estimación de biomasa leñosa: Una herramienta para la valoración del Monte en el NE de la Patagonia. V Congreso Nacional de Conservación de la Biodiversidad. Las Grutas, Río Negro. Expositora, Asistente.

ÍNDICE GENERAL

Resumen.....	1
Capítulo 1.....	8
Introducción.....	8
1.1 Ecosistemas áridos y semiáridos en un contexto global y regional.....	9
1.2 Esquema hipotético de la variación de la vegetación en la transición sur Espinal-Monte.....	12
Capítulo 2.....	16
Descripción del área de estudio.....	16
2.1 Ubicación geográfica.....	17
2.2 Vegetación.....	17
2.3 Clima.....	20
2.4 Suelos.....	22
2.5 Uso de la tierra.....	23
2.5.1 Uso agrícola.....	23
2.5.2 Uso ganadero.....	25
2.5.3 Uso forestal.....	25
Capítulo 3.....	27
Composición, estructura y biomasa aérea de la vegetación leñosa.....	27
3.1. Introducción.....	28
3.3 Materiales y Métodos.....	30
3.3.1 Composición y estructura de la vegetación leñosa.....	30
3.3.2 Biomasa aérea de la vegetación leñosa.....	37
3.4 Resultados.....	39
3.4.1 Composición y estructura de la vegetación leñosa.....	39
3.4.2 Biomasa aérea de la vegetación leñosa.....	45
3.5 Discusión.....	47
3.5.1 Composición y estructura de la vegetación leñosa.....	47
3.5.2 Biomasa aérea de la vegetación leñosa.....	50
3.6 Conclusiones.....	52
Capítulo 4.....	53
Biomasa aérea de leñosas y almacenamiento de carbono a escala regional.....	53
4.1 Introducción.....	54
4.3 Materiales y Métodos.....	57
4.3.1 Modelo para estimar la biomasa aérea de la vegetación leñosa a escala regional.....	57

4.3.2 <i>Biomasa aérea y almacenamiento de carbono promedio de la vegetación leñosa a escala regional</i>	60
4.3.3 <i>Mapa de distribución espacial de la biomasa aérea de la vegetación leñosa</i>	61
4.4 Resultados	62
4.4.1 <i>Modelo para estimar la biomasa aérea de la vegetación leñosa a escala regional</i>	62
4.4.2 <i>Biomasa aérea y almacenamiento de carbono promedio de la vegetación leñosa a escala regional</i>	64
4.4.3 <i>Mapa de distribución espacial de la biomasa aérea de la vegetación leñosa</i>	66
4.5 Discusión.....	67
4.6 Conclusiones.....	72
Capítulo 5.	73
<i>Patrones de incendios y su relación con el clima, la biomasa aérea de leñosas y el uso ganadero</i>	73
5.1 Introducción.....	74
5.2 Materiales y métodos	76
5.2.1 <i>Patrones temporales y espaciales de los incendios y su relación con el clima</i>	76
5.2.2 <i>Relación de los incendios con la biomasa aérea de leñosas</i>	80
5.2.3 <i>Relación de los incendios con el uso ganadero y variables climáticas</i>	80
5.3 Resultados	81
5.3.1 <i>Patrones temporales y espaciales de los incendios y su relación con el clima</i>	81
5.3.3 <i>Relación de los incendios con la biomasa aérea de leñosas</i>	87
5.3.4 <i>Relación de los incendios con el uso ganadero y variables climáticas</i>	89
5.4 Discusión.....	92
5.4.1 <i>Patrones temporales y espaciales de los incendios y su relación con el clima</i>	92
5.4.2 <i>Relación de los incendios con la biomasa aérea de leñosas</i>	95
5.4.3 <i>Relación de los incendios con el uso ganadero y variables climáticas</i>	96
5.5 Conclusiones.....	98
Capítulo 6.	99
<i>Variación de la biomasa aérea de leñosas y su relación con el clima en los últimos veinte años</i>	99
6.1 Introducción.....	100
6.2 Materiales y Métodos	103

6.2.1 <i>Determinación de anomalías de precipitaciones y temperaturas de los últimos veinte años</i>	103
6.6.2 <i>Ganancia y pérdida de la biomasa aérea y almacenamiento de carbono en la vegetación leñosa con relación al clima en los últimos veinte años</i>	105
6.3.3 <i>Trayectorias de variación de la biomasa aérea leñosa en los últimos veinte años</i>	108
6.4 Resultados	109
6.4.1. <i>Anomalías de precipitaciones y temperaturas de los últimos veinte años</i>	109
6.4.2 <i>Ganancia y pérdida de la biomasa aérea y almacenamiento de carbono en la vegetación leñosa con relación al clima en los últimos veinte años</i>	111
6.4.3 <i>Trayectorias de variación de la biomasa aérea leñosa en los últimos veinte años</i>	117
6.5 Discusión.....	119
6.6 Conclusiones.....	123
Capítulo 7.	124
Conclusiones finales	124
7.1 Contratación de la hipótesis.....	125
7.2 Aspectos futuros a tener en cuenta	126
Referencias bibliográficas	129
ANEXO	144

ÍNDICE DE FIGURAS

Fig. 1.1. Tendencias de variación del sistema natural (transición sur Espinal-Monte), considerando un período seco y otro normal a húmedo. Se presentan cuatro posibilidades de cambio de la cobertura: se mantiene la cobertura leñosa; arbustización; sistemas de pastizales con arbustos y/o árboles aislados; y deforestación para reemplazo de la vegetación nativa. Fuente: elaboración propia.....	14
Fig. 2.1. Ubicación del área de estudio con las provincias y las localidades administrativas que lo componen. Fuente: elaboración propia.....	17
Fig. 2.2. A) Fitogeografía de Cabrera (1976) provincias fitogeográficas del Monte y Espinal. B) Ecorregiones de Morello et al. (2012) complejos ecosistémicos de las provincias fitogeográficas del Monte y Espinal. C) Unidades de vegetación de Oyarzabal et al. (2018) de las provincias fitogeográficas Monte y Espinal. En las leyendas B y C se indican con subrayado los complejos y las unidades del área de estudio.....	19
Fig. 2.3. Caracterización climática del área de estudio. A) Temperatura media anual. B) Precipitación media anual. C) Índice de aridez, condición media. Datos climáticos extraídos de Worldclim (promedio de 30 años). Fuente: elaboración propia.....	21
Fig. 2.4. Caracterización de suelos para Argentina. A) distribución del orden Aridisoles B) distribución del orden Entisoles. Fuente: Pereyra (2012).....	23
Fig. 3.1. Ubicación geográfica del área de estudio y distribución de los sitios de muestreo. Los números indican el número de sitio y las letras indican la clase de cobertura Abierta (A) y Densa (D). Los sitios 1 a 61 corresponden a los sitios seleccionados para realizar el muestreo de estructura y composición, además, en los sitios 1 a 21 (en color rojo) se realizó el muestreo a campo para estimación de biomasa aérea por cosecha directa.....	32
Fig. 3.2. Clase de cobertura abierta y densa. Ambas clases presentan situaciones con predominio de forma de vida arbustiva, situaciones con forma de vida arbustiva y arbórea y situaciones con predominio de forma de vida arbórea.....	33
Fig. 3.3. Ordenamiento de los sitios de las diferentes localidades sobre la base de la frecuencia de especies	40
Fig. 3.4. Ordenamiento de los sitios de las diferentes localidades sobre la base de las variables estructurales. Para cada sitio se diferenció si pertenece a la clase de cobertura abierta (A) o a la clase de cobertura densa (D).....	44
Fig. 3.5. Relación entre la cobertura vegetal total de la parcela (variable transformada a LN) y la biomasa aérea de leñosa en Mg.ha ⁻¹ (variable transformada a LN).....	47
Fig. 4.1. Valores predichos y observados para la biomasa aérea de leñosas (BAL) con las bandas 2 y 3 de la imagen con fecha 21 de diciembre del año 2010. La línea continua indica una intersección del modelo lineal = 0, pendiente = 1.....	64
Fig. 4.2. Valores predichos y observados para la biomasa aérea de leñosas (BAL) con las bandas 2 y 3 de la imagen con fecha 21 de diciembre del año 2010, en 1000 repeticiones del procedimiento bootstrap. Las líneas continuas exhiben modelos de regresión de 5 y 95 cuantiles.....	65
Fig. 4.3. A) Mapa de la biomasa aérea de leñosas mediante el modelo que utiliza las variables banda 2 (roja) y banda 3 (verde) de las imágenes Landsat TM. Las figuras B, C, D y E representan diferentes zonas del gradiente geográfico donde se observan altos valores de biomasa aérea de leñosas.....	66
Fig. 4.4. Superficie en porcentaje de las 7 categorías de biomasa aérea de leñosa con relación a la superficie total cubierta para el área de estudio y para los distintos sectores provinciales. Tanto para el área de estudio como para los sectores provinciales, la sumatoria de superficie en porcentajes de las categorías representan el 100 %.....	67
Fig. 5.1. Valor medio acumulado de las anomalías térmicas para las diferentes estaciones y para los meses del verano, con su respectivo desvío estándar para las 19 temporadas analizadas.	82
Fig. 5.2. Mapa de frecuencia de las anomalías térmicas (AT) para las 19 temporadas analizadas (satélite Terra) con relación a los valores promedios de las precipitaciones anuales (A) y del índice de aridez (B).....	83

Fig. 5.3. Valor promedio de la densidad de anomalías térmicas cada 1000 Km ² con su desvío estándar por sector provincial, para las 19 temporadas analizadas	84
Fig. 5.4. Modelos que explican, para el ecotono sur Espinal-Monte, la relación entre el valor acumulado de las anomalías térmicas de los meses de verano (transformada a Ln) y las variables climáticas (transformadas a Ln): índice de aridez promedio de los dos años previos a los incendios (A); índice de aridez promedio de los tres años previos a los incendios (B); precipitación promedio de los dos años previos a los incendios (C) y precipitación promedio de los tres años previos a los incendios (D).....	85
Fig. 5.5. Modelos que explican, para cada sector provincial, la relación entre el valor acumulado de las anomalías térmicas de los meses de verano (transformada a Ln) y las variables climáticas (transformadas a Ln): precipitaciones promedio de los tres años previos a la temporada de incendios en el NE de Río Negro (A); índice de aridez promedio de los meses previos a la temporada de incendios en SE de La Pampa (B) y precipitaciones promedio de los tres años previos a la temporada de incendios en el SO de Buenos Aires (C).....	86
Fig. 5.6. Valor acumulado de las anomalías térmicas de los meses de verano y la densidad de anomalía térmica de los meses de verano cada 1000 km ² , para las 9 Temporadas (T) entre los años 2011 y 2020. Valores estimados para el área de estudio.....	87
Fig. 5.7. Valores promedios de anomalías térmicas acumuladas de los meses de verano y promedio de la densidad de anomalías térmicas de los meses de verano cada 1000 km ² por categoría de biomasa aérea de leñosas (BAL), para las 9 temporadas entre los años 2011 y 2020, años posteriores a la fecha de elaboración del mapa de biomasa.....	88
Fig. 5.8. Densidad de anomalías térmicas cada 1000 Km ² por categoría de biomasa aérea de leñosas de la temporada 2016-2017, según los sectores provinciales.....	89
Fig. 5.9. Valor acumulado de anomalías térmicas para el verano 2016-2017 según las distintas localidades. AA, Adolfo Alsina; GC, General Conesa; PM, Pichi Mahuida; LC; Lihuel Calel; CC, Caleu Caleu; PAT, Patagones; H, Hucal; Vill, Villarino; P, Puan.....	89
Fig. 5.10. Valores predichos y observados para las anomalías térmicas acumuladas de la temporada 2016-2017 (valores transformados a LN) según las localidades, con la densidad de carga y el valor promedio de los dos años previos a los incendios del índice de aridez.....	92
Fig. 6.1. Pasos metodológicos para determinar la ganancia y pérdida de Biomasa Aérea de Leñosas (BAL).....	107
Fig. 6.2. Pasos metodológicos para las trayectorias de cambio de la Biomasa Aérea de Leñosas (BAL).....	109
Fig. 6.3. A) Anomalías de precipitaciones y anomalías de temperaturas para el período 2000-2019, para la región del ecotono sur Espinal-Monte. B) Anomalías de precipitaciones para los ciclos 2000-2009 y 2010-2019, para las distintas localidades ordenadas a lo largo del gradiente geográfico SO-NE. C) Anomalía de temperaturas medias para los ciclos 2000-2009 y 2010-2019, para las distintas localidades ordenadas a lo largo del gradiente geográfico SE-NO. AA, Adolfo Alsina; GC, General Conesa; PM, Pichi Mahuida; LC; Lihuel Calel; CC, Caleu Caleu; PAT, Patagones; Vill, Villarino; H, Hucal; P, Puan.....	110
Fig. 6.4. Distribución de las categorías de Biomasa aérea de leñosas. A) mapa del año 2000. B) mapa del año 2010. C) mapa del año 2020.....	112
Fig. 6.5. A) Valor acumulado del total de carbono y tasas anuales de carbono en relación a las pérdidas y ganancias para la región ecotonal en los dos períodos analizados. B) Variación de los valores de biomasa aérea de leñosas en los dos períodos analizados según las localidades, con su respectivo desvío estándar. AA, Adolfo Alsina; GC, General Conesa; PM, Pichi Mahuida; LC; Lihuel Calel; CC, Caleu Caleu; PAT, Patagones; Vill, Villarino; H, Hucal; P, Puan.....	113
Fig. 6.6. Variación de la superficie en porcentaje para ecotono sur Espinal-Monte con cambio positivo, negativo y sin cambio para períodos analizados (2000-2010 y 2010-2020).....	114
Fig. 6.7. Valor de las tasas de pérdidas y ganancias anuales de biomasa aérea de leñosas por localidad, para el período 2000-2010 (A) y para el período 2010-2020 (B). AA, Adolfo	115

Alsina; GC, General Conesa; PM, Pichi Mahuida; LC; Lihuel Calel; CC, Caleu Caleu; PAT, Patagones; Vill, Villarino; H, Hucal; P, Puan.....

Fig. 6.8. Relación entre las tasas de ganancias de biomasa aérea de leñosas con las precipitaciones medias anuales para el ciclo 2000-2010 (A) y para el ciclo 2010-2020 (B).....	116
Fig. 6.9. Relación entre las tasas de pérdida de biomasa aérea de leñosas y las precipitaciones medias anuales para el ciclo 2000-2010 (A) y para el ciclo 2010-2020 (B).....	116
Fig. 6.10. Variación de superficie de Biomasa Aérea de Leñosas (BAL) entre los dos períodos analizados. Trayectorias: + -, se modifican positivamente en una década y modificada negativamente en la otra década las categorías de BAL; Tendencia -, se modifican negativamente las categorías de BAL en una década y en la otra se mantiene; - -, se modifican negativamente las categorías de BAL en las dos décadas; Tendencia +, se modifican positivamente las categorías de BAL en una década y en la otra se mantiene; + +, se modifican positivamente las categorías de BAL en las dos décadas; Sin cambio, se mantienen las categorías de BAL en los dos períodos.....	118

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 3.1 Tendencias geográficas de las especies interpretadas a partir de la relación entre los componentes del ordenamiento y las coordenadas geográficas. N, especies cuya frecuencia disminuye de Norte a Sur; S, especies cuya frecuencia disminuye de Sur a Norte; ST, especies frecuente en toda el área estudiada y sin tendencias de variación geográfica.....	40
Tabla 3.2. Parámetros estructurales de las comunidades leñosas para las clases de cobertura leñosa densa y cobertura leñosa abierta. Resultado de la prueba T, los valores en negrita representan diferencias estadísticamente significativas. DAP, diámetro a la altura del pecho; DB, diámetro a la base. Entre paréntesis se señalan el número de sitio analizados en cada categoría.....	43
Tabla 3.3. Coeficiente de correlación de <i>Pearson</i> entre la biomasa aérea de leñosas y las variables estructurales. Las correlaciones absolutas por encima de 0.85 (<i>Pearson</i> ≥ 0.85) se indican en negrita	45
Tabla 3.4. Modelos para estimar biomasa aérea de leñosas (BAL, Mg.ha ⁻¹). Variables independientes: AB, Área basal (m ² .ha ⁻¹); altura promedio, altura promedio de la parcela (m); altura máxima, altura máxima de la parcela; Cob> 10, cobertura de individuos o grupos de individuos con troncos con diámetros mayores a 10 cm (%); Cob 10-5, cobertura de individuos o grupos de individuos con troncos con diámetros entre 5 y 10 cm (%); Cob <5, cobertura de individuos o grupos de individuos con troncos menores a 5 cm (%); CobT, cobertura total de la parcela (%). Se indica en estilo negrita el modelo seleccionado. *, p<0.05; **, p<0.01; ***, p<0.0001.....	46
Tabla 4.1. Descripción de las bandas espectrales del satélite <i>Landsat 5</i>	58
Tabla 4.2. Coeficiente de correlación de <i>Pearson</i> para las bandas (<i>Landsat TM</i>) y los índices verdes con relación a la biomasa de diferentes fechas. Las correlaciones absolutas por encima de 0.7 se indican en estilo negrita. *, p< 0.01; **, p<0.05; ***, p< 0.001; ^{NS} , no significativo.....	62
Tabla 4.3. Modelos de regresión de Biomasa aérea de leñosas (BAL) sobre datos espectrales. Banda 2 (B2), Banda 3 (B3), NDVI y ENVI (21 de diciembre de 2010) y Banda 4 (B4) (10 de octubre de 2010). El modelo seleccionado se indica en negrita. *, p< 0.01; **, p<0.05; ***, p< 0.001; NS, no significativo.....	63
Tabla 5.1. Correlación de <i>Pearson</i> entre el LN de la ocurrencia de las anomalías térmicas y las variables densidad de carga ganadera y las variables climáticas precipitaciones medias anuales e índice de aridez. Variables climáticas calculada para: los meses previos a los incendios (abril a noviembre del año 2016), los dos años previos a los incendios del año 2016 y los tres años previos a los incendios del año 2016. La letra N indica el número de localidades: N=9 todas las localidades y N=8 excluyendo del análisis la localidad Adolfo Alsina.....	90
Tabla 5.2. Modelos de regresión para determinar la ocurrencia de anomalías térmicas. Variables de los modelos: anomalías térmicas (AT), el índice de aridez de los meses previos a los incendios (IA), el índice de aridez dos años previos a los incendios (IA2), precipitaciones de los meses previos a los incendios (PP), precipitaciones de dos años previos a los incendios (PP2) y densidad de carga ganadera (DCG). N, número de localidades; AIC, criterio de información de Akaike.....	91

Agradecimientos

A mi mamá, Carmen

Quiero expresar mi más sincero agradecimiento a varias personas que han colaborado con la realización de esta tesis. A mis directores, Silvia Torres Robles e Ignacio Gasparri, y a mi asesor académico, Marcelo Arturi, quienes han sido verdaderos formadores, su compromiso y dedicación es admirable, dejaron una huella en mi crecimiento profesional y personal. A todos los compañeros del Centro de Estudios Ambientales desde la NorPatagonia (CEANPa) que me ayudaron y acompañaron en mi formación, y quienes muchos de ellos recorrieron conmigo diferentes sitios de muestreo en diferentes localidades: Juan Manuel Zeberio, Dianela Calvo, Guadalupe Peter, Cintia Leder, Andrés Grand, Juan Seco López, Delfina Arnacio Sidoti, Florencia Agosto y Julián Repupilli.

A mis afectos más cercanos que son parte importante de mi vida, mi papá Juan, mis hermanos Marisel y Fernando, mis sobrinos Tahiel, Ignacio y Catalina, mis cuñados Matías y Nataly, mi prima María Laura, quienes me han acompañado, comprendido y apoyado en cada momento, en estos años. A mis amigas, grandes personas que he tenido la suerte de conocer, que me han contenido sobre todo en este último tiempo. A mis amigas y compañeras becarias, Diane y Sabri, con quienes hemos compartido las vivencias que implica el proceso de la tesis y nos hemos contenido y apoyado frente a diversas adversidades e inseguridades.

Por último, mi agradecimiento más profundo es para mi mamá, quien me tuvo mucha paciencia y comprensión, quien siempre me acompañó, quien me motivaba a formarme y a buscar mi vocación, quien me enseñó abrazar cada momento de esta vida y a no bajar los brazos. Tristemente, esta etapa final de defensa de tesis, no la puedo compartir con ella, ni expresarte todo lo que representó, representa y representará para mí, la admiración que le tengo. Gracias ma.

Resumen

En los ambientes áridos y semiáridos de Argentina, la relación entre las variaciones climáticas, el régimen de incendios y el uso, principalmente ganadero, está alterando la vegetación a escala de paisaje. Por un lado, se registra un activo proceso de conversión de áreas forestales en tierras de cultivo y pastoreo. Por otro lado, se registra un aumento de la cobertura de especies arbustivas en áreas de vegetación boscosa abierta y estepas gramíneas, donde es común la actividad ganadera. Los patrones de disturbios antrópicos y naturales y de variación de la cobertura vegetal, han sido ampliamente estudiados en aquellas regiones que presentan cierta homogeneidad en cuanto aspectos climáticos y florísticos, y sus límites se encuentran bien definidos. Sin embargo, han recibido menor atención aquellas regiones donde los límites entre los ambientes no son estáticos y pueden presentar alta variabilidad conforme varíen las condiciones climáticas y los disturbios naturales y antrópicos. Una de estas regiones es la transición sur Espinal-Monte. Esta región no sólo está siendo impactada por una creciente presión antrópica, sino que, la relación entre el uso antrópico y los incendios podrían generar tendencias de variación de la vegetación de leñosas, según determinadas condiciones climáticas asociadas con ciclos húmedos y secos. Estas relaciones podrían hacer que el sistema natural varíe desde una vegetación abierta de pastizal con árboles y arbustos bajos y dispersos a un sistema dominado por leñosas.

En esta tesis se propone analizar las tendencias de variación de la vegetación leñosa de la transición sur Espinal-Monte, con énfasis en el estudio de la Biomasa Aérea de Leñosas (BAL). La BAL desempeña un papel fundamental en el cambio climático, ya que la BAL de los ecosistemas puede actuar como sumidero de carbono o fuente de emisiones de CO₂. Por lo tanto, estimar y conocer las tendencias de variación de la BAL, son necesarias para comprender y abordar una serie de cuestiones ambientales, como la adaptación y mitigación al cambio climático, la conservación de la biodiversidad y la gestión sostenible de los ecosistemas forestales.

Para llegar a conocer las variaciones de la BAL se plantearon diversos objetivos específicos que incluyeron: caracterizar la vegetación desde el punto

de vista florístico y estructural, estimar la BAL a escala local y regional, explorar patrones temporales y espaciales de los incendios naturales, y, finalmente, analizar las trayectorias de variación de la BAL con relación al clima, disturbios naturales y antrópicos. En este contexto, a lo largo de esta tesis, se encontraron los siguientes hallazgos más relevantes: en cuanto a la variación composicional y estructural de la vegetación de la transición sur Espinal-Monte, existe un gradiente latitudinal (N-S) y de precipitaciones (650 a 250 mm anuales) de la composición, pero no así de la estructura. Además, se definió a la transición como un ecotono sur Espinal-Monte, ya que esta transición se presentó en un amplio gradiente latitudinal de 4° de extensión, con características propias y distintivas del Espinal y del Monte. Por otro lado, se probó una metodología de estimación de la BAL, que implica variables estructurales fáciles de medir a escala de parcela y que pueda arrojar estimaciones confiables. En particular, la variable estructural que mejor explica la BAL fue la cobertura total de la parcela. Hallar un modelo confiable de la BAL a escala de parcela, nos permitió desarrollar un modelo, mediante técnicas de teledetección, para estimar la BAL a escala regional. El modelo que permitió estimar la BAL a nivel regional fue el que combinó las bandas 2 (roja) y 3 (verde) de *Landsat* TM ($R^2=0.62$, $p<0.0001$). Esto permitió calcular para la región el valor promedio de la BAL, que fue de ~ 12 Mg.ha⁻¹, equivalente a 6 Mg.ha⁻¹ de carbono almacenado, con un error de muestreo del 33%. Además, este modelo arrojó valores pronosticados desde 4.9 a 96.7 Mg.ha⁻¹ de BAL, con una clara tendencia espacial donde la biomasa aérea de la vegetación leñosa disminuyó de NE a SO.

Se describieron los patrones temporales y espaciales de los incendios, ya que son los principales modeladores de paisajes de la vegetación de la transición sur Espinal-Monte. En cuanto a los patrones temporales, se registró la mayor ocurrencia de incendios entre los meses de diciembre y enero (estación de verano para el hemisferio sur). La frecuencia de los incendios presentó una distribución en forma de arco con relación a los valores del índice de aridez, donde entre los valores 0.3 y 0.4 se pudieron observar una concentración del 64.5% de los incendios de las 19 temporadas analizadas. Además, se encontró que la ocurrencia de incendios de los veranos se relacionó positivamente con el índice de aridez promedio de los dos años previos a los incendios ($R^2=0.84$,

$p < 0.0001$) y con el valor promedio de las precipitaciones anuales de los dos años previos a los incendios ($R^2 = 0.83$, $p < 0.0001$). Estos resultados podrían indicar que la ocurrencia de incendios está vinculada con variables climáticas, principalmente aquellas variables que se relacionan con la disponibilidad de agua. En cuanto a los patrones espaciales, se observó que la mayor ocurrencia de incendios se da en zonas de poco contenido de BAL (entre 5 y 20 $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$). Además, se evaluó el rol de la ganadería en la ocurrencia de incendios, en una temporada de alta ocurrencia de incendios (2976 focos de incendios entre junio del año 2016 y junio del año 2017). Considerando a las localidades del área de estudio como unidad de análisis, se encontró, en primer lugar, que las localidades presentaron diferentes números de focos de incendios. En segundo lugar, las mayores ocurrencias de incendios se dieron en las localidades que presentaron menor densidad ganadera y menor valor de índice de aridez ($R^2 = 0.77$, $p < 0.05$). Esto podría vincularse con que las cargas ganaderas bajas no alcanzan a consumir la totalidad de los pastos. Esto sumado a los bajos valores de aridez, que determina una mejor predisposición del secado de pasto, generaría una mayor proporción de combustible fino disponible para la ignición de los fuegos.

Los ciclos húmedos y secos determinan diferentes valores en las tasas de ganancias y pérdidas de BAL y almacenamiento de carbono. La tasa de ganancia anual de carbono, para un ciclo húmedo, fue de 1.1 Tg C y, para un ciclo seco, fue de 0.5 Tg C. Además, la relación entre los ciclos húmedos, ciclos secos, los incendios y el uso antrópico pueden ocasionar distintas trayectorias de variación de la BAL. Las trayectorias de variación de la BAL en los últimos 20 años, presentaron variaciones diferentes según los sectores provinciales. En este sentido, en las provincias donde hay mayor superficie cubierta de BAL y predomina la ganadería (NE de Río Negro y SE de La Pampa), se encontraron, por un lado, mayor superficie con trayectorias que indican aumento de BAL, hacia las áreas donde los valores promedio del índice de aridez son menores a 0.3 y son menos frecuente los incendios. Por otro lado, en estos sectores provinciales, se encontró mayor superficie con trayectorias que indican aumento y disminución de BAL, en aquellas áreas donde se observaron valores promedios del índice de aridez entre 0.3 y 0.4 y mayor frecuencia de incendios. Las

trayectorias analizadas permiten observar la influencia de un gradiente climático, que podría estar ejerciendo mayor control sobre las tendencias de variación de la vegetación leñosa que los sucesos de ciclos húmedos y secos.

Los resultados que brinda esta tesis aportan información sobre un área relativamente poco estudiada en Argentina, por lo tanto, servirá como insumo de gestión para la toma de decisiones de los organismos de gobierno tanto a nivel local como nacional, con relación a la planificación del uso y administración de los recursos naturales. Es necesario conocer y profundizar acerca de las relaciones entre la vegetación y los disturbios antrópicos y naturales, ya que las comunidades leñosas cumplen un rol clave en el ciclo de carbono y en la mitigación y adaptación al cambio climático. Los desafíos de las tendencias de cambio climático nos invitan, cada vez más, a conservar la vegetación leñosa y adaptar los manejos productivos a los sistemas naturales.

Abstract

In the arid and semi-arid environments of Argentina, the relationship between land use, predominantly livestock farming, climatic variations, and fire regime is altering vegetation at the landscape scale. On one hand, there is an active process of converting forested areas into croplands and grazing lands. On the other hand, there is an increase in the coverage of shrub species in areas of open forest vegetation and grassy steppes, where livestock activity is common. Patterns of anthropogenic disturbances and variation in vegetation cover have been widely studied in regions with some homogeneity in climatic and floristic aspects, with well-defined boundaries. However, regions where the boundaries between environments are not static and may present high variability as climatic conditions, natural, and anthropogenic disturbances change have received less attention. One of these regions is the southern Espinal-Monte transition. This region is not only being impacted by increasing anthropogenic pressure but also the relationship between anthropogenic use and fires, could generate trends in woody vegetation variation, under certain climatic conditions associated with wet and dry cycles. These relationships could cause the natural system to vary from open grassland vegetation with scattered trees and shrubs to a system dominated by woody plants.

This thesis proposes to analyze trends in woody vegetation variation in the southern Espinal-Monte transition, with an emphasis on the study of woody Above-Ground Biomass (AGB). The AGB plays a fundamental role in climate change, as the AGB of ecosystems can act as a carbon sink or source of CO₂ emissions. Therefore, estimating and understanding trends in AGB variation are necessary to address a range of environmental issues, such as adaptation and mitigation to climate change, biodiversity conservation, and sustainable management of forest ecosystems.

To understand AGB variations, several specific objectives were proposed, including: characterizing vegetation from a floristic and structural perspective, estimating AGB at local and regional scales, exploring temporal and spatial patterns of fires, and finally, analyzing the AGB variation trajectories in relation to climate, fire and anthropogenic disturbances. In this context, throughout this thesis, the following most relevant findings were found: regarding the compositional and structural variation of the southern Espinal-Monte transition, there is a latitudinal gradient (N-S) and of precipitations (650 to 250 mm annually) in composition, but not in structure. Furthermore, the transition was defined as a southern Espinal-Monte ecotone since this transition occurred over a wide latitudinal gradient of 4° extension, with distinctive characteristics of Espinal and Monte. On the other hand, a methodology for estimating AGB was tested, which involves easily measurable structural variables at the plot scale and can provide reliable estimates. In particular, the structural variable that best explains AGB was the total plot coverage. Finding a reliable plot-scale AGB model allowed us to develop a model, using remote sensing techniques, to estimate AGB at a regional scale. The model that allowed estimating regional AGB combined Landsat TM bands 2 (red) and 3 (green) ($R^2=0.62$, $p<0.0001$). This allowed calculating the average AGB value for the region, which was ~12 Mg.ha⁻¹, equivalent to 6 Mg.ha⁻¹ of stored carbon, with a sampling error of 33%. Furthermore, this model yielded predicted values ranging from 4.9 to 96.7 Mg.ha⁻¹, with a clear spatial trend where woody vegetation aboveground biomass decreased from NE to SW.

Temporal and spatial patterns of fires were described as they are the main landscape modulators of vegetation in the southern Espinal-Monte transition. Regarding temporal patterns, the highest occurrence of fires was recorded between December and January (summer season for the southern hemisphere). The frequency of fires showed an arc distribution with respect to aridity index values, where between values of 0.3 and 0.4, 64.5% of fires by 19 analyzed seasons could be observed. Additionally, it was found that fire occurrence in summers was positively related to the average aridity index of the two years prior to fires ($R^2=0.84$, $p<0.0001$) and to the average annual precipitation value of the two years prior to fires ($R^2=0.83$, $p<0.0001$). These results could indicate that fire occurrence is linked to climatic variables, mainly those related to water availability. Regarding spatial patterns, it was observed that the highest occurrence of fires occurs in areas with low AGB content (between 5 and 20 Mg.ha⁻¹). Additionally, the role of livestock in fire occurrence was evaluated during a period of high fire occurrence (2976 fire outbreaks between June 2016 and June 2017). Considering study area localities as the unit of analysis, it was found, firstly, that localities had different numbers of fires. Secondly, the highest occurrences of fires occurred in localities with lower livestock density and lower aridity index values ($R^2=0.77$, $p<0.05$). This could be linked to low livestock loads not consuming all grasses. This, combined with low aridity values, which determine better predisposition for grass drying, would generate a higher proportion of fine fuel available for ignition of the fires.

Wet and dry cycles determine distinct rates of gain and loss in AGB and carbon storage. The annual carbon gain rate during wet cycles was 1.1 Tg C, whereas during dry cycles, it was 0.5 Tg C. Additionally, the interplay between wet and dry cycles, fires, and anthropogenic activities may result in divergent trajectories of AGB variation. AGB variation trajectories over the last two periods exhibited different patterns across provincial sectors. Specifically, in provinces characterized by extensive AGB coverage and a predominance of livestock (NE of Río Negro and SE of La Pampa), larger surface areas with trajectories indicating AGB increase were found towards areas where average aridity index values were below 0.3, and fire occurrences were less frequent. Conversely, in these provincial sectors, surface areas with trajectories indicating both AGB

increase and decrease between periods were observed in areas where average aridity index values ranged from 0.3 to 0.4 and had higher fire frequencies. The analyzed trajectories highlight the influence of a climatic gradient, which may exert greater control over woody vegetation variation trends than wet and dry cycle events.

The results provided by this thesis provide information on a relatively understudied area in Argentina, therefore, it will serve as input for management for decision-making by government agencies at both local and national levels regarding the planning of natural resource use and management. It is necessary to know and deepen understanding of the relationships between vegetation and anthropogenic and natural disturbances since woody communities play a key role in the carbon cycle and in mitigation and adaptation to climate change. The challenges of climate change trends increasingly urge us to conserve woody vegetation and adapt productive management to natural systems.

Capítulo 1.

Introducción

1.1 Ecosistemas áridos y semiáridos en un contexto global y regional

En los ecosistemas áridos y semiáridos la cobertura arbórea y arbustiva determinan muchas de las propiedades del sistema, que a su vez está regulada tanto por la disponibilidad de recursos como por las variables climáticas y los regímenes de disturbios antrópicos (agricultura y ganadería) y naturales (regímenes de incendios) (Oesterheld 1999; Sankarán et al. 2005). Estas regiones comprenden aproximadamente el 41 % de la superficie mundial y, en general, se caracterizan por un balance hídrico negativo casi todo el año. La productividad está limitada por las bajas precipitaciones determinando que la mayor parte de estas tierras no sean cultivables (Oesterheld 1999; Whitford 2002; Sankarán y Anderson 2009). Más del 65% de las zonas áridas y semiáridas del mundo son utilizadas para el pastoreo doméstico, cuya fuente de forraje es la vegetación natural, mientras que, sólo el 25% de estas zonas se destinan a la agricultura (Millennium Ecosystem Assessment 2005). Estas regiones soportan aproximadamente el 50% del stock de ganado del mundo y, por lo tanto, son muy importantes para el suministro de alimentos a escala global (Puigdefábregas 1998; Millennium Ecosystem Assessment 2005).

En los ambientes áridos y semiáridos, la relación entre el uso, principalmente ganadero, las variaciones climáticas y el régimen de incendios está alterando la vegetación a escala de paisaje (Whitford 2002; Fuhlendorf et al. 2008; Sankarán y Anderson 2009; Eldridge et al. 2011; Maestre et al. 2016). En este sentido, en algunas regiones se viene registrando un aumento de la cobertura de arbustos a expensas de los pastos, fenómeno conocido como “arbustización” (Maestre et al. 2009). Este patrón ha sido documentado en trabajos que analizan cambios de cobertura vegetal a escala continental (Aide et al. 2013). Algunos autores han asociado la arbustización con la disminución de funciones ecosistémicas, con la degradación del paisaje o la desertificación y con la pérdida de la capacidad de carga de los pastizales (Van Auken 2000; Kröpfel et al. 2007; Eldridge y Soliveres 2015; Barbosa da Silva et al. 2016).

En Argentina el 75 % de su superficie se corresponde con zonas áridas, semiáridas y subhúmedas con períodos secos, conocida como la Diagonal Árida Argentina (Martínez Carretero 2013). En estas tierras convergen situaciones que

están comprometiendo los sistemas naturales. Por un lado, se registra un activo proceso de conversión de áreas forestales en tierras de cultivo, asociado a los cambios en los regímenes de precipitaciones y el desarrollo de tecnología orientada a la intensificación productiva (Grau et al. 2005; Gasparri et al. 2008; Carreño et al. 2010; Viglizzo y Jobágyy 2010). Por otro lado, en otros sectores, tanto de vegetación boscosa como de estepa de gramíneas utilizadas para ganadería, se registra un aumento de la cobertura leñosa arbustiva, lo que dificulta la accesibilidad forrajera para el ganado (González-Roglich et al. 2015; Kröpfl et al. 2015).

Son numerosas las regiones pertenecientes a ambientes áridos, semiáridos y subhúmedos que están sufriendo una enorme presión del uso antrópico. Ante esta presión es necesario definir lineamientos de manejo y conservación de estos ecosistemas (Martínez Pastur et al. 2023). En este sentido, es clave definir las unidades de vegetación sobre la base de la descripción de la estructura y composición de la vegetación que presenten cierta homogeneidad (León et al. 1998; Morello et al. 2012). No siempre es sencillo definir las unidades de vegetación, debido a que los límites entre los ambientes no son estáticos y pueden presentar alta variabilidad conforme varíen las condiciones climáticas, disturbios naturales y antrópicos (Torres Robles et al. 2015). Esto ocasiona que existan unidades de vegetación de transición entre distintos ambientes. Una de esas unidades de transición, entre un ambiente semiárido a árido, es la que se da entre el Espinal y el Monte.

La vegetación natural de las regiones del Espinal y del Monte está siendo modificada tanto por la conversión de superficie a nuevas tierras para la agricultura extensiva como por el pastoreo excesivo (León et al. 1998; Lerner 2004; Arturi et al. 2011; Zeberio 2012). El aumento de tierras para la agricultura ocasionó un aumento en la deforestación de bosques de *Neltuma caldenia* (caldenales) en el Espinal (Arturi 2006; González-Roglich et al. 2014; González-Roglich et al. 2015), así como también de comunidades leñosas de la región transicional entre el Espinal y Monte en el NE de la Patagonia (Pezzola et al. 2009; Arturi et al. 2011).

La ganadería extensiva es la principal actividad de la región del Monte y el sector sur del Espinal. Allí se practican desmontes con el objetivo de reducir la biomasa arbustiva y aumentar la accesibilidad forrajera del pastizal (desmonte ganadero) (Bisigato y Bertiller 1997; Lerner 2004; Peter et al. 2013). En estas áreas son frecuentes los incendios naturales que pueden afectar decenas de miles de hectáreas (Bran et al. 2007). Estos incendios ocurren, principalmente, por las variaciones cíclicas de las precipitaciones entre períodos húmedos, donde se acumula biomasa fina, y períodos contiguos secos, que permite el secado de los mismos (Peter et al. 2013). Se ha observado, en las últimas décadas, una disminución en la frecuencia de incendios, lo cual estaría ocasionando un aumento en la cantidad y cobertura de biomasa arbustiva, que podría ser atribuible a las cargas ganaderas (Kröpfl et al. 2015).

En este contexto, en las situaciones donde predomina la actividad ganadera, se ha registrado un importante incremento en la cobertura de leñosas a escala de paisaje tanto para la región del Espinal (González-Roglich et al. 2015) como para la región del Monte (Zeberio 2012). Sin embargo, poco se conoce acerca de las tendencias de variación de la vegetación leñosa en situaciones de la transición sur Espinal-Monte. Como hemos mencionado, las tendencias que implican un aumento en la cobertura de arbustos (arbustización) puede ser considerada por diferentes autores como procesos de degradación de pastizales, sin embargo, para otros autores es considerada como una condición positiva para aquellos ambientes secos donde existen períodos de sequía extensos (Gaitán et al. 2014; Maestre et al. 2016). La cobertura de leñosas en regiones donde las precipitaciones son escasas permite amortiguar los efectos negativos de las sequías en términos de productividad primaria neta del ecosistema (Gaitán et al. 2013). El extenso sistema radical de los arbustos, les permite utilizar el agua almacenada en las capas más profundas del suelo, y con una menor tasa de crecimiento relativo con respecto a los pastos, por lo tanto, los arbustos son menos vulnerables a la escasez de agua (Fernández y Paruelo 1988).

Los servicios ambientales que proveen la vegetación leñosa son fundamentales en ambientes áridos y semiáridos, donde son frecuentes los

períodos de sequías (Maestre et al. 2016). Algunos servicios que ofrecen los arbustos están asociados con la protección de los suelos (Zeberio et al. 2018), generación de microclimas para la germinación e instalación de las especies herbáceas (Leder et al. 2021), fijación de dióxido de carbono (CO₂) y almacenamiento de Carbono (Rodríguez et al. 2021), mejoran condiciones de los suelos para pasturas ganaderas (Bertiller et al. 2004), entre otros.

El rol que cumple la vegetación leñosa, en cuanto a los servicios ecosistémicos que brinda, es esencial a tener en cuenta ante los cambios globales que la humanidad está enfrentando, como los desafíos de las tendencias del cambio climático. Uno de los principales gases de efecto invernadero que produce el cambio climático es el CO₂. La deforestación y la quema de biomasa, principalmente por el avance de la agricultura a nivel mundial, contribuyen significativamente en el aumento de la concentración de CO₂ (Houghton 2005; Erb et al. 2018). La incidencia en el cambio climático de las actividades antrópicas ha promovido el interés en la fijación biológica de carbono como un medio para reducir dicha concentración (Houghton 2007). Un aspecto crucial es determinar en qué medida los ecosistemas terrestres pueden actuar como sumideros de carbono y atenuar así el calentamiento global (Erb et al. 2018). Conocer el almacenamiento de carbono de la Biomasa Aérea de Leñosas (BAL) en la transición sur Espinal-Monte es clave para la mitigación del cambio climático. En este sentido, el estudio de la dinámica de la cobertura y BAL son fundamentales para comprender los escenarios futuros de estos sistemas naturales.

1.2 Esquema hipotético de la variación de la vegetación en la transición sur Espinal-Monte

Esta tesis parte de un esquema hipotético general para abordar el estudio de las tendencias de variación de la vegetación leñosa, con relación a la combinación de variables climáticas, uso antrópico y régimen de incendios (Fig. 1.1). Estas interacciones actúan como modeladores del paisaje de la transición sur Espinal-Monte.

La variación de las precipitaciones en la región influye en la ocurrencia de incendios determinando cambios en la vegetación. Los períodos con

precipitaciones por debajo del promedio (período seco), disminuyen la productividad de pastos, lo que determina una falta de combustible fino que, generalmente, es el factor limitante para la ocurrencia de incendios en zonas áridas-semiáridas. Mientras que la productividad de los arbustos se mantiene, ya que sus raíces captan agua de las capas profundas del suelo. Por lo tanto, para un período seco, mediante un análisis temporal, se espera que la biomasa aérea de leñosa se mantenga sin cambios asociado a una menor ocurrencia de incendios (Fig. 1.1).

Los períodos de precipitaciones promedio o con precipitaciones por encima del promedio (período normal a húmedo), favorecen la productividad de pastos y arbustos. En este período, el incremento de biomasa de pasto favorece el recurso forrajero para la ganadería. En este sentido, la carga ganadera representa un factor determinante en la ocurrencia de incendios naturales y, por ende, en la variación de la vegetación leñosa. Por un lado, si las cargas ganaderas superan la capacidad de carga recomendada, el pastoreo favorece a la disminución de herbáceas, que a su vez ocasiona una falta de combustible fino, con la consecuente disminución de incendios. Esta combinación de alta carga ganadera con baja ocurrencia de incendios desencadenará un proceso de arbustización (Fig. 1.1). En un análisis temporal, se espera que aumente la biomasa aérea de leñosas asociado a una menor ocurrencia de incendios. Por otro lado, si las cargas ganaderas están por debajo de la capacidad de carga, habrá mayor acumulación de herbáceas, lo cual aumenta la probabilidad de ocurrencia de incendios en la temporada seca del año (verano). Esta combinación de baja carga ganadera y alta ocurrencia de incendios desencadenará que la vegetación tienda a conformar sistemas de pastizales con arbustos y/o árboles aislados (Fig. 1.1). En un análisis temporal, se espera encontrar una variabilidad en aumento y disminución de la biomasa aérea de leñosas asociado a una menor ocurrencia de incendios. Una tercera tendencia que se puede presentar en los períodos normales a húmedos es el reemplazo de los sistemas naturales por áreas de cultivo y/o pastoreo en seco, en la medida que puedan cumplir con los requerimientos hídricos de esos cultivos (Figura 1.1). En un análisis temporal, se espera encontrar disminución de la biomasa aérea de leñosas asociado a una menor ocurrencia de incendios.

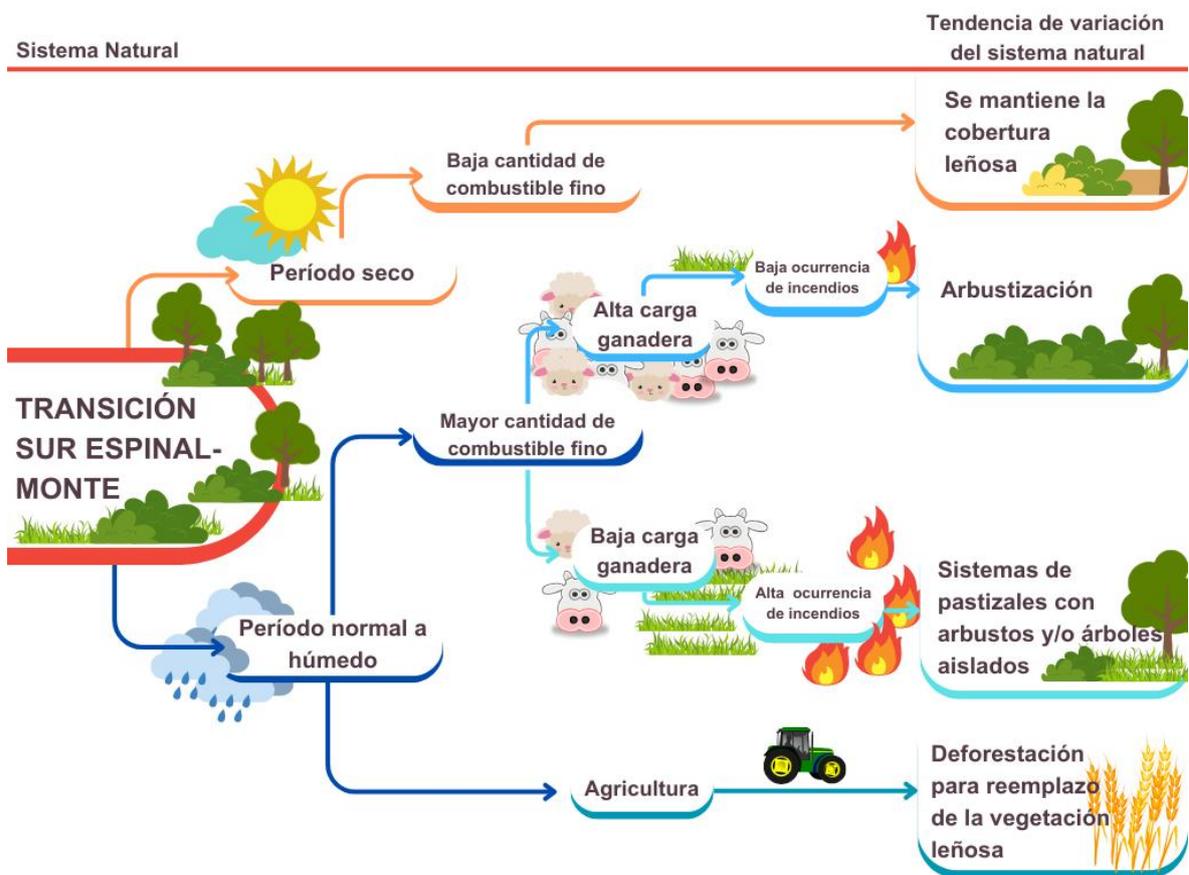


Fig. 1.1. Tendencias de variación del sistema natural (transición sur Espinal-Monte), considerando un período seco y otro normal a húmedo. Se presentan cuatro posibilidades de cambio de la cobertura: se mantiene la cobertura leñosa; arbustización; sistemas de pastizales con arbustos y/o árboles aislados; y deforestación para reemplazo de la vegetación nativa. Fuente: elaboración propia.

En base a este esquema hipotético se plantea como objetivo general evaluar las tendencias de variación de la biomasa aérea de la vegetación leñosa de la transición sur Espinal-Monte con relación a las variables climáticas y disturbios antrópicos y naturales.

Para esto, la tesis se organizó de la siguiente manera:

En el segundo capítulo se presenta una descripción del área de estudio: ubicación geográfica y administrativas de las localidades presentes en la región; descripción de la vegetación leñosa por diferentes autores; características climáticas, edáficas y antecedentes de uso de la tierra.

En el tercer capítulo se presentan los resultados de caracterización florística y estructural de los sitios muestreados, lo cual permitió re definir al área de estudio como unidad de vegetación. Además, se estimaron valores de biomasa aérea de leñosas a escala de parcela. A partir de estas estimaciones, en el cuarto capítulo, se realizó un mapa de biomasa aérea de leñosas que describe la variación de la biomasa aérea de leñosas en el gradiente geográfico y climático.

En el quinto capítulo se propone describir los patrones espaciales y temporales del fuego con relación al clima y al uso ganadero, con la finalidad de explorar su influencia en las tendencias de variación de la biomasa aérea de leñosas.

En el sexto capítulo se determinó las ganancias y pérdidas de biomasa aérea de leñosas en los últimos 20 años, con la finalidad de analizar las trayectorias de variación de la biomasa aérea de leñosas. En este capítulo, las trayectorias de variación de biomasa aérea de leñosas se integraron y discutieron con los resultados obtenidos en los capítulos anteriores,

Finalmente, en el séptimo capítulo se resumieron las conclusiones más relevantes, contrastando lo planteado en el esquema hipotético de la tesis.

Capítulo 2.

Descripción del área de estudio

2.1 Ubicación geográfica

El área de estudio incluyó los sectores provinciales del SE de La Pampa (Hucal, Lihuel Calel y Caleu Caleu), NE de Río Negro (Pichi Mahuida, Conesa y Adolfo Alsina) y SO de Buenos Aires (Patagones, Villarino y Puan). La región cubre una superficie total de 68000 km² con una población de 170236 personas (Fig. 2.1).

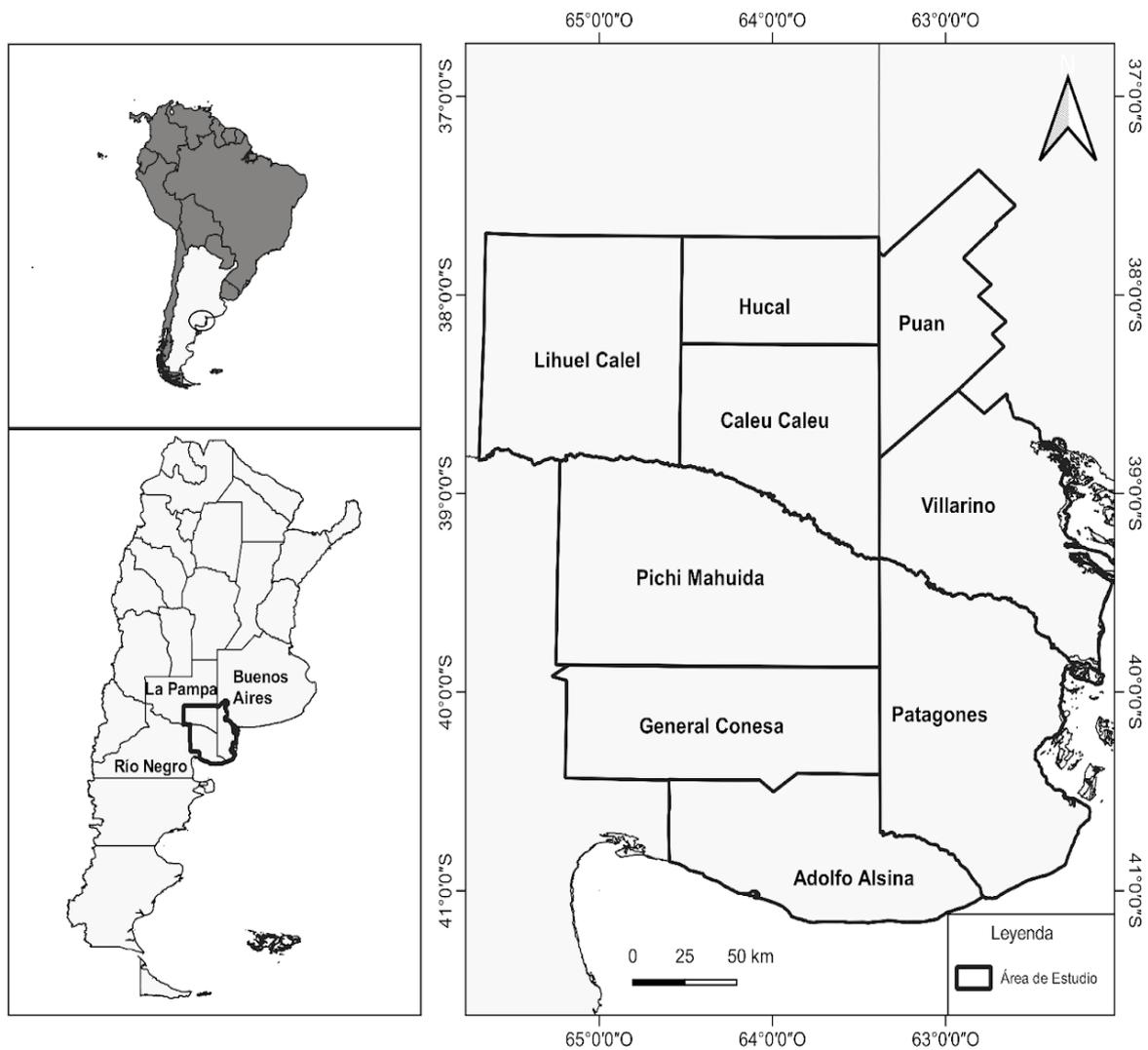


Fig. 2.1. Ubicación del área de estudio con las provincias y las localidades administrativas que lo componen. Fuente: elaboración propia.

2.2 Vegetación

El área de estudio se encuentra al sur de la Provincias Fitogeográficas del Espinal en transición con el Monte (Cabrera 1976) (Fig. 2.2 A). El tipo fisonómico de vegetación predominante en el Monte es un matorral o estepa arbustiva

xerófila, caracterizada por la presencia de jarillas (*Larrea divaricata*, *L. cuneifolia*) y *Neltuma* arbustivos (Cabrera 1976). En cambio, en el Espinal su tipo fisonómico dominante de vegetación es el bosque xerófilo (Fosberg 1961; Cabrera 1976).

Sobre la base de las provincias fitogeográficas, definidas por Cabrera (1976), diferentes autores a lo largo del tiempo han tenido distintas formas de caracterizar la vegetación, ya sea mediante complejos ecosistémicos (Morello et al. 2012) o mediante unidades de vegetación (Oyarzabal et al. 2018).

Teniendo en cuenta la descripción realizada por Morello et al. (2012), en el área de estudio confluyen la ecorregión “Monte de Llanura y Meseta” y la ecorregión del “Espinal” (Fig. 2.2 B). Dentro de la ecorregión Monte de Llanura y Meseta, abarca el complejo de “Planicies y Mesetas Nord patagónicas”, caracterizado por la formación predominante en extensión por la estepa arbustiva de *Larrea* spp. (Fig. 2.2 B). Dentro de la ecorregión del Espinal, abarca parte del complejo “Ecotono con Patagonia” donde la vegetación dominante es la estepa arbustiva semiárida de *Larrea* spp. con *Geoffroea decorticans*, con ejemplares diversos de *Neltuma flexuosa* (algarrobo) y *Neltuma caldenia* (caldén) (Fig. 2.2 B).

Teniendo en cuenta la descripción realizada por Oyarzabal et al. (2018), la mayor parte del área de estudio se ubica dentro de la unidad de vegetación denominada “Matorral de Zigofiláceas con *Neltuma* y *Geoffroea*” (Fig. 2.2 C), quienes citan que “la estepa arbustiva zonal es la comunidad de *Larrea divaricata*, *L. cuneifolia* y *Monttea aphylla*, puede tener mayor altura (1.5 a 3 m), cobertura (50 a 80%) y densidad que las estepas descritas en el resto del Monte. Ocupa antiguas planicies aluviales relativamente bajas. Fisonómicamente se presenta como un matorral más o menos denso. Tiene un estrato leñoso casi continuo, bajo (2 a 2.5 m), con abundantes isletas de *Geoffroea decorticans* e individuos aislados de *Prosopis flexuosa*” (Fig. 2.2 C).

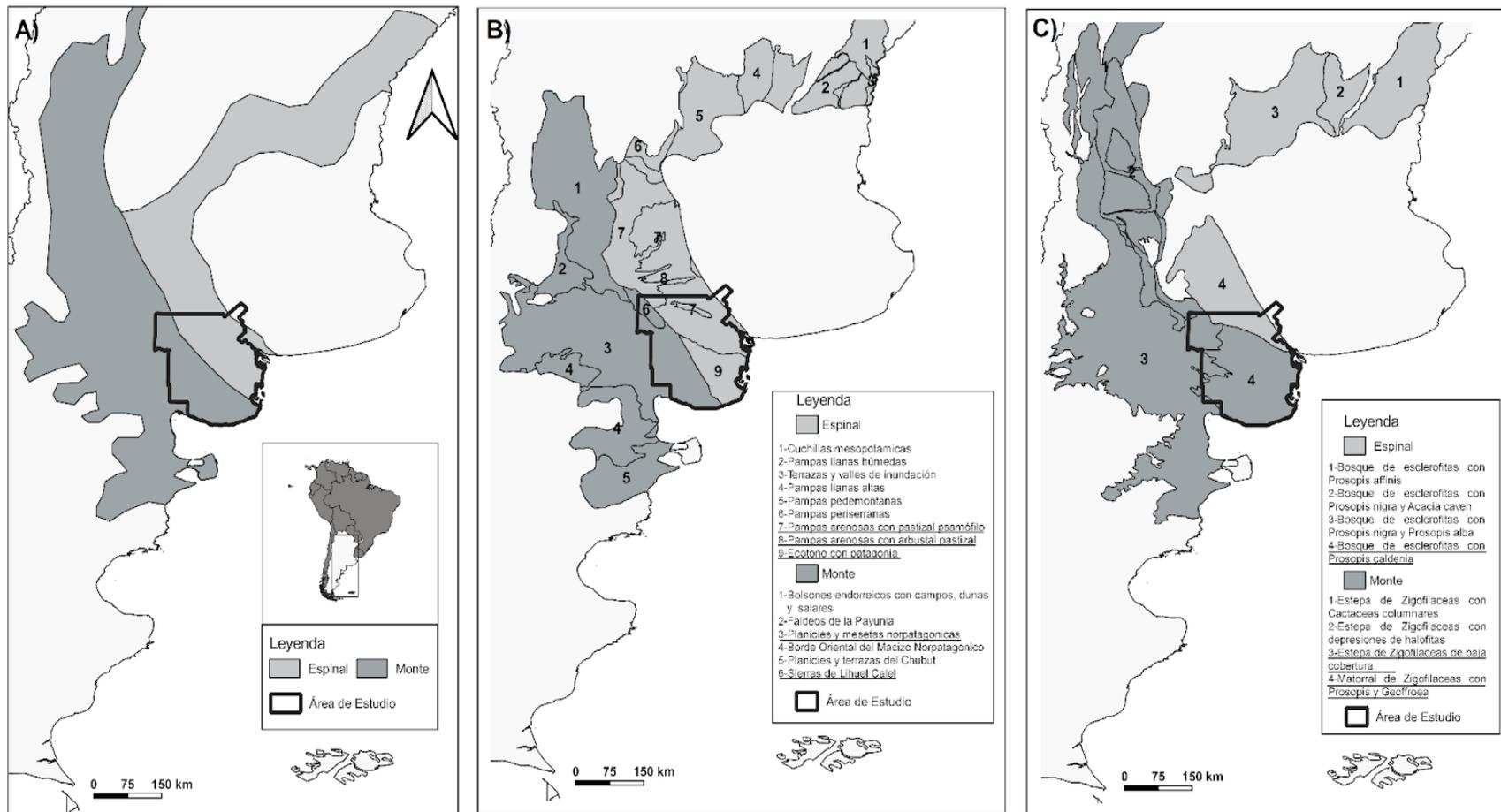


Fig. 2.2. A) Fitogeografía de Cabrera (1976) provincias fitogeográficas del Monte y Espinal. B) Ecorregiones de Morello et al. (2012) complejos ecosistémicos de las provincias fitogeográficas del Monte y Espinal. C) Unidades de vegetación de Oyarzabal et al. (2018) de las provincias fitogeográficas Monte y Espinal. En las leyendas B y C se indican con subrayado los complejos y las unidades del área de estudio.

2.3 Clima

El clima es subtemplado seco de transición, con veranos cálidos e inviernos moderados (Godagnone y Bran 2009). Las temperaturas medias anuales varían de 18 a 23 °C en sentido SE-NO (Fig. 2.3 A). Las precipitaciones varían en un gradiente SO-NE, aproximadamente de 300 a 600 mm anuales con máximos en otoño y primavera, con alta variabilidad entre años (Godagnone y Bran 2009) (Fig. 2.3 B).

Estudios realizados por Campo et al. (2009), Bohn et al. (2011) y Gabella y Campo (2016) afirman que en la región existen variaciones climáticas asociadas a una gran variabilidad en la frecuencia de eventos y cantidades de las precipitaciones. La región registra períodos de varios años con excesos de humedad, donde los valores de precipitaciones se encuentran por encima de la media histórica, y otros con déficits, donde la cantidad de precipitación anual no logra alcanzar el valor promedio (Gabella y Campo, 2016).

El balance hídrico anual (relación entre evapotranspiración y precipitaciones), es similar en las diferentes localidades. El déficit hídrico (precipitaciones muy por debajo de la evapotranspiración) afecta parte de la primavera, todo el verano y parte del otoño, con el pico máximo de estrés hídrico en enero. La utilización hídrica (precipitaciones similares a la evapotranspiración) y la recarga hídrica (precipitaciones por encima de la evapotranspiración) se da durante parte del otoño, todo el invierno y parte de la primavera, cuando la demanda de agua disminuye y las precipitaciones son suficientes para cumplir con esta demanda, favoreciendo la recuperación de la humedad del suelo (Gabella y Campo, 2016).

En cuanto al índice de aridez, utilizado por la FAO (2007) para clasificar las tierras, la transición sur Espinal-Monte varía de zonas áridas (0.2-0.5) a zonas subhúmedas secas (>0.65), con valores más altos observados hacia el NE (Fig. 2.3 C). El índice de aridez es un indicador de disponibilidad de agua, calculado a partir de la relación entre las precipitaciones y la evapotranspiración potencial (Thornthwaite y Mather 1957).

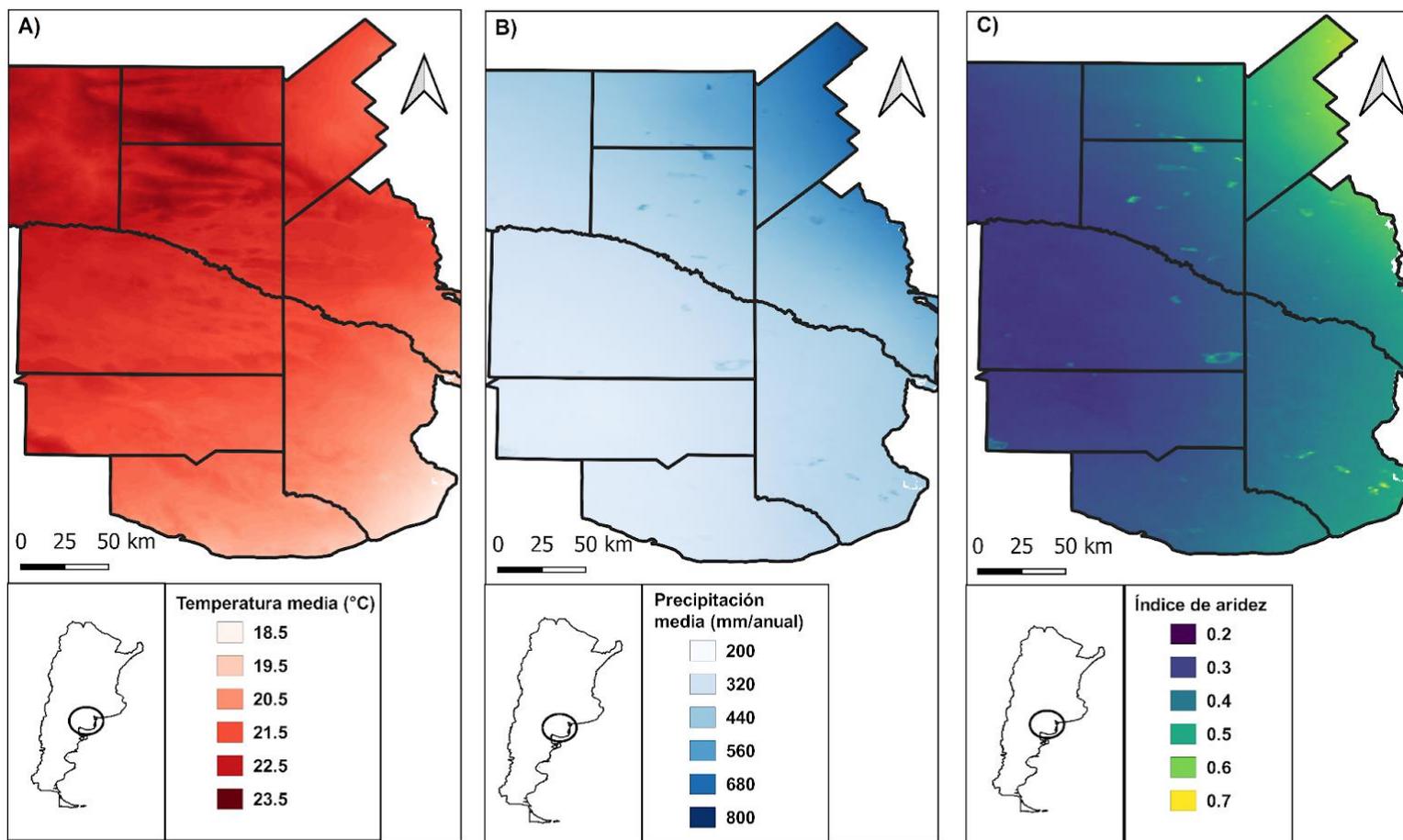


Fig. 2.3. Caracterización climática del área de estudio. A) Temperatura media anual. B) Precipitación media anual. C) Índice de aridez, condición media. Datos climáticos extraídos de Worldclim (promedio de 30 años). Fuente: elaboración propia.

2.4 Suelos

La transición sur Espinal-Monte, presenta una gran superficie con el tipo de Orden Aridisoles (Fig. 2.4 A), con sectores del Orden Entisoles al N y al S de la región (Fig. 2.4 B). Los Aridisoles son suelos de variable desarrollo formados en ambientes áridos y semiáridos y, en general, poseen horizontes de acumulación de sales, carbonato o yeso dentro del perfil. El horizonte superficial tiene escaso contenido de materia orgánica y predominan las granulometrías gruesas (Fig. 2.4 A) (Pereyra 2012). Los Entisoles agrupan aquellos suelos que poseen muy bajo grado de desarrollo y por lo tanto carecen de horizontes diagnósticos. Presentan escasa diferenciación en horizontes y generalmente sólo se reconoce un horizonte superficial A con ligero enriquecimiento en materia orgánica. En general se localizan en zonas de alta dinámica geomorfológica y materiales originarios recientemente depositados por lo que mantienen características heredadas de los sedimentos a partir de los cuales evolucionaron (Fig. 2.4 B) (Pereyra 2012).

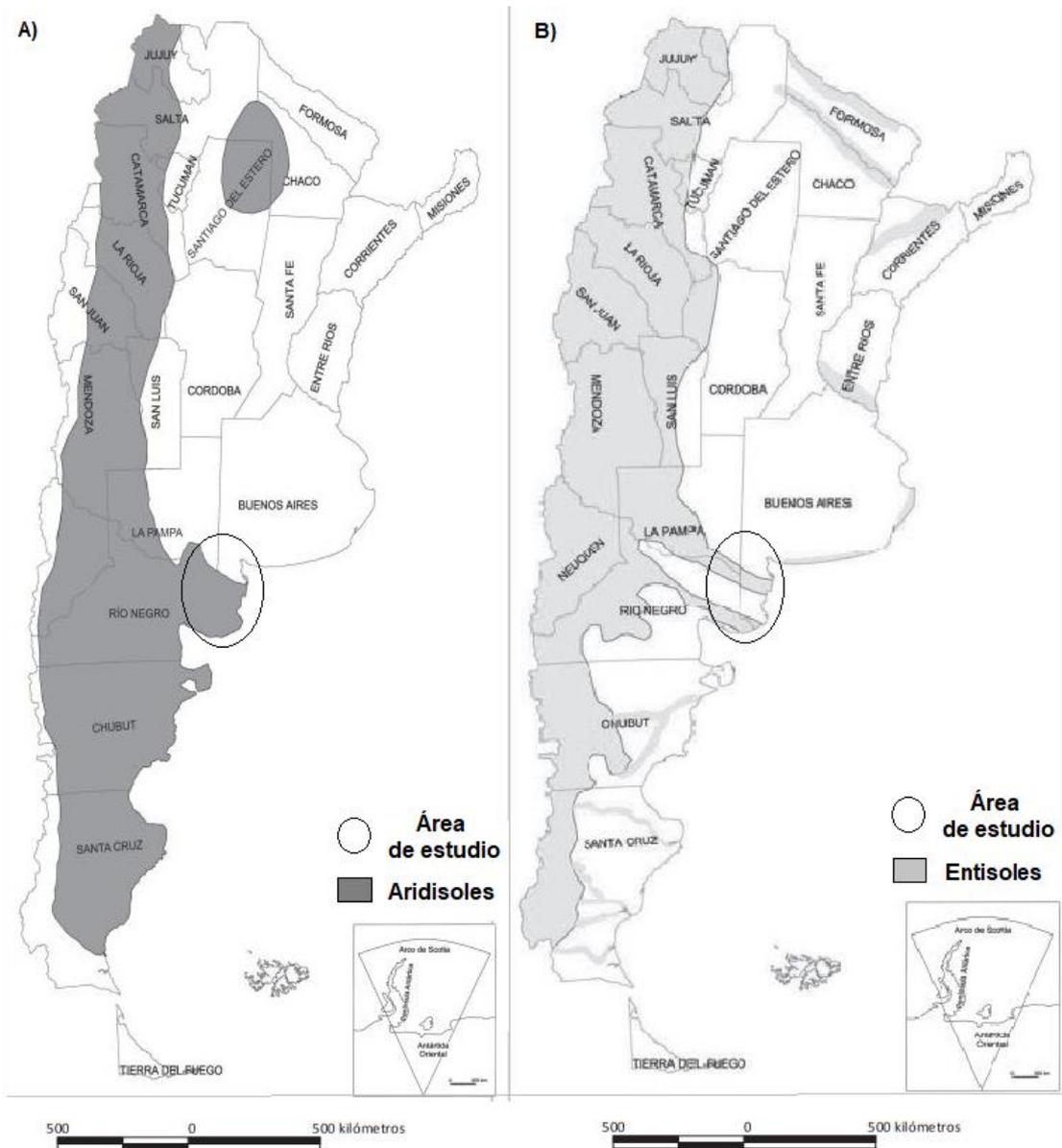


Fig. 2.4. Caracterización de suelos para Argentina. A) distribución del Orden Aridisoles B) distribución del Orden Entisoles. Fuente: Pereyra (2012).

2.5 Uso de la tierra

El área de estudio involucra tres provincias administrativas con características de uso de la tierra similares. A continuación, se describen los tres principales usos.

2.5.1 Uso agrícola

El uso agrícola implica la sustitución de la cobertura vegetal nativa (desmonte) por cultivos implantados, principalmente trigo en la región (Kröpfl et al. 2007). Cuando se aplican desmontes por medios mecánicos, se realiza el

aprovechamiento de la leña, que en esta zona es de alta calidad por su gran poder calórico, especialmente de *Condalia microphylla* (piquillín) (Gaspari et al. 2021).

La historia del uso agrícola es diferente según las provincias administrativas (Buenos Aires, Río Negro y La Pampa). Para el caso del SO de Buenos Aires el uso agrícola se vincula con la cultura de los colonizadores de mediados del siglo XX, los inmigrantes de origen ruso alemán que llegaban a estas zonas traían en su acervo cultural el uso de herramientas como el arado, así como también la cultura triguera (Iurman 2009). La evolución y el desarrollo de producción agrícola en el SO bonaerense ha estado condicionada por la variabilidad climática del área manifestada en la alternancia de períodos húmedos y secos (Gabella 2014). Además, la dinámica de las áreas rurales del sector se vio influenciadas por tendencias políticas, económicas, tecnológicas y culturales vinculadas al auge del modelo agroexportador entre los años 2000 a 2004, donde la explotación (desmonte) de especies leñosas nativas en el área de estudio fue de mayor intensidad (Gabella 2014; Iurman 2009)

En la provincia de Río Negro el uso agrícola es mucho más reciente, data desde fines de los años 80, vinculado a una rentabilidad económica a corto plazo (Lini 2008; Del Barrio y Ocampo 2013). La devaluación del dólar y el auge del modelo agroexportador entre los años 2000 y 2004, estuvieron vinculados con un fenómeno de desmonte para la agricultura en secano, sin precedentes para el noreste rionegrino (Del Barrio y Ocampo 2013). Si bien hay registro de datos de desmonte de la superficie de Monte nativo desde 1986 (Lini 2008), las tasas de desmonte hasta el año 2000 fueron relativamente bajas. En el período 2000-2006, se registró una tasa de desmonte de 6162 ha.año^{-1} , lo que arroja tasas seis o siete veces superiores a las halladas para períodos anteriores (Lini 2008).

En el SE de la provincia de La Pampa, la alta rentabilidad de la agricultura compite con otras actividades productivas, como la ganadería y la explotación forestal (Allione 2012). Esto ha ocasionado que en la zona sur de la provincia (localidades Hucal y Guatraché), entre los años 1987 y 2020, se produjo una reducción del 5 % del bosque de *Netuma caldenia* (caldenal) y un incremento del 6 % de las áreas destinadas a actividades agrícolas (Freidel et al. 2022).

2.5.2 *Uso ganadero*

La principal actividad de uso ganadero es la cría extensiva de ganado vacuno, con una base forrajera proveniente del estrato herbáceo del monte nativo, constituido principalmente por especies de gramíneas perennes

Para este uso se aplican distintas técnicas de reducción de la cobertura leñosa, ya sea por medios mecánicos y/o quemas controladas. Estas técnicas permiten a los arbustos rebrotar nuevamente (Lascano y Bolla, 2009) y favorece el desarrollo del pastizal natural, que cuenta con mayor superficie disponible y menor competencia por luz y agua (Cecchi et al. 2006; Kröpfl et al. 2007). La producción de forraje es muy dependiente de las precipitaciones anuales, ya que el sistema se verá favorecido con un aumento de las herbáceas siempre y cuando el desmonte coincida con un período húmedo (Cecchi et al. 2006; Bran et al. 2007; Peter et al. 2013).

Los inicios de la ganadería bovina se observaron en los años 70, fecha en la que se comenzó a sustituir a la ganadería ovina, desplazando esta última hacia la Patagonia Sur. Esta sustitución vino acompañada por la baja de los precios en el mercado lanero internacional y por el desplazamiento de la ganadería bovina desde la pampa húmeda (Lascano y Bolla 2009; Zeberio 2012). Asimismo, se establecieron programas y planes desde el sector público que fomentaron la actividad ganadera, buscando disminuir el desmonte agrícola en estas regiones, vulnerables a este tipo de actividad (Iurman 2009; Gabella 2014).

La ganadería en la provincia del SE de La Pampa se desarrolla principalmente bajo monte asociado al caldenal. Además, las situaciones donde se introduce la ganadería en los bosques de caldén presentan disturbios similares a los del NE rionegrino: reducción de la cobertura leñosa para accesibilidad forrajera, alteración del régimen natural de fuegos y extracción forestal selectiva (Lerner et al. 2004).

2.5.3 *Uso forestal*

La provincia de La Pampa presenta un uso forestal con alto valor económico maderero debido a los bosques de *Neltuma caldenia* (caldén) (Lell 2005). El caldén es endémico de nuestro país y es una especie muy valorada

por su madera, que es semipesada, de textura gruesa y con gran resistencia al desgaste (Alonso 2009). La historia de uso forestal presenta un auge en la primera mitad del siglo XX, donde el caldén fue muy explotado para la fabricación de muebles, pisos de parquet, adoquines, colmenas, carbón, postes para alambrados, instalaciones para ganado y leña (Menéndez y La Rocca 2007). Esta situación propició la pérdida de más de las dos terceras partes del bosque original y la degradación del bosque a situaciones de arbustales (Allione 2012). En la actualidad, la explotación forestal del caldén es una actividad marginal, dedicada en más de un 70% a la producción de leña, ya que es difícil encontrar rodales con buena estructura (Duval et al. 2019).

En el NE de Río Negro y SO de Buenos Aires, la actividad forestal se vincula principalmente a la provisión de leña de las especies *Condalia microphylla* y *Geoffroea decorticans*, como resultados de las intervenciones que se dan en el monte, con el objetivo de apertura de la cobertura forestal para la producción forrajera del ganado y para sus vías de circulación, o para el mantenimiento de alambrados y generación de “cortafuegos” (Gaspari et al. 2021). Si bien la actividad leñera en la región se considera una actividad secundaria a la ganadería, es de gran impacto social ya que el circuito de comercialización involucra a diferentes actores, desde los que participan de la extracción hasta los que participan de la comercialización. El destino de esta leña es principalmente para abastecer a hogares que dependen de su uso para calefacción, tanto en las localidades del área de estudio, como en sectores más alejados de la Patagonia austral (Gaspari et al. 2021).

Capítulo 3.

Composición, estructura y biomasa aérea de la vegetación leñosa

3.1. Introducción

El límite sur del Espinal con el Monte, la condición de transición entre dos provincias fitogeográficas dificulta la definición de la ecorregión o unidad de vegetación. Las ecorregiones son fáciles de caracterizar cuando los cambios estructurales y composicionales son abruptos. Sin embargo, resulta difícil caracterizar áreas cuyos límites ocurren en gradientes espaciales suaves (Hernández Bermejo y Sainz Ollero 1984). Cuando los límites entre dos provincias fitogeográficas es difuso y extenso donde las condiciones físicas y de la vegetación no difieren de manera significativa se lo llama ecotono (Smith y Smith 2007)

En trabajos clásicos de fitogeografía (Cabrera 1976; Cabrera y Willink 1980) como en distintas revisiones (Burkart et al. 1999; Brown et al. 2006; Morello et al. 2012), el límite sur del Espinal con el Monte se establece al sur del Río Colorado, como parte del distrito del Caldén de la provincia fitogeográfica del Espinal. Por lo tanto, incluye a los departamentos Pichi Mahuida en la provincia de Río Negro y al partido de Patagones en la provincia de Buenos Aires. En revisiones más recientes, Oyarzabal et al. (2018) han definido para la transición sur Espinal-Monte, una unidad de vegetación denominada Monte Oriental o de Transición, considerándolo parte de la provincia fitogeográfica del Monte definida por Cabrera (1976), caracterizada fisonómicamente como un matorral más o menos denso, bajo (2 a 2.5 m de altura), con abundantes isletas de *Geoffroea decorticans* e individuos aislados de *Neltuma flexuosa*. Este Monte Oriental o de Transición comprende el SE de La Pampa, el NE de Río Negro y el SO de Buenos Aires. En este sentido, Torres Robles et al. (2015), señala que en esta región de transición existen tendencias geográficas que indican características vegetacionales más propias del Espinal en el NE de la región, que tiene como componentes arbóreos predominantes *Neltuma caldenia* y *Neltuma flexuosa*, y un aumento de las características estructurales y composicionales más propias del Monte hacia el SO con *Geoffroea decorticans* como principal componente arbóreo. Estos cambios se dan en un amplio gradiente espacial asociados con variaciones climáticas, donde los efectos de los disturbios promueven cambios más notables en la estructura que en la composición (Torres Robles et al. 2015).

Actualmente, la dificultad de clasificar esta zona como parte del Espinal o del Monte radica en que sus características florísticas, estructurales y funcionales han sido afectadas por disturbios, principalmente de origen antrópico, como el desmonte de grandes áreas, la alteración del régimen natural de incendios, la introducción del ganado vacuno y ovino, y la extracción forestal selectiva (Lermer 2004; Torres Robles et al. 2015; Zeberio et al. 2018). Caracterizar un área ecotonal puede incidir directamente en el uso de la tierra (Marello et al. 2012). El uso de la tierra puede causar cambios en la estructura y composición en la vegetación, así como reducción de la biomasa y la pérdida de bienes y servicios ambientales (Gasparri et al. 2008). En este sentido, se ha comprobado que los cambios en la vegetación relacionados con el uso de la tierra promueven emisiones de carbono, es decir, disminuyen los almacenamientos de carbono en la vegetación y el suelo y los sistemas afectados pasan de sumidero a fuente de carbono, lo que implicaría una clara incidencia al cambio climático global con el aumento de los niveles de dióxido de carbono en la atmósfera (Houghton 2007). En este contexto, caracterizar y definir la vegetación leñosa en zonas ecotonales es fundamental para determinar el balance de carbono, siendo la biomasa vegetal de los ecosistemas terrestres una variable esencial para mejorar la predicción y la mitigación del cambio climático global (GTOS 2010). La cuantificación de la biomasa de leñosas y almacenamiento de carbono de los ecosistemas terrestres, además, nos permite comprender el flujo de carbono asociados con el cambio de la cobertura vegetal terrestre (Houghton 2005).

En términos generales, para cuantificar la biomasa aérea de la vegetación de leñosas a escala local, se utiliza análisis dimensional basado en una relación alométrica entre las dimensiones de la planta y la masa seca, para una especie o grupo de especies (Jenkins et al. 2004). La variable más utilizada para estimar la biomasa individual de las especies arbóreas es el diámetro del tallo a la altura del pecho (1.3 m) (Chave et al. 2005; Fosneca et al. 2009). Mientras que, para las estimaciones de especies multitallares de los arbustos, a menudo parecen ser más útiles las variables que expresan el tamaño de la corona, ya que definen mejor la arquitectura del individuo (Hierro et al. 2000; Hofstad 2005; Oñatibia et al. 2010; Conti et al. 2019).

Si bien existen modelos alométricos para la estimación de la biomasa aérea de especies arbóreas y arbustivas para zonas áridas-semiáridas de Argentina, como por ejemplo para el Monte (Barrera y Goya 1994, Hierro et al. 2000) y para el Espinal (Allione 2012; Conti et al. 2013; Sione et al. 2019; Sione et al. 2020), son escasos para situaciones ecotonales. Además, en los matorrales, donde predominan las especies arbustivas, son frecuentes las dificultades para la aplicación de modelos alométricos de especies individuales debido a que los individuos no se encuentran aislados, sino que tienen copas superpuestas, ya sean individuos de la misma o de diferentes especies (Arturi et al. 2011; Torres Robles y Rodríguez 2023). Para facilitar las tareas de campo en la estimación de la biomasa aérea de leñosas, en otras regiones secas del mundo se utilizan modelos auxiliares entre biomasa y variables independientes fáciles de medir, como altura o cobertura, que pueden ajustarse a nivel de rodal (Chojnacky y Milton 2008; Pearce et al. 2010). Este tipo de ecuación con variables fáciles de medir no está muy desarrollado para los ecosistemas áridos y semiáridos de Argentina dominados por arbustos.

En los ambientes áridos-semiáridos, con predominio de arbustos, es difícil contar con información sobre el estado de conservación de las comunidades leñosas y sobre sus lineamientos de manejo, ya que, desde los organismos gubernamentales, pocas veces son tenidas en cuentas para incluirlas en los ordenamientos de bosques nativos (Le Polain de Waroux y Lambi 2012). En este sentido, caracterizar la estructura de la vegetación, su composición florística y estimar la biomasa aérea de leñosas a nivel de parcela es fundamental para desarrollar estrategias en el uso de la tierra, para la formulación de políticas de manejo y para la conservación del ecosistema. Además, contar con esta información es el primer paso para comprender la dinámica de la vegetación leñosa de la transición sur Espinal-Monte.

En este capítulo se propone caracterizar florística y estructuralmente la vegetación leñosa y estimar la biomasa aérea de leñosas en la transición sur Espinal-Monte.

3.3 Materiales y Métodos

3.3.1 Composición y estructura de la vegetación leñosa

Selección de sitios de muestreo

Sobre la base de un análisis visual de imágenes de muy alta resolución en la plataforma *Google Earth*, se seleccionaron 61 sitios, distribuidos en un gradiente latitudinal NE-SO en los departamentos Caleu Caleu y Hucal en la provincia de La Pampa, en los partidos Puan, Villarino y Patagones en la provincia de Buenos Aires, y en los departamentos Pichi Mahuida, General Conesa y Adolfo Alsina en la provincia de Río Negro. El número de sitios para cada localidad se corresponde con el tamaño en superficie con cobertura leñosa registrada a priori en el análisis visual (Fig. 3.1). El criterio de selección de sitios se adaptó de Di Gregorio y Jansen (2002) y de Arturi et al. (2011). Debido a la heterogeneidad espacial que presenta las comunidades vegetales del Monte y del Espinal (Bisigato et al. 2009; Lerner 2005), se definieron clases de cobertura total Abierta (cobertura total entre 18 y 55%) y Densa (cobertura total entre 55 y 100 %) (Fig. 3.2).

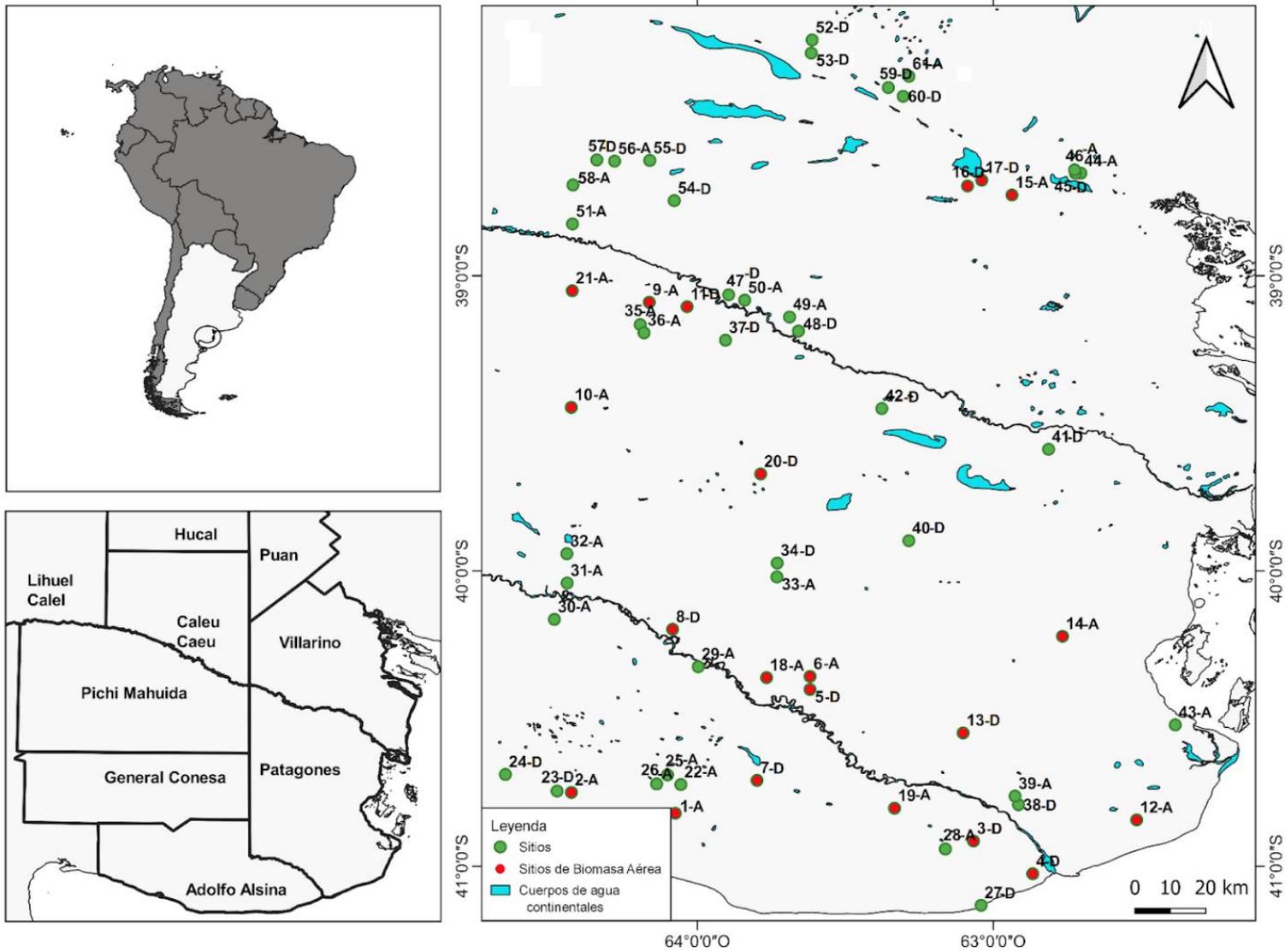


Fig. 3.1. Ubicación geográfica del área de estudio y distribución de los sitios de muestreo. Los números indican el número de sitio y las letras indican la clase de cobertura Abierta (A) y Densa (D). Los sitios 1 a 61 corresponden a los sitios seleccionados para realizar el muestreo de estructura y composición, además, en los sitios 1 a 21 (en color rojo) se realizó el muestreo a campo para estimación de biomasa aérea por cosecha directa.

Clase Abierta


Situaciones con predominio de forma de vida arbustiva




Situaciones con forma de vida arbustiva y arbórea




Situaciones con predominio de forma de vida arbórea



Clase Densa


Situaciones con predominio de forma de vida arbustiva




Situaciones con forma de vida arbustiva y arbórea




Situaciones con predominio de forma de vida arbórea



Fig. 3.2. Clase de cobertura abierta y densa. Ambas clases presentan situaciones con predominio de forma de vida arbustiva, situaciones con forma de vida arbustiva y arbórea y situaciones con predominio de forma de vida arbórea.

Muestreo a campo

Para caracterizar la composición de la vegetación leñosa, en cada uno de los sitios se establecieron cinco parcelas de 10 x 10 m según un muestreo sistemático, separadas por una distancia no menor a 30 metros. El tamaño y número de parcelas se estableció siguiendo la metodología utilizada por Arturi et al. 2011 y Torres Robles et al. 2015, quienes estimaron el área y el número de parcelas, según Matteucci y Colma (1982), el cual resultó adecuado para la confección de inventario florístico del Monte Oriental o de Transición del NE rionegrino. En cada parcela se determinó la presencia/ausencia de especies leñosas. Aquellas que no pudieron ser identificadas a campo, y que se encontraron en estado reproductivo, fueron coleccionadas y herborizadas para proceder a su determinación en el laboratorio. Esta determinación fue realizada con lupa binocular y bibliografía adecuada. Los nombres científicos de las especies y taxa infraespecíficas aceptados siguen la nomenclatura de la Flora Argentina y del Cono Sur (www.floraargentina.edu.ar).

La caracterización de la estructura de la vegetación leñosa se realizó en tres de las cinco parcelas utilizadas para la composición florística, separadas por una distancia no menor a 70 m. Se seleccionaron tres parcelas de acuerdo con lo propuesto por Arturi et al. (2011), quienes encontraron un error por debajo del 16% con respecto a la media para los valores de cobertura total obtenidos en tres parcelas con respecto a los obtenidos para cinco parcelas. Este error se considera satisfactorio para la realización de un inventario estructural y permite reducir el esfuerzo en un sitio dado y aumentar el número de sitios de muestreo.

Para cada individuo de especies arbóreas se registró, la altura, el ancho máximo de la copa y la medida perpendicular a éste, con lo cual se calculó la cobertura como el área de un círculo con diámetro igual al promedio de las medidas de la copa registrada (Matteucci y Colma 1982; Flores y Sánchez 2004). Además, se registró el valor del diámetro a la altura del pecho (1.30 m) (DAP) para los individuos arbóreos con más de 10 cm de DAP. La altura se midió con clinómetro, el DAP con forcípula y los diámetros de copa con cinta métrica. Con esta información se estimó la densidad total (número de individuos de especies

arbóreas por hectárea) y el área basal (m^2 por hectárea) para individuos con DAP mayor a 10 cm.

Para medir los atributos estructurales de las especies arbustivas se tuvo en cuenta la conformación que presentan en el espacio, la cual está dada por varios individuos de una especie o diferentes especies contactados por la copa, formando matas monoespecíficas o multiespecíficas. Para estas matas se midió la altura, el ancho máximo de la copa y la medida perpendicular a éste, con lo cual se calculó la cobertura como el área de un círculo con diámetro igual al promedio de las medidas de la copa registrada (Matteucci y Colma 1982; Flores y Sánchez 2004). Además, se contó la cantidad de ramas con diámetro a la base (DB) entre 5 y 10 cm y la cantidad de ramas mayores a 10 cm a la base, con lo cual, se estimó la densidad de troncos de las especies arbustivas como el número de troncos por hectárea, según estas clases diamétricas. La altura y cobertura se midió con cinta métrica. Para considerar al estrato arbustivo bajo, se contó el número de individuos, ya sea de árboles o arbustos, que presentaron una cobertura inferior a $1 m^2$ y 0,5 m de altura.

Análisis de datos

Composición de la vegetación

El análisis de la composición de la vegetación leñosa con relación a los sitios estuvo basado en la frecuencia por especie. Para esto se calculó la frecuencia de cada especie en cada sitio como la proporción de parcelas en las que se registró su presencia (Mateucci y Colma 1982; Flores y Sánchez 2004). De esta manera, cada especie registrada en cada sitio tiene una frecuencia entre 0 y 5. Sólo se incluyeron en el análisis aquellas especies que se registraron en al menos 10 de los 61 sitios, y sus valores fueron transformados por la raíz cuadrada para aproximar a una distribución normal y homogeneizar sus varianzas, debido a que la distribución esperada de los datos expresados en frecuencia es binomial (Digby y Kempton 1987).

Se analizaron tendencias de variación de la composición del área de estudio a lo largo de un gradiente geográfico, para lo cual se utilizaron métodos multivariados (Ter Braak 1995) para analizar similitudes florísticas entre las unidades muestreadas. A tal fin se ordenaron los sitios de las diferentes

localidades mediante un Análisis de Componentes Principales (ACP) con relación a variables composicionales (e.g. Arturi et al. 2011; Torres Robles et al. 2015; Torres Robles y Rodríguez 2023). Se calculó el coeficiente de correlación por rangos de Spearman entre la posición de los sitios sobre los componentes del ACP con la posición latitudinal y longitudinal, previa proyección de las coordenadas geográficas de los sitios de muestreo a Gauss-Kruger, y con las variables climáticas precipitaciones medias anuales, temperaturas medias anuales e índice de aridez. Estas correlaciones permitieron evaluar tendencias climáticas y/o geográficas de la variación composicional.

Estructura de la vegetación

Se realizó una caracterización general de la estructura de la vegetación leñosa mediante una prueba T para evaluar, entre clases de cobertura densa y cobertura abierta, las diferencias en: la cobertura total en 300 m² según el estrato arbóreo y arbustivo, la altura promedio de los estratos arbóreos y arbustivos en el sitio, densidad arbórea con DAP mayor a 10 cm de diámetro (ind.ha⁻¹), área basal (m².ha⁻¹), densidad de troncos de arbustos con DB entre 5 y 10 cm por hectárea, y densidad de troncos de arbustos con DB mayores a 10 cm por hectárea.

De la misma manera que con la composición, se analizaron tendencias de variación de la estructura del área de estudio mediante métodos multivariados (Ter Braak 1995) para analizar similitudes estructurales entre las unidades muestreadas. Se ordenaron los sitios de las diferentes localidades mediante un Análisis de Componentes Principales (ACP) con relación a variables estructurales (e.g. Arturi et al. 2011; Torres Robles et al. 2015). Se calculó coeficientes de correlación por rangos de Spearman entre la posición de los sitios sobre los componentes del ACP con la posición latitudinal y longitudinal, previa proyección de las coordenadas geográficas de los sitios de muestreo a Gauss-Kruger, y con las variables climáticas precipitaciones medias anuales, temperaturas medias anuales e índice de aridez. Estas correlaciones permitieron evaluar tendencias geográficas y/o climáticas de la variación estructural de la vegetación leñosa.

El análisis de Componentes Principales de la variación estructural con relación a los sitios estuvo basado en las variables cobertura del estrato arbóreo y del estrato arbustivo expresada en porcentaje, promedio de altura (m) del estrato arbóreo y del estrato arbustivo en el sitio, densidad arbórea de individuos con DAP mayor a 10 cm de diámetro en el sitio, área basal ($\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$), densidad de troncos de arbustos en el sitio con DB entre 5 y 10 cm, densidad de troncos de arbustos con DB mayores a 10 cm en el sitio, riqueza, diversidad de Shannon y densidad de individuos en el sitio con cobertura de copa menor a 1 m^2 . Este análisis se realizó sobre una matriz de correlación debido a las diferencias en las unidades de las variables (Digby y Kempton 1987).

Los ACP se realizaron con el software Multi-Variate Statistical Package (MVSP, Versión 3.13b) y los análisis de correlación por rangos de Spearman se realizaron con el software Infostat (Di Rienzo et al. 2018).

La distribución del gradiente geográfico en tres provincias diferentes implica que las decisiones de manejo forestal no necesariamente coincidan, lo cual determinan historias de usos diferentes. Por lo tanto, consideramos que la descripción de las variaciones en estructura y composición en todo el gradiente de análisis, se realice según la localidad a la que pertenece.

3.3.2 Biomasa aérea de la vegetación leñosa

Muestreo a campo

Para la estimación de biomasa aérea leñosa, se seleccionaron 21 de los 61 sitios en los que se realizó el muestreo de composición y de estructura de la vegetación leñosa (Figura 3.1). Se tuvo en cuenta que estos sitios presentaran el rango de cobertura total determinada por el muestreo realizado. Para establecer el tamaño de la parcela de cosecha, se adaptó las metodologías utilizadas por Rüginitz et al. (2008), Pearce et al. (2010) y Pordel et al. (2018), quienes establecieron tamaños de parcela de cosecha de biomasa aérea entre 16 y 25 m^2 , para ecosistemas leñosos en zonas áridas y semiáridas. En este sentido, en cada uno de los 21 sitios se delimitó una parcela de 25 m^2 , la cual quedó incluida en sólo una de las parcelas de 100 m^2 del muestreo de estructura y composición. De esta manera, la distribución y el número de parcelas de cosecha de biomasa aérea en el sitio, permitió contemplar la variabilidad de

cobertura vegetal asociada a la presencia de especies arbustivas y arbóreas a lo largo del gradiente geográfico y climático.

En cada parcela se realizó, en primer lugar, una caracterización de la estructura y composición de la vegetación leñosa y se midió las mismas variables para árboles y arbustos que en la parcela de 100 m². En segundo lugar, se realizó la cosecha directa de todos los individuos y/o matas de la parcela. La vegetación fue separada en los compartimentos copa (hojas más ramas mayores a 1 cm de diámetro) y leñosos (troncos con diámetros entre 1 y 5 cm, entre 5 y 10 cm y de más de 10 cm), y fue pesada en fresco. Para cada individuo y/o mata, se utilizaron alícuotas de cada compartimento que fueron pesadas en fresco y posteriormente secadas en estufa a 70 °C hasta obtener un peso seco constante, mediante lo cual se determinó un factor de humedad. Este factor se multiplicó por el peso fresco de cada compartimento para obtener el peso seco (biomasa aérea) en Megagramo por hectárea (Mg.ha⁻¹) (Rügnitz et al. 2008). Con esta información se estableció la relación entre la Biomasa Aérea de Leñosas (BAL) (Mg.ha⁻¹) y las variables estructurales de la vegetación.

Análisis de datos

Para generar un modelo que represente la relación entre BAL con variables estructurales a nivel de parcela, se realizó análisis de regresión, teniendo en cuenta la biomasa aérea de los 21 sitios de cosecha directa como observaciones (variable dependiente) y como variables independientes las estimadas con los datos estructurales tomados a campo: cobertura total de la parcela (en 25 m²); altura máxima y promedio de la parcela; y área basal en porcentaje, considerando los 25 m² de la parcela como el 100 por ciento. Además, se consideró, como otra variable independiente, la cobertura de individuos o grupos de individuos con troncos con diámetros menores a 5 cm, entre 5 y 10 cm, y mayores a 10 cm. Esta variable se estimó como la sumatoria de cobertura de los individuos o grupo de individuos presentes en la parcela, ya sean árboles o arbustos, según su máxima categoría de clase de diámetro de tronco (menores a 5 cm, entre 5 y 10 cm y mayores a 10 cm).

Se evaluó la relación estadística entre la variable dependiente (BAL) y las variables independientes mediante el coeficiente de correlación de **Pearson**.

Luego, con la variable estructural de mayor correlación, se ajustó un modelo lineal para estimar la BAL, y se evaluó si el ajuste del modelo mejoraba con la inclusión del resto de las variables estructurales estimadas. La selección del modelo final se realizó en base al Criterio de Información de Akaike (AIC por sus siglas en inglés), que es una medida apropiada para comparar modelos con diferente número de variables independientes (Burnham y Anderson, 2002). También se indicaron los valores P de la pendiente de las variables independientes y del coeficiente de determinación (R^2). Se utilizaron gráficas de valores ajustados versus valores observados, así como histogramas de los residuos, para evaluar visualmente la transformación de las variables (logaritmo natural) y la adecuación del modelo seleccionado. Los ajustes y pruebas de regresión se realizaron con el software estadístico Infostat versión 2018 (Di Rienzo et al. 2018).

3.4 Resultados

3.4.1 Composición y estructura de la vegetación leñosa

3.4.1.1 Composición de la vegetación leñosa

Se registraron 23 taxa leñosas, de las cuales cuatro fueron arbóreas: *Geoffroea decorticans*, *Neltuma flexuosa* var. *flexuosa*, *Neltuma caldenia* y *Jodina rhombifolia*.

El ordenamiento de los sitios según las localidades, mediante Análisis de Componentes Principales, reunió el 40.53 % de la varianza acumulada (Fig. 3.3). Las diferencias de composición florística reflejadas por el Componente 1 se asociaron significativamente con la latitud ($r=0.78$, $p<0.001$) pero no con la longitud, reflejando un gradiente N-S del extremo negativo al extremo positivo (Fig. 3.3; Tabla 3.1). Además, el Componente 1 se asoció significativamente con la variable climática precipitaciones medias anuales ($r=0.68$, $p<0.001$) reflejando un gradiente climático desde el extremo negativo al extremo positivo, con precipitaciones entre 600 y 250 mm anuales. De las otras variables climáticas analizadas, las temperaturas medias anuales y el índice de aridez, se asociaron significativamente ($p<0.001$) con el Componente 1, pero con menor correlación que con las precipitaciones medias anuales ($r=0.61$ y $r=0.59$, respectivamente).

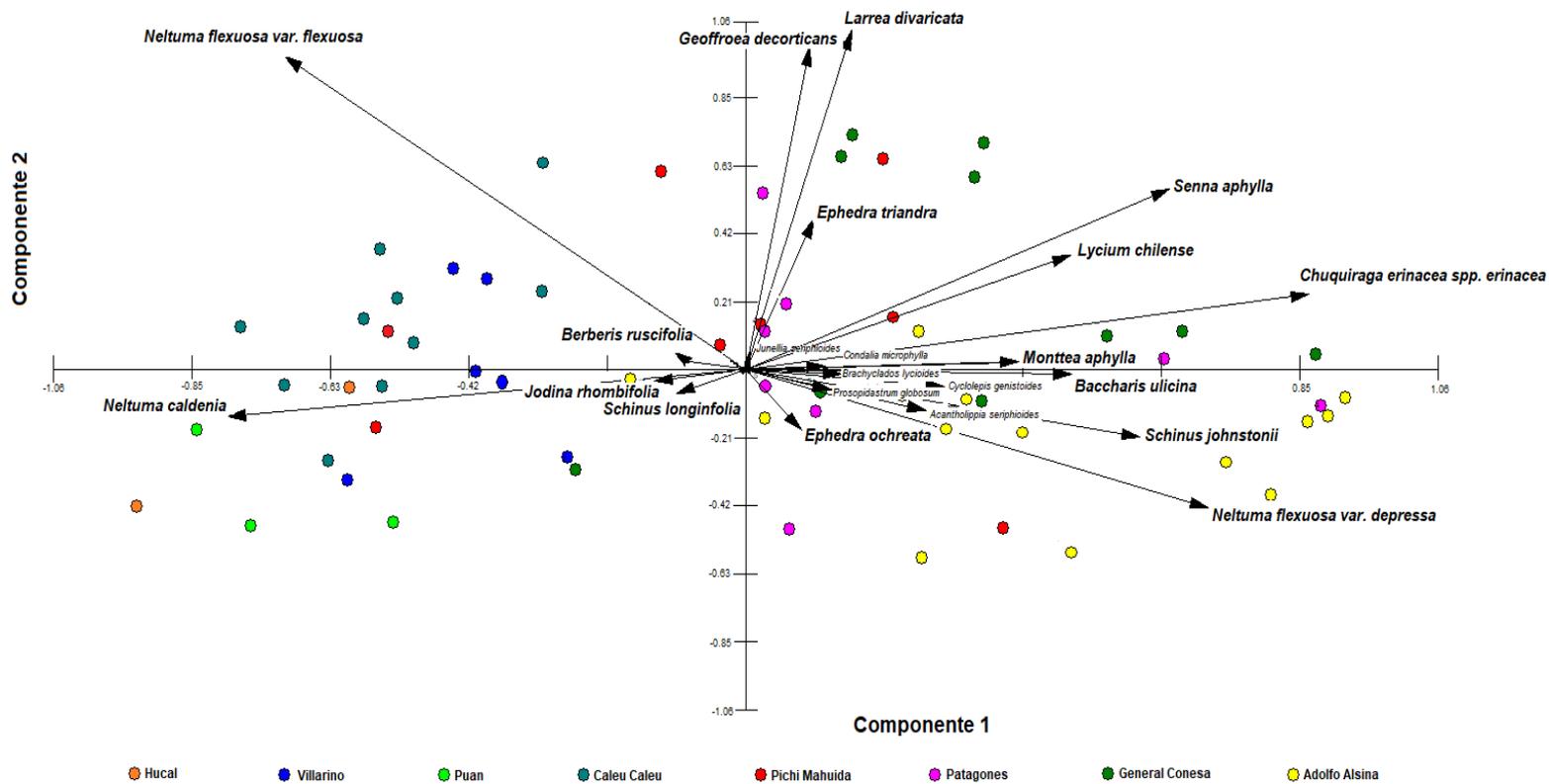


Fig. 3.3. Ordenamiento de los sitios de las diferentes localidades sobre la base de la frecuencia de especies.

Tabla 3.1. Tendencias geográficas de las especies interpretadas a partir de la relación entre los componentes del ordenamiento y las coordenadas geográficas. N, especies cuya frecuencia disminuye de Norte a Sur; S, especies cuya frecuencia disminuye de Sur a Norte; ST, especies frecuente en toda el área estudiada y sin tendencias de variación geográfica.

Componente 1	Especie	Gradiente	Distribución fitogeográfica
Extremo negativo del Componente 1, carga: -0.39 a -0.01	<i>Neltuma caldenia</i>	N	Espinal
	<i>Neltuma flexuosa var. flexuosa</i>	N	Espinal/Monte
	<i>Jodina rhombifolia</i>	N	Espinal
	<i>Berberis ruscifolia</i>	N	Espinal
	<i>Schinus Longifolia</i>	N	Espinal

Extremo positivo del Componente 1,
carga: -0.04 a 0.4

<i>Ephedra ochreatea</i>	S	Espinal/Monte
<i>Geoffroea decorticans</i>	S	Espinal/Monte
<i>Ephedra triandra</i>	S	Espinal/Monte
<i>Condalia microphylla</i>	S	Espinal/Monte
<i>Prosopidastrum globosum</i>	S	Espinal/Monte
<i>Brachyclados lycioides</i>	S	Monte
<i>Larrea divaricata</i>	S	Espinal/Monte
<i>Acantholippia seriphioides</i>	S	Monte
<i>Cyclolepis genistoides</i>	S	Espinal/Monte
<i>Monttea aphylla</i>	S	Monte
<i>Lycium chilense</i>	S	Espinal/Monte
<i>Baccharis ulicina</i>	S	Monte
<i>Schinus johnstonii</i>	S	Monte
<i>Senna aphylla</i>	S	Monte
<i>Neltuma flexuosa</i> <i>var. depressa</i>	S	Monte
<i>Chuquiraga erinacea</i> spp. <i>Erinacea</i>	S	Espinal/Monte
<i>Junellia seriphioides</i>	ST	Monte

Las especies que tendieron a aumentar en frecuencia hacia el extremo negativo del Componente 1 fueron *Neltuma caldenia*, *Jodina rhombifolia*, *Neltuma flexuosa*, *Berberis ruscifolia* y *Schinus longifolia* (Fig. 3.3; Tabla 3.1). En este extremo se ubicaron los sitios de las localidades del NE del área de estudio:

Hucal, Puan, Villarino y Caleu Caleu. En cambio, hacia el extremo positivo aumentaron en frecuencia especies arbustivas más representativas del Monte como *Chuquiraga erinacea* spp., *Neltuma flexuosa* var. *depressa*, *Schinus johnstonii*, *Monttea aphylla* y *Senna aphylla*, en el que tendieron a ubicarse la mayoría de los sitios de Pichi Mahuida y los sitios de las localidades del SO del área de estudio: Adolfo Alsina, General Conesa y Patagones (Fig. 3.3). Para estas localidades, el Componente 2 se asoció a las la mayoría de los sitios de Adolfo Alsina y algunos sitios de Patagones hacia el extremo negativo, y las frecuencias de especies que tendieron a aumentar hacia ese extremo fueron las de especies arbustivas como *Neltuma flexuosa* var. *depressa*, *Schinus johnstonii* y *Acantholippia seriphioides*. Hacia el extremo positivo del Componente 2 tendieron a ubicarse la mayoría de los sitios de General Conesa, algunos de Patagones y Pichi Mahuida, quienes presentaron mayor frecuencia de la especie arbórea *Geoffroea decorticans*, y entre las especies arbustivas *Larrea divaricata* y *Ephedra triandra* (Fig. 3.3). El Componente 2 no presentó correlaciones significativas tanto con las coordenadas geográficas como con las variables climáticas.

3.4.1.2 Estructura de la vegetación leñosa

Se encontraron diferencias significativas entre los sitios de la clase de cobertura densa (55 a 100 %) y los sitios de la clase de cobertura abierta (15 a 54 %) en los parámetros de cobertura arbórea, alturas de árboles, altura de arbustos, densidad arbórea de individuos con DAP mayor a 10 cm, densidad de troncos de arbustos con DB entre 5 y 10 cm y densidad de troncos de arbustos con DB de más de 10 cm (Tabla 3.2). No se observaron diferencias significativas entre la cobertura arbustiva y el área basal de los individuos de más de 10 cm de DAP para los sitios de cobertura densa y abierta.

La clase densa se caracterizó por presentar un estrato arbóreo y otro arbustivo con similares porcentajes de coberturas, con alturas promedio de 2.71 m para el estrato arbóreo y de 1.5 m para el estrato arbustivo (Tabla 3.2). La clase abierta presentó mayor cobertura del estrato arbustivo (con alturas de 1.1 m) que arbóreo (con alturas de 1.96 m) (Tabla 3.2). La densidad de árboles fue mayor en las situaciones densas que en las situaciones abiertas (368.3

individuos por ha y 100 individuos por ha, respectivamente) (Tabla 3.2). Además, la clase de cobertura densa presentó el doble de densidad de troncos de arbustos con DB entre 5 a 10 cm con respecto a la clase de cobertura abierta. Mientras que, para la densidad de troncos de arbustos con DB mayor de 10 cm, las situaciones densas presentaron valores cuatro veces más altos, aproximadamente, que la clase de cobertura abierta (Tabla 3.2).

Tabla 3.2. Parámetros estructurales de las comunidades leñosas para las clases de cobertura leñosa densa y cobertura leñosa abierta. Resultado de la prueba T, los valores en negrita representan diferencias estadísticamente significativas. DAP, diámetro a la altura del pecho; DB, diámetro a la base. Entre paréntesis se señalan el número de sitio analizados en cada categoría.

Variable	Denso	Abierto	T	p-valor
Cobertura arbórea (%)	39.25 (22)	13.49 (20)	-4.84	0.0001
Cobertura arbustiva (%)	39.61 (25)	30.7 (36)	-1.86	0.0671
Altura de árboles (m)	2.71 (22)	2.00 (20)	-2.49	0.0188
Altura de arbustos (m)	1.50 (25)	1.23 (36)	-3.15	0.0034
Densidad arbórea de individuos con DAP mayor a 10 cm/ha	368.3 (22)	100 (9)	3.29	0.003
Área Basal (m ² .ha ⁻¹)	6.5 (22)	2.1 (9)	1.9	0.0696
Densidad de troncos de arbustos con DB entre 5 y 10 cm de diámetro	815.0 (23)	435.2 (22)	-2.29	0.0282
Densidad de troncos de arbustos con DB mayor a 10 cm de diámetro	514.0 (20)	150.0 (21)	-2.62	0.0162

El ordenamiento de los sitios de las diferentes localidades con relación a las variables estructurales, reunió entre los Componentes 1 y 2 el 75.5 % de la varianza acumulada (Fig. 3.4). La estructura no presentó tendencias geográficas ni climáticas definidas, dado que el Componente 1 y el Componente 2 no presentaron correlaciones significativas con las coordenadas geográficas, ni con las variables climáticas. El Componente 1 reflejó un gradiente creciente desde el extremo negativo hacia el extremo positivo de variables que determinan estructuras más complejas como cobertura arbórea, densidad arbórea de individuos con DAP mayor a 10 cm, densidad de troncos de arbustos con DB de más de 10 cm, área basal, altura promedio de árboles y densidad de troncos de arbustos con DB entre 5 y 10 cm (Fig. 3.4). En cambio, la riqueza, densidad de individuos con cobertura de copa menor a 1 m² y la cobertura arbustiva presentaron una tendencia inversa (Fig. 3.4). La mayoría de los sitios de clase de cobertura densa se ubicaron hacia el extremo positivo, que reflejaron mayor estructura, mientras que, la mayoría de los sitios de clase de cobertura abierta reflejaron mayor riqueza, cobertura del estrato arbustivo y densidad de individuos con cobertura de copa menor a 1 m² (Fig. 3.4).

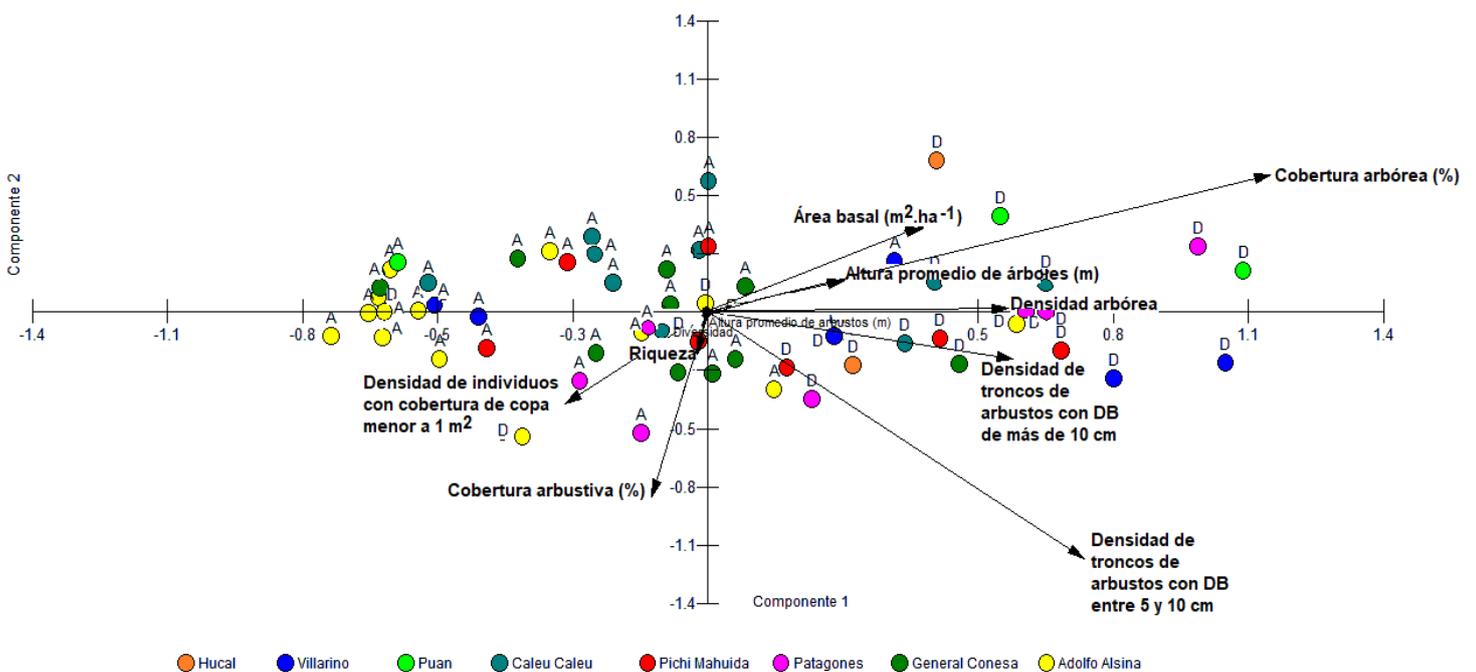


Fig. 3.4. Ordenamiento de los sitios de las diferentes localidades sobre la base de las variables estructurales. Para cada sitio se diferenci6 si pertenece a la clase de cobertura abierta (A) o a la clase de cobertura densa (D).

3.4.2 Biomasa a6rea de la vegetaci6n le6iosa

En los sitios de muestreo en los que se llev6 a cabo la cosecha directa, la BAL por parcela present6 valores entre 2 y 70 Mg.ha⁻¹ y alcanz6 un m6ximo de 161 Mg.ha⁻¹ (Anexo Tabla 1). Se encontraron altas correlaciones absolutas entre la BAL y variables estructurales tales como cobertura total de la parcela (%), 6rea basal y cobertura de individuos o grupos de individuos con troncos con di6metros mayores a 10 cm de la parcela (%) (Tabla 3.3).

Tabla 3.3. Coeficiente de correlaci6n de *Pearson* entre la biomasa a6rea de le6iosas y las variables estructurales. Las correlaciones absolutas por encima de 0.85 (*Pearson* >=0.85) se indican en negrita.

Variables	n	Pearson	p-valor
Cobertura total de la parcela (%)	21	0.89	<0.0001
Altura promedio de la parcela (m)	21	0.36	0.1115
Altura m6xima de la parcela (m)	21	0.69	0.0006
6rea Basal (%)	21	0.88	<0.0001
Cobertura de individuos o grupos de individuos con troncos con di6metros mayores a 10 cm (%)	21	0.85	<0.0001
Cobertura de individuos o grupos de individuos con troncos con di6metros entre 5 y 10 cm (%)	21	-0.04	0.8563
Cobertura de individuos o grupos de individuos con troncos con di6metros menores a 5 cm (%)	21	-0.26	0.2577

Se obtuvieron cinco modelos de regresi6n lineal entre la BAL y las variables estructurales, con ajustes por encima de 0.7 ($R^2 \geq 0.77$). Las mejores tendencias lineales, en los gr6ficos observados-predichos, se observaron para

modelos con variables dependientes e independientes transformadas logarítmicamente (logaritmo natural). El modelo de regresión lineal que incluyó sólo a la variable cobertura total de la parcela como predictor de la BAL, presentó un AIC más bajo y un ajuste similar o mejor, que aquellos modelos que incluían, además de la cobertura total, otras variables como área basal, altura promedio o máxima de la parcela (Tabla 3.4). Este modelo exhibió claras tendencias lineales y una dispersión homogénea en el gráfico de regresión (Fig. 3.5).

Tabla 3.4. Modelos para estimar biomasa aérea de leñosas (BAL, Mg.ha⁻¹). Variables independientes: AB, Área basal (m².ha⁻¹); altura promedio, altura promedio de la parcela (m); altura máxima, altura máxima de la parcela; Cob> 10, cobertura de individuos o grupos de individuos con troncos con diámetros mayores a 10 cm (%); Cob 10-5, cobertura de individuos o grupos de individuos con troncos con diámetros entre 5 y 10 cm (%); Cob <5, cobertura de individuos o grupos de individuos con troncos menores a 5 cm (%); CobT, cobertura total de la parcela (%). Se indica en estilo negrita el modelo seleccionado. *, p<0.05; **, p<0.01; ***, p<0.0001.

Modelos	N	b ₀	b ₁	b ₂	b ₃	R ²	AIC
Log (BAL)=b₀+ b₁.Log(CobT)	21	-4.62^{***}	1.92^{***}			0.8^{***}	31.98
Log (BAL)= b ₀ + b ₁ .Log(CobT)+ b ₂ . AB	21	-4.03 ^{**}	1.75 ^{***}	0.16 ^{NS}		0.8 ^{***}	33.4
Log (BAL)= b ₀ + b ₁ .Log(CobT)+b ₂ .altura promedio	21	-4.26 ^{**}	1.75 ^{***}	0.33 ^{NS}		0.8 ^{***}	31.64
Log (BAL)= b ₀ + b ₁ .Log(CobT)+ b ₂ . altura máxima	21	-4.18 ^{**}	1.75 ^{***}	0.11 ^{NS}		0.8 ^{***}	33.15
Log (BAL)= b ₀ +b ₁ .Cob>10 + b ₂ .Cob 10-5+ b ₃ .Cob<5	21	1.26 ^{**}	0.03 ^{***}	0.04 ^{**}	0.02 ^{NS}	0.7 ^{**}	38.55

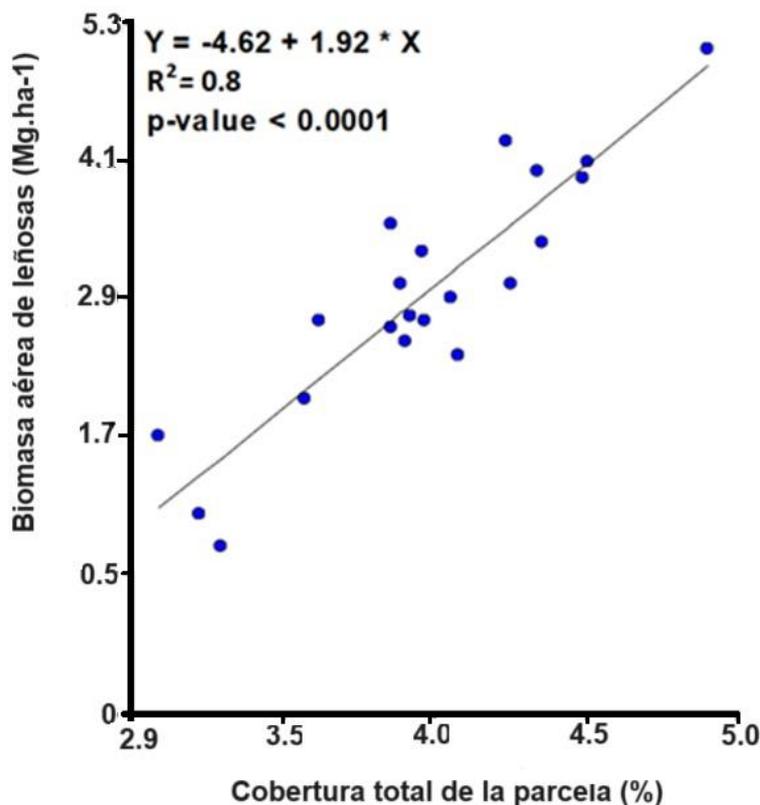


Fig. 3.5. Relación entre la cobertura vegetal total de la parcela (variable transformada a LN) y la biomasa aérea de leñosa en Mg.ha⁻¹ (variable transformada a LN).

3.5 Discusión

3.5.1 Composición y estructura de la vegetación leñosa

La transición sur Espinal-Monte abarca aproximadamente 68000 Km². En esta área de transición se encontró que todas las localidades presentan tanto especies leñosas arbóreas como arbustivas. Se encontró una variación composicional florística en un gradiente geográfico y climático N-S, asociado a las precipitaciones medias anuales de 650 a 250 mm, donde se observaron hacia el N las especies arbóreas más representativas del Espinal y hacia el sur las especies arbustivas más representativas del Monte. No se encontró una variación de la composición florística en un gradiente E-O. Sin embargo, Torres Robles et al. (2015) para un área de menor superficie, que incluyeron las localidades de Pichi Mahuida, Adolfo Alsina y General Conesa (provincia de Río Negro) y Villarino y Patagones (provincia de Buenos Aires), encontraron

variaciones composicionales de gradiente N-S y E-O, con mayor diferenciación E-O y en menor medida N-S.

En cuanto a la estructura, las situaciones encontradas de cobertura abierta y de cobertura densa presentan dos estratos leñosos bien definidos, uno arbóreo y otro arbustivo. Las situaciones densas se diferencian de las abiertas por contar con mayor magnitud de todas las variables estructurales analizadas. Si bien, las situaciones densas presentaron una estructura compleja para la región, al comparar estas situaciones con otras fisonomías similares del Monte y del Espinal, los valores promedios de altura de árboles y de área basal fueron menores. Por ejemplo, para los árboles de la región, la altura promedio fue de 2.71 m, mientras que, el valor de altura promedio de árboles para la Provincia Fitogeográfica del Monte es de 3,5 m (MAyDS 2020 a) y, para la región del Distrito del Caldenal de la provincia fitogeográfica del Espinal, las alturas promedio oscilaron entre 8 y 10 m de altura (MAyDS 2020 b). También, para las situaciones densas, los valores de área basal ($6.53 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$) fueron menores a los encontrados en bosques de *N. flexuosa*, en la ecorregión del Monte, con área basal mayor a $9.49 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$ (Álvarez et al. 2015; Villagra 2021) y para bosques de *N. caldenia*, en la ecorregión del Espinal, con área basal promedio de $10,19 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$ (MAyDS 2020 b).

Los valores de densidad de individuos arbóreos en sitios con cobertura densa ($368.3 \text{ ind.}\text{ha}^{-1}$) fueron más altos que los encontrados para bosques de *Neltuma flexuosa* de la provincia de Catamarca (densidad de adultos entre 59 y $114 \text{ ind.}\text{ha}^{-1}$) (Álvarez et al. 2015) y de la provincia de Mendoza (densidad de adultos entre 181 y $233 \text{ ind.}\text{ha}^{-1}$) (Álvarez et al. 2006), así como también para los bosques de *N. caldenia* (situaciones densas de bosque de caldén $290 \text{ ind.}\text{ha}^{-1}$ en Menéndez y La Rocca 2007). Pero, se observaron valores similares de densidad con los bosques mixtos de la región fitogeográfica del Monte ($343.2 \text{ ind.}\text{ha}^{-1}$) (MAyDS 2020 a), los cuales tienen una composición florística similar a la transición sur Espinal-Monte. La alta densidad arbórea podría adjudicarse a los bajos valores de alturas y de área basal, que hacen de estas situaciones poco atractivas para el aprovechamiento forestal, siendo la extracción leñera el principal recurso forestal como un producto secundario del desmonte para

agricultura y ganadería extensiva (Gaspari et al. 2021). En cambio, la historia de uso de la producción forestal de los algarrobales y de los caldenales es mucho más antigua como fuente maderera por las propiedades físicas altamente valorada de la madera, lo cual se refleja en los bajos valores de densidad de individuos por hectárea (Pérez 2020; Szymański et al. 2022).

En cuanto a la variación estructural, diversos trabajos han encontrado, para la región transicional sur Espinal-Monte, variaciones estructurales en un gradiente E-O asociado a la disminución de densidad de árboles y alturas y a un aumento en la cobertura arbustiva y de la riqueza, atribuido principalmente a variaciones climáticas que se dan de E-O (Bran et al. 2000; Roing et al. 2009; Torres Robles et al. 2015). En esta tesis no se hallaron asociaciones entre las variables estructurales con las coordenadas geográficas y variables climáticas. La falta de asociación con el gradiente geográfico E-O, se podría deber a que las actividades humanas relacionadas con la agricultura y la ganadería afectan principalmente la estructura de la región (Arturi et al. 2011). Los resultados hallados sugieren que los disturbios promueven cambios más notables en la estructura que en la composición florística, de modo que resulta poco probable que provoquen un corrimiento geográfico entre las provincias fitogeográficas Espinal y Monte, tal como lo encontrado en Torres Robles et al. (2015).

En las últimas revisiones fitogeográficas, Morello et al. (2012) consideran que el sector SO de la región pertenece a la provincia fitogeográfica del Monte bajo los complejos de “Planicies y Mesetas Nordpatagónicas” y “Sierras de Lihuel Calel”, mientras que, el sector NE pertenece a la provincia fitogeográfica del Espinal bajo los complejos “Ecotono con Patagonia” y “Pampa arenosa con pastizal psamófila”. Oyarzabal et al. (2018) incluye a toda el área en la provincia fitogeográfica del Monte como una unidad de vegetación denominada “Matorral de Zigofiláceas con *Neltuma* y *Geoffroea*”. Las descripciones florísticas y estructurales propuestas por estos autores coinciden con las tendencias geográficas descritas en este trabajo. En este sentido, la región de la transición sur Espinal-Monte, se presenta en un amplio gradiente espacial asociado con variaciones climáticas, como una unidad de vegetación con características propias y distintivas del Espinal y del Monte, por lo que sería adecuado

considerar a esta región como un ecotono fitogeográfico Espinal-Monte, al que se propone denominar “Ecotono sur Espinal-Monte”.

3.5.2 *Biomasa aérea de la vegetación leñosa*

La cobertura vegetal total permitió estimaciones precisas de biomasa aérea de leñosas. El modelo de estimación de BAL basado en la cobertura total no mejoró al incluir más variables de estructura. Diversos estudios que estiman la biomasa individual, en distintos ambientes áridos y semiáridos de Argentina, podrían explicar el resultado que encontramos a escala de parcela. Por ejemplo, en el matorral templado frío semiárido de la Patagonia central Argentina, Oñatibia et al. (2010) encontraron que el peso individual de tres especies de arbustos dominantes se estimó de manera similar entre los modelos basados en el diámetro promedio de la copa y aquellos modelos que incluían la altura total de la planta. De manera similar, en los matorrales templados cálidos semiáridos de la vegetación de Monte, para especies que también se encuentran en nuestra área de estudio, el diámetro de copa fue el mejor estimador del peso de las plantas individuales en las especies arbustivas, mientras que el diámetro del tallo fue el mejor estimador de las especies arbóreas (Hierro et al. 2000). Por otro lado, en la vegetación leñosa del Chaco semiárido, el área de la copa fue el mejor estimador del peso de las plantas individuales en modelos de variable única para ocho especies de arbustos, que oscilan entre 1 y 4 m de altura (Conti et al. 2013). Además, el área de la copa fue el mejor estimador del peso de plantas individuales para todos los datos agrupados por especies (Conti et al. 2013).

La cobertura y la altura de la parcela pueden ser necesarios para una estimación precisa de la biomasa de la vegetación leñosa para otras regiones del mundo (Chojnacky y Milton 2008; Pearce et al. 2010). Sin embargo, la cobertura vegetal demostró ser un predictor adecuado de la biomasa medida a escala de campo (González-Roglich y Swenson 2016; Pordel et al. 2018; Fusco et al. 2019). La cobertura vegetal a escala de parcela, que se estimó en este trabajo, osciló entre 20 a 95% y la BAL entre aproximadamente 3 a 70 Mg.ha⁻¹. Esas estimaciones están por debajo del nivel del bosque semiárido subtropical del Chaco (45-135 Mg.ha⁻¹, Gasparri et al. 2010) y por debajo de la sabana templada cálida semiárida de Espinal (alrededor de 5-100, Mg.ha⁻¹ González-

Roglich y Swenson 2016). Por otro lado, la BAL a escala de parcela que estimamos está por encima de la BAL de los matorrales de Monte templado cálido ($7-8 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$, Zivkovic et al. 2013), por encima de los matorrales de Monte templado frío semiárido en el este de la Patagonia (alrededor de $10-30 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$, Bertiller et al. 2004) y de los matorrales templados fríos en el NO y Sur de la Patagonia ($10-14 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$, Noretto et al. 2006; $5-20 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$, Peri 2011). Por lo tanto, los valores de BAL encontrados para la transición sur Espinal-Monte corresponden a los valores de una posición intermedia para los ecosistemas semiáridos y áridos de Argentina, en el gradiente N-S de valores de BAL decrecientes, aunque todavía es necesario contar con estimaciones de biomasa de regiones con características similares al área de estudio.

La falta de información existente de vegetación leñosa de áreas de transición de ambientes semiáridos a áridos está relacionada con el bajo valor o interés como recurso natural para su explotación. Sin embargo, en las últimas décadas la información de la vegetación leñosa de los ambientes terrestres está en auge debido al servicio que brindan en la mitigación del cambio climático (Maestre et al. 2016). En este contexto, considerando que en términos de superficie las áreas de transición de vegetación leñosas son amplias para la Argentina (Morello et al. 2012), y que no cuentan con información de base del estado de conservación, sería prudente realizar esfuerzos para determinar el potencial de la vegetación leñosa en el balance de carbono para las situaciones existentes a lo largo del gradiente de ambientes semiáridos a áridos. En este sentido, nuestra estimación de biomasa a escala de parcela se puede considerar como un ejemplo de un método factible para la estimación de biomasa aérea a campo de un ecosistema de transición.

La posibilidad de utilizar la cobertura como una variable que sirve para estimar la biomasa es algo que debería ser más explorado y ajustado por unidades de vegetación. La ventaja de la cobertura como variable de medición, para luego estimar biomasa es que se puede obtener de múltiples maneras: por estimación visual o métodos tradicionales como el método de toques o por muestreo sistemático de parcelas (Mateucci y Colma 1982), pero también con métodos más complejos que utilicen instrumental como un septómetro, o análisis

automatizados a partir de imágenes tomadas con vehículos aéreos no tripulados (drones), como por ejemplo en trabajos de estimación de cobertura leñosa en el chaco seco (Gobbi et al 2020). El enfoque de recopilar sitios con estimaciones de cobertura a partir de imágenes de alta resolución y luego escalar esa información desarrollando modelos que vinculan la cobertura con datos espectrales han dado resultado en otros ecosistemas áridos como en la región del Chaco (Baumann et al. 2018), por lo tanto, sería factible utilizar esta metodología para estimación de biomasa en la transición sur Espinal-Monte.

3.6 Conclusiones

El gradiente latitudinal N-S (Espinal-Monte) y de precipitaciones (650-250 mm anuales) condicionan la variación de la composición, pero no así a la variación de la estructura. Se observa un gradiente composicional norte-sur y no tan marcado este-oeste, con mayor presencia de especies asociadas a la región Espinal hacia el N del área de estudio y de especies del Monte hacia el S. Sin embargo, un gran número de las especies registradas pertenecen a ambas provincias fitogeográficas.

La región de transición sur Espinal-Monte, se presenta en un amplio gradiente climático y geográfico NE-SO, abarcando una variación de precipitaciones de 650 a 250 mm anuales y una diferencia de 4° de latitud. Las características composicionales y estructurales de la vegetación son propias y distintivas del Espinal y del Monte, por lo que sería adecuado considerar a esta región como una unidad de vegetación a la que se propone denominar “Ecotono Sur Espinal-Monte”.

Es posible estimar la biomasa aérea de leñosas a escala de parcela mediante variables fáciles de medir. La variable que mejor explica la relación entre la estructura de la vegetación y la estimación de BAL es la cobertura total de la parcela.

Capítulo 4.

Biomasa aérea de leñosas y almacenamiento de carbono a escala regional

4.1 Introducción

Los estudios de campo brindan una cuantificación detallada sobre las estimaciones de biomasa y, consecuentemente, del almacenamiento de carbono de los árboles, arbustos y pastos. Sin embargo, para conocer los cambios de la vegetación a escala regional, se requieren otras técnicas que permitan estudios a mayores escalas espaciales y temporales. La teledetección ofrece la posibilidad de extrapolar los datos de campo a escalas regionales a través de múltiples enfoques (Patenaude et al. 2005) a diferentes resoluciones espaciales, temporales y espectrales (Kuenzer et al. 2014). Además, permite examinar las propiedades y los procesos de los ecosistemas y su variabilidad a lo largo del tiempo (Prince y Goward 1995; Goetz et al. 2000; Coa et al. 2004).

Las plataformas satelitales con sensores remotos ópticos son capaces de captar, medir y registrar la energía proveniente del sol que es reflejada (radiancia y reflectancia) por los distintos objetos y/o cobertura de la superficie terrestre. Los elementos de la naturaleza responden de manera diferente a la incidencia de las ondas electromagnéticas, inclusive, un elemento puede reaccionar de manera diferente frente a distintas longitudes de ondas (Chuvieco 1996). Estas distintas respuestas espectrales son las que permiten diferenciar a los elementos entre sí. Las formas de vida de pasto, arbustos y árboles que conforman la vegetación, presentan diferentes niveles de reflectancia a distintas longitudes de onda ya que presentan diferencias en la pigmentación, morfología, contenido de agua y tamaño de hoja. Además de estas características que inciden en las respuestas espectrales de la vegetación, la reflectancia puede ser modificada por agentes externos al tipo de vegetación, entre ellos se puede mencionar la humedad, salinidad y nutrientes del suelo, estado de madurez, enfermedades y factores climáticos (Navone 2003).

Los métodos que utilizan datos de sensores ópticos se han considerado válidos para mapeo y monitoreo de la biomasa forestal a escala regional (Dong et al. 2003; Houghthon 2005; Dengsheng 2006). Las clasificaciones de la cobertura del suelo por métodos no paramétricos son los más utilizados en la teledetección para monitorear eventos de cambios importantes, pero no son útiles para el estudio de cambios sutiles en la salud, el vigor, la estimación de

almacenamiento de carbono o la densidad de la vegetación de una región determinada (González-Roglich et al. 2015). Tampoco son útiles para conocer la recuperación de la vegetación luego de un incendio, conocer los procesos de arbustificación y los efectos del cambio climático (González-Roglich y Swenson 2016). Estos cambios sutiles son fundamentales para comprender los patrones y la dinámica del carbono en el espacio (Kennedy et al. 2014). Para esto, es necesario caracterizar las particularidades de la vegetación, como la altura, la cobertura y la productividad en grandes áreas (McDowell et al. 2015). En este sentido, diversos estudios han aplicado con éxito enfoques estadísticos paramétricos y no paramétricos en los ecosistemas de bosques secos de Argentina, donde vinculan datos satelitales con variables particulares del dosel, como la biomasa aérea de leñosas y la cobertura (Pötzschner et al. 2022; Baumann et al. 2018; Gasparri et al. 2010; Gasparri y Baldi 2013; González-Roglich y Swenson 2016). Las variables provenientes de sensores remotos que se utilizan comúnmente son los índices verdes y bandas espectrales, de una misma estación o de diferentes estaciones del año. Se ha demostrado que tanto las bandas espectrales como los índices verdes son indicadores de la estructura y funcionalidad de los ecosistemas con determinados umbrales de aridez (Gaitán et al. 2013; Zhao et al. 2021).

En el ecotono sur Espinal-Monte se han desarrollado clasificaciones de coberturas de vegetación leñosa y existen algunos estudios que cuantifican los cambios en la cobertura leñosa (Pezzola y Winschel 2004; Winschel et al. 2022). Sin embargo, son escasos los estudios que relacionen las características particulares de la vegetación leñosa, medidas a campo, con la información espectral de los sensores remotos, ya sea para la construcción de mapas o para estimar un valor promedio de biomasa aérea de leñosas y de almacenamiento de carbono a escala regional. En cuanto a las características particulares de la vegetación, la región ecotonal presenta tres formas de vida: árboles, arbustos y pastos. Estas formas de vida presentan estadíos fenológicos diferenciales para los distintos meses del año (Bertiller et al. 1991; Dimitri et al. 1997; Villagra et al. 2011; Vázquez et al. 2013).

Las especies arbóreas dominantes del ecotono sur Espinal-Monte como *Geoffroea decorticans* y *Neltuma* spp. son de hoja caduca, el brote foliar se presenta aproximadamente de octubre a abril, siendo estos meses del año el período de crecimiento vegetativo (Dimitri et al. 1997). Bertiller et al. 1991 señalan que las especies arbustivas, de raíces profundas, del Monte austral, se encuentran en estadio de crecimiento desde noviembre a marzo, mientras que, las principales especies de pastos, con raíces superficiales, están en etapa de senescencia. También, existen antecedentes para la provincia de La Pampa que describen las etapas fenológicas de la cubierta vegetal mediante la utilización del índice verde normalizado (NDVI, por sus siglas en inglés) a través de imágenes satelitales de sensores remotos (Vázquez et al. 2013). El NDVI está asociado significativamente al índice de área foliar y a la fracción de la radiación fotosintéticamente activa interceptada (Law y Waring 1994), y, por lo tanto, se lo puede relacionar con la fenología de la cubierta vegetal (Gaitán et al. 2013; Vázquez et al. 2013). En este sentido, Vázquez et al. (2013) hallaron que las especies leñosas de *Larrea divaricata*, *Condalia microphylla* y *Neltuma caldenia* presentan dos picos de máxima productividad durante el año, uno entre los meses de enero y marzo y el otro entre los meses de octubre y mediados de diciembre, mientras que, la mínima productividad se da en un momento del año entre los meses de junio y agosto. Estos antecedentes sobre la fenología de distintas especies que conforman las diferentes formas de vida presentes en la región, estarían indicando que la temporada de mayor productividad de las especies leñosas se da a finales de la primavera hasta principios del otoño y esta temporada coincide con la etapa de senescencia de las principales especies de pastos. Esto podría resultar adecuado al momento de vincular datos de biomasa aérea de leñosas con datos espectrales de imágenes satelitales para la realización de un mapa de BAL, y se podría permitir estimar el almacenamiento de carbono de la vegetación de leñosas.

Teniendo en cuenta que los ecosistemas terrestres son proveedores de bienes y servicios, es necesario cuantificar la biomasa aérea de leñosas y el almacenamiento de carbono para estimar su potencial forestal, que, además, permitirá conocer parámetros claves para la mitigación del cambio climático, como lo es el depósito de carbono y la captura de dióxido de carbono (CO₂).

También, hallar un modelo sencillo para la construcción objetiva de mapas de biomasa será fundamental para estudiar la dinámica de la vegetación frente a la ocurrencia de eventos naturales tales como los incendios y/o eventos antrópicos como la deforestación.

En este capítulo se propone, a partir de técnicas de teledetección, generar un modelo que prediga la biomasa aérea de leñosas a escala regional, con el fin de estimar el valor promedio de la biomasa aérea y almacenamiento de carbono de la vegetación leñosa y, confeccionar un mapa que represente la distribución espacial de la biomasa aérea de leñosas en el ecotono sur Espinal-Monte.

4.3 Materiales y Métodos

4.3.1 Modelo para estimar la biomasa aérea de la vegetación leñosa a escala regional

Para generar un mapa de BAL a escala regional, se elaboró un modelo de ecuación lineal que predice la biomasa aérea de leñosas a partir de la información espectral de 42 sitios relevados entre los años 2009 y 2011. Para esto, en primer lugar, mediante el modelo lineal hallado en el capítulo 3, se estimó la BAL en los 42 sitios a partir de la cobertura total de cada sitio. Los sitios se seleccionaron de manera tal de representar las variaciones de cobertura (25-100%) en todo el gradiente geográfico del área de estudio.

En segundo lugar, se emplearon imágenes pertenecientes al sensor *Landsat 5 TM* del *path* 227-228 y del *row* 088-087-086 que abarca el área de estudio, suministradas por el *United States Geological Survey* (USGS, www.usgs.gov). Las imágenes utilizadas fueron de fechas cercanas al relevamiento de estructura de los 42 sitios muestreados. El ajuste de los modelos para estimar la biomasa aérea de leñosas con información espectral, puede variar mucho entre fechas debido a variaciones en las respuestas de reflexión y absorción de plantas y suelos (Gasparri et al. 2010). De tal modo, analizamos escenas libres de nubes entre 2007 y 2011 tratando de abarcar diferentes fases fenológicas y estaciones, según el balance hídrico de la región (Gabella 2014). Mediante interpretación visual, nos aseguramos de que ningún sitio de muestreo se haya visto afectado por el cambio de uso del suelo en el rango de tiempo de las fechas de la imagen *Landsat*.

Las imágenes utilizadas fueron corregidas y ajustadas geométrica y radiométricamente para eliminar errores en la adquisición de los datos (González-Iturbe Ahumada 2004). Se calculó la reflectancia a la superficie aplicando la corrección atmosférica de Reyleigh (Kaufman 1989). Se calculó la media de tres píxeles correspondientes a la ubicación de cada parcela de estructura del sitio, para las bandas B1 a B7 (excepto la banda 6 de infrarrojo térmico) (Tabla 4.1), así como para cada índice de vegetación estimado.

Tabla 4.1. Descripción de las bandas espectrales del satélite *Landsat 5 TM*.

Bandas	Longitud de onda (micrones)	Zona del espectro	Resolución (metros)
B1	0.45-0.52	Luz visible, azul (B)	30
B2	0.52-0.60	Luz visible, verde (G)	30
B3	0.63-0.69	Luz visible, rojo (R)	30
B4	0.76-0.90	Infrarrojo cercano (NIR)	30
B5	1.55-1.75	Infrarrojo medio (SWIR 1)	30
B7	2.08-2.35	Infrarrojo medio (SWIR 2)	30

Los índices de vegetación que se calcularon fueron los siguientes: Índice de Vegetación Normalizado (*Normalized Difference Vegetation Index - NDVI*), Índice de Vegetación Mejorado (*Enhanced Vegetation Index - EVI*) e Índice de Vegetación Ajustado con el Suelo (*Soil Adjusted Vegetation Index - SAVI*). El NDVI es un índice de vegetación comúnmente utilizado como indicador de características de la vegetación leñosa (árboles y arbustos), tales como biomasa aérea, biomasa verde y contenido de clorofila. Este índice se calcula como la diferencia normalizada entre la banda del rojo y del infrarrojo cercano (Rouse et al. 1973; Tucker 1979) según la siguiente ecuación:

$$NDVI = \frac{(NIR - R)}{(NIR + R)}$$

donde:

NDVI = índice de vegetación normalizado (NDVI por sus siglas en inglés).

NIR = banda del infrarrojo cercano, B4.

R = banda del rojo, B3.

El índice de vegetación mejorado incorpora coeficientes para corregir el índice normalizado, reduciendo los ruidos producto de la interferencia de la atmósfera, el canopeo y la saturación en relación con la cantidad de vegetación verde (Huete et al. 2002) según la siguiente ecuación:

$$EVI = 2.5 * \frac{(NIR - R)}{(NIR + (C1 * R) - (C2 * B) + L)}$$

donde:

EVI = índice de vegetación mejorado (EVI por sus siglas en inglés).

NIR = banda del infrarrojo cercano, B4.

R = banda del rojo, B3.

B = valor correspondiente a la banda azul, B1.

L =valor para ajustar en relación al canopeo (L=1).

C = coeficiente de resistencia de la atmósfera (C1=6; C2=7.5).

Por último, también usamos el índice de vegetación ajustado al suelo propuesto por Huete (1988) para minimizar la variación espectral debido al fondo del tipo de suelo, el cual incorpora el coeficiente L=0.5 para reducir el efecto del suelo para la vegetación de densidad intermedia, según la siguiente ecuación.

$$SAVI = \frac{(NIR - R)}{(NIR + R + L)} * (1 + L)$$

donde:

SAVI = índice de vegetación ajustado con el suelo (SAVI por sus siglas en inglés).

NIR = banda del infrarrojo cercano, B4.

R = banda del rojo, B3.

L =valor para ajustar en relación al canopeo (L=0.5).

Ajustamos modelos de regresión lineal para cada fecha de imagen. Dado que modelos similares para estimar la biomasa sólo incluyen una o dos variables independientes (Gasparri et al. 2010), primero exploramos las correlaciones lineales simples entre las estimaciones de biomasa basadas en estructuras con los valores de las bandas de satélite e índices de vegetación. Esto permitió incluir en el modelo la variable de mejor correlación y se fueron agregando las variables restantes de una en una. Usamos R^2 para evaluar la bondad de ajuste de cada modelo, valores *t* de *Student* para evaluar la importancia de cada variable en el modelo y gráficos predichos vs. observados para explorar visualmente la linealidad y la homocedasticidad de los residuos. Con base en tales gráficos, decidimos si se deben aplicar o no transformaciones logarítmicas lineales. Además, se seleccionó el modelo final basado en el criterio de información de Akaike (AIC), que es una medida apropiada para comparar modelos con un número diferente de variables independientes (Burnham y Anderson 2002).

4.3.2 Biomasa aérea y almacenamiento de carbono promedio de la vegetación leñosa a escala regional

La biomasa aérea promedio del área de estudio se calculó con base en la *razón* entre la estimación de la biomasa promedio basada en la estructura (variable *y*) y la estimación de la biomasa promedio basada en satélite (variable *x*) para 42 sitios de muestreo. Esta relación se multiplicó por la estimación de biomasa promedio basada en satélites para toda la imagen, con el fin de obtener el promedio de la biomasa basada en un *estimador por razón*. Dado que los 42 sitios de muestreo se seleccionaron para representar el rango observado de cobertura de plantas leñosas, en lugar de seguir un diseño de muestreo aleatorio, estimamos el error de muestreo por *estimación de razón basada en modelos* (Kangas y Maltamo 2006). Para esto, los valores de la variable *y* (estimación de la biomasa basada en la estructura) se estimaron a partir de la cobertura vegetal, y luego, aplicamos un procedimiento de aleatorización (*bootstrap*) para estimar el error de muestreo como lo sugiere Mageto y Motubwa (2018). Este procedimiento consistió en los siguientes pasos: (1) Se tomaron aleatoriamente 21 pares de valores *x* (cobertura vegetal) e *y* (biomasa medida en campo) de 21 datos observados con reposición, (2) se ajustó el modelo lineal para estimar la

biomasa con base en la cobertura vegetal, (3) se estimó la biomasa para 42 sitios tomados al azar de 42 sitios de muestreo con repetición, (4) se ajustó el modelo lineal para estimar biomasa en base a variables satelitales (las seleccionadas en procedimientos anteriores) y se estimó la biomasa promedio aérea de la región ecotonal por *estimación de razón*. Este procedimiento (*bootstrap*) se repitió 1000 veces y se tomaron como límites de confianza del 90% los percentiles 5 y 95. Además, se graficaron los valores observados (estimación de biomasa basada en la estructura) frente a los valores predichos (estimaciones de biomasa basadas en satélites), obtenidos de las 1000 simulaciones. Las líneas percentiles 5% y 95% se trazaron mediante regresión por cuantiles con fines descriptivos. Todo este procedimiento se realizó mediante el software R versión 3.3.4.

Una vez determinada la BAL promedio del área de estudio, se calculó el valor promedio de almacenamiento de carbono y emisión de dióxido de carbono (CO₂) según Rüginitz et al. (2008). Se considera que un Megagramo (Mg) de biomasa forestal posee aproximadamente 0.5 Mg de carbono y a su vez un Mg de carbono equivale a 3.67 Mg de CO₂ (obtenidos en función del peso molecular del carbono y de CO₂). Por lo tanto, para estimar el almacenamiento de carbono se multiplicó la biomasa aérea promedio por 0.5 y para estimar la cantidad de CO₂, se multiplicó la cantidad de carbono promedio por 3.67 (Rüginitz et al. 2008).

4.3.3 Mapa de distribución espacial de la biomasa aérea de la vegetación leñosa

El modelo seleccionado se aplicó a cada píxel de la imagen con vegetación leñosa según las cartografías del Instituto Geográfico Nacional (IGN). Aplicamos máscaras en el mapa para excluir áreas urbanas y agrícolas, así como dunas, cuerpos de agua y áreas rocosas. Estas áreas de exclusión fueron definidas por mapas locales del IGN. Se utilizó el software Qgis versión 3.2 para la aplicación del modelo y de las máscaras de coberturas.

Se determinó, mediante procedimientos de reclasificaciones, la superficie y el contenido de biomasa aérea de leñosas en los sectores provinciales que componen el área de estudio. La reclasificación o reasignación *raster* supone una modificación de los valores de una imagen de forma total o parcial, agrupando los valores que presenta la imagen de entrada en una clasificación de rangos definida por el usuario (Chuvienco 1996). Este tipo de operaciones son

útiles para establecer estadísticas descriptivas de las clasificaciones y son normalmente utilizados en diferentes cartografías de coberturas y/o biomasa de leñosas (e.g. Gasparri et al. 2010; Gasparri y Baldi 2013; González-Roglich y Swenson 2016; Bauman et al. 2018). Dado que, al aplicar la ecuación de BAL a escala de parcela para los 42 sitios, se encontraron valores de BAL entre 5 y 70 Mg.ha⁻¹, se definieron 7 categorías para describir la variación de la BAL en el gradiente geográfico y climático: categoría 1 (5-10 Mg.ha⁻¹), categoría 2 (10-20 Mg.ha⁻¹), categoría 3 (20-30 Mg.ha⁻¹), categoría 4 (30-40 Mg.ha⁻¹), categoría 5 (40-50 Mg.ha⁻¹), categoría 6 (50-60 Mg.ha⁻¹) y categoría 7 (>60 Mg.ha⁻¹). Estos procedimientos se realizaron con el software Qgis versión 3.2. Con esta información se calculó la superficie en porcentaje de estas categorías para el área de estudio y para los sectores provinciales (NE de Río Negro, SE de La Pampa y SO de Buenos Aires).

4.4 Resultados

4.4.1 Modelo para estimar la biomasa aérea de la vegetación leñosa a escala regional

Se encontraron altas correlaciones absolutas entre la BAL y bandas individuales, así como entre BAL y los índices de vegetación. Las mayores correlaciones absolutas se observaron a finales de la primavera (octubre 2010) y principio de verano (diciembre 2010) (Tabla 4.2).

Los índices de vegetación presentaron mayor correlación con la BAL y con signo positivo para la fecha de diciembre, principio de verano, siendo el NDVI el índice de vegetación de mayor correlación con la BAL (0.77) (Tabla 4.2).

Tabla 4.2. Coeficiente de correlación de Pearson para las bandas (*Landsat TM*) y los índices verdes con relación a la biomasa de diferentes fechas. Las correlaciones absolutas por encima de 0.7 se indican en estilo negrita. *, p< 0.01; **, p<0.05; ***, p< 0.001; NS, no significativo.

Fecha	B1	B2	B3	B4	B5	B7	NDVI	SAVI	EVI
19/09/2010	-0.41**	-0.68***	-0.61***	-0.62***	-0.66***	-0.59***	-0.06 ^{NS}	-0.29*	-0.23 ^{NS}
10/10/2010	-0.64***	-0.68***	-0.68***	-0.75***	-0.66***	-0.58**	0.05 ^{NS}	-0.33**	-0.27*
21/12/2010	-0.63***	-0.69***	-0.76***	-0.54**	-0.69***	-0.67***	0.77***	0.68***	0.73***
23/01/2011	-0.61***	-0.65***	-0.65***	-0.38 ^{NS}	-0.67***	-0.61**	0.51**	0.38*	0.33**
17/03/2007	-0.64***	-0.68***	-0.67***	-0.17 ^{NS}	-0.62***	-0.63***	0.51**	0.39**	0.41**

El mejor modelo para estimar la BAL a escala regional se ajustó con datos de la fecha 21 de diciembre, momento del inicio del verano para el hemisferio sur. El modelo incluyó a la banda 3 transformada logarítmicamente (Ln) como primera variable del modelo (Tabla 4.3). La banda 2 transformada logarítmicamente (Ln) se obtuvo como la segunda variable del modelo. Este modelo exhibió una tendencia aproximadamente lineal entre los valores observados y predichos (Fig. 4.1). No se retuvieron más variables en el modelo.

Por otro lado, con los índices de vegetación NDVI y EVI para principio del verano (21 de diciembre), se encontró una relación lineal altamente significativa con la BAL transformada logarítmicamente, con ajustes de 0.58 y 0.52 respectivamente (Tabla 4.3).

Tabla 4.3. Modelos de regresión de Biomasa aérea de leñosas (BAL) sobre datos espectrales. Banda 2 (B2), Banda 3 (B3), NDVI y ENVI (21 de diciembre de 2010) y Banda 4 (B4) (10 de octubre de 2010). El modelo seleccionado se indica en negrita. *, p< 0.01; **, p<0.05; ***, p< 0.001; NS, no significativo.

Modelos	N	b ₀	b ₁	b ₂	R ²	AIC
BAL(Mg.ha⁻¹)= EXP (b₀+b₁.Log B2 + b₂.Log B3)	42	3.64^{NS}	11.77^{**}	-11.30^{***}	0.62^{***}	62.3
BAL(Mg.ha ⁻¹)=b ₀ + b ₁ .NDVI	42	-31.23 ^{***}	226.48 ^{***}		0.58 ^{***}	75.1
BAL(Mg.ha ⁻¹)= EXP (b ₀ +b ₁ .Log B4)	42	-5.70 ^{***}	-4.34 ^{***}		0.56 ^{***}	93.1
BAL(Mg.ha ⁻¹)= b ₀ + b ₁ .EVI	42	-34.12 ^{**}	304.37 ^{***}		0.52 ^{***}	76.7

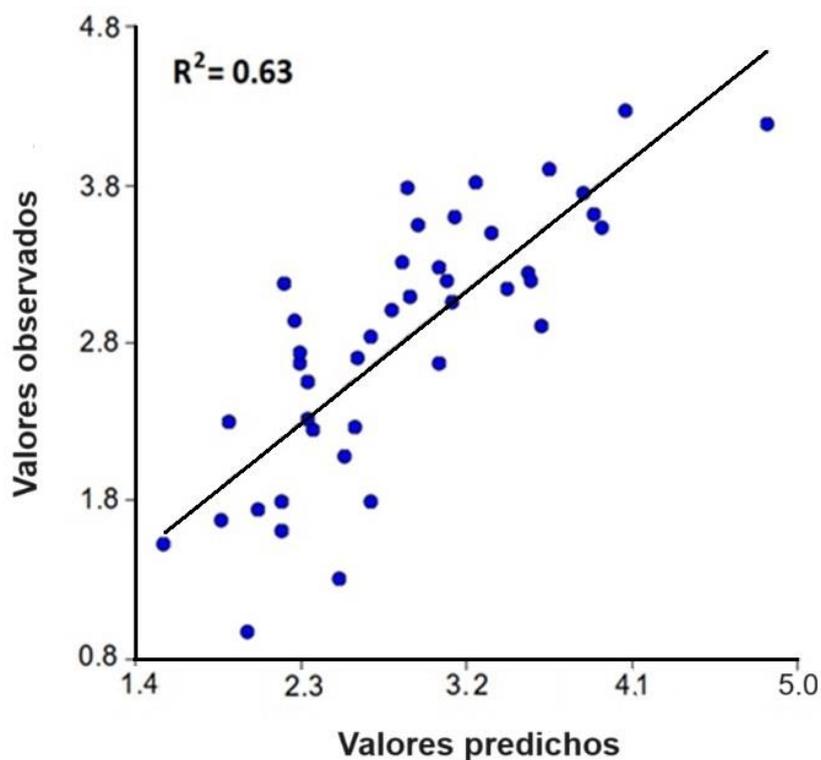


Fig. 4.1. Valores predichos y observados para la biomasa aérea de leñosas (BAL) con las bandas 2 y 3 de la imagen con fecha 21 de diciembre del año 2010. La línea continua indica una intersección del modelo lineal = 0, pendiente = 1.

4.4.2 Biomasa aérea y almacenamiento de carbono promedio de la vegetación leñosa a escala regional

El valor promedio de la BAL, estimado por el modelo basado en razón, mediante la ecuación de mejor ajuste, fue de $11.94 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (límites de confianza 90% $8\text{-}16 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) (Fig. 4.2). La BAL total estimada para los 60635 Km^2 del área de estudio fue de aproximadamente 72.4 Tg , equivalente a una reserva de carbono de 36.2 Tg C y a un valor de un secuestro de CO_2 de 132.85 Tg .

El modelo obtenido arrojó un error de muestreo de aproximadamente 33%. El gráfico observado-predicho (Fig. 4.2) mostró una tendencia aproximadamente lineal. Las líneas de regresión de cuantiles 0,50 y 0,95 mostraron desviaciones simétricas de la relación esperada observada-predicha (intersección = 0, pendiente = 1).

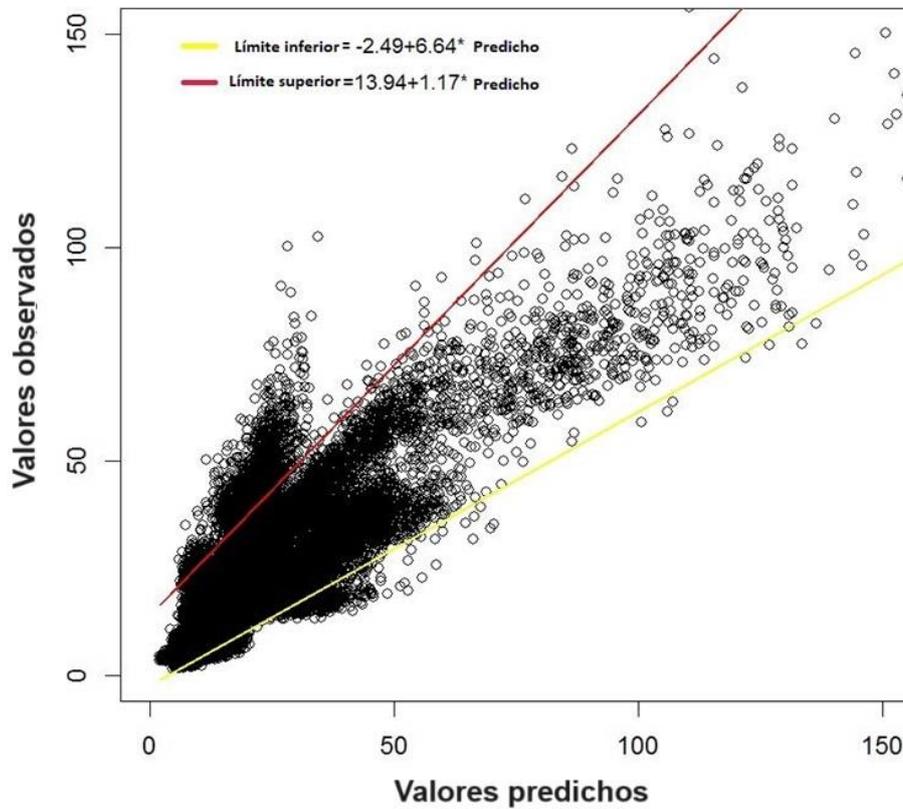


Fig. 4.2. Valores predichos y observados para la biomasa aérea de leñosas (BAL) con las bandas 2 y 3 de la imagen con fecha 21 de diciembre del año 2010, en 1000 repeticiones del procedimiento *bootstrap*. Las líneas continuas exhiben modelos de regresión de 5 y 95 cuantiles.

La aplicación del modelo a toda el área de estudio arrojó una biomasa estimada que varió entre 4.9 y 96.7 Mg.ha⁻¹. En el mapa se hizo evidente una clara tendencia espacial y climática, donde la biomasa aérea de la vegetación leñosa disminuyó de NE a SO y de 650 a 250 mm anuales de precipitación (Fig. 4.3). Sin embargo, se observaron altos valores de biomasa a lo largo de todo el gradiente geográfico y climático (Figs. 5B, 5C, 5D y 5E).

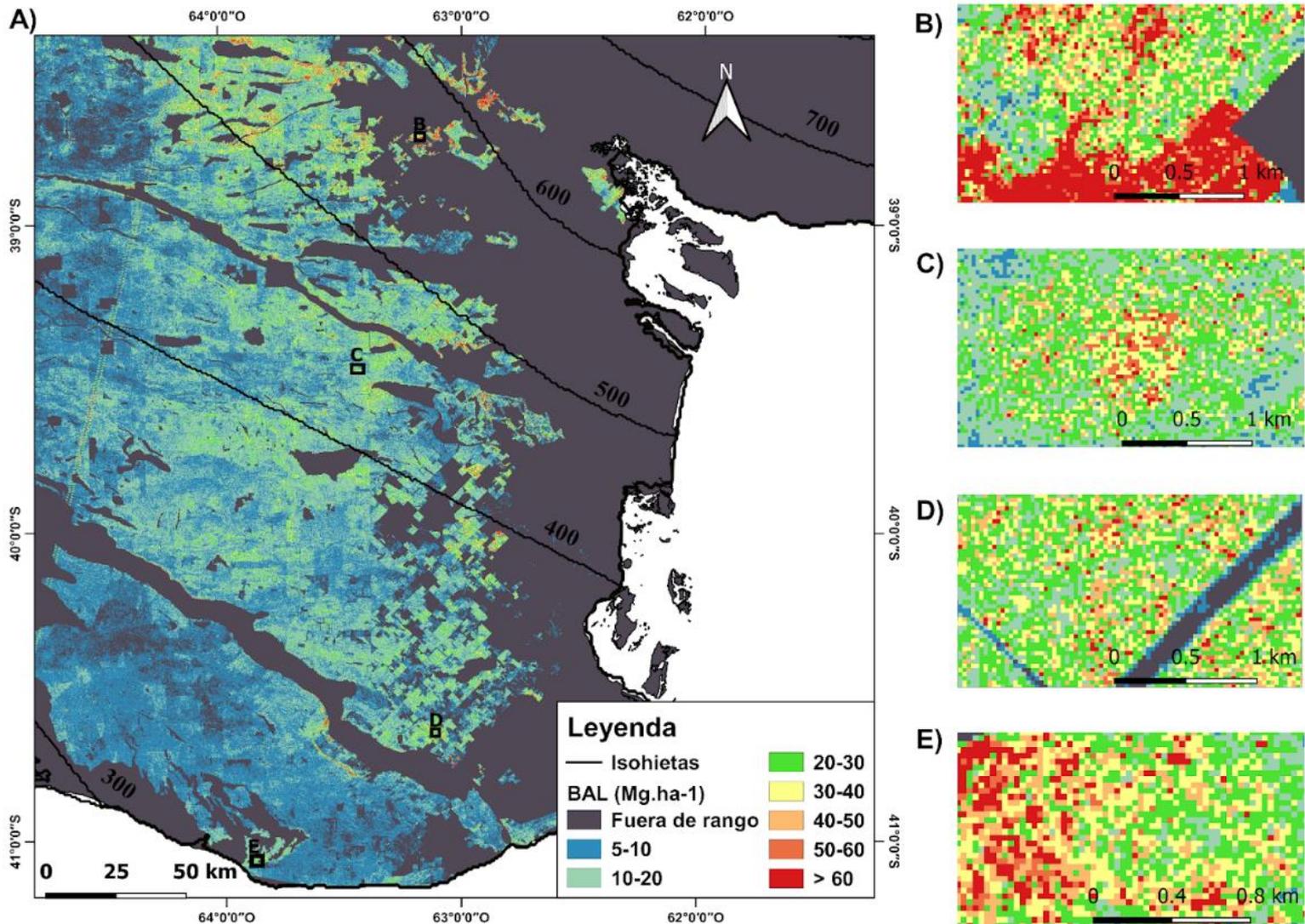


Fig. 4.3. A) Mapa de la biomasa aérea de leñosas mediante el modelo que utiliza las variables banda 2 (roja) y banda 3 (verde) de las imágenes *Landsat* TM. Las figuras B, C, D y E representan diferentes zonas del gradiente geográfico donde se observan altos valores de biomasa aérea de leñosas.

4.4.3 Mapa de distribución espacial de la biomasa aérea de la vegetación leñosa

El porcentaje de superficie cubierta de BAL del área de estudio fue del 49.4%. De esta superficie, el 86.5% representó valores de biomasa leñosa entre los 5 a 20 $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$, de las cuales el 53.2% perteneció a la categoría 1 (5 a 10 $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) y un 33.3% a la categoría 2 (10 a 20 $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$). Por lo tanto, el 13.5% de la región presentó contenidos que van de los 20 a más de 60 $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (Fig. 4.4). Al analizar estas superficies por sector provincial, se encontró diferencias en la superficie total cubierta de leñosas. El NE de Río Negro registró la mayor superficie de cubierta de leñosas con un 67.4%, el SE de La Pampa un 59.7% y

el SO de Buenos Aires el menor porcentaje de cubierta de leñosas con un 21%. En todos los sectores provinciales, la suma de la superficie cubierta de las categorías 1 y 2 presentó valores por encima del 80%. En cambio, la superficie de las categorías más altas de BAL (categoría de 3 a 7, de 20 Mg.ha⁻¹ a más de 60 Mg.ha⁻¹) presentaron porcentajes diferentes según los sectores provinciales. El NE rionegrino presentó los porcentajes de superficie más bajos de estas categorías que sumaron un 4.5%, mientras que, el SO bonaerense presentó los mayores porcentajes de superficie de estas categorías que sumaron un 21%. El SE de La Pampa sumó un 14.6 % de las categorías 3 a 7 (Fig. 4.4).

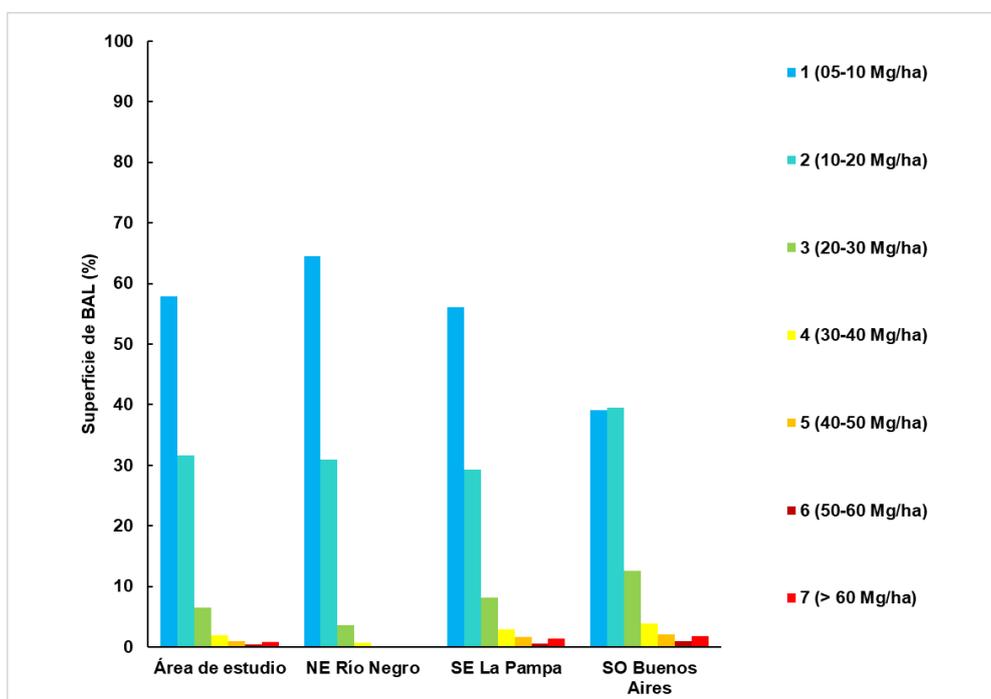


Fig. 4.4. Superficie en porcentaje de las 7 categorías de biomasa aérea de leñosas con relación a la superficie total cubierta para el área de estudio y para los distintos sectores provinciales. Tanto para el área de estudio como para los sectores provinciales, la sumatoria de superficie en porcentajes de las categorías representan el 100 %.

4.5 Discusión

Se logró una buena estimación de la biomasa aérea de leñosas mediante imágenes *Landsat* TM. Existen diversos estudios que reportan resultados para la estimación de biomasa aérea a partir de bandas o índices verdes de datos espectrales. En este sentido, Gasparri et al. (2010), Yan et al. (2013), Pordel et al. (2018) y Fusco et al. (2019) han encontrado que los índices de vegetación

son buenos predictores de la cobertura y/o la biomasa vegetal. Además, en ambientes más áridos, Chen y Gillieson (2009), Chen et al. (2018) y López Serrano et al. (2020) hallaron que las bandas individuales de *Landsat* (TM-OLI) o las combinaciones lineales, resultaron buenas predictoras de atributos de la vegetación como la biomasa aérea y cobertura vegetal.

La estimación de variables, como la cobertura y BAL de la vegetación, mediante productos de teledetección depende de los cambios estacionales de la vegetación (Gasparri et al. 2010; Chen y Gillieson 2009; Issa et al. 2020). En este sentido, nuestros resultados indican que la precisión de la relación entre la biomasa aérea de leñosas con los datos espectrales, depende de la fecha de la adquisición de las imágenes. El análisis de correlación indicó fuertes correlaciones al inicio de la estación seca (diciembre), sobre todo con la banda 3 y los índices de vegetación. Resultados similares se hallaron en otras regiones de Argentina, en los cuales las mayores correlaciones entre variables espectrales y las variables biofísicas de la vegetación se dan en la estación seca (Gasparri et al. 2010; Gasparri y Baldi 2013). En cuanto a la estación seca para la región del ecotono sur Espinal-Monte, las especies leñosas se encuentran en período de crecimiento (Bertiller et al. 1991; Dimitri et al. 1997) mientras que las principales especies del estrato herbáceo están en estado de senescencia (Bertiller et al. 1991). Estas diferencias fenológicas entre pastos y especies leñosas nos permitieron encontrar un modelo con buenos ajustes entre la BAL y los indicadores espectrales derivados de los sensores remotos para la fecha coincidente con el inicio del déficit hídrico.

El modelo encontrado para la estimación de la biomasa aérea de leñosas, a escala regional para el área de estudio, fue el que asoció las bandas 3 y 2 de imágenes *Landsat* TM. Estas bandas están relacionadas a la pigmentación de las hojas, e indican su sanidad, siendo la clorofila el pigmento más importante (Navone 2003). El comportamiento típico de la vegetación vigorosa muestra una reducida reflectividad en las bandas del visible, con un máximo relativo en la porción verde del espectro (Chuvienco 1996; Navone 2003). Los puntos de absorción del espectro visible se dan en la longitud de onda azul y roja (bandas 1 y 3 respectivamente), mientras que, el punto de mayor reflectividad se da en la

onda verde (banda 2) (Navone 2003). Resultados similares se han encontrado en otras zonas áridas mediante un modelo mixto que asocia a las bandas 3 y 4 de *Landsat* TM, este caso estaría reflejando propiedades de la estructura interna de la hoja (Chen et al. 2018). Cabe señalar, que, para el mapeo de la vegetación, se han encontrado modelos más simples asociados a enfoques estadísticos paramétricos, basados en regresiones mixtas, en ecosistemas de menor complejidad estructural (Chen et al. 2010; Chen et al. 2018). En cambio, en ecosistemas de estructuras más complejas, como selvas y bosques, los modelos no paramétricos *Randon Forest* son los más utilizados, los cuales requieren la cuantificación de múltiples variables espectrales (Asner et al. 2014; Brosofske et al. 2014; Dech et al. 2014).

El buen ajuste del modelo para estimar la BAL basado en las bandas *Landsat* TM, permitió una estimación confiable de la biomasa promedio para la región ecotonal. Se recomienda, en Kangas y Maltamo (2006), el uso de la *estimación de razón* si la correlación lineal de Pearson es superior a 0.6 entre la variable objetivo (en este caso la estimación de BAL basada en la cobertura vegetal total medida en el campo) y la variable auxiliar (en este caso valores ajustados del modelo basado en las bandas 2 y 3 del *Landsat* TM). Esta condición se cumplió en gran medida ya que el ajuste del modelo fue superior al 60% ($R^2=0.63$). Además, la utilización de un estimador de razón para calcular el valor promedio de la BAL de la región, proviene del hecho de que no seguimos un diseño de muestreo para seleccionar los sitios en los que ambas variables (variable objetivo y variable auxiliar) se observaron simultáneamente. En cambio, esos sitios fueron seleccionados para representar un gradiente de la cobertura vegetal en una distribución espacial aproximadamente uniforme del área de estudio. Debido a esta selección no probabilística de los sitios de muestreo, la confiabilidad de la estimación se basa en la adecuación del modelo y del procedimiento recomendado para la estimación media de la BAL a partir de sensores remotos y su error de muestreo (Stähl et al. 2016). Dado que la BAL se estimó en función de la cobertura vegetal total medida en el campo, utilizamos un procedimiento de arranque para calcular el error de muestreo en lugar de utilizar las fórmulas estándar proporcionadas, por ejemplo, por Kangas y Maltamo (2006). El *bootstrap* se realizó mediante un remuestreo de la base de

datos que utilizamos para ajustar la regresión de BAL sobre cobertura vegetal (cosecha directa, capítulo 3), ambas medidas en campo, así como la regresión de BAL estimada a partir de cobertura vegetal con bandas *Landsat*.

Mediante la utilización del procedimiento bootstrap, el modelo mixto encontrado arrojó un error aproximado del 33%. Valores similares se han encontrado en mapeos de vegetación leñosa de situaciones semiáridas de sabana en Argentina, donde registraron un error del 30% con respecto a al promedio del stock de carbono estimado (9 Mg.ha⁻¹ C en González-Roglich y Swenson 2016). Por otro lado, para el mapeo de la vegetación leñosa, que utilizaron tecnología de teledetección de otras características, como RADAR de apertura sintético banda L (Carreiras et al. 2013) y LiDAR (McGlinchy et al. 2014), han obtenido valores del error medio del 25% y 24% respectivamente, donde el valor promedio de la biomasa, estimada en estos estudios, fueron de alrededor de 31 Mg.ha⁻¹. En este sentido, los errores en el mapeo de biomasa o carbono están por debajo del 35% para regiones áridas y semiáridas. Estos valores de errores medios del mapeo de biomasa mediante sensores remotos, suelen estar asociados a los niveles de saturación y sensibilidad que presenten los satélites en relación con la variable que se pretende cartografiar (Dengsheng 2006).

En cuanto al valor promedio de la BAL que encontramos (~12 Mg.ha⁻¹) representa un almacenamiento de carbono de ~6 Mg.ha⁻¹, que es ligeramente inferior a la reserva de carbono informada para las sabanas del Espinal (9 Mg.ha⁻¹ en González-Roglich y Swenson 2016), ubicadas a unos 250 Km al NO del área de estudio, con un clima más húmedo y cálido. El error de muestreo y el tamaño del área de estimación también fueron similares entre ambos estudios: error ~30% y una superficie de 50000 km² en González-Roglich y Swenson (2016), y error ~33% y una superficie ~68000 km² en este estudio.

Por otro lado, el valor de Tg C que encontramos (36.2 TgC= 0.036 Pg) es muy inferior a la de regiones boscosas de Argentina como la Mata Atlántica de Misiones (0.256 Pg) o los bosques de Yungas (0.515 Pg, según Gasparri et al. 2008). Sin embargo, si se considera el área de estudio como representativo de un amplio sector de ambientes áridos y semiáridos de Argentina, no es

despreciable el valor hallado, ya que se estima que, las ecoregiones de Monte-Espinal, abarcan aproximadamente 160000 km² (Morello et al. 2012; Oyarzabal et al. 2018). Esto podría llevar el almacenamiento de carbono de estas zonas a valores cercanos a 1 Pg, lo que ameritaría esfuerzos más sistemáticos para ajustar las estimaciones de almacenamiento de carbono en las regiones de estos ambientes áridos y semiáridos, a pesar de sus bajos valores por unidad de superficie.

Es evidente que el potencial del almacenamiento de carbono de la vegetación leñosa está relacionado con varios factores ambientales. Las condiciones de humedad (precipitaciones), es uno de ellos. En este sentido, el gradiente geográfico de la BAL hallado en este capítulo concuerda claramente con un gradiente climático y con las variaciones geográficas estructurales descritas por Torres Robles et al. (2015). La precipitación media anual oscila entre 500-600 mm en el N-NE a 250-400 mm en el S-SO del área de estudio. La distribución de la biomasa aérea de leñosas del área de estudio varió desde más de 60 Mg.ha⁻¹ hacia el NE, hasta alrededor de 5 Mg.ha⁻¹ hacia el SO de la región. Las estimaciones máximas de BAL que se observan en el NE, donde las precipitaciones rondan los 600 mm anuales, y son similares a las estimaciones de BAL de los bosques semiáridos subtropicales del Chaco en el extremo más seco de su gradiente de precipitación (~54 Mg.ha⁻¹ BAL en valores de precipitaciones cercanos a los 400 mm.año⁻¹), informados por Gasparri y Baldi (2013) en el norte de Argentina. Por otro lado, en matorrales semiáridos en Israel, Shoshany y Karnibad (2015) propusieron un modelo para estimar la BAL en un gradiente climático. Con base en este modelo, los autores estimaron una BAL máxima de alrededor de 40 Mg.ha⁻¹ para una precipitación media anual de 550 mm y valores de alrededor 15 Mg.ha⁻¹ para una precipitación media anual de 350 mm.

Si bien el gradiente climático explicaría las variaciones de BAL, el uso de la tierra podría también estar afectando la superficie con contenidos de biomasa. En este capítulo se encontró que el área de estudio presenta un 48% de su superficie presenta contenidos de biomasa aérea de leñosa, y que a su vez el 90% de esa superficie representa valores entre los 5 a 20 Mg.ha⁻¹. Al

considerar la superficie cubierta con BAL según los diferentes sectores provinciales, se encontró que el NE de Río Negro y el SE de la Pampa presentaron porcentaje más altos de superficie con contenido de biomasa (67% y 59%, respectivamente). En cambio, el SO bonaerense presentó un porcentaje bajo de superficie de BAL, incluso por debajo al del área de estudio (21 %). Este bajo porcentaje de superficie del SO bonaerense, que representa el E de la región transicional, se podría deber al cambio de uso intensivo del suelo para la agricultura y ganadería que predomina en esta zona (Arturi 2006; Winschel et al. 2022). A esta misma conclusión llegaron Shoshany y Karnibad (2015), quienes observaron que, además del gradiente climático, la BAL local se ve muy afectada por el uso de la tierra. En este sentido, en el SO bonaerense, el uso de la tierra explicaría el bajo porcentaje de superficie cubierta por leñosas, mientras que, la influencia del gradiente climático explicaría la mayor proporción de las categorías más altas de biomasa (entre 20 y más de 60 Mg.ha⁻¹) en los sectores de cobertura leñosa con relación a los demás sectores provinciales. Por este motivo, el SO bonaerense presenta más del 20% de su superficie con contenidos de biomasa por encima de los 20 Mg.ha⁻¹, le sigue el SE de La Pampa con el 16% y por último el NE rionegrino con un 4.5%, esta distribución sí puede estar asociada con las variables climáticas.

4.6 Conclusiones

El inicio del verano es la fecha en la que se hallaron las mejores correlaciones entre datos a campo y las bandas e índices de vegetación, momento en que las especies arbóreas y arbustivas se encuentran en crecimiento vegetativo y las especies herbáceas en período de senescencia.

El mejor modelo para la estimación de la BAL a escala regional es el proporcionado por la combinación de variables espectrales de una misma fecha. La BAL varió entre 4.9 y 96.7 Mg.ha⁻¹. Si bien todo el gradiente presenta valores altos de BAL, la mayor concentración de las categorías altas se observa hacia el NE de la región.

La región presenta un valor promedio de la BAL de ~12 Mg.ha⁻¹, equivalente a 6 Mg.ha⁻¹ de carbono almacenado. El depósito de carbono de la vegetación leñosa del ecotono sur Espinal-Monte es de 36.2 Tg C.

Capítulo 5.

Patrones de incendios y su relación con el clima, la biomasa aérea de leñosas y el uso ganadero

5.1 Introducción

El fuego representa un factor clave como modelador de la vegetación natural (Bond et al. 2005; Chuvieco 2009; Di Bella et al. 2011; Di Bella y Posse 2014). Para conocer las respuestas de los ecosistemas naturales ante el disturbio de un fuego es necesario determinar los patrones espaciales de ocurrencia, frecuencia y estacionalidad de los incendios (Whelan 1995; Grau y Veblen 2000). En este sentido, el clima es considerado el principal controlador de la ocurrencia de incendios, ya que incide en la producción del combustible fino y su posterior desecación (Grau 2001; Bond et al. 2005; Di Bella et al. 2011). Por lo tanto, la ignición como la posterior propagación del fuego están relacionadas principalmente con variables meteorológicas y con el tipo y contenido de humedad de los combustibles (Whelan 1995; Rollins et al. 2002; Sharples 2009).

Históricamente, la alternancia de condiciones favorables para el crecimiento vegetal y, por ende, para la acumulación de combustibles, con períodos de sequías intensas y altas temperaturas, han conducido a la ocurrencia de fuegos naturales (Peláez et al. 2008; Pausas y Keeley 2021). En los ambientes más secos, los incendios se dan principalmente en los años posteriores a los años con precipitaciones por encima de la media, ya que favorecen la productividad vegetal y la acumulación de combustible (Grau y Veblen 2000; Bravo et al. 2010; Aráoz y Grau 2010). Además, en estos ambientes la disponibilidad de combustible fino es generalmente el factor limitante (van der Werf et al. 2008).

La actividad del fuego es diferente según el tipo de cobertura del suelo (Pausas y Ribeiro 2013). Por ejemplo, la capacidad de producción y secado estacional de la biomasa fina en las sabanas y pastizales, ambientes de climas templados, provocan que estos ecosistemas soportan incendios con mayor frecuencia que los bosques de ambientes más húmedos (Bravo et al. 2010; Dubinin et al. 2010). En líneas generales, los bosques presentan una menor frecuencia de incendios. Sin embargo, los bosques fragmentados de ambientes semiáridos son más propensos a sufrir incendios, ya que generalmente comienzan en pastizales y luego penetran en los bosques (Bravo et al. 2001).

En la actualidad, las actividades antrópicas tienen una gran influencia en el régimen de incendios (Pausas y Keeley 2021). Desde el manejo productivo de las tierras, el fuego puede ser considerado una herramienta esencial para los pastizales, favoreciendo el rebrote de la vegetación, mejorando la calidad forrajera y acelerando el ciclado de nutrientes (Villagra et al. 2009; Kröpfl et al. 2007). También, se ha observado que el manejo productivo ganadero altera el régimen de disturbio del fuego, al cambiar la cantidad de combustible disponible y por consiguiente genera cambios en la estructura de la vegetación a nivel de paisaje (Sankarán y Anderson 2009). En algunas regiones de sabanas estos cambios se asocian al aumento de la cobertura arbustiva (arbustización) con la consecuente disminución de las ocurrencias de incendios (Pelaéz et al. 2008; Sankarán y Anderson 2009).

En el ecotono sur Espinal-Monte, la interacción entre el uso ganadero y los regímenes de incendios determinan que el sistema natural varíe desde una vegetación abierta de pastizal con arbustos bajos y dispersos a un sistema dominado por leñosas (Torres Robles et al. 2015). La principal actividad es la ganadería extensiva bajo monte, sobre todo para los sectores provinciales del NE de Río Negro y el SE de La Pampa. El SO de Buenos Aires, además de la ganadería bajo monte, presenta en el sector este, una extensa superficie de siembra de cultivo en secano (Winschel et al. 2022). En el ecotono sur del Espinal-Monte son comunes los incendios naturales, cuya dinámica, en cuanto a la relación de ocurrencia con las variaciones cíclicas de las precipitaciones, es descrita como en las demás regiones semiáridas: en la aparición de períodos húmedos se acumula suficiente biomasa herbácea, y en períodos secos posteriores se da la ocurrencia de focos de incendios (Bran et al. 2007; Peter et al. 2013). Estos incendios pueden llegar a afectar decenas de miles de hectáreas convirtiéndose en graves problemas económicos, productivos y ambientales (Bran et al. 2007; Zacconi y Toppazzini 2018).

Los incendios son parte de la dinámica de la vegetación natural (Sankarán y Anderson 2009), pero, en determinadas condiciones, pueden generar grandes externalidades negativas (Zacconi y Toppazzini 2018). Debido a esto, existe un creciente interés de las instituciones gubernamentales en la generación de

información sobre la ocurrencia y distribución de los incendios y su impacto en los ecosistemas naturales. La teledetección se ha convertido en una herramienta valiosa y objetiva para la detección, comprensión y control de los incendios (Di Bella et al. 2011). Una de estas herramientas son los productos MODIS, que, a partir de la información espectral correspondiente al infrarrojo térmico del espectro electromagnético, permite detectar cambios térmicos de los objetos de la superficie y asociarlo a los focos de incendios (por ejemplo, MOD14 de Giglio et al. 2003). Estas herramientas de teledetección se han utilizado para explorar la relación entre la ocurrencia/frecuencia de focos de incendios y superficie quemada con los factores de control, en distintas zonas áridas-semiáridas del mundo, incluyendo distintas regiones de Argentina (p. Ej., Di Bella et al. 2006; Di Bella et al. 2011; Fisher et al. 2012; Argañaraz et al. 2015; Sanchez et al. 2023). Sin embargo, poco se conoce acerca de cómo se relacionan estos factores de control con los focos de incendios para una ecorregión de transición como es el ecotono sur Espinal-Monte. Poder contar con esta información será útil para evaluar la ocurrencia de incendios que permitirá explorar posibles tendencias de cambio de la vegetación leñosa.

Teniendo en cuenta la importancia de los incendios en el ecotono sur Espinal-Monte, en este capítulo se propone describir los patrones temporales y espaciales de los incendios con relación al clima, la biomasa aérea de leñosas y al uso ganadero.

5.2 Materiales y métodos

5.2.1 Patrones temporales y espaciales de los incendios y su relación con el clima

5.2.1.1 Selección de variables vinculadas al fuego y al clima

Para la variable vinculada a los incendios potenciales, utilizamos la base de datos de Anomalías Térmicas (AT), que, también, se suele referir al término focos de incendios o *hotspot* en inglés (Di Bella et al. 2011). La información que brindan las AT es el grado de probabilidad de que el evento fuego se haya producido en la fecha y ubicación especificada (geo localización), registradas por diferentes sensores. Las ubicaciones de las AT se obtuvieron diariamente del sensor del Espectrorradiómetro de Imágenes de Resolución Moderada

(*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*, MODIS) a bordo de las plataformas Terra (MOD14 de Giglio et al. 2003), para el período de noviembre del año 2000 a marzo del año 2020. El conjunto de datos MODIS se procesó para filtrar valores de opacidad superior al 65 % y para extraer información sobre la latitud, la longitud y la fecha, y así luego integrar valores de ocurrencia de anomalías térmicas mensualmente a diferentes escalas: ecorregión, sectores provinciales y localidades.

En este capítulo se asociaron las AT tanto con las condiciones climáticas (comportamiento medio del estado atmosférico), para determinar la frecuencia, así como también con las condiciones meteorológicas (comportamiento del estado atmosférico del tiempo real), para poder predecir la ocurrencia de AT. La región presenta una superficie de aproximadamente 68000 Km², en la cual existen sólo cuatro estaciones meteorológicas con datos climáticos registrados a lo largo de aproximadamente cuatro décadas, por lo que dificulta caracterizar climáticamente de manera correcta a toda la región. Esto es una dificultad recurrente en diferentes partes del mundo, por lo cual se optó por fuentes de datos climáticos y meteorológicos derivados de interpolaciones y modelados. En este sentido, se consideró oportuno para la región, utilizar la fuente de datos climáticos de *Worldclim* (Fick y Hijmans, 2017) y la fuente de datos meteorológicos de *Climatic Research Unit* (CRU) (Harris et al. 2020). Con relación a las fuentes de datos meteorológicos, existen otras fuentes muy utilizadas como *Climate Hazards Group Infra Red Precipitation with Station* (CHIRPS) (<https://www.chc.ucsb.edu/data/chirp>) y la base de datos de reanálisis de ERA 5 (Hersbach et al. 2020), pero se seleccionó la base de datos meteorológica CRU, ya que, al comparar las distintas bases de datos con los datos reales de estaciones meteorológicas locales, fue la que arrojó los mejores ajustes (R^2 superiores a 0.7). Si bien este indicador por sí sólo puede que no sea el mejor descriptor de la calidad de la base de datos, a pesar de valores altos de R^2 , se decidió utilizar la base de datos CRU por presentar mayor número de variables de interés y por la accesibilidad a la información.

La base de datos de *Worldclim* (Fick y Hijmans 2017) presenta datos promedio de 30 años, con lo cual se establecieron las isohietas de

precipitaciones (PP) y las curvas del índice de aridez (IA). Esta última variable se calculó como la relación entre las precipitaciones y la evapotranspiración potencial (PP/EVP). El índice de aridez es un indicador de disponibilidad de agua según Thornthwaite y Mather (1957), y también es utilizado por la FAO (2007) para clasificar las tierras. Estas dos variables, precipitaciones y evapotranspiración potencial, son las que mejor han dado resultado como indicadores bioclimáticos en el estudio de parámetros de incendios (Di Bella et al. 2006; Di Bella et al. 2011; Fischer et al. 2012).

Por otro lado, la base de datos grillados CRU presenta variables meteorológicas de precipitación y de evapotranspiración potencial, con registros desde 1901 hasta la actualidad. Por lo tanto, es una fuente adecuada de ser utilizada por su capacidad para el análisis de series extensas, en este caso se tomaron registros desde los años 1998 a 2020. Los datos CRU TS4.05 son campos cuadrículados mensuales basados en datos observacionales mensuales calculados a partir de datos diarios o subdiarios por los Servicios Meteorológicos Nacionales y otros agentes externos. Estas cuadrículas son de alta resolución (0,5 x 0,5 grados).

Los datos meteorológicos se obtuvieron mediante una aplicación, *Climate Explorer* (<http://climexp.knmi.nl/>), de la Organización Meteorológica Mundial (OMM), un organismo especializado de las Naciones Unidas, dedicado a la cooperación y coordinación internacionales sobre el estado y el comportamiento de la atmósfera terrestre. Mediante esta aplicación se seleccionó la base de datos (CRU), las variables a requerir (PP y EVP) y las coordenadas geográficas del área de interés (por ejemplo, coordenadas en decimales de la región ecotonal, Lat: 37.7 S-41.9 S y Log: 65.4 O 63.4 O). Los datos mensuales de las PP y EVP se integraron para crear bases de datos de diferente duración temporal: meses húmedos (abril a noviembre), promedio de dos y tres años previos a la incidencia de incendios. Se tuvieron en cuenta estos períodos temporales tal como lo indican diferentes fuentes bibliográficas (Grau y Veblen 2000; Grau 2001; Di Bella et al. 2011).

5.2.1.2 Patrones temporales y espaciales de los incendios y su relación con el clima

Para conocer los patrones temporales de las AT, se integraron datos mensuales de las AT de 19 temporadas, entre los años 2000 y 2020. Se obtuvieron valores acumulados de AT de acuerdo con las estaciones del año (otoño, invierno, primavera y verano). Con esta información, mediante el software Infostat (Di Rienzo et al. 2018), se realizaron análisis descriptivos (Tukey 1977).

Para los patrones espaciales se realizó un mapa de frecuencia de incendios en celdas de 10 x 10 Km con las AT de las 19 temporadas, mediante la herramienta mapa de calor del software Qgis versión 3.2. Esto permitió calcular, para el área de estudio, la concentración de AT en el gradiente climático de las precipitaciones y del índice de aridez. Además, para cada sector provincial (NE Río Negro, SE La Pampa y SO Buenos Aires), se calculó la concentración de AT y la densidad de AT cada 1000 Km². Esta última variable se calculó como el número de AT dividido la superficie correspondiente a cada sector multiplicado por 1000.

Para predecir la ocurrencia de AT con relación a las variables climáticas, se exploró, mediante correlaciones y regresiones simples, la relación entre las AT de los meses de verano y las variables PP e IA, obtenidas con los datos meteorológicos, para los diferentes períodos previos a los incendios (meses húmedos, dos y tres años previos a los incendios). Se consideraron sólo las AT de los meses de verano, ya que en estos meses ocurren los incendios naturales y es muy poco probable que se generen incendios intencionales para el manejo productivo, debido a las condiciones extremas que presentan los veranos en la región (Busso 1997).

Se siguieron los pasos metodológicos utilizados en otras regiones de Argentina (Di Bella et al. 2010; Argañaraz et al. 2015), en los cuales se realizan regresiones entre variables climáticas de los distintos períodos con las AT, donde se evaluó la bondad del ajuste de cada modelo con el R², con valores t de *Student* se evaluó la importancia de cada variable en el modelo y con los gráficos predichos vs. observados se exploró visualmente la linealidad y la

homocedasticidad de los residuos. Con base a tales gráficos, decidimos si se deben aplicar o no transformaciones logarítmicas lineales. Estas regresiones se realizaron para toda el área de estudio y para cada sector provincial mediante el software Infostat (Di Rienzo et al. 2018).

5.2.2 Relación de los incendios con la biomasa aérea de leñosas

Para analizar los patrones espaciales de la variación de AT con relación a la biomasa aérea de leñosas, se realizaron análisis descriptivos (Tukey 1977) para las 9 temporadas, entre los años 2011 y 2020. Se seleccionaron esas temporadas, ya que se utilizó el mapa de biomasa aérea de leñosa presentado en el capítulo 4 de esta tesis. Teniendo en cuenta las fechas de los relevamientos de campo y las imágenes utilizadas, el mapa de BAL estaría reflejando las condiciones del año 2010. A partir de esta información, en primer lugar, para el ecotono sur Espinal-Monte, se describió el número AT acumuladas de los meses de verano para las nueve temporadas. En segundo lugar, se calculó, para la superficie de cada una de las siete categorías de BAL, el valor acumulado de AT del verano y la densidad de AT del verano cada 1000 Km². Esta última variable se calculó como el número de AT dividido la superficie correspondiente a cada categoría de BAL multiplicado por 1000. Además, con el fin de describir el comportamiento de las AT en una temporada alta de ocurrencia de incendios, se seleccionó la temporada alta de ocurrencia de incendios y se calculó, la densidad AT de los meses de verano por cada 1000 Km² para las diferentes categorías de BAL, según los sectores provinciales: NE de Río Negro, SE de La Pampa y SO de Buenos Aires.

5.2.3 Relación de los incendios con el uso ganadero y variables climáticas

Para explorar la relación de las AT con el uso ganadero y las variables climáticas, se seleccionó la temporada de mayor ocurrencia de focos de incendios. Para conocer si existen relaciones entre la ocurrencia AT y el uso ganadero, se consideró como unidad de análisis cada localidad presente en la región ecotonal: Adolfo Alsina, General Conesa, Pichi Mahuida, Patagones, Villarino, Puan, Lihuel Calel, Caleu Caleu y Hucal. Para cada una de las nueve localidades de la región, se estimó el número de anomalías térmicas acumuladas de los meses de verano. Además, como variable de uso ganadero se determinó

la densidad ganadera para cada localidad, que se calculó como el número total de animales registrados en el año de la temporada de mayor incidencia de AT (vaca, vaquillona, novillo, novillito, ternero, ternera, toro, torito y bueyes) por hectárea (fuente SENASA 2016). También, mediante la base de datos meteorológicos CRU, se calcularon las variables precipitaciones e índice de aridez para los diferentes períodos previos a los incendios (meses húmedos, dos y tres años anteriores a los incendios). Con esta información, primero exploramos las correlaciones lineales simples (*Pearson*) entre las AT con las variables climáticas de los distintos períodos y con la densidad ganadera. Luego, se realizó un modelo lineal considerando como variable dependiente a las AT y como variable independiente a la densidad ganadera, y se evaluó si el ajuste del modelo mejoraba con la inclusión de las variables climáticas (PP e IA) calculadas para distintos períodos. Usamos R^2 para evaluar la bondad de ajuste de cada modelo, valores t de *Student* para evaluar la importancia de cada variable en el modelo y gráficos predichos vs. observados para explorar visualmente la linealidad y la homocedasticidad de los residuos. Con base a tales gráficos, decidimos si se deben aplicar o no transformaciones logarítmicas lineales. Además, se seleccionó el modelo final basado en el criterio de información de Akaike (AIC), que es una medida apropiada para comparar modelos con un número diferente de variables independientes (Burnham y Anderson 2002).

5.3 Resultados

5.3.1 Patrones temporales y espaciales de los incendios y su relación con el clima

La estación de verano presentó los mayores valores de AT ($\mu= 449$; $\sigma= 868$), teniendo en cuenta las 19 temporadas de AT analizadas (Fig. 5.1). Esta estación, además, presentó la mayor variabilidad de AT entre meses, siendo enero ($\mu= 267$; $\sigma= 534$) y diciembre ($\mu= 148$; $\sigma= 319$) los meses críticos con mayores valores acumulados de AT (Fig. 5.1).

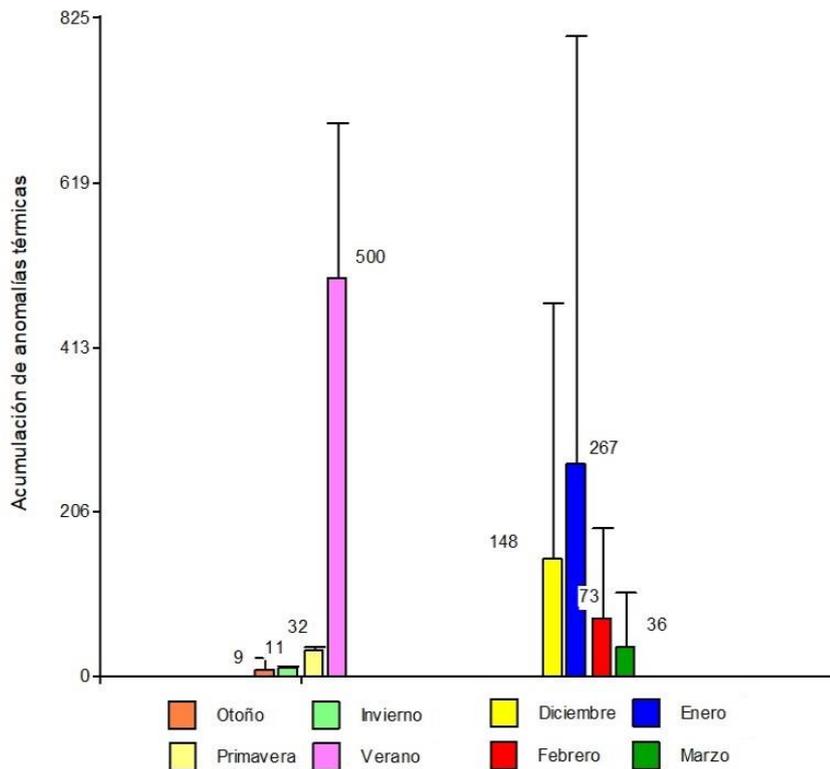


Fig. 5.1. Valor medio acumulado de las anomalías térmicas para las diferentes estaciones y para los meses del verano, con su respectivo desvío estándar para las 19 temporadas analizadas.

La frecuencia de las AT presentó patrones espaciales diferentes teniendo en cuenta la variable climática precipitación anual e índice de aridez (Fig. 5.2 A). En cuanto a la precipitación media anual, la mayor concentración de AT (55%) se estableció entre valores de 300 y 400 mm anuales. Por debajo de los 300 mm, se concentraron el 17% de AT, y por encima de los 400 mm se concentraron el 28% de AT. Con respecto al índice de aridez, el 64.5% de las anomalías térmicas de la región se establecieron en los valores intermedios, entre 0.3 a 0.4, delimitando una distribución espacial en forma de arco (Fig. 5.2 B). Para los valores de mayor déficit hídrico de la región (< 0.3 IA) se registró el 23.8% de las AT. En cambio, para valores de mayor humedad (> 0.4 IA) se registró el 11.8% de las AT (Fig. 5.2 B).

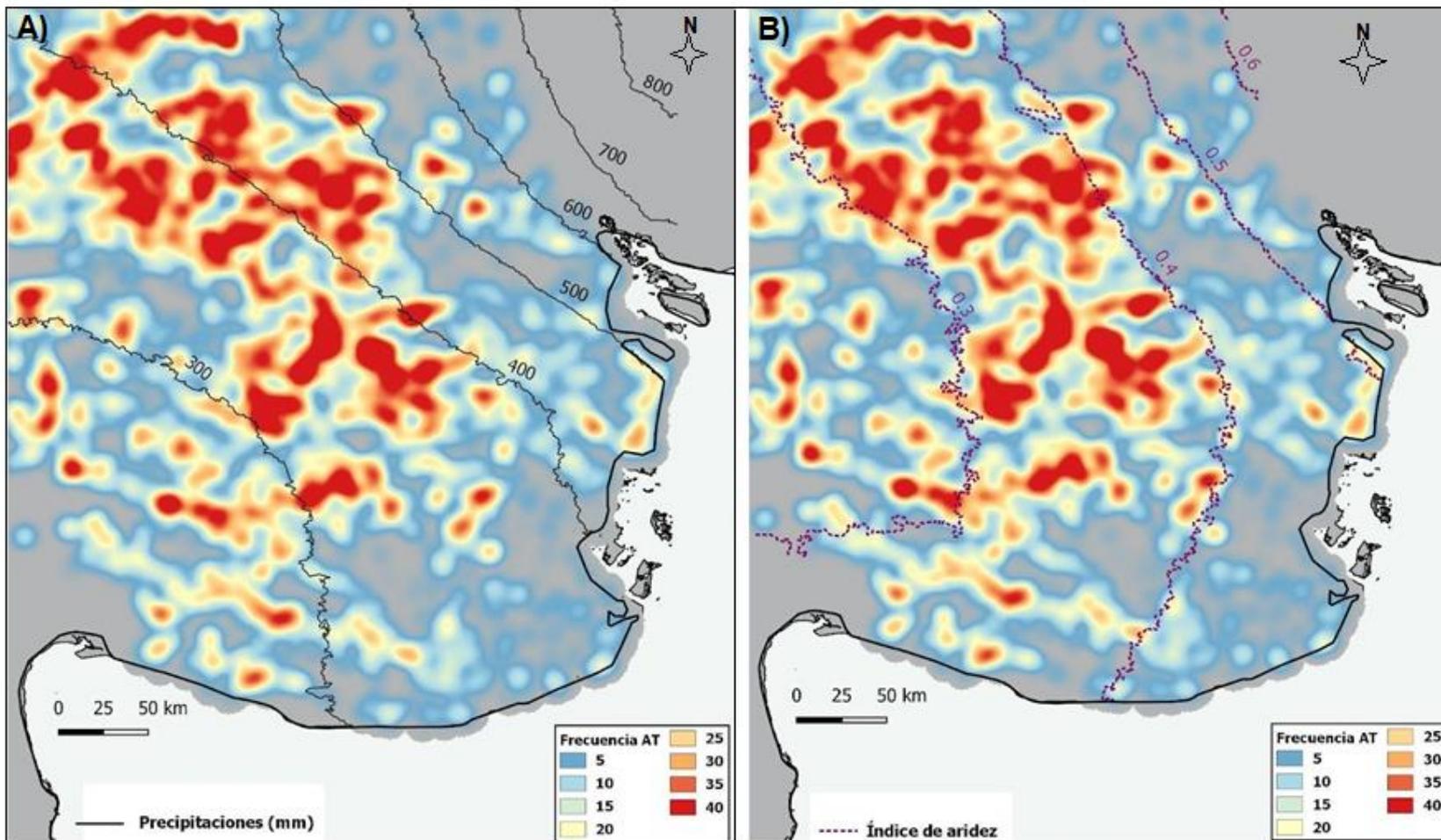


Fig. 5.2. Mapa de frecuencia de las anomalías térmicas (AT) para las 19 temporadas analizadas (satélite Terra) con relación a los valores promedios de las precipitaciones anuales (A) y del índice de aridez (B).

En cuanto a la distribución de AT en los diferentes sectores provinciales, se observó una disminución de AT hacia el E de la región (Fig. 5.2 A y B), con los siguientes porcentajes de concentración: el SE de La Pampa presentó el 46.9% de las AT, el NE rionegrino el 36.7% de las AT y el SO bonaerense el 16.4% de las AT. La densidad de AT cada 1000 Km² presentó un patrón similar de distribución, ya que el SE de La Pampa fue el sector con el valor promedio más alto de densidad de AT cada 1000 Km² (9 AT cada 1000 Km²), mientras que, el SO de Buenos Aires presentó el promedio más baja de densidad de AT cada 1000 Km² (3 AT cada 1000 Km²) (Fig. 5.3).

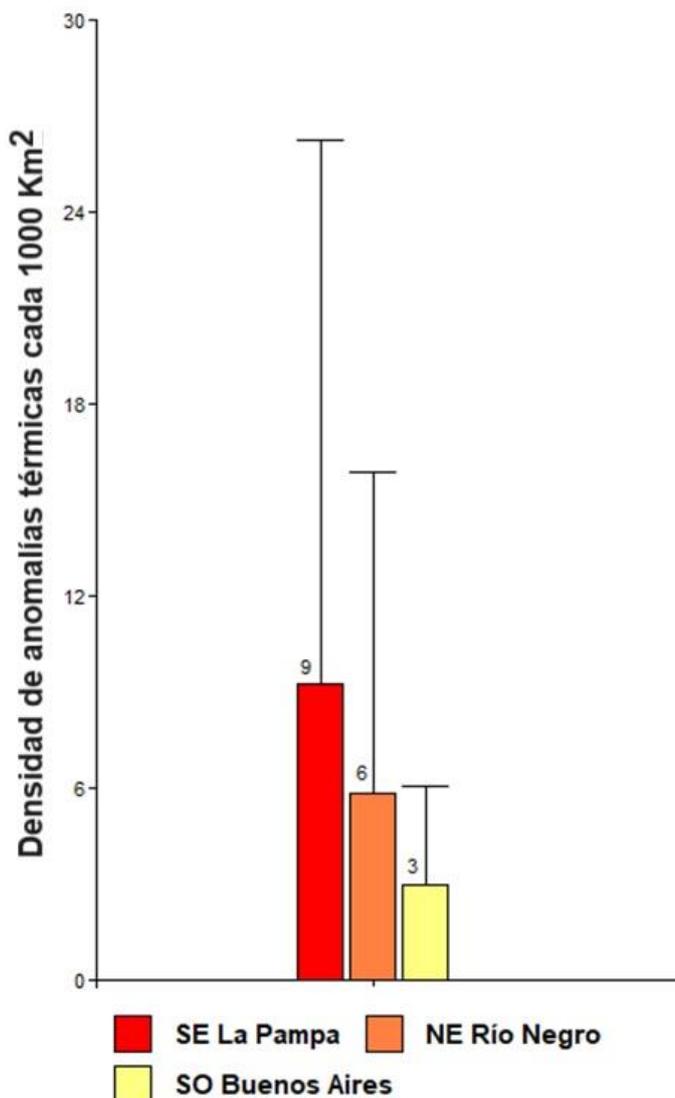


Fig. 5.3. Valor promedio de la densidad de anomalías térmicas cada 1000 Km² con su desvío estándar por sector provincial, para las 19 temporadas analizadas.

Para el ecotono sur Espinal-Monte la relación entre las AT de las 19 temporadas y las variables de precipitaciones e índice de aridez (PP, IA), calculadas para diferentes períodos, presentaron ajustes por encima de 0.7 ($R^2 > 0.72$) (Fig. 5.4). Con respecto a los diferentes períodos analizados de la variable índice de aridez (IA promedio de los meses, de los dos años y de los tres años previos a los incendios), los modelos con mejores ajustes fueron el de los dos y tres años previos a la incidencia de las AT ($R^2=0.84$ y $R^2=0.83$, respectivamente) (Fig. 5.4 A y B). Con respecto a los períodos analizados de la variable precipitación (PP acumulada de los meses y promedio de los dos años y de los tres años previos a los incendios), los modelos con mejor ajuste fueron los que contenían a la precipitación promedio de los dos y tres años previos a la ocurrencia de las AT ($R^2=0.84$ y $R^2=0.82$, respectivamente) (Fig. 5.4 C y D).

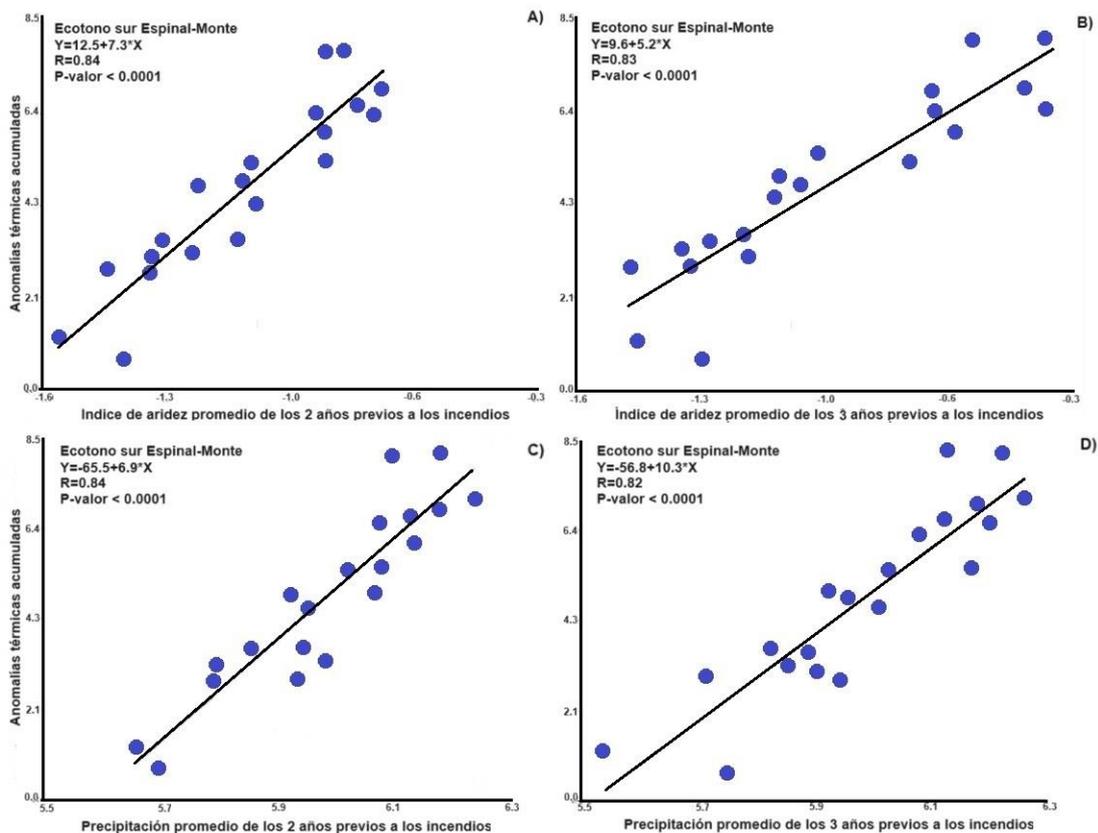


Fig. 5.4. Modelos que explican, para el ecotono sur Espinal-Monte, la relación entre el valor acumulado de las anomalías térmicas de los meses de verano (transformada a Ln) y las variables climáticas (transformadas a Ln): índice de aridez promedio de los dos años previos a los incendios (A); índice de aridez promedio de los tres años previos a los incendios (B); precipitación promedio de los dos años previos a los incendios (C) y precipitación promedio de los tres años previos a los incendios (D).

Al analizar estas relaciones por sector provincial, se observó que también los modelos presentaron ajustes por encima de 0.7 ($R^2 > 0.7$). Para el NE rionegrino, el modelo de mejor ajuste ($R^2=0.83$) fue el que asoció las AT con las precipitaciones promedio de los tres años previos a la temporada de incendios (Fig. 5.5 A). Para el SE de La Pampa, el modelo de mejor ajuste se asoció al valor del índice de aridez promedio de los meses previos a la temporada de incendios ($R^2=0.79$) (Fig. 5.5 B). Para el SO bonaerense el modelo obtenido presentó un valor de ajuste menor a los obtenidos para los demás sectores provinciales, asociado a los valores de las precipitaciones promedios de los tres años previos a la ocurrencia de AT ($R^2=0.74$) (Fig. 5.5 C).

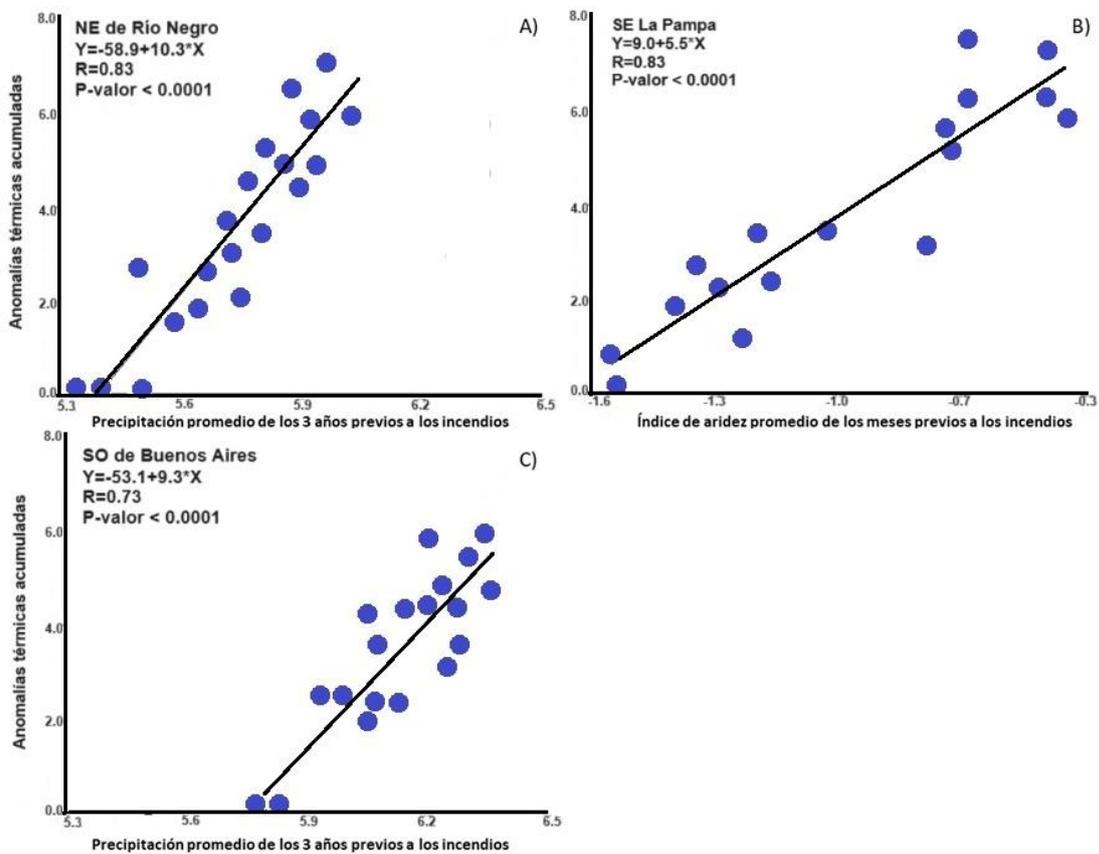


Fig. 5.5. Modelos que explican, para cada sector provincial, la relación entre el valor acumulado de las anomalías térmicas de los meses verano (transformada a Ln) y las variables climáticas (transformadas a Ln): precipitaciones promedio de los tres años previos a la temporada de incendios en el NE de Río Negro (A); índice de aridez promedio de los meses previos a la temporada de incendios en SE de La Pampa (B) y precipitaciones promedio de los tres años previos a la temporada de incendios en el SO de Buenos Aires (C).

5.3.3 Relación de los incendios con la biomasa aérea de leñosas

Para el período que va del año 2011 al año 2020, la temporada de diciembre del año 2016 a marzo del año 2017 presentó un valor acumulado de AT de 2976 (32 AT cada 1000 km²), aproximadamente 6 veces mayor con respecto al segundo valor más alto registrado en este período (Fig. 5.6).

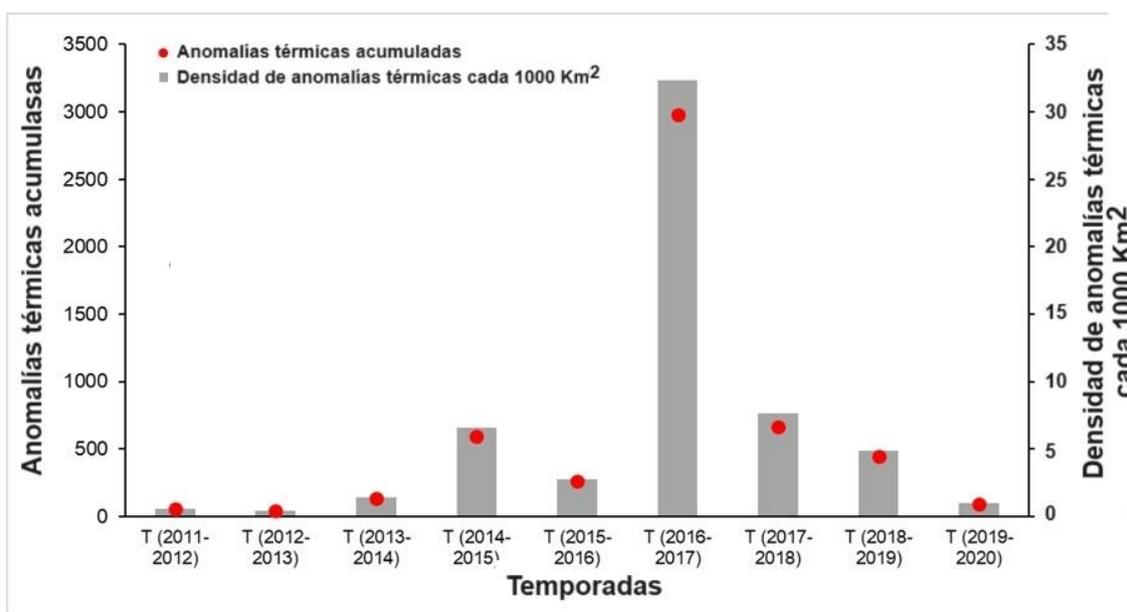


Fig. 5.6. Valor acumulado de las anomalías térmicas de los meses de verano y la densidad de anomalía térmica de los meses de verano cada 1000 km², para las 9 Temporadas (T) entre los años 2011 y 2020. Valores estimados para el área de estudio.

Teniendo en cuenta las 9 temporadas (2011-2020), las categorías de BAL registraron valores promedios de anomalías térmicas de los meses de verano que variaron entre 0 a 170 AT. Los valores promedios más altos de AT acumuladas se encontraron en las áreas que presentaron valores más bajos de contenido de biomasa de leñosas (categorías 1 y 2), mientras que, los valores promedios más bajos de AT se encontraron en las áreas con biomasa de leñosa intermedia y alta (categorías 3 a 7) (Fig. 5.7). Contrariamente, el valor promedio de la densidad de AT cada 1000 Km² fue mayor en las categorías intermedias de BAL (categorías 3, 4 y 5), con valores alrededor de 13 AT cada 1000 Km² (Fig. 5.7).

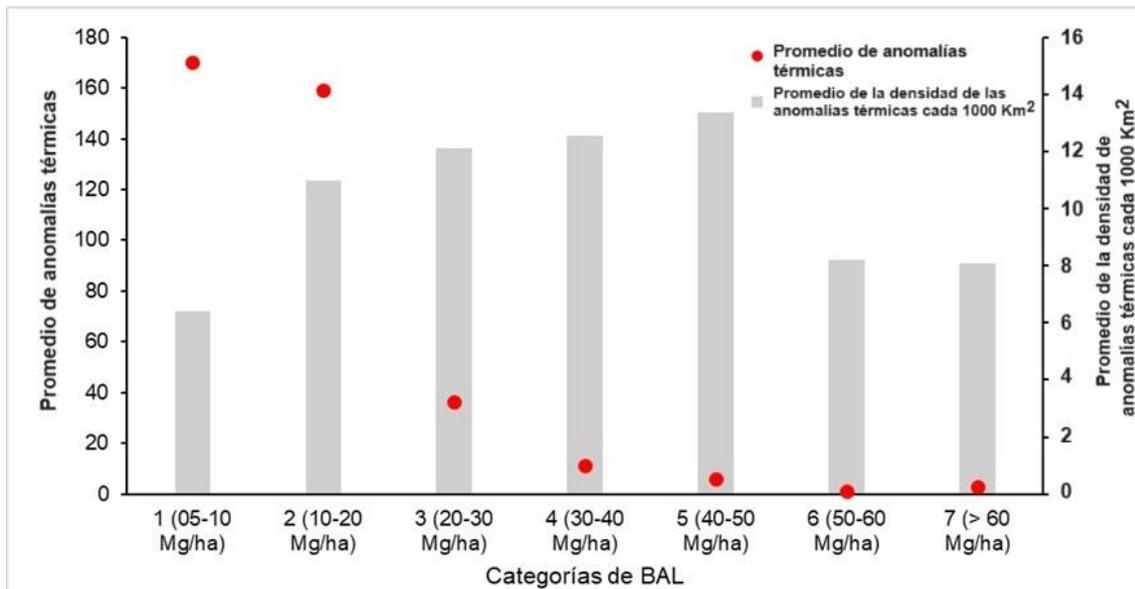


Fig. 5.7. Valores promedios de anomalías térmicas acumuladas de los meses de verano y promedio de la densidad anomalías térmicas de los meses de verano cada 1000 km² por categoría de biomasa aérea de leñosas (BAL), para las 9 temporadas entre los años 2011 y 2020, años posteriores a la fecha de elaboración del mapa de biomasa.

Al seleccionar la temporada de mayor ocurrencia de AT, temporada 2016-2017, se observó para los sectores provinciales, que los valores de la densidad de AT cada 1000 Km² (Fig.5.8) fueron más altos a los hallados para las 19 temporadas (Fig.5.3). En la temporada de alta ocurrencia de incendios, el SE de La Pampa presentó un valor promedio de una AT cada 19 Km² (54 AT cada 1000 Km²), donde las categorías 2, 3, 4 y 5 de BAL fueron las más afectadas por los fuegos, ya que presentaron alrededor de una AT cada 10 Km² (100 AT cada 1000 Km²) (Fig. 5.8). El NE rionegrino registró un valor promedio de una AT cada 25 km² (40 AT cada 1000 Km²), con valores similares al SE de La Pampa para las categorías de BAL 2, 3, 4 y 5, pero con un valor más alto para la categoría 6, la cual implicó para esta última categoría una AT cada 5 Km² (200 AT cada 1000 Km²) (Fig. 5.8). El SO bonaerense presentó el valor más bajo de densidad de AT cada 1000 Km² de la región, con un valor promedio de una AT cada 100 Km² (10 AT cada 1000 km²) y valores similares en todas las categorías de BAL de AT cada 1000 Km² (cercanos a 30 AT cada 1000 Km²) (Fig. 5.8).

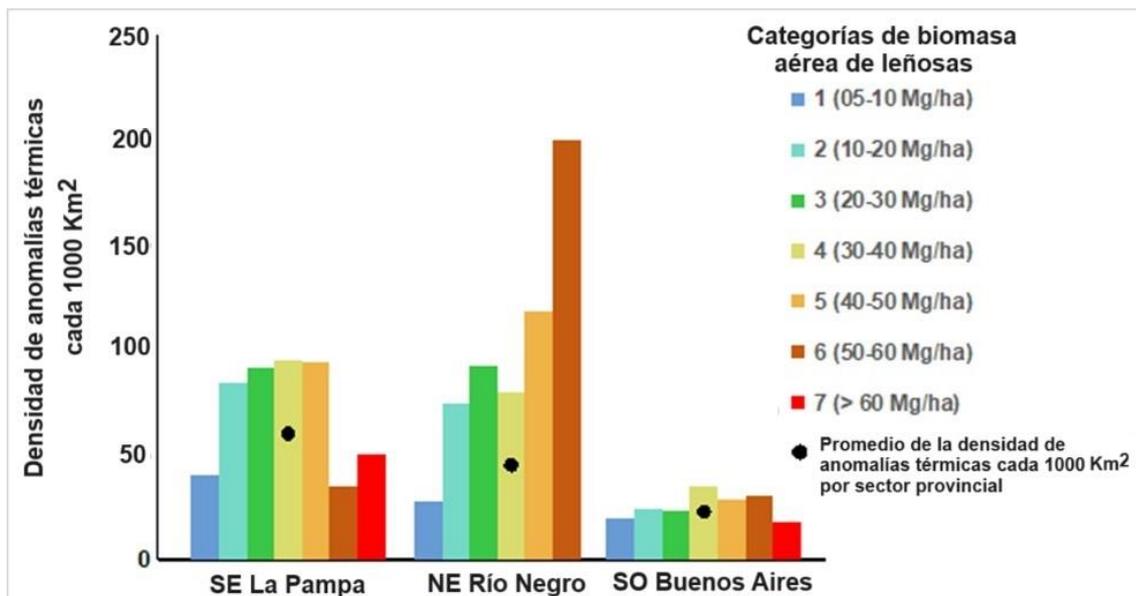


Fig. 5.8. Densidad de anomalías térmicas cada 1000 Km² por categoría de biomasa aérea de leñosas de la temporada 2016-2017, según los sectores provinciales.

5.3.4 Relación de los incendios con el uso ganadero y variables climáticas

En cuanto a la temporada de mayor ocurrencia de incendios, no todas las localidades presentaron valores similares de ocurrencia de AT. Se observó que las localidades de General Conesa (GC), Pichi Mahuida (PM) y Caleu Caleu (CC), presentaron mayor ocurrencia de anomalías térmicas (Fig. 5.9), con valores por encima de 500 AT en la temporada 2016-2017.

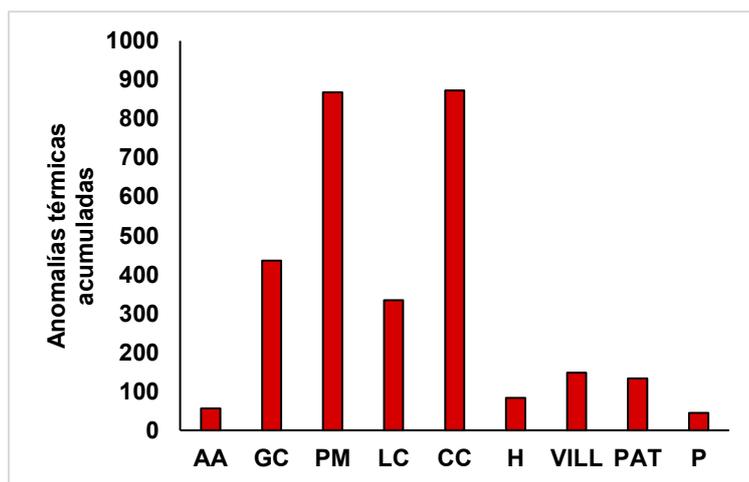


Fig. 5.9. Valor acumulado de anomalías térmicas para el verano 2016-2017 según las distintas localidades. AA, Adolfo Alsina; GC, General Conesa; PM, Pichi Mahuida; LC; Lihuel Caleu; CC, Caleu Caleu; PAT, Patagones; H, Hucal; Vill, Villarino; P, Puan.

Al analizar la correlación de la ocurrencia de AT de la temporada 2016-2017 con la densidad ganadera y las variables climáticas, no se hallaron correlaciones significativas (p -valor mayores a 0.05) teniendo en cuenta a todas las localidades. Sin embargo, al excluir del análisis la localidad Adolfo Alsina, que presenta características estructurales y composicionales de la vegetación de Monte asociados a climas más secos, las correlaciones se tornan significativas (Tabla 5.1). Estas mejores correlaciones permitieron encontrar modelos con mejores ajustes entre las ocurrencias de las anomalías térmicas con la densidad de carga ganadera y las variables climáticas.

Tabla 5.1. Correlación de *Pearson* entre el LN de la ocurrencia de las anomalías térmicas y las variables densidad de carga ganadera y las variables climáticas precipitaciones medias anuales e índice de aridez. Variables climáticas calculada para: los meses previos a los incendios (abril a noviembre del año 2016), los dos años previos a los incendios del año 2016 y los tres años previos a los incendios del año 2016. La letra N indica el número de localidades: N=9 todas las localidades y N=8 excluyendo del análisis la localidad Adolfo Alsina.

Variable	Pearson N (9)	p-valor N (9)	Pearson N (8)	p-valor N (8)
Densidad ganadera	-0.65	0.05	-0.86	0.01
Precipitaciones de los meses previos a los incendios del año 2016	-0.26	0.49	-0.57	0.14
Precipitaciones de dos años previos a los incendios del año 2016	-0.57	0.10	-0.86	0.01
Precipitaciones de tres años previos a los incendios del año 2016	-0.54	0.13	-0.85	0.01
Índice de Aridez de los meses previos a los incendios del año 2016	-0.59	0.09	-0.77	0.02
Índice de Aridez de dos años previos a los incendios del año 2016	-0.62	0.07	-0.77	0.02
Índice de Aridez de tres años previos a los incendios del año 2016	-0.68	0.05	-0.82	0.01

Para determinar la ocurrencia de las anomalías térmicas de la temporada 2016-2017 con las variables climáticas y la densidad de carga ganadera, se hallaron cuatro modelos con ajustes (R^2) por encima de 0.63 para 8 localidades (excluida Adolfo Alsina). El mejor modelo hallado fue el que presentó el menor valor AIC (18.78) y relacionó la variable índice de aridez dos años previos a los incendios con la densidad de carga ganadera ($R^2=0.77$; $p<0.01$). Este modelo reflejó que las localidades que presentaron mayor número de anomalías térmicas fueron aquellas que presentaron condiciones más secas en los dos años previos a los incendios y que presentaron menor densidad de cargas ganaderas (Tabla 5.2 y Fig. 5.10). El segundo mejor modelo hallado fue el que relacionó la variable precipitaciones de los meses previos y la densidad de carga ganadera ($R^2=0.68$; $p<0.05$).

Tabla 5.2. Modelos de regresión para determinar la ocurrencia de anomalías térmicas. Variables de los modelos: anomalías térmicas (AT), el índice de aridez de los meses previos a los incendios (IA), el índice de aridez dos años previos a los incendios (IA2), precipitaciones de los meses previos a los incendios (PP), precipitaciones de dos años previos a los incendios (PP2) y densidad de carga ganadera (DCG). N, número de localidades; AIC, criterio de información de Akaike.

Modelo	N	b_0	b_1	b_2	R^2	AIC	p-valor del modelo
$\text{Ln(AT)} = b_0 + b_1 \cdot \text{Ln(IA2)} + b_2 \cdot \text{Ln(DCG)}$	8	23.56	11.86	-4.23	0.77	18.78	0.01
$\text{Ln(AT)} = b_0 + b_1 \cdot \text{Ln(PP)} + b_2 \cdot \text{Ln(DCG)}$	8	3.62	1.51	-2.04	0.68	21.50	0.02
$\text{Ln(AT)} = b_0 + b_1 \cdot \text{Ln(IA)} + b_2 \cdot \text{Ln(DCG)}$	8	10.5	-0.56	-1.55	0.64	22.01	0.03
$\text{Ln(AT)} = b_0 + b_1 \cdot \text{Ln(PP2)} + b_2 \cdot \text{Ln(DCG)}$	8	24.46	-2.32	-0.99	0.63	22.07	0.03

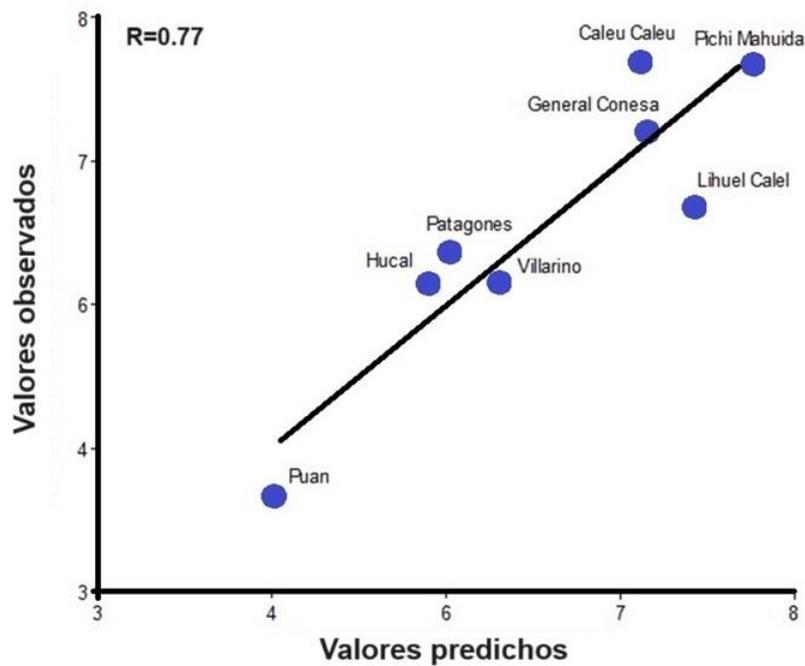


Fig. 5.10. Valores predichos y observados para las anomalías térmicas acumuladas de la temporada 2016-2017 (valores transformados a LN) según las localidades, con la densidad de carga y el valor promedio de los dos años previos a los incendios del índice de aridez.

5.4 Discusión

5.4.1 Patrones temporales y espaciales de los incendios y su relación con el clima

Los sensores remotos brindan información que pueden explicar el comportamiento de los incendios y su variación temporal y espacial vinculadas a variables climáticas (Dibella et al. 2011). En cuanto a la variación temporal de nuestra área de estudio, los meses de mayor ocurrencia de AT fueron diciembre y enero, los que se consideraron como los meses críticos (Fig. 4.1). Esto concuerda con lo encontrado por Peinetti (2021) y Sanchez et al. (2023) para el caldenal del Espinal, donde las estaciones de mayor incidencia de los incendios se dan entre los meses de noviembre a febrero. Sin embargo, esto difiere con lo reportado por Argañaraz et al. (2015) para otras regiones semiáridas de Argentina, como las Sierras Cordobesas (región fitogeográfica del Chaco Serrano según Cabrera 1976), quienes mencionan que el mayor número de incendios se dan en los meses de agosto y septiembre, siendo la temporada de incendios entre julio y principio de diciembre. También, nuestro resultado sobre

los meses de incidencias de incendios difiere a los encontrados para el centro semiárido de Argentina, que presenta una gran variedad de ecosistemas de pastizales, matorrales y bosques secos, donde los eventos se detectaron principalmente a fines del invierno y principios de la primavera del hemisferio sur (meses agosto a noviembre) (Fischer et al. 2012).

En cuanto a la variación espacial de los incendios en Argentina, resultados preliminares de Peinetti et al. (2021), que utilizaron sensores MODIS, determinaron que los fuegos se extendieron en forma de arco en los últimos 20 años por el centro y norte del territorio, incluyendo el sector del ecotono sur Espinal-Monte, vinculadas a un rango muy amplio de diferentes condiciones climáticas, como precipitaciones medias anuales (250-1800 mm), temperatura media anual (13-25 °C) y déficit hídrico (100-1300 mm). En este sentido, nuestros resultados asociaron la variación de las AT (focos de incendios) con las precipitaciones media entre los 300 a 400 mm (55%), pero la mayor concentración (64.5 %) se relacionó con índice de aridez, entre valores de 0.3 y 0.4, delimitando un arco de fuego en la zona central del ecotono sur Espinal-Monte (Fig. 4.2 B).

La zona central del área de estudio fue el sector con mayor frecuencia de focos de incendios, incluye a los sectores provinciales del SE de La Pampa y el NE de Río Negro. Estos sectores presentaron el mayor porcentaje de cubierta de vegetación leñosa para el año 2010 (alrededor de un 70% de su superficie) (capítulo 3) y cuyos modelos de producción están asociados principalmente a la ganadería bajo monte (Kröpfl et al. 2007; Zeberio et al. 2018). Resultados similares encontraron Sanchez et al. (2023), que estudiaron los incendios de la provincia de La Pampa, los cuales señalan que la vegetación más afectada por los incendios son los bosques xéricos, seguido en menor medida, por los bosques de algarrobo y las estepas y matorrales psamófilos.

La frecuencia y la densidad de AT cada 1000 Km² disminuyó notablemente hacia el Este de la región, donde se encuentra el SO bonaerense. Este sector presenta una baja cubierta de vegetación leñosa en el año 2010 (21%) (Rodríguez et al. 2021), con alrededor del 60% de su superficie destinada al cultivo de grano en tierras de secano (Gaspari et al. 2021). En este sentido,

diversos estudios que comparan el número de fuegos en áreas de vegetación natural con áreas de agricultura, encontraron que las zonas más afectadas por los incendios se dan en sectores de vegetación natural (principalmente pastizal y matorral) (Fischer et al. 2015; Argañaraz et al. 2015). Además, se ha observado, en otras regiones semiáridas, que la adición de tierras para la agricultura disminuye la densidad de incendios (Di Bella et al. 2006). Por lo tanto, la tendencia de disminución encontrada hacia el Este de la región, no solo podría ser por cambios en la variación del índice de aridez (es decir, a cuestiones climáticas), sino también por el uso agrícola que se desarrolla en ese sector.

Por otro lado, los modelos que explican la relación entre las AT de los meses de verano y las condiciones meteorológicas presentaron, en general, buenos ajustes. Los modelos que incluyeron a la variable índice de aridez promedio de los dos años antes y los que incluyeron al promedio de las precipitaciones dos años antes a los incendios, fueron los que presentaron los ajustes más altos. Las precipitaciones de años previos a los incendios e índice de aridez, podrían considerarse un buen indicador de disponibilidad de agua que vincularía la acumulación de biomasa fina con los eventos de incendios en los meses posteriores secos. Las condiciones meteorológicas que podrían relacionarse con las ocurrencias de incendios encontradas en este trabajo son las mismas que las encontradas en otros estudios de zonas semiáridas o estacionales. Por ejemplo, Di Bella et al. (2011) encontraron para ecosistemas semiáridos del norte de Argentina, que el índice de aridez de la fecha de crecimiento de las especies anuales es un buen indicador de anomalías térmicas ($R^2=0.52$). Para ambas regiones, el mayor número de incendios se da entre los valores 0.5 a 1 del índice de aridez. Otros trabajos que se pueden mencionar con resultados similares, incluyen a Bravo et al. (2010) para el Chaco semiárido; Aráoz y Grau (2010) para las Yungas (Bosques húmedos subtropicales); Grau y Veblen (2000) para el NE de la Argentina; y Sanchez et al. (2023) para la provincia de La Pampa, Argentina. En estos estudios la mayor influencia de incendios coincide con una secuencia de aumento de las precipitaciones y/o con condiciones favorables dadas por el balance hídrico, y luego con un período seco. Nuestros resultados estarían indicando que para el área de estudio la

disponibilidad de combustible actuaría como factor limitante volviéndolo un factor importante para entender la ocurrencia de fuegos.

4.4.2 Relación de los incendios con la biomasa aérea de leñosas

La región del ecotono sur Espinal-Monte presenta una variación de sistemas abiertos con algunos arbustos aislados a sistemas dominados por especies leñosas (Torres Robles et al. 2015). Los bosques y arbustales más densos, con mayores valores de biomasa, se encuentran fragmentados y distribuidos a lo largo de todo el gradiente geográfico (Rodríguez et al. 2021). Las categorías más bajas de biomasa de leñosas (entre los 5 y 20 Mg.ha⁻¹) presentaron los valores acumulados más altos de AT, por lo tanto, la vegetación abierta se encuentra más propensa a la ignición del fuego. Esto podría indicar que existe un umbral a los 20 Mg.ha⁻¹ de biomasa de leñosas, que cuando se alcanza esta categoría, la biomasa leñosa estaría bloqueando el combustible fino y por lo tanto la ocurrencia de incendios se vuelve menor en las categorías más altas.

La temporada 2016-2017 presentó un elevado número de AT (aproximadamente 3000 AT) comparado con las demás temporadas. En este sentido, Zacconi y Toppazzini (2018), informaron que en esta temporada se registraron más de 2 millones de hectáreas afectadas por los incendios en la vegetación leñosa de Río Negro, Mendoza, La Pampa y Buenos Aires, generando una fuerte crisis económica y ambiental. Además, las mayores superficies afectadas en dicha temporada, teniendo en cuenta la densidad de AT cada 1000 Km², se dieron en las categorías 2, 3, 4 y 5 de BAL, con un registro alrededor de 40 AT cada 1000 Km². Estas áreas intermedias de biomasa se relacionan con el matorral que caracteriza a la zona del ecotono sur Espinal-Monte (Torres Robles et al. 2015). Esto concuerda con lo encontrado por Fischer et al. (2012), donde la superficie más afectada por incendios ocurridos entre los años 2003 y 2006, en la región centro de Argentina, fueron los matorrales (arbustales), en comparación con la agricultura, sabana, vegetación degradada, pastizales, estepa y bosques. Por otro lado, Argañaraz et al. (2015) también encontraron que la superficie con vegetación de pastizal y arbustiva fueron las más afectadas por el fuego en las Sierras de Córdoba. Los pastizales y los

matorrales son más propensos a quemarse ya que los pastizales están dominados por combustibles finos y los matorrales suelen tener una gran cobertura de vegetación herbácea, donde la continuidad horizontal y vertical de los combustibles favorece a la propagación del fuego (Argañaraz et al. 2015).

Considerando que el número de anomalías térmicas entre 2016 y 2017 fue muy elevado y afectó principalmente a las zonas entre los 10 a 50 Mg.ha⁻¹, la pérdida de carbono podría ser considerablemente alta, ya que un 40% de la superficie de la región presentó estos valores de biomasa aérea en el año 2010 (Rodríguez et al. 2021). Además, las categorías con más de 50 Mg.ha⁻¹ son las situaciones de mayor reserva de carbono de la región, ocupan el 10 % de la superficie total de la cobertura leñosa, y se pueden tornar muy vulnerables ante la dinámica de incendios. Estas categorías se insertan en una matriz de vegetación abierta con diferente grado de cobertura leñosa y herbáceas, que podría ocasionar una dinámica de los eventos del fuego similares a los que ocurren en los bosques fragmentados de otras regiones semiáridas, donde los fuegos ocurren en las zonas más abiertas y luego penetran a las situaciones más cerradas (Bravo et al. 2001). En este contexto, si los incendios presentaran una alta severidad, las pérdidas del almacenamiento de carbono de la vegetación leñosa podrían ser muy elevadas, por lo que la severidad de los incendios también es un factor importante a tener en cuenta en futuros análisis.

5.4.3 Relación de los incendios con el uso ganadero y variables climáticas

En el análisis de la temporada con alta ocurrencia de fuegos (2016-2017) se utilizó el valor acumulado de las AT de los meses de verano. Esto se debe a que los incendios de los meses de verano son considerados como incendios forestales naturales para el sur de la Provincia Fitogeográfica del Monte, ya que estos suelen ocurrir en condiciones climáticas cálidas, secas y ventosas, y pueden causar efectos indeseables en el ecosistema (Busso 1997). Si bien en la región existen incendios controlados de intensidad moderada, la prescripción de los mismos se establece para las estaciones de otoño y primavera, donde se pueden controlar las condiciones de humedad, temperatura y viento (Pelaez et al 2010). Estos incendios prescritos pueden controlar el desarrollo de las plantas leñosas, aumentar la producción de forraje y facilitar el manejo del

ganado (Kröpfl et al. 2015). En la actualidad, las normativas vigentes para la protección de bosque nativo de la provincia de La Pampa y de Buenos Aires están prohibiendo esta modalidad de quema.

Para la temporada de alta ocurrencia de fuegos (2016-2017) se encontró que las localidades más secas presentaron más incendios, y a su vez se relacionó con una baja densidad ganadera. Esta situación podría deberse al secado de la biomasa de los pastos previo al inicio de la estación de fuego, que junto con las bajas cargas ganaderas se traduciría en mayor superficie de combustible fino disponible para la ignición de los fuegos (Fischer et al. 2012; Starns et al. 2019). En este sentido, Starns et al. (2019) encontraron que la herbivoría reduce las acumulaciones de combustible fino, la longitud de las llamas y las tasas de propagación de los incendios, incluso en aquellas situaciones que tienen potencial para quemarse dadas las condiciones climáticas. Por lo tanto, incorporar la herbivoría en las prácticas de manejo de combustibles, en áreas de alta productividad herbácea, aumenta la efectividad de los tratamientos de combustibles (Starns et al. 2019).

El sistema de manejo de los combustibles finos mediante las cargas ganaderas es más complejo en ambientes áridos. En las tierras secas la carga animal tiende a ser baja y frente a un pulso o período húmedo, que aumenta la producción de combustible fino, los productores ganaderos no están en condiciones de aumentar la carga durante esos períodos de dos o tres años húmedos. De esta manera se favorece a una mayor acumulación de combustible, que luego incrementa las posibilidades de ocurrencia de incendios en condiciones más secas.

La dinámica de uso de la tierra por actividades humanas puede ser un factor a trabajar en profundidad en el futuro. Por un lado, está claro que la expansión de la agricultura disminuye la ocurrencia de fuegos. Pero por el otro lado, la presión ganadera puede tener un papel importante al consumir el combustible fino, cuyo manejo y capacidad de uso de los adicionales de forrajes (combustible fino) en los períodos secos puede representar una manera de manejar y bajar los riesgos de incendios.

5.5 Conclusiones

La estación de verano es la de mayor ocurrencia de incendios, con enero y diciembre como meses críticos. La mayor frecuencia de incendios ocurre entre los valores 0.3 y 0.4 del índice de aridez, y se concentran en la zona central de la región, la cual presenta mayor superficie de vegetación leñosa y predominio de la actividad ganadera como principal uso del suelo.

Los modelos que explican la relación entre los focos de incendios y las variables climáticas presentan buenos ajustes con las variables precipitaciones e índice de aridez de dos años previos de los eventos de fuego.

Todas las categorías de BAL presentan valores de ocurrencias de anomalías térmicas, entre los años 2011 y 2020. Las categorías de bajo contenido de BAL presentan mayor ocurrencia de anomalías térmicas. Las superficies de intermedio y de alto contenido de BAL presentan la mayor cantidad de anomalías térmicas por unidad de superficie.

En el gradiente geográfico, las localidades que presentan la combinación entre baja densidad ganadera y condiciones meteorológicas más secas, previas a la temporada de incendios, presentan mayor ocurrencia de incendios. Esto se cumple para las localidades que presentan precipitaciones superiores a 350 mm.

Capítulo 6.

Variación de la biomasa aérea de leñosas y su relación con el clima en los últimos veinte años

6.1 Introducción

En las últimas décadas se ha incrementado la presión a los ecosistemas naturales por el cambio de uso del suelo asociado a cultivos y áreas urbanas. Estos usos se han expandido acompañados de grandes aumentos en el consumo de energía, agua y fertilizantes, junto con pérdidas considerables de biodiversidad (Foley et al. 2005). Tales cambios en el uso de la tierra han permitido a los humanos apropiarse cada vez más de los recursos del planeta, pero también debilitan potencialmente la capacidad de los ecosistemas para sostener la producción de alimentos, mantener los recursos forestales y de agua dulce, regular el clima y la calidad del aire (Foley et al. 2005).

Los diferentes ambientes naturales de Argentina fueron afectados principalmente por la actividad agrícola (Paruelo et al. 2005). A partir del año 1970, comenzó una profunda transformación en el sistema agrario, centralizado en un proceso de sojización, con la incorporación de tecnología centrada en el mejoramiento de semillas, la mecanización de las labores y el aumento en uso de agroquímicos (Paruelo et al. 2005; Gabella 2014). El proceso de sojización provocó grandes cambios en el uso del suelo en el territorio nacional y una fuerte concentración del poder económico, desplazando otro tipo de prácticas y productos agropecuarios, dejando claramente ganadores (los *poolers* sojeros integrados por capitales internacionales) y perdedores (los pequeños y medianos productores) (Paruelo et al. 2005; Gabella 2014).

La soja es considerada un *commodity* internacional que genera márgenes extraordinarios de ganancias, por esta razón, se produce un corrimiento de este cultivo desde la Pampa Húmeda, hacia el oeste y norte del país (Paruelo et al. 2005). Este proceso de sojización repercutió en el norte de la Patagonia con el corrimiento de la frontera agropecuaria basado en el aumento en la agricultura en secano hacia el sector NE de la región ecotonal, principalmente de trigo, y un aumento en la producción pecuaria bovina hacia el sector SO de la región ecotonal, desplazando la producción ovina hacia la Patagonia sur (Lascano y Bolla 2009).

En este contexto, en el ecotono sur Espinal-Monte la vegetación natural se vio afectada principalmente por la deforestación para el uso agrícola en áreas de

secano (Arturi 2006; Rodriguez 2017), por los incendios y procesos de arbustización en situaciones donde predomina la ganadería bajo monte (Zeberio 2012; Kröpfl et al. 2015). Estos usos de la tierra se establecen de manera diferente en la región debido a que el área de estudio comprende tres provincias con reglamentaciones diferentes sobre el uso de la tierra. Además, la existencia de un gradiente climático condiciona tanto las prácticas de manejo como a la composición y estructura de la vegetación leñosa (Torres Robles et al. 2015). Por un lado, hacia el NE de la región, que presenta precipitaciones medias por encima de los 600 mm anuales, se desarrolla la agricultura que implica la sustitución de la vegetación natural por la siembra de cultivo. Esto impacta tanto en situaciones de bosques de caldenes en distintos grados de degradación (Gonzalez-Roglich et al. 2014) como así también en situaciones transicionales de Monte-Espinal del SO bonaerense (Arturi et al. 2006; Torres Robles et al. 2015; Rodriguez 2017). Hacia este sector, en términos de la composición y estructura de la vegetación leñosa, se encuentran las especies más representativas del Espinal con estructuras más complejas (Torres Robles y Rodriguez 2023) y una mayor concentración de BAL por unidad de superficie (Rodriguez et al. 2021).

Por otro lado, hacia el centro y SO del área de estudio, la ganadería extensiva se desarrolla en una gran superficie, abarcando los sectores provinciales del SE de La Pampa y del NE de Río Negro y en una menor superficie en el SO bonaerense. Este manejo genera diferentes situaciones, puede favorecer tanto a los incendios naturales como a los procesos de la arbustización de los ecosistemas (Kröpfl et al. 2015). Hacia estos sectores, se encuentran las especies más representativas del Monte (Torres Robles y Rodriguez 2023) y una menor concentración de BAL por unidad de superficie (Rodriguez et al. 2021).

Otro de los factores que condiciona el uso de la tierra, son las variaciones de las precipitaciones entre ciclos húmedos y secos. Esta variación altera la dinámica de la vegetación leñosa, y puede ocasionar diferentes disturbios, tales como erosión y/o anegamientos de suelos, fuegos y/o arbustificación de los ecosistemas naturales (Pezzola et al 2009; Torres Robles et al. 2015; Kröpfl et

al. 2015). Por ejemplo, por un lado, se ha observado que el cambio de uso para la agricultura se intensifica cuando las condiciones de las precipitaciones son normales a húmedas, y en períodos secos o muy húmedos posteriores se han registrados procesos de erosión o anegamiento de los suelos utilizados para la agricultura (Pezzola et al 2009; Torres Robles 2022). Por otro lado, en sectores ganaderos la aparición de los períodos húmedos aumenta la frecuencia de incendios en la época secas del año, y si las cargas ganaderas no son lo suficientemente altas para disminuir el combustible fino, estos incendios pueden afectar decenas de miles de hectáreas, alterando la estructura de los ecosistemas y perjudicando gravemente la economía de los productores (Bran et al. 2007).

Las externalidades negativas que generan los distintos disturbios tanto en los sistemas productivos como naturales han motivado la valoración de los servicios ecosistémicos que ofrece la vegetación nativa. Los servicios de la vegetación nativa son relevantes para el sistema socio-productivo de los ambientes áridos y semiárido, ya que cuando hay condiciones extremas de sequía, son las plantas leñosas las protegen los suelos, reduciendo su voladura a causa de los fuertes vientos. Además, cuando llueve valores por encima del promedio anual, el monte nativo actúa absorbiendo el agua y evita así la inundación en distintos sectores rurales (Torres Robles 2022). Otro de los servicios ecosistémicos que ofrecen los sistemas naturales que ha tomado gran relevancia para el ámbito público, en los últimos años, es el rol que cumple la vegetación leñosa en la mitigación del cambio climático, mediante el secuestro de dióxido de carbono y consecuentemente el almacenamiento de carbono (IPCC, 2021).

La provisión de servicios ecosistémicos se puede ver alterada por las actividades productivas antrópicas que impactan en la dinámica de la vegetación leñosa. El estudio y la comprensión de la dinámica se ve limitada por la disponibilidad de información confiable y detallada sobre la cobertura terrestre (González-Roglich y Swenson 2016; Holdrege et al. 2023). Para conocer las estimaciones de depósitos y flujos de carbono de los sistemas forestales los estudios se basan principalmente en muestreos de campo de inventarios

forestales asociados a tecnología de teledetección, siendo las situaciones más estudiadas los bosques templados y boreales (Houghton 2005). En este sentido, en distintas regiones del mundo, la comprensión de los patrones espaciales de la biomasa en diferentes tipos de bosques, con relación a las características biofísicas y al tipo de uso de la tierra, ha mejorado mediante el desarrollo de modelos explícitos espaciales de biomasa aérea de leñosa tanto locales y globales (Saatchi et al. 2011; Gasparri y Baldi 2013; Powell et al. 2018). Para el ecotono sur Espinal-Monte, poco se conoce sobre los patrones y tendencias de variación de la biomasa aérea de leñosas mediante modelos explícitos. En este capítulo se utilizarán los modelos hallados en esta tesis, tanto a escala local como regional, para conocer las ganancias y pérdida de BAL y de almacenamiento de carbono así también como las tendencias de variación de la biomasa en los últimos 20 años.

En este capítulo se propone, en primer lugar, caracterizar la variación de las precipitaciones y temperatura de los últimos 20 años. En segundo lugar, estimar las ganancias y pérdidas de biomasa aérea leñosa y almacenamiento de carbono de la vegetación leñosa con relación al clima de los últimos 20 años. Por último, se analizaron las trayectorias de variación de la biomasa aérea leñosa en el ecotono sur Espinal-Monte en los últimos 20 años.

6.2 Materiales y Métodos

6.2.1 Determinación de anomalías de precipitaciones y temperaturas de los últimos veinte años

Se estimaron las anomalías de precipitaciones y de temperaturas, tanto para la región ecotono sur Espinal-Monte como para cada una de las localidades. Se decidió calcular las anomalías de precipitaciones y temperatura, ya que estas variaciones están relacionadas con los efectos en la productividad y la distribución de la vegetación (Stenseth et al. 2002).

Para la región ecotono sur Espinal-Monte se realizó una serie de anomalías de precipitaciones medias anuales y temperaturas medias anuales entre los años 2000 y 2019. Para esto se procesaron datos de precipitaciones diarias y temperaturas mensuales de la base de datos CRU (Harris et al. 2020). Se

consideró anomalía de precipitaciones al resultado obtenido entre la relación de la precipitación de cada uno de los años analizados menos la precipitación promedio del período completo. De la misma manera, se consideró anomalía de temperaturas al resultado obtenido entre la relación de la temperatura de cada uno de los años analizados menos la temperatura promedio del período completo. Cada valor de la serie de precipitaciones y de temperaturas fue normalizado dividiendo el valor resultante por el desvío estándar del promedio del período (Labraga et al. 2002), según la ecuación:

$$A = \frac{(X_{\text{año}} - X_m)}{\sigma}$$

A = anomalía de la variable X (precipitación o temperatura)

$X_{\text{año}}$ = valor de la variable X para el año de análisis

X_m = valor promedio de la variable X del período completo

σ = desvío estándar del promedio del período completo

A partir de las descripciones de las series anuales de las anomalías en el período de los años 2000 a 2019, se exploraron conjuntos de años consecutivos para identificar ciclos húmedos y ciclos secos, y que además puedan corresponderse con la elaboración de mapas de BAL a través de imágenes satelitales. Una vez detectados estos ciclos, se tomaron las localidades como unidades de análisis y, para cada ciclo, se realizó una serie de anomalías de precipitaciones medias anuales y temperaturas medias anuales. Para esta instancia se consideró anomalía de precipitaciones al resultado obtenido entre la relación de la precipitación del promedio de cada ciclo analizado menos la precipitación promedio del período completo (2000-2019). De la misma manera, se consideró anomalía de temperaturas al resultado obtenido entre la relación de la temperatura de cada ciclo analizado menos la temperatura promedio del período completo. Cada valor de la serie del ciclo precipitaciones y de temperaturas fue normalizado dividiendo el valor resultante por el desvío estándar del promedio del período completo (Labraga et al. 2002), según la ecuación:

$$A = \frac{(X_{\text{ciclo}} - X_m)}{\sigma}$$

A = anomalía de la variable X (precipitación o temperatura)

X_{ciclo} = valor de la variable X para el promedio del ciclo húmedo o seco de análisis

X_m = valor promedio de la variable X del período completo

σ = desvío estándar del promedio del período completo

6.6.2 *Ganancia y pérdida de la biomasa aérea y almacenamiento de carbono en la vegetación leñosa con relación al clima en los últimos veinte años*

Para calcular la ganancia y pérdida de BAL, se trabajó con mapas de biomasa de diferentes fechas, de manera tal que se puedan reflejar variaciones en los últimos 20 años y que incluyan un ciclo seco y uno húmedo. En este sentido, dado que el mapa de BAL se elaboró para el año 2010, se tomó como referencia la ecuación generada con las bandas verde y roja con fecha de inicio de verano de este año. A partir de esta ecuación, se buscó estimar la BAL en distintos momentos, una fecha próxima al año 2000 y una actual, próxima al año 2020. La aplicación de un modelo generado en un momento dado para otro momento, a partir de imágenes satelitales, es una técnica utilizada en otras regiones para el análisis multitemporal del cambio de cobertura y/o biomasa aérea de leñosas (Gasparri 2010; Nanni et al. 2015). Para esto es necesario trabajar con imágenes que presenten las mismas características de las bandas espectrales.

Debido a que los análisis para el año 2010 se realizaron con imágenes *Landsat 5 TM*, de la temporada de verano, lo conveniente para la aplicación de la ecuación obtenida en otro período de tiempo, es utilizar imágenes del mismo satélite y de la misma temporada. Sin embargo, no se encontraron imágenes disponibles de *Landsat 5 TM* para la temporada de verano anteriores al año 2010. En cambio, se encontraron imágenes disponibles de *Landsat 7 ETM* de enero del año 2000, que concuerda con la temporada de verano. Fue factible aplicar la ecuación encontrada para *Landsat 5 TM* a *Landsat 7 ETM*, ya que las bandas verde y roja del espectro visible no fueron modificadas en términos del ancho de bandas entre las distintas versiones de los (Fig. 6.1).

Para el año 2020 no se pudo aplicar el mismo criterio que para el año 2000, ya que, para esta fecha, las imágenes satelitales las provee el satélite *Landsat 8* OLI, el cual sí presenta modificaciones en el ancho de bandas del espectro visible (Fig. 6.2). Por lo tanto, se tuvo que realizar un nuevo análisis para obtener un modelo que prediga la biomasa aérea leñosa y así un mapa a escala regional de la BAL para el año 2020 (Anexo Tabla 2). Para esto, se seleccionaron 41 sitios con muestreo de campo entre los años 2018 y 2021, de los cuales 15 ya habían sido relevados entre los años 2009 y 2012. En estos 15 sitios sólo se relevó la cobertura de la vegetación leñosa siguiendo los mismos pasos descritos en el capítulo 3. La selección de los sitios se realizó de manera tal de representar las variaciones de cobertura (25-100%) en todo el gradiente geográfico del área de estudio.

Los modelos que permiten estimar la biomasa aérea de leñosa para los años 2000 y 2020, se aplicaron, al igual que para el año 2010, a las áreas de cobertura leñosa definidos por la cartografía del Instituto Geográfico Nacional, extraído en el año 2017.

Para determinar la relación entre pérdida y ganancia de la BAL se trabajó mediante una metodología clásica de comparación pos-clasificación. Las categorías de BAL estimadas para el ecotono sur Espinal-Monte cubren un rango de 5 Mg por hectárea a más de 60 Mg por hectárea y se clasificaron en 8 categorías. Cada una de estas categorías está determinada por una unidad de biomasa aérea por pixel: categoría 0 (0-0.5 Mg.pixel⁻¹); categoría 1 (0.5-0.9 Mg.pixel⁻¹); categoría 2 (0.9-1.8 Mg.pixel⁻¹); categoría 3 (1.8-2.7 Mg.pixel⁻¹); categoría 4 (2.7-3.6 Mg.pixel⁻¹); categoría 5 (3.6-4.5 Mg.pixel⁻¹); categoría 6 (4.5-5.4 Mg.pixel⁻¹); categoría 7 (>5.4 Mg.pixel⁻¹) (Fig. 6.2).

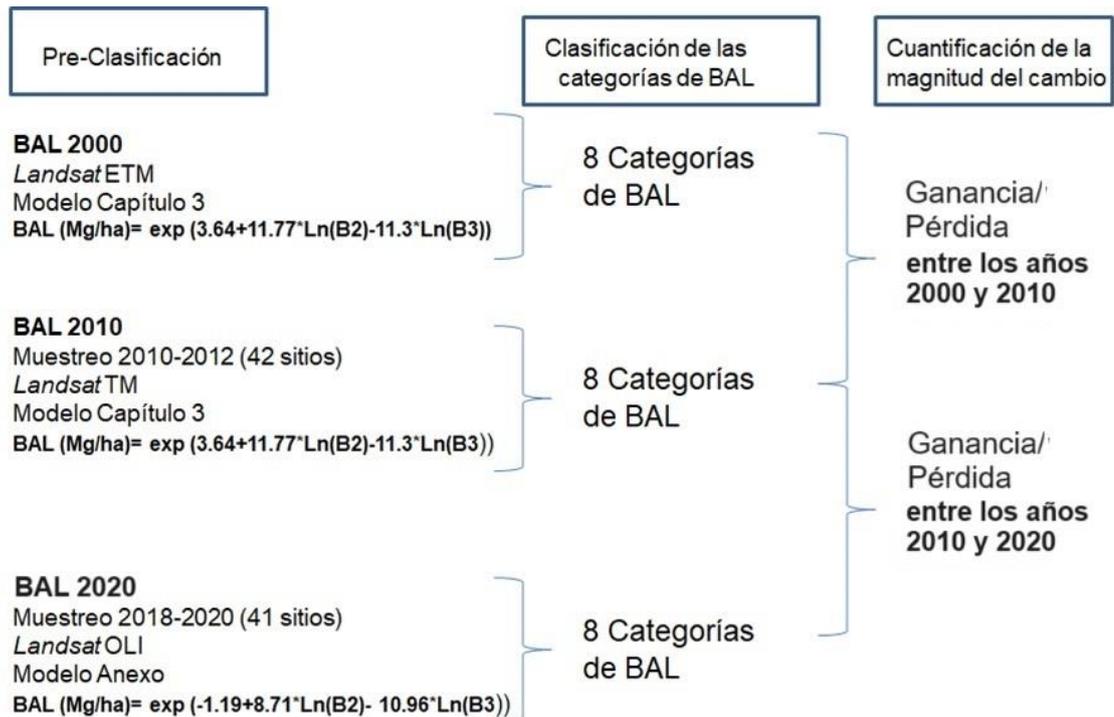


Fig. 6.1. Pasos metodológicos para determinar la ganancia y pérdida de Biomasa Aérea de Leñosas (BAL).

Para cuantificar la magnitud del cambio entre los dos períodos analizados, se aplicaron herramientas de la calculadora *raster* de Qgis versión 3.2. Esto permitió cuantificar la ganancia de BAL (cambio positivo) y pérdida de BAL (cambio negativo), para cada período, como el resultado de la comparación de los mapas de las diferentes fechas que determinan el inicio y fin de un período (Fig. 6.1).

Si bien los modelos desarrollados permiten disponer de valores continuos de biomasa, se optó por un enfoque conservador y trabajar con categorías. De esta manera, se adaptó un procedimiento desarrollado para el Valle de Trancas en Tucumán (Nanni et al. 2015), donde se asignó una magnitud de cambio expresada con el límite inferior de la categoría a la cual cambió el pixel analizado de una fecha a otra, para tener en cuenta la mínima variación de los píxeles. Por ejemplo, si el pixel varió positivamente de la categoría 1 (0.5-0.9 Mg.pixel⁻¹) a la categoría 3 (1.8-2.7 Mg.pixel⁻¹), la magnitud de cambio es de 1.8 Mg.pixel⁻¹, límite inferior de la categoría a la cual cambió ese pixel.

La sumatoria de píxeles por la magnitud del cambio fue lo que nos permitió calcular, por un lado, la ganancia de BAL y de almacenamiento de carbono por

período y, por otro lado, la pérdida de BAL y de almacenamiento de carbono por período. Con estos datos se realizaron gráficos de ganancia y pérdida de BAL y de almacenamiento de carbono para el ecotono sur Espinal-Monte y las distintas localidades. Además, se calculó el porcentaje de superficie que presentó ganancias, pérdida y de la superficie que mantuvo relativamente constante los valores de BAL. También se calculó las tasas anuales de ganancia de BAL como el cociente entre el valor total de ganancia de BAL y la cantidad total de años del período, tanto para el ecotono sur Espinal-Monte como para cada una de las localidades del área de estudio. De la misma manera, se calculó las tasas anuales de pérdida de BAL como el cociente entre el valor total de pérdida de BAL y la cantidad total de años del período, tanto para el ecotono sur Espinal-Monte como para cada una de las localidades del área de estudio.

Con el fin de determinar si las variables climáticas están asociadas a las tasas de ganancia y pérdida de la BAL, para cada uno de ciclos húmedo y seco, se realizaron análisis de regresión simple entre las variables precipitación media anual, temperatura media anual e índice de aridez de cada localidad y la tasa de cambio positivo y negativo (e.g. Gasparri y Baldi 2013). Para esto primero se realizaron correlaciones de *Pearson* entre las tasas de cambio y las variables climáticas, para luego realizar regresiones simples mediante las variables de mayor correlación (e.g. Gasparri y Baldi 2013).

6.3.3 Trayectorias de variación de la biomasa aérea leñosa en los últimos veinte años

En base a la comparación de los mapas de las diferentes fechas, que determinan el inicio y el fin de cada período, que a su vez está asociado a un ciclo húmedo y seco, se determinó las tendencias o trayectorias de variación de la BAL como el cambio, ya sea positivo, negativo o sin cambio, para la región y para los sectores provinciales. Una vez obtenidas las trayectorias por período se prosiguió a detectar las tendencias de variación de BAL para los dos períodos, con el fin de obtener un producto final cualitativo del cambio, en el cual se puede presuponer 6 alternativas de trayectorias: 1- superficie modificada negativamente en las dos décadas; 2- Superficie modificada negativamente en una década y en la otra década se mantiene sin cambio; 3- superficie modificada

positivamente en una década y modificada negativamente en la otra década; 4- superficie modificada positivamente en las dos décadas 5- superficie modificada positivamente en una década y en la otra se mantiene sin cambio; 6- superficie que se mantiene sin cambio en las dos décadas (Fig. 6.2).

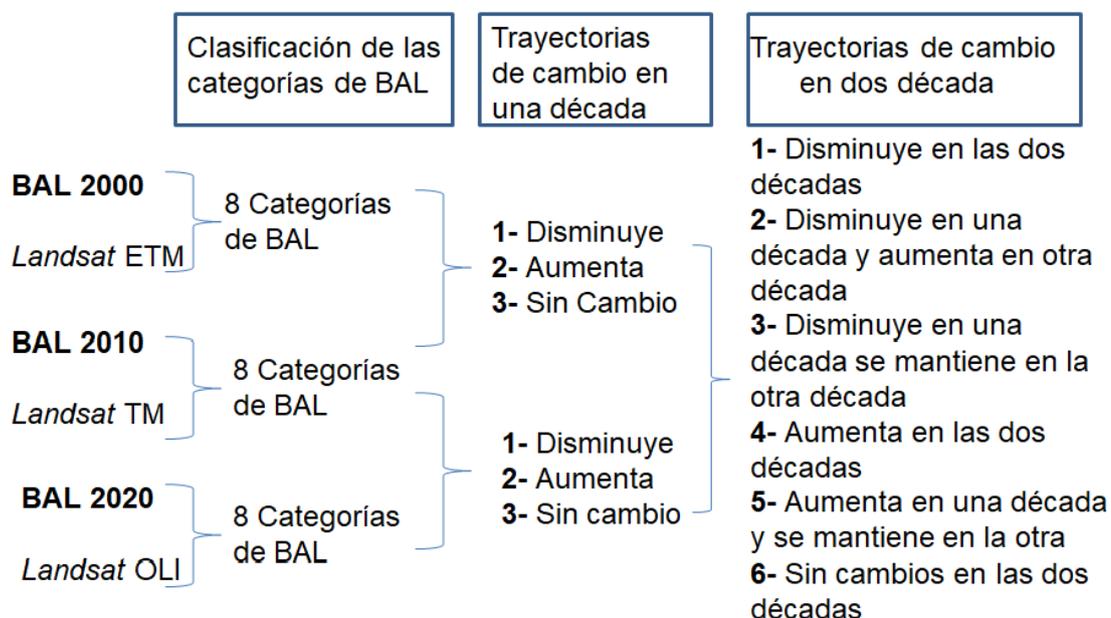


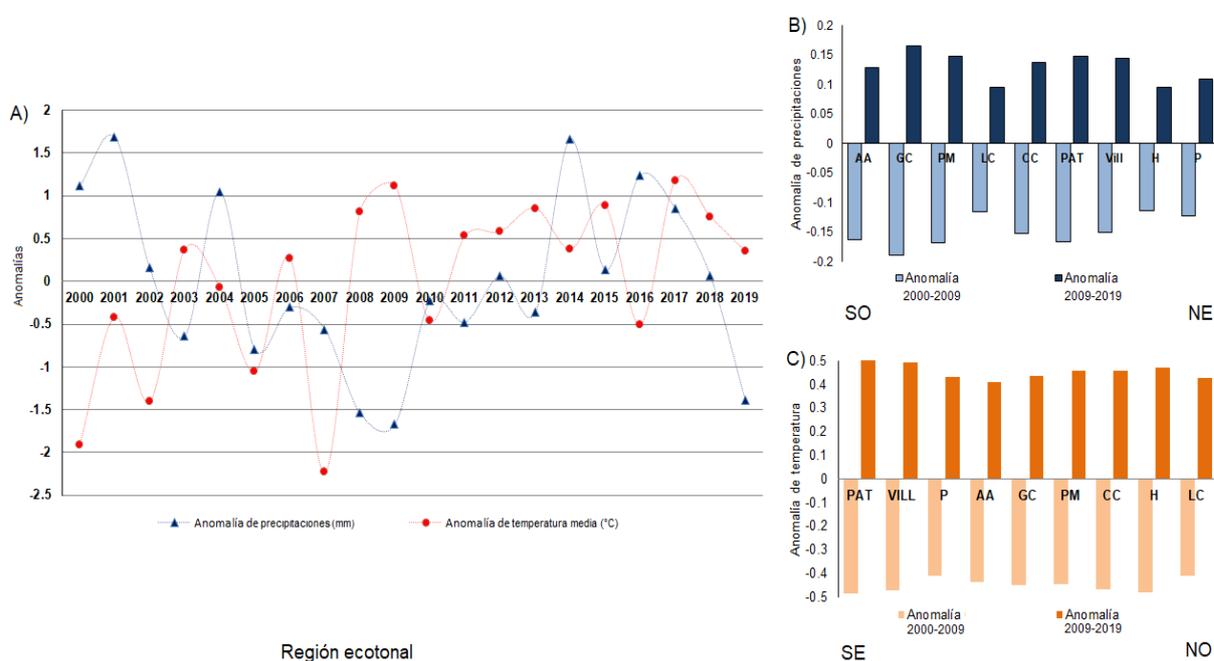
Fig. 6.2. Pasos metodológicos para las trayectorias de cambio de la Biomasa Aérea de Leñosas (BAL).

6.4 Resultados

6.4.1. Anomalías de precipitaciones y temperaturas de los últimos veinte años

El análisis de variación de precipitaciones y temperaturas realizado para la región del ecotono Espinal-Monte mostró que las anomalías de precipitaciones para el período 2000-2009 presentó cuatro años con valores cercanos a las precipitaciones promedio del período completo (2000-2019) (anomalía entre valores -0.5 y 0.5), tres años con valores superiores del promedio de precipitaciones (anomalía > 0.55) y tres años con valores de precipitaciones por debajo del promedio (anomalía < -0.55) (Fig. 6.3 A). Con respecto a la temperatura media anual, las fluctuaciones entre valores negativos y positivos de las anomalías fueron más notorias entre los años 2000 y 2009 (Fig. 6.3 A). Por lo tanto, se consideró al período comprendido entre los años 2000 y 2009 como un ciclo seco (Fig. 6.3 A).

El período 2010-2019 registró seis años con valores de precipitaciones cercanos al promedio del período completo (2000-2019), tres años con valores de precipitaciones por encima del promedio y un año con valores por debajo de las precipitaciones promedio (Fig. 6.3 A). Con respecto a la temperatura media anual, a partir del año 2009, se observaron menores fluctuaciones de los valores de anomalías de temperatura, los cuales fueron principalmente positivos (Fig. 6.4 A). Por lo tanto, se consideró al período comprendido entre los años 2009 y 2019 como un ciclo húmedo (Fig. 6.3 A).



AA, Adolfo Alsina; GC, General Conesa; PM, Pichi Mahuida; LC, Lihuel Calele; CC, Caleu Caleu; PAT, Patagones; Vill, Villarino; H, Hucal; P, Puan.

Estos ciclos secos y húmedos detectados se corresponden con las variaciones de precipitaciones y temperaturas encontradas para las localidades analizadas. En todas las localidades se registró que entre los años 2000 y 2009 las precipitaciones estuvieron por debajo de la media del periodo completo (Fig. 6.3 B) y las temperaturas estuvieron por debajo de la media del periodo completo

(Fig. 6.3 C). Para el período 2010 a 2019 todas las localidades registraron precipitaciones por encima de la media del período completo (Fig. 6.4 B) y temperaturas por encima de la media del período completo (Fig. 6.4 C).

6.4.2 Ganancia y pérdida de la biomasa aérea y almacenamiento de carbono en la vegetación leñosa con relación al clima en los últimos veinte años

En los mapas de distribución de biomasa aérea de leñosas obtenidos para los años 2000, 2010 y 2020, se puede observar, para las tres fechas, que las categorías más altas de BAL se encuentran concentradas hacia el NE de la región (Fig. 6.4).

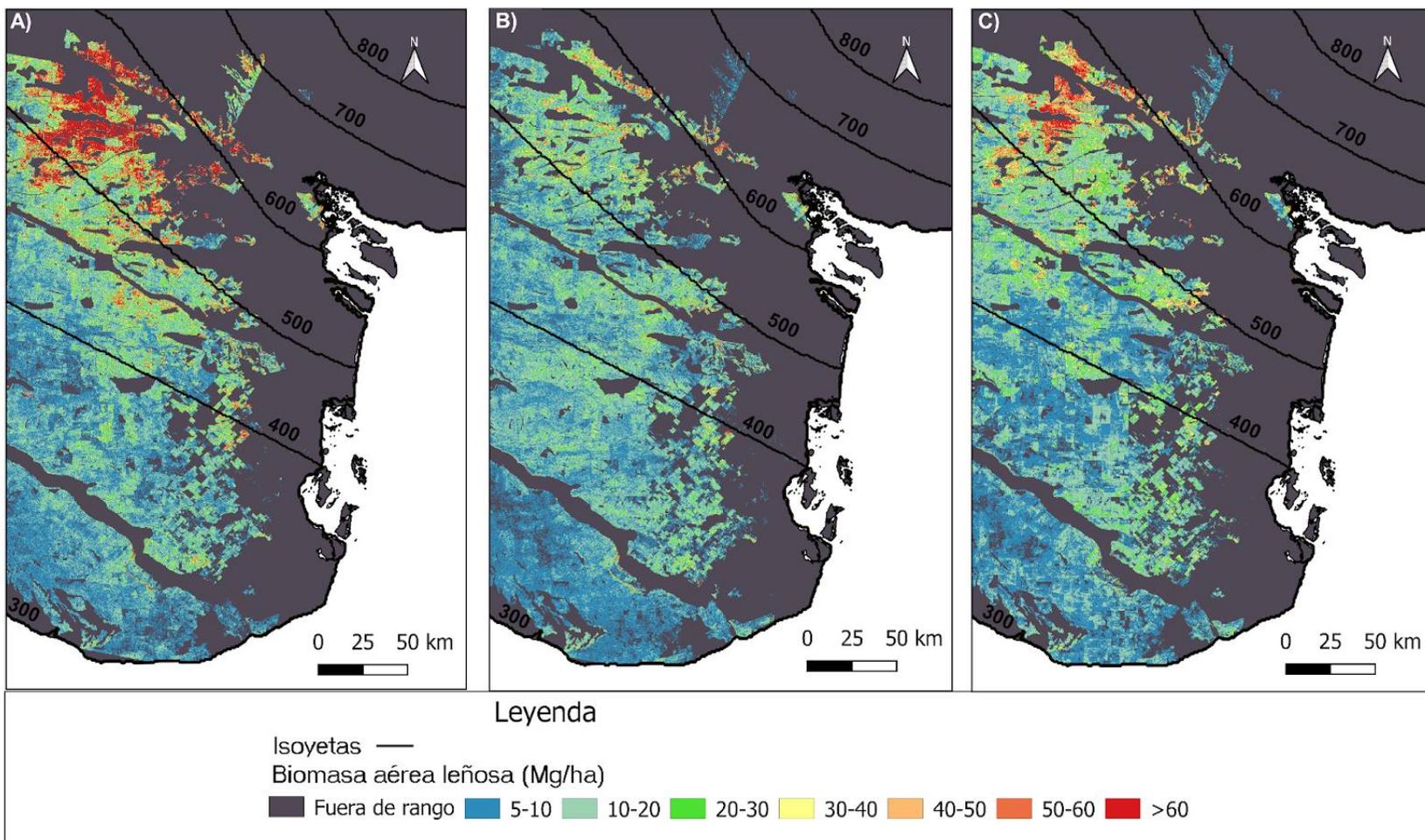


Fig. 6.4. Distribución de las categorías de Biomasa aérea de leñosas. A) mapa del año 2000. B) mapa del año 2010. C) mapa del año 2020.

En la región del ecotono sur Espinal-Monte, se encontró, para el ciclo 2000-2010, una pérdida de BAL de 32.9 Tg equivalente a 16.4 Tg C, lo que representó una tasa de pérdida anual de 1.6 Tg C (Fig. 6.5 A). Para el mismo período, también se registraron ganancias de BAL de 9.6 Tg, equivalente a 4.8 Tg de C, lo cual representó una tasa de ganancia anual de 0.48 Tg C (Fig. 6.5 A). Una situación diferente se observó para el ciclo 2010-2020. Para este período se registró una pérdida de 11.0 Tg de BAL, equivalente a 5.5 Tg de C, lo que representó tasas de pérdidas anuales de 0.5 Tg de C (Fig. 6.5 A), mientras que, las ganancias fueron de 20.9 Tg de BAL, lo que equivale a 10.5 Tg de C, y representó una tasa de almacenamiento anual de 1.1 Tg de C (Fig. 6.5 A).

En cuanto a las ganancias y pérdidas de valores netos de BAL según las localidades, Lihuel Calel, Pichi Mahuida, Patagones y Caleu Caleu fueron las que contribuyeron con mayores valores, ya sea positiva o negativamente para los dos ciclos analizadas (Fig. 6.5 B). En este sentido, Caleu Caleu fue el departamento que presentó mayor contribución de ganancia y pérdida de BAL, y también mayor desvío estándar entre ciclos, lo que implicaría que es la localidad con mayor dinámica de BAL (Fig. 6.5 B).

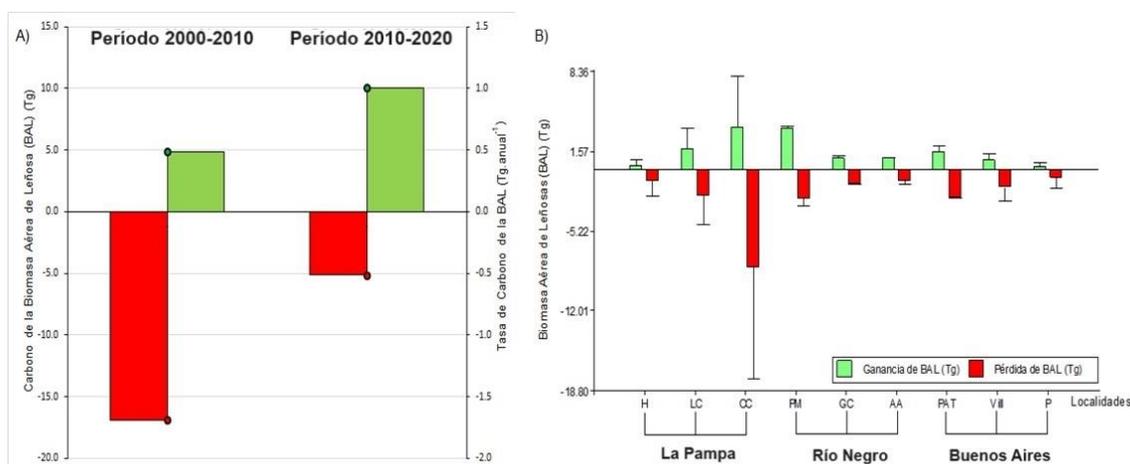


Fig. 6.5. A) Valor acumulado del total de carbono y tasas anuales de carbono en relación a las pérdidas y ganancias para la región ecotonal en los dos períodos analizados. B) Variación de los valores de biomasa aérea de leñosas en los dos períodos analizados según las localidades, con su respectivo desvío estándar. AA, Adolfo Alsina; GC, General Conesa; PM, Pichi Mahuida; LC, Lihuel Calel; CC, Caleu Caleu; PAT, Patagones; Vill, Villarino; H, Hucal; P, Puan.

En términos de porcentaje de superficie modificada para la región ecotonal evaluada, el período 2000-2010 presentó menor superficie con ganancia de BAL con respecto al período 2010-2020 (17 y 29%, respectivamente) (Fig. 6.6). En cambio, el porcentaje de superficie de pérdida de BAL para el período 2000-2010 fue notablemente superior al período posterior 2010-2020 (30 y 15%, respectivamente). Cabe destacar, tanto para el período de 2000-2010 como para el período 2010-2020, más del 50% de superficie leñosa no registró cambios en ganancia o pérdida de la BAL de acuerdo a los rangos analizados (Fig. 6.6).

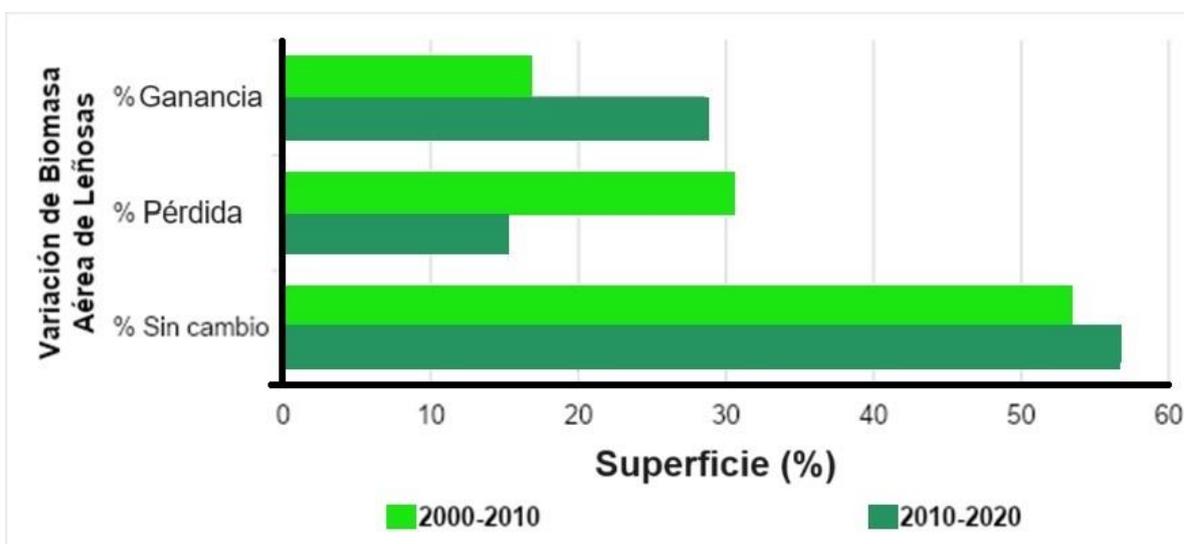


Fig. 6.6. Variación de la superficie en porcentaje para ecotono sur Espinal-Monte con cambio positivo, negativo y sin cambio para los dos períodos analizados (2000-2010 y 2010-2020).

En cuanto a las tasas de pérdida y ganancia de BAL a lo largo del gradiente geográfico, se encontró, para el período 2000-2010, que las localidades con mayor tasa de pérdida de BAL están ubicadas hacia el NE (Puan, Hucal y Villarino), presentaron valores entre 2.7 y 3.5 Mg.anual⁻¹ (Fig. 6.7). En cambio, las localidades ubicadas hacia el SO (Adolfo Alsina, General Conesa, Lihuel Calel, Pichi Mahuida y Patagones) registraron tasas de pérdidas entre 1.0 y 1.6 Mg.anual⁻¹ (Fig. 6.7 A). En cuanto a las tasas de ganancias de BAL para este período, no se observaron grandes variaciones en el gradiente geográfico, ya que se registraron valores entre 1 y 1.5 Mg.anual⁻¹ (Fig. 6.7 A).

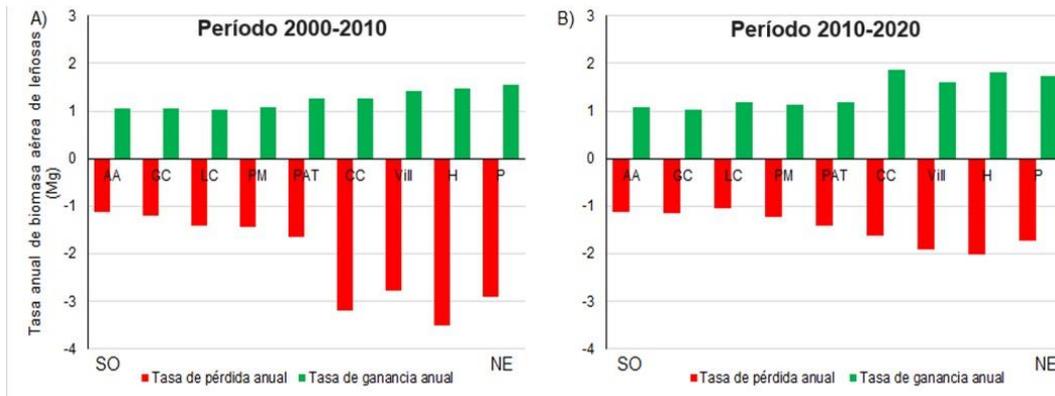


Fig. 6.7. Valor de las tasas de pérdidas y ganancias anuales de biomasa aérea de leñosas por localidad, para el período 2000-2010 (A) y para el período 2010-2020 (B). AA, Adolfo Alsina; GC, General Conesa; PM, Pichi Mahuida; LC; Lihuel Calel; CC, Caleu Caleu; PAT, Patagones; VIII, Villarino; H, Hucal; P, Puan.

Para el período 2010-2020, los resultados obtenidos en cuanto a las tasas de pérdida y ganancia de BAL a lo largo del gradiente geográfico, presentaron una dinámica diferente con respecto al período anterior. Las tasas de pérdidas de BAL disminuyeron con respecto al período anterior, entre 1 y 1.5 Mg.año⁻¹ para las localidades del NE (Fig. 6.7 B). En cambio, para las localidades ubicadas hacia el SO presentaron valores de pérdidas de tasa de BAL similares a los valores de pérdidas del período anterior (1 a 1.4 Mg.año⁻¹) (Fig. 6.7 B). En cuanto a las tasas de ganancias de BAL, para el período 2010-2020, presentó mayor variabilidad que al período anterior, ya que las localidades ubicadas hacia el NE presentaron tasas de BAL más altas con respecto a las localidades ubicadas hacia el SO (Fig. 6.7 B).

En cuanto a la relación entre las tasas de ganancias y pérdidas de BAL con las variables climáticas, para cada ciclo húmedo y seco, se hallaron, tanto para las tasas de ganancia como de pérdida, correlaciones significativas con las precipitaciones e índice de aridez, pero no con la temperatura media, para ambas décadas. Las precipitaciones presentaron mejores ajustes con las tasas de ganancias y pérdida que el índice de aridez, para ambos ciclos. Con respecto a las tasas de ganancia de BAL, existió un mayor control de las precipitaciones para el ciclo 2000-2010 que para el ciclo 2010-2020 ($R^2=0.81$, $p<0.01$ y $R^2=0.69$, $p<0.01$; respectivamente) (Fig. 6.8 A y B). En ambas décadas, el gradiente de aumento de ganancia de BAL se dio entre precipitaciones de 300 y 700 mm

anual, pero la pendiente de la ecuación del ciclo 2010-2020 fue mucho más pronunciada que la pendiente de la ecuación del ciclo 2000-2010. Esto implicaría mayor velocidad de cambio de ganancia para la segunda década (6.8 B) con respecto a la primera década (6.8 A).

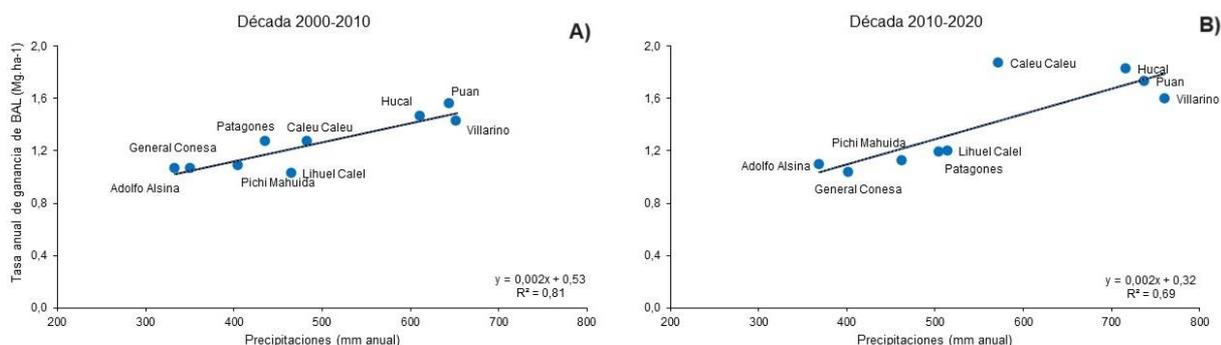


Fig. 6.8. Relación entre las tasas de ganancias de biomasa aérea de leñosas con las precipitaciones medias anuales para el ciclo 2000-2010 (A) y para el ciclo 2010-2020 (B).

Con respecto a las tasas de pérdida de BAL, según las localidades, se hallaron correlaciones positivas con las precipitaciones, pero no así con la temperatura. Tanto para el ciclo 2000-2010 como para el ciclo 2010-2020, se encontraron ajustes similares entre las precipitaciones medias anuales y las tasas de pérdida de BAL ($R^2=0,77$, $p<0,01$ y $R^2=0,81$, $p<0,01$; respectivamente), pero la pendiente de las ecuaciones del ciclo 2000-2010 fue mucho más pronunciada que la del ciclo 2010-2020 (Fig. 6.9 A y B). Esto implicaría mayor velocidad de pérdida de BAL para la primera década (6.9 A) con respecto a la segunda década (Fig. 6.9 B).

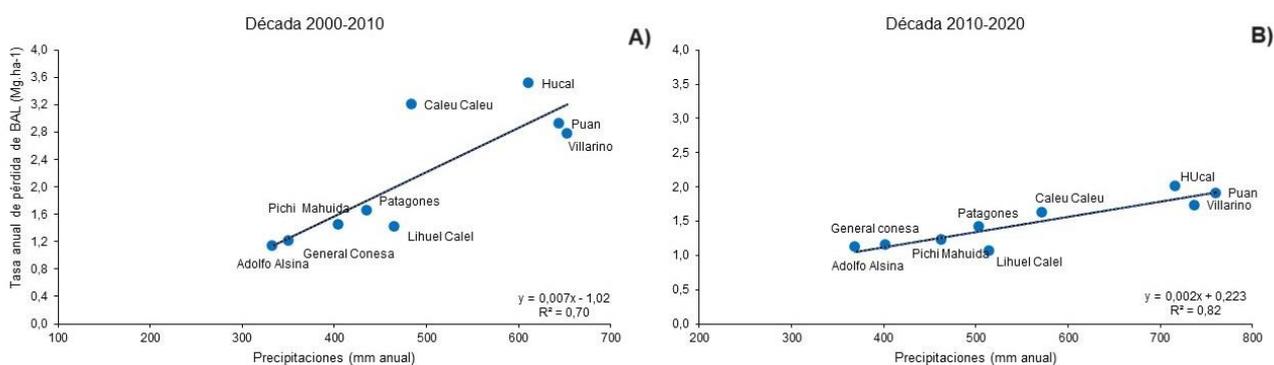


Fig. 6.9. Relación entre las tasas de pérdida de biomasa aérea de leñosas y las precipitaciones medias anuales para el ciclo 2000-2010 (A) y para el ciclo 2010-2020 (B).

6.4.3 Trayectorias de variación de la biomasa aérea leñosa en los últimos veinte años

Las variaciones de superficie de BAL entre los períodos analizados, fueron diferentes según los sectores provinciales. Se observó que el 43.6% de su superficie del SE de La Pampa (Lihuel Calel, Caleu Caleu y Hucal) presentó variaciones de las categorías de BAL entre valores positivos en una período y negativos en el otro período (+ -, Fig. 6.10). El SO de Buenos Aires (Puan, Villarino y Patagones) presentó este tipo de trayectoria en un 33.9% de su superficie y el NE de Río Negro (Adolfo Alsina, General Conesa y Pichi Mahuida) en un 23.9% de su superficie (Fig. 6.10).

Las trayectorias que presentaron variaciones negativas de las categorías de BAL ya sea en una (Tendencia -, Fig. 6.10) o en ambos períodos (- -, Fig. 6.10), tuvieron mayor representación en el SO de Buenos Aires, con un 29% de la superficie. El SE de La Pampa presentó un 24.4% de superficies y el NE de Río Negro un 18.8% de superficie con estas trayectorias (Fig. 6.10).

Para las trayectorias que presentaron variaciones positivas de las categorías de BAL ya sea en una (Tendencia +, Fig. 6.10) o en ambos períodos (+ +, Fig. 6.10), el NE rionegrino presentó el mayor porcentaje de superficie (33.0%), seguido por el SO bonaerense (22.2%) y, por último, el SE de La Pampa (18.9%) (Fig. 6.10).

El sector provincial que presento mayor superficie sin cambio (sin cambio, Fig. 6.10) entre ambos períodos fue el NE de Río Negro (24.3%). Mientras que, para el SO de Buenos Aires, esta trayectoria se registró en un 17.8% de la superficie y para SE de La Pampa en un 13.0% de la superficie (Fig. 6.10).

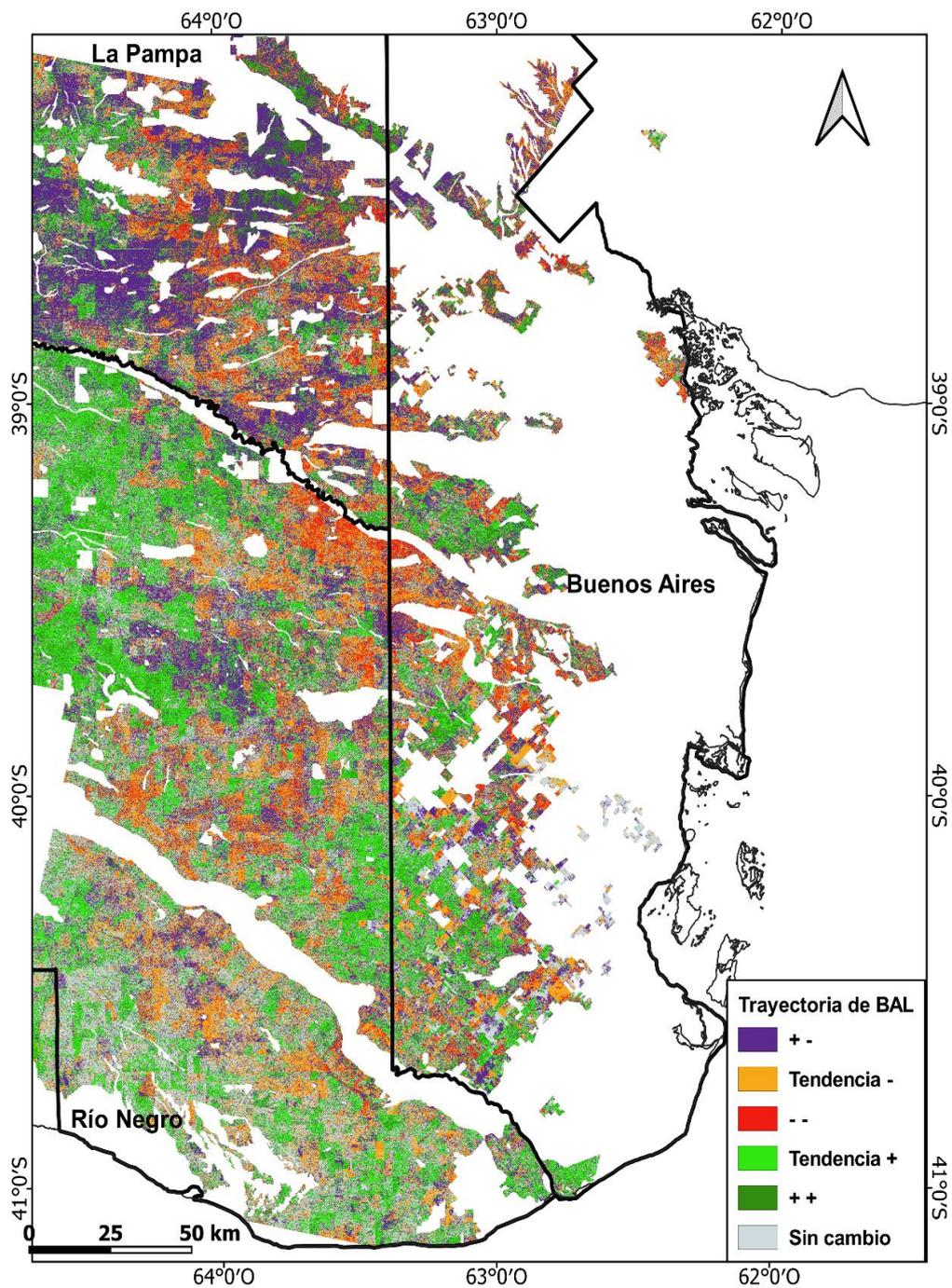


Fig. 6.10. Variación de superficie de Biomasa Aérea de Leñosas (BAL) entre los dos períodos analizados. Trayectorias: + -, se modifican positivamente en una década y modificada negativamente en la otra década las categorías de BAL; Tendencia -, se modifican negativamente las categorías de BAL en una década y en la otra se mantiene; --, se modifican negativamente las categorías de BAL en las dos décadas; Tendencia +, se modifican positivamente las categorías de BAL en una década y en la otra se mantiene; ++, se modifican positivamente las categorías de BAL en las dos décadas; Sin cambio, se mantienen las categorías de BAL en los dos períodos.

6.5 Discusión

Los resultados encontrados, sobre las anomalías de precipitaciones y temperatura media por localidades, reflejaron variaciones en las condiciones climáticas entre los ciclos analizados. El ciclo 2000-2010 se caracterizó por ser más seco (presento valores de anomalías de precipitaciones menores al promedio) y más frío (presento valores de anomalías de temperaturas medias menores al promedio). En cambio, el ciclo 2010-2020 se caracterizó por ser más húmedo (presento valores de anomalías de precipitaciones mayores al promedio) y más cálido (presento valores de anomalías de temperaturas medias mayores al promedio). Además, para los dos ciclos analizadas, se observó que tanto las tasas de pérdidas como de ganancias de BAL responden a un gradiente de precipitaciones, que indica un incremento desde 300 a 750 mm anuales.

La caracterización de las condiciones meteorológicas de los distintos ciclos analizados en este capítulo es esencial para comprender las variaciones de la BAL, ya que está ampliamente aceptado la importancia de los factores climáticos como impulsores de la estructura y el funcionamiento vegetación de las tierras secas (Maestre et al. 2016). La frecuencia y la cantidad de precipitaciones junto con la temperatura, conducen múltiples procesos ecológicos en las tierras secas (Sala et al. 1988; Austin et al. 2004; McCluney et al. 2012; Gaitán et al. 2014). Por ejemplo, en situaciones de pastoreo, para regiones áridas, se ha encontrado que la relación entre la cobertura de pastos y de arbustos puede ser modificada por las precipitaciones, ambas formas de vida responden aumentando sus coberturas a medida que aumentan las precipitaciones en períodos decenales (Biancari et al. 2023). Del mismo modo, Holdrege et al. (2023) encontraron, para zonas áridas-semiáridas del hemisferio norte, que la intensificación de las precipitaciones ejercen un efecto positivo, aumentan el crecimiento de los arbustos y contrarrestan parcialmente los efectos negativos del incremento de temperatura. Los resultados de estos autores coinciden con los encontrados en este capítulo, dado que en el ciclo (2010-2019), el cual registró precipitaciones y temperaturas por encima del promedio, presentaron una mayor acumulación de BAL (20.9 Tg) que el ciclo más seco y frío (9.6 Tg) (2000-2009).

Por otro lado, Bertiller et al. (2004) mencionan que en zonas áridas de Argentina los arbustos pueden considerarse como colonizadores o iniciadores de pequeños parches en las áreas que han sufrido un disturbio. Lo cual estaría resaltando la importancia entre la relación de un disturbio y las condiciones climáticas posteriores al mismo. En este sentido, los disturbios naturales más importantes, en el modelado de la vegetación de la región del ecotono sur Espinal-Monte, son los incendios. Los dos períodos de análisis de BAL presentaron incendios de grandes magnitudes, registrados por Bran et al. (2007) para los años 2000-2001 y por Zacconi y Toppazzini (2018) para los años 2016-2017, sin embargo, cada período registró valores muy diferentes de acumulación de biomasa aérea de leñosas. El período 2000-2010 presentó una serie de años húmedos al inicio, coincidente con el período de incendios (Bran et al. 2007), seguidos de años con déficit hídrico. Este período registró valores de almacenamiento de BAL muchos menores a los registrados en el período 2010-2020, en la que los incendios ocurrieron a partir de la mitad del ciclo (Zacconi y Tappazzini 2018), donde se registraron condiciones de precipitaciones con valores similares o por encima de la media. Si bien en los dos períodos analizados existieron eventos de incendios similares en cuanto a la magnitud, no se tiene información de la severidad de los mismos. La severidad de los incendios podría ser otro aspecto a tener en cuenta para explicar las variaciones de BAL en los dos períodos analizados. En este sentido, un estudio para bosques de *Neltuma caldenia*, con distintos tratamientos asociado a la severidad de incendios, encontraron que los incendios con severidad media a baja mantienen el estado de bosque abierto, mientras que las situaciones con severidad alta de incendios reducen la población arbórea y desarrolla un sotobosque con alta densidad de arbustos en una ventana temporal de 10 años (Vivalda 2020).

Otros factores que se vinculan con la variación de la BAL son los modelos de producción, que a su vez están asociados tanto al clima como a la ocurrencia de incendios (Kröpfl et al. 2015). La región del ecotono sur Espinal-Monte presenta diferentes situaciones de uso de la tierra, como la ganadería y la agricultura en secano. La ganadería extensiva tradicional bajo Monte se desarrolla principalmente en el SE de La Pampa y en el NE rionegrino. A pesar de que estos sectores provinciales tienen el mismo tipo de uso, presentaron

cambios diferentes en las variaciones de BAL. Por un lado, la localidad de Caleu Caleu de la provincia de La Pampa, presentó mayor variación en cuanto a ganancias y pérdidas de BAL entre los períodos 2000-2010 y 2010-2020, siendo la localidad que contribuyó en mayor medida al almacenamiento de BAL de la región ecotonal en el segundo período. Esta localidad presenta mayores precipitaciones que las localidades del NE de Río Negro. Además, este sector, en el análisis de los incendios (capítulo 5, Fig. 5.2), registró una alta frecuencia de incendios y un elevado número de AT por cada 1000 Km². Estas características dadas por las precipitaciones y los fuegos, podrían explicar la variabilidad encontrada en las ganancias y pérdidas de BAL en las dos décadas (Fig. 6.11). Por otro lado, el departamento Pichi Mahuida de la provincia de Río Negro, presentó menor variación de BAL entre los dos períodos analizados que el departamento de Caleu Caleu, pero contribuyó al almacenamiento de BAL de igual manera en los dos períodos. De la misma manera que la zona de Caleu Caleu, esta zona se asoció al cinturón de fuego definido en el capítulo 5 (Fig. 5.2)

El NE de Río Negro, al compararlo con los demás sectores provinciales, fue el sector que presentó mayor porcentaje de superficie con trayectoria asociada a la ganancia de BAL en los dos períodos. Esta tendencia se puede observar hacia el Oeste del sector provincial, siendo esta zona la que presenta mayores condiciones de aridez y menor frecuencia de incendios. En este sentido, Zeberio (2012) encontró, para la provincia de Río Negro, entre los años 2000-2011, un aumento en la cobertura de vegetación leñosa densa y una disminución de la cobertura de pastizal. Esto podría estar relacionado con que en ese período aumentó la carga ganadera por el incentivo desde el gobierno de Río Negro, mediante planes de producción ganadera bovina (Lascano y Bolla 2009). El efecto de la carga ganadera en estas regiones más áridas, podría explicar el aumento de la cobertura de plantas leñosas. En este sentido, para situaciones del Monte Oriental, diferentes autores (Kröpfl et al. 2007; Peter et al. 2013; Kröpfl et al. 2015) mencionan que la introducción del ganado vacuno y ovino en la región tuvo un marcado efecto sobre la cobertura vegetal, tanto herbácea como arbustiva, disminuyendo paulatinamente la primera y aumentando la segunda. Además, Kröpfl et al. (2015) señalan que el fuego, antes de la introducción del

ganando doméstico en la región, presentaba una mayor frecuencia lo cual determinaba que la vegetación estuviera dominada por pastos con arbustos aislados, en cambio, a partir de la introducción del ganado doméstico, la frecuencia de fuegos disminuyó desencadenando procesos de arbustización.

Así como en las zonas más secas de la región ecotonal las actividades humanas se vincularon con la introducción del ganado doméstico (Kröpfl et al. 2015), en las zonas con mayores precipitaciones se vincularon con el desarrollo de la agricultura en secano (Arturi 2006; Gaspari et al. 2021). Hacia el NE de la región se vienen registrando cambios estructurales de la vegetación, desde la década del 60, acorde a los distintos períodos en los que el contexto socioeconómico impactó directamente sobre la decisión de intensificar la agricultura en el NE de la Patagonia (Contreras 2011; Gabella 2014; Rodríguez 2017). La intensificación de esta actividad puede vincularse con los resultados encontrados pérdida y ganancia regional de la BAL y con las trayectorias de cambio de BAL en este sector. Las localidades con más precipitaciones (Hucal, provincia de La Pampa, Puan y Villarino, provincia de Buenos Aires) son las que menos aportaron ganancia y pérdida global de BAL en la región, ya que presentaron menor superficie con cobertura leñosa. Sin embargo, estas localidades registraron los mayores valores de tasas de almacenamiento de BAL anual por unidad de superficie.

El SO bonaerense fue el sector provincial que registró el mayor porcentaje de superficie con trayectoria negativa (pérdida de BAL) en los dos períodos analizados. Este sector tiene una historia de uso vinculada a la agricultura en secano, con diferentes pulsos de intensificación asociados a diferentes causas tanto socioeconómicas como ambientales. Si bien, en este capítulo, se trabajó con la capa de cobertura leñosa extraída en el año 2017, es decir, no se incluyeron las áreas de agricultura en secano, la trayectoria negativa observada podría deberse a que esta actividad siguió realizándose sobre la superficie que sí se incorporaron en el análisis.

Las interacciones entre el clima, los disturbios naturales y los contextos socioeconómicos pueden explicar las diferentes respuestas acerca de los escenarios futuros de los ecosistemas naturales. Sin embargo, para grandes

escalas espaciales, es difícil articular experimentalmente esas interacciones (Holdrege et al. 2023). Para analizar las tendencias de variación de la vegetación leñosa, es necesario continuar indagando con esquemas que reflejen la presencia y acción humana como por ejemplo los Antromas (Ellis et al. 2008) o más recientemente para sudamérica los sistemas socioecológicos de uso de la tierra (Zarba et al. 2022)

6.6 Conclusiones

El ciclo 2010-2020 resultó ser más húmedo y cálido que el ciclo 2000-2010, y registró valores mayores de BAL y almacenamiento de C. En este sentido, la tasa de ganancia anual de carbono, para un ciclo húmedo, es de 1.1 Tg C y, para un ciclo seco, es de 0.5 Tg C.

Los aportes de ganancia y pérdida de la BAL a escala regional, varían según el sector provincial o localidad. El SE de La Pampa, principalmente la localidad de Caleu Caleu, registra más variabilidad en los aportes netos de BAL para ambos períodos analizados.

Al considerar la superficie leñosa del ecotono sur Espinal-Monte, tanto para el ciclo seco como para el ciclo húmeda, más del 50% de la superficie mantuvo la BAL.

Al considerar a las localidades como unidad de análisis, las tasas de ganancia y pérdida de BAL se asocian positivamente con las precipitaciones medias anuales, es decir, a mayores precipitaciones existen mayores tasas de pérdida o de ganancia de BAL.

En cuanto a las trayectorias de variación temporal de la BAL, según cada sector provincial, la mayor superficie de variabilidad de aumento y disminución de BAL con respecto a la superficie total, se encuentra en el SE de la provincia de La Pampa; la mayor superficie con disminución de BAL con respecto a la superficie total, en el SO de la provincia de Buenos Aires; y la mayor superficie con aumento de BAL con respecto a la superficie total, en el NE de la provincia de Río Negro.

Capítulo 7.

Conclusiones finales

7.1 Contrastación de la hipótesis

El esquema hipotético (Fig. 1.1) se plantea para la transición sur Espinal-Monte. El estudio de la composición, estructura y biomasa de la vegetación leñosa en esta tesis, puso de manifiesto que es una zona con características propias y distintivas del Espinal y del Monte, por lo que se propone definirla como una unidad de vegetación denominada ecotono sur Espinal-Monte.

Las variaciones en las precipitaciones en la región influyen en la ocurrencia de incendios, determinando cambios en la vegetación, tal como lo propone la hipótesis. La hipótesis plantea que solamente se mantiene la cobertura y la BAL de la vegetación con un ciclo seco. Los resultados obtenidos no concuerdan con este supuesto, ya que, tanto en un ciclo seco como en un ciclo húmedo, más del 50% de la superficie mantuvo la BAL y, para ambos ciclos, se registraron valores de ganancia y aumento de BAL. Pero, sí se pudo observar que en el ciclo seco los valores de BAL y almacenamiento de carbono fueron menores que en el ciclo húmedo. Esto indicaría que los ciclos húmedos favorecen la productividad de pastos y arbustos.

Además, la hipótesis plantea que, en un ciclo húmedo, las tendencias de variación de la vegetación establecen, por un lado, un escenario de sistema de pastizales con árboles aislados, si existiera una mayor ocurrencia de incendios provocado por una baja carga ganadera, por otro lado, un escenario de sistema dominado por leñosa, si existiera una baja ocurrencia de incendios provocado por una alta carga ganadera. Esto se corroboró parcialmente, ya que, por un lado, sólo considerando la fecha de un evento de incendio a gran escala (2016-2017), las localidades que presentaron la combinación entre baja densidad ganadera y condiciones meteorológicas más secas presentaron mayor ocurrencia de incendios, es decir, no sólo, en un ciclo húmedo, la densidad ganadera determina los incendios sino, también las condiciones meteorológicas, la combinación de ambas variables producen que ocurran más incendios en una zona que en otra. Por otro lado, se hallaron el mayor número de ocurrencia de incendios en situaciones de bajo contenido de biomasa leñosa. Estos son dos resultados que dan indicios de la dinámica de los incendios, el uso ganadero y

la BAL, pero no necesariamente se puede aseverar que el resultado de estas relaciones establezca tendencias de variación de una forma lineal.

La hipótesis plantea una tercera tendencia que se presenta para los ciclos húmedos, en donde se establece un escenario de reemplazo de la cobertura leñosa por áreas de cultivo y/o pastoreo en seco. Se encontró que hacia el NE de la región, donde históricamente se realiza agricultura, las localidades de este sector presentan mayores tasas de pérdida de BAL. No necesariamente se puede afirmar que la única causa de pérdida de la BAL sea por desmonte. Por lo tanto, no se puede corroborar ni rechazar la hipótesis.

Los ciclos secos y húmedos no serían los principales factores determinantes de la dinámica de la vegetación en el ecotono sur Espinal-Monte. Las trayectorias analizadas para los últimos 20 años, permiten observar la influencia de un gradiente climático, que podría estar ejerciendo mayor control sobre las tendencias de variación de la vegetación leñosa. En sectores donde el rango del índice de aridez varía entre 0.3 y 0.4 y predomina la actividad ganadera se observaron tendencias que reflejan mayor variabilidad. En estas áreas son más frecuentes los incendios, y las trayectorias de cambio que se observan son de variación entre aumento y disminución de la BAL. A medida que el índice de aridez baja, la frecuencia de incendios disminuye y las trayectorias de cambio que se observan son de aumento de BAL.

7.2 Aspectos futuros a tener en cuenta

Partiendo de los resultados de esta tesis, uno de los aspectos que queda de manifiesto es que las tendencias de variación de la vegetación leñosa en el ecotono sur Espinal-Monte, presenta características de un sistema complejo, que requiere profundizar algunas líneas de trabajo para avanzar en su comprensión.

En esta tesis se pone en evidencia que las tendencias de variación de la vegetación leñosa no responden necesariamente a ciclos húmedos y secos, pero sí podrían vincularse a un gradiente climático. Por lo que es necesario orientar el análisis de la dinámica de la vegetación con relación al gradiente climático.

Además, las tendencias de cambios se vinculan con aspectos socio-productivos de relevancia teórica que amerita futuros trabajos que puedan vincular los aspectos cualitativos de la variación de la vegetación leñosa con los aspectos cuantitativos de los hechos que ocurren en el territorio.

Los antecedentes indican que la toma de decisiones de los actores involucrados en el cambio de uso del suelo, que generan impactos en las comunidades de la vegetación leñosa, junto con las políticas de conservación y las legislaciones de regulación de los ecosistemas forestales, pueden ser de gran relevancia para explicar los patrones espaciales de variación de la cobertura leñosa. En este sentido, los modelos espaciales que incorporen la toma de decisiones de diferentes actores son particularmente prometedores para mejorar las predicciones de escenarios futuros de la cubierta vegetal.

En relación con los patrones espaciales de la variación de la vegetación leñosa, se puede mencionar la necesidad de incorporar escenarios de cambio climático, que pueden afectar seriamente la sustentabilidad, en el largo plazo, de los sistemas de uso de la región. En este sentido, varios estudios señalan que, en los escenarios futuros de cambio climático, los sistemas forestales se convierten en factores claves, donde la gestión y la sostenibilidad de los mismos son considerados como requisitos esenciales para mitigar y adaptarse al cambio climático (Peri 2021; IPCC, 2019). Un ejemplo de escenario de cambio climático que se ha estudiado, pronostica, para el noroeste de la Patagonia, un aumento en la frecuencia y severidad de las sequías (Perri 2021). Para estos sistemas forestales es fundamental aumentar la resiliencia para adaptarse a eventos meteorológicos extremos, y se necesita actuar de manera rápida y eficaz con el fin de lograr la optimización de la producción de madera y ganado (Peri 2021). En este contexto, es un hecho que en el pasado existieron eventos de sequía que afectaron al ecotono sur Espinal-Monte, reflejando un sistema vulnerable frente a las variaciones climáticas y de uso. Los sistemas forestales del ecotono son relevantes en la provisión de servicios ecosistémicos y presentan un elevado potencial para el manejo sostenible de los recursos, que permita la producción tanto de carne como maderera (leñero principalmente) (Gaspari 2021).

Por último, existe un creciente interés de las políticas públicas en buscar un manejo de bosque con ganadería integrada. Esto busca generar un sistema de manejo ganadero donde se pueda manipular la superficie de vegetación leñosa con el fin de mejorar la accesibilidad forrajera, pero manteniendo ciertas áreas cubiertas por bosques nativos. Aquí las cargas ganaderas y las aperturas de monte son aspectos claves a tener en cuenta en los planes de manejo, ya que, como señalan los análisis realizados en esta tesis, existe una tendencia que mostraría un vínculo entre la densidad ganadera y las condiciones climáticas, que dependiendo de cómo se establezcan estas relaciones, podría conducir hacia situaciones de mayor frecuencia de incendios o procesos de arbustización. Por lo tanto, es necesario continuar generando información desde el ámbito científico que permita diseñar sistemas de manejo en pos de reconocer las vulnerabilidades de los ecosistemas y los impactos de los modelos de producción. En este sentido, la severidad de los incendios es un aspecto clave a estudiar en nuestros ambientes, porque, si bien los incendios menos severos podrían generar mejores condiciones para el pastoreo, los incendios más severos, por lo contrario, podrían degradar las condiciones del ecosistema. En esta situación, la carga del combustible que trae aparejada la vegetación leñosa es un aspecto relevante a tener en cuenta. Por lo tanto, es importante seguir profundizando los estudios que incluyan tantos aspectos ambientales como económicos y sociales, para poder generar acciones de manejo y conservación que garanticen un uso sustentable de los mismos.

Referencias bibliográficas

- Aide, T.M., Clark, M. L., Grau, H. R., López-Carr, D., M. Levy, A., Redo, D., Bonilla-Moheno, M., Riner, G., Andrade-Núñez, M. J., Muñiz, M. 2013. Deforestation and Reforestation of Latin America and the Caribbean (2001-2010). *Biotropica* 45: 262-271.
- Allione, L. 2012. Cuantificación de biomasa y carbono en bosques nativos de *Prosopis caldenia* (Burkart) en la Pampa semiárida, Argentina. Máster en Investigación en Ingeniería para la Conservación y Uso Sostenible de Sistemas Forestales. Ed. Universidad de Valladolid, Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible. España. <http://uvadoc.uva.es/handle/10324/1593>
- Alonso, A. F. 2009. En el “país de los calenes”: incorporación productiva y expansión económica en La Pampa. *Huellas*, 13, 204-236.
- Álvarez, J. A., Villagra, P. E., Cesca, E. M., Rojas, F., Delgado, S. 2015. Estructura, distribución y estado de conservación de los bosques de *Prosopis Flexuosa* del Bolsón de Fiambalá (Catamarca). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 50(2):193-208. <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v50.n2.11663>.
- Álvarez, J. A., Villagra, P. E., Cony, M. A., Cesca, E. M., Boninsegna, J. A. 2006. Estructura y estado de conservación de los bosques de *Prosopis flexuosa* D.C. en el Noreste de Mendoza, Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural* 79:75-87.
- Aráoz, E., Grau, H. R. 2010. Fire-Mediated Forest Encroachment in Response to Climatic and Land-Use Change in Subtropical Andean Tree lines. *Ecosystems*, 13: 992-1005.
- Argañaraz, J. P, Gavier-Pizarro, G., Zak, M. y Bellis, L. M. 2015. Fire Regime, Climate, and Vegetation in the Sierras de Córdoba, Argentina. *Fire Ecology*, 11(1), 55-73. <https://doi.org/10.4996/fireecology.1101055>
- Arturi, M. F. 2006. Situación Ambiental en la Ecorregión Espinal: 241-246. En: Brown, A., Martínez Ortiz, U., Acerbi, M. y J. Corcuera (eds.), *La Situación Ambiental Argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires. 587 pp
- Arturi, M. F., Torres Robles, S. S., Herrera Santángelo, R. 2011. Proceso de ordenación territorial de los recursos naturales renovables del Monte y Espinal de la provincia de Río Negro. N° de inventario: 48845, reg: 10272. Consejo Federal de Inversiones (CFI), Ciudad Autónoma de Buenos Aires.
- Asner, G. P., Knapp, D. E., Martin, R. E., Tupayachi, R., Anderson, C. B., Mascaro, J., Silman, M. R. 2014. Targeted carbon conservation at national scales with high-resolution monitoring. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 111, E5016-E5022. doi.org/10.1073/pnas.1419550111
- Austin, A. T., Yahdjian, L., Stark, J. M., Belnap, J., Porporato, A., et al. 2004. Water pulses and biogeochemical cycles in arid and semiarid ecosystems. *Oecologia*, 141:221–35
- Barbosa da Silva, F. H., Arieira, J., Parolin, P., Nunes da Cunha, C., Junk, W. J. 2016. Shrub encroachment influences herbaceous communities in flooded grasslands of a neotropical savanna wet land. *Applied Vegetation Science*, 19:391-400.
- Barrera, M., Goya, J. 1994. Biomasa y crecimiento de arbustos y sufrutices. Universidad Nacional de La Plata. Consejo Federal de Inversiones. Páginas 144.
- Baumann, M., Levers, C., Macchi, L., Bluhm, H., Waske, B., Gasparri, N. I., Kuemmerle, T. 2018. Mapping continuous fields of tree and shrub cover across the Gran Chaco using Landsat 8 and Sentinel-1 data. *Remote Sensing of Environment*, 216: 201-211. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.06.044>

- Bertiller, M. B., Beeskow, A. M., Coronato, F. 1991. Seasonal environmental variation and plant phenology in arid Patagonia (Argentina). *Journal of Arid Environments*, 21: 1–11.
- Bertiller, M. B., Bisigato, A. J., Carrera, A. L., Del Valle, H. F. 2004. Estructura de la vegetación y funcionamiento de los ecosistemas del Monte Chubutense. *Boletín de la Sociedad*, 39 (3-4): 139-158
- Biancari, L., Oñatibia, G. R., Gaitán, J., Aguiar, M. R. 2023. Coexistence of grasses and shrubs in Patagonian steppes. Norm or exception? *Journal of Vegetation Science*, 34: e13177. <https://doi.org/10.1111/jvs.13177>
- Bisigato, A. J., Bertiller, M. B. 1997. Grazing effects on patchy dryland vegetation in Northern Patagonia. *Journal of Arid Environments*, 36: 639 - 653
- Bisigato, A.J., Villagra, P.E., Ares, J.O, Rossi, B.E. 2009. Vegetation heterogeneity in Monte Desert ecosystems: A multi-scale approach linking patterns and processes. *Journal of Arid Environments* 73(2):182-191.
- Bohn, V., Piccolo, C., Perillo, G. 2011. Análisis de los periodos secos y húmedos en el sudoeste de la provincia de Buenos Aires (Argentina). *Revista de Climatología*, 11: 31-43.
- Bond, W. J., Woodward, F. I., Midgley, G. F. 2005. The global distribution of ecosystems in a world without fires. *New Phytologist*, 165: 525–538. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2004.01252.x>
- Bran, D. E., Cecchi, G. A., Gaitán, J. J., Ayesa, J. A., López, C. R. 2007. Efecto de la severidad de quemado sobre la regeneración de la vegetación en el Monte Austral. *Ecología Austral*, 17:123-131.
- Bran, D., Ayesa, J. A., Lopez, C. 2000. Regiones Ecológicas de Río Negro. Laboratorio de Teledetección-SIG INTA-EEA, Bariloche.
- Bravo, S., Kunst, C., Gimenez, A., Moglia, G. 2001. Fire regime of a *Elionorus muticus* Spreng. Savanna, western Chaco region, Argentina. *International Journal of Wildland Fire*, 10:65-72. doi: 10.1071/WF01014
- Bravo, S., Kunst, C., Grau, R., Aráoz, E. 2010. Fire-rainfall relationships in Argentine Chaco savannas. *Journal of Arid Environments*, 74: 1319-1323. doi: 10.1016/j.jaridenv.2010.04.010
- Brososke, K. D., Froese, R. E., Falkowski, M. J., Banskota, A. 2014. A review of methods for mapping and prediction of inventory attributes for operational forest management. *Forest Science*, 60: 733-756. <https://doi.org/10.5849/forsci.12-134>
- Brown, A., Martínez Ortiz, U., Acerbi, M., Corcuera, J. 2006. La situación Ambiental Argentina. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires.
- Burkart, R., Bárbaro, N. O., Sánchez, R. O., Gómez, D. A. 1999. Ecorregiones de la Argentina. Administración de Parques Nacionales, Buenos Aires
- Burnham, K. P., Anderson, D. R. 2002. Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information–Theoretic Approach. New York, NY: Springer, 261–303.
- Busso, C.A. 1997. Towards an increased and sustainable production in semiarid rangelands of Central Argentina: Two decades of research. *Journal of Arid Environments*, 36: 197-210.
- Cabrera, A. L. 1976. Regiones fitogeográficas Argentinas. 2° ed. Enc. Arg. Agricultura y Jardinería. Ed. ACME, S.A.I.C., Buenos Aires.

- Cabrera, A. L., Willink, A. 1980. Biogeografía de América Latina. Serie Biología, Monografía 13. Organization of American States, Washington DC.
- Campo, A., Ramos, M., Zapperi, P. 2009. Análisis de las variaciones anuales de precipitación en el Suroeste bonaerense, Argentina. XII Encuentro de Geógrafos de América Latina, Montevideo, Ed. Universidad de la República, p. 12
- Cao, M., Prince, S., Small, J. et al. 2004. Remotely Sensed Interannual Variations and Trends in Terrestrial Net Primary Productivity 1981–2000. *Ecosystems*, 7: 233-242. <https://doi.org/10.1007/s10021-003-0189-x>
- Carreiras, J. M. B., Melo, J. B., Vasconcelos, M. J. 2013. Estimating the above-ground biomass in Miombo Savanna Woodlands (Mozambique, East Africa) using L-band synthetic aperture radar data. *Remote Sensing*, 5: 1524-1548.
- Carreño, L. V., Pereyra, H., Ricard, F., Viglizzo, E., Jobbágy, E. 2010. Captura y emisión de gases de efecto invernadero. Expansión de la frontera agropecuaria en Argentina y su impacto ecológico-ambiental. Ediciones INTA. Buenos Aires, Argentina. Capítulo 5 (31-35pp)
- Cecchi, G. A., Kröpfl, A. I., Villasuso, N. M., Distel, R. A. 2006. Stemflow and soil water redistribution in intact and disturbed plants of *Larrea divaricata* in Southern Argentina. *Arid Land Research and Management*, 20:209-217.
- Chave, J., Andalo, C., Brown, S., Cairns, M. A., Chambers, J. Q., Eamus, D., Fölster, H., Fromard, F., Higuchi, N., Kira, T., Lescure, J. P., Nelson, B. W., Ogawa, H., Puig, H., Riéra, B., Yamakura, T. 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia*, 145: 87–99. doi:10.1007/s00442-005-0100-x
- Chen, W., Cao, C. X., He, Q. S., Guo, H. D., Zhang, H., Li, R.Q., Zheng, S., Xu, M., Gao, M. X., Zhao, J., Li, S., Ni, X. L., Jia, H. C., Ji, W., Tian, R., Liu, C., Zhao, Y. X., Li, J. L. 2010. Quantitative estimation of the shrub canopy LAI from atmosphere-corrected HJ-1 CCD data in Mu Us Sandland. *Science China Earth Sciences*, 53: 26-33.
- Chen, W., Zhao, J., Cao, C., Tian, H. 2018. Shrub biomass estimation in semi-arid sandland ecosystem based on remote sensing technology. *Global Ecology and Conservation*, 16: e00479. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2018.e00479>
- Chen, Y., Gillieson, D. 2009. Evaluations of Landsat TM vegetation indices for estimating vegetation cover on semi-arid rangelands: A case study from Australia. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 35: 435–446.
- Chojnacky, D. C, Milton, M. 2008. Measuring carbon in shrubs. Hoover CM(ed) Field measurements for forest carbón monitoring. Springer, New York, pp 45-72.
- Chuvieco, E. 1996. Fundamentos de la Teledetección. Ediciones Rialp S.A., Madrid. Capítulo 1 (39-42pp)
- Chuvieco, E. 2009. Earth observation of wildland fires in Mediterranean ecosystems. Dordrecht, The Netherlands: Springer. Pp. 251. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-01754-4>.
- Conti, G., Enrico, L., Casanoves, F., Díaz, S. 2013. Shrub biomass estimation in the semiarid Chaco forest: A contribution to the quantification of an underrated carbon stock. *Annals of Forest Science*, 70: 515–524. <https://doi.org/10.1007/s13595-013-0285-9>
- Conti, G., Gorné, L. D., Zeballos, S. R., Lipoma, M. L., Gatica, G., Kowaljow, E., Whitworth-Hulse, J. I., Cuchietti, A., Poca, M., Pestoni, S., Fernandes, P. M. 2019. Developing

allometric models to predict the individual aboveground biomass of shrubs worldwide. *Global Ecology and Biogeography*, 28: 961-975.

- Contreras, C. 2011. Caracterización estructural y distribución de la vegetación leñosa en el ecotono Espinal-Monte en el SO de Buenos Aires, incidencia de los cambios de uso de la tierra. Tesis de Grado de la carrera Ing. Forestal de la Fac. Cs. Agrarias y Forestales, de la Universidad Nacional de La Plata.
- Dech, J. P., Mayhew-Hammond, S., James, A. L., Pokharel, B. 2014. Modeling Canada yew (*Taxus canadensis* Marsh.) distribution and abundance in the boreal forest of northeastern Ontario, Canada. *Ecological Indicators*, 36: 48–58.
- Del Barrio R. A., Ocampo M. E. 2013. Los condicionantes ambientales a las políticas de desarrollo agropecuario: los efectos del desmonte y la producción de trigo en el sur de Patagones y NE de Río Negro. Séptimo congreso argentino de administración pública, Mendoza.
- Dengsheng, Lu. 2006. The potential and challenge of remote sensing-based biomass estimation, *International Journal of Remote Sensing*, 27 (7): 1297-1328
- Di Bella, C. M., Fischer, M. A., Jobbágy, E. G. 2011. Fire patterns in north-eastern Argentina: influences of climate and land use/cover. *International Journal of Remote Sensing*, 32(17):4961-4971. <https://doi.org/10.1080/01431161.2010.494167>.
- Di Bella, C. M., Jobbágy, E. G., Paruelo, J. M., Pinnock, S. 2006. Continental fire density patterns in South America. *Global Ecology and Biogeography*, 15(2):192-199. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2006.00225.x>.
- Di Bella, C. M., Posse, G. 2014. Estudio y seguimiento de los incendios. Percepción remota y sistemas de información geográfica. Sus aplicaciones en Agronomía y Ciencias Ambientales. Paruelo, J. M., Di Bella, C. M. y M. Milkovic (eds.). Editorial Hemisferio Sur.
- Di Gregorio, A, Jansen, L. J. M. 2000. Land-Cover Classification System (LCCS): classification concepts and user manual. FAO/UNEP/Cooperazione Italiana, Rome, 177 pp. (Incl. CD-ROM with application software)
- Di Rienzo, J.A., Casanoves, F., Balzarini, M.G., Gonzalez, L., Tablada M., Robledo C.W. 2016. InfoStat Versión 2016. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL. <http://www.infostat.com.ar>.
- Digby, P. G. N., Kempton, R. A. 1987. Multivariate analysis of ecological communities. Chapman and Hall, London, 203 pp.
- Dimitri, M. J., Leonardis, R. F., Santos Biloni, J. 1999. El nuevo libro del árbol. Tomo I. Especies Forestales de la Argentina Occidental. 1º Edición. Buenos Aires. El Ateneo. ISBN: 950-02-8467-7. 120 p.
- Dong, J, Kaufmann, R. K., Myneni, R.B., Tucker, C. J., Kauppi, P. E., Liski, J., Buermann, W., Alexeyev, V., Hughes, M. K. 2003. Remote sensing estimates of boreal and temperate forest woody biomass: carbon pools, sources, and sinks. *Remote Sensing of Environment*, 84: 393–410.
- Dubinín, M., Potapov, P., Luschekina, A., Radeloff, V.C. 2010. Reconstructing long time series of burned areas in arid grasslands of southern Russia by satellite remote sensing. *Remote Sensing of Environment*, 114: 1638–1648. doi: 10.1016/j.rse.2010.02.010
- Duval, V. S., Benedetti, G. M., Campo, A. M. 2019. Fisonomía y diversidad del bosque secundario de *Prosopis caldenia*. Provincia de la Pampa, Argentina. *Revista Geográfica de América Central*, 62: 164-185.

- Eldridge, D. J., Bowker, M. A., Maestre, F.T., Roger, E., Reynolds, J. F. Whitford, W.G. 2011. Impacts of shrub encroachment on ecosystem structure and functioning: towards a global synthesis. *Ecology Letters* 14: 709-722
- Eldridge, D., Soliveres, S. 2015. Are shrubs really a sign of declining ecosystem function? Disentangling the myths and truths of woody encroachment in Australia. *Australian Journal of Botany* 62: 594–608.
- Ellis, E. C., Ramankutty, N. 2008. Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(8):439–447.
- Erb, K. H., Kastner, T., Plutzer, C. et al. 2018. Unexpectedly large impact of forest management and grazing on global vegetation biomass. *Nature*, 553: 73-76 <https://doi.org/10.1038/nature25138>
- FAO. 2007. Land evaluation: towards a revised framework. Documento de debate de Tierras y Aguas de la FAO, núm. 6. Roma, FAO. (Disponible en: <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/011/a1080e/a1080e00.pdf>)
- Fernández, R. J., Paruelo, J. M. 1988. Root systems of two Patagonian shrubs: A quantitative description using a geometrical method. *Journal of Range Management*. 41:220-223.
- Fick, S. E., Hijmans, R. J. 2017. WorldClim 2: new 1km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 37 (12): 4302-4315.
- Fischer, M. A, Di Bella, C. M., Jobbágy, E.G. 2012. Fire patterns in central semiarid Argentina. *Journal of Arid Environments*, 78: 161-168
- Fischer, M. A., Di Bella, C. M., Jobbágy, E. G. 2015. Influence of fuel conditions on the occurrence, propagation and duration of wildland fires: A regional approach. *Journal of Arid environments*, 120:63-71. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2015.04.007>.
- Flores, J. S., Sánchez, J. A. 2004. Flora y vegetación. Pp: 303-327. *en* Zuñiga, B. (ed.). Técnicas de muestreo para manejadores de recursos naturales. Universidad Autónoma de México, Universidad Autónoma de Yucatán, Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, Instituto Nacional de Ecología. México 509 Pp.
- Foley, J.A., De Fries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, I.C., Ramankutty, N., Snyder, P.K. 2005. Global consequences of land use. *Science*, 309: 570-574. DOI: 10.1126/science.1111772
- Fonseca, W. G., Alice, F. G., Rey, J. M. 2009. Modelos para estimar la biomasa de especies nativas en plantaciones y bosques secundarios en la zona Caribe de Costa Rica. *Bosque*, 30(1): 36-47.
- Fosberg, F. R. 1961. Classification of vegetation for general purposes. *Trop Ecology*, 2:1-28.
- Freidel, M., Duval, V.S., Benedetti, G. M. 2022. Cobertura y uso del suelo en el sureste de la provincia de La Pampa (Argentina) durante el período 1987-2020. *Revista Huellas*, Volumen 26, Nº 1, Instituto de Geografía, Ed. UNLPam: Santa Rosa.
- Fuhlendorf, S. D., Archer, S. R., Esmeins, F., Engley, D. M., Taylor, A. 2008. The combined influence of grazing, fire, and herbaceous productivity on tree–grass interactions. In: Van Auken, O.W., Editor. *Western North American Juniperus Communities: A Dynamic Vegetation Type*. Springer; New York p. 219-238.

- Fusco, E. J., Rau, B. M., Falkowski, M., Filippelli, S., Bradley, B. A. 2019 Accounting for aboveground carbon storage in shrubland and woodland ecosystems in the Great Basin. *Ecosphere*, 10 e02821
- Gabella, J. I. 2014. Gestión territorial y deterioro ambiental en áreas rurales de la diagonal árida templada Argentina. Partido de Patagones, Provincia de Buenos Aires. Tesis Doctoral en Geografía. Universidad Nacional del Sur, Buenos Aires, Argentina. 233 Pp.
- Gabella, J., Campo, A.M., 2016. Fragilidad y degradación ambiental en áreas rurales de la diagonal árida templada argentina. *Estudios Geográficos* 77 (número 281) 491-519. doi: 10.3989/estgeogr.201616
- Gaitán, J. J., Oliva, G. E., Bran, D. E., Maestre, F. T., Aguiar, M. R, et al. 2014. Vegetation structure is as important as climate to explain ecosystem functioning across Patagonian rangelands. *Journal of Ecology*, 102:1419-28
- Gaitán, J. J., Bran, D., Oliva, G., Ciari, G., Nakamatsu, V., Salomone, J., Ferrante, D., Buono G., Massara, V., Humano, G., Celdrán, D., Opazo, W., Maestre, F.T. 2013. Evaluating the performance of multiple remote sensing indices to predict the spatial variability of ecosystem structure and functioning in Patagonian steppes. *Ecological Indicators*, 34:181-191
- García Collazo, M. A., Panizza, A., Paruelo, J. M. 2013. Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos: Resultados de la Zonificación realizada por provincias del Norte argentino. *Ecología Austral*, 23(2): 97–107.
- Gasparri, F. J., Goya, J., Arturi, M., Burns, S., de Antueno, L., Torres Robles, S. 2021. Diagnóstico ambiental y socio económico de cuencas forestales: Cuenca Forestal Puan – Villarino - Patagones, Provincia de Buenos Aires. Informe Final de Consultoría. Proyecto: Fondo Cooperativo de Preparación para el Carbono de los Bosques (FCPF) Donación N° TF019086. Dirección Nacional de Bosques, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Fundación Innova-T, CONICET. 83 Pp.
- Gasparri, N. I. 2010. Efecto del cambio de uso de la tierra sobre la cobertura vegetación y dinámica de biomasa del chaco semiárido argentino. Tesis doctoral en Biología de la Universidad Nacional de Tucumán. Tucumán, Argentina.
- Gasparri, N. I, Grau R. H., Manghi, E. 2008. Carbon Pools and Emissions from Deforestation in Extra-Tropical Forests of Northern Argentina Between 1900 and 2005. *Ecosystems* 11 (8): 1247-1261.
- Gasparri, N. I., Baldi, G. 2013. Regional patterns and controls of biomass in semiarid woodlands: lessons from the Northern Argentina Dry Chaco. *Regional Environmental Change*, 13 (6): 1131-1144.
- Gasparri, N. I., Parmuchi, M. G., Bono, J., Karszenbaum, H., Montenegro, C. L. 2010. Assessing multi-temporal Landsat 7 ETM+ images for estimating above-ground biomass in subtropical dry forests of Argentina. *Journal Arid Environments*, 74: 1262-1270.
- Giglio, L., Descloitres, J., Justice, C. O., and Kaufman, Y., 2003. An enhanced contextual fire detection algorithm for MODIS. *Remote Sensing of Environment*, 87:273-282.
- Gobbi, B., Van Rompaey, A., Loto, D., Gasparri, I., Vanacker, V. 2020. Comparing Forest Structural Attributes Derived from UAV-Based Point Clouds with Conventional Forest Inventories in the Dry Chaco. *Remote Sensing*, 12, 4005. <https://doi.org/10.3390/rs12234005>

- Godagnone, R. E., Bran, D. E. (Eds.). 2009. Inventario integrado de los recursos naturales de la provincia de Río Negro. Geología, hidrogeología, geomorfología, suelos, vegetación y fauna. Ediciones INTA, Buenos Aires.
- Goetz, S. J., Prince, S. D., Small, J., Gleason, A. C. R., Thawley, M. M. 2000. Interannual variability of global terrestrial primary production: reduction of a model driven with satellite observations. *Journal of Geophysical Research*, 105: 20077-20091. doi:10.1029/2000JD900274
- González-Iturbe Ahumada, J. A. 2004. Introducción a la percepción remota. En: Zuñiga, B. (Ed. general). *Técnicas de muestreo para manejadores de recursos naturales*. Universidad Autónoma de México. Universidad Autónoma de Yucatán Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología. Instituto Nacional de Ecología. México 509 pp.
- González-Roglich, M., Swenson, J. 2016. Tree cover and carbón mapping of Argentine savannas: Scaling from field to region. *Remote Sensing of Environment*, 172: 139–147
- González-Roglich, M., Swenson, J., Jobbagy E., Jackson, R. 2014. Shifting carbon pools along a plant cover gradient in woody encroached savannas of central Argentina. *Forest Ecology and Management*, 331:71-78.
- González-Roglich, M., Swenson, J., Villarreal, D., Jobbagy, E., Jackson, R. 2015. Woody Plant-Cover Dynamics in Argentine Savannas from the 1880s to 2000s: The Interplay of Encroachment and Agriculture Conversion at Varying Scales. *Ecosystems*, 172: 139–147.
- Grau, H. R. 2001. Regional-scale spatial patterns of fire in relation to rainfall gradients. *Global Ecology Biogeography*, 10:133–46
- Grau, H. R., Veblen, T. T. 2000. Rainfall variability, fire and vegetation dynamics in neotropical montane ecosystems in north-western Argentina. *Journal of Biogeography*, 27:1107–21
- GTOS, 2010. A framework for terrestrial climate-related observations and development of standards for the terrestrial essential climate variables: proposed work plan. FAO, ICSU, UNEP, UNESCO, WMO. <http://www.fao.org/gtos/doc/pub78.pdf>.
- Hansen, M. C., Potapov, P.V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S.A., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S.V., Goetz, S.J., Loveland, T.R., Kommareddy, A., Egorov, A., Chini, L., Justice, C.O., Townshend, J.R.G. 2013. High-resolution global maps of 21st-century Forest cover change. *Science*, 342: 850–853.
- Harris, I., Timothy, T. J., Jones, P., Lister, D.. 2020. Version 4 of the CRU TS monthly high-resolution gridded multivariate climate dataset. *Scientific Data*, 7: 109. doi.org/10.1038/s41597-020-0453-3
- Hernández, Bermejo, J. E., Sainz Ollero, H. 1984. El análisis de semejanza aplicado al estudio de barreras y fronteras fitogeográficas: su aplicación a la corología y endemoflora ibéricas. *Anuales Jardín Botánico Madrid* 40:421-432
- Hersbach, H., Bell, B., Berrisford, P., Hirahara, S., Horányi, A., Muñoz-Sabater, J., Nicolas, J.,..., Jean-Noël Thépaut J-N. 2020. The ERA5 global reanalysis. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 1999-2049. <https://doi.org/10.1002/qj.3803>
- Hierro, J. L., Branch, L. C., Villarreal, D., Clark, K. L. 2000. Predictive equations for biomass and fuel characteristics of Argentine shrubs. *Journal of Range Management*, 53: 617-621. <https://doi.org/10.2307/4003156>
- Hofstad, O. 2005. Review of biomass and volumen functions for individual trees and shrubs in southeast Africa. *Journal of Tropical Forest Science*, 17: 151–162.

- Holdrege, M. C., Kulmatiski, A., Beard, K. H., Palmquist, K. A. 2023. Precipitation intensification increases shrub dominance in Arid, not Mesic, Ecosystem. *Ecosystems*, 26: 568-584.
- Houghton, R. A. 2005. Aboveground forest biomass and the global carbon balance. *Global Change Biology*, 11: 945–958. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.00955.x>
- Houghton, R. A. 2007. Balancing the Global Carbon Budget. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, 35: 313–347.
- Huete, A. R. 1988. A soil adjusted vegetation index SAVI. *Remote Sensing of Environment*, 25: 295-309.
- Huete, A. R., Didan, K., Miura, T., Rodreguez, E., Gao, X., Ferreira, L. 2002. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of Environment*, 83: 195-213.
- IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. 2021. *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S.L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M.I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T.K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, and B. Zhou (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2391 pp. doi:10.1017/9781009157896.
- Issa, S. M., Dahy, B. S., Saleous, N. 2020. Accurate mapping of date palms at different age-stages for the purpose of estimating their biomass. *Annals of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, Volume 3. XXIVth International Society for Photogrammetry and Remote Sensing Congress. 4 July–10 July 2021. Nice, France, 461–467.
- Iurman, D. 2009. Diagnóstico y evaluación económica de alternativas tecnológicas para productores agropecuarios familiares de la zona de secano del Partido de Patagones. (Buenos Aires). Tesis de Magíster Económica Agraria y Administración Rural.
- Jenkins, J. C., Chojnacky, D. C., Heath, L. S., Birdsey, R. A. 2004. Comprehensive data base of diameter-based biomass regressions for North American tres species. US Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Research Station, Delaware 45 pp.
- Kangas, A., Maltamo M. 2006. *Forest Inventory: Methodology & Applications*. Forest Inventory edited by Annika Kangas and Matti Maltamo. Berlin: Springer, 2009. ISBN: 978-90-481-3164-8. DOI: 10.1007/1-4020-4381-3.
- Kaufman, Y. J. 1989. The atmospheric effect on remote sensing and its correction. In: Asrar, G. (Ed.), *Theory and Application of Optical Remote Sensing*. Wileyv Publication, New York.
- Kennedy, R. E., Andrefouet, S., Cohen, W. B., Gomez, C., Griffiths, P., Hais, M., ... Zhu, Z. 2014. Bringing an ecological view of change to Landsat-based remote sensing. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12, 339–346
- Kröpfl, A. I, Deregibus, V. A., Cecchi, G. A. 2015. Un modelo de estados y transiciones para el Monte oriental rionegrino. *Phyton*, 84: 390-396
- Kröpfl, A. I., V. A. Deregibus y G. A. Cecchi. 2007. Disturbios en una estepa arbustiva del Monte: cambios en la vegetación. *Ecología Austral*, 17:257-268.

- Kuenzer, C., Ottinger, M., Wegmann, M., Guo, H. D., Wang, C. L., Zhang, J. Z., et al. 2014. Earth observation satellite sensors for biodiversity monitoring: potentials and bottlenecks. *International Journal of Remote Sensing*, 35: 6599-6647.
- Labraga, J. C., Scian, B., Frumento, O. 2002. Anomalies in the atmospheric circulation associated with the rainfall excess or deficit in the Pampa Region in Argentina. *JGR-Atmospheres*. Doi: 10.1029/2002JD002113.
- Lascano, O., Bolla D. 2009. Situación actual de la cadena de carne vacuna en Norpatagonia, su relación con el corrimiento de la barrera sanitaria y propuestas para el desarrollo de la ganadería bovina. Edición: Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Valle Inferior. Año 4 n° 17.
- Law, B., Waring, R. 1994. Remote sensing of leaf area index and radiation intercepted by understory vegetation. *Ecological Applications*, 4:272-279
- Le Polain de Waroux, Y., Lambin, E. F. 2012. Monitoring degradation in arid and semi-arid forests and woodlands: the case of the argan woodlands (Morocco). *Applied Geography*, 32:777-786. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2011.08.005>
- Leder, C., Torres Robles, S. S., Peter, G. 2021. Moderate disturbances and shrub protection enhance perennial grass recruitment in northern Patagonia. *Journal of Arid Environments*, (189)104479. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2021.104479>.
- Lell, J. D., 2005. El caldenal: una visión panorámica del mismo enfatizando en su uso. Pp 18. en M. F. Arturi, J. L. Frangi, y J. F. Goya (eds.). *Ecología y manejo de los bosques de Argentina*. Editorial de la Universidad Nacional de La Plata, Buenos Aires, Argentina.
- León, R. J. C., Bran, D., Collantes, M., Paruelo, J. M, Soriano, A. 1998. Grandes unidades de vegetación de la Patagonia extraandina. *Ecología Austral*, 8:125-144.
- Lerner, P. D. 2004. El caldenal: dinámica de poblaciones de Caldén y procesos de expansión de leñosas en pastizales. En: Arturi M. F., J. L. Frangi y J. F. Goya (Eds.). *Ecología y manejo de los bosques de Argentina*. Publicación multimedia, Editorial de la Universidad Nacional de La Plata.
- Lini, R. M. 2008. Evaluación del avance del desmonte para uso agrícola en el noreste rionegrino, mediante el uso de sistemas de información geográfica. Informe de avance. Dirección de Bosques, Ministerio de Producción, Provincia de Río Negro. 8 pp
- Lopez Serrano, P. M., Cárdenas Domínguez, J. L., Corral-Rivas, J. J., Jiménez, E., López-Sánchez, C. A., Vega-Nieva, D. J. 2020. Modeling of Aboveground Biomass with Landsat 8 OLI and Machine Learning in Temperate Forests. *Forests*, 11(1), 11. <https://doi.org/10.3390/f11010011>
- Maestre, F.T., Callaway, R., Valladares, F., Lortie, C.J. 2009. Refining the stress-gradient hypothesis for competition and facilitation in plant communities. *Journal of Ecology* 97: 199- 205.
- Maestre, F. T., Eldridge, D. J, Soliveres, S., Kéfi, S., Delgado-Baquerizo, M., Bowker, M. A, García-Palacios P., Gaitán, J., Gallardo, A., Lázaro, P., Berdugo, M. Structure and functioning of dryland ecosystems in a changing world. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 47: 215-237.
- Mageto, T., Motubwa, J. 2018. Bootstrap Confidence Interval for Model Based Sampling. *American Journal of Theoretical and Applied Statistics*, 7(4): 147-155
- Martínez Carretero, E. 2013. La diagonal árida Argentina: entidad bio-climática. Pp. 14-31 en D. R. Pérez, M. E. Rodríguez Araujo, and A. E. Rovere (eds.). *Restauración ecológica*

en la diagonal árida de la Argentina. Buenos Aires. 1 ed. Vázquez Mazzini editores, Buenos Aires, Argentina. 520 pp.

- Martínez Pastur, G., Amoroso, M. M., Baldi, G., Barrera, M. D., Brown, A. D., Chauchard, L. M., Galetto, L., Garibaldi, L. A., Gasparri, I., Kees, S. M., Matteucci, S. D., Politi, N., Roig, F. A., Peri, P. L. 2023. ¿Qué es un bosque nativo en la Argentina? Marco conceptual para una correcta definición de acuerdo con las políticas institucionales nacionales y el conocimiento científico disponible. *Ecología Austral*, 33(1):152-169.
- Matteucci, S. D., Colma, A., 1982. Metodología para el estudio de la vegetación. Monografía nº 22, Serie Biología. Secretaría General de la OEA. Washington D.C. 168 pp.
- MAyDS, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación. 2020 a. Segundo Inventario Nacional de Bosques Nativos: informe Monte Buenos Aires: primera revisión. Buenos Aires: Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación. 98 pp.
- MAyDS, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación. 2020 b. Segundo Inventario Nacional de Bosques Nativos: informe Espinal y Delta e Islas del río Paraná: primera revisión. Buenos Aires: Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación. 145 pp.
- McCluney KE, Belnap J, Collins SL, Gonzalez AL, Hagen EM, et al. 2012. Shifting species interactions in terrestrial dryland ecosystems under altered water availability and climate change. *Biol. Rev.* 87:563–82
- McDowell, N. G., Coops, N. C., Beck, P. S. A., Chambers, J. Q., Gangodagamage, C., Hicke, J. A. et al. 2015. Global satellite monitoring of climate-induced vegetation disturbances. *Trends in Plant Science*, 20: 114–123.
- McGlinchy, J., van Aardt, J. A. N., Erasmus, B., Asner, G. P., Mathieu, R., Wessels, K., et al. 2014. Extracting structural vegetation components from small-footprint waveform Lidar for biomass estimation in savanna ecosystems. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 7: 480–490.
- Menéndez, J. L., La Rocca, S. M. 2007. Primer inventario nacional de bosques nativos. Informe Regional Espinal, Segunda Parte. Primera edición. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, Buenos Aires, Argentina. 154 Pp.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. Ecosystems and Human Well-being: Desertification Synthesis. World Resources Institute, Washington, DC
- Morello, J., Mateucci, S. D., Rodríguez, A. F., Silva, M. E. 2012. Ecoregiones y complejos ecosistémicos argentinos 1a ed. Orientación Gráfica editora. Buenos Aires.
- Nanni, S.A., Gasparri N.I., Grau H.R. 2015. Redistribution of forest biomass in an heterogeneous environment of subtropical Andes undergoing agriculture adjustment. *Applied Geography*, 62: 107-114
- Navone, S. M. (Ed). 2003. Sensores remotos aplicados al estudio de los recursos naturales. Editorial Facultad Agronomía, Universidad de Buenos Aires. 190 pp.
- Nosetto, M. D., Jobbágy, E. G., Paruelo, J. M. 2006. Carbon sequestration in semi-arid rangelands: Comparison of *Pinus ponderosa* plantations and grazing exclusion in NW Patagonia. *Journal Arid Environments*, 67: 142-156
- Oosterheld, M., Loreti, J., Semmartin M., Paruelo, J. M. 1999. Grazing, fire and climate effects on primary productivity of grasslands and savannas: 287-306. En: L. Larked (ed). *Ecosystems of disturbed ground*. Elsevier. Amsterdam, Netherlands.

- Oñatibia, G. R., Aguiar, M. R., Cipriotti, P. A., Troiano, F. 2010. Individual plant and population biomass of dominant shrubs in Patagonian grazed fields. *Ecología Austral*, 20: 269-279
- Oyarzabal, M., Clavijo, J., Oakley, L., Biganzoli, F., Tognetti, P., Barberis, I., Maturo, H. M., Aragón, R., Campanello, P. I., Prado, D., Oesterheld, M., León, R. J. C. 2018. Unidades de vegetación de la Argentina. *Ecología Austral*, 28: 040-063.
- Paruelo, J. M., Guerschaman, J. P., Veron, S. 2005. Expansión agrícola y cambios en el uso de suelos. Facultad de Agronomía, UBA. *Revista Ciencia Hoy*. Volumen 15 - N° 87.
- Patenaude, G., Milne, R., Dawson, T. P. 2005. Synthesis of remote sensing approaches for forest carbon estimation: reporting to the Kyoto Protocol. *Environmental Science and Policy*, 8: 161–178.
- Pausas, J. G., Keeley, J. E. 2021. Wildfires and global change. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 19(7): 387-395. <https://doi.org/10.1002/fee.2359>.
- Pausas, J. G., Ribeiro, E. 2013. The global fire–productivity relationship. *Global Ecology Biogeography*, 22: 728– 36
- Pearce, H. G., Anderson, W. R., Fogarty, L. G., Todoroki, C. L., Anderson, S. A. J. 2010. Linear mixed-effects models for estimating biomass and fuel loads in shrublands. *Canadian Journal of Forest Research*, 40: 2015-2026.
- Peinetti, R., Cavallero, L., Lopez, D. R. 2021. Donde hubo fuego, cenizas quedan: clima y fronteras de incendios en Argentina. En: XXIX Reunión Argentina de Ecología, Tucuman.
- Peláez, D. V., Giorgetti, H.D., Montenegro, O.A., Elia, O.R., Rodríguez, G.D., Bóo, R.M., Mayor, M.D., Busso, C.A. 2010. Vegetation response to a controlled fire in the Phytogeographical Province of the Monte, Argentina. *Phyton*, 79:169-176.
- Peláez, D. V., Mayor, M. D., Elia, O. R. 2008. *Ecología y manejo del fuego en el Caldenal*. AgroUNS 5(9):14-17.
- Pereyra, F. X. 2012. *Suelos de la Argentina*. Ed. SEGEMAR-AACS-GAEA, ANALES N° 50, 178 págs. Buenos Aires. Ilustraciones y cuadros.
- Pérez, S. A. 2020. Sistema comercial del complejo de productos forestales nativos de la provincia de La Pampa, Argentina. *Revista Americana de Empreendedorismo e Inovação* 2(1):73-81.
- Peri, P. L. 2021 El cambio climático en los bosques. En: Area, M. C., Lupi, A. M., and Escobar, P. *Ciencia y Tecnología Forestal en la Argentina*. 1era Edición Ciudad Autónoma de Buenos Aires, CONICET.
- Peri, P. L. 2011. Carbon storage in cold temperate ecosystems in Southern Patagonia, Argentina. *Biomass and Remote Sensing of Biomass* Ed. Islam Atazadeh pagg. 213-225
- Peter, G., Funk, F. A., Torres Robles, S. S. 2013. Responses of vegetation to different land-use histories involving grazing and fire in the North-east Patagonian Monte, Argentina. *The Rangeland Journal*. Australia, 35 (3): 273-283
- Pezzola, A., Winschel, C. 2004. Estudio multitemporal de la degradación del monte nativo en el partido de Patagones – Buenos Aires. Provincia de Buenos Aires 2001/2002. Lab. de Teledetección y SIG, EEA INTA H. Ascasubi. Buenos Aires, Argentina.
- Pezzola, A., Argamennoni, R., Winschel, C., Sanchez, R., Mario E., Giorgetti H. 2009. Estimación expeditiva de suelos erosionados del Partido de Patagones - Buenos Aires. INTA-Estación Experimental Agropecuaria, H. Ascasubi.

- Pordel, F., Ebrahimi, A., Azizi, Z. 2018. Canopy cover or remotely sensed vegetation index, explanatory variables of above-ground biomass in an arid rangeland, Iran. *Journal Arid Land*, 10: 767–780. <https://doi.org/10.1007/s40333-018-0017-y>
- Pöttschner, F., Baumann, M., Gasparri, N. I., Conti, G., Loto, D., Piquer-Rodríguez, M., Kuemmerle, T. 2022. Ecoregion-wide, multi-sensor biomass mapping highlights a major underestimation of dry forests carbon stocks. *Remote Sensing of Environment*, 269:112849. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2021.112849>.
- Powell, P. A., Nanni, A. S., Názaro, M. G., Loto, D., Torres, R., Gasparri, N. I. 2018. Characterization of forest carbon stocks at the landscape scale in the Argentine Dry Chaco. *Forest Ecology and Management*, 424: 21-27.
- Prince, S. D., Goward, S. N. 1995. Global primary production: a remote sensing approach. *Journal of Biogeography*, 22: 815-35.
- Puigdefábregas, J.P. 1998. Ecological impacts of global change on drylands and their implications for desertification. *Land Degradation and Development*, 9: 393-406.
- Rodríguez, L. B., Torres Robles, S. S., Arturi, M. F., Zeberio, J. M., Grand, A. C. H., Gasparri, N. I. 2021. Plant cover as an estimator of above-ground biomass in semi-arid woody vegetation in Northeast Patagonia, Argentina. *Journal of Arid Land*, 13 (9): 918-933.
- Rodríguez, L. B. 2017. Variación de la vegetación leñosa con relación a la historia de uso en el SO bonaerense y NE rionegrino. Tesis de grado de la carrera Lic. en Ciencias del Ambiente de la Universidad Nacional de Río Negro, Sede Atlántica.
- Roig, F. A., Roig-Juñent, S., Corbalán, V. 2009. Biogeography of the Monte Desert. *Journal of Arid Environment*, 73: 164–172
- Rollins, M.G., Morgann P., Swetnam, T. 2002. Landscape-scale controls over 20th century fire occurrence in two large Rocky Mountain (USA) wilderness areas. *Landscape Ecology*, 17: 539–557. doi: 10.1023/A:1021584519109
- Rouse, J.W., Haas, R.H., Schell, J.A., Deering, D.W. 1973. Monitoring Vegetation Systems in the Great Plains with ERTS. Third ERTS Symposium, NASA SP-351 I: 309-317.
- Rügnitz, M.T., Chacón M.L., Porro R., 2008. Guía para la determinación de carbono en pequeñas propiedades rurales. 1.ed. Belém, Brasil: Consorcio Iniciativa Amazónica (IA) y Centro Mundial Agroforestal (ICRAF).
- Saatchi, S.S., Harris, N.L., Brown, S., Lefsky, M., Mitchard, E.T.A., Salas, W., ... Morel, A. (2011). Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 108, 9899–9904. <https://doi.org/10.1073/pnas.1019576108>
- Sala OE, Parton WJ, Joyce LA, Lauenroth WK. 1988. Primary production of the central grassland region of the United States. *Ecology* 69:40–45
- Sanchez, M., Baldassini, P., Fischer, M. de los Á., Torre Zaffaroni, J., Di Bella, C. M. 2023. Dónde, cuándo y cómo ocurren grandes incendios en la provincia de La Pampa, Argentina: Una caracterización basada en sensores remotos. *Ecología Austral*, 33(1): 211–228. <https://doi.org/10.25260/EA.23.33.1.0.1972>
- Sankarán, M., Anderson T.M., 2009. Management and restoration in African Savannas: Interactions and feedbacks. En *New Models for Ecosystem Dynamics and Restoration*. Hobbs, R. y Suding, K. (Eds.). Island Press; Washington: p. 136-155.

- Sankarán, N. M., Hanan, N. P., Scholes, R. J., Ratnam, J., Augustine, D. J., Cade, B. S. 2005. Determinants of woody cover in African savannas. *Nature*, 438:846-849.
- Sharples, J. J. 2009. An overview of mountain meteorological effects relevant to fire behaviour and bushfire risk. *International Journal of Wildland Fire*, 18: 737-754.
- Shoshany, M., Karnibad, L. 2015. Remote Sensing of Shrubland Drying in the South-East Mediterranean, 1995–2010: Water-Use-Efficiency-Based Mapping of Biomass Change. *Remote Sensor*, 7(3): 2283-2301
- Sione, S.M., Ledesma, S.G., Rosenberger, L.J., Oszust, J., Andrade Castañeda, H., Maciel, G., Wilson, M.G. 2020. Modelos alométricos de biomasa aérea para *Vachellia caven* Mol. Molina en bosques nativos del Espinal (Argentina). *Quebracho*, 28: 20 - 33
- Sione, S.M., Rosenberger, L.J., Ledesma, S.G., Oszust, J. 2019. Relaciones alométricas en *Prosopis affinis* Spreng. en bosques nativos del Espinal, Entre Ros, Argentina. *Revista Científica Agropecuaria*, 23: 19 - 28
- Smith, T. M., Smth, R. L.. 2007. *Ecología*. Sexta edición Pearson Educación, Madrid. 776 pp.
- Stahl, G., Saarela, S., Schnell, S., Holm, S., Breidenbach, J., Healey, S. P., Patterson, P. L., Magnussen, S., Nasset, E., McRoberts, R. E., Gregoire, T. G. 2016. Use of models in large-area forest surveys: comparing model-assisted, model-based and hybrid estimation. *Forest Ecosystems*, 3(5): 1-11
- Starns, H. D., S. D. Fuhlendorf, R. D. Elmore, D. Twidwell, E. T. Thacker, T. J. Hovick, and B. Luttbeg. 2019. Recoupling fire and grazing reduces wildland fuel loads on rangelands. *Ecosphere* 10(1):e02578. 10.1002/ecs2.2578
- Stenseth, N.C., Mysterud, A., Ottersen, G., Hurrell, J.W., Chan, K.S., Lima, M. 2002 Ecological effects of climate fluctuations. *Science*, 297(5585):1292-6. doi: 10.1126/science.1071281.
- Szymaanski, C., Villagra, P. E., Aschero, V., Alvarez, J. A. 2022. Interactive effects of chronic anthropogenic disturbances on *Prosopis* woodland structure in the Central Monte, Argentina. *Ecología Austral*, 32(1): 108-121.
- Ter Braak, C. J. F. 1995. Ordination. Pp. 91-173 *en* R. H. G. Jongman, C. J. F. Ter Braak y O. F. R. Van Tongeren (Eds.) *Data Analysis in Community and Landscape Ecology*. Cambridge University Press.
- Thornthwaite, C. W., Mather, J. R. 1957. Instructions and tables for computing the potential evapotranspiration and water balance. *Laboratory of climatology. Dresel Institute of technology*, 10:185-311.
- Torres Robles, S. S. 2022. Se puede producir en el monte y conservarlo al mismo tiempo? *Folium Relatos botánicos*, 5: 72-78
- Torres Robles, S. S., Arturi, M., Contreras, C., Peter, G., Zeberio, J. M. 2015. Variaciones geográficas de la estructura y composición de la vegetación leñosa en el límite entre el espinal y el monte en el Noreste de la Patagonia (Argentina). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 50 (2): 209-215.
- Tucker, C. J. 1979. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sensing Environments*, 8: 127-150
- Tucker, C.J.; C.L. Vanpreat, M.J. Sharman and G. Van Ittersum, 1985. Satellite remote sensing of total herbaceous biomass production in the Senegalese Sahel: 1980-1984. *International Journal of Remote Sensing* 7:233-249

- Tukey, J. W. 1977. Exploratory data analysis. Addison Wesley.
- Van Auken, O. W. 2000. Shrub invasions of North American semiarid grasslands. *Annual Review of Ecology and Systematics*. Vol. 31:197-215.
- van der Werf, G.R., Randerson, J.T., Giglio, L., Gobron, N., Dolman, A.J. 2008. Climate controls on the variability of fires in the tropics and subtropics. *Global Biogeochemical Cycles*, 22: GB3028.
- Vázquez, P., Adema, E., & Fernández, B. (2013). Dinámica de la fenología de la vegetación a partir de series temporales de NDVI de largo plazo en la provincia de La Pampa. *Ecología Austral*, 23(2): 77–86.
- Viglizzo, E., Jobbágy, E. 2010. Expansión de la frontera agropecuaria en Argentina y su impacto ecológico-ambiental. Ediciones INTA 2010, 99pp. Buenos Aires, Argentina
- Villagra, P. 2021. Bosques de la región del Monte. Pp. 443-507 en P. L. Peri, G. Martínez Pastur y T. Schlichter (eds). *Uso sostenible del bosque: Aportes desde la Silvicultura Argentina*. 1a edición especial, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina. 889 Pp.
- Villagra, P. E., Defossé G. E., del Valle H. F, Tabeni S., Rostagno C. M., Cescay, M., Abraham, E. M. 2009. Land use and disturbance effects on the dynamics of natural ecosystems of the Monte Desert: implications for their management. *Journal of Arid Environments*, 73:202–211.
- Villagra, P. E., Giordano, C., Alvarez, J. A., Cavagnaro, J. B., Guevara, A., Sartor, C., Passera, C. B., Greco, S. 2011. Ser planta en el desierto: estrategias de uso de agua y resistencia al estrés hídrico en el Monte Central de Argentina. *Ecología Austral*, 21(1): 029–042.
- Vivalda, F. L. 2020. Efecto del fuego sobre la estructura y densidad de leñosas del bosque de *Prosopis caldenia* (Burkart) en La Pampa, Argentina. Tesis de maestría. Facultad de Agronomía, Universidad Nacional de La Pampa, Argentina.
- Whelan, R.J. 1995. The ecology of fire. Cambridge University Press, England, United Kingdom.
- Whitford, W.G. 2002. Ecology of desertsystems. Academic Press, and Elsevier Science Imprint, San Diego, California, 343 pp.
- Winschel, C., Pezzola, A., Casella, A. 2022. Dinámica en los cambios de coberturas y usos del suelo. Partidos de Villarino y Patagones, provincia de Buenos Aires, Argentina. 1975, 2001, 2015 y 2021. Ed. INTA, informe técnico N° 79, 29 pp.
- Yan, F., Wu, B., Wang, Y. 2013. Estimating aboveground biomass in Mu Us Sandy Land using Landsat spectral derived vegetation indices over the past 30 years. *Journal Arid Land*, 5: 521–530. <https://doi.org/10.1007/s40333-013-0180-0>
- Zacconi, G., Toppazzini, M. 2018. Áreas afectadas por incendios forestales y rurales en la región pampeana y noreste de la región patagónica durante la temporada 2016 – 2017. Informe Técnico. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable. Chubut, Argentina. 18 pp
- Zarbá, L., Piquer-Rodríguez, M., Boillat, S., Levers, C., Gasparri, I., Aide, T., Álvarez-Berrios, N. L., Anderson, L. O., Araoz, E., Arima, E., Batistella, M., Calderón-Loor, M., Echeverría, C., Gonzalez-Roglich, M., Jobbágy, E. G., Mathez-Stiefel, S. L., Ramirez-Reyes, C., Pacheco, A., Vallejos, M., Young, K. R., Grau, R.. 2022. Mapping and characterizing social-ecological land systems of South America. *Ecology and Society*, 27(2):27. <https://doi.org/10.5751/ES-13066-270227>

- Zeberio, J. M., Torres Robles, S., Calabrese, G. 2018. Uso del suelo y estado de conservación de la vegetación leñosa del monte en el noreste Patagónico. *Ecología Austral*. En Prensa.
- Zeberio, J. M. 2012. Avance de la frontera agropecuaria en el noreste patagónico y sus consecuencias en los procesos de desertificación y pérdida de biodiversidad. En: Dos Santos y Torres Sanchez (Eds.) *Ciencia y tecnología ambiental. Un enfoque integrador*. Asociación Argentina para el progreso de la ciencia. Buenos Aires. 216-221.
- Zhao, Y., Guirado, E., Gaitan, J., Maetre, F. T. 2021. Aridity Thresholds Determine the Relationships Between Ecosystem Functioning and Remotely Sensed Indicators Across Patagonia. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*. DOI: 10.1109/TGRS.2021.3113594
- Zivkovic, L., Martínez Carretero, E., Dalmaso, A., Almirón, M. 2013. Carbono acumulado en la biomasa vegetal de la reserva de Villavicencio (Mendoza-Argentina). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 48 (3-4): 543-551.

ANEXO

Anexo Tabla 1. Variables estructurales utilizadas para la estimación de Biomasa Aérea de Leñosas (BAL) a nivel de parcela

<i>n</i>	Cobertura Total (%)	Altura promedio (m)	Altura Maxima (m)	Area Basal	Cobertura>10(%)	Cover5–10 (%)	Cover<5 (%)	AGB (Mg.ha ⁻²)
1	19.2	0.5	1.2	0.0	0.0	0.0	19.2	5.3
2	22.3	0.5	0.7	0.0	0.0	0.0	22.3	2.7
3	24.0	1.1	1.4	0.0	0.0	2.8	21.2	2.0
4	32.7	0.8	1.8	0.0	0.0	0.0	32.7	7.5
5	34.6	1.1	1.1	0.0	0.0	23.6	11.1	14.8
6	45.1	1.1	1.7	0.0	0.0	16.6	28.5	14.0
7	45.1	2.5	3.5	3.7	31.6	13.6	0.0	34.7
8	46.8	1.3	1.7	0.0	0.0	46.8	0.0	20.2
9	47.5	0.7	2.5	0.0	0.0	0.0	47.5	12.4
10	48.3	1.2	2.5	0.0	0.0	12.0	36.3	15.4
11	50.4	1.5	1.4	1.9	18.1	21.7	10.6	27.1
12	51.2	1.2	1.7	0.0	0.0	12.2	39.0	14.7
13	56.2	1.8	1.5	0.0	0.0	43.0	13.2	18.2
14	57.9	1.0	1.1	0.0	46.4	0.0	11.5	10.9
15	69.0	1.5	2.2	1.1	63.6	0.0	5.4	70.8
16	70.2	1.8	4.0	4.4	49.5	0.0	20.7	20.3
17	77.0	2.0	4.3	5.3	48.3	14.8	13.9	54.8
18	78.5	1.4	2.5	0.0	78.5	0.0	0.0	29.3
19	91.0	2.2	3.5	3.5	62.5	0.0	28.4	51.7
20	92.7	1.2	1.7	0.0	44.2	47.8	0.8	58.9
21	144.7	1.4	5.0	29.6	128.0	0.0	16.7	161.1

Anexo Tabla 2. Modelo de Biomasa Aérea de Leñosa de Landsat OLI, fecha enero de 2020. B3, Banda 3 (roja); B4, Banda 4 (verde).

Análisis de regresión lineal

Variable	N	R ²	R ² Aj	ECMP	AIC	BIC	p-valor
BAL(Mg.ha ⁻¹)	41	0.76	0.75	0.19	46.89	53.74	<0.0001

Modelo	b0	b1	b2
BAL(Mg.ha ⁻¹)= exp(b0+b1*Ln(B3)+b2*Ln(B4)	-1.91	8.71	-10.96