

**Provisión de Servicios Ecosistémicos en el Chaco
Semiárido: efectos de los cambios en el uso
del suelo y la variabilidad climática sobre la
dinámica del carbono**

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

Pablo Baldassini

Licenciado en Ciencias Ambientales – Universidad de Buenos Aires - 2010

Lugar de trabajo: Instituto de Investigaciones Fisiológicas y
Ecológicas vinculadas a la Agricultura (IFEVA)

Facultad de Agronomía - Universidad de Buenos Aires



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



2018

COMITÉ CONSEJERO

Director de tesis

José María Paruelo

Ingeniero Agrónomo (Facultad de Agronomía UBA)

PhD (Colorado State University)

Co-director

Gervasio Piñeiro

Ingeniero Agrónomo (Facultad de Agronomía UDELAR)

Doctor en Ciencias Agropecuarias (Universidad de Buenos Aires)

Consejero de Estudios

Marcos Texeira

Licenciado en Ciencias Biológicas (Facultad de Ciencias UDELAR)

Doctor en Ciencias Agropecuarias (Universidad de Buenos Aires)

JURADO DE TESIS

Walter Baethgen

Ingeniero Agrónomo (Facultad de Agronomía UDELAR)

MSc PhD (Virginia Polytechnic Institute and State University)

Mónica Bertiller

Ingeniera Agrónoma (Universidad de Buenos Aires)

PhD (University of Göttingen)

Adrián Andriulo

Ingeniero Agrónomo (Universidad Nacional de Rosario)

PhD (Institut National Agronomique de Paris-Grignon)

Fecha de defensa: 17 de diciembre de 2018

Dedicatoria

A Thiago, por su sonrisa que me llena el alma...

Agradecimientos

A todos los que me acompañaron y ayudaron en este camino, principalmente a José por todo lo que me enseñó y me enseña día a día. Por encontrar la forma de bancarme las veces que estuve sin beca, eternamente agradecido...

A Josefina, mi compañera de vida, por el apoyo constante e incommensurable. Gracias por tanto, gracias por todo lo vivido, gracias por todo lo que vendrá...

A mi familia, por estar siempre...

Al LART y al LabFo, por la compañía y el inmejorable lugar de trabajo...

A Lola, por hacer que todo sea posible...

A Cami B., Tamara P., HD, Sebu A., Cristian D., Félix M., Fede P. y Juan C. por el apoyo brindado durante el ensayo de campo y los muestreos, y por bancarse los intensos calores del Chaco salteño...

A Andorrana SA y Anta Del Dorado SA, por permitirme instalar el experimento en sus campos...

Al INTA Joaquin V. Gonzalez, por su apoyo logístico...

A Juli M., Lucía C., Lau A., Dany A., Vivi B., Sol G., Lautaro P., Jesús M., José V., Gonza Camba, Lu Staiano, por ayudarme de una u otra forma...

A Gerva y Marcos, por contribuir y estar cuando lo necesité...

Al Depto. de Métodos Cuantitativos y a Susana P., por abrirme las puertas...

A la UBA y al CONICET, por contribuir fuertemente en mi formación...

A todos los que hicieron posible esta tesis...

A todos y a cada uno, ¡muchas gracias!

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

Pablo Baldassini

Publicaciones derivadas de la tesis

Baldassini, P., Despósito, C., Piñeiro, G., & Paruelo, J. M. (2018). Silvopastoral systems of the Chaco forests: Effects of trees on grass growth. *Journal of Arid Environments*, 156, 87-95. doi.org/10.1016/j.jaridenv.2018.05.008.

INDICE GENERAL

INDICE DE CUADROS	x
INDICE DE FIGURAS	xiii
Abreviaturas y Acrónimos	xix
Resumen	xx
Abstract	xxi
Capítulo 1: Introducción general	2
1.1. Concepto de Servicios Ecosistémicos	2
1.2. Deforestación, cambios en el uso del suelo y provisión de Servicios Ecosistémicos en el Chaco semiárido.....	3
1.3. La importancia del carbono como Servicio Ecosistémico intermedio y de regulación	6
1.4. Dinámica del C. Controles ambientales y antropogénicos de los flujos y stocks de C.....	8
1.5. El uso de sensores remotos y modelos de simulación para el estudio de la dinámica del C..	11
1.6. La ley de Bosques y el uso de modelos espaciales para la proyección de escenarios futuros de uso del suelo.....	14
1.7. Descripción del área de estudio: El Chaco semiárido.....	16
1.8. Objetivos y organización de la tesis.....	19
Capítulo 2: El incremento en la eficiencia en el uso de la radiación de pasturas de Gatton panic (<i>Megathyrus maximus</i>) no compensa la reducción de la radiación incidente debajo del estrato leñoso en sistemas silvopastoriles del Chaco semiárido	22
2.1. Introducción	22
2.2. Objetivo, hipótesis y predicciones	23
2.3. Materiales y métodos	23
2.3.1. Área de estudio.....	23
2.3.2. Diseño experimental y variables medidas.....	25
2.3.3. Análisis estadístico.....	28
2.4. Resultados	28
2.5. Discusión.....	33
2.6. Conclusiones	35
Capítulo 3: Productividad primaria neta (PPN) de las principales coberturas y usos del suelo del Chaco Semiárido	37
3.1. Introducción	37
3.2. Objetivo general, objetivos específicos, hipótesis y predicciones	39

3.3. Materiales y métodos	40
3.3.1. Área de estudio.....	41
3.3.2. Identificación de coberturas y usos del suelo.....	42
3.3.3. Estimación de la PPN y su partición en PPNA y PPNS	46
3.3.4. Análisis estadístico.....	48
3.4. Resultados	48
3.5. Discusión.....	56
3.6. Consideraciones finales	59
Capítulo 4: Evaluación de alternativas de manejo de usos del suelo mediante el uso de un modelo de simulación (CENTURY).....	62
4.1. Introducción	62
4.2. Objetivos	65
4.3. Materiales y métodos	65
4.3.1. Área de estudio.....	65
4.3.2. Modelización de del ciclo del C bajo diferentes sistemas de uso, manejos del suelo y condiciones ambientales	66
4.3.3. Variables de intensificación en el uso del suelo.....	75
4.4. Resultados	78
4.4.1. Cambios en el COS bajo diferentes usos del suelo y prácticas de manejo	78
4.4.2. Partición de las ganancias y balance de C en el suelo.....	82
4.4.3. Intensificación en el uso del suelo y variación en el COS	85
4.5. Discusión.....	95
4.6. Conclusiones	101
Capítulo 5: Simulación de escenarios futuros de uso del suelo. Cambios en la emisión de C bajo diferentes niveles de cumplimiento de la Ley de Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos (OTBN) y tasas de deforestación.....	103
5.1. Introducción	103
5.2. Objetivos	105
5.3. Materiales y métodos	105
5.3.1. Área de estudio.....	105
5.3.2. Clasificación de uso del suelo	106
5.3.3. Escenarios futuros de uso del suelo	108
5.3.4. Estimación de la emisión de C como consecuencia del cambio en el uso del suelo.....	110

5.4. Resultados	115
5.4.1. Usos del suelo	115
5.4.2. Escenarios futuros de usos del suelo	119
5.4.3. Emisiones de C	123
5.5. Discusión.....	124
Capítulo 6: Discusión general.....	130
6.1. Aportes y resultados más importantes de la tesis.....	130
6.2. Evaluación del impacto de los cambios en el uso del suelo sobre la dinámica del C. Alcances y limitaciones de los resultados de la tesis.....	132
6.3. Contribuciones de la tesis	135
7. Bibliografía	137
Anexos.....	161
Anexo I: Modelos lineales mixtos aplicados para el análisis de las variables medidas en el ensayo destinado a la estimación de la EUR de pasturas de Gatton panic.....	162
Anexo II: Evaluación de la calidad del forraje. Determinación de N foliar (%) y fibra detergente ácida (FDA) de las muestras de pastos de Gatton panic obtenidas en el ensayo realizado para la estimación de la EUR.....	165
Anexo III: Descomposición de la señal de IVN en componentes herbáceos y leñosos	168
Anexo IV: Parametrización y calibración del modelo CENTURY	171
Anexo V: Evaluación del modelo CENTURY	178
Anexo VI. Consultas realizadas a la base de datos VARSAT (plataforma de imágenes satelitales LART-FAUBA, en PostgreSQL) para la extracción de series temporales de IVN (MOD13Q1)	187
Anexo VII: Matrices y detalle de los elementos necesarios para la ejecución del módulo Generación de Escenarios de InVEST.....	188

INDICE DE CUADROS

- Cuadro 2.1:** Valores p de las pruebas estadísticas de los factores (ca: cobertura arbórea, sit: sitio, pcre: periodo de crecimiento) y sus interacciones dobles y triple para cada una de las variables medidas (productividad primaria neta aérea (PPNA), fracción de radiación fotosintéticamente activa interceptada (fRFA), radiación fotosintéticamente activa incidente (RFAi), proporción de la radiación interceptada por los árboles (RIar), radiación fotosintéticamente activa absorbida (RFAA), eficiencia el uso de la radiación (EUR)). El R^2 indica la proporción de la variabilidad que fue explicada por el modelo ajustado.29
- Cuadro 2.2:** Prueba de comparaciones múltiples para los tratamientos que resultaron significativos (cuadro 3) para cada una de las variables medidas (productividad primaria neta aérea (PPNA), fracción de radiación fotosintéticamente activa interceptada (fRFA), radiación fotosintéticamente activa incidente (RFAi), proporción de la radiación interceptada por los árboles (RIar), radiación fotosintéticamente activa absorbida (RFAA), eficiencia el uso de la radiación (EUR)). Se indica el valor medio de cada uno de los tratamientos, indicando con una letra común diferencias no significativas ($p > 0.05$).....30
- Cuadro 2.3:** Eficiencia en el uso de la radiación (EUR) promedio para los distintos momentos del periodo de crecimiento (primavera (Prim), verano (Ver), verano tardío (VerT), y otoño (Oto)) y los diferentes tratamientos (HA, HNA, SA y SNA). Las letras H y S indican el sitio (húmedo y seco, respectivamente), mientras que las letras A y NA indican la cobertura arbórea (debajo del árbol y a pleno sol, respectivamente).32
- Cuadro 3.1:** Matriz de contingencia de la clasificación utilizada. CP: cultivos perennes, P: pasturas, CA: cultivos anuales. Valores marginales indican los errores de comisión y omisión en la categorización de los lotes desmontados, mientras que el valor en negrita indica la precisión general (%).43
- Cuadro 3.2:** Píxeles seleccionados para las distintas coberturas y usos del suelo en dos porciones del Departamento de Anta, Salta, con diferente rango de precipitación media anual.46
- Cuadro 3.3:** Prueba de comparaciones múltiples de la productividad primaria neta (PPN), de la productividad primaria neta aérea (PPNA) y de la productividad primaria neta subterránea (PPNS) entre las diferentes coberturas y usos del suelo del Departamento de Anta, Salta, para dos sitios con diferente precipitación media anual. Se indica el valor medio de cada uso, indicando con una letra común diferencias no significativas ($p > 0.05$). El R^2 indica la proporción de la variabilidad que fue explicada por el modelo ajustado.50
- Cuadro 3.4:** Prueba de comparaciones múltiples de la radiación fotosintéticamente activa absorbida (RFAA) entre las diferentes coberturas y usos del suelo del departamento del Anta, Salta, para dos sitios con diferente precipitación media anual. Se indica el valor medio de cada uso, indicando con una letra común diferencias no significativas ($p > 0.05$). El R^2 indica la proporción de la variabilidad que fue explicada por el modelo ajustado.51
- Cuadro 3.5:** Prueba de comparaciones múltiples del coeficiente de variación (CV) intraanual de la productividad primaria neta (PPN) entre las diferentes coberturas y usos del suelo del Departamento de Anta, Salta, para dos sitios con diferente precipitación media anual. Se indica la variación intraanual promedio (%) para cada uso, indicando con una letra común diferencias no significativas ($p > 0.05$). El R^2 indica la proporción de la variabilidad que fue explicada por el modelo ajustado.55
- Cuadro 4.1:** Ubicación de los sitios muestreados y características de cada uno de ellos en cuanto al % de Nitrógeno, el % de Carbono, el COS total para los primeros 20 cm de suelo, la proporción de arcilla, limo y arena y las condiciones climáticas promedio (temperatura máxima y mínima y

- precipitación anual). Para el caso de las pasturas y los lotes agrícolas se especifica el año en el cual fue desmonta la cobertura original (Vallejos et al., 2015).....70
- Cuadro 4.2:** Escenarios simulados con el modelo CENTURY, combinando los distintos usos del suelo con diferentes prácticas de manejo: carga ganadera, frecuencia de fuego, aplicación de fertilizante, rotaciones agrícolas y manejos ganaderos. El número de simulaciones indica la cantidad de corridas que se realizaron por uso de suelo combinando las diferentes opciones de manejo de cada columna para dos situaciones contrastantes de precipitación media anual: 600 y 800 mm anuales. La sigla NS significa “No Simulado”. En total han sido simuladas 1148 situaciones.74
- Cuadro 4.3:** Ejemplo de la evaluación energética realizada para un cultivo de maíz fertilizado, la cual considera los recursos naturales renovables (R) y los recursos no renovables, tanto naturales (N) como antrópicos, que incluyen materiales, labores y servicios (F). T indica Transformidad, es decir, los joules equivalentes de energía solar necesarios para generar un joule de cada ítem considerado. El ítem Productos especifica la energía producida en el sistema de producción. Adaptado de Arpigliani (2014).77
- Cuadro 4.4:** Importancia relativa (IR) de cada uno de los factores de manejo en cada uso del suelo (Pastoreo, Fertilización nitrogenada, Descansos trienales, Sistema de producción simple o con doble cultivo anual, Quemadas iniciales y periódicas) sobre la variación en el Carbono orgánico del suelo (COS). La columna SC indica la suma de cuadrados derivada de un Análisis de Varianza (ANOVA), mientras que la columna B1 indica la pendiente de la asociación lineal entre los residuos del ANOVA y la variable cuantitativa en cuestión.81
- Cuadro 4.5:** Contenidos (A) y flujos (B) de N (en g/m².año) medios, máximos y mínimos de cada uso del suelo para el sitio más seco (600 mm) y húmedo (800 mm). La primera columna (Bosque Ref) indica los valores para la situación prístina, es decir, sin ningún tipo de manejo.91
- Cuadro 4.6:** Descriptores (valor p y R²) del ajuste lineal entre el delta COS (%) y distintos indicadores de la intensificación en el uso del suelo para los distintos usos del suelo (bosque, agricultura, pasturas y sistemas silvopastoriles) presentes en dos sitios con distinta precipitación media anual (PMA).95
- Cuadro 5.1:** Contenidos de C (en Tn/ha) del bosque de referencia simulado con CENTURY para dos situaciones con diferente nivel de precipitación media anual (600 y 800 mm). Las estimaciones realizadas bajo esos niveles puntuales de precipitación fueron extrapoladas a un rango más amplio, utilizando los valores simulados en el sitio con una precipitación de 600 mm para el rango comprendido entre 550 y 700 mm, y aquellos simulados en el sitio de 800 mm para el rango comprendido entre 700 y 850 mm (valores entre paréntesis). Se indica el C almacenado en la vegetación leñosa viva y muerta, tanto aérea como subterránea y en la broza del suelo que es removido al reemplazar el bosque original por los distintos usos del suelo analizados. Los valores de carbono orgánico del suelo (COS) de cada uso del suelo corresponden al valor promedio de los 21 años simulados.113
- Cuadro 5.2:** Parámetros utilizados para estimar las emisiones brutas de C a la atmósfera producto del desmonte y de la descomposición del material orgánico muerto que quedó en el sitio. Para el caso de los cultivos agrícolas y las pasturas, se utilizaron aquellos reportados por Gasparri et al. (2008) & Baumann et al. (2017) para la región (se unificaron las fracciones que se pierden por quema y productos maderables), mientras que para los sistemas silvopastoriles fueron reajustados con el fin de representar más apropiadamente el método de rolado utilizado.115
- Cuadro 5.3:** Matriz de contingencia de la clasificación. El proceso de evaluación se realizó mediante el uso de 801 lotes (40% del total) digitalizados a partir de datos provenientes del SegF, PRORENOA y MINAGRI. Los valores centrales del cuadro corresponden al número de lotes, mientras que los valores marginales indican los errores de omisión, de comisión y la precisión

general (en porcentaje). Las columnas corresponden a la información de campo, mientras que las filas indican las categorías de la clasificación.117

Cuadro 5.4: Información de la superficie total de cada uso productivo en el área de estudio (en miles de hectáreas y en porcentaje) y de la superficie desmontada en el periodo 2009-2015 en la situación actual. Para la situación futura bajo distintos niveles de deforestación (actual, media y doble de la tasa de deforestación), se indica la superficie desmontada, la superficie total y el incremento en el área de cada cobertura.118

INDICE DE FIGURAS

- Figura 1.1:** Clasificación de Servicios Ecosistémicos (SE) según MEA (2005) y Fisher et al. (2009). Las flechas negras indican la relación entre las diferentes categorías de SE y la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas. Dicha relación se define en términos de funciones de producción (círculos). Las líneas punteadas representan la relación entre las categorías de SE. Las líneas discontinuas representan la influencia de las necesidades, intereses y valores humanos en la definición de beneficios y SE, en los dos esquemas de clasificación. Tomado de Volante et al. (2012).2
- Figura 1.2:** A) Ubicación regional de la ecoregión argentina del Chaco Seco. Ocupa principalmente las provincias de Salta, Santiago del Estero, Chaco y Formosa. B) Distribución espacial y temporal de los desmontes ocurridos entre 1976 y 2016 en la ecoregión argentina del Chaco Seco. Adaptado de Vallejos et al. (2015).4
- Figura 1.3:** (A) Superficie desmontada (en miles de hectáreas) entre los años 2000 y 2015 en la ecoregión argentina del Chaco Seco para las cuatro provincias más representativas (Santiago del Estero, Salta, Chaco y Formosa), en base a los desmontes registrados por el proyecto “Monitoreo de desmontes en el Chaco Seco” (<http://monitoreodesmonte.com.ar/>). A partir de 2007 (año en el cual fue sancionada la Ley N° 26.331 de Protección de los Bosques Nativos) se observa una tendencia decreciente en las áreas desmontadas. (B) Superficie sembrada total y de los principales cultivos de la región (maíz, soja, trigo, algodón, poroto seco y cártamo) entre los años 1976 y 2015 (en miles de hectáreas), en base a los registros obtenidos del Sistema Integrado de Información Agropecuaria (SIIA) del Ministerio de Agroindustria de la Nación.5
- Figura 1.4:** Reservorios y flujos de entrada y salida del C en un esquema simplificado de la dinámica del carbono en un ecosistema forestal del chaco seco argentino. El carbono se acumula en el suelo (Δ broza y Δ COS) a través del carbono de origen vegetal (biomasa aérea y subterránea muerta) no consumido por los microorganismos, que llega al suelo en forma de detritos (D). El resto del carbono puede perderse hacia la atmósfera por fuego (P), ser respirado por los microorganismos del suelo (RH) (descomposición), o mediante la erosión del suelo. El compartimiento Δ Biomasa incluye tanto la aérea como la subterránea, la cual puede ser cosechada o consumida por los herbívoros. Adaptado de Gower, (2003).9
- Figura 1.5:** Componentes estructurales y flujos más importantes del modelo CENTURY. La producción vegetal se particiona en aérea y subterránea, discriminando distintos compartimientos vegetales en el caso de las coberturas leñosas (hojas, ramas, troncos y raíces finas y gruesas). Al morir, el material vegetal cae al suelo, diferenciándose dos tipos, estructural y metabólico, según su composición química (relación lignina / N del residuo) y resistencia a la descomposición. El carbono de la materia orgánica del suelo se particiona en tres reservorios, según su composición biológica y su tasa de descomposición (activo, lento y pasivo), es decir, la velocidad con la cual el material del que están compuestos es reemplazado por otro material o transferido a otros reservorios. Tanto el contenido hídrico como la temperatura del suelo controlan las tasas de producción y descomposición del material vegetal. Adaptado de Metherell et al. (1993).13
- Figura 1.6:** Esquema simplificado de los principales criterios que el usuario puede definir para proyectar distintos escenarios probables de uso futuro del suelo a partir de la condición actual. A partir de la definición de las reglas (color bordo) que dominan la influencia de distintos factores, por un lado, y la matriz de transición entre coberturas (color azul), por otro lado, se establece la aptitud de cambio de diferentes porciones de la región, caracterizada por el uso de suelo actual. A partir de la inclusión de ciertos criterios asociados a zonas con restricciones de cambio, a la proximidad y al tamaño mínimo (color naranja) necesario para que el cambio en el uso del suelo se efectivice, se definen los cambios de cobertura y se genera un escenario probable de uso futuro de

- suelo (color verde), que presenta la misma extensión y resolución espacial que el mapa de uso de suelo original.16
- Figura 1.7:** A) Área representativa de la Región Fitogeográfica del Gran Chaco Sudamericano (en rojo), que se extiende principalmente por Argentina, pero que incluye también Bolivia, una porción importante de Paraguay y una pequeña fracción de Brasil. B) Área de estudio: incluye, total o parcialmente, los departamentos de Anta, Orán, Metán, Rosario de la Frontera (Salta), General Güemes, Almirante Brown (Chaco), Copo, Alberdi y Pellegrini (Santiago del Estero). En naranja se delimita el departamento de Anta, sitio escogido para llevar a cabo experimentos y muestreos de campo, dado que reúne todas las condiciones climáticas, de uso y de manejo que se abordaron en esta tesis. En tonos azulados se indican las isohietas promedio para la región.17
- Figura 2.1:** El área de estudio se encuentra localizada en la región del Gran Chaco argentino (A), específicamente en la subregión del Chaco semiárido. El experimento fue montado en dos sitios ubicados dentro del Departamento de Anta, provincia de Salta (B y C). Los círculos naranja y verde indican la ubicación del ensayo en el sitio húmedo y seco del gradiente, respectivamente.24
- Figura 2.2:** Ensayo de campo montado para la estimación de la eficiencia en el uso de la radiación (EUR) de las pasturas de Gatton Panic (*Megathyrsus maximus*). En las imágenes se muestra el proceso de medición de la fracción de radiación interceptada por la vegetación (fRFA) mediante una barra de PAR (A), y la ubicación de las jaulas a pleno sol (B) y debajo de la copa de los árboles (C).25
- Figura 2.3:** Productividad primaria neta aérea (PPPNA) acumulada de Gatton panic (*Megathyrsus maximus*) en función de la radiación fotosintéticamente activa absorbida (RFAA) acumulada. A modo de ejemplo, se indican dos situaciones hipotéticas de pastos creciendo a pleno sol (hexágonos) y bajo la copa de los árboles (cuadrados). (1) Representa el aumento de biomasa aérea debido al incremento en la RFAA (3); (2) representa el cambio en la PPNA debido al aumento de la eficiencia del uso de la radiación (EUR). La importancia relativa de la RFAA se calculó como la relación entre la sección 1 y la suma de las secciones 1 y 2, mientras que la importancia relativa de la EUR se calculó como la relación entre la sección 2 y la suma de las secciones 1 y 2. [Adaptado de Bélanger et al. (1992).]27
- Figura 2.4:** (A) Productividad primaria neta aérea (PPNA), (B) Fracción de radiación fotosintéticamente activa interceptada por la vegetación (fRFA), (C) Radiación fotosintéticamente activa incidente (RFAi), (D) Radiación fotosintéticamente activa absorbida (RFAA), (E) radiación interceptada por el árbol, y (F) Eficiencia de uso de la radiación (EUR) de pasturas de Gatton panic (*Megathyrsus maximus*). Las variables fueron medidas en primavera (Prim), verano (Ver), verano tardío (VerT) y otoño (Oto) en dos sitios: húmedo (H) y seco (S). Todas las variables medidas mostraron un claro patrón estacional, aunque la radiación interceptada por los árboles mostró la menor variabilidad a lo largo del periodo de crecimiento. Los puntos negros y los triángulos corresponden al tratamiento sin árbol (NA) y los puntos blancos y los triángulos corresponden al tratamiento con árboles de Guayacán (*Caesalpinia paraguariensis*) (A). Los puntos corresponden al sitio húmedo (H) y triángulos al sitio seco (S).29
- Figura 2.5:** Relación entre la radiación fotosintéticamente activa absorbida (RFAA) acumulada y la productividad primaria neta aérea (PPNA) acumulada, siendo la pendiente de cada regresión la eficiencia en el uso de la radiación (EUR) promedio ($n=4$ para cada tratamiento). Cada punto de la regresión corresponde al promedio de tres mediciones. En todas las regresiones la ordenada al origen fue forzada a cero. Los puntos negros y los triángulos corresponden al tratamiento sin cobertura arbórea (NA), mientras que los triángulos corresponden al tratamiento con árboles de Guayacán (*Caesalpinia paraguariensis*) (A). Los puntos corresponden al sitio húmedo (H) y los triángulos al sitio seco (S). Todas las regresiones fueron significativas ($p<0,001$).33

- Figura 3.1:** El área de estudio se encuentra localizada en la región del Chaco Seco Argentino (A), específicamente en la subregión del Chaco semiárido. En el Departamento de Anta, provincia de Salta (B y C), se realizaron estimaciones de la PPN utilizando sensores remotos a bordo de satélites.42
- Figura 3.2:** Clasificación de coberturas y usos del suelo en el Departamento de Anta, provincia de Salta, para la campaña 2009-2010 (Modificado de Bagnato et al., 2015).....43
- Figura 3.3:** Cobertura de árboles (%), definida a partir del producto MOD44B V051 de Campos Continuos de Vegetación (VCF) de MODIS, a una resolución espacial de 250 m.....44
- Figura 3.4:** Digitalización de lotes agrícolas en Google Earth para dos sitios con diferente precipitación media anual: 750-800 mm (A) y 600-650 mm (B). Los lotes pertenecen a campos en donde se obtuvo el permiso para ingresar y realizar distintos muestreos y/o ensayos de campo, y los productores brindaron información del tipo de uso anual y de las rotaciones para el periodo 2001-2010. A modo de ejemplo se muestra el uso de cada uno de los lotes de ambas regiones para la campaña 2009-2010.45
- Figura 3.5:** Productividad primaria neta (PPN) promedio anual de las distintas coberturas y usos del suelo del Departamento de Anta, Salta, para dos sitios con diferente precipitación media anual. La productividad primaria neta subterránea (PPNS) promedio anual se indica en color verde, mientras que la productividad primaria neta aérea (PPNA) promedio anual se encuentra indicada en color marrón. Las líneas sobre las barras indican el desvío estándar interanual (2001-2010).49
- Figura 3.6:** Radiación fotosintéticamente activa absorbida (RFAA) promedio anual de las distintas coberturas y usos del suelo del Departamento de Anta, Salta, para dos sitios con diferente precipitación media anual. Las líneas sobre las barras indican el desvío estándar interanual (2001-2010).....51
- Figura 3.7:** Productividad primaria neta aérea (PPNA) y Productividad primaria neta subterránea (PPNS) promedio anual de pastos y componentes leñosos en pasturas de Gaton panic (*Megathyrus maximus*) y en sistemas silvopastoriles con distinta cobertura de árboles (1-5, 5-10, 10-15, 15-20 y 20-25 %) en el departamento de Anta, Salta, para dos sitios con diferente precipitación media anual. Las barras indican el desvío estándar interanual (2001-2010).53
- Figura 3.8:** Productividad primaria neta (PPN) promedio mensual de las distintas coberturas y usos del suelo del Departamento de Anta, Salta, para dos sitios con diferente precipitación media anual. Las líneas sobre las barras indican el desvío estándar interanual (2001-2010).....54
- Figura 3.9:** Coeficiente de variación (CV) interanual de la productividad primaria neta (PPN) mensual para el periodo 2001-2010 de las distintas coberturas y usos del suelo del Departamento de Anta, Salta, para dos sitios con diferente precipitación media anual.56
- Figura 4.1:** El estudio se llevó a cabo en el Departamento de Anta (C), provincia de Salta (B), perteneciente a la porción semiárida de la Región Fitogeográfica del Chaco (A). Los puntos naranjas, rojos y verdes indican los sitios de muestreo de suelo correspondientes a lotes agrícolas (n=13), pasturas (n=7) y bosques (n=11), respectivamente, contabilizando un total de 31 sitios...66
- Figura 4.2:** Esquema simplificado de la estructura del modelo CENTURY y la especificación de información de entrada que requiere.67
- Figura 4.3:** Aproximación conceptual para la estimación de la apropiación humana de la productividad primaria neta (AHPPN). PPN_0 = PPN del bosque nativo original, PPN_{act} = PPN de la pastura reemplazante bajo una práctica de manejo específica, PPN_{cosech} = PPN cosechada mediante el consumo de los animales y PPN_r = PPN remanente luego de la cosecha. La AHPPN considera tanto la variación en la PPN entre la vegetación original y el nuevo uso reemplazante (PPN_{inh}), como la productividad cosechada (PPN_{cosech}). Las estimaciones de PPN surgieron de las diferentes

- simulaciones realizadas con CENTURY para pasturas, cultivos agrícolas, sistemas silvopastoriles y el bosque nativo. La columna de doble cultivo que figura a la derecha del gráfico ejemplifica un uso muy productivo (doble cultivo bajo un esquema de alta fertilización nitrogenada) en donde, luego de la cosecha, la PPN remanente supera a la PPN del bosque nativo original, denotando una AHPPN negativa. (Adaptado de Guerschman, 2005 & Rueda et al., 2013).76
- Figura 4.4:** Carbono orgánico del suelo (COS) promedio para distintos usos del suelo (bosque, cultivos agrícolas, pasturas y sistemas silvopastoriles) y manejos (cortas anuales, cortas quinquenales, pastoreo, fertilización nitrogenada (Fert), descansos trienales (Desc), sistema de producción simple o con doble cultivo anual (Sis prod) y quemas periódicas (Qma). B, M y A: fertilización baja, media y alta. Sp, 1, 2, 3, 4, Pi: sin pastoreo, cargas ganaderas de 0.1, 0.25, 0.5 y 1 EV/ha y pastoreo intensivo en verano. ND, D: sin y con descansos, NQ, Q: sin y con quemas, 5, 10, 15, 20, 25: cobertura de árboles (%). La línea negra punteada indica el COS promedio de referencia en bosques sin uso antrópico, y las líneas verticales el desvío estándar.....80
- Figura 4.5:** Incremento del Carbono orgánico del suelo (COS) (barras verdes) y de la respiración del suelo (barras rojas) (en Tn/ha) luego del desmonte del bosque nativo para la habilitación de tierras para la producción agrícola-ganadera en ambos sitios (600 y 800 mm). No se presentan medidas de variabilidad bajo los distintos usos del suelo, debido a que en cada uno de ellos se aplicó el mismo tipo de desmonte/desbarejado.82
- Figura 4.6:** Cambios promedio en la productividad aérea y subterránea (en Tn de C/ha) de los componentes herbáceos y lenosos a medida que se incrementa la cobertura de árboles en sistemas silvopastoriles. En el caso del componente herbáceo, la variación es respecto a la productividad en pasturas puras. Las líneas verdes indican la productividad aérea, mientras que las líneas marrones indican la productividad subterránea. Las líneas punteadas corresponden al estrato lenoso, mientras que las líneas llenas al componente herbáceo. Las barras indican el balance neto de C, correspondiendo el color negro al balance de la productividad aérea y el color gris al balance de la productividad subterránea entre ambos componentes.83
- Figura 4.7:** Balance promedio de C (en Tn/ha) entre las entradas (diferencia entre la productividad primaria neta total -verde oscuro- y la cosechada -verde claro-) (panel izquierdo) y las salidas (respiración -naranja- y erosión -rojo-) (panel derecho) para cada uso del suelo (CS: Cultivo simple; DC: Doble cultivo; P: Pastura; S5-S25: Sistemas silvopastoriles con cobertura creciente de árboles; B: Bosque). Las líneas señalan el desvío estándar e indican la variabilidad asociada a los distintos manejos. Los paneles superiores corresponden al sitio más seco (600 mm), mientras que los paneles inferiores al sitio más húmedo (800 mm).85
- Figura 4.8:** Variación promedio en la PPN total (en Kg MS/ha.ano) en respuesta al incremento en la carga ganadera en pasturas puras (círculos) y sistemas silvopastoriles (triángulos). Los símbolos negros indican el sitio más húmedo y los vacíos el sitio más seco.86
- Figura 4.9:** Cambios en los contenidos de C en el suelo (delta COS) de cada uno de los manejos y usos simulados en función de la apropiación humana de la productividad primaria neta (AHPPN). El delta COS (%) se calculó como la diferencia porcentual entre el valor simulado al final de la corrida y el valor simulado para la situación de bosque prístino. La AHPPN se calculó como la diferencia relativa entre la PPN original y la PPN remanente, es decir, la que surge de la diferencia entre la PPN del sistema actual y la cosechada (ecuaciones 2 y 3). Los primeros 4 paneles representan los usos y manejos del sitio más seco, mientras que en el sitio más húmedo se encuentran representados por los últimos 4 paneles.88
- Figura 4.10:** Cambios en los contenidos de C en el suelo (delta COS) de cada uno de los manejos y usos simulados en función del nivel de apertura del ciclo del N. El delta COS (%) se calculó como la diferencia porcentual entre el valor simulado al final de la corrida y el valor simulado para la situación de bosque prístino. La apertura del ciclo del N, por su parte, se calculó como el cociente

entre los flujos de entradas de N al sistema y las reservas de N en el ecosistema (cuadro 4). Los primeros 4 paneles representan los usos y manejos del sitio más seco, mientras que en el sitio más húmedo se encuentran representados por los últimos 4 paneles.90

Figura 4.11: Cambios en los contenidos de C en el suelo (delta COS) de cada uno de los manejos y usos simulados en función de un indicador de la presión ambiental (ELR). El delta COS (%) se calculó como la diferencia porcentual entre el valor simulado al final de la corrida y el valor simulado para la situación de bosque prístino. El ELR se calculó como el cociente entre la energía no renovable (natural o antrópica) y la energía renovable implicada en la producción de commodities. Los primeros 4 paneles representan los usos y manejos del sitio más seco, mientras que en el sitio más húmedo se encuentran representados por los últimos 4 paneles.94

Figura 4.12: Cambios en los contenidos de C en el suelo (delta COS) en sitios agrícolas respecto del bosque prístino en función del tiempo transcurrido luego del desmonte. En línea roja se muestra el modelo ajustado por Villarino et al. (2017) en base a 21 muestras de suelo para una profundidad de 0-30 cm. En verde se muestra el comportamiento promedio del delta COS (%) para las principales rotaciones agrícolas de la región (Mosciaro, comunicación personal), simuladas con el modelo CENTURY.97

Figura 4.13: Productividad primaria neta aérea (PPNA) (paneles superiores) y biomasa aérea (paneles inferiores) a lo largo de la simulación. 1A y 2A representan las prácticas de manejo con extracciones del 2.5 y 4% anual de la biomasa en pie, respectivamente, mientras que 1P, 2P y 3P indican las cortas quinquenales del 10, 20 y 30% de la biomasa, respectivamente. SR representa la situación sin remoción.98

Figura 5.1: El estudio se llevó a cabo en la porción norte de la subregión del Chaco Semiárido Argentino, perteneciente a la Región Fitogeográfica del Chaco (A). Incluyó los departamentos de Orán, Rivadavia, Anta, Metán y Rosario de la Frontera (provincia de Salta), General Güemes y Almirante Brown (provincia de Chaco) y Copo, Alberdi y Pellegrini (provincia de Santiago del Estero) (B y C). Las líneas azules indican las isohietas medias anuales, con valores promedio entre 550 y 850 mm.106

Figura 5.2: Procedimiento secuencial realizado para la obtención de un mapa del uso/cobertura del suelo de la región bajo estudio para el año 2015. Las operaciones se llevaron a cabo en Postgres, Qgis y R.108

Figura 5.3: Capas de información espacialmente explícitas utilizadas para la generación de escenarios futuros de uso del suelo a partir de la definición de la aptitud del terreno. Estas capas incluyeron información del uso del suelo actual (ver punto 5.3.2), las categorías del Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos (OTBN) establecido por cada provincia, el nivel de la pendiente del terreno, la presencia de propiedades limitantes en los suelos, las áreas protegidas nacionales y provinciales, los desmontes previos en el área de estudio y los ejidos urbanos. La información de la ubicación espacial de las tierras forestales identificadas en el Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos (PINBN) se utilizó en la sección 5.3.4.110

Figura 5.4: Comportamiento temporal del carbono orgánico del suelo (COS) de los diferentes usos del suelo bajo dos situaciones con diferente nivel de precipitación media anual (600 y 800 mm) a lo largo de 21 años de simulación. Las estimaciones realizadas para la porción más seca (600 mm) se extrapolaron al rango de 550-700 mm, mientras que aquellas llevadas a cabo en la porción más húmeda (800 mm) se utilizaron para el rango de 700-850 mm anuales.112

Figura 5.5: Proporción de las principales rotaciones de cultivos agrícolas identificadas en el área de estudio para el período 2013-2015 (PRORENOA-INTA).114

Figura 5.6: Mapa de la clasificación supervisada de uso del suelo actual (año 2015).116

- Figura 5.7:** Frecuencia absoluta en la que figuran las distintas bandas de información en los 1000 árboles de decisión generados para la clasificación supervisada de uso del suelo actual (año 2015). F1, F2, F3, Fn, indican las bandas de IVN cada 16 días para las diferentes fechas secuenciales del 2015, mientras que las 13 últimas barras corresponden a las variables sintéticas calculadas.117
- Figura 5.8:** Deforestación de áreas naturales (en miles de hectáreas) destinadas a distintos usos productivos del suelo: cultivos agrícolas (Agr), pasturas (Past), sistemas silvopastoriles entre 5 y 25% de cobertura arbórea (Silvo). El panel de la izquierda corresponde a la porción más seca del gradiente (550-700 mm), mientras que el panel de la derecha a la porción más húmeda (700-850 mm). Se incluyen tres tasas de deforestación (actual-2009-2015-, mitad y doble de dicha tasa) y cuatro niveles de cumplimiento de la ley de OTBN (Actual, Permisivo, Parcial y Estricto).....120
- Figura 5.9:** Escenarios futuros de uso del suelo generados a partir de una clasificación actual. Las columnas indican los patrones de cambio bajo distintas tasas de deforestación, mientras que las filas suponen dos situaciones de cumplimiento de la ley de OTBN: cumplimiento Actual (mapas superiores) y cumplimiento Permisivo o menos restrictivo (mapas inferiores).121
- Figura 5.10:** Escenarios futuros de uso del suelo generados a partir de una clasificación actual. Las columnas indican los patrones de cambio bajo distintas tasas de deforestación, mientras que las filas suponen dos situaciones de cumplimiento de la ley de OTBN: cumplimiento Estricto (mapas superiores) y cumplimiento Parcial (mapas inferiores).121
- Figura 5.11:** Deforestación relativa (%), calculada como el cociente entre la superficie desmontada en cada categoría y la superficie total de esa categoría de una determinada provincia. La información se segrega por categoría de la ley de bosques para cada una de las tres provincias analizadas (Chaco, Santiago del Estero y Salta), considerando tres tasas de deforestación (actual, mitad y doble) y cuatro escenarios de cumplimiento de la ley de OTBN (Actual, Permisivo, Parcial y Estricto).122
- Figura 5.12:** Deforestación de la cubierta boscosa asociada a la clase Tierras Forestales (Nivel 1 del Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos) bajo tres tasas de deforestación (actual, mitad y doble) y cuatro escenarios de cumplimiento de la ley de OTBN (Actual, Permisivo, Parcial y Estricto). El eje de la izquierda indica la superficie (en miles de hectáreas), mientras que el eje de la derecha indica la proporción (en %) de los desmontes totales que se correspondieron con esta categoría.123
- Figura 5.13:** Emisión total de C (en Tg) bajo tres tasas de deforestación (actual, mitad y doble) y cuatro escenarios de cumplimiento de la ley de OTBN (Actual, Permisivo, Parcial y Estricto) producto del reemplazo de la cubierta boscosa a lo largo de 21 años.124
- Figura 5.14:** Contribución relativa (en %) de cada uso del suelo (Agricultura, pasturas y sistemas silvopastoriles con distinta cobertura arbórea) a la emisión total de C. La barra indica el valor promedio de los 12 escenarios futuros de uso del suelo (combinación de tasa de deforestación y grado de cumplimiento de la ley de bosque), mientras que las líneas corresponden al desvío estándar.124
- Figura 6.1:** Relación lineal entre el COS (Tn/ha) de las muestras tomadas a campo (Capítulo 4) y el Índice de Provisión de Servicios Ecosistémicos (IPSE) promedio para el periodo 2000-2015 (Paruelo et al., 2016). Los puntos verdes, naranjas y rojos corresponden al bosque nativo, pasturas y cultivos agrícolas, respectivamente.134

Abreviaturas y Acrónimos

BVA: Biomasa vegetal aérea

C: Carbono

COS: Carbono orgánico del suelo

DA: Densidad aparente

EUR: Eficiencia en el uso de la radiación

FDA: Fibra detergente ácida

FRFA: Fracción de radiación fotosintéticamente activa interceptada

IVN: Índice de vegetación normalizado

MODIS: Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer

MOS: Materia orgánica del suelo

N: Nitrógeno

NOS: nitrógeno orgánico del suelo

OTBN: Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos

PPN: Productividad primaria neta

PPNA: Productividad primaria neta aérea

PPNS: Productividad primaria neta subterránea

RFAA: Radiación fotosintéticamente activa absorbida

RFAi: Radiación fotosintéticamente activa incidente

RMSD: Root mean square deviation

SE: Servicios Ecosistémicos

TRMM: Tropical Rainfall Measuring Mission

Título: Provisión de Servicios Ecosistémicos en el Chaco semiárido: efectos de los cambios en el uso del suelo y la variabilidad climática sobre la dinámica del carbono

Resumen

El cambio en el uso del suelo es considerado una de las principales dimensiones del cambio global, y puede alterar la dinámica natural del carbono (C) a distintas escalas espaciales, modificando la provisión de servicios ecosistémicos (SE) intermedios y finales. La expansión de cultivos anuales y pasturas ha sido la causa principal de las transformaciones en el uso y cobertura del suelo en la región Chaqueña Semiárida. El objetivo general de esta tesis fue analizar y cuantificar los cambios en la provisión de SE asociados a las ganancias de C, al carbono orgánico del suelo (COS) y al secuestro de C, como consecuencia del cambio en el uso del suelo, de las prácticas de manejo y de la variabilidad climática. Específicamente se buscó: 1) Caracterizar, mediante sensores remotos, los cambios en la provisión de un SE intermedio (PPN) como consecuencia de los cambios en el uso del suelo, 2) Analizar, mediante el modelo CENTURY, los cambios en la provisión de SE intermedios (PPN y COS), considerando los distintos usos del suelo, las diferentes prácticas de manejo y la variabilidad climática, 3) Estimar, a escala regional, los cambios en la provisión de un SE final (secuestro de C) para diferentes escenarios futuros de uso del suelo bajo distintos grados de cumplimiento de la ley de Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos (OTBN) y tasas de deforestación. Para ello se combinaron diferentes aproximaciones metodológicas basadas en experimentos de campo, sensores remotos a bordo de satélites, muestreos de campo y modelos de simulación puntuales y espacialmente explícitos. Los resultados de esta tesis sugieren que: a) los cambios en la estacionalidad resultaron de mayor magnitud que las diferencias en las ganancias totales de C luego del cambio en el uso del suelo, b) la reducción en el carbono orgánico del suelo (COS) estuvo explicada principalmente por una disminución en las ganancias de C más que por cambios en la respiración del suelo, c) las secuencias de doble cultivo tuvieron una menor productividad total que los monocultivos, impactando negativamente sobre el COS, mientras que la presión de pastoreo fue el factor que mayor importancia relativa tuvo en la variación del COS, tanto en las pasturas puras como en los sistemas silvopastoriles, d) la variación en el nivel de cumplimiento de la ley de OTBN no alteró la superficie desmontada en los escenarios futuros de uso del suelo simulados, con excepción de aquellos que consideraban el cumplimiento estricto de la ley, e) la quema de la biomasa vegetal y la descomposición del material orgánico remanente representaron entre el 97.4 y el 99.7% de las emisiones totales de C, representando los cambios en el COS superficial una pequeña proporción. La tesis permitió evaluar el impacto sobre la dinámica del C de múltiples escenarios de manejo y usos del suelo, siendo los resultados obtenidos potencialmente utilizados como base para el establecimiento de políticas vinculadas con la planificación del uso y ordenamiento del territorio.

Palabras clave: Chaco semiárido – Servicios Ecosistémicos - Modelo CENTURY - Sensores remotos – PPN – COS

Title: Provision of Ecosystem Services in the semi-arid Chaco: effects of land use change and climate variability in carbon dynamics

Abstract

Land use change is considered one of the main dimensions of global change, and could alter the natural carbon dynamics (C) at different spatial scales, modifying the provision of intermediate and final ecosystem services (ES). The expansion of annual crops and pastures has been the main cause of the transformations in the use and coverage of the soil in the semi-arid Chaco region. The general objective of this thesis was to analyze and quantify the changes in the provision of ES associated with C gains, the soil organic carbon (SOC) and the sequestration of C, as a consequence of land use change, management practices and climate variability. Specifically, we sought to: 1) Characterize, through remote sensing, changes in the provision of an intermediate ES (NPP) as a consequence of land use change, 2) Analyze, through CENTURY model, changes in the provision of ES intermediate (NPP and SOC), considering different land uses, different management practices and climate variability, 3) Estimate, at a regional scale, changes in the provision of a final ES (C sequestration) for different future scenarios of land use that considere different fulfillment levels of the Law OTBN and deforestation rates. To do this, different methodological approaches were combined based on field experiments, remote sensing, field samplings and spatially explicit simulation models. The results of this thesis suggest that: a) the changes in seasonality were greater in magnitude than the differences in total C gains after an land use change, b) the reduction in soil organic carbon (SOC) was explained mainly by a decrease in C gains that by changes in soil respiration, c) double crop sequences had a lower total productivity than monocultures, negatively impacting on SOC, while grazing pressure had greater relative importance in the SOC variation, both in pastures and in silvopastoral systems, d) the variation in the fulfillment levels of the Law OTBN did not alter the cleared area in the future scenarios of land use simulated, except for those that considered strict compliance with the law, e) the burning of vegetal biomass and the decomposition of organic material emanent represented between 97.4 and 99.7% of the total C emissions, representing changes in SOC a small proportion. The thesis made it possible to evaluate the impact on C dynamics of multiple scenarios of land use and management, with the results potentially being used as a basis for the establishment of policies linked to land use planning and planning.

Keywords: Semi-arid Chaco – Ecosystem Services – CENTURY model – Remote sensing – NPP - SOC

Capítulo 1

Introducción general

Capítulo 1: Introducción general

1.1. Concepto de Servicios Ecosistémicos

Se define a los Servicios Ecosistémicos (SE) como las condiciones y procesos a través de los cuales los ecosistemas y las especies que lo componen sostienen la vida humana (Daily, 1997). Es decir, como aquellos aspectos de los ecosistemas utilizados (de forma activa o pasiva) para generar bienestar humano (Boyd & Banzhaf, 2007). Según el Millennium Ecosystem Assessment (MEA) (2005), los SE se pueden clasificar en cuatro grandes categorías: servicios de provisión (alimentos, agua, madera y otras materias primas, recursos genéticos, etc.), servicios de regulación (clima local, control de la erosión, fijación y captación de nutrientes, etc.), servicios de soporte (cultivos, biodiversidad, mantenimiento de hábitat, etc.), y servicios culturales (turismo, recreación, etc.) (figura 1.1). Fisher et al. (2009) proponen una clasificación complementaria o adicional, separando los beneficios que obtiene la sociedad humana de los fenómenos ecosistémicos que los generan, y circunscriben la definición de SE a fenómenos (i.e., procesos y estructuras) del ecosistema (Parelo et al., 2011). De esta manera, los procesos o funciones ecosistémicas (e.g., la productividad primaria) son SE intermedios de los cuales se derivan servicios finales y beneficios para la sociedad (e.g., producción de forraje) (figura 1.1).



Figura 1.1: Clasificación de Servicios Ecosistémicos (SE) según MEA (2005) y Fisher et al. (2009). Las flechas negras indican la relación entre las diferentes categorías de SE y la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas. Dicha relación se define en términos de funciones de producción (círculos). Las líneas punteadas representan la relación entre las categorías de SE. Las líneas discontinuas representan la influencia de las necesidades, intereses y valores humanos en la definición de beneficios y SE, en los dos esquemas de clasificación. Tomado de Volante et al. (2012).

De Groot et al. (2010) y Haines-Young & Potschin (2010) proponen un modelo “de cascada” que permite vincular los aspectos estructurales y funcionales de los ecosistemas con el bienestar humano. De esta forma, los SE finales son determinados por una serie de procesos ecosistémicos (SE intermedios) a través de funciones de producción. Por otra parte,

las funciones de afectación relacionan los cambios en el funcionamiento o procesos ecosistémicos con el nivel de estrés y perturbación (Volante et al., 2012). Las actividades humanas pueden modificar la provisión de SE intermedios y finales y generar relaciones de compromiso entre SE. Por ejemplo, puede observarse un incremento en la provisión de un dado SE final a costa de una reducción en SE intermedios (De Groot et al., 2010). Estos cambios en el nivel de producción y en el nivel de funcionamiento ecosistémico en función del nivel de perturbación puede asumir distintas formas, planteadas conceptualmente por Scheffer et al. (2000). La manera en la cual cambian los procesos ecosistémicos ante niveles crecientes de perturbación, es clave para definir el nivel de estrés tolerable antes de disminuir por debajo de un dado nivel, que en ocasiones puede ser irreversible.

1.2. Deforestación, cambios en el uso del suelo y provisión de Servicios Ecosistémicos en el Chaco semiárido

El cambio en el uso del suelo es una de las principales dimensiones del cambio global (Foley et al., 2005) y es considerado la segunda fuente de emisiones antropogénicas de gases de efecto invernadero, debido principalmente a la deforestación en las zonas tropicales y subtropicales (Don et al., 2011). Dentro de estas regiones, los bosques secos representan uno de los ecosistemas más amenazados del mundo (Hoekstra et al., 2005), debido a la drástica reducción de su superficie como consecuencia de la expansión de la frontera agrícola y de la degradación de los parches de bosques remanentes por la sobreexplotación forestal y la ganadería (Grau et al., 2005; 2008). Actualmente estos bosques están experimentando la tasa de deforestación anual más alta fuera de los trópicos (0.89%) (UMSEF, 2007), observándose en algunos sitios tasas hasta tres veces superiores al promedio mundial (0.82% por año en Argentina, 0.51% en Sudamérica y 0.2% globalmente) (FAO, 2011).

En la Argentina los bosques xerofíticos pertenecen fundamentalmente a la región fitogeográfica del Chaco (Cabrera, 1976) que, junto con las Yungas, representan aproximadamente el 81% de todos los bosques nativos del país (SAyDS, 2005). Esta ecorregión neotropical posee diferentes subregiones, determinadas fundamentalmente por su nivel de precipitación media anual. El Chaco Seco se extiende principalmente por 4 provincias: Salta, Santiago del Estero, Chaco y Formosa, y ocupa pequeñas porciones de otras provincias en su porción más seca. Aún conserva grandes extensiones de bosque no transformadas a agricultura, aunque ha experimentado un proceso de deforestación acelerado desde principio de los años '70 (Grau et al., 2005; 2008). La vegetación original, en particular los bosques secos, está siendo rápidamente reemplazada por cultivos anuales y pasturas a un ritmo alarmante (Volante et al., 2012; Hansen et al., 2013; Vallejos et al., 2015) (figura 1.2). Las tasas de deforestación tuvieron una tendencia creciente entre 1976 y 2012 (Volante et al., 2016), siendo la provincia de Santiago del Estero la que actualmente posee el registro más elevado (Di Lullo, 1999) (figura 1.3A), con tasas hasta tres veces superiores que en los años ochenta (Piquer et al., 2015). Esto ha implicado la eliminación de casi 11 millones y medio de hectáreas del bosque chaqueño argentino durante el periodo 1976-2015, lo que representa el 23.4% de las áreas naturales de la región (figura 1.2). En los últimos 15 años se han desmontado, en las 4 principales provincias casi 4.5 millones de hectáreas, de las cuales más de la mitad corresponde a Santiago del Estero (figura 1.3A). Esta situación ha motivado la sanción, en 2007, de la Ley N° 26.331 de Protección de los Bosques Nativos, con el fin de

zonificar y regular la extensión de las distintas actividades productivas. A partir de ello, se observó una leve disminución de las tasas de deforestación, aunque se siguieron registrando desmontes en categorías bajo diferentes niveles de protección (figura 1.3A).

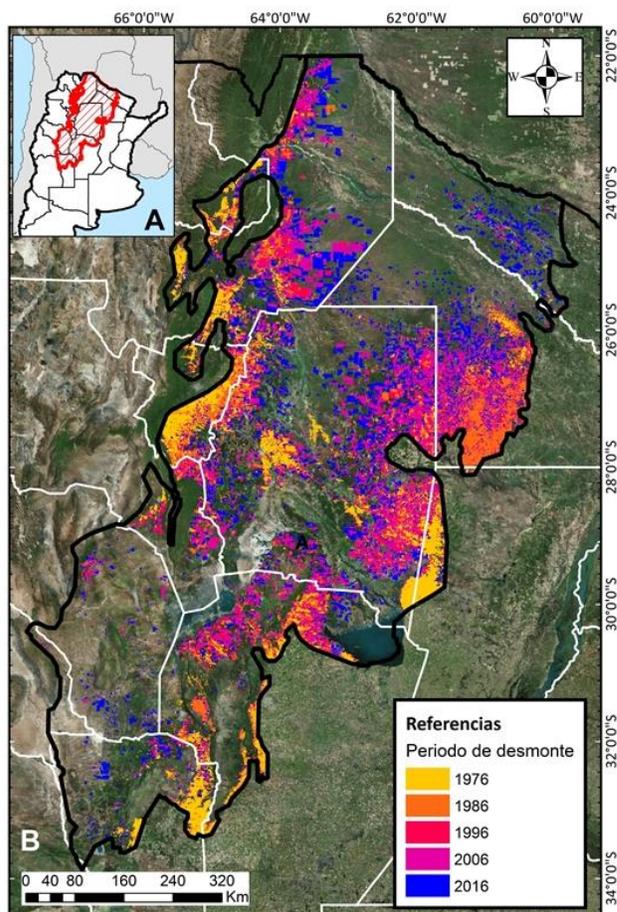


Figura 1.2: A) Ubicación regional de la ecoregión argentina del Chaco Seco. Ocupa principalmente las provincias de Salta, Santiago del Estero, Chaco y Formosa. B) Distribución espacial y temporal de los desmontes ocurridos entre 1976 y 2016 en la ecoregión argentina del Chaco Seco. Adaptado de Vallejos et al. (2015).

La conservación de la estructura de la vegetación natural del bosque chaqueño entra en conflicto con la producción de alimentos en sistemas agrícola-ganaderos, que se basan en una simplificación e industrialización del uso de la tierra (Grau et al., 2011). La deforestación fue predominantemente impulsada por la rápida expansión de la agricultura agroalimentaria, principalmente la soja (Gasparri & Grau 2009), que pasó en los últimos años a representar entre el 50 y el 60% del total del área sembrada en la región (figura 1.3B). La ganadería intensiva de cría y engorde vacuno completa el mosaico del paisaje agropecuario de la región, actividad que se encuentra en franco crecimiento (Caruso et al., 2012). El proceso expansivo de la ganadería está asociado con el reemplazo del monte nativo por pasturas tropicales (principalmente de Gatton panic -*Megathyrsus maximus*-), a través de desmonte total o selectivo (sistemas silvopastoriles) (Caruso et al., 2012). En el primer caso, se elimina toda la cubierta forestal, mientras que en el segundo se realiza tala selectiva o desbajado, dejando en pie los árboles y arbustos de mayor porte. Según Gasparri et al. (2015) y Volante

et al. (2016), los cambios en el uso del suelo estuvieron impulsados por: (1) la introducción y expansión de cultivares de soja RR bajo el sistema de siembra directa (Grau et al., 2005; Gasparri & Grau, 2009), (2) el aumento regional en la precipitación media anual (Boletta et al., 2006; Zak et al., 2008; Murgida et al., 2013), y (3) factores económicos, tanto locales (variaciones en los tipos de cambio de divisas) como globales (aumento de precios de los commodities) (FAOSTAT, 2010; Aide et al., 2012; Gasparri et al., 2013).

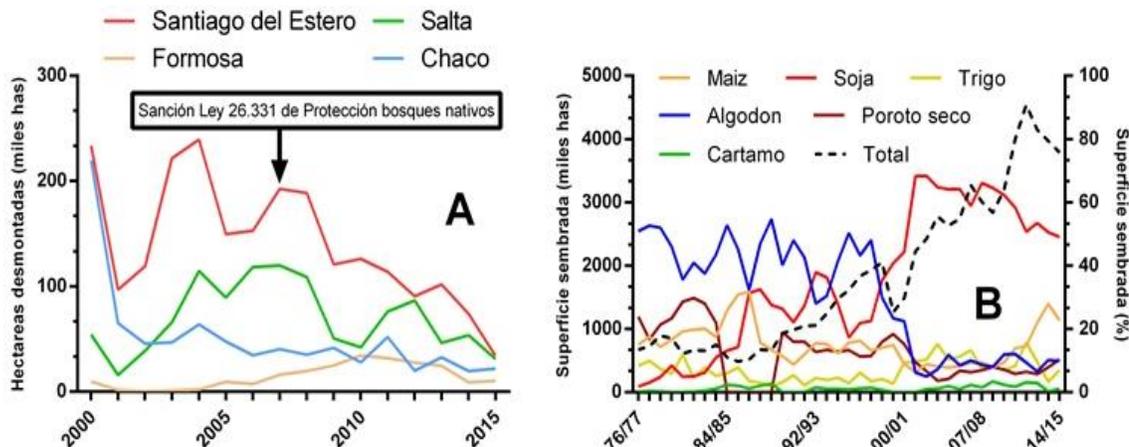


Figura 1.3: (A) Superficie desmontada (en miles de hectáreas) entre los años 2000 y 2015 en la ecoregión argentina del Chaco Seco para las cuatro provincias más representativas (Santiago del Estero, Salta, Chaco y Formosa), en base a los desmontes registrados por el proyecto “Monitoreo de desmontes en el Chaco Seco” (<http://monitoreodesmonte.com.ar/>). A partir de 2007 (año en el cual fue sancionada la Ley N° 26.331 de Protección de los Bosques Nativos) se observa una tendencia decreciente en las áreas desmontadas. (B) Superficie sembrada total y de los principales cultivos de la región (maíz, soja, trigo, algodón, poroto seco y cártamo) entre los años 1976 y 2015 (en miles de hectáreas), en base a los registros obtenidos del Sistema Integrado de Información Agropecuaria (SIIA) del Ministerio de Agroindustria de la Nación.

La expansión e intensificación agrícola que está ocurriendo en la región del Chaco está incrementando exponencialmente la producción de commodities, pero también tiene importantes efectos ecológicos negativos, comprometiendo la sostenibilidad de la producción y la provisión de servicios ecosistémicos (Paruelo et al., 2011). Según la Ley 26.331 de Protección de los Bosques Nativos, los principales servicios ecosistémicos que los bosques nativos proveen a la sociedad son: conservación de la biodiversidad, regulación hídrica, conservación del suelo y fijación de gases con efecto invernadero (Quispe Merovich & Lottici, 2011). El reemplazo del bosque nativo por pasturas y cultivos anuales ha provocado, por ejemplo, una disminución en la riqueza de especies de aves (Macchi et al., 2013; Mastrangelo & Gavín, 2014) y de plantas (Cagnolo et al., 2006), cambios en la dinámica del agua, recarga de agua subterránea y salinización de suelos (Amdan et al., 2013; Marchesin et al., 2013; Gimenez et al., 2016), un incremento en la erosión del suelo y una aceleración de los procesos de desertificación (Boletta et al., 2006), un aumento en las emisiones de C a la atmósfera desde la vegetación (Gasparri et al., 2008; Baumann et al., 2017) y el suelo (Abril et al., 2005; Cíuffoli, 2013; Villarino et al., 2017), y una disminución en las ganancias de carbono e incremento de la estacionalidad (Huykman, 2011; Volante et al., 2012).

En los últimos años, se han propuesto diferentes indicadores que permiten evaluar el nivel de provisión de varios servicios ecosistémicos de manera conjunta o general (Stephens et al., 2015). A partir del uso de la herramienta ECOSER (Lattera et al., 2011), que permite cuantificar los cambios en distintos servicios ecosistémicos de manera espacialmente explícita a partir de la integración de modelos e índices que describen las funciones del ecosistema, Villarino et al. (2015) evaluaron la afectación de distintos servicios ecosistémicos asociados al carbono orgánico del suelo (COS) como consecuencia de los cambios en el uso del suelo en el Chaco Semiárido registrados en los últimos 20 años. Estos autores observaron pérdidas en el COS cercanas al 40% en el primer metro del suelo, y dichas disminuciones afectaron negativamente la provisión de los servicios ecosistémicos de regulación climática, protección de la erosión y de regulación hídrica. Por otro lado, Paruelo et al. (2016) propusieron el uso de un índice integrativo (IPSE, Índice de Provisión de Servicios Ecosistémicos), derivado de los atributos funcionales de los ecosistemas y estimado mediante sensores remotos a bordo de satélites, para estimar la provisión de varios servicios ecosistémicos antes mencionados para grandes extensiones de territorio. El índice propuesto se basa en la integral anual y la variación estacional de un índice espectral, el IVN (Índice de Vegetación Normalizado), el cual se encuentra relacionado con la interceptación de radiación fotosintética activa, y es particularmente sensible a los cambios asociados a las transformaciones del uso de la tierra y de la cobertura del suelo ($IPSE = IVN_{promedio} * (1 - IVN_{cv})$). Estos autores observaron importantes cambios espaciales y temporales en el IPSE, e identificaron que aquellos ecosistemas que mostraron mayor interceptación de radiación fotosintética activa y menor estacionalidad presentaron, en general, un mayor nivel de provisión de servicios ecosistémicos. El mapeo regional del índice indicó que más del 30% del área de estudio presentaba tendencias negativas significativas, mostrando una reducción en el índice de provisión de servicios.

1.3. La importancia del carbono como Servicio Ecosistémico intermedio y de regulación

La biomasa y el carbono orgánico del suelo (COS), por un lado, y las ganancias de carbono (o productividad primaria neta –PPN–), por el otro, son respectivamente variables de estado y de flujo del ciclo del carbono que representan servicios ecosistémicos de regulación (MEA, 2005) e intermedios (Fisher, 2009) claves, ya que generan, directa o indirectamente, servicios finales de los cuales se derivan beneficios para los seres humanos. Estas variables captan muchos aspectos básicos de la estructura y el funcionamiento del ecosistema (McNaughton et al., 1989) y muestran una clara relación con servicios finales importantes, desde el forraje y la producción de madera, hasta el secuestro de C (Paruelo & Vallejos, 2013). Al mismo tiempo contribuyen, junto con otros servicios intermedios, a determinar otros servicios finales como la regulación del clima, el control de la erosión del suelo o la provisión de agua. Es por ello que son consideradas como variables integradoras del funcionamiento ecosistémico, ya que determinan el nivel de provisión de muchos servicios ecosistémicos (Costanza et al., 1997).

Las reservas de C son también descriptores integrativos de los procesos y perturbaciones que operan en el ecosistema (Paruelo & Vallejos, 2013). Los cambios en el uso del suelo pueden alterar la provisión de servicios intermedios vinculados con distintos aspectos del ciclo del C, viéndose reflejados en la modificación de diversos servicios finales. La remoción de la biomasa, por ejemplo, puede alterar el control de la erosión, debido a

cambios en la cobertura vegetal en las distintas estaciones del año, y los controles climáticos, debido a modificaciones en el índice de área foliar entre estaciones, en la partición calor latente/calor sensible o en el albedo (Salazar et al., 2015). Houspanossian et al. (2013), reportaron aumentos de la temperatura superficial en sistemas agrícolas, atribuido a las menores tasas de evapotranspiración, y a un incremento en el albedo al tope de la atmósfera equivalente a una reducción del CO₂ atmosférico entre 15 y 55% de las emisiones típicas que acompañan a la deforestación en esta región. Por otro lado, la ganancia de C o PPN tiene una relación directa y positiva con el aumento de la retención del nitrógeno (N) (Vitousek & Reiners, 1975), con la reducción de las pérdidas de suelo y de la escorrentía, y con la disponibilidad de biomasa verde para los consumidores primarios (Volante et al., 2012).

Los cambios en el COS reflejan la influencia del régimen de perturbación y los cambios en el uso del suelo en las entradas y salidas de C hacia y desde el suelo (Paruelo & Vallejos, 2013). El contenido de materia orgánica del suelo y de COS poseen una fuerte relación con diferentes propiedades químicas, físicas, biológicas del suelo (Martínez et al., 2008). Tal es así que permiten mantener la estabilidad de los agregados del suelo e incrementar su resistencia a la erosión (Tisdall & Oades, 1982; Lal, 2007). Además, se encuentran directamente relacionados con la fertilidad del suelo y con su capacidad de retención hídrica (Álvarez & Steinbach, 2006), al regular la acidez y aumentar la disponibilidad de nutrientes (principalmente nitrógeno), proporcionar coloide de alta capacidad de intercambio catiónico y favorecer la porosidad del suelo (Kramer et al., 2006; Martínez et al., 2008). Los cambios en el uso del suelo pueden causar una degradación significativa de algunos parámetros en comparación con el suelo en condiciones prístinas, afectando la calidad física y química en un tiempo relativamente corto (Rojas et al., 2016).

En contraparte, las pérdidas de COS implican un aumento neto de la pérdida de CO₂ hacia la atmósfera, con su consiguiente impacto sobre el clima (Johnston et al., 2009). Los bosques juegan un papel importante en el ciclo mundial del carbono y la deforestación es una fuente importante de emisiones globales de carbono a la atmósfera (Houghton, 2012). Según Van Der Werf et al. (2009), la deforestación aporta entre el 6-17% de las emisiones globales de CO₂ antropogénicas a la atmósfera. Los bosques secos, por su parte, están contribuyendo al cambio climático debido a las altas tasas de cambio de uso del suelo que está experimentando la región (Gasparri et al., 2008; Baumann et al., 2017), y son consideradas como la segunda fuente de emisiones de CO₂ a la atmósfera, sólo después de la quema de combustibles fósiles (IPCC, 2013). Entre 1996 y 2005, la emisión media anual de C en el Chaco fue estimada en 20.9 Gg C, representando entre el 0.9 y el 2.7% de las emisiones globales de carbono por deforestación, y un 47% superior a las emisiones de combustibles fósiles procedentes del sistema de transporte en Argentina (Gasparri et al., 2008). Es importante resaltar que las emisiones totales de carbono se deben principalmente a la pérdida de biomasa, proviniendo tan solo del suelo entre 8% y 13% (Gasparri et al., 2008; Baumann et al., 2017).

1.4. Dinámica del C. Controles ambientales y antropogénicos de los flujos y stocks de C.

El estudio de la dinámica del C requiere del análisis de los flujos de entrada y de salida, y de la cuantificación de los cambios en los reservorios o stocks (Paruelo et al., 2011), pudiéndose describir, según Paruelo & Vallejos (2013), mediante dos ecuaciones diferentes:

$$\Delta C = \Delta BVA + \Delta BVS + \Delta B + \Delta COS \quad \text{ecuación (1)}$$

$$\Delta C = PPB - RA - RH - P \quad \text{ecuación (2)}$$

Donde ΔC corresponde al cambio en el stock de C por la vegetación y el suelo; ΔBVA son los cambios en la biomasa vegetal aérea; ΔBVS son los cambios en la biomasa subterránea; ΔB son los cambios en la broza; ΔCOS son los cambios en el carbono del suelo; PPB es la productividad primaria bruta, es decir, la cantidad total de CO_2 asimilada por todos los estratos de vegetación (árboles, arbustos, hierbas y briofitas); RA es la respiración autotrófica, que resulta en una pérdida de CO_2 de la vegetación a la atmósfera por mantenimiento y crecimiento; RH es la respiración heterotrófica, es decir, el flujo de CO_2 de la superficie del suelo como resultado de la oxidación de la materia orgánica por organismos heterotróficos; y P representa otras pérdidas de carbono, como ser erosión y lixiviación de C orgánico disuelto, o debidas a disturbios, como el fuego (figura 1.4). La ecuación 1 representa los diferentes reservorios del C terrestre, y su variación temporal va a depender del balance entre los flujos de entrada y salida en cada reservorio. La variación en la biomasa dependerá del balance entre la productividad primaria neta (PPN) (calculada, a su vez, como la diferencia entre la productividad primaria bruta (PPB) y la respiración autotrófica (RA)) y la senescencia (es decir, el follaje, ramas finas y gruesas y raíces finas) que llega al suelo en forma de detritos (D) (figura 1.4). Por su parte, la variación en la broza y en el COS resultará del balance entre la incorporación de material orgánico fresco (detritos en diferente estado de degradación) y la salida de C por respiración de los microorganismos heterótrofos del suelo (figura 1.4). La ecuación 2, en cambio, representa el intercambio anual neto de C entre la atmósfera y el ecosistema y se obtiene a partir de la diferencia entre la PPN y la respiración heterotrófica y los flujos derivados de los disturbios naturales (P) (Odum & Barrett, 2006). Valores superiores a 0 implican una transferencia neta de C de la atmósfera al ecosistema (sumidero de C), mientras que valores inferiores a 0 implican una transferencia neta de C desde el ecosistema forestal a la atmósfera (fuente de C).

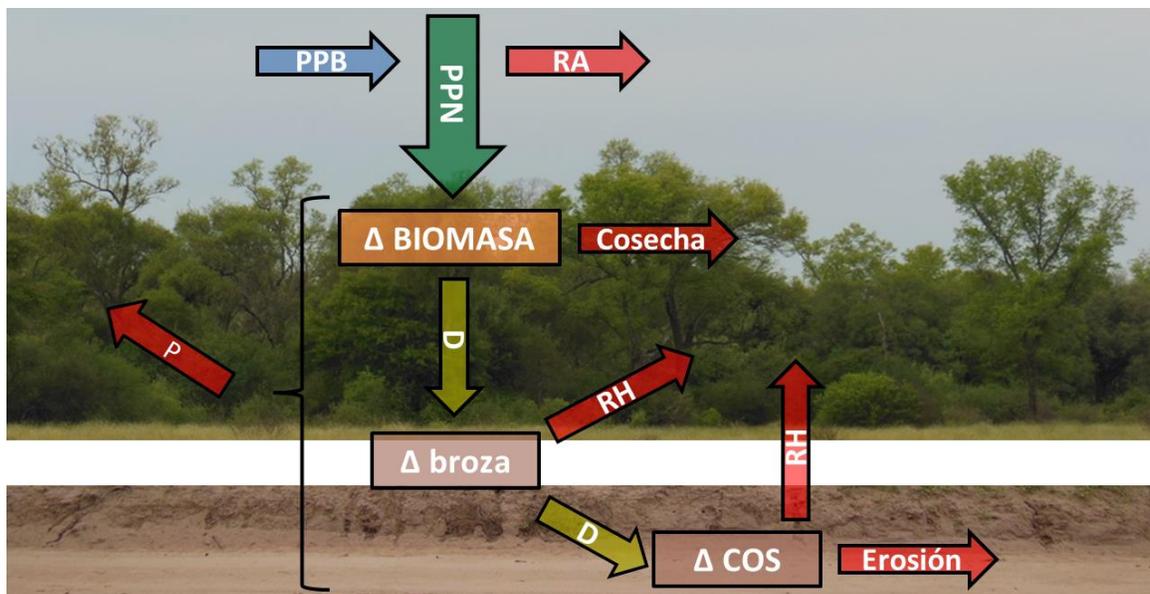


Figura 1.4: Reservorios y flujos de entrada y salida del C en un esquema simplificado de la dinámica del carbono en un ecosistema forestal del chaco seco argentino. El carbono se acumula en el suelo (Δ broza y Δ COS) a través del carbono de origen vegetal (biomasa aérea y subterránea muerta) no consumido por los microorganismos, que llega al suelo en forma de detritos (D). El resto del carbono puede perderse hacia la atmósfera por fuego (P), ser respirado por los microorganismos del suelo (RH) (descomposición), o mediante la erosión del suelo. El compartimiento Δ Biomasa incluye tanto la aérea como la subterránea, la cual puede ser cosechada o consumida por los herbívoros. Adaptado de Gower, (2003).

En ecosistemas forestales el C es almacenado fundamentalmente en la biomasa vegetal, en la materia orgánica del suelo y en la necromasa (Paruelo et al., 2011). La cuantificación del stock en cada uno de los reservorios varía fuertemente en función de la metodología utilizada. Específicamente, los bosques chaqueños contienen un stock de C por hectárea entre 28.6 y 69.8 t en la biomasa vegetal aérea (Gasparri et al., 2008; Irizar, 2009; Manrique et al., 2011; Baccini et al., 2012), entre 9 y 12.95 t en la biomasa vegetal subterránea (Manrique et al., 2011; Baumann et al., 2017), 5.45 t en la biomasa muerta (Baumann et al., 2017) y entre 2.1 y 3.85 t en la broza (Abril & Bucher, 2001; Abril et al., 2005; Manrique et al., 2011; Abril et al., 2013). En el caso del suelo, el primer metro contiene, en promedio, 114 t de C (Villarino et al., 2017), casi el doble de lo reportado por Gasparri et al. (2008) para la biomasa total. Cerca del 50% del C en el suelo se encuentra alojado en los primeros 30 cm, donde se reportaron contenidos entre 50.4 y 55 t de C (Manrique et al., 2001; Villarino et al., 2017). El reemplazo del bosque nativo por cultivos anuales y pasturas trae aparejado la remoción casi completa del C de la biomasa, donde las nuevas coberturas almacenan casi el 10% del C original, siendo en promedio 6 t C/ha en cultivos (y alrededor de 3 t C/ha luego de la cosecha) (Villarino et al., 2017) y 6.5 t C/ha en pasturas (Baumann et al., 2017).

La precipitación y la temperatura determinan las tasas de ingreso y egreso de C al sistema, al impactar positivamente sobre la PPN y de manera negativa sobre el contenido de C en el suelo (Álvarez & Lavado, 1998), dado que afecta la actividad microbiana (Gower, 2003). De esta manera, el almacenamiento de C en el suelo es controlado por dos procesos fundamentales: las entradas de C por la productividad primaria y las salidas a través de la

descomposición (Jobbagy & Jackson, 2000; Wang & Hsieh, 2002). Debido a que las tasas de mineralización (k) se mantienen constantes bajo los distintos tipos de usos (Eclesia et al., 2016), el COS estará determinado por aquellos factores que incidan directamente sobre la PPN siendo, de esta manera, su mayor determinante (Jenkinson et al., 1999). Por lo tanto, factores ambientales como el suelo y el clima tendrán más injerencia sobre el k del COS que el tipo de vegetación (Eclesia et al., 2016). En este sentido, es de esperar que los sitios que presenten mayor PPN también muestren mayores contenidos de COS. Otros factores como la humedad del suelo (Howard & Howard, 1993; Davidson et al., 1998), el contenido de lignina (Paul, 1984) y la calidad del sustrato (Vance & Chapin, 2001), la dinámica de las raíces finas (Boone et al., 1998; Bisbee et al., 2003), la textura del suelo (Jobbagy & Jackson, 2000), y la dinámica poblacional y comunitaria de los microorganismos del suelo (Zogg et al., 1997; Panikov, 1999) juegan un rol importante en el control de las tasas de descomposición que pueden contribuir a observar diferencias entre distintos usos del suelo.

La conversión de la vegetación leñosa en cultivos agrícolas trae aparejado alteraciones en los aportes de C al suelo y en las tasas de pérdida del C del suelo por respiración y erosión, disminuyendo los contenidos de COS (Guo & Gifford, 2002). Generalmente, los cultivos anuales aportan menos C al suelo que la vegetación nativa, debido principalmente a que registran una menor productividad primaria neta aérea (PPNA) a lo largo del año (Volante et al., 2011) y, a su vez, presentan una menor producción de raíces (Bolinder et al., 1997; 2002). Debido a que los cultivos de soja presentan menor PPNA (y, por lo tanto, una cantidad menor de residuos) que el maíz, las pérdidas de C orgánico después de la deforestación en los primeros 30 cm del suelo se asocian con la proporción de ambos cultivos en el esquema de rotaciones. Incrementos en la entrada de biomasa al suelo en sitios con mayor proporción de maíz reducen las pérdidas de COS, mientras que un aumento en la frecuencia de soja las incrementa (Villarino et al., 2017). Al mismo tiempo, la extracción de biomasa en granos u otros órganos cosechables disminuyen la proporción de la PPN que llega al suelo (Bolinder et al., 1999). Además, el laboreo del suelo en los cultivos agrícolas incrementa los egresos de C del suelo, debido a un aumento de la erosión y de la oxidación de la materia orgánica (Reicosky, 1997). Por su parte, los dobles cultivos presentan una producción total mayor que los cultivos simples (dos cultivos por campaña agrícola vs. un cultivo por campaña agrícola, respectivamente) y, por lo tanto, aportan más C al suelo (Caviglia et al., 2011). Sin embargo, los mayores contenidos de COS han sido observados en sitios en donde se han aplicado rotaciones de cultivos anuales con pasturas (Novelli et al., 2013). Esto puede deberse al aumento en la cantidad total de residuos vegetales que ingresan al suelo, dado por una mayor intensidad en el uso de los recursos del ambiente, contribuyendo a incrementar los contenidos de COS (Caviglia et al., 2011).

En cuanto al reemplazo de la cubierta boscosa por pasturas, Guo & Gifford (2002) observaron algunos sitios con grandes ganancias de C y otros con elevadas pérdidas. En paralelo, Eclesia et al. (2012) observaron incrementos en los contenidos de COS en la capa superficial del suelo y una disminución en capas profundas a lo largo de un gradiente de precipitación en distintos sitios de Sudamérica en donde la vegetación leñosa original fue reemplazada por pasturas. Este cambio en la distribución del C en el perfil del suelo estuvo asociado a una reducción de la PPNA de pasturas y a un incremento en la asignación subterránea (Eclesia et al., 2016). Sin embargo, en este trabajo sólo han evaluado la porción más lluviosa del gradiente de precipitaciones, y no se han encontrado estudios similares en nuestro país para regiones semiáridas. Con respecto a los cultivos anuales, las pasturas suelen

presentar contenidos de COS más elevados (FAO, 2001) debido a que, por un lado, presentan una mayor productividad (Bolinder et al., 1997; 2002) y, por otro lado, a que presentan una cubierta vegetal elevada durante largos periodos de tiempo, reduciendo las posibles pérdidas por erosión (Novelli et al., 2013).

Las variaciones en los contenidos de C en el ecosistema, luego de un cambio en el uso del suelo, también dependen de los tipos de disturbios presentes en el nuevo uso del suelo. En este sentido, tanto el fuego como el pastoreo pueden modificar los contenidos de COS a través de su impacto sobre la PPN (Abril & Bucher, 2001; Abril et al., 2005). Estudios realizados en el Chaco Central indican que el sobrepastoreo pareciera tener un efecto más significativo sobre el balance de C del suelo que el fuego, en condiciones en donde ambos factores de disturbio actúan por separado (Abril et al., 2005). En áreas quemadas y en ausencia de pastoreo por parte del ganado doméstico, el C del suelo muestra una tendencia a recuperar la cantidad inicial, mientras que en los sitios crónicamente sobrepastoreados existe una tendencia permanente de pérdida de C del suelo (Abril et al., 2005). Estas pérdidas, asociadas al sobrepastoreo, son mayores que aquellas generadas como consecuencia de la conversión de sabanas a agricultura o pasturas cultivadas (Abril & Bucher, 2001).

1.5. El uso de sensores remotos y modelos de simulación para el estudio de la dinámica del C

En la actualidad, los sensores remotos a bordo de satélites son concebidos como una herramienta indispensable para el monitoreo de la superficie terrestre. Aquellos servicios directamente relacionados con la dinámica de la energía y la materia son potencialmente cuantificables a partir de técnicas de teledetección de una manera rápida y continua en el tiempo y el espacio (Paruelo, 2008). Una ventaja de estas aproximaciones es que permiten la cuantificación y el seguimiento de un dado servicio en grandes extensiones usando el mismo protocolo de observación, proveyendo información espacialmente explícita y estadísticamente representativa (Coppin et al., 2004; Paruelo, 2008). Los datos de reflectancia de la superficie registrados por los sensores permiten calcular índices que estiman la fracción de la radiación fotosintética activa interceptada por los tejidos verdes, siendo el Índice de Vegetación Normalizado y el Índice de Vegetación Mejorado (NDVI y EVI respectivamente, por sus siglas en inglés) los más comúnmente utilizados. Estos índices resultan especialmente adecuados para estimar la dinámica de las ganancias de carbono, ya que están linealmente relacionados con el índice de área foliar (IAF) y con la fracción de la radiación absorbida por la vegetación (Petorelli et al., 2005). En sistemas en donde coexisten plantas herbáceas y leñosas, es posible descomponer una serie cronológica de datos, aplicando un método de descomposición de tendencias estacionales (Lu et al., 2003), y conocer el aporte de cada uno de los componentes con una adecuada resolución espacial. Esta técnica ha sido utilizada con éxito por Blanco et al. (2016) en bosques secos rolados de la provincia de La Rioja.

Trabajos previos en la región del Chaco seco argentino utilizan índices espectrales de vegetación como subrogado de las ganancias de carbono (Paruelo et al., 2011), con el fin de evaluar el impacto del desmonte y de los cambios en el uso (Huykman, 2011; Volante et al., 2012; Baldi et al., 2013; Staiano, 2016). En todos los casos, se concluye que tanto los cultivos como las pasturas incrementan la estacionalidad de las ganancias de C respecto de

los bosques nativos, asociado con la reducción de la actividad fotosintética durante una parte del año (barbecho) (Volante et al., 2012). Sin embargo, arriban a resultados opuestos en cuanto a las ganancias totales y ninguno puede concluir acerca del impacto de la transformación del tipo de cobertura sobre la cantidad de C que se pierde o se gana. Además, sus resultados se encuentran circunscriptos a lo que sucede con la parte aérea, sin considerar los cambios que ocurren en la porción subterránea. Mediante la integración de los datos proporcionados por los sensores remotos con modelos biofísicos, se pueden sortear estas dificultades y obtener estimaciones fiables de procesos críticos de ecosistemas o servicios intermedios (Paruelo et al., 2016). El modelo de Monteith (1972) es un claro ejemplo de ello, y a partir de él se puede estimar la PPNA en tiempo real y a escala regional (Haxeltine & Prentice, 1996; Le Roux et al., 1997; Paruelo et al., 1997; Running et al., 2000; Paruelo et al., 2000; Piñeiro et al., 2006). Además, es posible estimar la PPNS bajo la misma escala espacial y temporal considerando las relaciones entre PPNS/PPN disponibles en la bibliografía para las distintas coberturas del suelo (Vogt, 1991; Guerschman, 2005; Hui & Jackson, 2006). En todos los casos, se torna crucial e indispensable conocer la eficiencia en el uso de la radiación (EUR) de las distintas coberturas, es decir, la eficiencia de conversión de energía en biomasa. La EUR puede ser estimada a partir de modelos con base en variables ambientales (Piñeiro et al., 2006) o con índices espectrales como el Índice de Reflectancia Fotoquímico (IRF; Garbulsky et al., 2014; Zhang et al., 2016).

La cuantificación de los cambios en el nivel de provisión de SE intermedios (ganancias de C o PPN y COS) y finales (producción de forraje y granos) requiere de la observación de grandes extensiones de áreas y de largos periodos de experimentación, sobre todo si se consideran diferentes sistemas de rotación de cultivos (Tittonell et al., 2006). La escasa información disponible se debe fundamentalmente a la dificultad de realizar estimaciones a campo y de extrapolarlas a otras situaciones. Al mismo tiempo, las mediciones del almacenamiento de C en un ecosistema por si solas revelan poco acerca de cómo el C ha cambiado en el pasado o cómo cambiará en el futuro (Wang & Hsieh, 2002). En este sentido, el uso de modelos de simulación permite sortear estas dificultades y analizar y predecir el efecto del clima, el cambio en el uso del suelo y las prácticas de manejo a distintas escalas temporales (FAO, 2007). En los últimos años se han desarrollado distintos modelos que simulan la dinámica del C y que varían de acuerdo a la escala espacial y temporal en las que operan y en la manera y el nivel de detalle en que son representados los procesos ecológicos que gobiernan el secuestro de C (Miquelajauregui, 2013). El modelo de simulación CENTURY, desarrollado por Parton et al. (1987), es un modelo con una resolución temporal mensual que está basado en los procesos biogeoquímicos terrestres, e integra el conocimiento más relevante del sistema planta-suelo. Es utilizado para investigar la distribución y abundancia de los reservorios de carbono y nitrógeno en el ecosistema y entender los efectos a corto y largo plazo de los disturbios naturales y humanos sobre la dinámica del carbono (Galdos et al., 2009; Miquelajauregui, 2013). Debido a la relativa facilidad en la obtención de los datos de entrada y al amplio rango de variabilidad ecosistémica que abarca (incluidas las condiciones tropicales y subtropicales), es uno de los modelos más completos y es frecuentemente utilizado en estudios de simulación de la dinámica del carbono (Smith et al., 1997). De hecho, ha sido evaluado y aplicado con éxito en diferentes tipos de ecosistemas y regiones de nuestro país, como los pastizales de la llanura pampeana (Álvarez, 2001; Piñeiro et al., 2006, Caride et al., 2012), el espinal de la región central (Tittonell et al., 2006), las

estepas arbustivas del norte de la Patagonia (Carrera et al., 2007) o el Monte de la provincia de Tucumán (Farage et al., 2007).

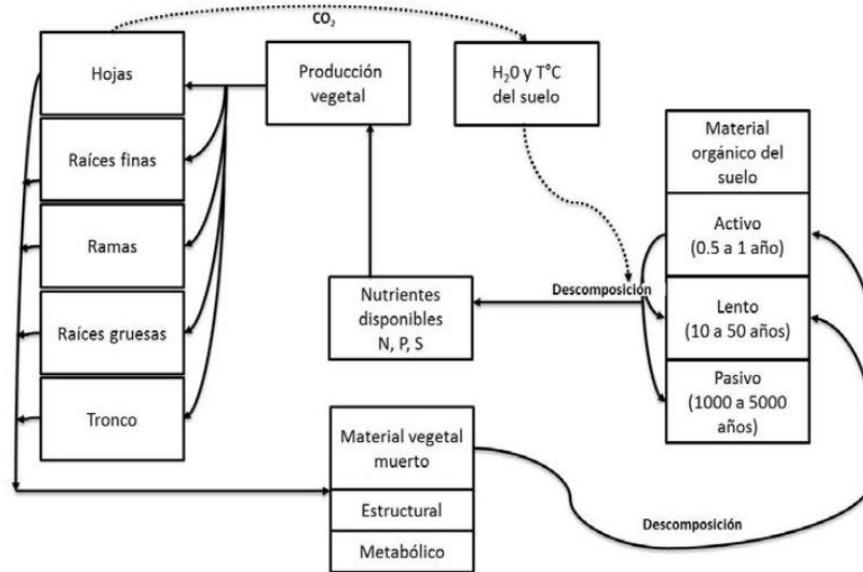


Figura 1.5: Componentes estructurales y flujos más importantes del modelo CENTURY. La producción vegetal se particiona en aérea y subterránea, discriminando distintos compartimentos vegetales en el caso de las coberturas leñosas (hojas, ramas, troncos y raíces finas y gruesas). Al morir, el material vegetal cae al suelo, diferenciándose dos tipos, estructural y metabólico, según su composición química (relación lignina / N del residuo) y resistencia a la descomposición. El carbono de la materia orgánica del suelo se particiona en tres reservorios, según su composición biológica y su tasa de descomposición (activo, lento y pasivo), es decir, la velocidad con la cual el material del que están compuestos es reemplazado por otro material o transferido a otros reservorios. Tanto el contenido hídrico como la temperatura del suelo controlan las tasas de producción y descomposición del material vegetal. Adaptado de Metherell et al. (1993).

Los sistemas de pastizal, cultivos y bosques tienen diferentes submodelos de producción vegetal dentro del CENTURY que están vinculados a un submodelo común de materia orgánica del suelo. La producción vegetal (aérea y subterránea), en todos los casos, se calcula en función de la disponibilidad de nutrientes, del potencial genético de cada especie y de factores climáticos como la temperatura y el agua disponible en el suelo. Después de la muerte, el material vegetal cae al suelo y es transformado a una tasa de descomposición variable según su composición química (relación lignina/nitrógeno), diferenciándose entre estructural y metabólico (figura 1.5). El submodelo de materia orgánica del suelo simula el flujo de C, N, P y S a través de la hojarasca vegetal y de los tres compartimentos orgánicos del suelo (activo, lento y pasivo) (Parton, 1996). Estos reservorios se diferencian por su composición biológica y su tasa de descomposición, siendo relativamente cortas para el comportamiento activo (0.5 a 1 año), entre 10 y 50 años para el lento y entre 1000 a 5000 años para el pasivo. Los dos primeros componentes reciben material orgánico muerto originado por la vegetación, y transfieren al componente pasivo una fracción durante la descomposición (figura 1.5). Al igual que el submodelo de producción vegetal, la temperatura y el contenido hídrico del suelo moderan las tasas de descomposición.

1.6. La ley de Bosques y el uso de modelos espaciales para la proyección de escenarios futuros de uso del suelo

Las elevadas tasas de pérdida de bosques nativos en Argentina durante los últimos 10 años (UMSEF, 2007) motivaron la sanción de la Ley N° 26.331 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos en el año 2007. Uno de los objetivos de la misma fue promover la conservación y manejo del bosque nativo mediante el Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos (OTBN), y la regulación, tanto de la expansión de la frontera agropecuaria, como de cualquier otro cambio de uso del suelo (García Collazo et al., 2013). En ella se establecieron 3 categorías de uso y conservación del bosque nativo: I) Rojo, II) Amarillo, III) Verde. En la primera de ellas no están permitidas las actividades de desmonte ni extracción de madera; en la segunda tampoco está permitido desmontar, pero se puede realizar un aprovechamiento sostenible; y en la tercera se permite la transformación parcial o total.

A pesar de la vigencia de la ley, se presentaron innumerables incumplimientos con respecto a la restricción de usos del bosque en las distintas provincias en donde fue sancionada. Se han identificado extensas áreas desmontadas en sitios categorizados como de alto nivel de conservación luego de la sanción de la misma (categoría I) (REDAF, 2012; Volante et al., 2016; Nolte et al., 2017; Camba Sanz et al., 2018), ya sea por desmontes ilegales o por la aplicación de recategorizaciones (que implican pasar de una categoría roja a amarilla o verde), en contra de lo establecido en la ley nacional (AGN, 2014). A su vez, Chaco y Santiago del Estero han flexibilizado los usos permitidos dentro de la categoría II admitiendo cambios de uso del suelo y aprovechamiento silvopastoril, reduciendo la superficie destinada a la conservación y manejo sostenible a un porcentaje menor al 50% de lo asignado inicialmente (García Collazo et al., 2013). Sin embargo, la implementación de esos sistemas difiere del propuesto por Kunst et al. (2016), que busca modificar la estructura del bosque mediante la reducción de los arbustos y la población de plantas leñosas a una densidad aceptable, preservando la diversidad de especies, la composición de plantas leñosas y las funciones del ecosistema (Rejžek et al., 2017). En la actualidad, la mayoría de los sistemas silvopastoriles son básicamente ganaderos, donde el componente forestal posee una importancia secundaria. Luego de la aplicación del rolado son muy pocos los árboles que quedan en pie, lo que no garantiza el mantenimiento y la regeneración del bosque nativo. Si bien la provisión de SE finales (producción forrajera) puede ser caracterizada con relativa buena precisión, poco se conoce acerca de los cambios que esta actividad puede producir sobre los SE intermedios, y cómo la cobertura relativa de árboles en estos sistemas favorece la provisión de uno y u otro servicio, resultando de vital importancia en el marco de la aplicación de la ley de OTBN.

La localización espacial de los desmontes y la distribución de las áreas agrícolas son el resultado de la interacción entre factores biofísicos (por ejemplo, lluvia, suelo, pendiente) y accesibilidad, los cuales son tenidos en cuenta por los actores socioeconómicos (es decir, los agentes que toman decisiones sobre el cambio de uso de la tierra), aplicando una lógica enmarcada por experiencias particulares, valores culturales y percepción. Según Gasparri et al. (2015) las principales variables que explican la distribución espacial de las tierras cultivadas son la distancia a las principales ciudades y la aptitud del suelo, siendo la infraestructura y los servicios brindados por las ciudades las limitantes de la expansión. Por el contrario, Volante et al. (2016) sugieren que la dinámica de la deforestación se encuentra

asociada con la proximidad de áreas ya desmontadas, definiendo un patrón de avance fronterizo que da la idea de un proceso de contagio. A su vez, sostienen que la sanción de la Ley de OTBN fue insuficiente para controlar tanto la superficie anual deforestada como la ubicación espacial de los desmontes. Ambos autores coinciden en que la importancia relativa de los factores ambientales disminuyó con el tiempo, asociado a la expansión agropecuaria sobre áreas marginales e impulsado por la producción de ganado en pasturas subtropicales exóticas (por ejemplo, de *Gatton panic*) y el avance tecnológico en los principales cultivos (por ejemplo, cultivares de soja resistentes a la sequía).

Si bien existen trabajos que permiten conocer dónde y cuándo se ha deforestado (Hansen et al., 2013; Vallejos et al., 2015), cuáles son los principales factores biofísicos y socio-culturales que determinaron la distribución actual de áreas agrícolas (Gasparri et al., 2015; Volante et al., 2016) y cuál fue su impacto en términos de emisiones de C hacia la atmósfera (Gasparri et al., 2008; Baumann et al., 2017), no hay certezas de cómo puede variar el uso del suelo en el futuro ni cómo puede modificarse la provisión de distintos SE asociados con la dinámica del C. En el contexto de que extensas áreas de bosque subtropical, específicamente del bosque chaqueño, sean deforestadas durante las próximas décadas (Gasparri et al., 2008), el uso de modelos espacialmente explícitos surge como una alternativa adecuada para proyectar diferentes escenarios futuros de uso del suelo. Los resultados son a menudo más relevantes y tienen mayor impacto en las decisiones del mundo real cuando el análisis no sólo describe la provisión de SE actuales, sino también su modificación bajo distintos escenarios futuros posibles (McKenzie et al., 2012). El InVEST (Integrated valuation of ecosystem services and tradeoffs, por sus siglas en inglés), es un modelo desarrollado por el Natural Capital Project en 2006 que permite construir escenarios futuros para analizar los impactos y las consecuencias positivas y negativas sobre diferentes componentes ecosistémicos (Pacha, 2014). De esta manera, es posible evaluar el impacto no solo de diferentes niveles de transformación de los bosques, sino también de distintos grados de cumplimiento de la ley de OTBN. Estos modelos están basados en el uso combinado de SIG y métodos de evaluación multicriterio, y permiten establecer diferentes reglas de decisión vinculados con los factores físicos y ambientales que promueven los cambios de usos, las probabilidades de transición entre coberturas, restricciones de cambio y definir criterios de asignación en función de la proximidad y el tamaño mínimo de cambio (figura 1.6). Las proyecciones futuras de uso del suelo han demostrado ser particularmente importantes en las políticas de reducción de emisiones derivadas de la deforestación y la degradación de los bosques (REDD) (McKenzie et al., 2012).

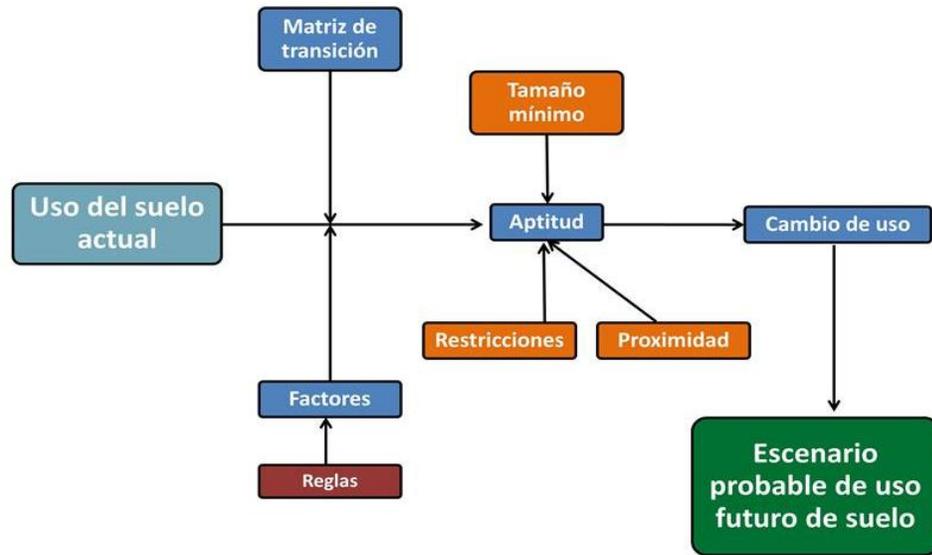


Figura 1.6: Esquema simplificado de los principales criterios que el usuario puede definir para proyectar distintos escenarios probables de uso futuro del suelo a partir de la condición actual. A partir de la definición de las reglas (color bordo) que dominan la influencia de distintos factores, por un lado, y la matriz de transición entre coberturas (color azul), por otro lado, se establece la aptitud de cambio de diferentes porciones de la región, caracterizada por el uso de suelo actual. A partir de la inclusión de ciertos criterios asociados a zonas con restricciones de cambio, a la proximidad y al tamaño mínimo (color naranja) necesario para que el cambio en el uso del suelo se efectivice, se definen los cambios de cobertura y se genera un escenario probable de uso futuro de suelo (color verde), que presenta la misma extensión y resolución espacial que el mapa de uso de suelo original.

1.7. Descripción del área de estudio: El Chaco semiárido.

El área de estudio se localiza en la región fitogeográfica del Gran Chaco, más precisamente en la subregión del Chaco Occidental o Semiárido argentino (Cabrera, 1976). Esta subregión es la de mayor superficie de todo el Chaco argentino, representando aproximadamente un 40% del mismo. La misma comprende la porción oriental de la provincia de Salta, la mitad occidental de Formosa y Chaco, y la porción noreste de Santiago del Estero, y cubre un área de aprox. 250.000 km². Específicamente se trabajó en el departamento de Anta, dado que reunía todas las condiciones climáticas, de uso y de manejo que se abordaron en esta tesis (figura 1.7). Al mismo tiempo, se incluyeron, total o parcialmente, los departamentos de Rivadavia, Orán, Metán y Rosario de la Frontera (Salta), Copo, Pellegrini y Alberdi (Santiago del Estero), y General Güemes y Almirante Brown (Chaco) para la proyección de escenarios futuros de uso del suelo (figura 1.7).

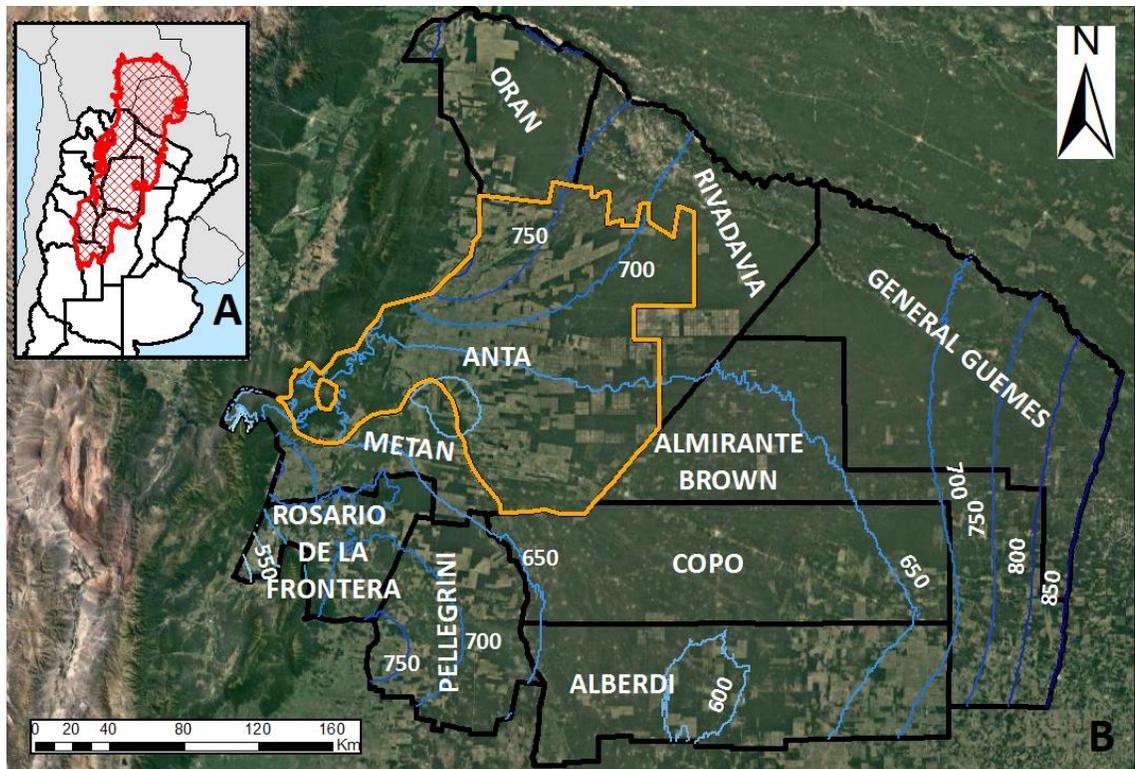


Figura 1.7: A) Área representativa de la Región Fitogeográfica del Gran Chaco Sudamericano (en rojo), que se extiende principalmente por Argentina, pero que incluye también Bolivia, una porción importante de Paraguay y una pequeña fracción de Brasil. B) Área de estudio: incluye, total o parcialmente, los departamentos de Anta, Orán, Metán, Rosario de la Frontera (Salta), General Güemes, Almirante Brown (Chaco), Copo, Alberdi y Pellegrini (Santiago del Estero). En naranja se delimita el departamento de Anta, sitio escogido para llevar a cabo experimentos y muestreos de campo, dado que reúne todas las condiciones climáticas, de uso y de manejo que se abordaron en esta tesis. En tonos azulados se indican las isohietas promedio para la región.

El clima es continental cálido subtropical, con temperaturas medias anuales entre 20 y 25° C. En los últimos años no se evidencian cambios relevantes en los valores medios, aunque es posible que hayan variado las temperaturas máximas y mínimas (Tortero, 2005). Las precipitaciones presentan un régimen monzónico, siendo el período de lluvias de noviembre a abril. A su vez, presentan un patrón espacial, registrándose lluvias cercanas a los 800 mm, tanto al este como al oeste de la región y 600 mm en la porción central (figura 1.7). Sierra et al. (1994, 1995) han observado un incremento de las precipitaciones en el período comprendido entre 1941–1999, tanto en los valores medios anuales como en los del semestre cálido. Esto se ha traducido en un corrimiento de las isohietas hacia occidente, favoreciendo la expansión de cultivos de verano en las últimas décadas (Castañeda & Barros, 2001; Tortero, 2005). Sin embargo, este aumento estuvo acompañado de una mayor variabilidad interanual de las precipitaciones (Barros et al., 2000) y en un incremento del riesgo de sequías e inundaciones por los posibles retrasos o adelantos del inicio y el fin de la estación lluviosa (Rivera et al., 2012). De hecho, la variabilidad absoluta entre años asciende al 370%, y llega a 480% si se comparan los extremos hídricos entre períodos estivales (Neumann, 1985).

Desde el punto de vista geológico, la subregión del Chaco Semiárido se trata de una amplia cuenca de sedimentación que se asienta sobre un basamento cristalino de edad Precámbrica. Es la continuación austral del Macizo de Brasilia, fracturado y hundido diferencialmente en distintas épocas geológicas, lo que dio como resultado una configuración de cuencas, diferentes en cada una de estas épocas, y que tiene como respuesta una distribución no continua de los sedimentos depositados. Se trata de sedimentos del Paleozoico (Silúricos-Devónicos, Carbónicos) Mesozoicos (Cretácicos) y Cenozoicos (Terciáricos y Cuaternáricos). Los sedimentos del Cuaternárico constituyen la cubierta superior formada por depósitos de loes, limo, arena y arcilla (INTA, 2009). Presenta una pendiente muy pequeña, del orden de 0.045%, la cual se encuentra modelada por la acción de los ríos que la atraviesan en sentido noroeste-sudeste, principalmente el Juramento-Salado, el Bermejo y el Pilcomayo. Sus altas cuencas se encuentran fuera de la región, en la cordillera, desde donde transportan una gran cantidad de sedimentos que forman albardones a los costados del cauce o, como ocurre con frecuencia, colmatan los cauces y dan origen a la divagación de los ríos. Estas divagaciones forman con el tiempo verdaderos abanicos (o paleo abanicos) fluviales y paleocauces de suelos arenosos, que atraviesan la matriz boscosa característica de la región. Los suelos dominantes son: Argiustoles údicos, Haplustoles údicos y Haplustoles énticos para los lugares mejor drenados. En áreas de bañado, derrames y de influencia del desagüe natural se encuentran: Argiustoles ácuicos, Haplustalsf véricos y Natrustalsf ácuicos (Vargas Gil & Vorano, 1985).

En esta subregión, el bosque chaqueño alcanza su mayor expresión, tanto en relación con la extensión y continuidad espacial de la masa boscosa, como en la presencia de las especies más importantes de la Región Chaqueña. Está dominado por especies xerófilas caducifolias y semi-caducifolias, adaptadas a las importantes fluctuaciones en la disponibilidad hídrica como a las variaciones térmicas estacionales. El quebracho colorado santiagueño (*Schinopsis lorentzii*), el quebracho colorado chaqueño (*Schinopsis balansae*), el quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho-blanco*), el guayacán (*Caesalpinia paraguariensis*), el mistol (*Ziziphus mistol*), y diversas especies del género *Prosopis* (como el algarrobo blanco) son las especies dominantes de las áreas estabilizadas, mientras que en los derrames anegables se observa una abundancia de arbustos, como ser: *Scinus fasciculatus*, *Acacia praecox* y *Capparis tweediana* (Vargas Gil & Vorano, 1985).

En la actualidad el bosque nativo está sufriendo un proceso de degradación a causa del avance de la frontera agrícola y por la sobreexplotación forestal y ganadera (Tálamo et al., 2009). La principal actividad económica de la zona en estudio, es la agricultura de secano. En verano los cultivos más importantes son la soja y maíz, bajo sistema de siembra directa, mientras que en el invierno se cultiva trigo y cártamo, ésta última en mucho menos proporción (Sobral et al., 2009). Dadas las características climáticas poco favorables de la zona, estos cultivos son altamente dependientes de la humedad almacenada en el suelo a fines del periodo estival, especialmente en los suelos de textura más fina, lo cual permitiría sembrar el trigo, aunque, en la mayoría de los casos con muy bajos rendimientos. En general se lo cultiva con fines de conservación, para tener el suelo cubierto y mitigar la erosión (Sobral et al., 2009). La ganadería vacuna de cría y engorde también se encuentra en expansión y se caracteriza por su sistema de producción a base de pasturas tropicales (principalmente de Gaton panic –*Megathyrsus maximus*-) que reemplazan al bosque nativo a través de desmonte total o selectivo (sistemas silvopastoriles) (Caruso et al., 2012).

1.8. Objetivos y organización de la tesis

El **objetivo general** de esta tesis es analizar el impacto de los cambios en el uso del suelo y de las prácticas de manejo agropecuarias asociadas sobre la dinámica del C en la región chaqueña semiárida a lo largo de un gradiente de precipitación (600 a 800 mm). En esta tesis se aborda esta temática a distintas escalas espaciales y temporales, combinando diferentes aproximaciones metodológicas basadas en experimentos de campo (Capítulo 2) y sensores remotos a bordo de satélites (Capítulo 3), muestreos de campo y modelos de simulación puntuales (Capítulo 4), y estimaciones regionales mediante modelos de simulación espacialmente explícitos (Capítulo 5).

En base al objetivo propuesto, esta tesis aborda las siguientes **preguntas de investigación**:

1. ¿Cómo es la variación estacional de la eficiencia en el uso de la radiación (EUR) de pasturas de Gattón panic (*Megathyrsus maximus*) en sistemas silvopastoriles típicos del bosque Chaqueño? ¿Cuál es el efecto del componente leñoso (Guayacán, *Caesalpinia paraguariensis*) sobre la EUR? ¿Cómo es la variación bajo distintos regímenes de lluvia? ¿Cuál es la importancia relativa de los cambios en la eficiencia en el uso de la radiación (EUR) y la radiación fotosintéticamente activa incidente (RFAi) en la definición de la productividad primaria neta aérea (PPNA) entre pastos ubicados debajo y fuera de las copas de los árboles de Guayacán (*Caesalpinia paraguariensis*)?
2. ¿De qué manera impactan los cambios en el uso del suelo sobre dos aspectos claves de la dinámica del C: la ganancia de C total (aéreo y subterráneo) y su dinámica estacional? ¿Las coberturas con mayor componente leñoso poseen mayores ganancias de C que las coberturas herbáceas (cultivos y pasturas)? ¿Cómo es esa variación a lo largo del gradiente de precipitación (600 a 800 mm)?
3. ¿De qué manera impactan los cambios en el uso del suelo sobre los flujos y reservorios de C del sistema? ¿A qué manejos agrícolas es más sensible el C orgánico del suelo? ¿Cuáles son las prácticas de manejo agrícola y forestal que maximizan la provisión de servicios ecosistémicos de regulación y provisión? ¿Qué prácticas de manejo permitirían aumentar la captación de C y disminuir las emisiones de C de los suelos? ¿Qué variable indicadora del nivel de intensificación en el uso del suelo explica en mayor medida la variación en el COS bajo los distintos usos del suelo?
4. ¿Cuáles serían los posibles escenarios futuros de uso del suelo en la región bajo distintas tasas de deforestación y diferentes grados de cumplimiento de la ley de Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos (OTBN)? ¿Dónde ocurrirían los principales cambios y asociados a qué factores? ¿De qué manera se incrementaría la emisión de C del sistema terrestre hacia la atmósfera en cada uno de los escenarios? ¿Cuánto sería el aporte a la emisión total de cada uno de los componentes del ciclo del C?

La tesis está organizada en **seis capítulos**. Los **objetivos específicos** por capítulo son:

Capítulo 1. Realizar una introducción general al problema de la tesis, a partir de la descripción de los principales antecedentes, y plantear los objetivos específicos de la investigación (este Capítulo).

Capítulo 2. Estimar, mediante un ensayo de campo, la eficiencia en el uso de la radiación (EUR) de las pasturas de Gatton panic (*Megathyrsus maximus*) en sistemas de producción en donde coexisten plantas herbáceas y leñosas (sistemas silvopastoriles). A su vez, determinar el efecto del componente leñoso (Guayacán, *Caesalpinia paraguariensis*) sobre la EUR.

Capítulo 3. Estimar, mediante sensores remotos, qué efectos tienen los cambios en la cobertura y usos del suelo sobre la PPNA a escala mensual en un gradiente de precipitación. Al mismo tiempo, mediante relaciones obtenidas de la bibliografía, estimar los cambios en la PPNS y la PPN. En sistemas de producción en donde coexisten plantas herbáceas y leñosas (sistemas silvopastoriles), determinar el aporte de cada uno de los componentes a partir de la descomposición de la señal de un índice espectral.

Capítulo 4. Evaluar, mediante el modelo de simulación biogeoquímico CENTURY, las alteraciones en el ciclo del C (principalmente sobre las ganancias de C o PPN y el COS) como consecuencia del cambio en el uso del suelo, de las prácticas de manejo agropecuarias y de la influencia de la variabilidad climática. Además, analizar la sensibilidad del COS a las variaciones en los principales factores de manejo. También, evaluar la correlación del COS con diferentes variables asociadas a la intensificación en el uso del suelo (Apropiación humana de la productividad primaria neta –AHPPN-, apertura del ciclo del N, flujos de energía (energía)).

Capítulo 5. Estimar a escala regional, mediante el modelo de simulación espacial InVEST, la reducción en la provisión de SE intermedios (C almacenado en la biomasa y en el suelo) para posibles escenarios futuros de uso del suelo que combinen diferentes grados de cumplimiento de la ley de Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos (OTBN) y tasas de transformación o deforestación.

Capítulo 6. Discutir y sintetizar las principales contribuciones de esta tesis, proponer algunas ideas y reflexiones transversales y relacionar los resultados obtenidos con el conocimiento existente. Plantear, a su vez, posibles usos de la información generada en esta tesis y futuras líneas de investigación que permitan profundizar el conocimiento en esta temática.

Capítulo 2

El incremento en la eficiencia en el uso de la radiación de pasturas de Gatton panic (Megathyrsus maximus) no compensa la reducción de la radiación incidente debajo del estrato leñoso en sistemas silvopastoriles del Chaco semiárido

Capítulo 2: El incremento en la eficiencia en el uso de la radiación de pasturas de Gatton panic (*Megathyrsus maximus*) no compensa la reducción de la radiación incidente debajo del estrato leñoso en sistemas silvopastoriles del Chaco semiárido

2.1. Introducción

Conocer la eficiencia en el uso de la radiación (EUR) de los distintos usos del suelo, definida como la capacidad de conversión en biomasa de la radiación absorbida por la vegetación (RFAA) (Potter et al., 1993; Field et al., 1995), resulta fundamental para la estimación de la productividad primaria neta aérea (PPNA), según el modelo propuesto por Monteith (1972). La EUR puede ser estimada utilizando distintas aproximaciones metodológicas, entre las que se destaca el uso de índices espectrales, como el Índice de Reflectancia Fotoquímico (IRF) (Garbuslky et al., 2008), o a partir del despeje algebraico de esta variable de la ecuación del modelo. Para ello se torna necesario contar con estimaciones independientes de la productividad y la radiación absorbida (Oyarzabal et al., 2011), siendo la EUR el cociente entre la cantidad de material vegetal producido en un período de tiempo determinado (PPNA) (Sala & Austin, 2000) y la RFAA para el mismo período. Inicialmente, Monteith (1972) sugirió que la RFAA y la PPNA mantenían una relación lineal y que, en consecuencia, la EUR se podía considerar constante. Sin embargo, varios estudios encontraron que la EUR varía entre especies y comunidades de plantas (Sinclair & Muchow, 1999; Ruimy et al., 1994; Field et al., 1995) y entre estaciones del año (Piñeiro et al., 2006; Oyarzabal et al., 2011). También puede variar debido a cambios en las condiciones ambientales, como la disponibilidad de agua, la temperatura, la disponibilidad de nutrientes o la radiación incidente (Potter et al., 1993; Healey et al., 1998; Nouvellon et al., 2000) y la ontogenia de la planta (Cordon et al., 2016). El agua es considerada el principal factor que controla la tasa de acumulación de biomasa, ya que suele tener un mayor impacto en la EUR que el N o la temperatura (Piñeiro et al., 2006; Cristiano et al., 2015).

Ante la falta de conocimiento más detallado de la variación de la EUR, la misma puede obtenerse de estudios previos (Turner et al., 2003; Bradford et al., 2005; Piñeiro et al., 2006; Grigera et al., 2007) y suponerse constante para un tipo de vegetación dado, debido a que es mucho menos variable que la RFAA (Ruimy et al., 1994; Grigera et al., 2007). En el caso particular de las pasturas de Gatton panic (*Megathyrsus maximus*), uno de los recursos forrajeros más difundidos en la región chaqueña (Chiossone et al., 2014), todos los trabajos de referencia han estimado la EUR realizando las mediciones (cortes de biomasa) sobre las mismas parcelas a lo largo del tiempo considerando, de esta forma, el rebrote de las mismas (Sophnadora, 1991; Healey et al., 1998; Alexandrino et al., 2005). Dado que las plantas defoliadas, en la medida que desarrollen mecanismos de respuesta compensatoria, pueden incrementar su tasa de crecimiento relativo (Belsky, 1986; Briske, 1996; Ferraro & Oosterheld, 2002), esto podría llevar a sobreestimaciones de la PPNA y, por ende, de la EUR (Cristiano et al., 2015). Debido a esto, se torna necesaria una estimación correcta de la EUR de las pasturas que permita estimar la PPNA de este recurso.

En los sistemas silvopastoriles, la disponibilidad de radiación para los pastos ubicados debajo del estrato leñoso se reduce en comparación con los pastos situados a pleno sol. Los cambios dependen de la estructura del dosel arbóreo, del índice de área foliar (IAF), y de la densidad, distribución angular y parámetros ópticos de la hoja (Lappi & Stenberg, 1998; Lai et al., 2000). En respuesta a estas variaciones en la radiación, los pastos pueden desarrollar ajustes de carácter morfológico, fisiológico y bioquímico que pueden afectar la productividad a través de variaciones en la fracción de radiación fotosintéticamente activa interceptada

(fRFA) o en la EUR. Se han observado diferentes respuestas de aclimatación a la sombra, tales como reducciones en la densidad de tallos y aumentos en la relación de tallo:raíz, en el IAF, en el área foliar específica (AFE), en la concentración de N en las hojas y en la EUR (Belsky et al., 1989; Jackson et al., 1990; Sophanodora, 1991; Humphreys, 1994; Cruz, 1997b; Durr & Ranjel, 2000; Lambers et al., 2008).

Los beneficios del componente leñoso sobre la productividad de los pastos son controvertidos (Cruz, 1997b). Algunos estudios informaron una respuesta de crecimiento positiva bajo los árboles (Ludwig et al., 2008; Eldridge et al., 2011; Sitters et al., 2013), mientras que otros estudios mostraron lo contrario (Scholes & Archer, 1997; Ludwig et al., 2004; Rivest et al., 2013). Por un lado, los árboles pueden facilitar la productividad de los pastos mediante una mejora de las condiciones biofísicas o biogeoquímicas para el crecimiento herbáceo (Dohn et al., 2013), mediante una reducción del estrés hídrico y de la disponibilidad de nutrientes (Ludwig et al., 2004), ya sea a través del aumento en la mineralización del nitrógeno (Wilson, 1996) o a través de la fijación biológica (Felker, 1981). De hecho, se ha planteado que el Guayacán (*Caesalpinia paraguariensis*), una de las especies leguminosas más frecuentes en el área de estudio, tiene la capacidad de nodular y ser capaz de fijar nitrógeno de manera biológica bajo ciertas condiciones (De Faria et al., 1989; Aronson & Toledo, 1992). Los árboles también pueden reducir la productividad de los pastos a través de la competencia por la luz (Ludwig et al., 2001). Sin embargo, en situaciones con alta disponibilidad de N en el suelo y sin limitaciones por agua, los pastos sombreados pueden compensar total o parcialmente la reducción de la radiación transmitida por la cobertura leñosa mediante un aumento de la EUR (Stirling et al., 1990; Cruz, 1997a). Por lo tanto, en sistemas silvopastoriles resulta crítico evaluar el efecto del estrato leñoso sobre la EUR de las pasturas.

2.2. Objetivo, hipótesis y predicciones

El objetivo general de este capítulo es determinar la variación estacional de la EUR de pasturas de Gatton panic (*Megathyrsus maximus*) en dos sitios con diferente precipitación media anual (600 y 800 mm), y analizar la influencia del estrato leñoso (*Caesalpinia paraguariensis*) en sistemas silvopastoriles. Se buscó evaluar una predicción específica de la siguiente hipótesis:

Hipótesis: La reducción en la RFAA de los pastos de Gatton panic (*Megathyrsus maximus*) ubicados bajo la copa de los árboles de Guayacán (*Caesalpinia paraguariensis*) se compensa por incrementos en la EUR, dada la mayor concentración de N disponible debajo de estos árboles leguminosos.

Predicción: La productividad de Gatton panic (*Megathyrsus maximus*) no diferirá significativamente entre los sitios localizados debajo de los árboles de Guayacán y aquellos ubicados a pleno sol.

2.3. Materiales y métodos

2.3.1. Área de estudio

El área de estudio está ubicada en el Chaco semiárido de Argentina (Cabrera, 1976), que cubre un área de aproximadamente 25 Mha (Figura 2.2A), y específicamente en el departamento de Anta, ubicado en la provincia de Salta (Figura 2.2B). El clima subtropical

es cálido continental, con temperaturas promedio anuales que oscilan entre los 20° C y los 25° C. La precipitación tiene un régimen monzónico y se concentra entre noviembre y abril. La precipitación presenta un gradiente espacial, con valores cercanos a 800 mm en el noroeste del departamento y 600 mm en el sureste (Fig. 2.2C). La región se caracteriza por una topografía plana, con una pendiente promedio inferior al 0,1%. Los suelos dominantes son: Udic Argiustoles, Udic Haplustoles y Entic Haplustoles (Vargas Gil y Vorano, 1985).

Se utilizaron lotes silvopastoriles, los cuales estaban constituidos por una matriz homogénea de pastos de Gatton panic (*Megathyrsus maximus*) con árboles aislados de diferentes especies, siendo el Guayacán (*Caesalpinia paraguariensis*) una de las más frecuentes. El Gatton panic (*Megathyrsus maximus*) es un pasto C₄ perenne de altura media (Humphreys, 1994), que comienza a crecer con 30-40 mm de lluvia mensual acumulada, y por encima de 150 °C.día⁻¹. El período de crecimiento se extiende de 6 a 7 meses, incluyendo desde mediados-finales de la primavera hasta principios del otoño (Kunst et al., 2014). El Guayacán presenta una altura variable, entre 8 y 15 m, y es más abundante en la parte intermedia de su distribución climática (precipitación entre 500 y 700 mm). Una cualidad importante de esta especie es que posee un alto valor nutritivo para el ganado, dada la calidad de sus hojas, semillas y, sobre todo, de sus vainas (Aronson & Toledo, 1992). Combinado con el excepcionalmente largo período de caída de frutos (7-9 meses), esta especie de árbol resulta uno de los recursos forrajeros más importantes en comparación con las otras 80 especies arbóreas indígenas (Aronson & Toledo, 1992). Se ha descubierto que algunas especies del género *Caesalpinia* nodulan (De Faria et al., 1989), y es probable que el Guayacán sea capaz de fijar nitrógeno de manera biológica bajo ciertas condiciones (Aronson & Toledo, 1992).

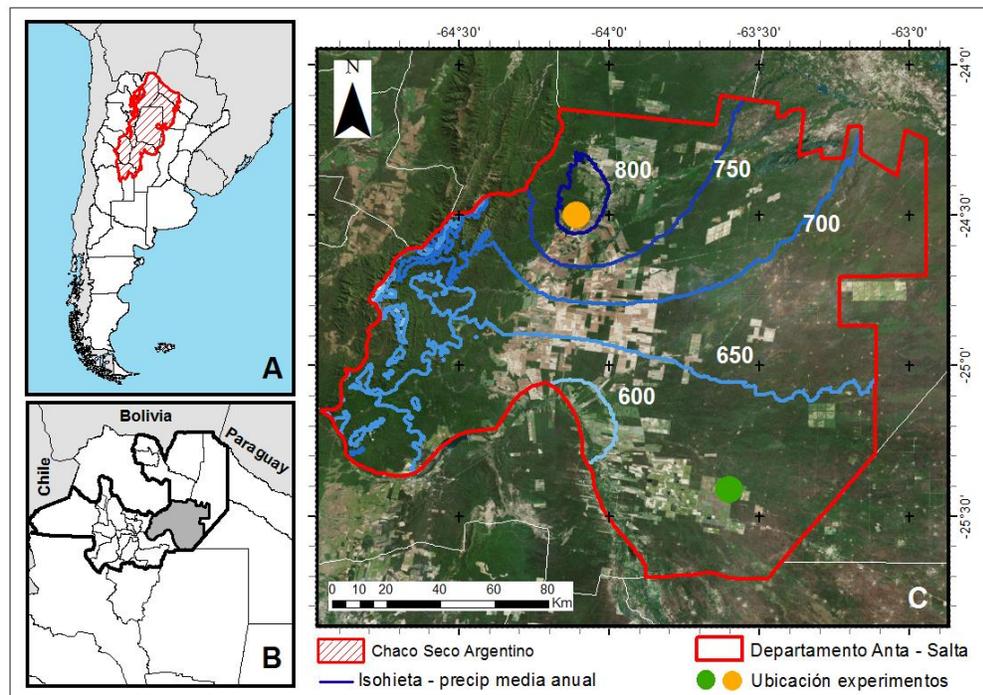


Figura 2.1: El área de estudio se encuentra localizada en la región del Gran Chaco argentino (A), específicamente en la subregión del Chaco semiárido. El experimento fue montado en dos sitios ubicados dentro del Departamento de Anta, provincia de Salta (B y C). Los círculos naranja y verde indican la ubicación del ensayo en el sitio húmedo y seco del gradiente, respectivamente.

2.3.2. Diseño experimental y variables medidas

Se seleccionaron seis lotes silvopastoriles en dos sitios con diferente precipitación media anual (600 vs 800 mm, tratamiento denominado Seco -S- y Húmedo -H-, respectivamente) (figura 2.1C). Los lotes de ambos sitios estaban pastoreados por vacas de la raza Brangus Colorado, y contenían una carga ganadera promedio de 0.71 EV/ha y de 0.39 EV/ha en el sitio S y H, respectivamente. Todos los lotes estaban cubiertos por una matriz homogénea de Gatton panic y contaban con la presencia de árboles dispersos de guayacán, quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho-blanco*), quebracho colorado santiagueño (*Schinopsis lorentzii*) y algarrobo negro (*Prosopis nigra*). La densidad promedio de árboles en los lotes era de 5.3 árboles/ha y de 12.3 árboles/ha en el sitio S y H, respectivamente.

En cada lote pastoreado se colocaron 4 jaulas de hierro de 4 m² y 1,5 m de altura para la protección del pastoreo de ganado, dos de ellas a pleno sol y las otras bajo la copa del lado sur de los árboles de Guayacán (tratamiento denominado no árbol: NA y árbol: A, respectivamente), totalizando 24 jaulas (figura 2.2). De la combinación de los dos niveles de cada factor (sitio y cercanía con respecto al árbol) resultaron un total de cuatro tratamientos. Entre 2013 y 2014 se realizaron, en cada lote, cinco mediciones sucesivas durante los seis meses que duró el periodo de crecimiento (septiembre-diciembre, primavera (Prim); enero, verano (Ver); febrero, verano tardío (VerT); y abril, otoño (Oto)). Todas las mediciones se realizaron en un área de 1 m², coincidente con el centro de cada jaula (figura 2.2). En cada lote individual se tomaron dos submuestras, resultando la medición en cada momento del período de crecimiento el promedio entre ambas. Se realizaron 192 cortes en total, contabilizando 24 al inicio y al final de la estación de crecimiento, y 48 en periodos intermedios. Luego de cada medición, las jaulas de cada lote fueron reubicadas para evitar la sobreestimación de la productividad de pasto (Oesterheld & McNaughton, 1991; Ferraro & Oesterheld, 2002). El crecimiento compensatorio de las plantas después de la defoliación aumenta exponencialmente con la intensidad de remoción de biomasa (Hilbert et al., 1981), por lo que podría ser mayor en pastos cortados al ras del suelo (dentro de la jaula) que fuera de la jaula (bajo pastoreo). Por lo tanto, mediciones realizadas en las mismas jaulas (sin reubicarlas entre periodos de medición) podría llevar a una sobreestimación de la PPNA y, por lo tanto, de la EUR.



Figura 2.2: Ensayo de campo montado para la estimación de la eficiencia en el uso de la radiación (EUR) de las pasturas de Gatton Panic (*Megathyrus maximus*). En las imágenes se muestra el proceso de medición de la fracción de radiación interceptada por la vegetación (fRFA) mediante una barra de PAR (A), y la ubicación de las jaulas a pleno sol (B) y debajo de la copa de los árboles (C).

La fracción de la RFA interceptado por el dosel verde (fRFA) se midió usando un sensor cuántico lineal (© Cavadevices BAR-RAD 100), que mide el flujo de fotones entre

400 y 700 nm y hasta 3000 mmol m⁻².s⁻¹, sobre una superficie lineal de 1 m. La fRFA se estimó de la siguiente manera:

$$fRFA = (RFAi - RFA_t) / RFAi \quad (\text{ecuación 1})$$

Donde fRFA = fracción de RFA interceptada por el pasto; RFAi = RFA incidente medida mediante la ubicación del sensor cuántico lineal justo por encima del dosel en cada jaula (W.m⁻²); RFA_t = RFA transmitida medida mediante la ubicación del sensor lineal cuántico justo debajo del dosel en cada jaula (W.m⁻²). Se realizaron tres mediciones perpendiculares de la RFAi y la RFA_t en cada jaula, y luego se promediaron para el cálculo de la fRFA. Las mediciones se realizaron entre las 10 am y las 2 pm.

Los datos de radiación incidente para el período 2013-2014 se obtuvieron de una base de datos pública perteneciente al Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), considerándose la RFAi como el 48% del total (McCree, 1972; Blackburn & Proctor, 1983). Se utilizó el software ShadeMotion 3.0 (Quesada et al., s/d) para simular la radiación solar interceptada diariamente por los árboles y la radiación solar incidente bajo la copa de cada árbol. A partir del mismo se corrigieron los valores puntuales de radiación incidente debajo de los árboles que se midieron utilizando el sensor cuántico lineal en función de la proporción de sombreado diurno. El software requiere información del momento del año (día juliano anual), el ancho y la altura de la copa del árbol, y la distancia media entre cada jaula y el árbol. Esta información fue recolectada mediante el uso de una cinta métrica y una vara graduada. Dada la baja densidad de árboles en cada lote, solo se consideró el efecto de un árbol individual.

La radiación fotosintéticamente activa absorbida (RFAA) se calculó como el producto entre la RFAi y la fRFA media corregida por la proporción de hojas secas cosechada. La fRFA media resultó del promedio entre mediciones al principio y al final de cada período de crecimiento. La RFAA se estimó de la siguiente manera:

$$RFAA = \sum RFAi * fRFA \quad (\text{ecuación 2})$$

Donde RFAA = RFAA acumulada; RFAi = RFA incidente y fRFA = fracción de RFA interceptada promedio por la pastura en cada período de crecimiento.

La productividad primaria neta aérea (PPNA) se estimó como la diferencia en la biomasa vegetal aérea (BVA) entre períodos de sucesivos de crecimiento que se cosecharon en el centro de cada jaula al ras del suelo utilizando tijeras de mano. En las mismas fechas, la BVA fue cosechada en un lugar cercano con características similares a las de la jaula para determinar la BVA inicial del siguiente período de crecimiento. Se determinó el peso de la BVA cosechada y se extrajo una muestra entre 100 y 200 g. Las muestras se conservaron en frío para restringir las pérdidas de C por respiración, y se transportaron al laboratorio donde se secaron en un horno a 70° C durante 72 horas hasta la estabilización de su peso. Las fracciones de hojas secas y verdes se separaron a mano y se pesaron. Se calculó la fracción

verde/seco y se corrigieron las mediciones de la fRFA verde a través de la proporción de hojas secas detectadas en las submuestras.

La eficiencia del uso de la radiación (EUR) se calculó de dos maneras diferentes. Por un lado, se estimó como el cociente entre la PPNA y la RFAA para cada período de crecimiento, lo que permitió estimar su variabilidad estacional. Por otra parte, se estimó como la pendiente de la relación lineal entre la PPNA acumulada y la RFAA acumulada (Bélanger et al., 1992) para cada tratamiento (combinación de la cercanía con el árbol y el sitio). Si bien esta es la forma más apropiada de estimar la EUR en situaciones en donde no hay factores que limiten el crecimiento (Akmal & Janssens, 2004; Awal et al., 2006), la comparación pareada entre las diferentes secciones de las regresiones ajustadas para cada tratamiento permitió determinar la importancia relativa de la RFAA y la EUR en la PPNA acumulada (Bélanger et al., 1992) (figura 2.3). La diferencia indicada por (1) representa el aumento de la biomasa debido al aumento de la RFAA (3). La diferencia en la PPNA indicada por (2), representa el cambio en la PPNA debido a un aumento en la EUR (diferencias en pendiente). La importancia relativa de la RFAA para explicar los cambios en la PPNA se calculó como la relación entre la sección 1 y la suma de las secciones 1 y 2, mientras que la importancia relativa de la EUR se calculó como la relación entre la sección 2 y la suma de las secciones 1 y 2. Dado que las ordenadas al origen de las todas regresiones fueron forzada a cero (Bélanger et al., 1992; Bélanger & Richards, 1997), la importancia relativa de la EUR aumentó a medida que las pendientes se volvieron más diferentes (figura 2.3).

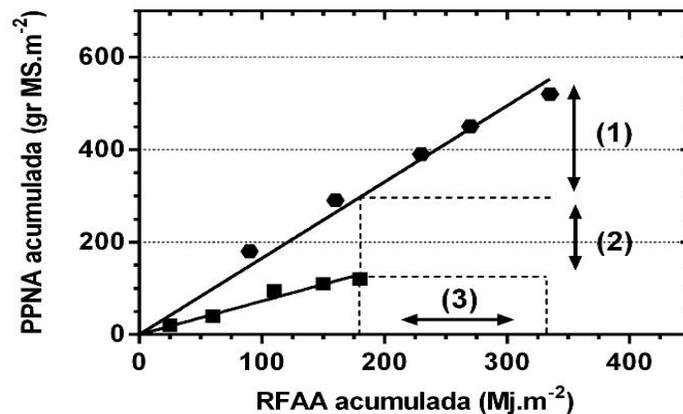


Figura 2.3: Productividad primaria neta aérea (PPNA) acumulada de Gatton panic (*Megathyrsus maximus*) en función de la radiación fotosintéticamente activa absorbida (RFAA) acumulada. A modo de ejemplo, se indican dos situaciones hipotéticas de pastos creciendo a pleno sol (hexágonos) y bajo la copa de los árboles (cuadrados). (1) Representa el aumento de biomasa aérea debido al incremento en la RFAA (3); (2) representa el cambio en la PPNA debido al aumento de la eficiencia del uso de la radiación (EUR). La importancia relativa de la RFAA se calculó como la relación entre la sección 1 y la suma de las secciones 1 y 2, mientras que la importancia relativa de la EUR se calculó como la relación entre la sección 2 y la suma de las secciones 1 y 2. [Adaptado de Bélanger et al. (1992).]

También se evaluó la calidad del forraje en función del N foliar (%) y la fibra detergente ácida (FDA) de cada muestra, mediante el método Kjeldahl y el método VanSoest (Castañares, 2002), respectivamente (Anexo II).

2.3.3. Análisis estadístico

El diseño estadístico utilizado consistió en parcelas divididas con medidas repetidas en el tiempo. Todas las variables medidas fueron analizadas utilizando el paquete INFOSTAT (INFOSTAT, 2008). Se aplicaron modelos lineales mixtos utilizando la precipitación y la cercanía con respecto al árbol como efectos fijos. Se ajustaron diferentes modelos evaluando las interacciones entre ambos factores y el período de crecimiento (tiempo). También se evaluó la presencia de heteroscedasticidad en los tratamientos. En total, se ajustaron 53 modelos para cada variable medida y se seleccionó el mejor de ellos a partir del AIC más bajo (Anexo I). Cada lote fue considerado como una repetición de un tratamiento ($n=3$ para los 4 tiempos de muestreo). Se asumió significación estadística con un valor de $p<0,05$.

2.4. Resultados

La productividad primaria neta aérea (PPNA) de Gatton panic (*Megathyrus maximus*) acumulada para todo el periodo varió entre 4300 y 11700 Kg MS.ha⁻¹, concentrándose durante el verano (Ver) y el verano tardío (VerT) el 70% de la productividad (figura 2.4A). Se observó una interacción significativa entre la cobertura arbórea y el período de crecimiento ($p<0,001$), aunque no hubo diferencias significativas entre los sitios seco (S) y húmedo (H) ($p=0,1056$) (cuadros 2.1 y 2.2). Los valores más elevados se registraron en la condición a pleno sol (11714 Kg MS.ha⁻¹ en H y 11413 Kg MS.ha⁻¹ en S, respectivamente), mientras que debajo de la copa de los árboles de Guayacán (*Caesalpinia paraguariensis*) se observó una reducción de la PPNA total entre el 46 y 63% (6211 Kg MS.ha⁻¹ y 4315 Kg MS.ha⁻¹ en H y S, respectivamente) (figura 2.4A), siendo estas diferencias mayores durante el verano (Ver) y el verano tardío (VerT) (figura 2.4A). Mientras que en primavera (Prim) y en otoño (Oto) la diferencia fue cercana al 39%, en los meses de verano la misma rondó el 59% (figura 2.4A). La menor PPNA debajo los árboles estuvo explicada por una reducción en la radiación fotosintéticamente activa absorbida (RFAA), que fue incluso superior a la reducción observada en la PPNA (51% en H y 62% en S) (figura 2.4D). Se observó un efecto significativo de los árboles sobre la fracción de radiación fotosintéticamente activa interceptada por los pastos (fRFA) ($p=0,01$), la cual cambió significativamente durante el período de crecimiento en ambos sitios ($p=0,03$) (cuadros 2.1 y 2.2). Sin embargo, la fRFA promedio fue sólo 2 y 12% superior debajo de los árboles en los sitios S y H, respectivamente (figura 2.4B). Por el contrario, se registró una reducción entre el 56 y 63% en la radiación fotosintéticamente activa incidente (RFAi) debajo de los árboles en los sitios H y S, respectivamente (figura 2.4C), con una interacción significativa con el período de crecimiento y el sitio ($p=0,034$) (cuadros 2.1 y 2.2). Las copas de los árboles interceptaron, en promedio, alrededor del 60% de la RFAi en ambos sitios (figura 2.4E). Se observó un efecto significativo del período de crecimiento ($p<0,01$) pero no del sitio (cuadros 2.1 y 2.2), aunque la variación en el tiempo de la interceptación de radiación por los árboles fue muy pequeña, siendo de 14 y 17% en los sitios H y S, respectivamente (figura 2.4E).

Cuadro 2.1: Valores p de las pruebas estadísticas de los factores (ca: cobertura arbórea, sit: sitio, pcre: periodo de crecimiento) y sus interacciones dobles y triple para cada una de las variables medidas (productividad primaria neta aérea (PPNA), fracción de radiación fotosintéticamente activa interceptada (fRFA), radiación fotosintéticamente activa incidente (RFAi), proporción de la radiación interceptada por los árboles (RIAr), radiación fotosintéticamente activa absorbida (RFAA), eficiencia el uso de la radiación (EUR)). El R^2 indica la proporción de la variabilidad que fue explicada por el modelo ajustado.

	ca	sit	pcre	ca:sit	ca:pcre	sit:pcre	ca:sit:pcre	R^2
PPNA	<0.0001	0.1056	<0.0001	0.2936	0.0004	0.0710	0.9848	0.74
fRFA	0.0140	0.0676	<0.0001	0.4677	0.8400	0.0331	0.8262	0.88
RFAi	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	0.0344	0.97
RIAr	-	0.1336	0.0074	-	-	0.3988	-	0.35
RFAA	<0.0001	0.0003	<0.0001	0.5172	0.2134	<0.0001	0.0307	0.84
EUR	0.7992	0.0046	0.0035	0.2393	0.0326	0.0016	0.4218	0.47

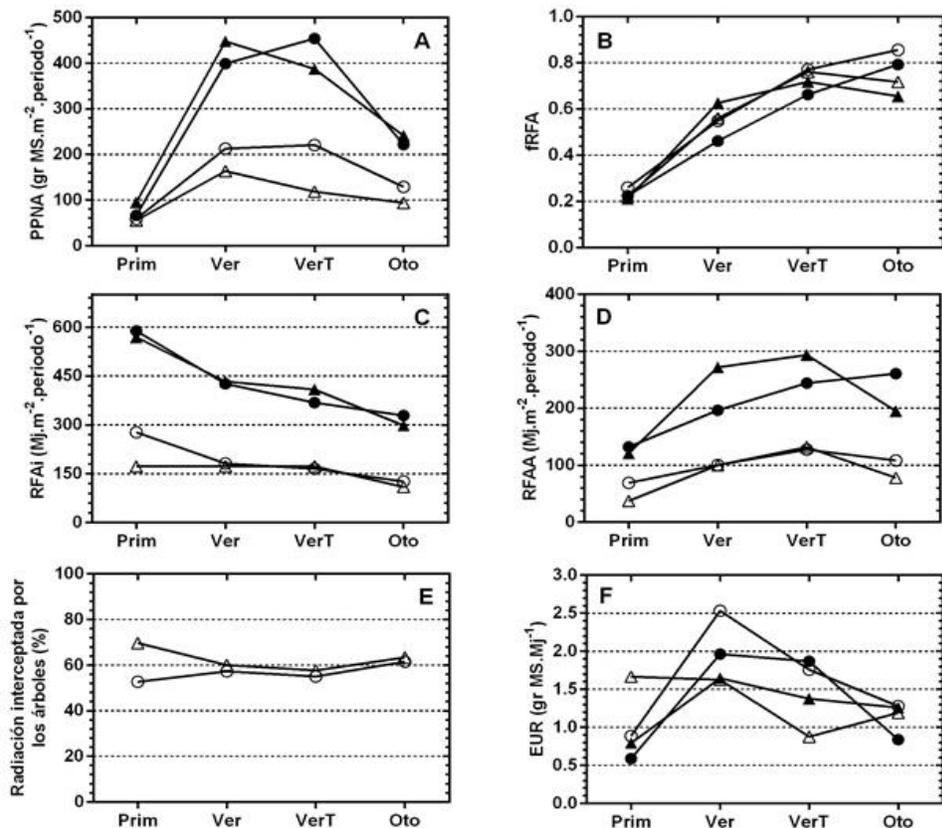


Figura 2.4: (A) Productividad primaria neta aérea (PPNA), (B) Fracción de radiación fotosintéticamente activa interceptada por la vegetación (fRFA), (C) Radiación fotosintéticamente activa incidente (RFAi), (D) Radiación fotosintéticamente activa absorbida (RFAA), (E) radiación interceptada por el árbol, y (F) Eficiencia de uso de la radiación (EUR) de pasturas de Gatton panic (*Megathyrus maximus*). Las variables fueron medidas en primavera (Prim), verano (Ver), verano tardío (VerT) y otoño (Oto) en dos sitios: húmedo (H) y seco (S). Todas las variables medidas mostraron un claro patrón estacional, aunque la radiación interceptada por los árboles mostró la menor variabilidad a lo largo del periodo de crecimiento. Los puntos negros y los triángulos corresponden al tratamiento sin árbol (NA) y los puntos blancos y los triángulos corresponden al tratamiento con árboles de Guayacán (*Caesalpinia paraguariensis*) (A). Los puntos corresponden al sitio húmedo (H) y triángulos al sitio seco (S).

Cuadro 2.2: Prueba de comparaciones múltiples para los tratamientos que resultaron significativos (cuadro 2.1) para cada una de las variables medidas (productividad primaria neta aérea (PPNA), fracción de radiación fotosintéticamente activa interceptada (fRFA), radiación fotosintéticamente activa incidente (RFAi), proporción de la radiación interceptada por los árboles (RIar), radiación fotosintéticamente activa absorbida (RFAA), eficiencia el uso de la radiación (EUR)). Se indica el valor medio de cada uno de los tratamientos, indicando con una letra común diferencias no significativas ($p>0.05$).

Variable	Factor/es	Tratamiento	Media	
Productividad Primaria Neta Aérea (PPNA)	Cobertura arbórea : Periodo de crecimiento	Ver:NA	423.32	A
		VerT:NA	420.62	A
		Oto:NA	231.29	AB
		Ver:A	188.18	BC
		VerT:A	169.41	BC
		Oto:A	111.46	CD
		Prim:NA	81.15	DE
		Prim:A	57.29	E
Radiación fotosintéticamente activa absorbida (RFAA)	Cobertura arbórea : Periodo de crecimiento : Sitio	VerT:NA:S	293.6	A
		Ver:NA:S	271.92	AB
		Oto:NA:H	260.72	AB
		VerT:NA:H	244.09	AB
		Ver:NA:H	196.47	ABC
		Oto:NA:S	195	BC
		Prim:NA:H	132.21	CD
		VerT:A:S	131.96	CD
		VerT:A:H	127.35	CD
		Prim:NA:S	121.02	CD
		Oto:A:H	108.4	CD
		Ver:A:H	100.37	CD
		Ver:A:S	100.22	CD
		Oto:A:S	78.2	DE
		Prim:A:H	69.06	DE
Prim:A:S	37.34	E		
Fracción de radiación fotosintéticamente activa interceptada (fRFA)	Cobertura arbórea	A	0.59	A
		NA	0.54	B
	Periodo de crecimiento : Sitio	Oto:H	0.82	A
		VerT:S	0.74	AB
		VerT:H	0.72	BC
		Oto:S	0.69	BC
		Ver:S	0.59	CD
		Ver:H	0.5	D
Prim:H	0.24	E		

		Prim:S	0.22	E
Radiación fotosintéticamente activa incidente (RFAi)	Cobertura arbórea : Periodo de crecimiento : Sitio	Prim:NA:H	588.35	A
		Prim:NA:S	568.79	B
		Ver:NA:S	432.85	C
		Ver:NA:H	426.03	C
		VerT:NA:S	408.71	D
		VerT:NA:H	368.4	E
		Oto:NA:H	328.92	E
		Oto:NA:S	298.49	E
		Prim:A:H	277.61	EF
		Ver:A:H	181.87	F
		Ver:A:S	172.96	F
		VerT:A:S	172.8	F
		Prim:A:S	172.24	F
		VerT:A:H	165.64	F
Oto:A:H	126.49	G		
Oto:A:S	109.3	H		
Radiación interceptada por los árboles (RIar)	Periodo de crecimiento	Oto	0.62	A
		Prim	0.61	AB
		Ver	0.59	AB
		VerT	0.56	B
Eficiencia en el uso de la radiación (EUR)	Cobertura arbórea : Periodo de crecimiento	Ver:A	2.08	A
		Ver:NA	1.81	AB
		VerT:NA	1.62	AB
		VerT:A	1.32	AB
		Prim:A	1.28	ABC
		Oto:A	1.24	ABC
		Oto:NA	1.05	BC
		Prim:NA	0.69	C
	Periodo de crecimiento : Sitio	Ver:H	2.25	A
		VerT:H	1.81	A
		Ver:S	1.64	AB
		Prim:S	1.23	B
		Oto:S	1.22	B
		VerT:S	1.13	B
Oto:H	1.06	B		
Prim:H	0.74	B		

La eficiencia de uso de la radiación (EUR), calculada como el cociente entre la PPNA y la RFAA, siguió el orden decreciente HA> HNA> SNA>SA en la mayoría de los períodos de crecimiento estudiados (figura 2.4F y cuadro 2.3). Se observó una marcada variación estacional, con valores más elevados durante el verano (Ver) y el verano tardío (VerT), y más bajos durante la primavera (Prim) y el otoño (Oto) (figura 2.4F), mostrando un rango entre 0,59 y 2,53 g MS.MJ⁻¹ (cuadro 2.3). La cobertura arbórea aumentó la EUR en el sitio H, mientras que se observó lo contrario en el sitio S (figura 2.4F y cuadro 2.3). Se registró una interacción significativa entre el sitio y el período de crecimiento ($p<0,01$) y entre la cobertura arbórea y el período de crecimiento ($p=0,032$) (cuadros 2.1 y 2.2).

Cuadro 2.3: Eficiencia en el uso de la radiación (EUR) promedio para los distintos momentos del periodo de crecimiento (primavera (Prim), verano (Ver), verano tardío (VerT), y otoño (Oto)) y los diferentes tratamientos (HA, HNA, SA y SNA). Las letras H y S indican el sitio (húmedo y seco, respectivamente), mientras que las letras A y NA indican la cobertura arbórea (debajo del árbol y a pleno sol, respectivamente).

	HA	HNA	SA	SNA
Prim	0.887	0.588	1.667	0.793
Ver	2.533	1.964	1.626	1.647
VerT	1.758	1.870	0.875	1.376
Oto	1.280	0.839	1.191	1.258

El análisis de regresión lineal comparativo entre tratamientos (figura 2.3) mostró que las diferencias en la RFAA acumulada entre los pastos ubicados debajo de la copa de los árboles y a pleno sol fueron relativamente altos en comparación con las diferencias observadas en la EUR (figura 2.5A y B). La importancia relativa de la RFAA en el crecimiento de la pastura fue del 92 y 97% en los sitios H y S, respectivamente, mientras que la EUR representó sólo el 8 y el 3% restante. Sin embargo, las diferencias en la PPNA entre los sitios H y S debajo de los árboles se explicaron en una mayor proporción por la variabilidad en la EUR (53%) que en la RFAA (47%) (Figura 2.5C). A pleno sol, estas diferencias se explicaron principalmente por las diferencias en la RFAA (86%) (figura 2.5D), aunque la diferencia absoluta observada en la PPNA fue relativamente pequeña. La EUR promedio a lo largo del período de crecimiento, definida como la pendiente de cada regresión, mostró valores similares para todos los tratamientos, siendo 1.57, 1.43, 1.34 y 1.28 g MS MJ⁻¹ para HA, HNA, SNA y SA respectivamente ($p<0,001$). Los valores variaron muy levemente con respecto al promedio de la EUR calculada a partir del cociente entre la PPNA y la RFAA, y se mantuvo el mismo orden decreciente.

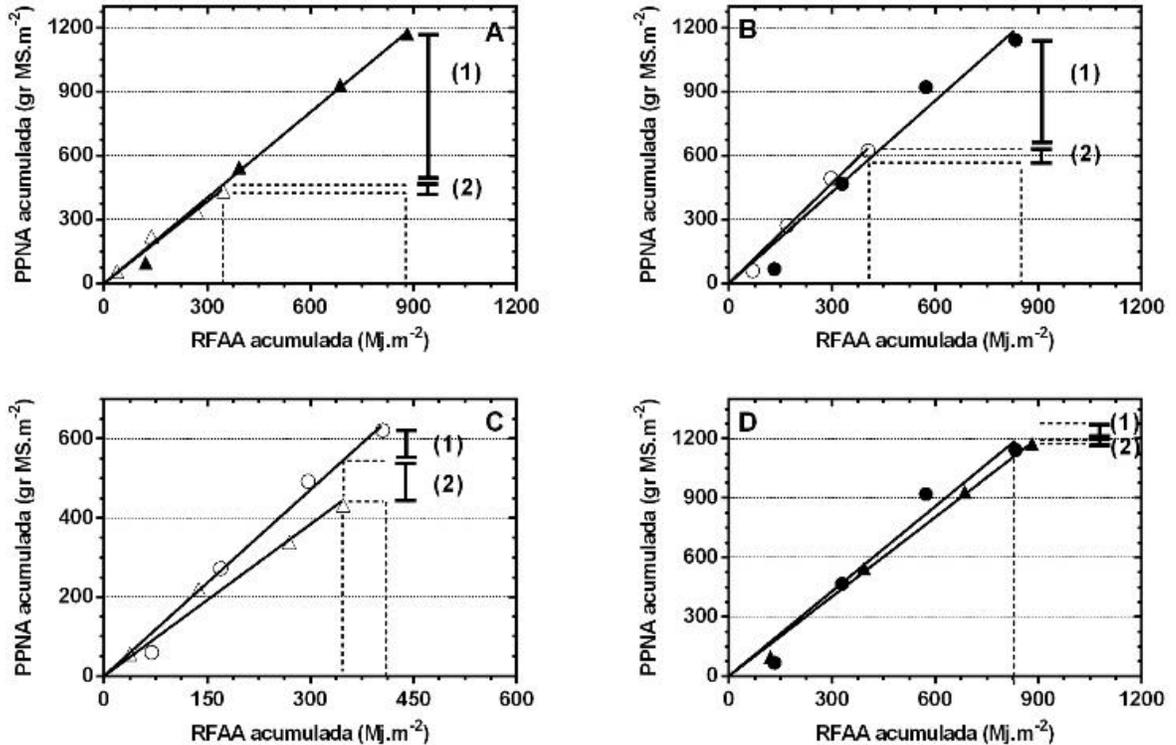


Figura 2.5: Relación entre la radiación fotosintéticamente activa absorbida (RFAA) acumulada y la productividad primaria neta aérea (PPNA) acumulada, siendo la pendiente de cada regresión la eficiencia en el uso de la radiación (EUR) promedio ($n=4$ para cada tratamiento). Cada punto de la regresión corresponde al promedio de tres mediciones. En todas las regresiones la ordenada al origen fue forzada a cero. Los puntos negros y los triángulos corresponden al tratamiento sin cobertura arbórea (NA), mientras que los triángulos corresponden al tratamiento con árboles de Guayacán (*Caesalpinia paraguariensis*) (A). Los puntos corresponden al sitio húmedo (H) y los triángulos al sitio seco (S). Todas las regresiones fueron significativas ($p<0,001$).

2.5. Discusión

Como se esperaba, la eficiencia en el uso de la radiación (EUR) de Gattón panic (*Megathyrsus maximus*) fue mayor bajo los árboles de Guayacán en el sitio húmedo, pero se observó lo contrario en el sitio seco. Sin embargo, en contraposición a lo hipotetizado, el incremento en la EUR no pudo compensar la fuerte reducción en la radiación fotosintéticamente activa (RFAA) observándose, de esta manera, una importante disminución de la productividad primaria neta aérea (PPNA). Esta reducción fue más importante en el sitio seco que en el húmedo, aunque no se registró una diferencia significativa entre ambos sitios a pleno sol, lo cual puede explicarse por el hecho que recibieron una cantidad de lluvia similar durante el periodo de crecimiento estudiado, siendo 627 mm y 622 mm en los sitios H y S, respectivamente. Los resultados fueron consistentes con los incrementos observados en la EUR en respuesta a una disminución en la radiación incidente, y con la reducción de la productividad del Gattón panic en condiciones de sombra (Sophanodora, 1991).

Los mecanismos que permiten explicar la variación observada en la EUR resultan del equilibrio entre los factores que influyen a nivel foliar, y de cómo esas respuestas son

integradas a nivel de canopy. Dicha integración depende de la densidad de hojas, de la cantidad de material verde y senescente, de la relación tallo:raíz y del nivel de pastoreo. Las reducciones en la RFA producen una disminución en el punto de compensación lumínico, una ganancia de C positiva a baja irradiancia (Lambers et al., 2008), y una menor respiración en las hojas de *Megathyrus maximus* al 30% de luz solar (Dias y Filho, 2002). Una reducción de la temperatura del suelo y un mejor régimen de humedad bajo las copas de los árboles pueden, como consecuencia, incrementar las tasas de mineralización y mejorar la disponibilidad de N en el suelo (Wilson, 1996; Hernández et al., 2007), tal como refleja el contenido de N foliar (Anexo II). Esto también podría resultar en una mayor EUR a través de su efecto sobre el contenido de Rubisco, aumentando la velocidad de la fase bioquímica del proceso fotosintético (Terashima & Evans, 1988; Sinclair & Weiss, 2011). La disponibilidad de agua también puede afectar el rendimiento cuántico a nivel foliar (Subbarao et al., 2005). Una mejor condición hídrica resultaría en una mayor conductancia estomática y, como consecuencia, una mayor tasa de difusión de CO₂. En un experimento llevado a cabo en la Estación Forestal Villa Dolores de INTA, con pastos nativos C4, bajo condiciones controladas de luz y agua de suelo, se observó que los tratamientos sometidos a mayor estrés hídrico durante la temporada de crecimiento, acumularon mayor biomasa bajo los tratamientos intermedios de sombra, que en el tratamiento de plena luz (Carranza & Ledesma, 2005).

La menor EUR bajo los árboles en el sitio S que a pleno sol podría deberse a diferencias en el pastoreo observadas entre ambos sitios (S y H) en lugar de a condiciones climáticas, dado que no se observaron diferencias sustanciales en la precipitación de ambos sitios durante período de estudio. Dado que la PPNA de los pastos de Gaton panic ubicados a pleno sol (NA) no difirió entre ambos sitios, los cambios en el crecimiento de los pastos mediados por la carga animal y la densidad de árboles podrían explicar las diferencias observadas. En el sitio más seco, la carga animal de los lotes analizados fue más alta, y probablemente las diferencias en el impacto del pastoreo con respecto al sitio húmedo aumenten bajo el árbol, dada la tendencia del ganado a concentrarse bajo áreas sombreadas (Widowski, 2001; Tucker et al., 2008). Bajo condiciones de sombra, el N tiende a ser asignado a las hojas verdes en lugar de a los órganos de reserva, reduciendo el rebrote después del pastoreo y, por ende, la productividad (Cruz, 1997a), lo cual coincide con el contenido de N foliar bajo esas condiciones (Anexo II). A su vez, la reducción excesiva de los carbohidratos radicales de reserva bajo altas tasas de pastoreo explicaría el menor rebrote bajo condiciones de sombra (Eriksen & Whitney, 1981).

Los árboles no solo reducen la RFAi, sino que también modifican la calidad de la luz, lo que puede inducir a ajustes anatómicos y morfológicos en los pastos (Givnish, 1988; Lambers et al., 2008) que resulten en cambios de la fRFA. La sombra puede promover un canopy abierto con matas más pequeñas, debido a una reducción de la cobertura basal (Mordelet & Menaut, 1995). Además, algunas especies de pasto tienden a alargar sus tallos bajo la sombra, disminuyendo la densidad de pasto (Stur, 1991). Sin embargo, también se pueden observar algunos efectos compensatorios, como un menor número de tallos con una mayor área foliar (Gómez et al., 2013). En general, cuando la irradiancia es baja, se observa en los pastos un aumento en el IAF, un incremento en la relación tallo:raíz (trasladando una proporción menor de los asimilados a las raíces), y una disminución en el peso específico de la hoja (Sophanodora, 1991; Durr & Ranjel, 2000; Peri et al., 2007), resultando en un menor porcentaje de materia seca (Eriksen & Whitney, 1981). Esta aclimatación morfológica al

sombreado puede explicar, por un lado, la reducción de la productividad y, por el otro lado, el pequeño aumento de la fRFA observados bajo los árboles.

Dado que la presencia de árboles modifica la cantidad de radiación incidente que llega a la pastura situada debajo, el efecto neto sobre la producción forrajera dependerá del grado de sombreado y del nivel de tolerancia que presente a la variación combinada de radiación y otros factores ambientales (Carranza & Ledesma, 2009). El Gatton panic es considerada una especie de tolerancia intermedia a la sombra (Wong, 1991), y trabajos previos indicaron que el sombreado no afectaba su productividad (Shelton et al., 1987; Stur, 1991). De hecho, un estudio realizado con la variedad Green panic en la provincia de Santiago del Estero, Argentina, mostró que la productividad forrajera en una silvopastura fue bastante similar al observado bajo plena luz solar (Kunst et al., 2014). Otros autores han incluso observado un aumento en la producción de pastos bajo árboles de acacia (Belsky et al., 1989; Weltzin & Coughnour, 1990). Sin embargo, las especies arbóreas utilizadas en estos trabajos presentan una copa clara (dosel poco denso) e interceptan entre el 20 y 30% de la radiación. Los resultados obtenidos en este ensayo indican que la PPNA de Gatton panic debajo del estrato leñoso se reduce, en promedio, un 54% respecto a situaciones sin árboles, siendo de 46% en el sitio más húmedo (H) y 63% en el sitio más seco (S). Los mismos concuerdan con lo observado por Chiossone et al. (2014) en el centro oeste de la provincia del Chaco, quien registró una reducción entorno al 65% respecto a la obtenida a cielo abierto. En este caso, el estudio se llevó a cabo en lotes silvopastoriles donde predominaban algarrobos (*Prosopis alba*), quebrachos blancos (*Aspidosperma Quebracho-blanco*), y quebrachos colorados (*Schinopsis lorentzii*), los cuales interceptan entre el 40 y el 75% de la radiación incidente (Despósito, comunicación personal). Por lo tanto, la productividad de Gatton panic no se vería afectada a bajos niveles de sombreado, pero situaciones de intermedia o alta intercepción de radiación por parte de los árboles lleva a una abrupta reducción.

2.6. Conclusiones

La EUR de las pasturas de Gatton Panic presentó una alta variabilidad durante el periodo de crecimiento, independientemente de las condiciones del sitio y de la presencia del estrato leñoso. El uso de una EUR variable para la estimación de la PPNA a partir de datos obtenidos por teledetección utilizando el modelo de Monteith (Grigera et al., 2007; Oosterheld et al., 2014) podría capturar cambios en la productividad no asociados a modificaciones en el área foliar. De hecho, modelos regionales en la Región Pampeana mostraron mejores estimaciones de la PPNA utilizando una EUR variable según condiciones hídricas y nutricionales, en comparación con aquellos que consideraban una EUR fija (Cristiano, 2010). De esta manera, se podría obtener una mejora en las estimaciones de la productividad de Gatton panic, mejorando la caracterización de la variación espacial y temporal de la producción de forraje (Stuth et al., 1993; Golluscio et al., 1998).

Capítulo 3

Productividad primaria neta (PPN) de las principales coberturas y usos del suelo del Chaco Semiárido

Capítulo 3: Productividad primaria neta (PPN) de las principales coberturas y usos del suelo del Chaco Semiárido

3.1. Introducción

La ganancia de C o productividad primaria neta (PPN) se define como la tasa a la cual se acumula biomasa por unidad de área y de tiempo (Oesterheld et al., 2010), y es considerada una variable integradora del funcionamiento de los ecosistemas (McNaughton et al., 1989), es decir, de los procesos biofísicos que involucran el intercambio de materia y energía entre el ecosistema y su entorno (Virginia & Wall, 2001). Los distintos aspectos estructurales y funcionales de los sistemas brindan a la sociedad beneficios directos, como los alimentos, e indirectos, como el secuestro de carbono, comúnmente denominados servicios ecosistémicos (SE) (Costanza et al., 1998). Fisher et al. (2009) consideran a la PPN y su variación estacional, atributos funcionales de los ecosistemas, como SE intermedios que determinan el nivel de provisión de SE finales. Así, la PPN anual puede considerarse un determinante clave para la producción de *commodities*, la captura de C, la protección del suelo, la purificación de agua, y la provisión de hábitat y refugio, entre otros (Viglizzo et al., 2011). La estacionalidad de esas ganancias, por su parte, tiene efectos directos sobre el aumento en la retención de N (Vitousek & Reiners, 1975), la reducción de las pérdidas de suelo y la escorrentía, y una mayor estabilidad en la disponibilidad de biomasa verde para los consumidores primarios (Viglizzo et al., 2011).

En sistemas dominados por herbáceas los métodos tradicionales de estimación de la productividad primaria neta aérea (PPNA) se basan en cortes de biomasa (Sala & Austin, 2000). En sistemas con un componente leñoso importante la estimación suele realizarse a través de la recolección de las hojas, ramas y frutos caídos (Prause et al., 2003; Korte, 2004). Estos métodos resultan costosos en términos de tiempo y esfuerzo y, al tratarse de mediciones puntuales, las extrapolaciones a escala regional presentan serias dificultades (Baeza et al., 2011). La información espectral provista por sensores remotos a bordo de satélites permite sortear estas dificultades y estimar la PPNA a bajo costo, con una cobertura total del territorio y para períodos relativamente extensos, evitando la aplicación de protocolos de inter y extrapolación de observaciones puntuales (Paruelo, 2008).

La estimación de la PPN a partir de datos espectrales se basa en el uso de índices de vegetación (IV), entre los que se destaca el Índice de Vegetación Normalizado (IVN) y el Índice de Vegetación Mejorado (IVM), que captan el desempeño fotosintético de la vegetación. El Índice de Vegetación Normalizado se calcula como: $IVN = (R_{ir} - R_r) / (R_{ir} + R_r)$, donde R_{ir} y R_r son las reflectancias (proporción de la radiación incidente que es reflejada) de la superficie en la longitud del infrarrojo cercano y el rojo del espectro electromagnético, respectivamente. La clorofila y otros pigmentos de la vegetación verde absorben intensamente la radiación en la longitud de onda del rojo, utilizándola para la fotosíntesis, mientras que la estructura foliar hace que se refleje la mayor parte de la radiación en la zona del infrarrojo cercano (Paruelo 2008). Esto determina que la vegetación fotosintetizante tenga valores altos de IVN y el suelo desnudo bajos. Las evidencias empíricas y modelos teóricos de transferencia de la radiación muestran que estos índices son estimadores de la fracción de radiación fotosintéticamente activa que es absorbida por los tejidos verdes (fRFA) (Sellers et al., 1992; Gower et al., 1999; Pettorelli et al., 2005; Piñeiro et al., 2006; Grigera et al., 2007; Paruelo, 2008; Facio, 2014). Algunos autores han propuesto una relación lineal entre los IV y la fRFA (Goward & Huemmrich 1992; Ruimy et al., 1994;

Moreau et al., 2003), mientras que hay quienes obtuvieron mejores resultados mediante aproximaciones no lineales (Potter et al., 1993; Sellers et al., 1994; Piñeiro et al., 2006).

Debido a la relación estrecha y positiva entre los índices de vegetación (IV) y la fracción de radiación fotosintéticamente activa que es absorbida por los tejidos verdes (fRFA), y por ende, con la PPNA (Gower et al., 1999; Running et al., 2000; Paruelo et al., 2004; Piñeiro et al., 2006), el uso de las curvas estacionales de diferentes IV han sido ampliamente utilizados para evaluar el impacto de los cambios en el uso del suelo sobre la dinámica de las ganancias de C (Paruelo et al., 2001; Guerschman et al., 2003; Roldán et al., 2010). De hecho, en el Chaco semiárido se destacan varios trabajos que utilizan como proxy de las ganancias de C distintos índices espectrales de vegetación (Huykman, 2011; Moreno, 2012; Volante et al., 2012; Baldi et al., 2013; Staiano, 2016). Sin embargo, estos trabajos solo evalúan los efectos de los cambios en el uso del suelo sobre la productividad aérea, sin considerar los cambios sobre la porción subterránea (PPNS), que suele variar entre tipos fisonómicos de vegetación. Así, los árboles tienden a destinar una fracción menor de la productividad primaria a estructuras subterráneas que los pastos. La relación entre la biomasa aérea y la subterránea en bosques semiáridos es cercana a 3:1, mientras que en pasturas tropicales la relación suele ser inferior a 1:2 (Cairns et al., 1997; Jackson et al., 1996; Jobbágy & Jackson 2000; Mokany et al., 2006). Los cultivos, por el contrario, destinan una fracción relativamente pequeña de carbono a tejidos subterráneos, siendo la relación entre la biomasa aérea y la subterránea, en promedio, superior a 7:1 (Miralles et al., 1997; Cárcova, 1998).

El modelo de eficiencia en el uso de la radiación (Monteith, 1972) constituye una aproximación conceptualmente sólida que permite estimar la PPNA a partir de datos provistos por sensores remotos a bordo de satélites de manera relativamente sencilla y confiable para muchos ecosistemas (Paruelo & Vallejos, 2013). Dicho modelo establece que la PPNA de una cubierta vegetal está determinada por la radiación fotosintéticamente activa incidente (RFAi), por la fracción de esa radiación que es interceptada por los tejidos verdes (fRFA), y por la eficiencia de uso de la radiación (EUR). El modelo ha sido originalmente desarrollado para cultivos, aunque se ha utilizado ampliamente para estimar la productividad de pastizales (por ej. Paruelo et al., 1997; Seaquist et al., 2003; Piñeiro et al., 2006; Grigera et al., 2007), y también de bosques y forestaciones (por ej. Goetz & Prince, 1996; Veroustraete, 1996; Battaglia & Sands, 1997; Olofsson et al., 2007). La EUR varía entre especies y comunidades vegetales y ante modificaciones en las condiciones ambientales, aunque en diversos estudios se la considera constante en el tiempo y variable sólo según el tipo de cobertura, debido a que la cantidad de radiación absorbida por la vegetación (RFAA) presenta una variación considerablemente mayor y es estimable con mayor precisión (Ruimy et al., 1994; Grigera et al., 2007).

En sistemas de producción en donde coexisten tanto vegetación herbácea como leñosa, la estimación de la PPNA se torna más compleja, dado que se requiere separar la contribución de cada uno de los componentes al IV total y utilizar una EUR diferencial para cada tipo de vegetación. Si bien diferentes estudios estimaron la proporción relativa de componentes herbáceos y leñosos basados en la señal de IVN (Roderick et al., 1999; DeFries et al., 2000; Scanlon et al., 2002), se destaca la metodología propuesta por Lu et al. (2003). Esta permite separar la señal de los componentes herbáceos y leñosos a partir de una serie temporal de datos espectrales, y ha sido utilizada con éxito por Blanco et al. (2016) en

bosques secos rolados de la provincia de La Rioja. Este procedimiento resulta esencial para determinar el aporte a la ganancia total de C de cada componente.

La expansión de la frontera agrícola-ganadera en el noroeste argentino (NOA) determinó la pérdida de extensas áreas de vegetación natural a una tasa que se aceleró notablemente durante las últimas décadas (Grau et al., 2005; Hansen et al., 2013; Vallejos et al., 2015), modificando aspectos composicionales, estructurales y funcionales de los ecosistemas (Volante et al., 2012; Amdan et al., 2013; Baldi et al., 2013). En el año 2007 se sancionó la Ley N° 26.331 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos (OTBN), a partir de la cual cada provincia definió el tipo de uso y conservación del bosque nativo a través del establecimiento de 3 categorías: Rojo, Amarillo y Verde. Algunas provincias, como Chaco y Santiago del Estero, han flexibilizado los usos permitidos dentro de la categoría II (Amarillo), en donde solo se permite realizar un aprovechamiento sostenible del bosque que no implique tareas de desmonte, planteando la generación de sistemas silvopastoriles como una alternativa productiva (Chiossone et al., 2014).

Los sistemas de uso de la tierra donde coexisten en la misma unidad productiva la ganadería y la actividad forestal aprovechan las interacciones positivas y minimizan las negativas que se establecen entre los componentes animal, vegetal y suelo (Carranza & Ledesma, 2009). El estrato arbóreo, además de influir sobre la producción pecuaria en forma indirecta a través de los efectos sobre producción y calidad de los pastizales, ejerce una acción directa, a través de la oferta de forraje en forma de follaje y/o frutos, y sobre la atenuación de las condiciones ambientales que operan sobre el bienestar animal. Por ejemplo, la atenuación de la temperatura por la cobertura arbórea permite aumentar las horas dedicadas al pastoreo, además de reducir el gasto energético de mantenimiento (Chiossone et al., 2014). Este uso, que implica el desmonte selectivo mediante el rolado seguido de la siembra de pasturas exóticas megatérmicas, es una práctica que está difundiendo entre los productores ganaderos del Chaco semiárido (Perez, 2013). Sin embargo, en esta región, el término silvopastoril se aplica inadecuadamente a una diversidad de prácticas o tratamientos. Los sistemas implementados realizan, en su mayoría, prácticas que conllevan a una alta intensidad de remoción de biomasa leñosa, dejando en pie sólo los árboles de las clases diamétricas más altas. Esto no sólo altera significativamente la estructura del bosque, sino que tampoco tiene en cuenta la reposición del estrato arbóreo ni la biodiversidad del ecosistema (Casar, 2016). Si bien la provisión de ciertos SE finales (por ejemplo, producción forrajera) se puede caracterizar con relativa buena precisión, no hay certezas acerca del impacto que estos usos del suelo pueden generar en determinados SE intermedios (por ejemplo, las ganancias de C), y cómo la cobertura relativa de árboles en estos sistemas favorece la provisión de uno y u otro servicio. Dilucidar estas cuestiones implica un desafío importante y resulta de vital interés en el marco de la aplicación de la ley de OTBN.

3.2. Objetivo general, objetivos específicos, hipótesis y predicciones

El objetivo general de este capítulo es cuantificar el impacto de los cambios en el uso del suelo sobre la dinámica de las ganancias de C en la región chaqueña semiárida a lo largo de un gradiente de precipitación (600 a 800 mm). Para ello, se propone un objetivo intermedio

relacionado con la descomposición de la señal de IVN en sus respectivos componentes herbáceos y leñosos en los sistemas silvopastoriles.

Objetivo específico 1: Descomponer los datos de IVN provistos por el sensor MODIS en sus respectivos componentes leñoso y herbáceo.

Este objetivo carece de hipótesis y predicciones asociadas debido a su carácter metodológico

Objetivo específico 2: Cuantificar los cambios en las ganancias totales de C o (PPN) y su variación estacional como consecuencia de los cambios en el uso del suelo y la variabilidad climática.

Hipótesis 1: La conversión de la vegetación leñosa natural en pasturas y cultivos agrícolas reduce las ganancias de C ya que presentan mayor estacionalidad en la actividad fotosintética (Volante et al., 2012), siendo más importante en la porción seca por una menor disponibilidad de agua.

Predicción 1: Las ganancias de C serán superiores en sistemas con presencia de especies leñosas que aquellas coberturas dominadas por plantas herbáceas en la porción más húmeda.

Hipótesis 2: Los sistemas con presencia de especies leñosas reducen la variación interanual de las ganancias de C, debido a que presentan una mayor profundidad de exploración de raíces que los cultivos y las pasturas (Jackson et al., 1996), lo que les permitiría utilizar el agua almacenada en la profundidad del suelo en situaciones en años secos.

Predicción 2: La variación interanual de las ganancias de C será inferior en sistemas con presencia de especies leñosas.

3.3. Materiales y métodos

Las ganancias de C de las distintas coberturas del Chaco semiárido se estimaron mediante el uso combinado de modelos biofísicos, sensores remotos a bordo de satélites, datos obtenidos de la literatura científica e información derivada de experimentos de campo. Se utilizó el Departamento de Anta, ubicado en la porción sudeste de la provincia de Salta, como área representativa de la región, dado que incluye todas las condiciones climáticas y de usos productivos aquí abordadas (ver sección 3.3.1). Se incluyeron el bosque nativo, pasturas de Gatton panic (*Megathyrus maximus*) puras y con presencia de árboles dispersos (sistemas silvopastoriles), y distintos cultivos agrícolas (trigo, soja y maíz). La identificación de estas coberturas se realizó mediante la utilización de una clasificación de usos del suelo (Bagnato et al., 2015), del producto Campos Continuos de Vegetación (VCF, por sus siglas en inglés) de MODIS, del Primer Inventario de Bosques Nativos (SAyDS, 2007), de un vector con información de los desmontes ocurridos en el NOA entre 1976 y 2015 (Vallejos et al., 2015), y de información brindada por productores locales (ver sección 3.3.2). Se utilizó el modelo de eficiencia en el uso de la radiación propuesto por Monteith (1972) e información proveniente de sensores remotos a bordo de satélites para la estimación de la PPNA de las distintas coberturas del suelo. La PPNS, por su parte, se estimó mediante el uso de relaciones PPNS/PPN disponibles en la bibliografía (ver sección 3.3.3). La fRFA fue estimada mediante el IVN y se obtuvo del sensor MODIS (producto MOD13Q1, escena h12v11) (ver sección 3.3.3). Se aplicó la metodología de Lu et al. (2003) para, a partir de una serie temporal de IVN de MODIS, discriminar o descomponer la señal proveniente del componente herbáceo y de la vegetación leñosa y estimar, en los sistemas silvopastoriles, el aporte de cada uno de ellos (Anexo III). La RFAi se obtuvo del INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais,

Brasil) a partir del producto de Radiación Solar Global Media Mensual, basado en imágenes satelitales del sensor GOES (ver sección 3.3.3). Se analizó la PPNA, la PPNS, y la PPN anual y su dinámica estacional para cada una de las coberturas y usos del suelo, y se aplicaron modelos lineales mixtos para determinar la existencia de diferencias significativas entre los mismos (ver sección 3.3.4). La EUR de los cultivos agrícolas se estimó como la media de valores obtenidos de la literatura científica, mientras que para el caso del bosque nativo surgió de ajustar, en términos relativos, un valor a escala local en función de datos promedio obtenidos de modelos globales (ver sección 3.3.3). En el caso de las pasturas de Gatton panic (*Megathyrsus maximus*), se utilizaron los valores de EUR estimados mediante un experimento de campo (Capítulo 2).

3.3.1. Área de estudio

El área de estudio se localizó en el Departamento de Anta, ubicado en el sudeste de la provincia de Salta, el cual limita con las provincias de Chaco y Santiago del Estero (figura 3.1B). Se trabajó en los dos extremos del gradiente de precipitación, siendo de 800 mm en el noroeste del Departamento y 600 mm en el sureste (figura 3.1C). Las temperaturas medias anuales oscilan entre 20 y 25° C, característico de un clima subtropical. Los bosques xerofíticos son la vegetación típica de esta región, que se encuentra dominada por especies caducifolias y semicaducifolias, adaptadas a grandes fluctuaciones en la disponibilidad de agua y a variaciones estacionales en la temperatura. El quebracho colorado santiagueño (*Schinopsis lorentzii*), quebracho colorado chaqueño (*Schinopsis balansae*), quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho-blanco*), guayacán (*Caesalpinia paraguariensis*), mistol (*Ziziphus mistol*) y varias especies del género *Prosopis* son los árboles más dominantes (Vargas Gil & Vorano, 1985).

La expansión de la frontera agrícola determinó la pérdida de extensas áreas de la vegetación natural a una tasa que se aceleró notablemente en las últimas décadas. La reciente transformación estuvo impulsada principalmente por la expansión del cultivo de soja (Pruel et al., 2005; Gasparri et al., 2013; Fehlenberg et al., 2017). Sin embargo, buena parte del área también resulta apta para cultivos de maíz y trigo, los cuales han crecido en superficie durante los últimos años (Baumann et al., 2017). La agricultura se caracteriza por ser de secano (con excepción de los sitios localizados en las inmediaciones del Río Juramento, en la porción sudeste del Departamento de Anta) y bajo siembra directa. La ganadería empresarial también ha ganado impulso en los últimos años, promoviendo el reemplazo del bosque nativo por pasturas megatérmicas exóticas (Gasparri et al., 2013; Volante et al., 2016). Esto ha permitido incrementar significativamente la capacidad de carga del sistema y aumentar la producción secundaria (Radrizzani et al., 2005). El Gatton panic (*Megathyrsus maximus*) posee una excelente adaptación a los suelos y clima de la región y se ha convertido, desde hace años, en el principal recurso forrajero, debido principalmente a su alta productividad, a su fácil implantación y su sencillo manejo (Chiossone et al., 2014). Si bien es una de las especies más difundidas, en menor medida también se utilizan Green Panic (*Panicum máximum cv. Green*), Grama Rohdes (*Chloris gayana*) y Buffel Grass (*Cenchrus ciliaris*) (De León, 2004; Riffel & Elizalde, 2008; Ávila et al., 2014). El reemplazo de la cubierta forestal arbórea puede ser total o parcial, modalidad de uso denominada comúnmente como “sistema silvopastoril” (Caruso et al., 2012). En estos sistemas, el uso de rolos permite remover parcialmente la vegetación leñosa y dejar en pie árboles y arbustos

altos con un diámetro superior a 10-15 cm a la altura del pecho (DBH), y al mismo tiempo sembrar semillas de pastos megatérmicos de alto rendimiento (Kunst et al., 2014).

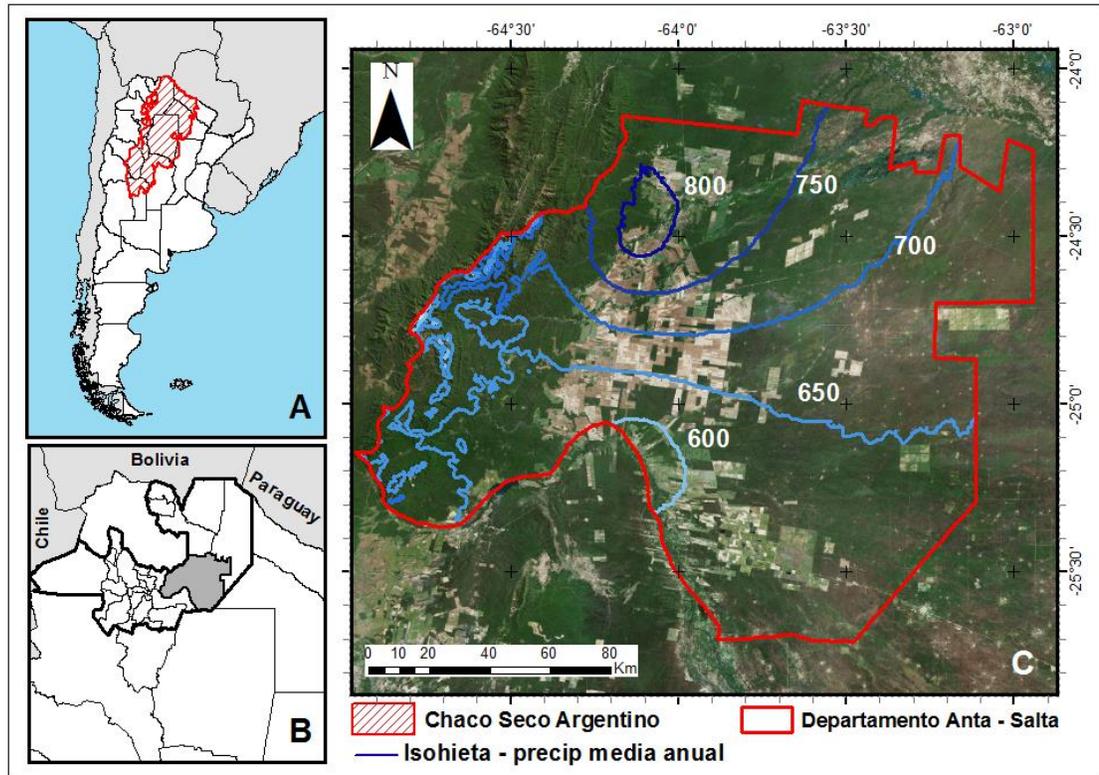


Figura 3.1: El área de estudio se encuentra localizada en la región del Chaco Seco Argentino (A), específicamente en la subregión del Chaco semiárido. En el Departamento de Anta, provincia de Salta (B y C), se realizaron estimaciones de la PPN utilizando sensores remotos a bordo de satélites.

3.3.2. Identificación de coberturas y usos del suelo

Para discriminar entre áreas naturales, pasturas puras, sistemas silvopastoriles y tierras agrícolas, se utilizó una clasificación de usos del suelo del Departamento de Anta correspondiente a la campaña 2009-2010, desarrollada por Bagnato et al. (2015) (figura 3.2). En este trabajo se utilizó información de campo recolectada por el INTA en el marco del proyecto PRORENOA (Monitoreo de cultivos del noroeste argentino a través de sensores remotos) para la campaña en cuestión, en donde se realizó un muestreo exhaustivo de todas las coberturas en bandas de 800 m a ambos lados de caminos definidos a priori. Se digitalizaron los lotes relevados a campo sobre imágenes Landsat (836 en total), y se extrajeron datos de IVN del producto MOD13Q1 del sensor MODIS de los píxeles incluidos dentro de cada lote para las 23 fechas de la campaña (1 dato cada 16 días) obteniéndose, de esta forma, la firma fenológica promedio por lote. Con esa información se realizó una clasificación supervisada a escala de lote, clasificando cada uno de los polígonos desmontados identificados en el vector de desmontes (Vallejos et al., 2015). Se utilizó el algoritmo Random Forest para discriminar pasturas, cultivos anuales y cultivos perennes, obteniéndose una fiabilidad global del 95% (cuadro 3.1).

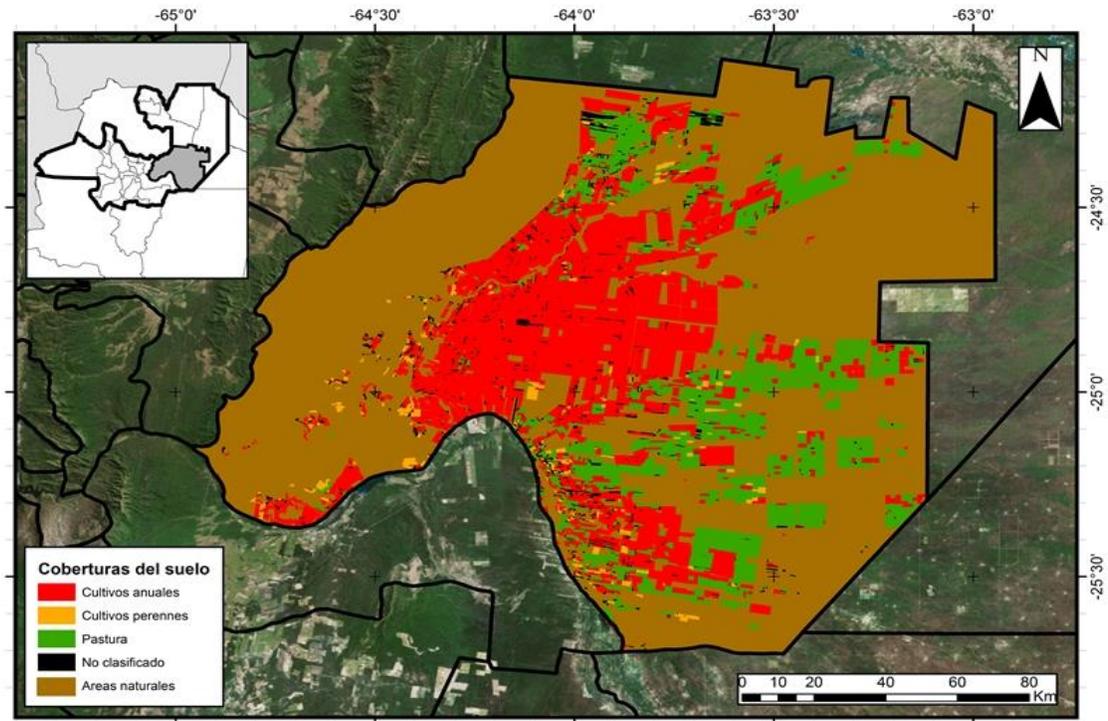


Figura 3.2: Clasificación de coberturas y usos del suelo en el Departamento de Anta, provincia de Salta, para la campaña 2009-2010 (Modificado de Bagnato et al., 2015).

Cuadro 3.1: Matriz de contingencia de la clasificación utilizada. CP: cultivos perennes, P: pasturas, CA: cultivos anuales. Valores marginales indican los errores de comisión y omisión en la categorización de los lotes desmontados, mientras que el valor en negrita indica la precisión general (%).

	CP	P	CA	Error de comisión
CP	34	0	2	5.6
P	1	69	16	19.8
CA	0	23	691	3.2
Error de omisión	2.9	25.0	2.5	95.0

A su vez, se utilizó el producto MOD44B V051 de Campos Continuos de Vegetación (VCF, por sus siglas en inglés) de MODIS para diferenciar los píxeles sin y con distinta proporción de cobertura de árboles en los lotes clasificados anteriormente como pasturas (figura 3.3). Este producto de extensión mundial y con una resolución de 250 m, se genera anualmente a partir de la utilización de compuestos quincenales de reflectancia y temperatura superficial de MODIS. De esta manera, se buscó discriminar las pasturas puras sembradas luego de la tala rasa, de aquellos sistemas que, producto del uso de rolos, dejan en pie una cobertura variable de árboles. Así, se clasificaron los píxeles MODIS en 6 categorías: pasturas (<1%), y sistemas silvopastoriles con distinta cobertura de árboles (entre 1-5%, entre 5-10%, entre 10-15%, entre 15-20% y entre 20-25%). Los sistemas silvopastoriles con una

cobertura arbórea superior al 25% no fueron incluidos en el análisis, debido a la reducida cantidad de píxeles registrados.

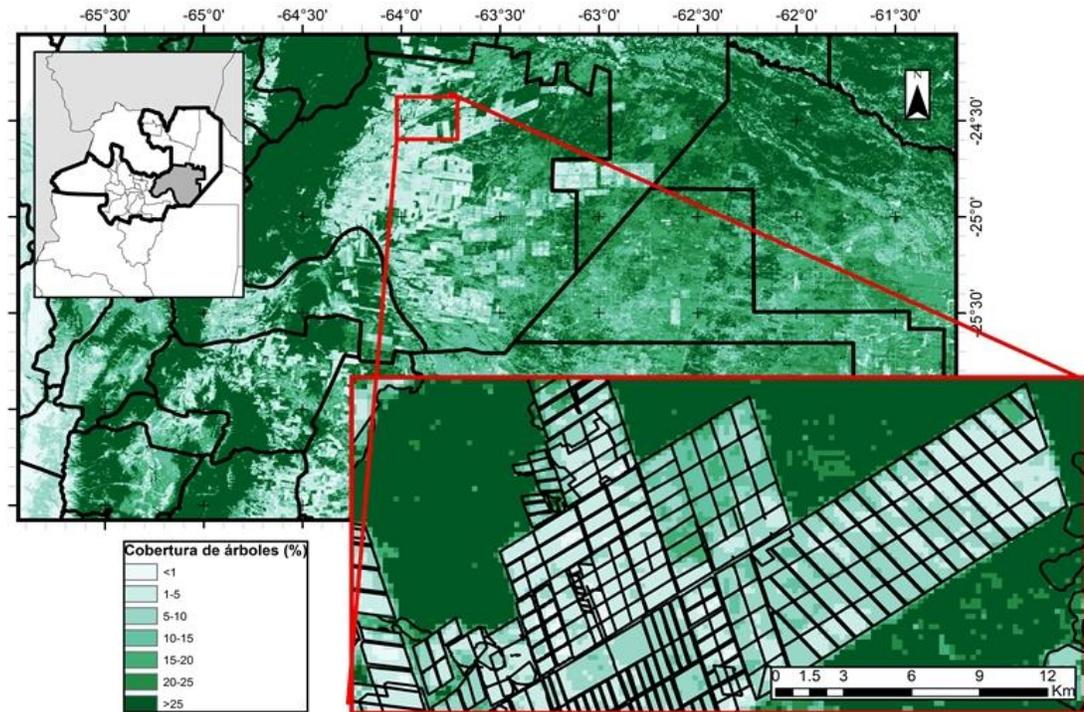


Figura 3.3: Cobertura de árboles (%), definida a partir del producto MOD44B V051 de Campos Continuos de Vegetación (VCF) de MODIS, a una resolución espacial de 250 m.

Si bien la clasificación de usos del suelo desarrollada por Bagnato et al. (2015) permitió identificar de manera muy precisa los cultivos anuales, la misma presentó una baja resolución conceptual (es decir, no fue capaz de distinguir entre tipos de cultivos, ya sean de invierno o de verano), y un acotado rango temporal (circunscripta a la campaña 2009-2010). A su vez, no logró discriminar entre sistemas agrícolas de secano y bajo riego, los cuales se desarrollan principalmente sobre el margen derecho del Río Juramento a lo largo de su recorrido noroeste-sudeste por el Departamento de Anta. Estas limitaciones dificultaron su uso para la caracterización de las ganancias de C de los sistemas agrícolas presentes en el gradiente de precipitación. Por lo tanto, se tomaron como referencia distintos lotes agrícolas en donde productores locales brindaron información del tipo de uso anual y de las rotaciones realizadas en cada lote para el periodo 2001-2010 (figura 3.4). Estos lotes pertenecen a campos en donde se obtuvo el permiso para ingresar y realizar distintos muestreos y/o ensayos de campo, y fueron digitalizados utilizando imágenes de Google Earth de alta resolución espacial (figura 3.4).

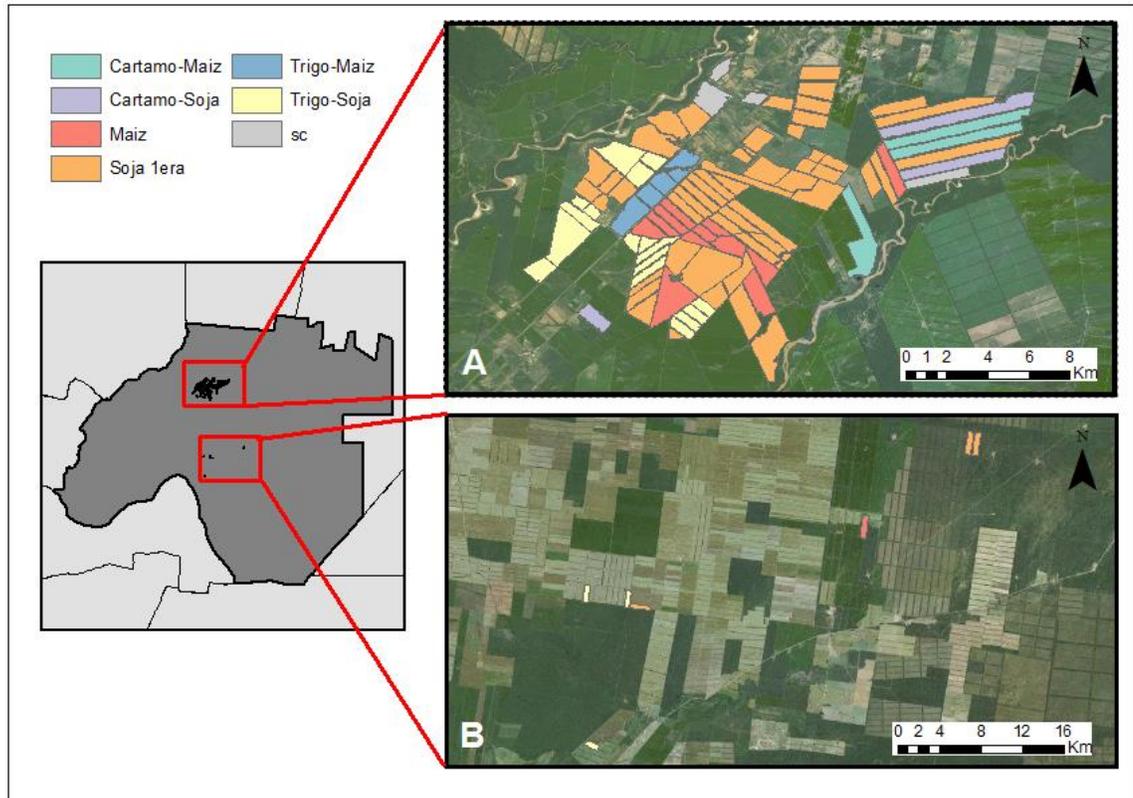


Figura 3.4: Digitalización de lotes agrícolas en Google Earth para dos sitios con diferente precipitación media anual: 750-800 mm (A) y 600-650 mm (B). Los lotes pertenecen a campos en donde se obtuvo el permiso para ingresar y realizar distintos muestreos y/o ensayos de campo, y los productores brindaron información del tipo de uso anual y de las rotaciones para el periodo 2001-2010. A modo de ejemplo se muestra el uso de cada uno de los lotes de ambas regiones para la campaña 2009-2010.

Para el caso del bosque, se utilizó el Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos (PINBN) (SAyDS, 2007) y un vector de los desmontes registrados en la región (Vallejos et al., 2015). Se seleccionaron todos los pixeles que no fueron desmontados hasta el año 2011 y que pertenecían a las categorías “Quebrachal típico” y “Quebrachal alto” (Nivel 3 del Inventario), evitando la inclusión de quebrachales degradados, pastizales naturales y antrópicos, matorrales y estepas arbustivas herbáceas.

Todos los pixeles seleccionados de todos los usos del suelo se categorizaron en función del nivel de precipitación media anual, agrupándolos en dos grupos: aquellos con una precipitación >700 mm, y aquellos con una precipitación inferior a 650 mm (cuadro 3.2). En total, se seleccionaron entre 58856 y 72629 pixeles para la región más seca y entre 9627 y 11874 pixeles para la región más húmeda, relevando entre 368 y 453 mil hectáreas del Departamento de Anta (cuadro 3.2). El rango de variación en la cantidad de pixeles seleccionados (cuadro 3.2) responde a la inclusión paulatina de lotes que han sido desmontados en algún momento durante el periodo 2001-2010. Se consideró que no hubo transformación o reconversión entre tipos de uso productivos, es decir, que un pixel desmontado en 2003 y clasificado como pastura en la campaña 2009-2010, ha mantenido siempre ese uso del suelo a lo largo del periodo. Al mismo tiempo, se consideró que todas las pasturas eran de Gatton panic (*Megathyrsus maximus*), el recurso más difundido en la

región. Es decir, no se diferenciaron entre los distintos tipos de pasturas que se implantan en la región en mucha menor proporción (ver sección 3.3.1).

Todas las operaciones se realizaron mediante el uso de QGIS 2.6.1, ArcGIS 10.0 y ENVI 4.7, softwares especializados en el manejo y procesamiento de archivos raster y vectoriales.

Cuadro 3.2: Píxeles seleccionados para las distintas coberturas y usos del suelo en dos porciones del Departamento de Anta, Salta, con diferente rango de precipitación media anual.

	<650 mm	>700 mm
Pastura	612 - 2101	2071 - 3778
Silvopastoril (1-5%)	1689 - 4358	316 - 444
Silvopastoril (5-10%)	2592 - 8223	442 - 678
Silvopastoril (10-15%)	503 - 2969	94 - 210
Silvopastoril (15-20%)	167 - 1342	6 - 56
Silvopastoril (20-25%)	21 - 364	1 - 11
Bosque nativo	53165	4435
Cultivos agrícolas	107 (7 lotes)	2262 (95 lotes)
Total	58856 - 72629	9627 - 11874

3.3.3. Estimación de la PPN y su partición en PPNA y PPNS

La estimación de la PPNA de las distintas coberturas del suelo se realizó a partir del uso del modelo de eficiencia en el uso de la radiación (EUR) propuesto por Monteith (1972), y de información proveniente de sensores remotos a bordo de satélites. Dicho modelo establece que la PPNA de una cubierta vegetal es proporcional a la radiación fotosintéticamente activa incidente (RFAi), a la fracción de esa radiación que es interceptada por los tejidos verdes (fRFA), y a la eficiencia de conversión (EUR) (ecuación 1).

$$PPNA = fRFA * RFAi \text{ (Mj. m}^{-2} \cdot \text{t}^{-1}) * EUR \text{ (g MS.Mj}^{-1}) \quad \text{(ecuación 1)}$$

La fRFA se estimó a partir del IVN, el cual es provisto por diversos sensores remotos a bordo de satélites, entre los que se destaca el MODIS por su adecuada resolución espacial y temporal. Este sensor, a bordo del satélite TERRA perteneciente a la NASA, provee una estimación de la interceptación de luz por parte de la vegetación cada 16 días y para 5.4 has de superficie desde el año 2000. Específicamente se utilizó información del periodo 2001-2010 correspondiente al producto MOD13Q1 para la escena h12v11, que cubre completamente la región bajo estudio. Se aplicó un filtro de calidad a las imágenes de IVN con el fin de descartar todos aquellos píxeles que presentaban nubes, sombras y/o aerosoles en la atmósfera, mediante el uso de la información de calidad disponible en la banda adicional QA. Los valores filtrados fueron reemplazados por el valor de IVN promedio correspondiente a la imagen inmediatamente anterior y posterior. Se aplicó la metodología de Lu et al. (2003) para dicha serie temporal con el fin de descomponer la señal proveniente del componente

herbáceo y de la vegetación leñosa (Anexo III). En todos los casos, la información espectral a escala quincenal fue mensualizada, prorrateando el valor de cada banda en función de la cantidad de días que integraba dentro del mes. La fRFA se estimó como una función lineal del IVN proveniente de las imágenes MODIS, diferencialmente según el tipo de cobertura. Para el caso de los cultivos agrícolas, pasturas de Gatton panic (*Megathyrus maximus*) y componentes herbáceos de los sistemas silvopastoriles, se utilizó una parametrización generada a partir de cultivos de trigo ($fRFA = 1.515 * IVN - 0.33$) (Grigera & Oesterheld 2006). Para el caso del bosque y los componentes leñosos de los sistemas silvopastoriles se utilizó una parametrización generada experimentalmente para una especie leñosa ($fRFA = 1.375 * IVN - 0.1831$) (Facio, 2014). Los valores de fRFA inferiores a 0 y superiores a 0.95 fueron igualados a esos valores, respectivamente.

La radiación total incidente varía principalmente con la latitud, el momento del año y las condiciones atmosféricas, por lo que resulta necesario contar con una información espacialmente explícita y con una adecuada temporalidad, mejor que la brindada por las escasas estaciones meteorológicas de la región (IDESA, 2017). Estos datos fueron obtenidos de una base de datos pública perteneciente al Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) que, en colaboración con el Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos (CPTEC), han desarrollado un producto de Radiación Solar Global Media Mensual en $W.m^{-2}$ (Ceballos & Macedo, 2014). Este producto, basado en imágenes satelitales del sensor GOES, posee una resolución espacial aproximada de $0,04^{\circ} \times 0,04^{\circ}$, una extensión casi completa de Sudamérica, y se encuentra disponible a partir de enero de 2000. Los archivos se pueden descargar directamente de la web en la División de Radiación Solar y Tierra de Satélites y Sistemas Ambientales (DSA / CPTEC / INPE, <http://satelite.cptec.inpe.br/radiacao/>). La radiación fotosintética activa (RFA) es una porción del total del espectro electromagnético (400 a 700 nm) que está directamente relacionada con la producción fotosintética de las plantas (Ting & Giacomelli, 1986), y se estimó como el 48% de la radiación solar total incidente (McCree, 1972; Blackburn & Proctor, 1983). Se aplicaron los cálculos necesarios para la conversión de unidades de $W.m^{-2}$ a $Mj.m^{-2}.mes^{-1}$. La radiación fotosintéticamente activa absorbida (RFAA) se calculó como el producto entre la fRFA y la RFAi.

La EUR de cultivos agrícolas y del bosque se estimó a partir de valores obtenidos de la literatura científica, mientras que para pasturas de Gatton panic (*Megathyrus maximus*) se utilizaron los valores estimados mediante un ensayo de campo (Capítulo II). Para el caso de los cultivos agrícolas, se utilizó una EUR de $1.095 \text{ g MS}/Mj.m^2$, $1.86 \text{ g MS}/Mj.m^2$ y $0.86 \text{ g MS}/Mj.m^2$ para trigo (Calderini et al., 1997), maíz (Otegui et al., 1995) y soja (Leadley et al., 1990; Muchow et al., 1993), respectivamente. El valor de EUR del bosque surgió de ajustar, en términos relativos, un valor a escala local en función de datos promedio de EUR obtenidos de modelos globales (Matthews, 1983; Ruimy et al., 1994; Field et al., 1995). Se calculó una relación entre la EUR promedio de bosques secos ($0.76 \text{ g MS}.Mj^{-1}.m^{-2}$) y pastizales ($1.04 \text{ g MS}.Mj^{-1}.m^{-2}$) equivalente a 0.7279. Considerando esa relación y un valor de EUR de $0.7 \text{ g MS}.Mj^{-1}.m^{-2}$ obtenido por Oyarzabal et al. (2011) para un pastizal de referencia del Río de la Plata, se estimó la EUR del bosque chaqueño en $0.509 \text{ g MS}.Mj^{-1}.m^{-2}$. Al partir de un ensayo de campo, se obtuvieron 4 valores de EUR para pasturas de Gatton panic (*Megathyrus maximus*), en función de su ubicación espacial en cuanto al régimen de lluvia y cercanía al estrato leñoso, para cuatro momentos de la estación de crecimiento (Capítulo II). Sin embargo, se utilizaron solamente los valores de EUR de los sitios ubicados

a pleno sol. Esto se debió a que la metodología utilizada de Lu et al. (2003) para discriminar la señal de IVN en sus respectivos componentes leñosos y herbáceos (Anexo III) asume que en los espacios cubiertos por el componente leñoso no hay presencia de herbáceas y viceversa, es decir, no contempla la presencia de componentes herbáceos bajo la copa de los árboles.

La PPN de las distintas coberturas y usos del suelo se calculó a partir de relaciones PPNS/PPN disponibles en la bibliografía. Se utilizó una relación PPNS/PPN de 0.295 para el bosque xerofítico, según lo reportado por Martínez-Irizar (2009) para los bosques secos de Chamela, México, que presentan similares condiciones climáticas que el Chaco (707 mm de precipitación media anual, 24.9 °C de temperatura media anual y 6-8 meses de sequía). Para los cultivos agrícolas, se utilizaron los valores promedio reportados por Guerschman (2005) a partir de distintos experimentos desarrollados en Argentina: 0.127 para maíz, 0.14 para trigo y 0.182 para soja. Ante la falta de información para el caso de las pasturas de Gaton panic (*Megathyrus maximus*), se utilizó una relación de 0.61 obtenida a través del promedio de las relaciones reportadas para diferentes especies C₄ (Hui & Jackson 2005).

3.3.4. Análisis estadístico

Se analizó la integral anual y la dinámica estacional promedio (coeficiente de variación intraanual) de la PPNA, la PPNS, y la PPN obtenidos para cada una de las coberturas y usos del suelo. A su vez, se calculó la variación interanual para el periodo 2001-2010, tanto a escala anual como mensual. Cada campaña (de agosto a julio) fue considerada como una repetición (n=9), a partir de las cuales se aplicaron modelos lineales mixtos, considerando el uso del suelo como factor fijo, para determinar la existencia de diferencias significativas entre los mismos. Se incluyó la correlación temporal entre las campañas y la existencia de heteroscedasticidad entre usos, y se utilizó el método LSD Fisher para la comparación múltiple entre medias. Los análisis fueron realizados utilizando el paquete INFOSAT (INFOSAT, 2008). Se asumió significación estadística con un valor de $p < 0,05$.

3.4. Resultados

Las distintas coberturas y usos del suelo presentaron diferencias significativas en las ganancias de C, las cuales fueron más dispares en la porción más húmeda del gradiente (figura 3.5 y cuadro 3.3). La productividad primaria neta aérea (PPNA) promedio del cultivo de maíz y del doble cultivo trigo-soja fue similar a la del bosque en el sitio más seco (11627, 9471 y 10875 Kg MS.ha⁻¹.año⁻¹, respectivamente), mientras que en el sitio más húmedo el doble cultivo trigo-soja presentó una PPNA promedio significativamente inferior al bosque (8885 vs 11414 Kg MS.ha⁻¹.año⁻¹, respectivamente) (figura 3.5 y cuadro 3.3). La presencia del doble cultivo trigo-maíz en el sitio más húmedo logró una PPNA promedio superior a la del bosque (14766 vs 11414 Kg MS.ha⁻¹.año⁻¹, respectivamente) (figura 3.5 y cuadro 3.3). La PPNA promedio de la soja de 1era, las pasturas y los sistemas silvopastoriles fue significativamente inferior a la del cultivo de maíz, al doble cultivo (trigo-soja y trigo-maíz) y al bosque, y fueron similares entre ellos en la porción más seca (figura 3.5 y cuadro 3.3). Por el contrario, se observaron diferencias significativas entre estos usos en la porción más húmeda (figura 3.5 y cuadro 3.3).

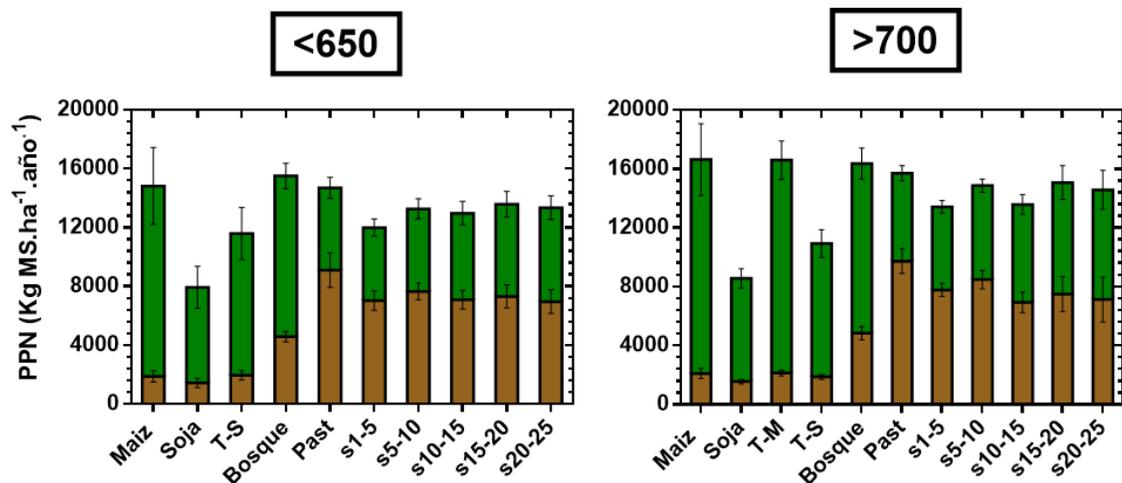


Figura 3.5: Productividad primaria neta (PPN) promedio anual de las distintas coberturas y usos del suelo del Departamento de Anta, Salta, para dos sitios con diferente precipitación media anual. La productividad primaria neta subterránea (PPNS) promedio anual se indica en color marrón, mientras que la productividad primaria neta aérea (PPNA) promedio anual se encuentra indicada en color verde. Las líneas sobre las barras indican el desvío estándar interanual (2001-2010). Coberturas y usos del suelo: Maiz, Soja, Trigo-Soja (T-S), Bosque, Pasturas (Past), y Sistemas silvopastoriles con distinta cobertura arbórea (S1-5, S5-10, S10-15, S15-20 y S20-25).

	PPNA			PPNS			PPN		
	Uso	Medias		Uso	Medias		Uso	Medias	
<650	Maiz 1era	11627.71	A	Pastura	9088.63	A	Bosque	15489.35	A
	Bosque	10875.22	A	Silvo 10	7654.66	B	Pastura	14739.44	AB
	Trigo-Soja	9471.02	A	Silvo 20	7328.96	BC	Maiz 1era	14420.35	ABC
	Soja 1era	6549.12	B	Silvo 15	7101.42	C	Silvo 20	13584.65	BC
	Silvo 25	6382.14	B	Silvo 5	7034.03	C	Silvo 25	13351.82	BC
	Silvo 20	6260.29	B	Silvo 25	6957.77	C	Silvo 10	13289.04	BC
	Silvo 15	5883.72	B	Bosque	4588.9	D	Silvo 15	12980.42	C
	Pastura	5649.21	B	Trigo-Soja	1977.48	E	Silvo 5	12014.62	C
	Silvo 10	5621.97	B	Maiz 1era	1918.12	E	Trigo-Soja	11511.6	C
	Silvo 5	5015.33	B	Soja 1era	1438.23	F	Soja 1era	7989.21	D
R ²	0.83		R ²	0.93		R ²	0.62		
>700	Trigo-Maiz	14766.5	A	Pastura	9847.13	A	Trigo-Maiz	16806.41	A
	Maiz 1era	13891.58	AB	Silvo 10	8504.3	B	Bosque	16213.99	AB
	Bosque	11414.16	B	Silvo 5	7761.94	BC	Maiz 1era	15979.17	ABC
	Trigo-Soja	8885.43	C	Silvo 20	7403.72	BC	Pastura	15887.15	ABC
	Silvo 25	7586.35	CD	Silvo 25	7257.15	BC	Silvo 20	14933.56	ABCD
	Silvo 20	7527.84	D	Silvo 15	6934.71	C	Silvo 25	14862.23	ABCD
	Soja 1era	7009.86	D	Bosque	4797.3	D	Silvo 10	14802.46	BCD
	Silvo 15	6639.7	DE	Trigo-Maiz	2147.71	E	Silvo 15	13559.5	CD
	Silvo 10	6317.19	DEF	Maiz 1era	2035.28	EF	Silvo 5	13455.5	CD
	Pastura	6038.71	EF	Trigo-Soja	1842.32	F	Trigo-Soja	10723.49	E
Silvo 5	5705.58	F	Soja 1era	1588.97	G	Soja 1era	8670.57	F	
R ²	0.89		R ²	0.95		R ²	0.7		

Cuadro 3.3: Prueba de comparaciones múltiples de la productividad primaria neta (PPN), de la productividad primaria neta aérea (PPNA) y de la productividad primaria neta subterránea (PPNS) entre las diferentes coberturas y usos del suelo del Departamento de Anta, Salta, para dos sitios con diferente precipitación media anual. Se indica el valor medio de cada uso, indicando con una letra común diferencias no significativas ($p > 0.05$). El R² indica la proporción de la variabilidad que fue explicada por el modelo ajustado.

La radiación fotosintéticamente activa absorbida (RFAA) del bosque nativo fue significativamente superior a la de los cultivos agrícolas (figura 3.6 y cuadro 3.4), lo que sugiere que las diferencias observadas en la PPNA estarían siendo explicadas principalmente por la eficiencia en el uso de la radiación (EUR) diferencial que presentan dichas coberturas. Al comparar la productividad primaria neta subterránea (PPNS) entre los distintos usos, se observó un patrón bastante diferente al observado con la PPNA. Mientras que las pasturas y los sistemas silvopastoriles presentaron la mayor PPNS con valores entre 6934 y 9847 Kg MS.ha⁻¹.año⁻¹, el bosque registró una PPNS intermedia entre 4588 y 4797 Kg MS.ha⁻¹.año⁻¹ (figura 3.5 y cuadro 3.3). Los cultivos agrícolas, por su parte, presentaron la menor PPNS siendo entre 1438 y 2035 Kg MS.ha⁻¹.año⁻¹. Los valores más bajos se correspondieron a los cultivos de soja de 1era (figura 3.5 y cuadro 3.3).

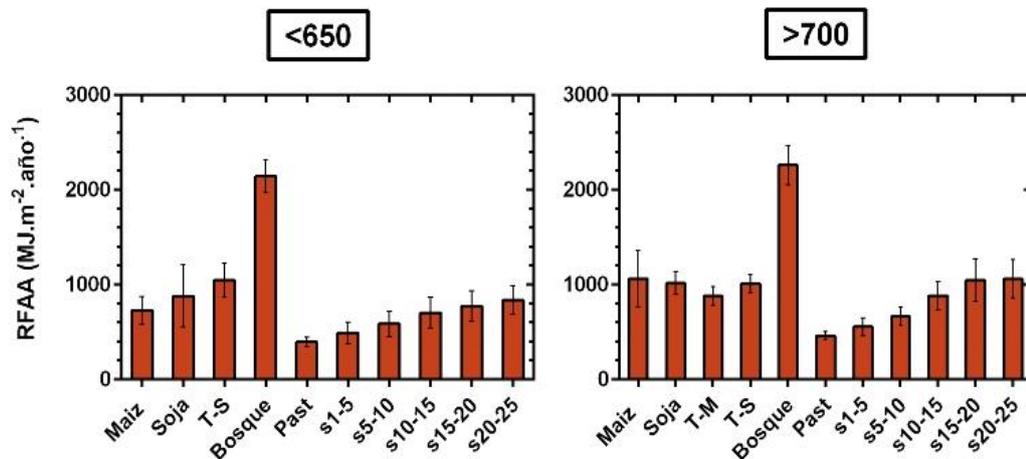


Figura 3.6: Radiación fotosintéticamente activa absorbida (RFAA) promedio anual de las distintas coberturas y usos del suelo del Departamento de Anta, Salta, para dos sitios con diferente precipitación media anual. Las líneas sobre las barras indican el desvío estándar interanual (2001-2010).

Cuadro 3.4: Prueba de comparaciones múltiples de la radiación fotosintéticamente activa absorbida (RFAA) entre las diferentes coberturas y usos del suelo del departamento del Anta, Salta, para dos sitios con diferente precipitación media anual. Se indica el valor medio de cada uso, indicando con una letra común diferencias no significativas ($p > 0.05$). El R^2 indica la proporción de la variabilidad que fue explicada por el modelo ajustado.

	RFAA		
	Uso	Medias	
<650	Bosque	2088.65	A
	Trigo-Soja	1054.93	B
	Soja 1era	1033.66	BC
	Silvo 25	858.22	BC
	Silvo 20	777.22	BCD
	Maiz 1era	726.83	BCDE
	Silvo 15	706.28	CDE
	Silvo 10	582.33	CDE
	Silvo 5	449.35	E
	Pastura	402.23	E
	R^2	0.9	

>700	Bosque	2168.63	A
	Silvo 25	1135.83	B
	Maiz 1era	1126.8	B
	Silvo 20	1046.71	B
	Soja 1era	1027.15	B
	Trigo-Soja	1001.99	B
	Trigo-Maiz	914.2	B
	Silvo 15	882.55	B
	Silvo 10	659.98	C
	Silvo 5	511.73	D
	Pastura	465.79	D
	R ²	0.89	

La productividad primaria neta total (PPN), derivada de la suma de la PPNA y la PPNS, tuvo un patrón muy similar en ambos sitios. No se observaron diferencias significativas entre el bosque, las pasturas y los cultivos de maíz (tanto de 1era como doble cultivo con trigo), siendo la productividad promedio entre 14420 y 15489 Kg MS.ha⁻¹.año⁻¹ en el sitio más seco, y entre 15887 y 16806 Kg MS.ha⁻¹.año⁻¹ en el sitio más húmedo (figura 3.5 y cuadro 3.3). En el sitio más seco, los sistemas silvopastoriles, con valores entre 12014 y 13584 Kg MS.ha⁻¹.año⁻¹, difirieron significativamente con la PPN del bosque, mientras que sólo los que presentaron menor cobertura arbórea (5 y 15%) lo hicieron con las pasturas (figura 3.5 y cuadro 3.3). Por el contrario, en el sitio más húmedo, el bosque sólo difirió significativamente con los sistemas silvopastoriles que presentaron menor cobertura arbórea (5 y 15%), mientras que, en el caso de las pasturas, no se observaron diferencias independientemente de la cobertura de árboles (figura 3.5 y cuadro 3.3). Los sistemas silvopastoriles, por su parte, presentaron una productividad promedio entre 13455 y 14933 Kg MS.ha⁻¹.año⁻¹. En ambos sitios, las menores ganancias de C estuvieron representadas por los doble cultivo trigo-soja y por la soja de 1era, con valores promedio de 11511 y 7989 Kg MS.ha⁻¹.año⁻¹ respectivamente para la situación más seca, y de 10723 y 8670 Kg MS.ha⁻¹.año⁻¹ respectivamente para la situación más húmeda (figura 3.5 y cuadro 3.3). La productividad del trigo-soja no difirió significativamente con los sistemas silvopastoriles más ralos (5 y 15%) en el sitio más seco, pero sí lo hizo la soja de 1era. En la porción más húmeda, por su parte, ambos usos difirieron significativamente del resto (figura 3.5 y cuadro 3.3).

En el caso particular de las pasturas y los sistemas silvopastoriles, prácticamente no se observaron diferencias significativas en la PPN en ambos sitios, a excepción de los sistemas silvopastoriles que presentaron menor cobertura arbórea (5 y 15%) en la porción más seca (figura 3.5 y cuadro 3.3). Sin embargo, al ver separadamente la productividad aérea y subterránea, se observó que no fueron significativas las diferencias en la PPNA entre las pasturas y los sistemas silvopastoriles en ambos sitios en la mayor parte de las situaciones, mientras que si lo fueron las diferencias observadas en la PPNS (figura 3.5 y cuadro 3.3). Por cada incremento unitario en la cobertura leñosa en el sitio seco y húmedo, la PPNA de los pastos se redujo, en promedio, 65 y 99 Kg MS.ha⁻¹.año⁻¹, respectivamente, mientras que la PPNA leñosa se incrementó 102 y 167 Kg MS.ha⁻¹.año⁻¹, respectivamente (figura 3.7). A su vez, la PPNS de los pastos se redujo 106 y 162 Kg MS.ha⁻¹.año⁻¹, mientras que la PPNS leñosa aumentó 42 y 70 Kg MS.ha⁻¹.año⁻¹ en el sitio seco y húmedo, respectivamente (figura 3.7). Es decir, si bien el incremento de la cobertura leñosa redujo

las ganancias de C de los pastos en la parte aérea, las pérdidas fueron sobrecompensadas por un incremento en las ganancias dada por los componentes leñosos, logrando un balance positivo. Por el contrario, la reducción de las ganancias de C de los pastos en la parte subterránea no pudo ser compensada por el incremento de las ganancias de los componentes leñosos (figura 3.7). El balance en la parte subterránea no sólo fue negativo, sino que además fue superior, en términos reales, al balance de la porción aérea. Al no observarse diferencias significativas en la PPN, los datos sugerirían que las pasturas y los sistemas silvopastoriles no difieren en su productividad total, pero sí en la alocaación del C en la parte aérea y subterránea (figura 3.7).

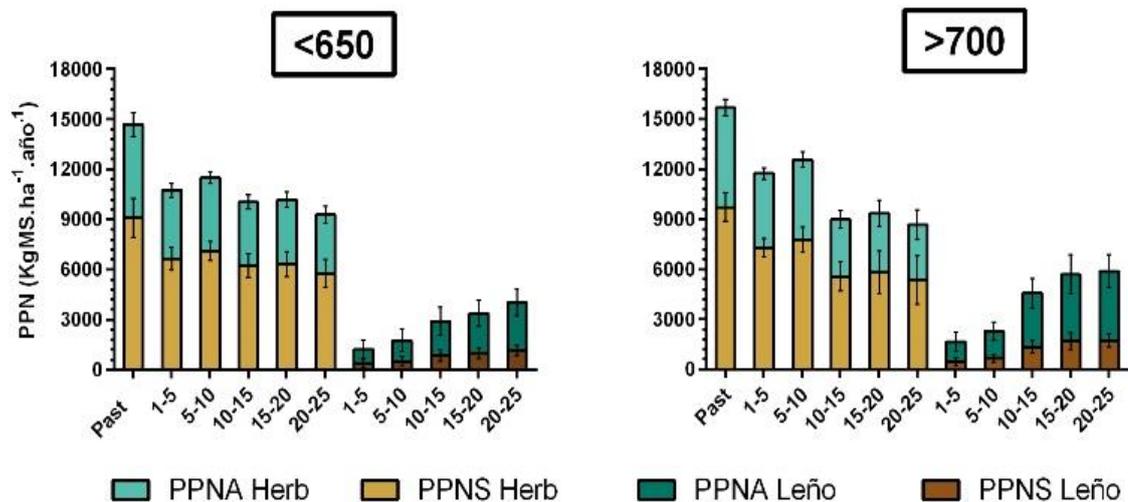


Figura 3.7: Productividad primaria neta aérea (PPNA) y Productividad primaria neta subterránea (PPNS) promedio anual de pastos (Herb) y componentes leñosos (Leño) en pasturas de Gatton panic (*Megathyrus maximus*) y en sistemas silvopastoriles con distinta cobertura de árboles (1-5, 5-10, 10-15, 15-20 y 20-25 %) en el departamento de Anta, Salta, para dos sitios con diferente precipitación media anual. Las barras indican el desvío estándar interanual (2001-2010).

Todas las coberturas presentaron un claro patrón estacional en la PPN, con valores máximos durante el verano y valores mínimos durante el invierno (figura 3.8). Tanto el bosque, como las pasturas y los sistemas silvopastoriles presentaron, en promedio, la máxima PPN durante el mes de enero, con valores cercanos a los 2000, 4900 y 3900 Kg MS.ha⁻¹.mes⁻¹, respectivamente. Sin embargo, las pasturas y los sistemas silvopastoriles concentraron su productividad entre los meses de diciembre y febrero, al producir entre 70 y el 80% y entre el 60 y 70% registrado para todo el año, respectivamente (figura 3.8). Por el contrario, si bien el bosque también tuvo mayores ganancias de C durante el verano, la productividad estuvo más distribuida a lo largo del año, concentrando durante esos tres meses tan solo el 34% de la productividad anual (figura 3.8). En el caso de los cultivos agrícolas de verano, la PPN máxima se registró en los meses de febrero (con excepción del maíz de 1era en el sitio más seco, donde se observó en el mes de marzo), con valores cercanos a los 2500 Kg MS.ha⁻¹.mes⁻¹ para el caso de la soja y entre 4300 y 4800 Kg MS.ha⁻¹.mes⁻¹ para el maíz. El periodo productivo fue de diciembre a mayo en ambos casos (figura 3.8). El cultivo de trigo mostró su máxima PPN durante el mes de agosto, con valores promedio cercanos a los 800 Kg MS.ha⁻¹.mes⁻¹ (figura 3.8), y su periodo productivo se extendió de julio a diciembre. En cuanto a los valores mínimos mensuales, el bosque y los sistemas silvopastoriles mostraron la PPN más baja durante el mes de junio (figura 3.8). Las pasturas no presentaron productividad durante el periodo junio-noviembre, y registraron sus menores valores de PPN al final del periodo de crecimiento

(abril-mayo) (figura 3.8). Los cultivos de verano (soja y maíz) no presentaron productividad durante el periodo junio-diciembre, y en el mes de mayo se registró la menor PPN, mientras que en el cultivo de trigo el mínimo ocurrió durante el mes de noviembre (figura 3.8). Los cultivos simples y las pasturas mostraron la mayor variabilidad intraanual en la PPN, con coeficientes de variación entre 127 y 172%, significativamente diferentes al resto de las coberturas (cuadro 3.5). Mientras que los doble cultivos (trigo-soja y trigo-maíz) y los sistemas silvopastoriles mostraron una variabilidad intermedia, con valores entre 92 y 126%, los bosques fueron los menos variables a lo largo del año, con valores promedio entre 32 y 34% (cuadro 3.5). En términos relativos, al comparar el bosque con los distintos usos productivos, la estacionalidad se incrementó al menos un 38 y un 48% en el sitio seco y húmedo, respectivamente, y a lo sumo un 80 y un 76% en cada sitio.

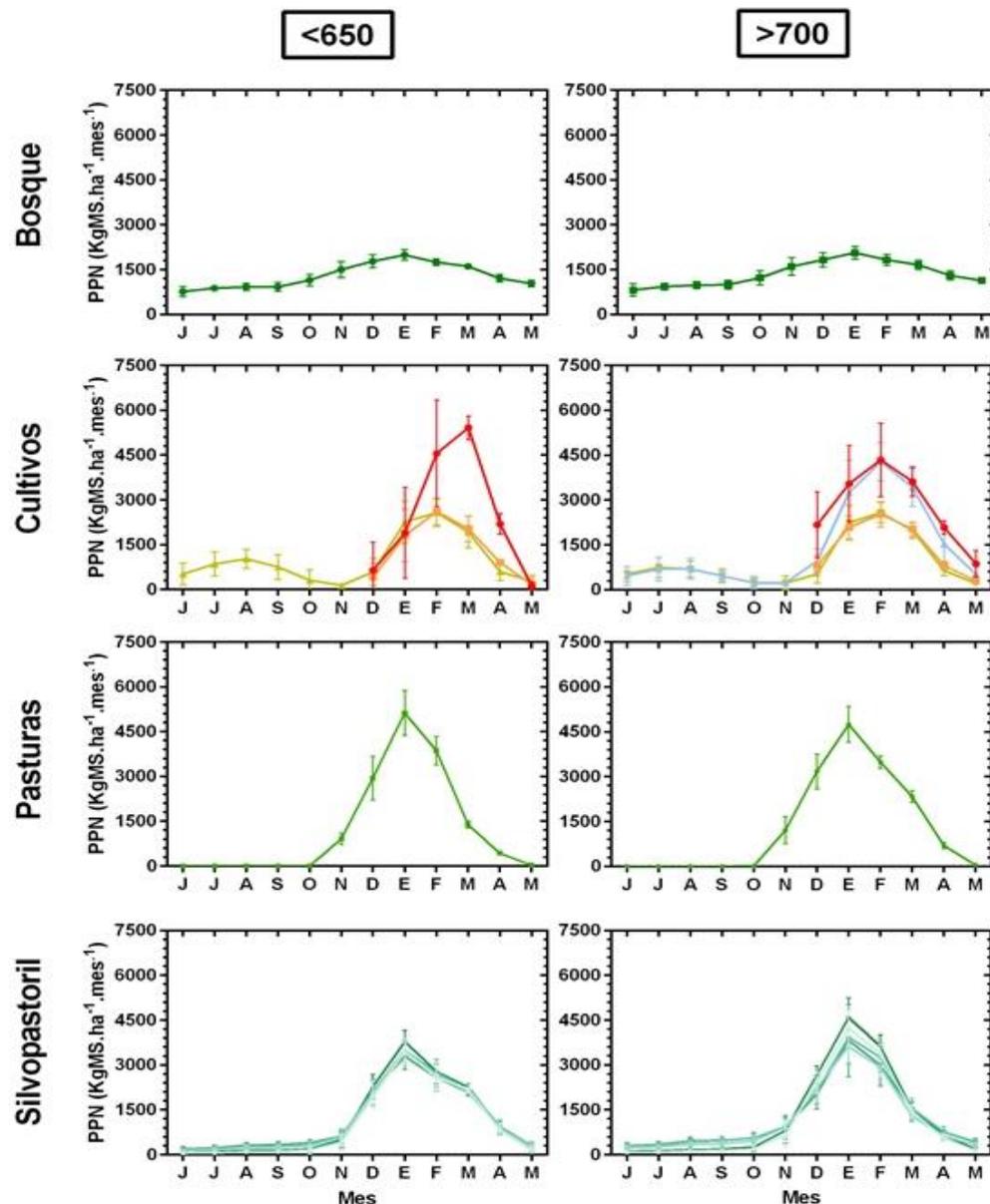


Figura 3.8: Productividad primaria neta (PPN) promedio mensual de las distintas coberturas y usos del suelo del Departamento de Anta, Salta, para dos sitios con diferente precipitación media anual. Las líneas sobre las barras indican el desvío estándar interanual (2001-2010).

Cuadro 3.5: Prueba de comparaciones múltiples del coeficiente de variación (CV) intraanual de la productividad primaria neta (PPN) entre las diferentes coberturas y usos del suelo del Departamento de Anta, Salta, para dos sitios con diferente precipitación media anual. Se indica la variación intraanual promedio (%) para cada uso, indicando con una letra común diferencias no significativas ($p > 0.05$). El R^2 indica la proporción de la variabilidad que fue explicada por el modelo ajustado.

	CV intraanual		
	Uso.2	Medias	
<650	Maiz 1era	172.88	A
	Soja 1era	149.89	A
	Pastura	144.95	A
	Silvo 5	121.99	B
	Silvo 10	118.38	BC
	Silvo 15	108.55	BCD
	Silvo 20	104.57	CD
	Silvo 25	99.7	D
	Trigo-Soja	92.5	D
	Bosque	34.05	E
	R^2	0.9	
>700	Soja 1era	135.54	A
	Silvo 5	131.02	AB
	Pastura	130.47	AB
	Maiz 1era	127.75	AB
	Silvo 10	126.39	B
	Trigo-Maiz	106.95	C
	Silvo 15	103.18	C
	Silvo 20	98.92	C
	Silvo 25	96.36	C
	Trigo-Soja	96.18	C
	Bosque	32.43	D
R^2	0.86		

El bosque presentó la menor variabilidad interanual de la PPN anual, con valores del coeficiente de variación entre 7 y 9%. A su vez, junio fue el mes más variable entre años, con valores entre 22 y 25% (figuras 3.8 y 3.9). Las pasturas presentaron una variabilidad entre 8 y 12%, siendo más variable el mes de mayo con valores entre 84 y 90% (figuras 3.8 y 3.9). Los sistemas silvopastoriles fueron más variables entre años a medida que se incrementó la cobertura leñosa. En el sitio seco y húmedo se observó una variabilidad interanual de 9 y 5%, respectivamente para sitios con 5% de cobertura leñosa, mientras que la variabilidad se incrementó a 11 y 18%, respectivamente en situaciones bajo 25% de cobertura arbórea (figuras 3.8 y 3.9). Estos sistemas mostraron la mayor variabilidad entre años, en promedio, durante el mes de octubre, con valores entre 40 y 90% (figuras 3.8 y 3.9). En lo que respecta a los cultivos, la mayor variabilidad entre años fue observada en el sitio más seco para todos los usos, con valores de 20, 21 y 18% en el maíz, la soja y el trigo-soja, respectivamente. En el sitio húmedo, esa variabilidad se

redujo a 16, 9 y 10%, respectivamente, siendo de 9% para el caso del trigo-maíz. En el caso de los cultivos simples, la mayor variabilidad se observó en los meses de diciembre y mayo y, al igual que con la variabilidad anual, el sitio más seco presentó una mayor variación entre meses. Mientras que en el sitio húmedo el CV del maíz en diciembre fue de 50% y el de mayo de 51%, en el sitio seco fue de 145 y 118%, respectivamente (figuras 3.8 y 3.9). Para el caso de la soja, el CV fue de 42 y 32%, y de 113 y 142%, respectivamente (figuras 3.8 y 3.9). En los que respecta a los dobles cultivos, la variación anual fue de 10 (sitio más seco) y 18% (sitio más húmedo) para el trigo-soja, y de 9% para el trigo-maíz. Octubre fue el mes más variable para el caso del trigo-soja en el sitio más seco, con un CV de 118%, mientras que lo fue noviembre para el sitio más húmedo (102%) (figuras 3.8 y 3.9). El trigo maíz presentó la mayor variación durante el mes de octubre, con un CV de 89% (figuras 3.8 y 3.9).

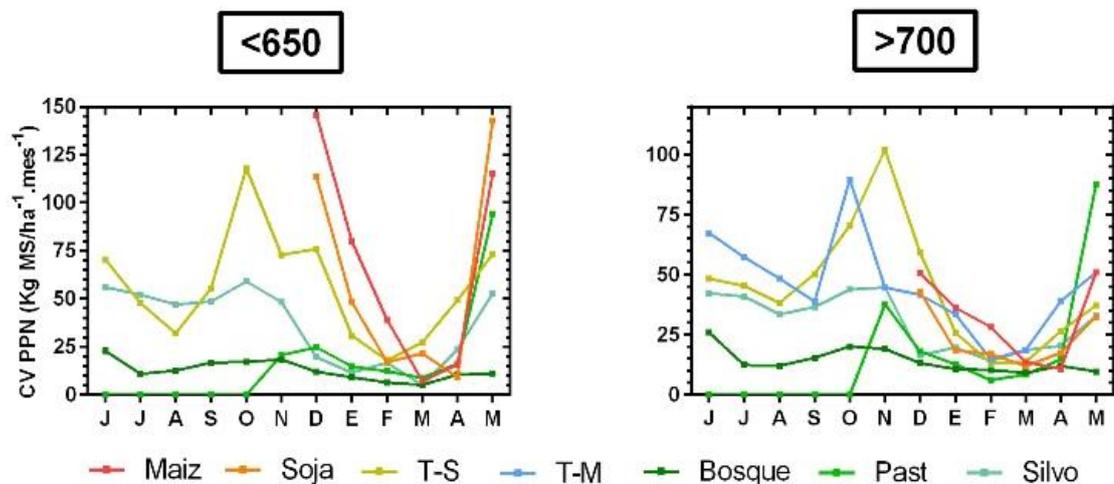


Figura 3.9: Coeficiente de variación (CV) interanual de la productividad primaria neta (PPN) mensual para el periodo 2001-2010 de las distintas coberturas y usos del suelo del Departamento de Anta, Salta, para dos sitios con diferente precipitación media anual.

3.5. Discusión

Los resultados observados difirieron con los postulados en la primera predicción, ya que, si bien las ganancias de C totales fueron mayores en sistemas con presencia de especies leñosas, no se diferenciaron significativamente de las pasturas y de los cultivos de maíz y de trigo-maíz. Los sistemas silvopastoriles de la porción más húmeda que presentaban una mayor cobertura de árboles tampoco difirieron con la productividad total del bosque, pero sí lo hicieron todos aquellos ubicados en la porción más seca, los cuales mostraron menores ganancias. Los cultivos de soja y trigo-soja fueron los usos que menor ganancia de C total presentaron en ambos sitios, y difirieron significativamente del resto de las coberturas. Los valores similares observados entre el bosque y los distintos usos productivos en las ganancias totales, se asociaron a la partición diferencial de la productividad entre la parte aérea y subterránea. Mientras que los cultivos presentaron una alta productividad aérea, mayor a la observada en las pasturas y los sistemas silvopastoriles, se observó lo contrario con respecto a la productividad subterránea, mostrando los bosques productividades intermedias en ambos casos. Sin embargo, si en los diferentes usos del suelo productivos (cultivos, pasturas y sistemas silvopastoriles) solo se considera la biomasa disponible después de la cosecha o el consumo ganadero, las contribuciones al sistema resultan inferiores que la vegetación leñosa original.

La productividad primaria neta (PPN) estimada para los distintos usos del suelo estuvo, en general, dentro del rango reportado por la bibliografía. En el caso del bosque, la PPN promedio fue de 15489 y 16213 Kg MS.ha⁻¹.año⁻¹ para el sitio seco y húmedo, respectivamente. Estos valores fueron muy similares a los estimados por Haberl et al. (2007) quien, a partir de una integración espacial de alta resolución de las mejores bases de datos globales disponibles, reportó una productividad total promedio de 15251 y 15762 Kg MS.ha⁻¹.año⁻¹ para cada uno de los sitios, respectivamente. Sin embargo, estos valores resultaron bastante más elevados que los reportados por Rueda et al. (2013), quien estimó la PPN de los sistemas leñosos del Chaco seco a partir de un modelo de regresión simple basado en datos de temperatura y precipitación media desarrollado por Del Grosso et al. (2008). Según dicho modelo, la PPN promedio sería de 8683 y 10496 Kg MS.ha⁻¹.año⁻¹ para cada sitio, siendo los valores indicados un 44 y un 35% inferiores, respectivamente, a los estimados en esta tesis. En el caso de la PPNA, se observa el mismo patrón, en donde a partir de las regresiones de Del Grosso et al. (2008) se obtienen estimaciones de productividad aérea cercanas a los 5649 y 6916 Kg MS.ha⁻¹.año⁻¹ para el sitio seco y húmedo, respectivamente, siendo un 48 y un 39% inferiores a los aquí estimados (10875 y 11414 Kg MS.ha⁻¹.año⁻¹). En las pasturas, la PPNA promedio estimada fue de 5649 y 6038 kg Kg MS.ha⁻¹.año⁻¹ para cada sitio, los cuales concuerdan con los mencionados por otros autores. Perez (2005) indica una producción entre 4500 a 7500 Kg MS.ha⁻¹.año⁻¹ para zonas de 550 a 750 mm, De Leon (2004) informa valores entre 4000 y 7500 Kg MS.ha⁻¹.año⁻¹ en Santiago del Estero para zonas de 400 y 800 mm respectivamente, y Chiossone et al. (2014) reporta una producción promedio de 8276 Kg MS.ha⁻¹.año⁻¹ para sitios con una precipitación anual promedio de 797 mm. Para el caso de los cultivos agrícolas, el uso de índices de cosecha (0.35 para trigo, 0.465 para maíz y 0.45 para soja, obtenidos de Cárcova et al. (2004)), permite transformar los valores estimados de PPNA a rendimiento y compararlos con los valores promedio reportados por el SIIA (Sistema Integrado de Información Agropecuaria, Ministerio de Agroindustria de Argentina) para el Departamento de Anta, Salta. Mientras que el rendimiento promedio estimado de maíz, soja y trigo para la región más húmeda durante el periodo 2001-2010 fue de 5446, 2966 y 923 Kg MS.ha⁻¹.año⁻¹, respectivamente, el promedio de todo el Departamento reportado por el Ministerio para el mismo período fue de 4489, 2583 y 1289 Kg MS.ha⁻¹.año⁻¹.

En lo que respecta a las diferencias de productividad entre los distintos usos del suelo, los cultivos de maíz y trigo-maíz presentaron una PPNA similar o superior que la del bosque chaqueño, y fueron significativamente distintas que las productividades observadas para las pasturas puras, los sistemas silvopastoriles y los cultivos de soja. Sin embargo, estos resultados difirieron fuertemente de aquellos reportados por trabajos previos en el Chaco semiárido que utilizan como proxy de las ganancias de C distintos índices espectrales de vegetación. Mientras que Huykman (2011) y Volante et al. (2012) observaron mayores ganancias de C en la vegetación natural que en los sitios transformados a cultivos o pasturas, Baldi et al. (2013) no encontraron diferencias significativas entre ambos grupos en transectas ubicadas a lo largo de un gradiente de estrés hídrico. Por el contrario, Staiano et al. (2016) observaron que los cultivos presentaron una mayor captura de C que los bosques, siendo la soja, por sobre los cultivos de poroto y maíz y las pasturas, quien presentó la diferencia de mayor magnitud (10% superior). Sin embargo, según la autora, este resultado podría deberse a que los sitios boscosos escogidos incluyen lugares más secos del gradiente de precipitación que producirían menos biomasa, los cuales fueron comparados con los cultivos ubicados en la porción más húmeda que producirían más biomasa. El maíz y el doble cultivo trigo-maíz presentaron una PPNA significativamente mayor que el doble cultivo trigo-soja, la soja de 1era y las pasturas de Gatton panic en el sitio húmedo, mientras que el maíz y el

trigo-soja lo fueron con respecto a la soja de 1era y las pasturas en el sitio más seco. Esto concuerda con lo observado por Murray et al. (2016), donde el maíz produjo siempre una mayor cantidad de biomasa aérea con respecto a otras coberturas a lo largo de un gradiente de precipitación del Chaco y el Espinal. Esto podría explicarse por el metabolismo C₄ del cultivo de maíz, que presenta una mayor eficiencia fotosintética y de uso del agua (Farquhar et al., 1989) que el resto de los cultivos bajo metabolismo C₃. Por el contrario, estos resultados no concordaron con los reportados por Moreno (2012) y Staiano (2016), quienes prácticamente no encontraron diferencias en las ganancias de C entre los distintos usos productivos (cultivos de soja, maíz, poroto y pasturas).

La estacionalidad anual en las ganancias de C resultó mayor en los cultivos simples y en las pasturas que en el bosque, mostrando los dobles cultivos y los sistemas silvopastoriles una variabilidad intermedia. En concordancia con lo indicado por Baldi et al. (2013) y Staiano (2016), la variabilidad intraanual del bosque fue menor que la de todos los usos productivos que lo sustituyen. A diferencia de lo reportado por Volante et al. (2012) y Staiano (2016), las diferencias en la estacionalidad (78%) resultaron de menor magnitud que las diferencias en las ganancias aéreas y totales (59% y 48%, respectivamente), observando el patrón inverso con la productividad subterránea (84%). A su vez, al comparar la cobertura reemplazada (bosque) con las reemplazantes (cultivos, pasturas y sistemas silvopastoriles), la mayor estacionalidad observada fue la mitad que la registrada por Staiano et al. (2016) (78% en promedio vs 160%). En el caso de los cultivos agrícolas, este aumento de la estacionalidad se debe principalmente a una fuerte reducción del índice de área foliar después de la cosecha y durante el barbecho (Guerschman, 2005), mientras que en caso de las pasturas se debe a una reducción de la actividad fotosintética durante el invierno.

La variación interanual de las ganancias de C observada concordó con lo postulado en la segunda predicción, siendo inferiores en sistemas con presencia de especies leñosas. Esto podría estar asociado con el mayor desarrollo radical que poseen las coberturas leñosas en comparación con las distintas coberturas herbáceas, lo que les permitiría explorar el suelo a mayor profundidad y acceder al agua ubicada a mayor profundidad. Las herbáceas concentran entre el 80 y el 90% de las raíces en los primeros 30 cm del suelo, mientras que los árboles registran el 60% a esa profundidad, siendo la profundidad de enraizamiento de 1 y 2 metros, respectivamente (Jackson et al., 1996). De esta manera, el bosque tendría mayor capacidad de amortiguación ante fluctuaciones climáticas respecto de los cultivos o pasturas (Volante et al. 2012). Si bien la variabilidad fue relativamente baja a escala anual, se observó un gran incremento a escala mensual, con mayor variabilidad al inicio y fin de la estación de crecimiento. En los sistemas dominados por herbáceas, esto puede estar asociado al comienzo del periodo de lluvias a finales de la primavera, y a las bajas temperatura y heladas tempranas hacia finales del otoño (Cornacchione & Molina, 2008), respectivamente. Las pasturas de Gaton panic comienzan a crecer con una precipitación acumulada de 30-40 mm y por encima de los 150 ° C día (Kunst et al., 2014), mientras que la fecha de siembra de los cultivos es determinada por los productores asociada a la ocurrencia de las primeras precipitaciones (Volante et al., 2001). En soja y maíz de secano, se observa actividad de siembra desde mediados de noviembre a diciembre (Galván, 2002), para cosechar desde la primera quincena de abril (Volante et al., 2001). Cuando durante el otoño se dispone de buenas condiciones de humedad en el suelo, aparecen importantes áreas sembradas con trigo doble propósito (cosecha y cobertura) (Volante et al., 2007). Los bosques, que se caracterizan por ser semicaducifolios, presentan su mayor variabilidad interanual en el

mes de junio, lo que puede estar asociado al efecto de las temperaturas sobre la actividad fotosintética y la caída de hojas.

3.6. Consideraciones finales

Los resultados obtenidos sugieren que los cambios en el uso del suelo tienen efectos importantes sobre dos atributos funcionales de la vegetación, como lo son las ganancias totales de C y su estacionalidad, ambos relacionados con servicios ecosistémicos intermedios (Fisher et al., 2009). Sin embargo, la comparación de los resultados obtenidos en esta tesis con los reportados por trabajos previos basados en el uso de índices espectrales para la caracterización funcional de las ganancias de C, deja en evidencia que se puede arribar a conclusiones diferentes según la aproximación metodológica utilizada. Por ejemplo, Volante et al. (2012) y Staiano (2016) sugieren, al contrario que lo reportado aquí, que luego del reemplazo del bosque por pasturas o cultivos agrícolas, el aumento de la estacionalidad en las ganancias de C es el efecto dominante por sobre las ganancias totales. Al mismo tiempo, observaron que los mayores cambios funcionales (ganancia de C) ocurrieron a mayor diferencia estructural entre coberturas (bosques reemplazados por herbáceas anuales), ya sea a favor del bosque (Volante et al., 2012) o a favor de los cultivos y las pasturas (Staiano 2016). Por su parte, Baldi et al. (2013) no encontró diferencias entre las coberturas. Independientemente de los resultados obtenidos en cada uno de los casos, ninguno de ellos ha podido definir con certeza el efecto sobre las ganancias totales.

La inclusión de información asociada a la eficiencia en el uso de la radiación (EUR) y a relaciones PPNS/PPN, aporta no sólo información sustancial para concluir cuantitativamente en términos de la magnitud del cambio en unidades de masa de carbono o de materia seca, sino que también permite establecer un orden o ranking más apropiado de las coberturas y usos del suelo en cuanto a las ganancias totales de C. Esto resulta fundamental en situaciones, como las abordadas en esta tesis, en donde las coberturas y usos del suelo presentan valores de EUR y de relaciones PPNS/PPN muy dispares entre sí. De hecho, la EUR del maíz y del Gatton panic, para ciertos momentos del año, fueron muy superiores a la utilizada para el bosque (alrededor de 1.9 g Ms.Mj^{-1} vs 0.5 g Ms.Mj^{-1}), mientras que relación PPNS/PPN de los cultivos fue muy distinta a la utilizada para las pasturas (alrededor de 0.15 vs 0.61). Si bien la radiación fotosintéticamente activa absorbida (RFAA) del bosque a lo largo del año fue muy superior al resto de los usos del suelo, la consideración de ambas variables determinó que las diferencias en productividad sean mucho menores. Algunos autores han recomendado al maíz como la única opción de cultivo en la región, sin ningún nicho oportuno para el desarrollo de pasturas y la vegetación natural (Murray et al., 2016) basados en estimaciones de PPNA y sin considerar las diferencias en la productividad subterránea.

Los sistemas silvopastoriles presentes en la región chaqueña surgieron como una alternativa para la puesta en producción de áreas pertenecientes a la Categoría II (Amarillo), en discordancia con lo postulado por la Ley N 26331 de Ordenamiento Territorial de los Bosques Nativos (OTBN). Sin embargo, a pesar de los efectos positivos ligados a la presencia del estrato arbóreo relacionados con la oferta de forraje en forma de follaje y/o frutos y con la atenuación de las condiciones ambientales que operan sobre el bienestar animal (Chiossone et al., 2014), en la mayoría de los sistemas el componente forestal posee una importancia secundaria. Esta cualidad estuvo reflejada en la escasa cantidad de píxeles que presentaban una cobertura arbórea superior a 25%, según el producto MOD44B de MODIS. La descomposición de la señal de IVN en sus respectivos

componentes leñosos y herbáceos permitió estimar el aporte a la productividad total de cada uno de ellos y describir su variabilidad temporal. Los resultados sugieren que a mayor cobertura arbórea se reduce la estacionalidad y se incrementa la productividad aérea total con respecto a las pasturas puras, aunque se reduce parcialmente la productividad aérea del pasto disponible para el ganado. De todas maneras, a pesar de que decrece la productividad subterránea, dado el balance negativo entre árboles y pastos, las ganancias de C totales entre ambos tipos de usos se asemejan. Estas ventajas comparativas a los sistemas ganaderos puros, aportan evidencias para sostener que una mayor presencia del componente arbóreo permitiría compatibilizar una producción ganadera intensiva con el mantenimiento de las funciones del ecosistema. Sin embargo, para mantener al sistema dentro de los límites de la resiliencia y evitar la pérdida de sus principales atributos, como la biodiversidad, la estabilidad, y la producción, es necesario considerar la reposición del estrato arbóreo y conservar las comunidades vegetales manejando impactos de baja intensidad (severidad y frecuencia de rolados, agroquímicos y fuegos) y en escalas espaciales adecuadas a la conservación y reproducción (Carranza & Ledesma, 2009; Casar, 2016).

Capítulo 4

Evaluación de alternativas de manejo de usos del suelo mediante el uso de un modelo de simulación (CENTURY)

Capítulo 4: Evaluación de alternativas de manejo de usos del suelo mediante el uso de un modelo de simulación (CENTURY)

4.1. Introducción

El carbono orgánico del suelo (COS) se puede caracterizar, según Fisher et al. (2009), como un servicio ecosistémico (SE) intermedio clave. La materia orgánica y, por ende, el COS, poseen un efecto directo sobre distintas propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. Mayores contenidos se encuentran, por ejemplo, estrechamente relacionados con la capacidad de intercambio catiónico, aumentando la disponibilidad de nutrientes y la fertilidad del suelo (Sitompul et al., 2000). Además, se ha observado una mayor estabilidad estructural de los agregados incrementando, por ende, la resistencia a la erosión (Wischmeier & Smith, 1978) y a la compactación del suelo (Soane, 1990). Si bien la textura constituye el principal determinante de la capacidad de retención de agua útil en el suelo (De Paepe et al., 2018), se ha observado que el contenido de materia orgánica también contribuye a incrementarla (Alvarez et al., 2015). Por estas razones, se ha propuesto frecuentemente al contenido de materia orgánica del suelo como un indicador robusto de la salud del suelo y, por lo tanto, de la sostenibilidad de los agroecosistemas (FAO, 1997).

El suelo es un componente fundamental del ciclo del C, ya que constituye el mayor reservorio de C en la biósfera, por encima de la biomasa vegetal aérea y la atmósfera. La cantidad de carbono almacenado en el suelo es cercana a 2200 Gt, de los cuales aproximadamente 1500 Gt es carbono orgánico (Batjes, 1996), aproximadamente el doble que el C atmosférico (760 Gt) (Lal, 2004). El carbono se intercambia fácilmente entre estos dos compartimentos y se ve afectado por la actividad humana, particularmente las prácticas productivas. La degradación del suelo y la pérdida de materia orgánica, como consecuencia del desmonte de los bosques nativos y los cambios en el uso del suelo, explican buena parte del aumento en las concentraciones de CO₂ en la atmósfera (Fernandes et al., 1997; Lal, 2004), considerándose la segunda fuente de emisiones después de la quema de combustibles fósiles (IPCC, 2013). La cuantificación de las pérdidas de COS es importante no solo para evaluar la sustentabilidad de los agroecosistemas, sino también para medir el impacto en la emisión de gases con efecto invernadero (Alvarez, 2001). Muchos de los trabajos que se están llevando adelante actualmente en el mundo apuntan a establecer la capacidad de los suelos de funcionar como sumidero de C, contribuyendo así a mitigar el calentamiento global (Alvarez et al., 2015).

El almacenamiento de carbono orgánico del suelo (COS) resulta del equilibrio entre las entradas (productividad primaria) y las salidas de C (respiración, fotodegradación y exportaciones), las cuales son controladas diferencialmente por factores ambientales y antropogénicos. Aproximadamente el 90% de la PPN ingresa al suelo (Coleman, 2004), por lo que el nivel de carbono es consecuencia directa de la cantidad de residuos aéreos y subterráneos de las plantas (Cole et al., 1993). Por lo tanto, la PPN es un determinante principal del COS y, a la inversa, el COS puede determinar la PPN a través de su vínculo con las reservas de nutrientes (Jenkinson et al., 1999). Dado que la disponibilidad de agua regula la producción primaria (Webb et al., 1978), y la temperatura la tasa de mineralización de la materia orgánica del suelo (Cole et al., 1993), el COS se correlaciona positivamente con la relación precipitación / temperatura a escala regional (Álvarez & Lavado, 1998). A escala local, el tipo de manejo (secuencia de cultivos, labranza, fertilización, nivel de pastoreo, etc.) resulta un factor importante de la dinámica del carbono que afecta diferencialmente las ganancias y pérdidas de carbono (Viglizzo et al.,

2004). El carbono del suelo se pierde principalmente a través del laboreo y la erosión (FAO, 2001). Sin embargo, resulta difícil establecer en qué medida la pérdida de C se debe a un balance negativo de C o a la erosión del suelo. Comprender la importancia relativa de las entradas y las salidas de C para la formación de COS resulta fundamental para anticipar el éxito de las estrategias de manejo conducentes a maximizar y reducir, respectivamente, esos flujos (Eclesia et al., 2016).

Los bosques secos del Chaco semiárido contienen casi el doble de C en el primer metro del suelo (114 Mg/ha) que el alocado en la biomasa aérea (Villarino et al., 2017). Actualmente este ecosistema está sufriendo un importante proceso de conversión y degradación a causa del avance de la frontera agropecuaria, experimentando una de las tasas de deforestación más altas del mundo (Hansen, 2013). Entre 1976 y 1997 se han registrado desmontes a un ritmo de 84000 ha/año, alcanzando su máximo entre 2006 y 2012, a una tasa de 2.5% (Vallejos et al., 2015). La conversión de sistemas boscosos nativos en sistemas productivos no solo altera las tasas de ingreso y egreso de C al suelo, sino también la estacionalidad (Volante et al., 2012) y la alocaión entre la parte aérea y subterránea. Generalmente la agricultura reduce los contenidos de COS, causando pérdidas promedio a nivel global entre el 20 y el 52%, dependiendo del clima y las condiciones del sitio (Davidson & Ackerman, 1993; Murty, 2002; Smith et al., 2016). En la región chaqueña, diversos autores estudiaron los cambios en el COS a profundidades variables, y observaron reducciones cercanas al 40%, principalmente en la parte superior del suelo (Conti et al., 2014; Osinaga et al., 2016; Rojas et al., 2016; Villarino et al., 2017). Sin embargo, solo Villarino et al. (2017) contribuye, en parte, a la comprensión de los mecanismos que regulan la dinámica del COS, debido a que analiza la relación con el tiempo transcurrido desde la deforestación del bosque nativo y con la proporción de cultivos de soja y maíz en la rotación agrícola. En cuanto al reemplazo de la cubierta boscosa por pasturas, se han reportado, a nivel global, tanto ganancias como pérdidas de C, dependiendo de las características del sitio (Guo & Gifford, 2002; Murty, 2002). Los estudios centrados en la evaluación del impacto de este uso productivo y de sistemas silvopastoriles en el Chaco semiárido son escasos y de carácter descriptivo (Silberman et al., 2015).

Aunque los ensayos de campo son necesarios para corroborar el impacto de diferentes escenarios de transformación y prácticas de manejo sobre la dinámica del COS, la evaluación requiere de largos períodos de observación, ya que pueden pasar varios años antes de que los cambios mensurables sean evidentes en el campo (Pretty et al., 2006). Además, la información obtenida en parcelas experimentales rara vez se puede extrapolar a otros suelos y climas, otorgándole una dificultad adicional. El uso de modelos de simulación proporciona un medio efectivo para analizar la viabilidad general de una variedad de prácticas, particularmente cuando se consideran diferentes sistemas de rotación de cultivos (Tifton et al., 2006). Existe una gama de modelos de simulación desarrollados para estudiar la dinámica del C en el suelo, destacándose CENTURY por el amplio rango de variabilidad ecosistémica que abarca (Smith et al., 1997). Este modelo simula la materia orgánica del suelo, tanto para los ecosistemas naturales (pastizales, bosques y sabanas) como para los sistemas productivos (agricultura y pasturas). A su vez, representa el crecimiento de las plantas y la dinámica del agua mediante submodelos relativamente más simples (Parton et al., 1993). Puede usarse como herramienta para identificar escenarios que mantengan o incrementen el C en el suelo y, de esta manera, promover prácticas de manejo ambiental y agronómicamente sostenibles (Piñeiro et al., 2006).

Existen diferentes alternativas para caracterizar los impactos de las actividades humanas sobre los ecosistemas naturales. Entre éstas se destacan la apropiación humana de la productividad primaria neta (AHPPN) (Vitousek et al., 1986), el análisis emergético (Odum, 1996) y la apertura del ciclo del N (Stocker et al. 2016). Estas variables se encuentran relacionadas con la intensificación en el uso del suelo, es decir, con la intensidad con la que se utilizan los recursos y los factores de producción. La AHPPN considera tanto la apropiación directa de la PPN (tasa de extracción de biomasa vegetal para productos vegetales y el consumo de biomasa vegetal por parte de ganado para el caso de productos animales), como la apropiación indirecta, que comprende la diferencia de PPN entre el ecosistema original y el sistema productivo reemplazante (Haberl et al., 2007). Esta aproximación puede ser usada como un indicador de la sustentabilidad ambiental, ya que brinda una medida del impacto humano sobre un aspecto clave del funcionamiento del ecosistema (Haberl, 1997). La evaluación emergética, por su parte, describe todos los componentes del sistema, tanto ambientales como humanos (incluyendo recursos monetarios y servicios) necesarios para producir un servicio o producto, en base a una unidad común, equivalente a la energía solar (en Joules). Permite así comparaciones entre sistemas diferentes, y evaluar el grado de presión de cada uno de ellos sobre la base ambiental que los sostiene. A partir de esta cuantificación, es posible calcular diferentes indicadores, que resumen la intensidad de uso de los recursos que hacen los sistemas evaluados, la eficiencia de los procesos, las interacciones con el ambiente, y así cuantificar la sustentabilidad. Entre ellos se destaca el ELR (Environmental Load Ratio, en inglés), un indicador de la presión ambiental ejercida por un proceso, y puede ser considerado una medida del estrés ecosistémico generado por la producción (Cavalett et. al., 2006). La apertura del ciclo del N es una medida de la cantidad de material que intercambia el sistema con el medio externo. Mientras que en los sistemas naturales los ingresos suelen igualarse con las salidas, las actividades humanas, en general, producen aumentos en ambos flujos, incrementando los intercambios a través de los límites del ecosistema. De esta manera, la cantidad de N que ingresa al sistema en función de las reservas de N ha sido propuesto como un indicador sencillo y objetivo de la intensidad de las prácticas antrópicas (Chapin et al., 2002). Ciertos autores han calculado las dos primeras variables para diferentes sistemas naturales y productivos del Chaco Argentino, como así también descripto los principales cambios vinculados con el reemplazo de la vegetación original (Rueda et al., 2013; Arpigiani et al., 2014). Sin embargo, en ninguna de las situaciones los indicadores han sido asociados con variables ambientales que denoten el impacto ambiental de las acciones del hombre.

Dado a que la deforestación y la conversión de bosques en cultivos y pasturas en tierras tropicales y subtropicales es considerada una de las principales fuentes de emisión de C a la atmósfera, muchos estudios se han dedicado a comprender los cambios en la dinámica y el balance de C en el suelo en estos ecosistemas (Abril et al., 2005). Por el contrario, en las regiones semiáridas, las cuales abarcan cerca del 30% de las tierras del mundo (FAO, 2004), este tipo de estudio ha denotado menos interés. Considerando el ritmo acelerado con el que se transforma la cobertura y el uso del suelo en el Chaco semiárido, resulta importante evaluar diferentes alternativas de uso y prácticas de manejo que mantengan o mejoren el almacenamiento de carbono en el suelo y que permitan, de esta manera, secuestrar el C de la atmósfera y mejorar los servicios ecosistémicos del suelo (Herrero et al., 2016). Como se mencionó anteriormente, existen algunos trabajos que describen los cambios en el COS, principalmente como consecuencia de la agriculturización de la región. Sin embargo, no se destacan trabajos que evalúen de manera conjunta los cambios ocurridos en los tres tipos de uso más frecuente: cultivos

agrícolas, pasturas y sistemas silvopastoriles. A su vez, ninguno de ellos logra establecer los mecanismos por los cuales varían los contenidos de COS, es decir, si se deben a cambios en el balance de C (productividad y respiración microbiana) o a cambios en las salidas del suelo por erosión. El uso de indicadores de la intensificación en el uso del suelo permite analizar la relación directa entre el grado de utilización de los recursos y su impacto sobre el suelo.

En este capítulo se utiliza el modelo biogeoquímico CENTURY para examinar los cambios en los contenidos de COS como consecuencia del reemplazo del bosque nativo por diferentes usos del suelo productivos en un área representativa dentro de la región chaqueña semiárida. Se establecieron múltiples escenarios para evaluar los efectos de las prácticas actuales y alternativas de manejo en las reservas de COS.

4.2. Objetivos

El objetivo general de este capítulo es analizar, mediante el uso del modelo CENTURY, los cambios en el COS bajo diferentes usos del suelo, prácticas de manejo y condiciones climáticas (600-800 mm) en los últimos 21 años (1993-2013).

Objetivo específico 1: Identificar los factores de manejo más influyentes en la variabilidad del COS, y determinar la importancia relativa de las entradas y salidas de C luego de un cambio en el uso del suelo.

Hipótesis 1: La variación en el COS está principalmente determinada por cambios en las entradas de C al suelo (ganancias de C o PPN) y, en menor medida, por modificaciones en los flujos de salida (respiración y erosión).

Predicción 1: Los cultivos, las pasturas implantadas, los sistemas silvopastoriles y los manejos boscosos, en orden decreciente, tendrán menores ganancias de C (PPN) que los bosques nativos y, por ende, presentarán menores contenidos de COS.

Hipótesis 2: Debido a que la PPN y el contenido de COS se relacionan directa y positivamente con la precipitación, el impacto de los cambios en el uso del suelo sobre el COS es mayor en los sitios más húmedos del gradiente, dado que impactan más fuertemente sobre las ganancias de C (PPN).

Predicción 2: El reemplazo de bosques xerofíticos por pasturas y cultivos anuales tendrán un mayor impacto sobre el COS en los sitios más húmedos del gradiente de precipitación.

Objetivo específico 2: Evaluar la relación entre diferentes variables asociadas a la intensificación en el uso del suelo (Apropiación humana de la productividad primaria neta –AHPPN-, apertura del ciclo del N y energía) y los cambios observados en el COS.

Hipótesis 1: Una mayor intensificación en el uso del suelo implica un mayor uso de los recursos, lo que se traduce en una mayor presión ambiental y un efecto negativo sobre las reservas de COS.

Predicción 1: Se observará una relación directa negativa entre los diferentes indicadores de la intensificación en el uso del suelo y los cambios en el COS en todos los usos del suelo.

4.3. Materiales y métodos

4.3.1. Área de estudio

El área de estudio se localizó en el departamento de Anta, provincia de Salta (figuras 4.1B y C), el cual se encuentra principalmente dentro de la subregión del Chaco Semiárido argentino (Cabrera, 1976), perteneciente a la región fitogeográfica del Chaco

(figura 4.1A). La selección de este departamento radicó en que, por un lado, ha sido especialmente afectado por los desmontes como consecuencia de la expansión de áreas dedicadas a cultivos agrícolas anuales y pasturas exóticas (Hoekstra et al., 2005). Por otro lado, reúne todas las condiciones climáticas, de uso y de manejo que se abordaron en este capítulo. Para una descripción más detallada acerca del clima, los tipos de vegetación y usos del suelo dominantes remitirse a los capítulos II y III.

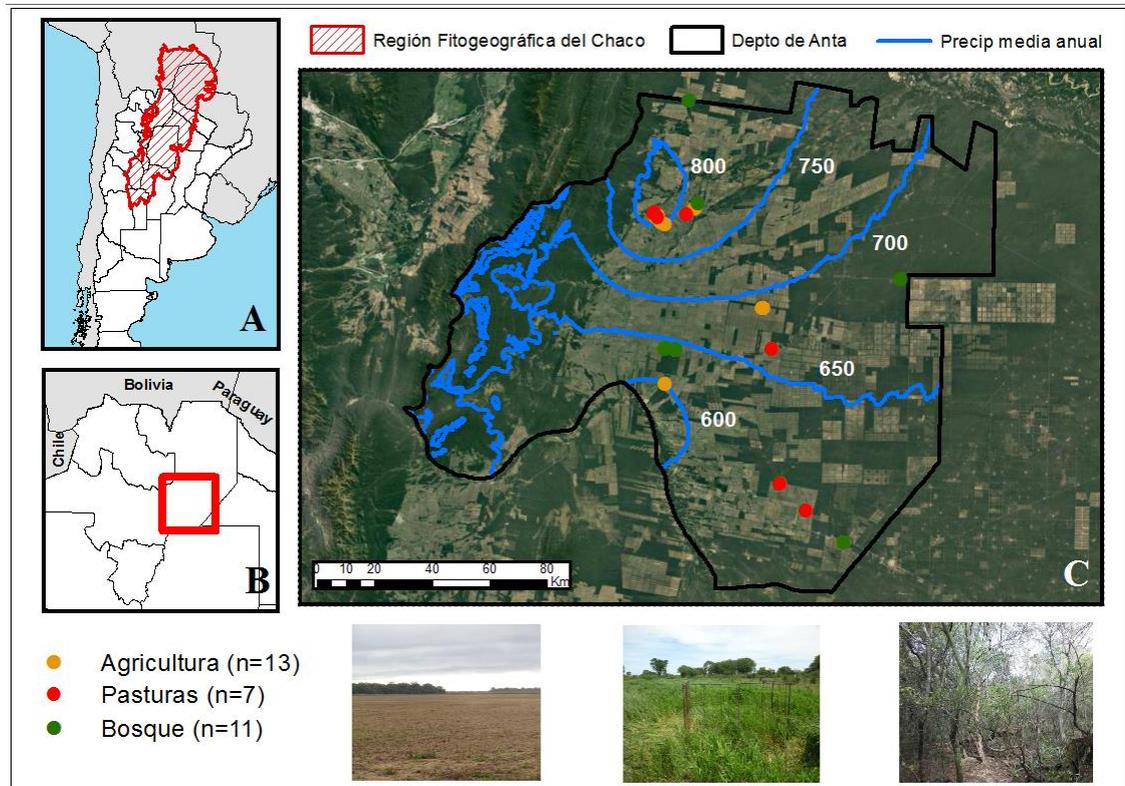


Figura 4.1: El estudio se llevó a cabo en el Departamento de Anta (C), provincia de Salta (B), perteneciente a la porción semiárida de la Región Fitogeográfica del Chaco (A). Los puntos naranjas, rojos y verdes indican los sitios de muestreo de suelo correspondientes a lotes agrícolas (n=13), pasturas (n=7) y bosques (n=11), respectivamente, contabilizando un total de 31 sitios.

4.3.2. Modelización del ciclo del C bajo diferentes sistemas de uso, manejos del suelo y condiciones ambientales

4.3.2.1. Modelo utilizado

Para la evaluación del impacto de los cambios en el uso del suelo sobre el carbono de los diferentes compartimentos se utilizó el modelo CENTURY 4.6 (Parton et al., 1987), el cual simula la dinámica del C y los flujos de agua y otros elementos (N, P y S) con una escala temporal de un mes para diversos sistemas naturales como bosques, sabanas, estepas, pastizales y agroecosistemas. Además, este modelo permite observar y analizar la influencia de las variaciones en las condiciones ambientales y de las distintas prácticas de manejo (fuego o quemas, aplicación de diferentes dosis de fertilizantes, distintos niveles de pastoreo o carga ganadera, laboreos del suelo, etc.). El modelo CENTURY está compuesto de distintos sub-modelos relacionados entre sí, como el de agua, el de crecimiento de las plantas y el de materia orgánica del suelo (MOS) (figura 4.2). El submodelo de MOS se centra en los sucesos ocurridos en los primeros 20 cm del suelo para tres fracciones establecidas: la activa, que está asociada a la biomasa

microbiana del suelo; la pasiva, que contiene el carbono más recalcitrante; y la lenta, que es la más sensible a las prácticas de manejo. Estos compartimientos tienen tiempos de rotación muy diferente, de 1- 5, 20-40 y 100-1000 años, respectivamente (figura 4.2). El mantillo o residuo orgánico también se divide en dos compartimientos: uno bajo el suelo y otro sobre la superficie que, a su vez, se dividen en componentes metabólicos y estructurales (Parton et al., 1987). Los flujos y las variables de estado de los diferentes compartimientos son controlados por las variables ambientales (temperatura, contenido hídrico y textura del suelo), y por la calidad de los residuos orgánicos (contenido de lignina y relación C/N). Para más información consultar www.nrel.colostate.edu/projects/century/ (último acceso: 23/10/2017).

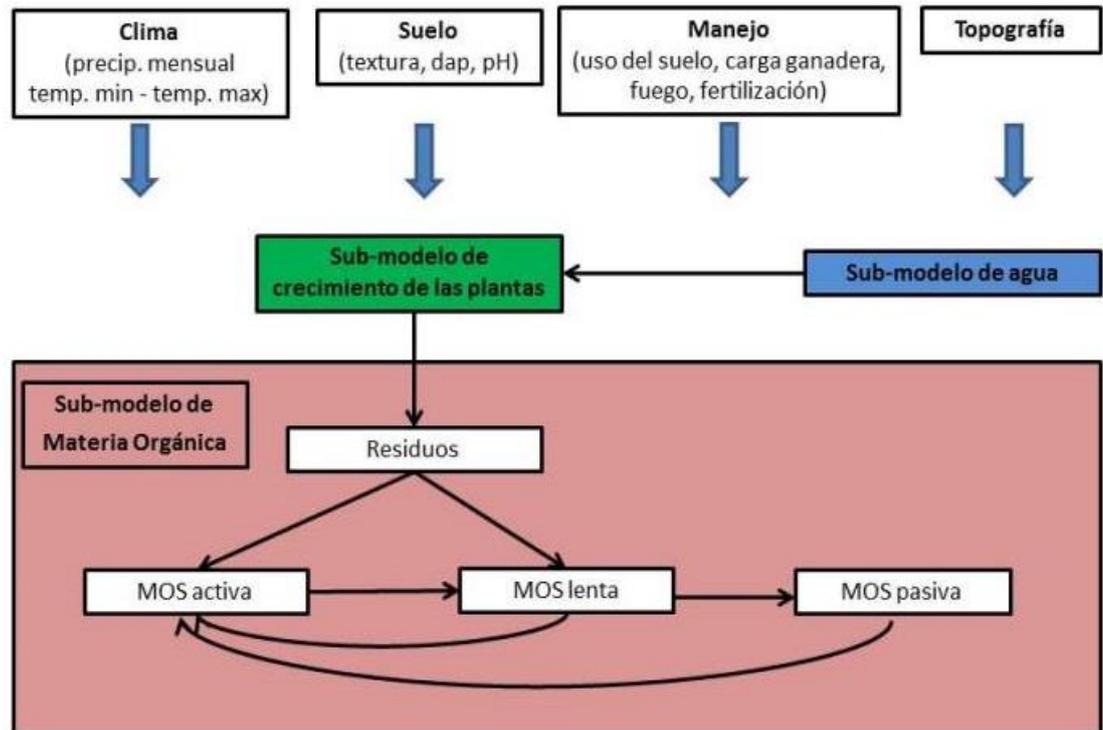


Figura 4.2: Esquema simplificado de la estructura del modelo CENTURY y la especificación de información de entrada que requiere.

4.3.2.2. Calibración del modelo

Como parámetros de entrada el modelo CENTURY requiere, por un lado, de información climática, como la temperatura máxima, mínima y la precipitación a escala mensual, y de suelos, como la textura, la densidad aparente y el pH correspondiente al sitio de estudio. Por otro lado, también requiere información asociada al manejo, como ser: tipo de uso (bosque, pastura o cultivo), rotaciones anuales, laboreos del suelo, tipo y dosis de fertilizante, nivel de pastoreo o carga ganadera, tipo y frecuencia de disturbios como el fuego o la quema, etc. (figura 4.2). El submodelo de crecimiento de las plantas de los diferentes sistemas es relativamente simple, y requiere de cierta adaptación de los parámetros de crecimiento para el sitio específico, los cuales están relacionados principalmente con la temperatura (Parton et al. 1992). Se utilizaron datos recolectados a campo y provenientes de publicaciones locales, mientras que cuando no se pudo contar con información disponible se dejaron los parámetros predeterminados. En el Anexo IV se detallan los parámetros utilizados.

Los datos climáticos históricos se obtuvieron del IRI Data Library (Blumenthal et al., 2014), la cual dispone de información a escala mensual para el periodo 1900-2002. Para el período comprendido entre 2003 y 2013, se utilizaron, para el caso de la temperatura, los valores promedio, mientras que para el caso de la precipitación los valores se obtuvieron de imágenes TRMM (Tropical Rainfall Measuring Mission, en inglés), diseñado para monitorear y estudiar precipitaciones tropicales y subtropicales, entre los 35° N y los 35° S (Huffman et al., 2007; Prigent, 2010). Las imágenes derivadas poseen una resolución espacial de 0. 25° y una escala temporal de un mes (unidad en mm/h) (Lawford, 2008), y proveen información desde 1998 hasta la actualidad. Se utilizó el producto 3B43v7 (<http://mirador.gsfc.nasa.gov/>).

Los parámetros de los suelos (textura y densidad aparente) se obtuvieron del análisis en laboratorio de las muestras recolectadas a campo (cuadro 4.1). Debido a que el modelo simula la dinámica de elementos para los primeros 20 cm de suelo, se tomaron, mediante el uso de un barreno tubular, muestras del suelo hasta esa profundidad a distintos intervalos (0-5, 5-10 y 10-20 cm) (n=31). Los sitios de muestreo incluyeron parches de bosque nativo (n=11), lotes bajo uso agrícola (n=13) y lotes con pasturas implantadas (n=7), distribuidos en el gradiente de precipitación que abarca la región bajo estudio (600 a 800 mm anuales) (figura 4.1 y cuadro 4.1). Los mismos fueron seleccionados a partir de la información de los desmontes provista por Vallejos et al. (2015), y en consulta con extensionistas de la Agencia de Extensión del INTA Joaquín V. González. En todos los casos se solicitó y se obtuvo permiso de ingreso por parte de los productores locales. En cada uno de los sitios se tomaron 3 submuestras y se determinó en laboratorio, además de los parámetros de suelo antes mencionados, el nitrógeno y el carbono orgánico del suelo (COS) (cuadro 4.1), utilizando este último en el proceso de evaluación del modelo (Anexo V). La textura del suelo se determinó mediante el método de Bouyoucos (Bouyoucos, 1962; Elliot et al., 1999). A partir de dicha información, se estimó la capacidad de campo y el punto de marchitez permanente mediante una función de pedotransferencia existente en el sub-modelo de agua del modelo CENTURY (Rawls et al., 1992). La densidad aparente se estimó mediante el promedio ponderado de los cocientes entre el peso seco de cada muestra de suelo en cada intervalo de profundidad, y el volumen del barreno para esa misma profundidad (ecuación 1).

$$DAP = PS / (\pi r^2 h n) \quad (\text{ecuación 1})$$

Donde DAP es la densidad aparente del suelo (g cm^{-3}), PS es el peso seco de la muestra de suelo total (g), r es el radio del barreno (cm), h es el espesor de la capa de suelo en el intervalo de profundidad muestreado (cm) y n es el número de submuestras. Se utilizó un $\text{pH}=6.48$, producto del valor promedio de muestras de suelo de bosques ubicados en la zona de estudio (Amdan et al., 2013). El contenido de COS en cada muestra se determinó por combustión en seco con un Analizador Elemental Automático (Carlo Erba NA 1500) en el Laboratorio de Isótopos Estables, ubicado en la Universidad de Duke, Durham, Carolina del Norte, EE.UU. La deposición atmosférica de N (seca y húmeda) es la principal fuente de ingreso de N al sistema, y se estimó en el sub-modelo de MOS como una función lineal de la precipitación anual, a partir de los valores de deposición húmeda promedio reportados por el NADP (2015) para la única estación en Argentina, ubicada en Córdoba (Anexo IV).

Las simulaciones se desarrollaron en dos etapas: la primera tuvo una extensión de más de 1950 años, y permitió simular la dinámica del carbono del bosque nativo, logrando la estabilización del COS hacia el final del periodo. Se consideraron disturbios intensos por fuego cada 300 años, los cuales ocurren bajo condiciones climáticas extremas (Morello, 1970). La segunda tuvo una extensión variable, en función del momento en que ocurrió el reemplazo total del bosque nativo por los distintos usos productivos, finalizando al momento de la toma de muestra a campo. Para el caso de los lotes agrícolas, se consideró el uso de labranza convencional como práctica de laboreo del suelo hasta 1993, y luego de esa fecha, labranza cero o siembra directa.

Sitio	Año de muestreo	Uso	Coordenadas Geográficas		%N	%C	C:N	Dap (g / cm ³)	Tn C/ha (0-20 cm)	% Arcilla	% Limo	% Arena	Temp Max	Temp Min	Precip Media Anual (mm)	Año de desmonte
			Latitud (S)	Longitud (O)												
1	2013	Bosque	25°32'13.25"	63°22'11.87"	0.18	1.74	9.61	0.88	26.34	15.90	50.80	33.30	28.90	15.49	608	-
2	2014	Bosque	24°25'29.97"	63°24'23.91"	0.23	2.35	10.42	0.83	38.73	32.60	30.80	36.60	25.27	11.86	788	-
3	2010	Bosque	24°30'58.19"	64°24'26.47"	0.17	1.41	8.49	0.89	25.95	17.23	28.84	53.93	26.82	13.47	675	-
4	2013	Bosque	25°33'16.36"	63°21'08.47"	0.23	2.44	10.49	0.86	33.67	32.15	37.05	30.80	28.90	15.49	608	-
5	2014	Bosque	24°27'41.57"	63°24'22.59"	0.13	1.47	11.47	0.95	27.92	13.40	25.00	61.60	28.97	15.75	786	-
6	2010	Bosque	24°30'58.36"	64°24'25.04"	0.22	2.11	9.37	0.83	35.28	23.48	45.09	31.43	26.82	13.47	675	-
7	2013	Bosque	25°33'19.89"	63°21'03.79"	0.24	2.58	10.85	0.77	31.95	21.35	53.30	25.35	29.17	15.49	600	-
8	2010	Bosque	24°30'57.99"	63°22'13.15"	0.20	2.20	10.92	0.78	33.42	20.00	48.75	31.25	28.97	15.75	668	-
9	2010	Bosque	24°28'49.82"	63°20'57.35"	0.23	1.99	8.47	0.78	30.00	27.73	49.50	22.77	29.68	16.27	640	-
10	2010	Bosque	24°30'58.09"	64°24'26.44"	0.19	1.60	8.58	0.85	27.84	15.00	32.41	52.59	26.82	13.47	675	-
11	2010	Bosque	24°30'58.22"	64°24'25.05"	0.23	1.98	8.72	0.83	32.36	29.15	40.50	30.35	26.82	13.47	675	-
12	2010	Agricultura	24°30'58.11"	64°24'26.45"	0.11	0.85	7.62	1.12	22.98	26.58	31.20	42.22	26.82	13.47	675	1979
13	2014	Agricultura	24°27'43.20"	64°25'27.83"	0.06	0.52	9.22	1.18	12.25	5.80	11.25	82.95	26.82	13.47	804	1976
14	2010	Agricultura	25°30'02.14"	64°24'26.38"	0.15	1.07	7.31	1.01	22.42	28.12	42.86	29.02	27.82	14.41	592	1979
15	2013	Agricultura	25°33'19.87"	63°21'03.85"	0.13	1.25	9.39	0.88	23.39	18.40	60.80	20.80	29.17	15.49	600	2011
16	2014	Agricultura	24°27'43.04"	64°25'27.47"	0.11	1.10	9.94	1.20	20.36	13.75	33.75	52.50	26.82	13.47	804	1976
17	2010	Agricultura	24°30'58.26"	64°24'25.01"	0.16	1.14	6.96	1.01	32.19	25.00	38.57	36.43	26.82	13.47	675	1993
18	2014	Agricultura	24°27'43.80"	64°25'27.15"	0.07	0.69	9.98	1.21	16.77	8.75	8.75	82.50	26.82	13.47	730	1985
19	2010	Agricultura	24°30'58.26"	64°24'25.10"	0.11	0.88	7.92	1.04	23.49	34.08	44.77	21.15	26.82	13.47	675	1993
20	2014	Agricultura	24°27'43.77"	64°25'27.13"	0.08	0.82	10.19	1.21	19.87	11.25	16.25	72.50	26.82	13.47	810	1985
21	2014	Agricultura	24°27'44.01"	64°24'26.63"	0.06	0.59	9.66	1.20	14.30	6.25	13.75	80.00	26.82	13.47	811	1993
22	2010	Agricultura	24°29'53.35"	63°22'14.46"	0.19	1.48	7.80	0.92	30.34	26.25	47.32	26.43	28.97	15.75	668	2007
23	2014	Agricultura	24°27'42.22"	63°24'22.94"	0.11	1.07	10.11	1.15	24.60	11.25	17.50	71.25	28.97	15.75	787	2003
24	2010	Agricultura	24°29'53.36"	63°22'14.37"	0.19	1.58	8.12	0.84	27.11	31.25	44.91	23.84	28.97	15.75	668	2008
25	2010	Pastura	25°33'16.38"	63°21'08.53"	0.13	1.22	8.03	0.95	23.11	27.37	46.38	26.25	27.82	14.41	592	1979
26	2013	Pastura	25°32'13.31"	63°22'11.88"	0.15	1.41	9.59	1.00	27.19	14.30	41.25	44.45	28.90	15.49	608	1993
27	2014	Pastura	24°27'42.82"	64°25'27.98"	0.14	1.41	10.13	1.06	29.97	15.00	37.50	47.50	26.82	13.47	817	1985
28	2014	Pastura	24°27'43.20"	64°25'27.50"	0.13	1.30	10.11	1.14	29.56	12.50	26.60	60.90	26.82	13.47	810	1976
29	2014	Pastura	24°27'42.72"	64°25'27.95"	0.14	1.42	10.31	1.12	31.78	15.00	22.40	62.60	26.82	13.47	817	1985
30	2010	Pastura	24°30'58.02"	63°22'13.15"	0.14	1.19	8.30	0.95	31.25	18.40	48.93	32.67	28.97	15.75	668	2005
31	2014	Pastura	24°27'42.91"	63°24'23.94"	0.09	0.86	9.57	1.13	24.27	10.00	29.10	60.90	28.97	15.75	788	1979

Cuadro 4.1: Ubicación de los sitios muestreados y características de cada uno de ellos en cuanto al % de Nitrógeno, el % de Carbono, el COS total para los primeros 20 cm de suelo, la proporción de arcilla, limo y arena y las condiciones climáticas promedio (temperatura máxima y mínima y precipitación anual). Para el caso de las pasturas y los lotes agrícolas se especifica el año en el cual fue desmontada la cobertura original (Vallejos et al., 2015).

4.3.2.3. Evaluación del modelo

Mediante regresiones simples se determinó el ajuste entre los valores de COS medidos a campo y los simulados por el modelo CENTURY, para las 3 situaciones generales de uso del suelo (bosque, agricultura y pastura) (Anexo V). Las simulaciones se realizaron utilizando como base la DAP promedio de las muestras (0.95) (cuadro 4.1). Para hacer posible la comparación entre los datos medidos y simulados, se corrigió el valor de COS estimado por el modelo para los primeros 20 cm del suelo por la DAP de cada sitio. Para cada una de las regresiones se establecieron múltiples criterios estadísticos que permitieron evaluar el grado de precisión del modelo. Se probó la significación de la pendiente=1 y la intersección=0, se determinó el coeficiente de determinación (R^2) (medida de la proporción de la varianza total de los datos observados que es explicada por los datos predichos), la raíz cuadrada de la desviación media (RMSD, por sus siglas en inglés, representa la desviación media de los valores previstos con respecto a los observados), y el coeficiente de correlación de Pearson (medida del grado de asociación entre ambas fuentes de datos). Además, se realizaron pruebas t para determinar la existencia de diferencias significativas entre los valores simulados por el modelo con aquellos provenientes de diversas fuentes. Para el caso de las pasturas, los sistemas silvopastoriles y los bosques, se compararon los valores de PPNA y PPNS simulados con aquellos estimados mediante imágenes satelitales (ver Capítulo III). La productividad simulada de los bosques también fue comparada con la reportada en la bibliografía (Haberl et al., 2007; Del Grosso et al., 2008), al igual que los valores de biomasa vegetal aérea (Martínez-Irizar, 2009; Gasparri & Baldi, 2013; Baccini et al., 2015) (Anexo V). En el caso de los cultivos agrícolas, se compararon los rendimientos de soja y maíz simulados con los reportados por productores de la zona nucleados en AACREA. Debido a que en la zona de estudio el trigo se siembra principalmente para cobertura, y rara vez es cosechado, se contó con escasa información disponible para la comparación de rendimientos. En el Anexo V se detallan los resultados de la evaluación del modelo.

4.3.2.4. Escenarios de usos del suelo y prácticas de manejo simuladas

Las hipótesis establecidas dentro de los objetivos específicos 1 y 2 se pusieron a prueba mediante la observación y descripción de los resultados obtenidos en las múltiples corridas del modelo CENTURY. Las mismas se realizaron para una serie de situaciones que tuvieron en cuenta los distintos usos/cobertura del suelo predominante en la región de estudio, los cuales consideraron distintos aspectos relacionados con las prácticas de manejo. Se analizaron cuatro grandes usos/coberturas del suelo: bosque nativo, sistemas silvopastoriles, cultivos anuales y pasturas de Gatton panic (cuadro 4.2), para dos situaciones contrastantes de precipitación media anual (600 y 800 mm, respectivamente). Al igual que en el proceso de calibración, las simulaciones se desarrollaron en dos etapas: la primera se correspondió con la situación del bosque nativo, extendiéndose entre los años 0 y 1992; la segunda etapa, que se extendió entre los años 1993 y 2013, simuló el reemplazo del bosque nativo por los distintos usos del suelo y manejos. En total, se realizaron 1148 simulaciones.

Dentro del bosque nativo, se evaluó la situación prístina o sin uso antrópico y distintas situaciones de bosque bajo aprovechamiento forestal, considerando dos niveles de remoción selectiva anual de árboles: I) 2.5% del volumen en pie, y II) 4% del volumen en pie. Estos datos surgen de estimaciones que indican que un aprovechamiento sustentable del bosque

debe ser entre 50% y 80% del incremento anual (calculado en 5% del volumen en pie) (Brassiolo & Grulke, 2015). En función de las estimaciones que indican que debe realizarse una disminución máxima del 30% del área basal por ciclo de intervención de 15 años (Brassiolo & Grulke, 2015), se consideraron tres niveles de aprovechamiento por turno de corta: I) 10% del área basal, II) 20% del área basal, y III) 30% del área basal. Se consideró una eficiencia de cosecha máxima del 50%, siendo parte del material cosechado reincorporado al sistema bajo la forma de aserrín, residuos de ramas o fuste (Brassiolo & Grulke, 2015). En total, se realizaron 12 simulaciones.

En el caso de las pasturas, se consideraron seis niveles de carga ganadera promedio anual, las cuales fueron reportadas para distintas condiciones de las pasturas de Gaton panic del NOA en función de su productividad (Rossi, 2007): I) 0.1 EV.ha⁻¹, II) 0.25 EV.ha⁻¹, III) 0.5 EV.ha⁻¹, IV) 1 EV.ha⁻¹, V) Pastoreo intensivo (diciembre-marzo), VI) Sin pastoreo. Con excepción del pastoreo intensivo, el pastoreo fue continuo a lo largo del año, aunque con cargas más elevadas durante los meses de mayor productividad, en función de lo reportado por los productores locales. El consumo por parte del ganado fluctuó entre 0 y 64% de la PPNA para la situación más húmeda, y entre 0 y 76% para la situación más seca. Los parámetros asociados al pastoreo se especifican en el Anexo IV. A su vez, se consideraron tres niveles de fertilización nitrogenada durante la siembra de la pastura: I) Sin fertilización nitrogenada, II) fertilización nitrogenada promedio (46 kg N ha⁻¹), y III) el doble de la fertilización promedio (92 kg N ha⁻¹) (Sanchez et al., 2012). Se supuso ausencia de limitaciones por otros nutrientes. Se consideraron dos frecuencias de quemas de las pasturas reportadas por productores locales: I) sin fuego, y II) con fuego cada 3 años. A su vez, se consideraron dos tipos de pastoreo: I) pastoreo continuo con descanso anual cada 3 años, y II) pastoreo continuo sin descanso (Luisoni, 2010). En total se realizaron 144 simulaciones. Los sistemas silvopastoriles combinan la presencia de pasturas megatérmicas implantadas de Gaton panic con árboles de gran porte, que no han sido eliminados en el proceso de rolado y/o “desbajado”. En estos sistemas se evaluaron las mismas prácticas de manejo llevadas a cabo en las pasturas puras en cuanto a cargas ganaderas, fertilización, manejo y aplicación de fuego. Además, se consideraron cinco diferentes coberturas de árboles (5, 10, 15, 20 y 25%), las cuales fueron definidas a partir del uso del producto MOD44B de MODIS (Capítulo III). En total, se realizaron 720 simulaciones.

En cuanto al manejo agrícola, se consideraron los cultivos de maíz, soja y trigo, los cuales predominan en la región (Volante et al., 2005; MINAGRI, 2011) (cuadro 4.2). A su vez, se consideraron tanto los monocultivos como distintos tipos de rotaciones. En el sitio más seco sólo se consideraron los cultivos simples, dado la baja incidencia de la práctica de doble cultivo invierno-verano ante condiciones limitantes de agua (Murray et al., 2016). En lo que respecta a las prácticas de manejo agrícola, no se simuló la aplicación de fertilizantes nitrogenados (N) ni fosforados (P) para el caso de cultivos de soja y trigo, debido a los bajos niveles de aplicación de los mismos en el área de estudio (Bolsa de Cereales, 2011). En esta región en particular los suelos poseen altos niveles de fósforo disponible, sobre todo hacia el norte de la provincia, con lo cual muchas veces la aplicación del mismo no resulta necesaria para la siembra del cultivo (Bolsa de Cereales, 2011). En el caso del maíz, se consideraron tres niveles de aplicación de fertilizante nitrogenado al momento de la siembra, correspondiente a I) sin fertilización, II) fertilización promedio de 43 kg N ha⁻¹ (reportada por la Bolsa de Cereales para la región del NOA para Campaña 2010/2011), III) el doble de

la fertilización promedio (86 kg N ha^{-1}). Se supuso la ausencia de limitaciones por otros nutrientes. Se asumió la siembra directa con laboreos reducidos como la única práctica de labranza. En cuanto al manejo, se consideraron dos situaciones: I) sin rotación, II) con rotación de cultivo. El fuego fue considerado como una opción de uso posterior al desmonte total o tala rasa, que tiene por finalidad eliminar los componentes leñosos “desbajados”. En total, se realizaron 272 simulaciones, 164 en el sitio más húmedo y 108 en el sitio más seco.

En las sucesivas simulaciones reportadas se consideraron los siguientes supuestos: a) ausencia de efectos directos del pastoreo sobre la PPN y la partición tallo-raíz en las pasturas, b) deposición constante de N a lo largo del período, pero variable en función de la precipitación anual, c) en pasturas y sistemas silvopastoriles, el retorno de C y N por heces y orina del ganado se calculó en función de la digestibilidad, la cual varió a lo largo del año, d) la concentración de CO_2 atmosférico se consideró constante durante todo el período de la simulación, e) las condiciones climáticas se consideraron constantes hasta el año 1900 de la simulación; luego se utilizaron datos climáticos actuales provenientes de base de datos y estimaciones satelitales, f) no se consideró el riego como práctica agrícola en los cultivos simulados (trigo, maíz y soja), g) ausencia de pérdida de agua de lluvia por escorrentía superficial.

Se calculó la influencia relativa de cada uno de los factores de manejo analizados en los distintos usos del suelo a través de un Análisis de Varianza (ANOVA), calculando el aporte relativo a la suma de cuadrados total. En el caso de los cultivos, se realizó un análisis de regresión lineal con los residuos del modelo y variables explicativas cuantitativas.

Uso del suelo	Carga ganadera	Fuego	Fertilización	Manejo	Nro. de simulaciones
Bosque nativo	NS	NS	NS	I) Sin remoción de árboles, II) Con remoción anual de árboles del 2,5 y 4%, III) Con remoción de árboles cada 15 años del 10%, del 20%, y del 30% de la biomasa	12
Silvopastoril (Pastura de Gatton panic + Cobertura de árboles de I) 5%, II) 10%, III) 15%, IV) 20%, V) 25%)	I) 0.1 EV/ha, II) 0.25 EV/ha, III) 0.5 EV/ha, IV) 1.0 EV/ha, V) Pastoreo Intensivo, VI) Sin pastoreo	I) Sin fuego, II) Con fuego cada 3 años	Aplicación de N en la siembra: I) Sin fertilización, II) Fertilización promedio (46 kg/ha), III) Fertilización alta (92 kg/ha)	I) Pastoreo continuo, II) Pastoreo continuo con descansos cada 3 años	720
Cultivos anuales (Trigo, Maíz, Soja)	NS	I) Con quema inicial de residuos, II) Sin quema inicial	Aplicación de N en la siembra de cultivos de maíz: I) Sin fertilización, II) Fertilización promedio (43 kg/ha), III) Fertilización alta (86 kg/ha)	Siembra directa. I) Monocultivo, II) Con rotación de cultivos.	272
Pasturas de Gatton panic	I) 0.1 EV/ha , II) 0.25 EV/ha , III) 0.5 EV/ha , IV) 1.0 EV/ha , V) Pastoreo Intensivo, VI) Sin pastoreo	I) Sin fuego, II) Con fuego cada 3 años	Aplicación de N en la siembra: I) Sin fertilización, II) Fertilización promedio (46 kg/ha), III) Fertilización alta (92 kg/ha)	I) Pastoreo continuo, II) Pastoreo continuo con descansos cada 3 años	144

Cuadro 4.2: Escenarios simulados con el modelo CENTURY, combinando los distintos usos del suelo con diferentes prácticas de manejo: carga ganadera, frecuencia de fuego, aplicación de fertilizante, rotaciones agrícolas y manejos ganaderos. El número de simulaciones indica la cantidad de corridas que se realizaron por uso de suelo combinando las diferentes opciones de manejo de cada columna para dos situaciones contrastantes de precipitación media anual: 600 y 800 mm anuales. La sigla NS significa “No Simulado”. En total han sido simuladas 1148 situaciones.

4.3.3. Variables de intensificación en el uso del suelo

Se utilizaron 3 variables como proxies de la intensificación en el uso del suelo: la apropiación humana de la productividad (AHPPN), un indicador de presión ambiental (ERL) basado en los flujos de emergía, y el nivel de apertura del ciclo del N. Cada uno de estos índices se correlacionó con el delta COS (%), calculado como la diferencia relativa entre el COS del sistema boscoso original y el sistema productivo luego de 21 años de uso continuo. La AHPPN se estimó como:

$$AHNPP = PPN_0 - PPN_r / PPN_0, \text{ siendo } PPN_r = PPN_{act} - PPN_{cosech} \quad (\text{ecuaciones 2 y 3})$$

Donde PPN_0 es la PPN original del bosque nativo de referencia, PPN_r es la biomasa remanente luego de la cosecha, PPN_{act} es la PPN de la vegetación actual (cultivo/s agrícola/s, pastura, sistema silvopastoril o el mismo bosque), y PPN_{cosech} es la biomasa cosechada (Haberl et al., 2007) (figura 4.3). Al dividir la resta de la ecuación 2 por la PPN_0 se obtuvo la proporción de la productividad total que fue apropiada. Como se observa en la figura 4.3, tanto los cambios en la PPN (también llamado inhibición) como la cosecha que se hace de ella, contribuyen a la AHPPN. En el proceso de conversión de la vegetación natural por algún tipo de uso productivo puede darse el reemplazo por sistemas más productivos (por ejemplo, un doble cultivo bajo un esquema de alta fertilización nitrogenada), lo que denota una AHPPN negativa. Es decir, si bien se cosecha parte de la PPN, lo remanente supera a la productividad original (figura 4.3). Todos los parámetros de las ecuaciones 2 y 3 se correspondieron con los valores promedio obtenidos de las simulaciones realizadas con CENTURY, siendo la PPN_0 la productividad promedio del bosque de referencia (sin ningún tipo de manejo), y la PPN_{act} el valor promedio registrado para cada uso del suelo y práctica de manejo simulada en el periodo 1993-2013. En el caso de las pasturas y los sistemas silvopastoriles se consideró como apropiada la PPN consumida por el ganado, pero se descontó la PPN que retorna al sistema por medio de las excretas de los animales, siendo el valor inverso de la digestibilidad. Así, dada una digestibilidad media de los pastos de Gatton panic (*Megathyrsus maximus*) de 54% (De León et al., 1995), se asumió que el 46% del forraje consumido fue excretado y no formó parte de la AHPPN.

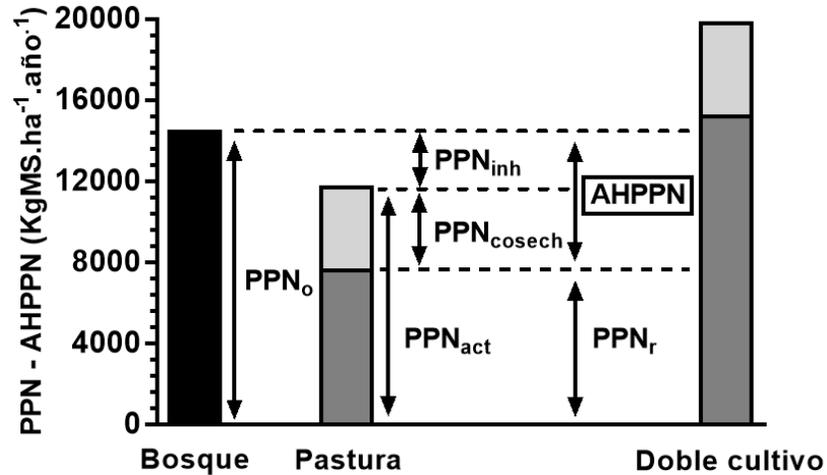


Figura 4.3: Aproximación conceptual para la estimación de la apropiación humana de la productividad primaria neta (AHPPN). PPN_0 = PPN del bosque nativo original, PPN_{act} = PPN de la pastura reemplazante bajo una práctica de manejo específica, PPN_{cosech} = PPN cosechada mediante el consumo de los animales y PPN_r = PPN remanente luego de la cosecha. La AHPPN considera tanto la variación en la PPN entre la vegetación original y el nuevo uso reemplazante (PPN_{inh}), como la productividad cosechada (PPN_{cosech}). Las estimaciones de la PPN surgieron de las diferentes simulaciones realizadas con CENTURY para pasturas, cultivos agrícolas, sistemas silvopastoriles y el bosque nativo. La columna de doble cultivo que figura a la derecha del gráfico ejemplifica un uso muy productivo (doble cultivo bajo un esquema de alta fertilización nitrogenada) en donde, luego de la cosecha, la PPN remanente supera a la PPN del bosque nativo original, denotando una AHPPN negativa. (Adaptado de Guerschman, 2005 & Rueda et al., 2013).

La estimación del indicador de presión ambiental (ELR) se realizó a partir de la adecuación, a las diferentes situaciones simuladas con CENTURY, de la información recopilada por Arpigiani (2014) para la evaluación energética de diferentes sistemas productivos presentes en la región. En dicho trabajo se incluyeron sistemas ganaderos campesinos bajo monte nativo de Santiago del Estero, sistemas de cultivos bajo riego de maíz, soja y trigo, y sistemas ganaderos sobre pasturas de Gatton panic (*Megathyrus maximus*) de grandes productores del SE de Salta. Se caracterizaron los flujos de materia y energía de cada sistema (cuantificados en unidades físicas, i.e. joules, kilogramos, U\$), y se recopilaron valores de transformidad de la bibliografía, los cuales permitieron convertir los diversos componentes del sistema en una unidad común equivalente a la energía solar (expresada en Joules de energía solar equivalente, seJ). Los datos de materiales, labores y servicios fueron brindados por productores locales nucleados en AACREA Anta, mientras que la información ambiental asociada al uso de recursos renovables y no renovables se obtuvo de diferentes bases de datos institucionales (FAO, INTA) (cuadro 4.3). Se incluyeron tanto los bienes y servicios con valor de mercado, como también el trabajo humano y de la naturaleza. A modo de ejemplo, en el cuadro 4.3 se desglosa la información de los distintos recursos y actividades que participan en la generación de un producto (en este caso, maíz), su valor en unidades físicas, su factor de transformidad y su cuantificación en términos energéticos. El indicador de presión ambiental (ELR, por sus siglas en inglés) está dado por la relación de la energía no renovable, proveniente tanto de recursos locales como de insumos externos, con la energía de los recursos naturales. Valores de ELR menores o cercanos a 2 indican un impacto ambiental relativamente bajo, entre 3 y 10 indican un impacto moderado,

mientras que valores por encima de 10 señalan fuertes impactos, dado por la alta concentración de flujos de energía no renovable. El ELR se calculó, para cada simulación realizada (n=1148), como:

$$\text{ELR} = (\text{F} + \text{N}) / \text{R} \quad (\text{ecuación 4})$$

Donde F representa a la energía no renovable asociada a los materiales, labores y servicios con valor de mercado y el trabajo humano, N indica la energía de los recursos naturales no renovables, y R la energía de los recursos renovables (cuadro 4.3).

Cuadro 4.3: Ejemplo de la evaluación energética realizada para un cultivo de maíz fertilizado, la cual considera los recursos naturales renovables (R) y los recursos no renovables, tanto naturales (N) como antrópicos, que incluyen materiales, labores y servicios (F). T indica Transformidad, es decir, los joules equivalentes de energía solar necesarios para generar un joule de cada ítem considerado. El ítem Productos especifica la energía producida en el sistema de producción. Adaptado de Arpigliani (2014).

Origen		Item	Unidad	Data (unidad/ha.año)	Transformidad (sej/unidad)	EMERGI A (sej/ha.año)
Recursos Renovables (R)						
Natural	1	Radiación Solar	J	4.79E+13	1.00E+00	4.79E+13
Natural	2	Lluvia	J	2.94E+10	3.10E+04	9.11E+14
Natural	3	Viento	J	7.39E+08	2.45E+03	1.81E+12
Natural	4	Ciclo de la tierra	J	1.00E+10	1.20E+04	1.20E+14
Recursos No Renovables (N)						
Natural	5	Pérdida neta de suelo	J	4.72E+08	7.24E+04	3.41E+13
Materiales M (F)						
Comprado	6	Semillas	kg	2.00E+01	1.47E+13	2.94E+14
Comprado	7	Combustibles y lubricantes	J	2.71E+09	1.11E+05	3.01E+14
Comprado	8	Maquinaria	kg	2.73E+01	1.13E+13	3.08E+14
Comprado	9	Nitrógeno	kg	5.00E+01	6.38E+12	3.19E+14
Comprado	10	Pesticidas	J	2.87E+09	6.60E+04	1.90E+14
Comprado	11	Coadyuvantes	J	1.43E+09	1.11E+05	1.58E+14
Labores y Servicios S (F)						
Comprado	12	Labores	US\$	1.47E+02	1.08E+12	1.58E+14
Comprado	13	Servicios	US\$	1.26E+01	1.08E+12	1.37E+13
Comprado	14	Impuestos	US\$	1.79E+02	1.08E+12	1.94E+14
Comprado	15	Seguro social	US\$	1.14E-01	1.08E+12	1.23E+11
Productos						
	16	Maíz	J	9.80E+10		

La apertura del ciclo del nitrógeno (N), por su parte, se calculó como el cociente entre los flujos de entrada de N al sistema (fijación simbiótica y no simbiótica, deposición atmosférica seca y húmeda, fertilización nitrogenada y retorno de N al suelo por excretas de animales y debido a fuegos) y las reservas de N en el ecosistema (N en el suelo mineral, en la materia orgánica y en la broza, en la biomasa herbácea y leñosa, tanto en la parte aérea como subterránea y perteneciente a la fracción viva y muerta). Todos los flujos y reservorios

de N utilizados para su cálculo fueron estimados y obtenidos de CENTURY para cada una de las simulaciones realizadas.

4.4. Resultados

4.4.1. Cambios en el COS bajo diferentes usos del suelo y prácticas de manejo

El COS en los primeros 20 cm del suelo del bosque de referencia fue de 29.1 y 32.8 Tn/ha en el sitio seco y húmedo, respectivamente (figura 4.4). En ambos sitios, y bajo distintos esquemas de extracción forestal, el COS se incrementó con respecto al bosque no manejado. Los aumentos fueron leves (mínimo de 0.06% y máximo de 3.41%) y fueron superiores en esquemas de extracción anual. El incremento de COS promedio en esquemas de uso forestal sustentable fue de 0.76 Tn/ha (húmedo) y 0.48 Tn/ha (seco), con un máximo de 1.12 Tn/ha y 0.73 Tn/ha, respectivamente, ambos bajo extracción del 4% anual de la biomasa boscosa en pie (figura 4.4).

Luego de 21 años de agricultura continua bajo siembra directa, el COS de los suelos bajo producción agrícola se redujo con respecto al bosque nativo, siendo en promedio, 25% (7.30 Tn C/ha) y 24% (7.68 Tn C/ha) inferior en el sitio seco y húmedo, respectivamente (figura 4.4). De las 164 simulaciones realizadas en el sitio húmedo, el 99% mostró pérdidas de COS, mientras que, de las 108 simulaciones realizadas en el sitio seco, 97% de ellas mostraron una variación negativa. En el sitio húmedo, las mayores pérdidas de COS en sistemas de doble cultivo se dieron en la rotación trigo/soja-maíz sin quema ni fertilización, siendo de 10.97 Tn C/ha (33.45%). Bajo sistemas de cultivo simple, las mayores pérdidas ocurrieron bajo monocultivos de trigo, siendo de 13.28 Tn C/ha (45.64%) y de 14.52 Tn C/ha (44.29%) en el sitio seco y húmedo, respectivamente. El cálculo de la influencia relativa de cada uno de los factores de manejo en la variación del COS, mostró que en el sitio húmedo la proporción de cultivo de trigo tuvo mayor efecto que la proporción de cultivo de maíz, la fertilización nitrogenada, la quema post-desmante o el sistema de producción (cultivo simple o doble), siendo de 34.6%, 26.4%, 7.8%, 4.7% y 4.6%, respectivamente (cuadro 4.4). En el sitio seco, la importancia relativa de cada uno de los factores fue similar, aunque la proporción de cultivo de trigo tuvo un mayor peso relativo (54%) y la fertilización nitrogenada una mayor importancia que la proporción de cultivo de maíz (9.8 % vs 8.9%) (cuadro 4.4). En ambas regiones, la proporción de cultivo de trigo tuvo un efecto negativo sobre las variaciones en el COS, mostrando una pendiente de ajuste negativa (cuadro 4.4). La alternativa del monocultivo de maíz sembrado bajo siembra directa, aplicando quema post-desmante y fertilizando anualmente con niveles medios y altos de nitrógeno, permitirían mantener el COS, al mostrar incrementos entre 0.68 y 1.69 Tn C/ha para el sitio húmedo y seco, respectivamente.

El efecto del reemplazo del bosque nativo por pasturas tropicales perennes fue variable según el tipo de manejo, siendo los cambios en el COS muy similares en ambos sitios (figura 4.4). Es así que se identificaron sistemas con pérdidas de hasta 12% de COS, y sistemas con ganancias de hasta el 18% luego de 21 años (11% y 16% en el sitio húmedo, y 10% y 18% en el sitio más seco) (figura 4.4). El nivel de pastoreo resultó ser el factor con mayor influencia en la variación del COS, con un peso relativo de 74.4% en el sitio húmedo y de 60.8% en el sitio seco, seguido por la aplicación de quemadas trienales y de descansos anuales cada tres años, y por último por la fertilización nitrogenada inicial (figura 4.4 y

cuadro 4.4). Estos factores tuvieron un peso relativo de 14.3 y 19%, de 4.5 y 12% y de 3.1 y 4.3% en el sitio húmedo y seco, respectivamente (cuadro 4.4). Bajo cargas ganaderas altas (1 EV/ha) y pastoreos intensivos en verano, las pasturas perdieron, en promedio, 5.4% de COS en el sitio húmedo (con máximos de 11.7%) y 3.72% en el sitio más seco (con máximo de 10.11%). Bajo estas cargas, la única manera de mantener el COS es mediante la supresión de las quemadas, la aplicación de dosis medias o altas de fertilizante nitrogenado a la siembra, y aplicando descansos cada tres años.

Los sistemas silvopastoriles, a diferencia de las pasturas puras, presentaron un efecto más variable sobre el COS, según el tipo de manejo y la densidad de árboles remanente (figura 4.4). Se identificaron situaciones con reducciones de hasta 31.86% del C del suelo, y situaciones con incrementos de hasta 22.3%. La importancia relativa de los diferentes factores fue similar a la reportada para las pasturas, donde la carga animal presentó una injerencia relativa del 69.4% y 61.2% en el sitio seco y húmedo respectivamente (figura 4.4 y cuadro 4.4). En el sitio húmedo, la cobertura de árboles (17.3%), seguido por la aplicación de descansos anuales cada tres años (9.7%), quemadas trienales (9.5%) y por último la fertilización nitrogenada inicial (0.3%), fueron los otros factores que afectaron en orden decreciente el C del suelo. Por el contrario, en el sitio seco, las quemadas trienales (11.8%) tuvieron una mayor influencia relativa que los descansos (11.1%), seguido por la cobertura arbórea (3.2%) y la fertilización nitrogenada (1.2%) (cuadro 4.4). Bajo cargas ganaderas altas (1 EV/ha) y pastoreos intensivos en verano, los sistemas silvopastoriles perdieron, en promedio, entre 11.40% y 12.76% de COS (figura 4.4). Bajo estos niveles de pastoreo no se ha encontrado una combinación de los factores antes mencionados que permita mantener los niveles de COS del bosque nativo de referencia. Al mismo tiempo, en el sitio húmedo, a partir de una cobertura de árboles de 15%, no fue posible mantener los niveles de COS con respecto al bosque nativo bajo cargas ganaderas superiores a 0.25 EV/ha. En el sitio seco, algunos manejos permitirían mantener los niveles de COS.

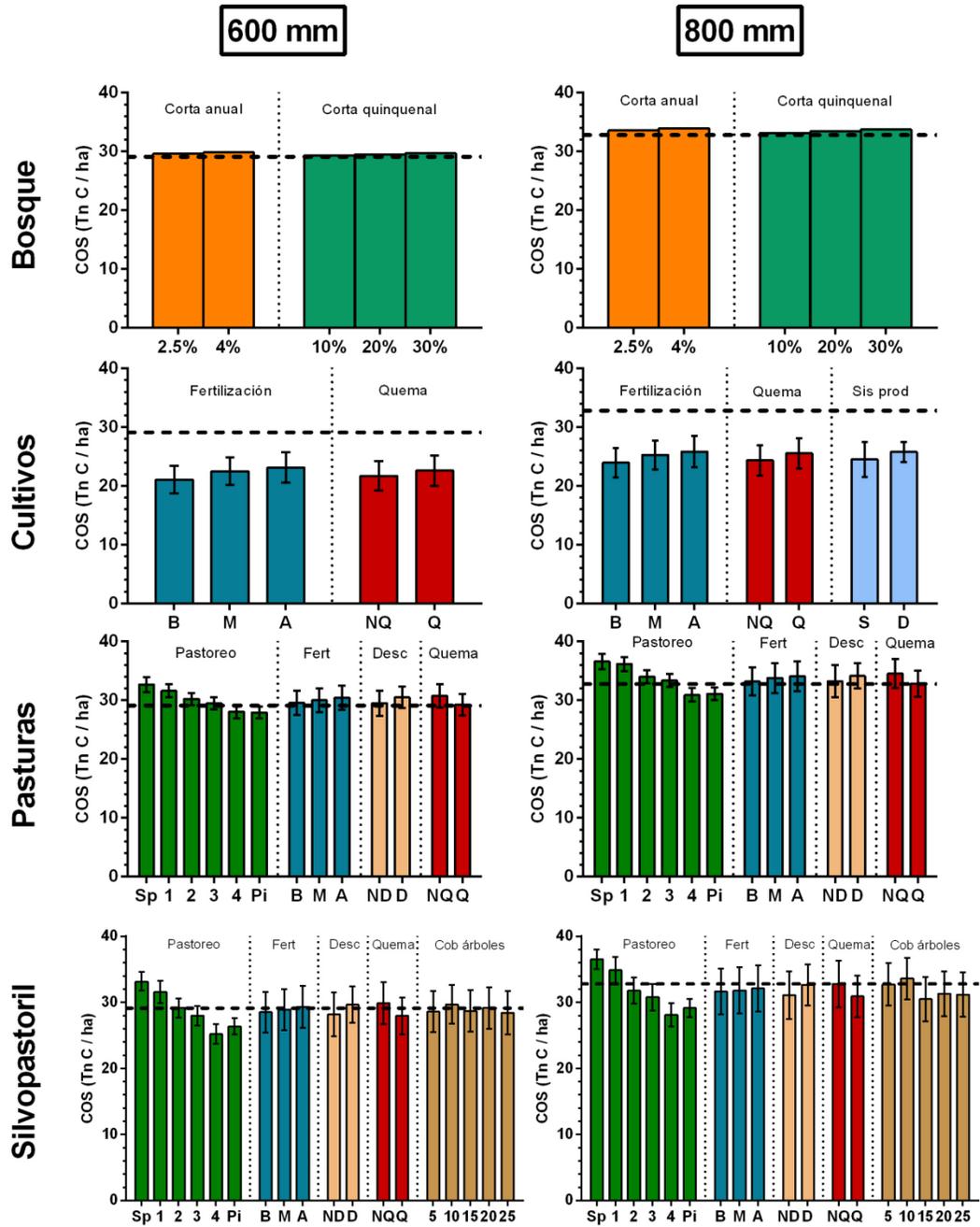


Figura 4.4: Carbono orgánico del suelo (COS) promedio para distintos usos del suelo (bosque, cultivos agrícolas, pasturas y sistemas silvopastoriles) y manejos (cortas anuales, cortas quinquenales, pastoreo, fertilización nitrogenada (Fert), descansos trienales (Desc), sistema de producción simple o con doble cultivo anual (Sis prod) y quemas periódicas (Qma). B, M y A: fertilización baja, media y alta. Sp, 1, 2, 3, 4, Pi: sin pastoreo, cargas ganaderas de 0.1, 0.25, 0.5 y 1 EV/ha y pastoreo intensivo en verano. ND, D: sin y con descansos, NQ, Q: sin y con quemas, 5, 10, 15, 20, 25: cobertura de árboles (%). La línea negra punteada indica el COS promedio de referencia en bosques sin uso antrópico, y las líneas verticales el desvío estándar.

Cuadro 4.4: Importancia relativa (IR) de cada uno de los factores de manejo en cada uso del suelo (Pastoreo, Fertilización nitrogenada, Descansos trienales, Sistema de producción simple o con doble cultivo anual, Quemadas iniciales y periódicas) sobre la variación en el Carbono orgánico del suelo (COS). La columna SC indica la suma de cuadrados derivada de un Análisis de Varianza (ANOVA), mientras que la columna B1 indica la pendiente de la asociación lineal entre los residuos del ANOVA y la variable cuantitativa en cuestión.

		Uso del suelo								
		Agricultura				Pastura			Sistemas Silvopastoriles	
		Factores	SC	B1	IR (%)	Factores	SC	IR (%)	Factores	SC
600 mm	Fertilización	86.6		9.8	Fertilización	5.6	4.3	Fertilización	22.3	1.2
	Quema	21.8		2.5	Quema	24.5	19.0	Quema	214.4	11.8
	Interacciones	0.0		0.0	Pastoreo	78.6	60.8	Pastoreo	1257.1	69.4
	Prop M	68.7	4.1	8.9	Descanso	15.5	12.0	Descanso	200.2	11.1
	Prop T	417.9	-9.4	54.0	Interacciones	5.0	3.9	Cob arboles	58.3	3.2
								Interacciones	58.3	3.2
800 mm	Fertilización	89.2		7.8	Fertilización	7.0	3.1	Fertilización	5.9	0.3
	Quema	53.9		4.7	Quema	32.0	14.3	Quema	218.9	9.5
	Sist. Producc.	52.9		4.6	Pastoreo	167.2	74.4	Pastoreo	1406.9	61.2
	Interacciones	0.6		0.0	Descanso	10.0	4.5	Descanso	222.8	9.7
	Prop M	244.3	5.6	26.4	Interacciones	8.4	3.7	Cob arboles	398.1	17.3
	Prop T	320.8	-5.3	34.6				Interacciones	46.2	2.0

El COS se incrementó durante los primeros años post-desmonte, asociado a la incorporación de material vegetal al suelo y a la labranza de los suelos. Durante el primer año post-desmonte, el reemplazo del bosque por cultivos agrícolas incrementó el COS en 6.62 Tn/ha (20.24%) y de 5.91 Tn/ha (20.54%), para el sitio húmedo y seco respectivamente (figura 4.5). En las pasturas y sistemas silvopastoriles, por el contrario, el incremento de COS fue inferior al observado en agricultura, registrándose una leve tendencia de menores incrementos del COS a medida que aumentó la cobertura arbórea (figura 4.5). El incremento del COS fue entre 2.02 Tn/ha (6.17%) en pasturas y 1.79 Tn/ha (5.46%) en sistemas silvopastoriles con 25% de árboles para el sitio más húmedo, y entre 1.8 Tn/ha (6.26%) en pasturas y 1.56 Tn/ha (5.41%) en sistemas silvopastoriles con 25% de árboles para el sitio más seco (figura 4.5). Sin embargo, las tasas de respiración también aumentaron luego del desmonte, siendo entre un 37% (2.3 Tn C/ha) y un 53% superior en los sitios agrícolas (2.8 Tn C/ha), y entre un 9% (0.57 Tn C/ha) y un 18% en pasturas y sistemas silvopastoriles (1.16 Tn C/ha) (figura 4.5).

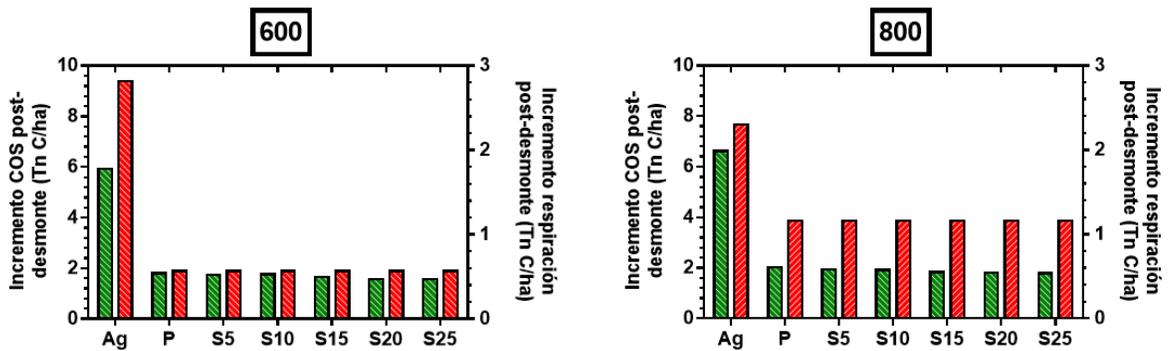


Figura 4.5: Incremento del Carbono orgánico del suelo (COS) (barras verdes) y de la respiración del suelo (barras rojas) (en Tn/ha) luego del desmonte del bosque nativo para la habilitación de tierras para la producción agrícola-ganadera en ambos sitios (600 y 800 mm). No se presentan medidas de variabilidad bajo los distintos usos del suelo, debido a que en cada uno de ellos se aplicó el mismo tipo de desmonte/desbarejado.

4.4.2. Partición de las ganancias y balance de C en el suelo

La PPN fue, en promedio, mayor en sistemas de doble cultivo (7.38 Tn C/ha), asociado principalmente a rotaciones con maíz, seguido luego por los cultivos simples (6.68 Tn C/ha y 5.89 Tn C/ha en húmedo y seco, respectivamente) (figura 4.7). En el sitio húmedo, los bosques presentaron, en promedio, una PPN mayor que las pasturas y los sistemas silvopastoriles, siendo de 5.6 Tn C/ha (figura 4.7). La PPN de las pasturas fue de 5.04 Tn C/ha, mientras que en los sistemas silvopastoriles se encontró entre 4.45 y 5.43 Tn C/ha (figura 4.7). En el sitio más seco se observó un patrón similar, siendo de 5.21 Tn C/ha en bosques, 4.33 en pasturas y entre 4.19 y 4.79 Tn C/ha en sistemas silvopastoriles (figura 4.7).

La PPNA del bosque fue entre 2 y 3 veces superior a la PPNS, siendo 3.72 Tn y C/ha y 1.49 Tn C/ha en el sitio seco, respectivamente, y 3.86 Tn C/ha y 1.75 Tn C/ha respectivamente en el sitio húmedo. La mayor contribución a la PPNA de los bosques estuvo dada por las hojas (63%), y en menor medida por crecimiento de ramas (22%) y troncos (15%). Las raíces finas fueron las que más proporción de la PPNS aportaron en comparación con el aporte de las raíces más gruesas siendo, en promedio, 91%. Los cultivos agrícolas presentaron la mayor PPNA con respecto al resto de las coberturas, siendo en promedio de 5.69 y 5.17 Tn C/ha en cultivos dobles y simples del sitio húmedo, respectivamente. Los cultivos simples del sitio seco, por su parte, presentaron una PPNA de 4.53 Tn C/ha. Sin embargo, estas coberturas mostraron la menor PPNS de todos los usos, siendo entre 1.36 y 1.69 Tn C/ha, lo que representó entre el 19 y el 23% de la PPN total.

En ambos sitios, la PPNA total fue, en promedio, superior en sistemas silvopastoriles con baja cobertura arbórea que, en pasturas puras, siendo entre 2.21 y 2.56 Tn C/ha (figura 4.6). Con 25% de árboles la PPNA se redujo a 1.98 y 2.15 Tn C/ha en el sitio seco y húmedo, respectivamente (figura 4.6). La mayor contribución estuvo dada por la productividad herbácea aérea (90% en promedio), la cual se redujo hasta el 81% en la medida en que se incrementó la cobertura arbórea. En todos los casos, la mayor contribución de la parte leñosa a la PPNA estuvo dada por el crecimiento de ramas (entre 38 y 44%), mientras que la producción de hojas y leño tuvo una contribución similar (entre 26 y 34%). El aporte de las raíces finas a la PPNS es menor (entre el 55 y el 68%) contra el 31 al 44% de las raíces

gruesas. Las pasturas mostraron valores intermedios, siendo entre 1.96 y 2.32 Tn C/ha, siguiendo la PPNS un patrón similar. Las pasturas presentaron una PPNS promedio superior en un 20% a la PPNA, valor que se fue reduciendo hasta la mitad a medida que se incrementó la cobertura de árboles (figura 4.6). En el sitio húmedo se observó una reducción de la PPN total en sistemas silvopastoriles con más de 15% de árboles con respecto a las pasturas puras, explicado principalmente por una reducción tanto de la PPNA como de la PPNS, que no pudo ser compensada por la productividad de los árboles (figura 4.6). En el sitio más seco, la caída de la PPN de las herbáceas pudo ser compensada por el componente leñoso, a excepción de sistemas con 25% de árboles. Sin embargo, bajo coberturas de 5 y 15% de árboles el balance de la PPNS fue levemente negativo (figura 4.6).

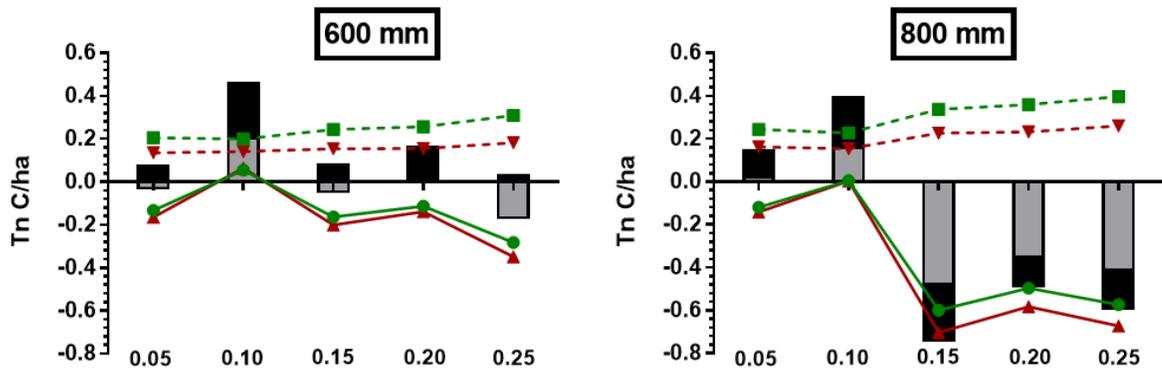


Figura 4.6: Cambios promedio en la productividad aérea y subterránea (en Tn de C/ha) de los componentes herbáceos y leñosos a medida que se incrementa la cobertura de árboles en sistemas silvopastoriles. En el caso del componente herbáceo, la variación es respecto a la productividad en pasturas puras. Las líneas verdes indican la productividad aérea, mientras que las líneas marrones indican la productividad subterránea. Las líneas punteadas corresponden al estrato leñoso, mientras que las líneas llenas al componente herbáceo. Las barras indican el balance neto de C, correspondiendo el color negro al balance de la productividad aérea y el color gris al balance de la productividad subterránea entre ambos componentes.

El balance de C entre las entradas (PPN total – PPN cosechada) y las salidas promedio (respiración total del suelo + erosión) fue negativo en todos los usos del suelo en ambos sitios, siendo los cultivos agrícolas quienes presentaron un balance más negativo. Si bien todos los usos del suelo presentaron una reducción en las pérdidas por respiración con respecto al bosque de referencia (con excepción de los bosques manejados), la mayoría mostró proporcionalmente una mayor reducción en la productividad remanente que se incorpora al sistema. La productividad remanente, se redujo entre -24.62% y -27.47% en cultivos simples, -16.57% en doble cultivo, entre -19 y 25.21% en pasturas, entre -23.43 y -31.79% y entre -16.55 y -27.85% en sistemas silvopastoriles, en el sitio húmedo y seco, respectivamente. Si bien la PPN fue, en promedio, mayor en los sitios agrícolas con respecto al bosque de referencia (entre 15.65% (cultivo simple) y 27.79% (doble cultivo) en el sitio húmedo, y de 10.95% (cultivo simple) en el sitio seco) la proporción cosechada fue considerablemente mayor (35% en promedio vs 4% bajo uso sustentable del bosque). A excepción de los manejos sustentables del bosque que presentaron pequeños incrementos (1.49% en promedio), la reducción en los niveles de respiración siguió el orden decreciente: cultivo simple (-8.19% y -11.53%), doble cultivo (-7.98%), pasturas (-19.28 y -23.66%),

sistemas silvopastoriles (entre -17.64 y -27.8% y entre -19.55 y -24.83%), en el sitio húmedo y seco, respectivamente.

En el sitio más húmedo, el balance de C promedio en sistemas agrícolas fue de -1.3 y -1.57 Tn C/ha.año bajo doble cultivo y simple, respectivamente. Los aportes (PPN total – PPN cosechada) representaron 4.8 y 4.4 Tn C/ha.año, mientras que las salidas (respiración y erosión) 6.1 y 5.9 Tn C/ha.año, respectivamente (figura 4.7). En pasturas, el balance promedio fue de -0.32 Tn C/ha.año, entre -0.13 y -0.55 Tn C/ha.año en sistemas silvopastoriles, y de -0.65 Tn C/ha.año bajo bosques manejados (figura 4.7). Los aportes de C fueron de 4.68 Tn C/ha.año, entre 4.09 y 4.82 Tn C/ha.año y de 5.6 Tn C/ha.año, respectivamente, mientras que las salidas fueron entre 4.5 y 5.1 Tn C/ha.año en pasturas y sistemas silvopastoriles, y de 6 Tn C/ha.año en los bosques manejados (figura 4.7). El bosque de referencia mantuvo un balance muy cercano a 0, siendo -0.1 Tn C/ha.año. En el sitio más seco, la PPN y la respiración del suelo fueron inferiores, aunque los balances no difirieron en gran magnitud, mostrando un patrón similar. El balance de C promedio fue de -1.21 Tn C/ha.año en sitios agrícolas, -0.26 Tn C/ha.año en pasturas, entre -0.16 y 0.33 Tn C/ha.año en sistemas silvopastoriles y 0.08 Tn C/ha.año en bosques manejados. Los aportes de C representaron 3.8, 3.96, entre 3.8 y 4.4 y 5.21 Tn /ha.año, respectivamente, mientras que las salidas 4.2, 4.17, entre 4.15 y 4.43 y 5.28 Tn /ha.año, respectivamente (figura 4.7).

Las salidas promedio por erosión en sistemas agrícolas del sitio más húmedo fue de 0.5 y de 0.7 Tn /ha.año bajo doble cultivo y simple, respectivamente, mientras que el sitio más seco fue de 0.44 Tn /ha.año (figura 4.7). En pasturas y sistemas silvopastoriles, las pérdidas por erosión promedio fueron de 0.24 y 0.23 Tn /ha.año, en el sitio húmedo y seco, respectivamente (figura 4.7). Si bien estas pérdidas representaron una baja proporción del total de las salidas, siendo entre 8.48 y 11.48% en los sitios agrícolas y entre 4 y 5% en pasturas y sistemas silvopastoriles, resultaron muy significativas cuando se analizaron con respecto al balance de carbono (PPN remanente – respiración). En sistemas agrícolas bajo cultivo simple, la pérdida de C asociada al balance de C fue entre 63 y 68%, para el sitio seco y húmedo respectivamente, mientras que las pérdidas por erosión representaron entre el 32 y el 37%. En situaciones de doble cultivo, el balance de C pasó a representar el 46%, mientras que la erosión el 48%. En las pasturas y los sistemas silvopastoriles, tanto los balances de C como las pérdidas promedio por erosión, fueron sustancialmente más bajos que los registrados en los sistemas agrícolas. Con coberturas de árboles inferiores a 10% en el sitio más húmedo, e inferiores a 20% en el sitio más seco, presentaron un balance de carbono positivo. Algunos sistemas silvopastoriles mostraron un balance promedio positivo. Bajo este escenario, las pérdidas por erosión se adjudicaron entre el 73 y el 93% de las pérdidas de C en el sitio más húmedo y seco, respectivamente. En los sistemas silvopastoriles se observó un comportamiento más variable, representando los balances negativos de C entre el 7 y 49% de las pérdidas y entre el 32 y el 56% en los sitios seco y húmedo, respectivamente.

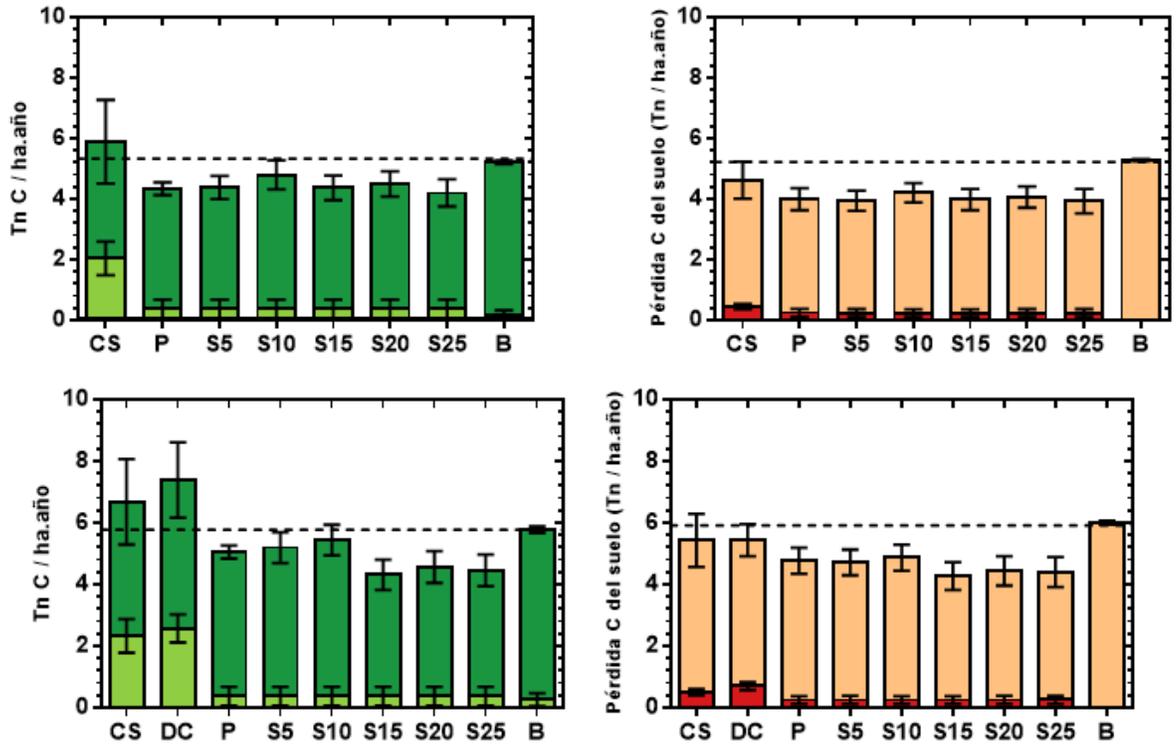


Figura 4.7: Balance promedio de C (en Tn/ha) entre las entradas (diferencia entre la productividad primaria neta total -verde oscuro- y la cosechada -verde claro-) (panel izquierdo) y las salidas (respiración -naranja- y erosión -rojo-) (panel derecho) para cada uso del suelo (CS: Cultivo simple; DC: Doble cultivo; P: Pastura; S5-S25: Sistemas silvopastoriles con cobertura creciente de árboles; B: Bosque). Las líneas señalan el desvío estándar e indican la variabilidad asociada a los distintos manejos. Los paneles superiores corresponden al sitio más seco (600 mm), mientras que los paneles inferiores al sitio más húmedo (800 mm).

4.4.3. Intensificación en el uso del suelo y variación en el COS

Los tres indicadores utilizados difirieron en su asociación con los cambios en el COS según el tipo de uso del suelo. El grado de asociación fue mayor cuando se analizaron los distintos usos del suelo por separado (cuadro 4.6). Así, mientras la AHPPN fue el indicador que mejor explicó la variación en el COS en los sitios agrícolas y en las pasturas, la apertura del ciclo del N y el ERL lo fueron para pasturas/sistemas silvopastoriles y para los manejos sustentables del bosque, respectivamente. La relación entre la AHPPN y el delta COS (%) mostró una relación negativa bajo todos los usos del suelo, con excepción de los manejos en sitios boscosos. Es decir, a mayor apropiación de la productividad del sistema reemplazante, mayor fue la pérdida de carbono observada con respecto al sistema original. En los sistemas agrícolas, la AHPPN explicó entre el 53 y 55% de la variación en el delta COS (%) (cuadro 4.6), y se ubicó en el rango de -0.25 y 0.75 en ambos sitios (figura 4.9). Como la proporción apropiada en estos sistemas fue fija, ya que se correspondió al índice de cosecha, los cambios en la AHPPN se debieron principalmente a cambios en la productividad entre el sistema original y el actual. Si bien la productividad total de los sistemas agrícolas superó en gran parte de las simulaciones la productividad total de los bosques, la productividad remanente luego de la cosecha fue inferior a la del bosque en la gran mayoría de los casos (sección 3.4.2). Prácticamente todos los sistemas agrícolas presentaron reducciones en el COS (figura

4.9), con excepción de algunos pocos manejos que implicaron el uso de monocultivo de maíz bajo altas dosis de fertilización nitrogenada (sección 3.4.1).

En las pasturas, la AHPPN explicó un porcentaje mayor de la variabilidad en el delta COS (%), siendo entre 78 y 80% (cuadro 4.6), y se ubicó en el rango de 0.05 y 0.42 en ambos sitios (figura 4.9). Las cargas ganaderas hasta 0.5 EV/ha permitieron mantener o hasta incrementar el COS con respecto al sistema original. El descanso cada tres años, junto con la fertilización nitrogenada inicial y la exclusión de quemas, favorecieron el mantenimiento del C, tal como se describió en la sección 3.4.1. En los sistemas silvopastoriles, por su parte, la AHPPN explicó entre el 42 y el 52% de la variabilidad en el delta COS (%) (cuadro 4.6), y se ubicó en el rango de -0.15 y 0.6 en ambos sitios (figura 4.9). A medida que se dejó una mayor cantidad de árboles en pie, la productividad de forraje se redujo levemente, y no pudo ser compensada por el componente leñoso (sección 3.4.2). La menor productividad total como de forraje disponible para el ganado determinó una mayor apropiación de lo producido y, por ende, un soporte de menores cargas ganaderas. En este sentido, los niveles de COS solo pudieron mantenerse a menores cargas ganaderas con respecto a las pasturas. Al igual que las pasturas, los manejos descritos anteriormente incrementaron los niveles de C en el suelo con respecto a situaciones en donde estas prácticas no fueron llevadas a cabo (sección 3.4.1). En ambos sistemas, la PPN promedio varió en función de la carga ganadera. Mientras que en las pasturas la PPN se redujo cerca de un 7% al alcanzar la máxima carga ganadera simulada (1 EV/ha) de manera lineal, en los sistemas silvopastoriles se observó un pequeño incremento de la PPN a bajas cargas (entre 0.1 y 0.25 EV/ha) y una reducción entre el 5 y el 11% bajo cargas de 1 EV/ha (figura 4.8). La variación conjunta, con una reducción en la productividad total y un incremento en el consumo ganadero, conllevan a un aumento en la AHPPN bajo altas cargas ganaderas.

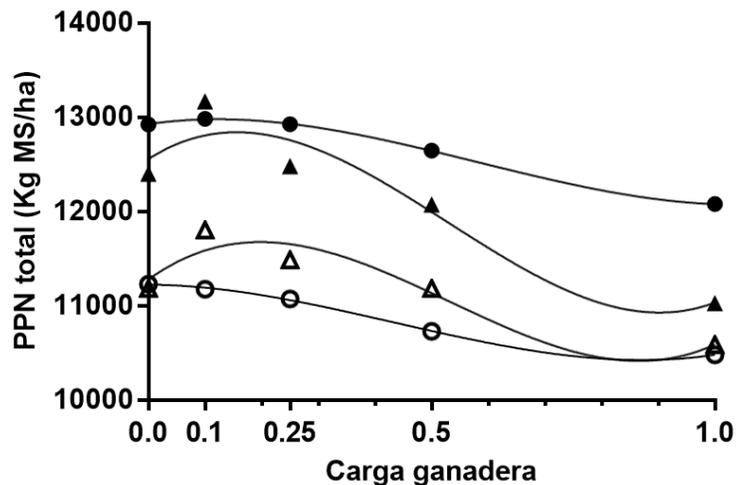
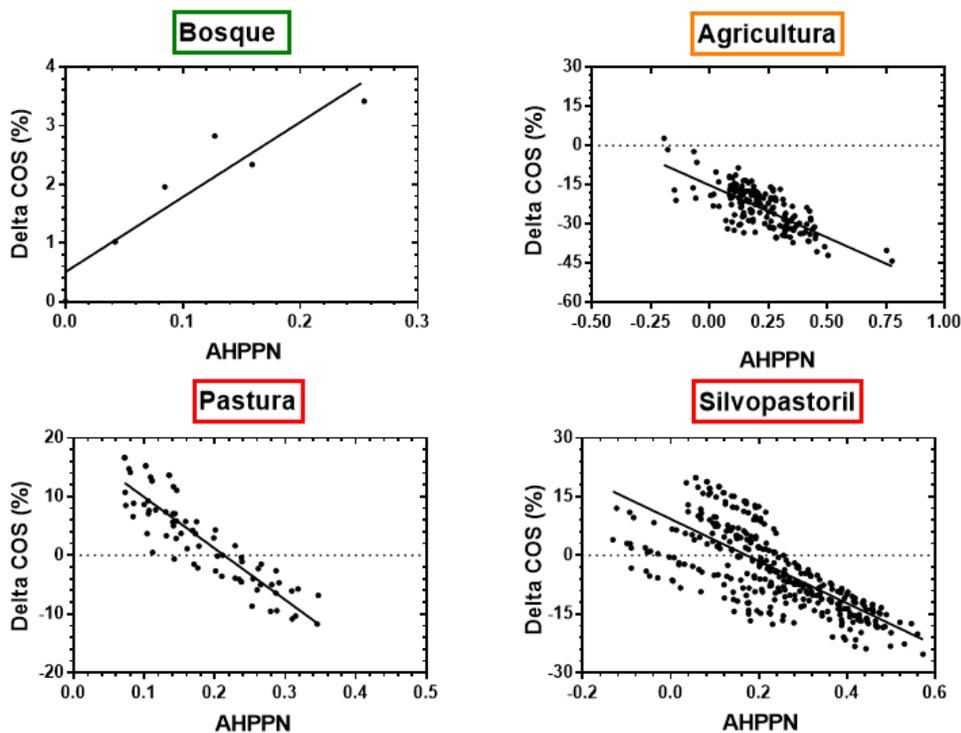


Figura 4.8: Variación promedio en la PPN total (en Kg MS/ha.año) en respuesta al incremento en la carga ganadera en pasturas puras (círculos) y sistemas silvopastoriles (triángulos). Los símbolos negros indican el sitio más húmedo y los vacíos el sitio más seco.

La AHPPN de los bosques explicó entre el 86 y el 88% de la variabilidad en el delta COS (%) (cuadro 4.6), y se ubicó en el rango de 0 y 0.25 en ambos sitios (figura 4.9). A diferencia de los sistemas productivos, ambas variables mostraron una relación positiva. Esto podría deberse a que se consideró una eficiencia de cosecha del 50% en los diferentes usos sustentables planteados, donde parte del material cosechado se reincorpora al sistema bajo la forma de aserrín, residuos de ramas y fuste. De esta manera, al incrementarse la AHPPN, también lo hacen los residuos que se incorporan al suelo, incrementando su contenido de C. Sin embargo, los cambios observados fueron leves, siendo un orden de magnitud inferiores que los registrados en el resto de los usos del suelo.



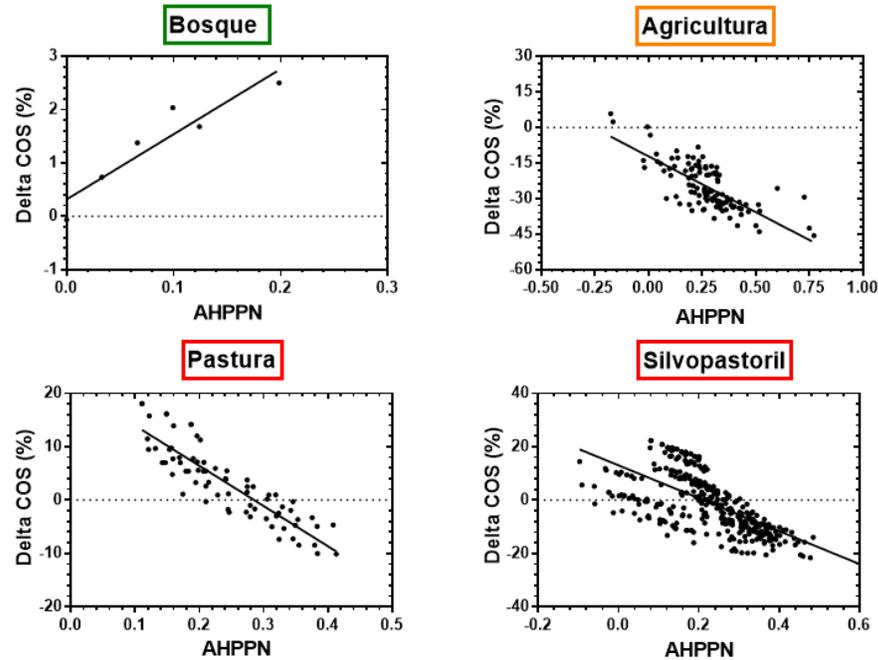


Figura 4.9: Cambios en los contenidos de C en el suelo (delta COS) de cada uno de los manejos y usos simulados en función de la apropiación humana de la productividad primaria neta (AHPPN). El delta COS (%) se calculó como la diferencia porcentual entre el valor simulado al final de la corrida y el valor simulado para la situación de bosque pristino. La AHPPN se calculó como la diferencia relativa entre la PPN original y la PPN remanente, es decir, la que surge de la diferencia entre la PPN del sistema actual y la cosechada (ecuaciones 2 y 3). Los primeros 4 paneles representan los usos y manejos del sitio más seco, mientras que en el sitio más humedo se encuentran representados por los últimos 4 paneles.

Los cambios en el delta COS (%) estuvieron relacionados negativamente con la apertura del ciclo del N en las pasturas y los sistemas silvopastoriles, mientras que mostró una relación positiva bajo usos agrícolas y sustentables del bosque (figura 4.10). Los cambios en el uso del suelo alteraron los contenidos de N en el suelo y sus flujos, modificando el balance del ecosistema (cuadro 4.5). Los resultados mostraron que los ciclos “más abiertos” presentaron mayores transferencias desde y hacia el ecosistema, y que, si bien las ganancias y las pérdidas de N ocurrieron de manera simultánea, las mismas no fueron de igual magnitud. Así, en todos los usos del suelo, con excepción de los bosques, las salidas de N fueron mayores que las entradas (cuadro 4.5). La disminución de los contenidos de N en la materia orgánica se correlacionó con las reducciones observadas en el COS ($R^2=0.80$, $n=1148$, $p<0.0001$), y estuvieron asociadas con incrementos en las salidas totales de N del ecosistema. Además, se observó que las fuentes de origen de los ingresos y emisiones de N cambiaron drásticamente entre los usos del suelo.

Mientras que en el bosque nativo las pérdidas de N por volatilización representaban el 96% de las salidas de N (entre 0.8 y 0.9 g N/m².año), éstas se duplicaron y pasaron a representar el 15% en los sitios agrícolas (entre 1.5 y 1.7 g N/m².año), dándose la mayor pérdida por exportación del grano (entre 8.2 y 9.5 g N/m².año), siendo alrededor del 83% (cuadro 4.5). En estos sistemas, las salidas de N fueron 1100% superiores a la del bosque nativo. En las pasturas y los sistemas silvopastoriles, las pérdidas por volatilización fueron

intermedias entre el bosque y la agricultura (entre 1.1 y 1.7 g N/m².año) y representaron entre el 25 y el 28% de las salidas (cuadro 4.5). La mayor parte de las pérdidas ocurrieron por consumo animal (entre 3 y 4.6 g N/m².año), representando alrededor del 72% del total (cuadro 4.5). En estos sistemas las salidas fueron entre 300 y 600% superiores a la del bosque nativo. Las pérdidas por lixiviación representaron una pequeña fracción, inferior al 4% en todos los usos (cuadro 4.5). En cuanto a las entradas de N, en el bosque nativo ocurrieron por fijación (simbiótica y no simbiótica) y por deposición atmosférica, prácticamente en partes iguales, siendo en total de entre 0.9 y 1.1 g N/m².año (cuadro 4.5). Las entradas por fijación y fertilización nitrogenada superaron en un orden de magnitud a la deposición atmosférica bajo sistemas agrícolas (entre 7.3 y 9 g N/m².año), dependiendo del tipo de cultivo y práctica de manejo aplicada, representando más del 80% de los ingresos de N al sistema (cuadro 4.5). Las entradas fueron alrededor de 900% superiores a la del bosque nativo. En pasturas y sistemas silvopastoriles, la mayor contribución externa de N al sistema estuvo representada por los ingresos asociados con las excretas de los animales (heces y orina), representando entre el 65 y el 74% del total (entre 2 y 3.4 g N/m².año) (cuadro 4.5). Con respecto al bosque nativo, las entradas fueron entre 200 y 400% superiores.

En los bosques manejados sustentablemente, la apertura del ciclo del N se relacionó positivamente con el delta COS (%) (figura 4.10), explicando entre el 35 y el 57% de la variabilidad (cuadro 4.5). Si bien los ingresos de N tuvieron una muy pequeña disminución con respecto al bosque no manejado asociada a una reducción en la fijación (entre 0.07 y 0.11%), el N del ecosistema se redujo un 0.4%, debido a la disminución del N alocado en vegetación leñosa (cuadro 4.5). De esta manera, la quita selectiva de árboles redujo el N del ecosistema más que los ingresos, observándose un incremento en la apertura del ciclo del N. Como se dijo anteriormente, los aumentos en el COS (%) estuvieron explicados por la eficiencia de cosecha del 50% que incrementó el material vegetal incorporado al suelo. En los sitios agrícolas también se observó una relación positiva entre el delta COS (%) y la apertura del ciclo del N (figura 4.10), aunque esta variable tan solo explicó entre el 23 y 27% de la variabilidad en el C del suelo (cuadro 4.6). Esto estuvo asociado principalmente a mayores incrementos en las entradas de N por fertilización y fijación que a aumentos en el N del ecosistema (cuadro 4.5). Como se dijo anteriormente, la mayor disponibilidad de N tuvo impactos positivos sobre el COS, al incrementar la productividad total y, por ende, la productividad remanente que queda en el ecosistema luego de la cosecha. Si bien los incrementos en las entradas de N se correlacionaron positivamente con aumentos en los egresos ($R^2=0.95$, $n=272$, $p<0.0001$), en la medida en que aumentó la apertura en el ciclo del N el balance entre entradas y salidas se tornó positiva. En las pasturas y los sistemas silvopastoriles, por su parte, la apertura del ciclo del N se correlacionó negativamente con el delta COS (%) (figura 4.10), explicando dicha variable entre el 73 y el 86% de la variabilidad total (cuadro 4.6). Los incrementos en la apertura del ciclo del N estuvieron asociados principalmente a aumentos en los ingresos por excretas animales (cuadro 4.5). Sin embargo, estas mayores entradas estuvieron correlacionadas con mayores salidas de N por consumo animal ($R^2=0.99$, $n=864$, $p<0.0001$), tornándose el balance de N cada vez más negativo en la medida en que se incrementó la apertura del ciclo (cuadro 4.5). En los sistemas silvopastoriles el N presente en la vegetación herbácea viva fue mayor con respecto a las pasturas (entre 8.8 y 10.5 g N/m² vs 7.3 y 9 g N/m².año en el sitio húmedo y seco, respectivamente), lo que determinó que también lo sea el N consumido y excretado por los animales (cuadro 4.5).

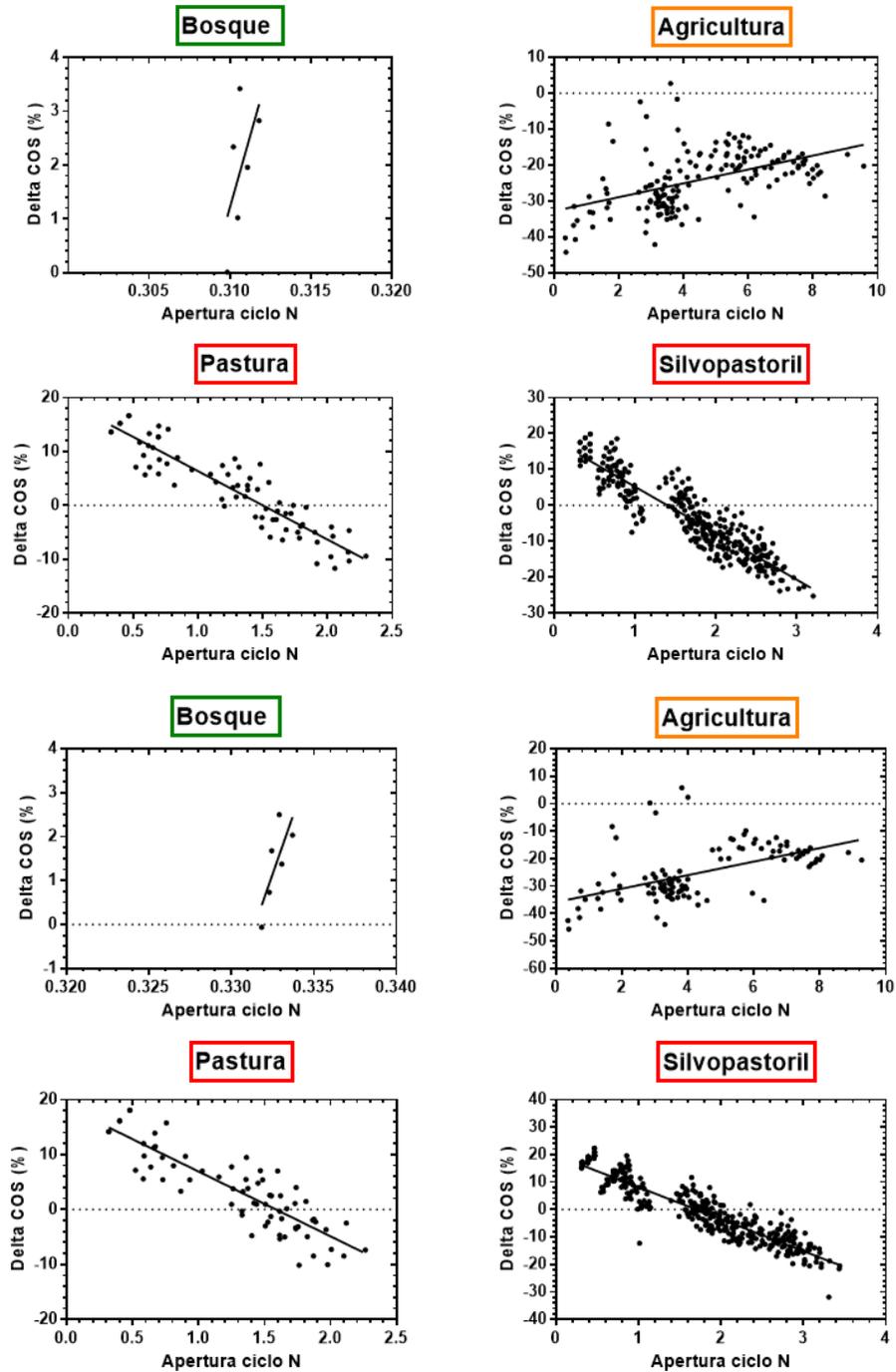


Figura 4.10: Cambios en los contenidos de C en el suelo (delta COS) de cada uno de los manejos y usos simulados en función del nivel de apertura del ciclo del N. El delta COS (%) se calculó como la diferencia porcentual entre el valor simulado al final de la corrida y el valor simulado para la situación de bosque prístino. La apertura del ciclo del N, por su parte, se calculó como el cociente entre los flujos de entradas de N al sistema y las reservas de N en el ecosistema (cuadro 4.4). Los primeros 4 paneles representan los usos y manejos del sitio más seco, mientras que en el sitio más húmedo se encuentran representados por los últimos 4 paneles.

Cuadro 4.5: Contenidos de N (en g/m²) (A) y flujos (B) (en g/m².año) medios, máximos y mínimos de cada uso del suelo para el sitio más seco (600 mm) y húmedo (800 mm). La primera columna (Bosque Ref) indica los valores para la situación prístina, es decir, sin ningún tipo de manejo. Contenidos: Nitrogeno orgánico del suelo (NOS) en los tres compartimentos (activo, lento y pasivo), N inorgánico, Broza, Vegetación herbácea viva y muerta, Vegetación leñosa viva y muerta. Flujos: entradas y salidas de N del suelo.

A. Contenidos N (g/m ²)	600												
	Bosque Ref	Agricultura			Bosque			Pastura			Silvopastoril		
	Media	Media	Min	Max	Media	Min	Max	Media	Min	Max	Media	Min	Max
NOS F. activa	19.4	17.7	5.9	40.1	19.1	19.0	19.4	12.0	9.3	15.7	13.0	7.5	19.6
NOS F. lenta	88.2	70.5	42.5	113.8	90.7	88.2	92.5	99.7	83.4	115.3	98.7	72.4	120.9
NOS F. pasiva	115.1	106.5	99.2	111.1	115.2	115.1	115.3	112.1	106.0	115.8	112.0	104.0	115.9
NOS Total	222.7	194.6	150.7	265.0	225.0	222.7	226.7	223.8	198.8	246.8	223.7	184.3	253.0
N Inorgánico	1.9	3.5	1.4	9.2	1.9	1.9	1.9	1.0	0.8	1.2	0.9	0.4	1.4
Broza	2.2	0.9	0.3	2.0	2.1	2.1	2.2	1.4	1.1	1.6	1.5	1.1	2.1
Veg. Herb. Viva	0.0	3.6	1.4	7.8	0.0	0.0	0.0	7.3	5.9	8.7	8.8	7.1	10.1
Veg. Herb. Muerta	0.0	2.0	0.8	2.9	0.0	0.0	0.0	0.5	0.2	1.4	0.6	0.0	1.6
Veg. Leñ. Viva	49.7	0.0	0.0	0.0	44.9	41.6	49.7	0.0	0.0	0.0	5.9	2.0	11.8
Veg. Leñ. Muerta	8.0	0.9	0.0	2.2	9.5	8.0	10.6	0.0	0.0	0.0	7.2	5.7	8.9
Total ecosistema	284.5	205.5	154.6	289.0	283.4	276.3	291.1	234.1	206.8	259.7	248.5	200.5	288.9
B. Flujos N (g m²/año)													
Absorbido	11.9	16.7	6.4	31.6	11.7	11.5	11.9	8.5	7.8	9.3	8.9	7.9	10.2
Mineralización neta	11.0	9.1	5.7	13.5	10.8	10.6	11.0	5.5	5.1	6.1	7.9	6.4	9.7
Fertilizado	0.0	1.4	0.0	9.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.4	0.2	0.0	0.4
Excretas	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.0	0.0	3.7	3.1	0.0	6.3
Fijación	0.5	7.3	0.1	19.2	0.4	0.4	0.5	0.3	0.3	0.3	0.4	0.3	0.5
Deposición atmosférica	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.6
Total entradas	0.9	9.1	0.6	28.7	0.9	0.9	0.9	3.0	0.8	4.9	4.2	0.8	7.7
Lixiviado	0.0	0.2	0.0	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Consumo de herbívoros	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.8	0.0	5.0	4.2	0.0	8.3
Volatizado	0.8	1.5	0.9	2.1	0.7	0.7	0.8	1.1	0.6	1.5	1.5	0.7	2.2
N en grano	0.0	8.2	2.6	16.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Total salidas	0.8	9.9	3.4	19.0	0.8	0.8	0.8	3.8	0.6	6.5	5.7	0.7	10.5

A. Contenidos N (g/m ²)	800												
	Bosque Ref	Agricultura			Bosque			Pastura			Silvopastoril		
	Media	Media	Min	Max	Media	Min	Max	Media	Min	Max	Media	Min	Max
NOS F. activa	23.0	20.8	7.8	40.5	23.1	23.0	23.1	14.7	11.2	18.7	17.3	9.7	25.4
NOS F. lenta	101.9	82.0	51.7	124.2	105.8	101.9	108.7	113.7	95.2	130.0	112.9	84.5	137.2
NOS F. pasiva	138.6	121.7	110.4	129.8	138.8	138.6	138.9	133.3	125.5	138.4	132.7	121.4	138.4
NOS Total	263.5	224.5	177.9	294.5	267.7	263.5	270.7	261.7	231.9	287.1	263.0	215.7	296.8
N Inorgánico	0.8	3.4	0.9	11.4	0.8	0.7	0.8	0.5	0.3	0.7	0.5	0.3	1.0
Broza	2.2	1.1	0.4	2.2	2.2	2.1	2.2	1.4	1.1	1.7	1.6	1.1	2.1
Veg. Herb. Viva	0.0	4.3	1.4	9.6	0.0	0.0	0.0	9.0	7.5	10.3	10.5	7.7	12.1
Veg. Herb. Muerta	0.0	2.3	0.8	3.4	0.0	0.0	0.0	0.6	0.1	1.6	0.6	0.0	1.8
Veg. Leñ. Viva	68.2	0.0	0.0	0.0	60.9	56.2	68.2	0.0	0.0	0.0	8.4	2.9	14.3
Veg. Leñ. Muerta	10.5	1.2	0.0	2.8	12.5	10.5	14.0	0.0	0.0	0.0	10.2	8.2	12.0
Total ecosistema	345.2	236.8	181.4	323.9	344.0	333.1	355.9	273.2	241.0	301.4	294.8	235.8	340.1

B. Flujos N (g m²/año)

Absorbido	12.7	19.4	6.5	37.5	12.4	12.1	12.7	9.8	9.1	10.5	9.8	8.2	10.8
Mineralización neta	11.9	10.3	5.3	16.1	11.5	11.3	11.9	6.4	6.0	7.0	8.9	7.3	10.4
Fertilizado	0.0	1.5	0.0	9.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.4	0.2	0.0	0.4
Excretas	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.2	0.0	4.3	3.4	0.0	6.8
Fijación	0.5	8.8	0.1	22.7	0.5	0.5	0.5	0.4	0.4	0.4	0.5	0.3	0.5
Deposición atmosférica	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6
Total entradas	1.1	10.9	0.7	32.3	1.1	1.1	1.1	3.4	1.0	5.7	4.6	0.9	8.3
Lixiviado	0.0	0.2	0.0	1.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1
Consumo de herbívoros	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.1	0.0	5.8	4.5	0.0	9.0
Volatizado	0.9	1.7	0.9	2.4	0.9	0.9	0.9	1.2	0.7	1.7	1.7	0.8	2.4
N en grano	0.0	9.5	2.6	19.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Total salidas	0.9	11.4	3.5	23.1	0.9	0.9	0.9	4.3	0.7	7.5	6.2	0.8	11.4

Al igual que lo observado con la apertura del ciclo del N, el indicador de la presión ambiental (ELR) se relacionó positivamente con los cambios en el delta COS (%) bajo usos agrícolas y sustentables del bosque, y negativamente en las pasturas y los sistemas silvopastoriles (figura 4.11). Los bosques presentaron una muy baja presión ambiental, del orden de 0.01, las pasturas y silvopastoriles una presión ambiental baja, entre 0.3 y 2, mientras que la agricultura mostró una carga ambiental moderada a alta, donde la utilización de energía proveniente de recursos no renovables superó entre 3 y 14 veces la proveniente de recursos renovables (figura 4.11).

En los bosques, el ELR fue el indicador que mejor explicó la variación en el delta COS (%) con respecto a los otros dos indicadores, siendo alrededor del 95% (cuadro 4.6). La asociación positiva entre ambas variables se debió principalmente al incremento del COS que genera el aprovechamiento sustentable del bosque (por aumento de residuos asociados al índice de cosecha), los cuales fueron superiores cuando se intensificó la actividad extractiva basada en energía no renovable (consumo de combustible y lubricantes y uso de maquinarias). El delta COS (%) también mostró una buena correlación con la energía producida, calculada como el producto entre la biomasa vegetal cosechada y un valor calorífico de 19255600 J/kg (FAO) ($R^2=0.89$, $n=12$, $p<0.0001$), siendo entre $1.179E+10$ y $7.07E+10$ J/ha.año. Si bien la relación entre el ELR y el delta COS (%) fue significativa en los sitios agrícolas, este indicador explicó una pequeña proporción de la variación, siendo entre 7 y 9% (cuadro 4.6). Incrementos en el ELR, es decir, en la utilización de recursos no renovables, tendieron a reducir el delta COS (%) (figura 4.11), lo cual puede explicarse por el incremento en la productividad asociado a mayor uso de fertilizantes nitrogenados. La baja correlación podría explicarse por la gran dispersión en el ELR que genera la aplicación diferencial de pesticidas, coadyuvantes agrícolas y labores entre los cultivos utilizados. Sin embargo, también se encontró una buena correlación con la energía producida por los sistemas agrícolas, calculada como el producto entre el rendimiento en grano promedio (kg/ha.año) y el contenido energético (siendo de $1.38E+07$, $2.42E+07$, $1.96E+07$, para cultivos de trigo, soja y maíz, respectivamente) ($R^2=0.55$, $n=272$, $p<0.0001$). La energía producida varió entre $6.8E+10$ y $1.29E+11$, superando a la obtenida bajo manejos sustentables del bosque.

En las pasturas y los sistemas silvopastoriles, por su parte, el ELR explicó una porción significativa de la variabilidad en el delta COS (%), siendo entre el 72 y el 82% (cuadro 4.6). A diferencia de los anteriores usos del suelo, la relación entre ambas variables fue negativa, lo que indica que una mayor intensificación en el uso de recursos no renovables reduce los niveles de C en el suelo (figura 4.11). Éstos estuvieron muy asociados a la carga ganadera, la cual al incrementarse requirió mayor consumo de agua, construcción de bebederos, asignación de suplementos dietarios y productos de sanidad animal. El delta COS (%) también estuvo correlacionado con la energía producida, calculada como el producto entre la productividad secundaria (estimada en 138 kg/ha.año) y el contenido energético 13360000 J/kg ($R^2=0.74$, $n=720$, $p<0.0001$ y $R^2=0.76$, $n=144$, $p<0.0001$ en pasturas y sistemas silvopastoriles, respectivamente). Estos sistemas mostraron la menor energía producida con respecto a los otros usos del suelo, siendo entre $2.55E+08$ y $3.55E+09$ bajo condiciones de pastoreo.

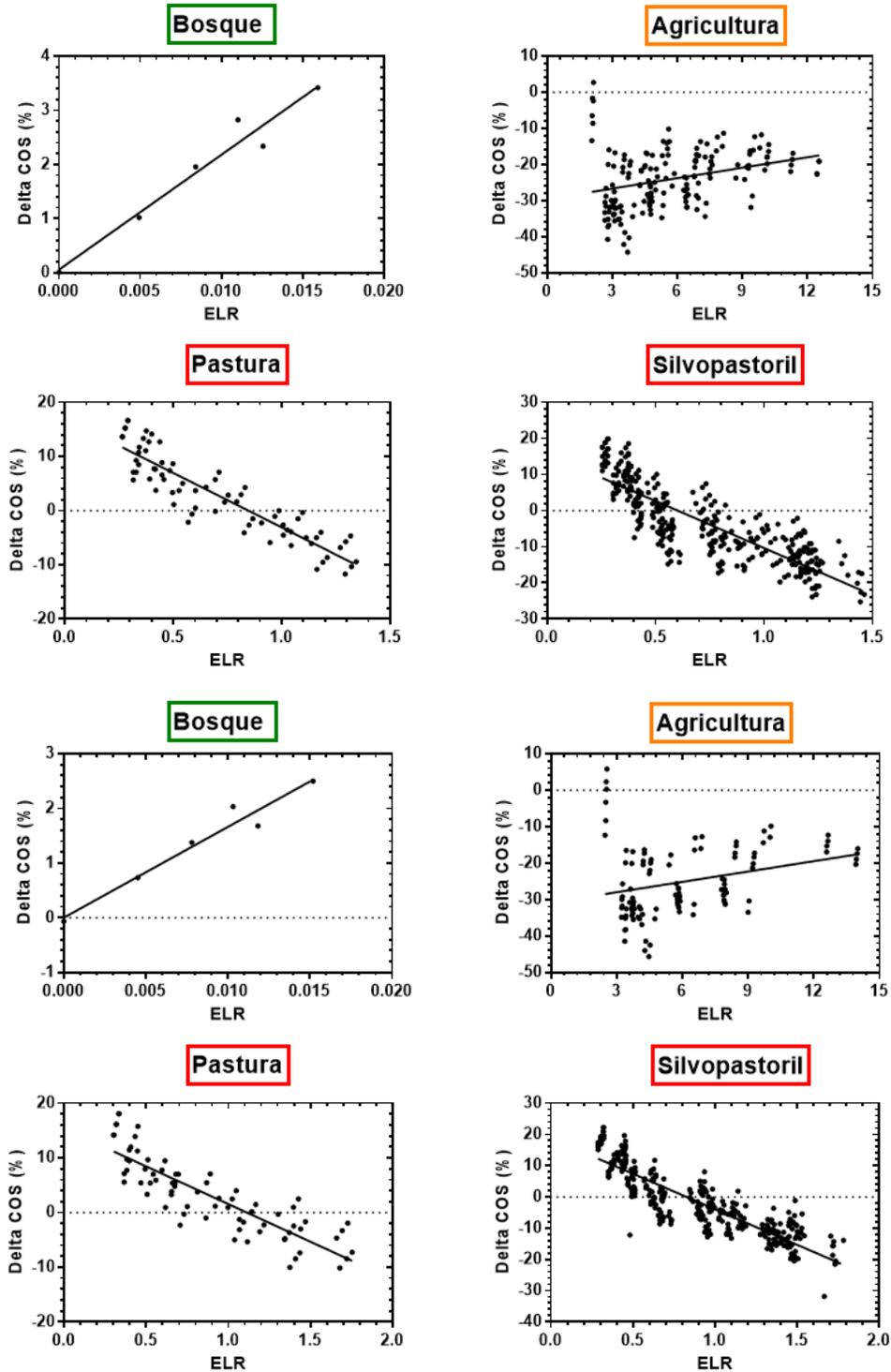


Figura 4.11: Cambios en los contenidos de C en el suelo (delta COS) de cada uno de los manejos y usos simulados en función de un indicador de la presión ambiental (ELR). El delta COS (%) se calculó como la diferencia porcentual entre el valor simulado al final de la corrida y el valor simulado para la situación de bosque prístino. El ELR se calculó como el cociente entre la energía no renovable (natural o antrópica) y la energía renovable implicada en la producción de commodities. Los primeros 4 paneles representan los usos y manejos del sitio más seco, mientras que en el sitio más húmedo se encuentran representados por los últimos 4 paneles.

Cuadro 4.6: Descriptores (valor p y R²) del ajuste lineal entre el delta COS (%) y distintos indicadores de la intensificación en el uso del suelo para los distintos usos del suelo (bosque, agricultura, pasturas y sistemas silvopastoriles) presentes en dos sitios con distinta precipitación media anual (PMA).

Indicador de Intensificación de uso del suelo	Uso del suelo	PMA	Valor-p	R ²
Apropiación Humana de la Productividad Primaria Neta (AHPPN)	Agricultura	600	<0.00001	0.5531
	Pastura	600	<0.00001	0.7813
	Silvopastoril	600	<0.00001	0.4263
	Bosque	600	<0.00001	0.8726
	Todos	600	<0.00001	0.338
	Agricultura	800	<0.00001	0.5328
	Pastura	800	<0.00001	0.7966
	Silvopastoril	800	<0.00001	0.52
	Bosque	800	<0.00001	0.8678
	Todos	800	<0.00001	0.2628
Apertura del Ciclo del N	Agricultura	600	<0.00001	0.2794
	Pastura	600	<0.00001	0.7376
	Silvopastoril	600	<0.00001	0.8601
	Bosque	600	<0.00001	0.5779
	Todos	600	<0.00001	0.4153
	Agricultura	800	<0.00001	0.2312
	Pastura	800	<0.00001	0.8402
	Silvopastoril	800	<0.00001	0.8537
	Bosque	800	<0.00001	0.3512
	Todos	800	<0.00001	0.4122
ERL	Agricultura	600	0.0032	0.0792
	Pastura	600	<0.00001	0.7389
	Silvopastoril	600	<0.00001	0.7873
	Bosque	600	0.0008	0.9543
	Todos	600	<0.00001	0.3907
	Agricultura	800	<0.00001	0.096
	Pastura	800	<0.00001	0.8264
	Silvopastoril	800	<0.00001	0.7244
	Bosque	800	0.0008	0.9539
	Todos	800	<0.00001	0.3791

4.5. Discusión

Los resultados observados coincidieron parcialmente con los postulados en la primera hipótesis. Si bien se observó una disminución, tanto en las ganancias de C como en las

pérdidas por respiración en todos los usos del suelo con respecto al bosque nativo, la proporción de la reducción varió según el uso del suelo considerado. Así, mientras en los sistemas agrícolas la reducción en las ganancias fue entre 2 y 3 veces superior a la disminución en las salidas por respiración del suelo, en pasturas y sistemas silvopastoriles las diferencias no sólo fueron mucho más sutiles, sino que en algunos casos se invirtió el orden. Estos resultados fueron consistentes con los observados en ecosistemas subtropicales más húmedos, donde los cambios en el COS observados estuvieron controlados principalmente por la cantidad de las entradas de C y su retención en el suelo, en lugar de con la salida de C (Eclesia et al., 2016). La reducción en la tasa de mineralización bajo diferentes usos del suelo puede ser explicada por la cantidad de broza que llega al suelo, independientemente de su calidad (Naldini, 2016). La mineralización disminuiría a medida que se reduce el aporte de broza, dado por un cambio negativo en la probabilidad de encuentro entre los microorganismos y el sustrato vegetal (Don et al., 2013). Paralelamente, Silberman et al. (2015) han observado en la región bajo estudio una reducción en la actividad de los microorganismos heterótrofos del suelo por el menor aporte de residuos.

El balance negativo de carbono fue la causa principal de la disminución en el nivel de COS en los sitios agrícolas, con una importancia relativa superior a las pérdidas dadas por erosión. Resultados similares fueron obtenidos por Álvarez et al. (2006; 2015) para la Región Pampeana, quienes observaron un balance de C promedio de -1.7 Tn/ha.año, asignándole un 58% de la pérdida a un saldo negativo y un 42% a la erosión del suelo. Villarino et al. (2017) asociaron el balance negativo de C en los sitios agrícolas con la menor PPNA que registran los cultivos con respecto al bosque (Volante et al., 2012). Sin embargo, tanto aquí como en el Capítulo 3, se observó que los cultivos presentaron una PPNA y una PPN superior a la del bosque nativo, aunque el C potencial que se incorporaba al suelo luego de la cosecha era menor. Uno de los fenómenos que más se manifiestan en Chaco por efecto de la agriculturización es la erosión eólica, donde los suelos fueron categorizados como ligeramente erosionables (Rojas et al., 2013). Considerando el contenido de C promedio de las muestras de suelo en sitios agrícolas luego de 20 años (1.03%), la erosión simulada se encontró en el rango de 42.7 y 67.7 Tn/ha.año de suelo, coincidente con el rango de erosión baja (31-60 Tn/ha.año) reportada por la FAO (1993) para la región del Interfluvio Bermejo – Salado.

Los cambios observados en el COS en el gradiente de precipitación fueron compatibles parcialmente con lo postulado en la segunda hipótesis. Si bien los cambios en el uso del suelo en el sitio más húmedo generaron un mayor impacto sobre el COS en términos nominales con respecto al C del bosque nativo, las variaciones relativas fueron muy similares en ambos sitios. En los sitios agrícolas, los resultados obtenidos se encontraron dentro del rango reportado por diversos Metanálisis (Davidson & Ackerman, 1993; Guo & Gifford, 2002; Murty, 2002; Smith et al., 2016) y estudios locales (Conti et al., 2014; Osinaga et al., 2016; Rojas et al., 2016; Villarino et al., 2017), observándose variaciones negativas entre 20 y 45% con respecto a la situación prístina. En los primeros años luego del desmonte se registró un incremento en el COS muy significativo. Esto fue coincidente con lo observado por Villarino et al. (2017), quien lo asoció a la incorporación de grandes cantidades de biomasa aérea y carbono vegetal del bosque desmontado al suelo. Sin embargo, el modelo ajustado con las muestras obtenidas a campo mostró un mayor incremento en el COS post-desmonte y una caída abrupta en los siguientes años respecto a los valores simulados aquí (figura 4.12). En lo que respecta a pasturas, diversos estudios basados en Metanálisis

arrojaron resultados dispares. Mientras que Murty (2002) observó tanto ganancias como pérdidas de COS al reemplazar los bosques, Guo & Gifford (2002) y Eclesia et al. (2012) observaron incrementos en el COS en sitios con precipitaciones medias anuales entre 1500 y 3000 mm, pero no identificaron efectos significativos por encima o debajo de ese rango. A escala local no se destacan trabajos que evalúen el impacto sobre el COS del reemplazo del bosque semiárido por éste uso del suelo.

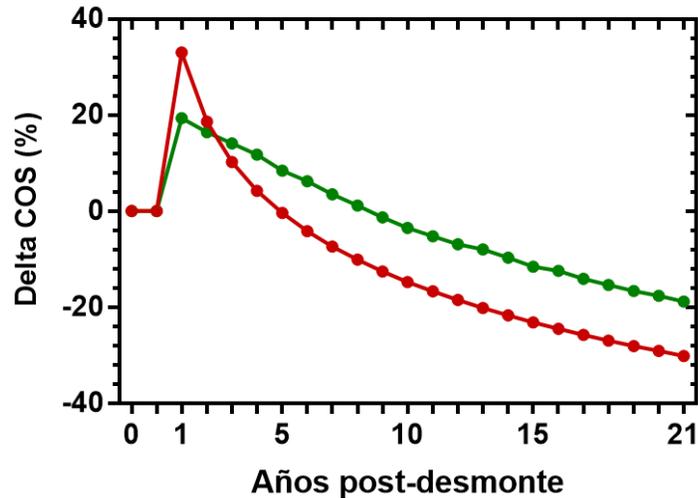


Figura 4.12: Cambios en los contenidos de C en el suelo (delta COS) en sitios agrícolas respecto del bosque prístino en función del tiempo transcurrido luego del desmante. En línea roja se muestra el modelo ajustado por Villarino et al. (2017) en base a 21 muestras de suelo para una profundidad de 0-30 cm. En verde se muestra el comportamiento promedio del delta COS (%) para las principales rotaciones agrícolas de la región (Mosciaro, comunicación personal), simuladas con el modelo CENTURY.

Los trabajos a escala local relacionados con el balance de C del suelo en los bosques se abocaron a estudiar el impacto de diferentes disturbios, asociados a la ocurrencia de fuegos o al pastoreo excesivo (Abril et al., 1999; 2001; 2005). Según estos estudios el sobrepastoreo tiene un mayor efecto adverso significativo en el balance de C del suelo que el fuego cuando ambos factores actúan por separado. Las áreas quemadas pero no pastoreadas parecieron mostrar una tendencia a recuperar el C inicial, mientras que en los sitios crónicamente sobrepastoreados, existió una tendencia permanente a la pérdida de carbono. Tanto el pastoreo intensivo de ganado dentro del bosque como la extracción forestal para leña y carbón, son prácticas disruptivas comunes que se encuentran vinculadas a la presencia de “puestos ganaderos” en la región (poblaciones rurales con escasa infraestructura) (Grau et al., 2008). El impacto del pastoreo sobre la dinámica del C en estos sistemas leñosos resulta una práctica interesante a evaluar. Sin embargo, no pudo ser simulada mediante CENTURY, debido a que no es posible representar el consumo de la hojarasca y los retornos de C y N por excreta animal en sistemas no herbáceos. Por el contrario, sí fue posible simular las diferentes prácticas de manejo sustentable del bosque, actividad de la cual no se han encontrado trabajos a escala local que hayan evaluado su impacto. Se observó que todos los manejos incrementaron el COS con respecto a la situación sin remoción, asociado principalmente a la eficiencia de cosecha del 50% utilizada, donde la mitad del material se

reincorporó al sistema bajo la forma de aserrín, residuos de ramas y fuste. Sin embargo, a pesar de que no se observaron diferencias significativas en la PPNA del bosque bajo las diferentes estrategias de remoción de biomasa a lo largo de la simulación, el cambio observado en la biomasa vegetal aérea viva fueron considerables (figura 4.13). Las remociones anuales del 2.5 y 4% produjeron una reducción constante de la biomasa aérea a lo largo del periodo, siendo entre 19 y 30% inferior al final de la simulación. Del mismo modo, la biomasa no pudo ser repuesta entre turnos de corta bajo quitas quinquenales, observándose una reducción entre 8 y 24% luego de 21 años (figura 4.13). Los resultados sugerirían que estas prácticas de manejo tienen leves impactos positivos en el COS a corto plazo, pero que no serían sustentables a mediano y largo plazo, dada la drástica reducción en la biomasa aérea.

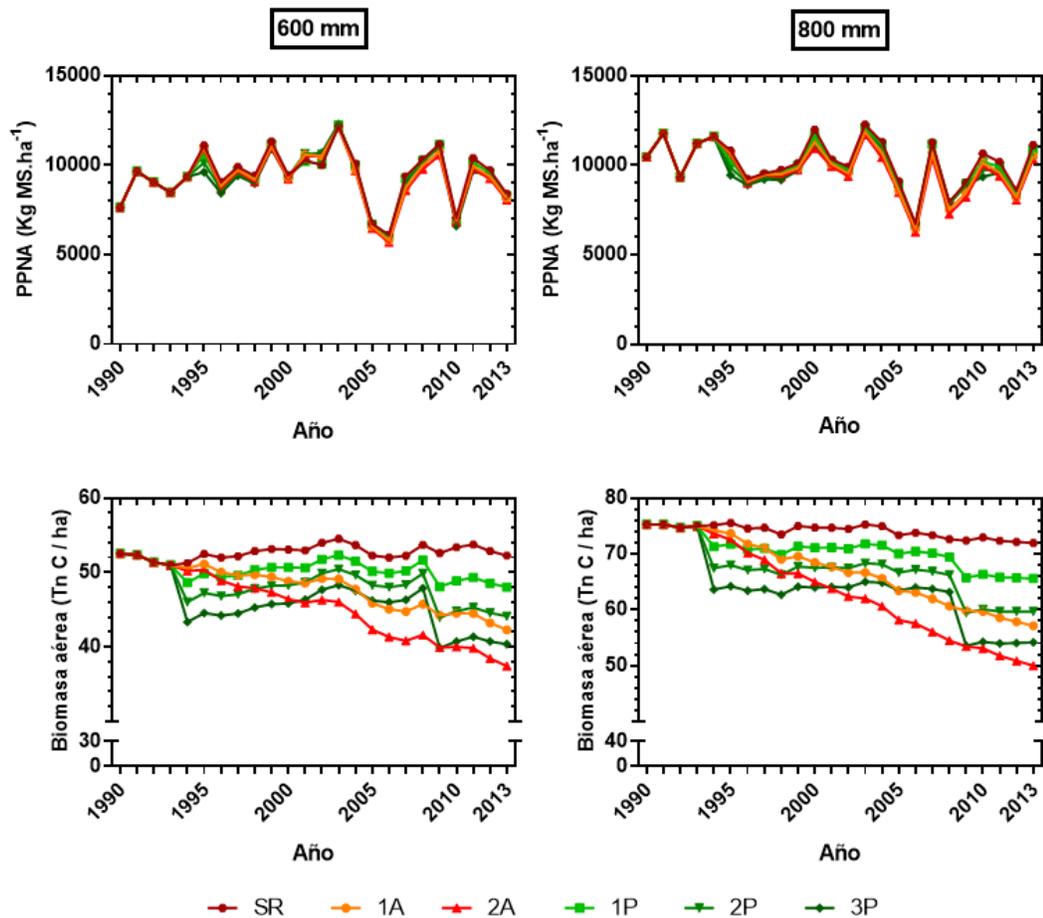


Figura 4.13: Productividad primaria neta aérea (PPNA) (paneles superiores) y biomasa aérea (paneles inferiores) a lo largo de la simulación. 1A y 2A representan las prácticas de manejo con extracciones del 2.5 y 4% anual de la biomasa en pie, respectivamente, mientras que 1P, 2P y 3P indican las cortas quinquenales del 10, 20 y 30% de la biomasa, respectivamente. SR representa la situación sin remoción.

En los sitios agrícolas, el cultivo de maíz generalmente tiene impactos positivos sobre el COS, debido a la mayor biomasa de residuos que retorna al suelo (Studdert & Echeverría, 2000). De hecho, la proporción con la cual es incluido en la rotación agrícola se asoció negativamente con la disminución de C en la región chaqueña (Villarino et al., 2017). Es una

especie C₄, por lo que presenta una mayor eficiencia de uso de radiación que los otros cultivos considerados (especies C₃) y, por lo tanto, una mayor entrada de C al sistema consecuencia de su mayor PPN. De hecho, las simulaciones mostraron, en promedio, una productividad del maíz 33% superior al de la soja, y 80% a la del trigo. Esta alta capacidad de producción de biomasa, en conjunción con el alto rendimiento en grano, sugieren un alto potencial para transiciones de uso de la tierra más sostenibles, en lugar del actual predominio del monocultivo de soja (Murray et al., 2016). La aplicación de fertilizante nitrogenado fue el factor de manejo que más efecto tuvo en la variabilidad del COS, dada su influencia positiva sobre la producción de biomasa. El nitrógeno del suelo es un factor clave en la formación de materia orgánica debido a la relación C / N estable, y debido a que las exportaciones de granos eliminan grandes cantidades de nutrientes, la reposición de este nutriente es esencial (Caride et al., 2012). Según estos autores, las rotaciones que incluían pasturas de leguminosas tenían pérdidas de COS tres veces inferiores que las secuencias de agricultura continua en la región Pampeana sosteniendo, de esta manera, que el balance de N tenía un efecto superior que las entradas de C, las cuales fueron cuantificadas a través de cambios en la RFAA. Sin embargo, esta aproximación sólo considera las variaciones ocurridas en la parte aérea, y es posible que los cambios registrados en el COS se debieran a alteraciones en la proporción PPNA:PPNS. Las pasturas, en comparación con los cultivos, pueden aumentar las entradas de C al suelo debido a que presentan una mayor producción de raíces, aumentando así el COS (Guo & Gifford, 2002), incluso cuando la PPN permanece inalterada.

En el sitio húmedo la reducción en el COS fue mayor en sistemas bajo cultivo simple (figura 4.4), aunque seguramente estuvo asociado a la inclusión del monocultivo de trigo que tiene una menor productividad que el maíz y la soja. En contraposición a lo esperado, las secuencias de doble cultivo tuvieron una menor productividad total que los monocultivos, impactando negativamente sobre el COS. Así, mientras los monocultivos de maíz y soja presentaron una productividad promedio de 26% y 23% superior a la registrada en secuencias que incluyeron al trigo como cultivo de invierno antecesor, respectivamente (43% y 26% si solo se compara la productividad de los cultivos de verano, respectivamente), los monocultivos trigo tuvieron una productividad promedio del 82% superior a la registrada al utilizar cultivos de verano. Esto probablemente se encuentre asociado a la cantidad de agua almacenada en el perfil del suelo al inicio del periodo crítico en cada cultivo. Mientras que para un monocultivo de verano el agua es prácticamente suficiente, mostrando un valor de estrés hídrico bajo, la siembra de un cultivo de invierno implicaría un consumo y una menor disponibilidad de agua en el suelo en el periodo crítico del cultivo de verano, con una penalización sobre el rendimiento (Giménez et al., 2014). Lo mismo ocurriría con los monocultivos invernales, que presentan la mayor parte de su ciclo de crecimiento antes del inicio de la temporada de lluvia. La ausencia de lluvias durante el invierno y principios de primavera determina que el nivel de agua disponible para el cultivo dependa del grado de pérdida de agua durante el verano precedente, el cual sería mayor bajo un cultivo de verano (Giménez et al., 2014). Los resultados obtenidos concuerdan con algunos ensayos llevados a cabo en región semiárida pampeana, donde el consumo hídrico de los cultivos de cobertura durante el invierno interfirió en la normal oferta de agua para el cultivo sucesor (Duarte, 2002; Scianca et al., 2008). Fernández et al. (2007) observaron una disminución en el contenido de agua útil para el cultivo de verano (también llamado costo hídrico) entre 30 y 100 mm, mientras que (Unger & Vigil, 1998), por su parte, registraron a menudo menores

rendimientos en maíz (entre 500 a 900 kg ha⁻¹) al comparar el uso de cultivos de cobertura vs barbecho.

La presión de pastoreo resultó ser el factor que mayor injerencia tuvo en los cambios relativos del COS, tanto en las pasturas puras como en los sistemas silvopastoriles. Algunos autores sostienen que elevadas cargas ganaderas pueden tener efectos negativos en el COS en la medida en que disminuye la biomasa aérea, no afectando los niveles de C cuando la carga es baja o moderada (Milchunas & Laurenroth, 1993). Otros, en cambio, asociaron las pérdidas de COS con cambios en las salidas y las entradas de nitrógeno en el sistema promovidas por el ganado (Piñeiro et al., 2006). Al igual que en este trabajo, el aumento en las pérdidas de N no pudo ser compensado por el retorno más rápido a través de la orina y las heces del ganado, lo que redujo la disponibilidad del NOS y del N en general. De esta manera, el N estaría limitando la acumulación de C en la materia orgánica del suelo, lo que sugeriría la necesidad de adicionar N para aumentar las reservas de C (Murty et al., 2002). En los sistemas silvopastoriles, la cobertura de árboles también explicó, aunque en menor medida que el pastoreo, una proporción de la variación en el COS. La mayor variabilidad en el COS con respecto a las pasturas podría deberse tanto a cambios en la productividad total, como a variaciones en la productividad de los componentes herbáceos y leñosos. Así, cambios negativos en el COS inferiores a los registrados en pasturas podrían deberse, por un lado, a situaciones de menor productividad total, en donde el componente leñoso no haya podido compensar las disminuciones del componente herbáceo. Por otro lado, la mayor presión de pastoreo sobre el componente herbáceo podría llevar a reducir el COS, ya que, si bien la carga animal fue la misma que bajo pasturas puras, la menor productividad conllevaría a un mayor consumo por unidad de producción, modificando la intensidad del pastoreo (Milchunas & Laurenroth, 1993).

Contrariamente a lo postulado en la tercera hipótesis, la mayor intensificación en el uso del suelo no siempre impactó negativamente sobre las reservas de COS. Si bien los cambios fueron leves, la mayor AHPPN bajo manejos forestales se asoció positivamente con el COS, vinculado a la mayor entrada de residuos de cosecha al suelo. En sitios agrícolas, en la gran mayoría de los casos, la AHPPN fue positiva, indicando una menor productividad remanente que el bosque, con su consiguiente efecto negativo sobre el COS. Sin embargo, se observaron algunos casos en donde a pesar de observarse una AHPPN negativa, el COS fue menor respecto al bosque. Esto podría estar asociado a cambios en partición aérea y subterránea del C fijado por las plantas. Así, mientras que la PPN remanente de esos sistemas fue, en promedio, un 6% superior con respecto al bosque, la PPNA se incrementó en un 21% y la subterránea disminuyó en un 29%. Algo similar, pero a la inversa, podría suceder en pasturas y sistemas silvopastoriles. Aquí, la PPNA fue, en promedio, un 47% inferior a la del bosque, mientras que la PPNS se incrementó un 56%. De esta manera, a pesar de registrarse una reducción en la PPN del orden del 13% con respecto al bosque, se observaron incrementos en el COS. Este patrón ha sido observado en sistemas subtropicales húmedos de Argentina, donde los autores sostuvieron la posibilidad de que la asignación subterránea favorezca la retención y estabilización de las nuevas entradas de C (Eclesia et al., 2016). De forma general, resulta importante resaltar que los valores de AHPPN aquí estimados no han considerado la apropiación disipativa vinculada al proceso de desmonte, que podría consumir una cantidad de biomasa equivalente a la PPNA acumulada durante una década bajo vegetación natural (Rueda et al., 2013).

La apertura del ciclo del N tuvo una relación positiva con el delta COS (%) en bosque y sitios agrícolas, y negativo en pasturas y sistemas silvopastoriles. En el primer caso, mayores ingresos de N al sistema estuvieron asociados a las prácticas de fertilización nitrogenada en maíz y a mayores ingresos por residuos de biomasa, mientras que el segundo caso el mayor consumo forrajero implicó una mayor pérdida de N por el ganado. El estimador de presión ambiental (ELR) basado en el uso de energía no renovable tuvo un patrón similar. La mayoría de los trabajos analizan la funcionalidad de los agroecosistemas, a través de la cuantificación de los flujos de energía (energía) y evalúan la eficiencia de los procesos y la posibilidad de mantener el funcionamiento del sistema en el largo plazo (sustentabilidad) (Ferraro, 2011). En este sentido, a diferencia de los obtenidos aquí en sistemas agrícolas y boscosos, aquellos sistemas que estén utilizando una mayor cantidad de energía no renovable, serían menos sustentables (Martin et al. 2006), dado que usarían de forma más intensa los servicios ecosistémicos (Ferraro, 2011). Sin embargo, no se han encontrado estudios que vinculen directamente las variaciones en los flujos energéticos con cambios en la provisión de diversos servicios ecosistémicos.

4.6. Conclusiones

Los diferentes usos del suelo generan tanto reducciones como incrementos del COS, dependiendo de las prácticas de manejo implementadas. Estas prácticas difieren en cuanto a su importancia relativa, y suelen tener más influencia sobre los aportes de C al sistema que sobre las salidas. La erosión del suelo desempeña un papel secundario en la variación del COS en comparación con la respiración heterotrófica, aunque resulta muy relevante al compararla con el balance de C. Los resultados sugieren que los cambios en el uso del suelo bajo las actuales prácticas de manejo tienen efectos negativos sobre el COS; sin embargo, para determinados usos existen manejos que permiten conciliar la producción con la captura de carbono. El modelo CENTURY podría utilizarse como una herramienta de apoyo para la toma de decisiones, ya que permite evaluar los impactos de diferentes prácticas y políticas agrícolas sobre las reservas de carbono en el suelo. El uso de ciertos indicadores de intensificación en el uso del suelo podría ser utilizado como una herramienta rápida y eficaz que permita evaluar el impacto de diferentes prácticas de manejo sobre el COS.

Capítulo 5

Simulación de escenarios futuros de uso del suelo. Cambios en la emisión de C bajo diferentes niveles de cumplimiento de la Ley de Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos (OTBN) y tasas de deforestación

Capítulo 5: Simulación de escenarios futuros de uso del suelo. Cambios en la emisión de C bajo diferentes niveles de cumplimiento de la Ley de Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos (OTBN) y tasas de deforestación

5.1. Introducción

Los bosques secos del Chaco son uno de los focos de deforestación más importantes a nivel mundial (Hansen et al., 2013). En las últimas dos décadas, la región experimentó un proceso intensivo de deforestación y cambio de uso del suelo, promovido por el avance de la agricultura y la producción ganadera (Gasparri & Grau, 2009; REDAF, 2012; Volante et al., 2012; Fehlenberg et al., 2017). Hasta 2012, más de 10.5 millones de hectáreas de vegetación natural de la porción del Chaco Semiárido Argentino fueron transformadas a usos productivos, lo que representa el 22% de su superficie (Vallejos et al., 2015). La tasa de deforestación se triplicó en la última década con respecto a la década del 80' (Piquer-Rodríguez et al., 2015), siendo casi tres veces mayor que la tasa de deforestación anual mundial registrada entre 2005 y 2010 (FAO, 2012) (Piquer-Rodríguez et al., 2018). Los cambios en el uso del suelo no estuvieron homogéneamente distribuidos, sino que Santiago del Estero, Salta y Chaco contribuyeron con el 23, 12 y 10% del área transformada, respectivamente (Vallejos et al., 2015).

La creciente demanda global de soja parece ser el principal motor de la deforestación en el Chaco argentino, aunque a nivel regional otros impulsores inmediatos resultan a veces más importantes (Fehlenberg et al., 2017). La agricultura regional se encuentra fuertemente influenciada por la globalización, tal como lo demuestran la disminución general de la expansión agrícola después del año 2007, en conjunción con la desaceleración económica mundial (Graesser et al., 2015). Los factores subyacentes como las principales causas de los cambios en el uso de la tierra / cobertura del suelo observados durante los últimos 30 años se encuentran relacionadas con variables económicas, tales como los tipos de cambio y los niveles de impuestos, con la introducción de variedades de soja resistentes a herbicidas genéticamente modificadas, y con factores ambientales, tales como cambios en los patrones de lluvia en algunas áreas (Volante et al. 2016). Además, el incremento de la producción ganadera se vio motivada por el desplazamiento de muchos emprendimientos ganaderos pampeanos, dada la mayor rentabilidad de la actividad agrícola en esa región (Paruolo et al., 2006; Adámoli et. al., 2011). La distribución espacial de las tierras transformadas estuvo principalmente explicada por la distancia a las ciudades más importantes y por la aptitud del suelo (Gasparri et al., 2015), aunque también estuvo influenciada por la proximidad a áreas previamente desmontadas, observándose un patrón de expansión denominado “de contagio poco selectivo” (Volante et al., 2016). La capacidad de las variables ambientales para explicar la distribución espacial y ubicación geográfica de las nuevas áreas agrícolas se ha vuelto cada vez menos importante a lo largo del tiempo (Gasparri et al., 2015 & Volante et al., 2016).

Las preocupaciones en torno a las altas tasas de deforestación observadas motivaron la sanción de la Ley Nacional N° 26.331 de Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos (OTBN) en el año 2007, que ordenó a los gobiernos provinciales a que establecieran e implementaran procesos de planificación del uso del suelo conducentes a regular la expansión de la agricultura y proteger sus bosques nativos (García Collazo et al., 2013). En este sentido, cada provincia desarrolló un mapa de zonificación forestal basado en criterios específicos, donde los bosques nativos se clasificaron de acuerdo con su valor de

conservación en tres categorías: la Categoría I o roja incluyó los bosques con alto valor de conservación, donde cualquier tipo de transformación está prohibida; la Categoría II o amarilla incluyó bosques con valor intermedio de conservación, donde la transformación no está permitida, pero si ciertas actividades como el turismo, la cosecha de productos no maderables, las actividades de investigación científica y la ganadería; y la Categoría III o verde correspondiente a bosques con bajo valor de conservación, donde se permite la transformación total (Camba Sanz et al., 2018).

Luego de la implementación de la Ley en el año 2009 se ha observado una reducción en la tasa de deforestación en tres provincias de la subregión del Chaco Semiárido (Salta, Santiago del Estero y Chaco), y ciertos autores lo atribuyeron a la aplicación efectiva de esta ley por parte de los gobiernos provinciales (Nolte et al., 2017). Si bien en términos absolutos las hectáreas desmontadas disminuyeron con el tiempo, Volante & Seghezzo (2018) sostienen que la tendencia comenzó alrededor del año 2004, mucho antes de la aprobación de la ley. Sin embargo, la deforestación en áreas explícitamente protegidas (Categorías I y II) no solo no disminuyó drásticamente después de que se aprobó la ley, sino que continuó ocurriendo en las tres provincias (Piquer-Rodríguez et al., 2015). De hecho, la deforestación en zonas amarillas aumentó en Salta y Chaco, y permaneció continuamente mucho más alta que en las zonas verdes en Santiago del Estero (Volante & Seghezzo, 2018). En esta provincia, además, la categoría I experimentó una tasa de deforestación más alta que la observada en la Categoría III (Camba Sanz et al., 2018). A su vez, las provincias de Chaco y Santiago del Estero han flexibilizado los usos permitidos dentro de la categoría II admitiendo cambios de uso del suelo y aprovechamiento silvopastoril, reduciendo la superficie destinada a la conservación y manejo sostenible a un porcentaje menor al 50% de lo asignado inicialmente (García Collazo et al., 2013).

Los bosques secuestran C atmosférico acumulándolo en la biomasa de los troncos de los árboles y, en menor medida, en las raíces más gruesas de los árboles, cuya vida media es mucho mayor que la de las plantas herbáceas. De esta manera, brindan un servicio ecosistémico (SE) final clave (Fisher et al., 2009), ya que juegan un papel fundamental en la regulación climática del planeta. La deforestación y degradación forestal, por el contrario, son actividades que representan una importante fuente de emisiones de CO₂ a la atmósfera (Houghton 2003), contribuyendo entre el 6 y el 17% de las emisiones antropogénicas globales (van der Werf et al., 2010). La mayoría de las pérdidas en C asociadas a los cambios en el uso del suelo ocurren cuando los incendios se establecen para preparar los sitios para el cultivo o el establecimiento de pastos, reportando pérdidas entre el 62 y el 80% de los compartimentos superficiales de los bosques secos o caducifolios (Kauffman et al., 2009). La quema de biomasa, a su vez, contribuye significativamente con las emisiones de gases traza atmosféricos como monóxido de carbono, óxidos de nitrógeno e hidrocarburos, precursores del ozono troposférico a distintas latitudes (Granier et al., 2000).

Generalmente, la estimación de las emisiones de C debido a la deforestación se calcula como el producto entre las estimaciones del área deforestada y del contenido de C de la superficie en esa área (Zarin et al., 2016). Sin embargo, este flujo resulta ser el término más incierto en la contabilidad global de las fuentes de C debido a las incertidumbres asociadas a la densidad de C de las tierras que experimentan cambios (Houghton, 2012). El cambio en la cobertura y uso del suelo en región del Chaco argentino debido a la expansión agrícola y ganadera durante el periodo 1900-2005 representó la mayor fuente de carbono en

el hemisferio sur extra tropical, contribuyendo entre el 0.9 y el 2.7% de las emisiones globales de carbono por deforestación, y aproximadamente el 10% de las emisiones de carbono de la Amazonía brasileña (Gasparri et al., 2008). A su vez, Baumann et al. (2017) también estimaron la emisión de C producto del cambio en el uso del suelo, aunque en este caso para toda la región de Chaco Americano y considerando el periodo 1985-2013.

Si bien los trabajos de Gasparri et al. (2008) y Baumann et al. (2017) estimaron la contribución a la emisión de C de la deforestación de los bosques secos, no hay estudios que evalúen el impacto futuro bajo distintos escenarios de uso del suelo. Este aspecto resulta fundamental en un contexto de cambio climático y calentamiento global. La modelización espacialmente explícita de escenarios futuros de uso del suelo permite cuantificar y contrastar los impactos potenciales de los factores de cambio antropocéntricos en la provisión de servicios ecosistémicos (Berg et al., 2016), y explorar la influencia de políticas de intervención alternativas (Lawler et al., 2014). Además, han demostrado ser particularmente importantes en las políticas de reducción de emisiones derivadas de la deforestación y la degradación de los bosques (McKenzie et al., 2012). Existen varias maneras de desarrollar un escenario de proyección, pero la mayoría incluye el seguimiento de la deforestación histórica y la extrapolación de las tasas pasadas y la extensión geográfica en el futuro, combinando esos datos con información sobre las reservas de carbono de la literatura o estimaciones basadas en el terreno. Estos escenarios deben ser exhaustivos, y deben incluir todos los factores de deforestación y los lugares potenciales del área de interés donde la deforestación podría ocurrir (McKenzie et al., 2012).

5.2. Objetivos

El objetivo general de este capítulo es estimar los cambios en la provisión de un servicio ecosistémico final (secuestro de C) para una porción del Chaco Semiárido Argentino mediante un análisis prospectivo de los próximos 21 años, considerando diferentes escenarios futuros de uso del suelo. Para ello se contemplaron distintos grados o niveles de cumplimiento de la ley de Ordenamiento de Bosques Nativos (OTBN) y tasas de deforestación.

5.3. Materiales y métodos

5.3.1. Área de estudio

El área de estudio se ubicó en la porción norte de la subregión del Chaco Semiárido Argentino, perteneciente a la región fitogeográfica del Chaco (Cabrera, 1976) (figura 5.1A). Incluyó total o parcialmente los departamentos de Anta, Orán, Rivadavia, Metán, Rosario de la Frontera, Almirante Brown, General Güemes, Copo, Pellegrini y Alberdi, pertenecientes a las provincias de Salta, Chaco y Santiago del Estero (figuras 5.1B y C). La superficie bajo análisis totalizó 110.000 km² aproximadamente, correspondiendo el 22.7% del área a diferentes usos productivos (alrededor de 2.4 millones de hectáreas), según la información recolectada a partir del vector de desmontes (Vallejos et al., 2015). La región presenta un gradiente de precipitación entre 550 y 850 mm, registrándose los valores mínimos promedio en el centro del área e incrementos hacia los límites este y oeste (figura 5.1C). Para una

descripción más detallada acerca del clima, los tipos de vegetación y usos del suelo dominantes remitirse a los capítulos II y III.

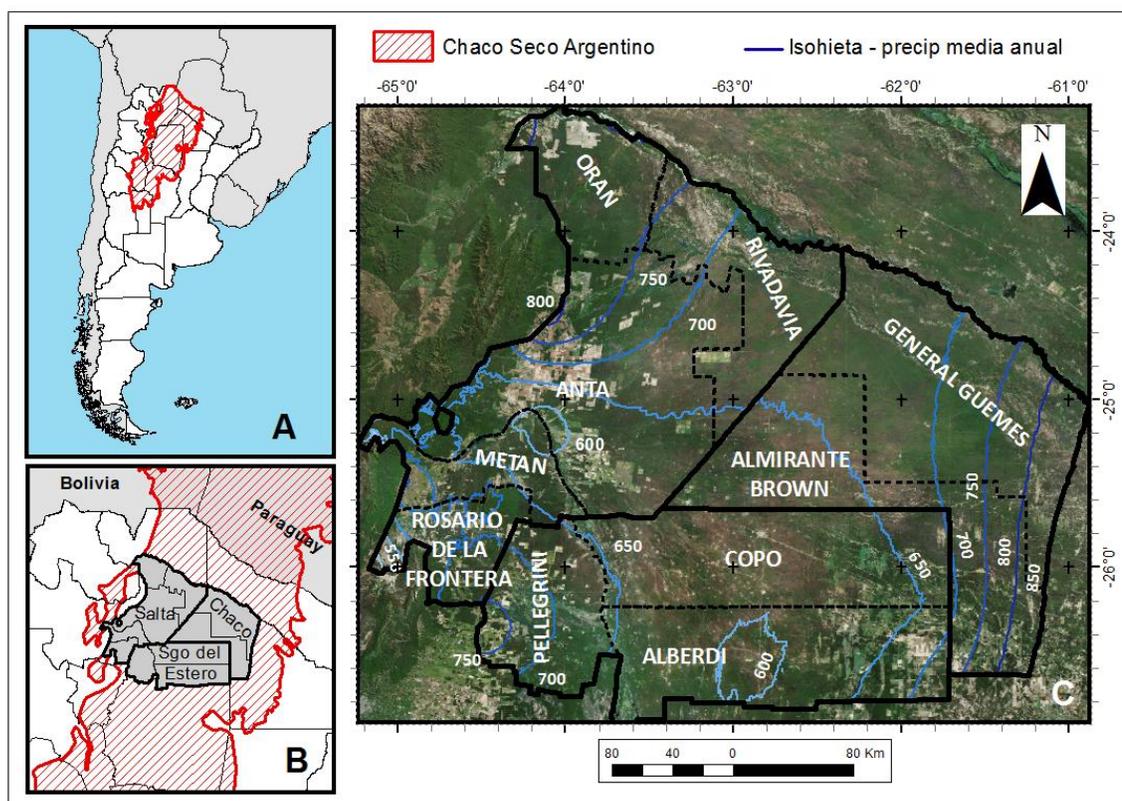


Figura 5.1: El estudio se llevó a cabo en la porción norte de la subregión del Chaco Semiárido Argentino, perteneciente a la Región Fitogeográfica del Chaco (A). Incluyó los departamentos de Orán, Rivadavia, Anta, Metán y Rosario de la Frontera (provincia de Salta), General Güemes y Almirante Brown (provincia de Chaco) y Copo, Alberdi y Pellegrini (provincia de Santiago del Estero) (B y C). Las líneas azules indican las isohietas medias anuales, con valores promedio entre 550 y 850 mm.

5.3.2. Clasificación de uso del suelo

Se realizó una caracterización del uso del suelo para el año 2015, combinando información de moderada resolución espacial provista por el sensor Landsat y de alta resolución temporal provista por el sensor MODIS. A partir de diversos relevamientos de campo realizados en la región para el año en cuestión, se extrajo información de referencia para clasificar los usos productivos a escala de lote. La información de campo fue obtenida de la base de datos del Seguimiento Forrajero (SegF) de AACREA-LART-FAUBA, del proyecto PRORENOA (Monitoreo de cultivos del noroeste argentino a través de sensores remotos) del INTA y del MINAGRI en el marco de la metodología de Segmentos Aleatorios para la estimación de la superficie agrícola sembrada. Se consideró tanto la información relevada dentro del área de estudio, como así también aquellos datos registrados en un área de hasta 100 km alrededor de la misma (figura 5.2A).

Los lotes relevados (2004 en total) fueron digitalizados sobre imágenes Landsat (figura 5.2B), categorizando la información en dos grandes usos del suelo: Agricultura y Pastura. Se seleccionaron todos los píxeles MODIS de 250 metros “puros” (13333 en total), es decir, todos aquellos que se encontraban completamente incluidos dentro de los límites de los lotes digitalizados (figura 5.2C). Para cada uno de los píxeles se extrajo información del Índice de Vegetación Normalizado (IVN) del producto MOD13Q1 de MODIS correspondiente al año 2015 (23 bandas en total) a través de la base de datos geo-espacial "VARSAAT" del Laboratorio de Análisis Regional y Teledetección (LART) de la Facultad de Agronomía de la UBA (ver consultas PostgreSQL en Anexo VI) (figura 5.2 D). A partir de la información obtenida, se calcularon 13 variables sintéticas de la fenología de la vegetación: integral anual, media anual, desvío estándar, error estándar, valor mínimo anual, valor máximo anual, rango relativo, fecha del mínimo, fecha del máximo, coeficiente de variación, estabilidad temporal de Isbell (inversa del coeficiente de variación), la tasa de crecimiento y la tasa de senescencia (figura 5.2E).

El 60% de los lotes digitalizados (1203) fueron utilizados para entrenar el algoritmo de clasificación Random Forest, utilizando el 40% restante de los lotes (801) en el proceso de evaluación (figura 5.2F). La colección de árboles de decisión generada fue utilizada para clasificar cada uno de los polígonos desmontados identificados en el vector de desmontes (Vallejos et al., 2015), en función de la clase mayoritaria obtenida entre los píxeles pertenecientes a un mismo lote (figura 5.2G). En total se clasificaron 20531 lotes a partir de la información recolectada de 285454 píxeles MODIS puros. Aquellos lotes en los que no se ha podido obtener información espectral “pura” fueron categorizados como “No clasificado”. Las operaciones se llevaron a cabo en Postgres, Qgis y R. Se utilizó el producto MOD44B V051 de Campos Continuos de Vegetación (VCF, por sus siglas en inglés) de MODIS para diferenciar entre pasturas puras y sistemas silvopastoriles, utilizando el valor promedio de la cobertura arbórea a escala de lote (para información adicional sobre este producto remitirse al Capítulo III). Así, se obtuvieron las siguientes 6 categorías: pasturas (<1%), y sistemas silvopastoriles con distinta cobertura de árboles (entre 1-5%, entre 5-10%, entre 10-15%, entre 15-20% y entre 20-25%). Además, se incluyó la categoría Urbano, obtenida del producto MODIS Land Cover Type (combined) MCD12Q1 del año 2015. Toda el área remanente existente por fuera del vector de desmontes y perteneciente al área de estudio fue clasificada como “Áreas naturales”. El producto vectorial obtenido fue rasterizado considerando un tamaño de pixel equivalente al sensor MODIS (250 metros).

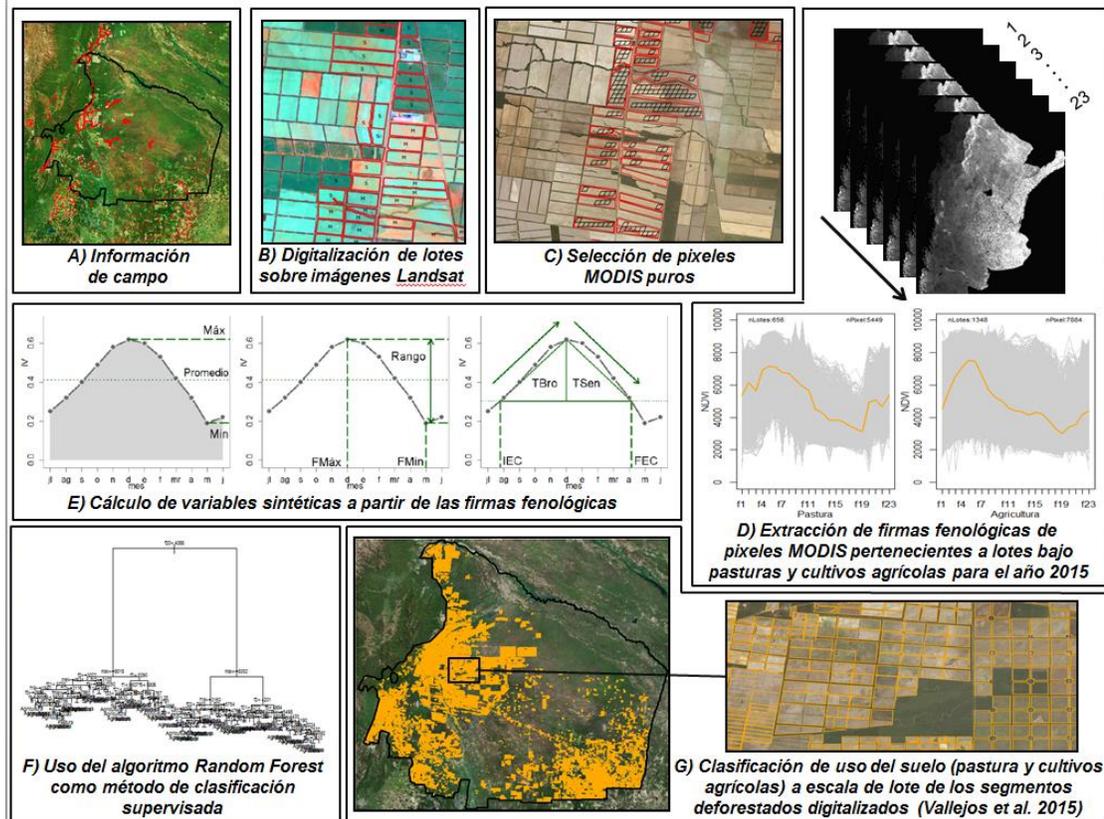


Figura 5.2: Procedimiento secuencial realizado para la obtención de un mapa del uso/cobertura del suelo de la región bajo estudio para el año 2015. Las operaciones se llevaron a cabo en Postgres, Qgis y R.

5.3.3. Escenarios futuros de uso del suelo

El modelado del cambio y futuros usos del suelo se realizó utilizando el módulo Generador de Escenarios de InVEST (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs) desarrollado por NatCap (The Natural Capital Project). Esta herramienta genera escenarios espacialmente explícitos en base a una combinación de análisis de superposición de capas de información y métodos de evaluación multicriterios. Esta herramienta está basada en la aptitud del terreno, según el principio de que los cambios ocurren en aquellas áreas relativamente más adecuadas. En este sentido, se conjugan las probabilidades de transición entre usos/coberturas del suelo definidas a priori con aquellos factores que determinan la aptitud para la generación de mapas que representen la cobertura futura. Los principales componentes de entrada son: a) mapa actual de uso del suelo, b) factores biofísicos y humanos (sociales, políticos y económicos) que definen la aptitud del terreno y que influyen o impulsan el cambio en el uso del suelo, c) restricciones o factores que impiden el cambio de la cobertura terrestre, d) tasa o porcentaje de cambio de cada uso (solo crecimiento), e) matriz de probabilidad de transición entre usos/coberturas del suelo, f) prioridad de transición.

La información del punto a) fue obtenida a través de una clasificación supervisada (ver punto 5.3.2), mientras que las capas de información que sintetizan los requerimientos fueron definidas en base a resultados de trabajos previos (Gasparrini et al., 2015; Volante et al., 2016).

Estas capas incluyeron las categorías del Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos (OTBN) establecido por cada provincia, el nivel de la pendiente del terreno (estimada a partir de un modelo digital de elevación SRTM -Shuttle Radar Topographic Mission, en inglés-), la presencia de propiedades limitantes en los suelos (definidas como suelos salinos o bajo condiciones ácidas y alcalinas a partir de la carta de suelos de la Argentina a escala 1:500.000 del INTA), los desmontes previos en el área de estudio (Vallejos et al., 2015), y los ejidos urbanos (figura 5.3). El nivel de aptitud definida para cada capa de información y el peso relativo de cada uno de estos factores se detalla en el Anexo VII. Las restricciones de cambio estuvieron vinculadas a la presencia de áreas protegidas nacionales y provinciales (figura 5.3), en donde se impidió el cambio de la cobertura terrestre bajo estas condiciones. Además, se utilizó el Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos (PINBN) (SAyDS, 2007) para la estimación de emisiones de C (ver punto 5.3.4), donde solo se consideraron las tierras forestales que incluyen las categorías de bosque alto y quebrachal (Nivel 1) (figura 5.3). Toda la información fue recolectada de diversas bases de datos geoespaciales: Infraestructura de Datos Espaciales de la República Argentina (IDERA), GeoINTA, Sistema de Información de Biodiversidad (SIB) de la Administración de Parques Nacionales (APN), Instituto Geográfico Nacional (IGN), Monitoreo de desmontes en el Chaco Seco, y el sistema de distribución de datos de la USGS.

El porcentaje de cambio de cada uso del suelo se definió a partir de la cantidad de hectáreas desmontadas en el periodo 2009-2015 (7 años). Se proyectó la cantidad plausible de ser desmontada en los próximos 21 años bajo tres escenarios: manteniendo la tasa de deforestación de ese periodo (tasa de deforestación actual), la mitad y el doble de dicha tasa. El momento de inicio del periodo analizado se correspondió con el año en el cual fueron sancionadas las leyes de OTBN en las tres provincias analizadas. El porcentaje de cambio se calculó como el cociente entre la información anterior y la cantidad total de hectáreas que se desmontaron en el periodo 1976-2015 por uso del suelo. Para ello se combinó la información obtenida en el mapa actual de uso del suelo (ver punto 5.3.2) con el vector de desmontes del área de estudio (Vallejos et al., 2015), el cual indica el año en el cual ocurrió el desmonte de cada uno de los lotes identificados. La probabilidad de transición entre usos/coberturas del suelo para los tres escenarios de deforestación se calculó como el incremento esperado de la superficie de los distintos usos productivos luego de 21 años, en función del área remanente de bosque en cada porción del rango de precipitación. La prioridad de transición o peso relativo de cada uso del suelo se definió en función de la proporción de su superficie en la región bajo estudio. Así, en la medida en que varios usos del suelo compitan potencialmente por una porción del terreno, el mismo le fue asignado a aquellos usos más frecuentes, dado que presentaban una mayor prioridad. Las matrices que resumen toda esta información se detallan en el Anexo VII.

En total se proyectaron 12 posibles escenarios futuros de uso del suelo. Estos surgen de considerar, por un lado, tres tasas de deforestación en base a lo registrado en el periodo 2009-2015: tasa de deforestación actual, mitad de la tasa de deforestación actual y doble de la tasa de deforestación actual. Por otro lado, se consideraron cuatro posibles escenarios de cumplimiento de la ley de OTBN en cada una de las provincias, en los cuales se modificó el nivel de aptitud de cada una de las categorías (I o rojo, II o amarillo y III o verde). Así, en el escenario denominado Actual, el nivel de aptitud se definió en función de la proporción de los desmontes totales que se realizaron en cada una de las categorías del OTBN en cada provincia para cada uno de los usos del suelo productivos (agricultura, pastura y sistemas

silvopastoriles). De esta manera, se consideraron los niveles actuales de incumplimiento de la ley y la ocurrencia de desmontes ilegales en las categorías vedadas (I o rojo y II o amarillo). El escenario más permisivo en cuanto al nivel o grado de cumplimiento de la ley de OTBN contempló un nivel de aptitud correspondiente al doble del valor definido para el escenario Actual, mientras que en el escenario denominado de cumplimiento Parcial se permitió el desmonte en la zona II o amarilla para la implementación de sistemas silvopastoriles. Por último, en el escenario denominado de cumplimiento Estricto, solo se contempló la realización de actividades productivas en la zona III o verde, quedando terminantemente prohibido la remoción de la cobertura original en las categorías I o rojo y II o amarillo. La aptitud de cada una de las categorías de la ley de OTBN para cada provincia y uso del suelo bajo los distintos escenarios analizados se especifica en el Anexo VII.

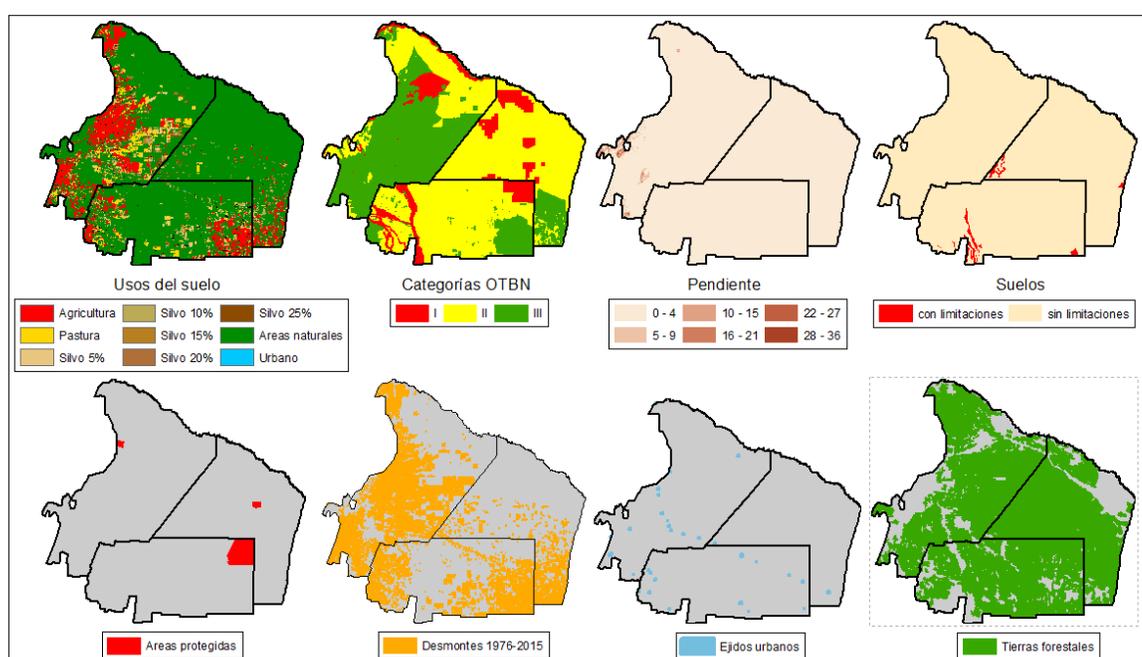


Figura 5.3: Capas de información espacialmente explícitas utilizadas para la generación de escenarios futuros de uso del suelo a partir de la definición de la aptitud del terreno. Estas capas incluyeron información del uso del suelo actual (ver punto 5.3.2), las categorías del Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos (OTBN) establecido por cada provincia, el nivel de la pendiente del terreno, la presencia de propiedades limitantes en los suelos, las áreas protegidas nacionales y provinciales, los desmontes previos en el área de estudio y los ejidos urbanos. La información de la ubicación espacial de las tierras forestales identificadas en el Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos (PINBN) se utilizó en la sección 5.3.4.

5.3.4. Estimación de la emisión de C como consecuencia del cambio en el uso del suelo

El C alocado en la vegetación y en el suelo emitido hacia la atmósfera como consecuencia de la deforestación del bosque nativo y posterior reemplazo por usos productivos del suelo (agricultura, pasturas y sistemas silvopastoriles) fue estimado en base a los cambios regionales en el uso futuro del suelo (ver punto 5.3.2) y a los contenidos de C de los diferentes compartimentos (cuadro 5.1). Se consideró solo el avance de los distintos usos productivos del suelo sobre la cubierta boscosa asociada a la clase *Tierras Forestales*

(Nivel 1) del Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos (PINBN) (SAyDS, 2007), que incluyen las categorías de bosque alto y quebrachal. De esta manera, se evitó la inclusión de quebrachales degradados, pastizales naturales y antrópicos, matorrales y estepas arbustivas herbáceas para la cuantificación de las emisiones. Los contenidos de C en los diferentes compartimentos fueron estimados a partir de las simulaciones realizadas con el modelo CENTURY para dos situaciones con diferente nivel de precipitación media anual (600 y 800 mm) (ver Capítulo 4) (cuadro 5.1). Las estimaciones realizadas para la porción más seca (600 mm) se extrapolaron al rango de 550-700 mm, mientras que aquellas llevadas a cabo en la porción más húmeda (800 mm) se utilizaron para el rango de 700-850 mm anuales. Para cultivos agrícolas y pasturas se utilizaron los valores del bosque de referencia (sin remoción de árboles), mientras que para los sistemas silvopastoriles se consideró la proporción de árboles removidos.

El C almacenado incluyó la porción asociada a la vegetación leñosa viva y muerta, tanto aérea como subterránea, a la broza, y al carbono orgánico del suelo (COS) (cuadro 5.1). Más del 96% de los contenidos de C se encuentran asociados a la vegetación y a la broza, teniendo el COS superficial una pequeña incidencia sobre el C total (cuadro 5.1). Por su parte, se consideró el valor promedio de los 21 años simulados para las estimaciones de la variación en el COS de los distintos usos productivos del suelo con respecto al bosque de referencia (cuadro 5.1). Esto se debe a que se consignó que los cambios en el uso del suelo ocurrieron de manera progresiva y regular, donde las nuevas tierras productivas se fueron incorporando paulatinamente a lo largo de los años. De esta manera, luego de 21 años, es de esperar una misma proporción de tierras productivas con diferente nivel de antigüedad y, por lo tanto, con diferentes contenidos de C con respecto al bosque de referencia. En la figura 5.4 se muestra el comportamiento temporal del COS bajo distintos usos productivos y niveles de precipitación media anual, a partir de las simulaciones realizadas con CENTURY.

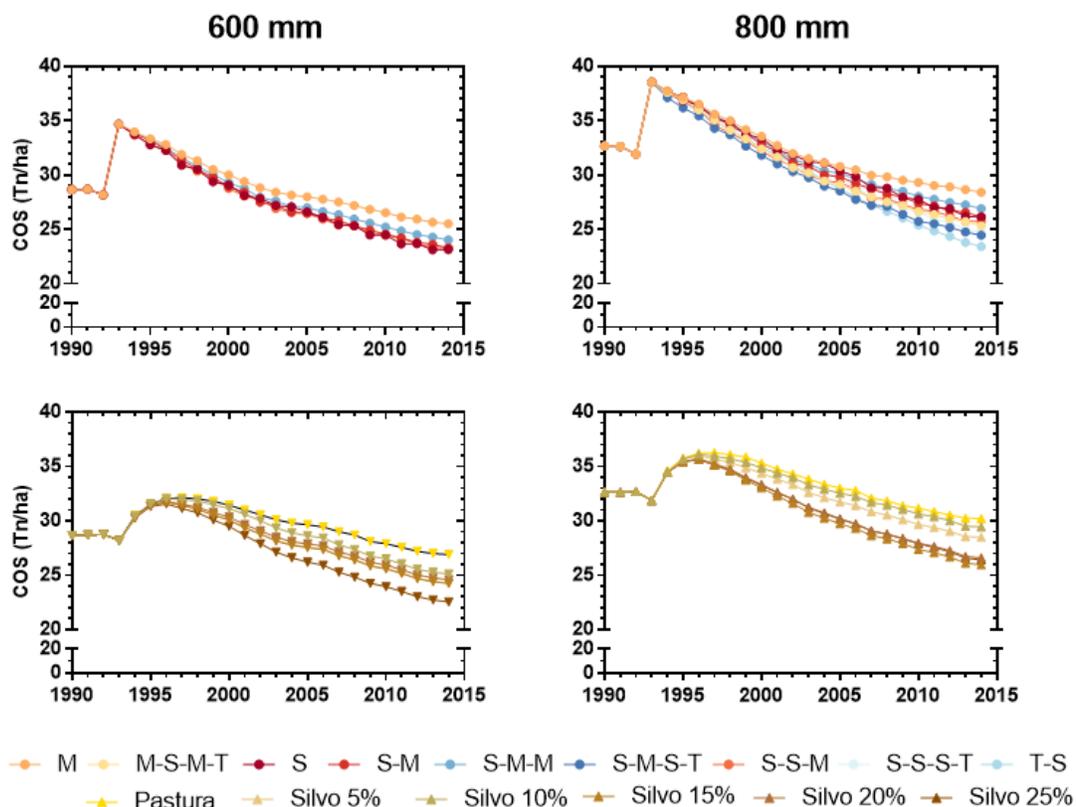


Figura 5.4: Comportamiento temporal del carbono orgánico del suelo (COS) de los diferentes usos del suelo bajo dos situaciones con diferente nivel de precipitación media anual (600 y 800 m) a lo largo de 21 años de simulación. Las estimaciones realizadas para la porción más seca (600 mm) se extrapolaron al rango de 550-700 mm, mientras que aquellas llevadas a cabo en la porción más húmeda (800 mm) se utilizaron para el rango de 700-850 mm anuales. Los usos considerados fueron: maíz (M), maíz-soja-maíz-trigo (M-S-M-T), soja (S), soja-maíz (S-M), soja-maíz-maíz (S-M-M), soja-maíz-soja-trigo (S-M-S-T), soja-soja-maíz (S-S-M), soja-soja-soja-trigo (S-S-S-T), tigo-soja (T-S), pastura y sistemas silvopastoriles con distinta cobertura arbórea (5, 10, 15, 20, 25%).

En el caso de los cultivos agrícolas, se consideró la proporción de las principales rotaciones de cultivos en el área de estudio para el período 2013-2015, en base a los datos recolectados por el PRORENOA-INTA (Mosciaro, comunicación personal) (figura 5.5). Los cultivos de soja, maíz y trigo integran cerca del 94% de las rotaciones agrícolas, correspondiendo el remanente a cultivos de algodón, poroto y cártamo (Figura 5.5). En cuanto a los sistemas ganaderos (pasturas y sistemas silvopastoriles) se consideró una carga promedio entre 0.5 y 1 EV/ha, reportado como valor medio según información suministrada por productores locales y diferentes agencias de extensión del INTA (EEA Joaquín V. González y EEA Santiago del Estero).

Cuadro 5.1: Contenidos de C (en Tn/ha) del bosque de referencia simulado con CENTURY para dos situaciones con diferente nivel de precipitación media anual (600 y 800 mm). Las estimaciones realizadas bajo esos niveles puntuales de precipitación fueron extrapoladas a un rango más amplio, utilizando los valores simulados en el sitio con una precipitación de 600 mm para el rango comprendido entre 550 y 700 mm, y aquellos simulados en el sitio de 800 mm para el rango comprendido entre 700 y 850 mm (valores entre paréntesis). Se indica el C almacenado en la vegetación leñosa viva y muerta, tanto aérea como subterránea y en la broza del suelo que es removido al reemplazar el bosque original por los distintos usos del suelo analizados. Los valores de carbono orgánico del suelo (COS) de cada uso del suelo corresponden al valor promedio de los 21 años simulados.

	Contenidos de C (Tn/ha)	Agricultura	Pastura	Silvo 5%	Silvo 10%	Silvo 15%	Silvo 20%	Silvo 25%
600 mm (550-700mm)	Veg Leñ Aerea Viva	52.77	52.77	50.35	48.21	46.10	44.00	41.98
	Veg Leñ subt Viva	10.64	10.64	10.14	9.71	9.30	8.89	8.49
	Veg Leñ aerea muerta	8.77	8.77	8.43	8.12	7.82	7.52	7.23
	Veg Leñ subt muerta	1.30	1.30	4.44	4.27	4.11	3.96	3.85
	Litter	4.32	4.32	1.26	1.29	1.31	1.31	1.33
	COS	1.64	-0.59	1.01	0.21	1.06	0.81	2.04
	C Total	79.43	77.21	75.63	71.82	69.70	66.48	64.91
800 mm (700-850mm)	Veg Leñ Aerea Viva	73.89	73.89	70.45	67.35	64.23	61.13	58.36
	Veg Leñ subt Viva	14.87	14.87	14.17	13.55	12.94	12.33	12.73
	Veg Leñ aerea muerta	11.58	11.58	10.71	10.71	10.31	9.88	9.50
	Veg Leñ subt muerta	1.80	1.80	6.32	6.09	5.81	5.60	5.40
	Litter	4.42	4.42	1.22	1.26	1.34	1.33	1.35
	COS	2.16	-0.47	0.53	-0.10	2.08	1.73	1.77
	C Total	108.74	106.11	103.40	98.87	96.71	92.01	89.11

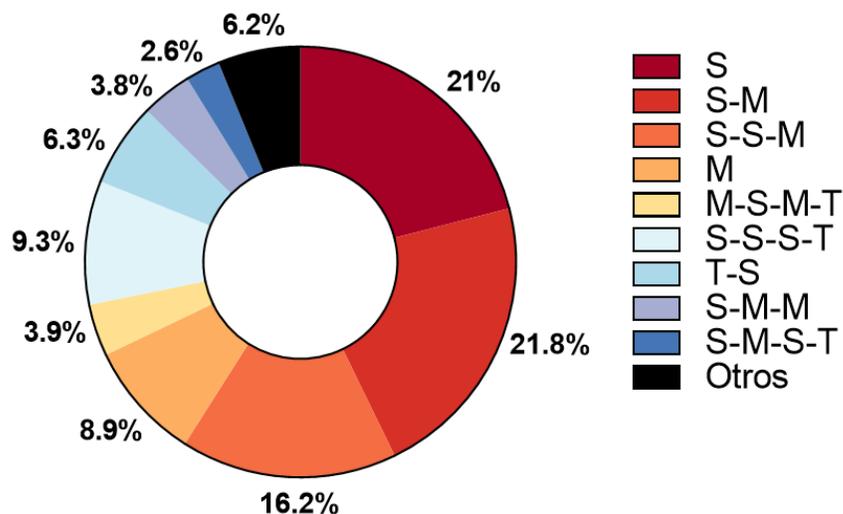


Figura 5.5: Proporción de las principales rotaciones de cultivos agrícolas identificadas en el área de estudio para el período 2013-2015 (PRORENOA-INTA): maíz (M), maíz-soja-maiz-trigo (M-S-M-T), soja (S), soja-maiz (S-M), soja-maiz-maiz (S-M-M), soja-maiz-soja-trigo (S-M-S-T), soja-soja-maiz (S-S-M), soja-soja-soja-trigo (S-S-S-T) y tigo-soja (T-S).

Para la estimación de la emisión bruta de carbono por deforestación, se aplicó el método de contabilidad (Houghton, 2003). Esta aproximación fue utilizada por Gasparri et al. (2008) para calcular la emisión de C producto del desmonte y de la descomposición del material orgánico muerto para eventos históricos ocurridos en la región chaqueña (1900-2005). Según esta metodología cuando se tala un bosque, la biomasa (aérea y subterránea, viva y muerta y la broza) puede seguir cuatro caminos diferentes, que liberan carbono a diferentes velocidades (Houghton, 1999): (1) una porción se quema en el sitio y genera emisiones a la atmósfera en el año del desmonte; (2) una fracción se utiliza como producto maderero; (3) una porción queda en el sitio y se descompone exponencialmente a diferentes velocidades según el clima y las características del material (0.1-0.4 por año); (4) una pequeña porción es convertida en carbono elemental y se descompone a un ritmo muy lento (0.001 por año). Para el bosque chaqueño, Gasparri et al. (2008) & Baumann et al. (2017) modificaron los parámetros originales propuestos por Houghton (1999, 2003), adaptándolos a las prácticas actuales de deforestación de la región. En este sentido, la maquinaria pesada es utilizada para remover toda la vegetación leñosa que junto con la biomasa subterránea se quema en el sitio, y se eliminan raíces grandes para facilitar las futuras operaciones de las maquinarias agrícolas. Para las situaciones de reemplazo de la cubierta boscosa por cultivos agrícolas y pasturas, se utilizaron dichos parámetros, aunque se consideró despreciable la fracción exportable como producto maderero debido a los costos comparativamente altos que posee esta actividad, por lo que se unificó dicha porción con la fracción inflamable. Los parámetros fueron reajustados para los sistemas silvopastoriles, con el fin de representar más apropiadamente el método de utilizado. Bajo estos sistemas, es común el uso de rolos para la habilitación de tierras para la ganadería que remueven parcialmente la vegetación leñosa, la trituran e incorporan al suelo (Kunst et al., 2014).

Cuadro 5.2: Parámetros utilizados para estimar las emisiones brutas de C a la atmósfera producto del desmonte y de la descomposición del material orgánico muerto que quedó en el sitio. Para el caso de los cultivos agrícolas y las pasturas, se utilizaron aquellos reportados por Gasparri et al. (2008) & Baumann et al. (2017) para la región (se unificaron las fracciones que se pierden por quema y productos maderables), mientras que para los sistemas silvopastoriles fueron reajustados con el fin de representar más apropiadamente el método de rolado utilizado.

	Agricultura	Pastura	Sistemas silvopastoriles
Fracción de C a C elemental del suelo	0.02	0.02	0.02
Fracción de C quemada en el sitio	0.63	0.63	-
Fracción de C que queda en el sitio	0.35	0.35	0.98
Constante de descomposición del C elemental	-0.001	-0.001	-0.001
Constante de descomposición del C que queda en el sitio	-0.3	-0.3	-0.3

5.4. Resultados

5.4.1. Usos del suelo

Se obtuvo una clasificación de uso del suelo con las siguientes clases o categorías: cultivos agrícolas, pasturas, sistemas silvopastoriles con distinta proporción de cobertura arbórea: 5, 10, 15, 20 y 25%, ejidos urbanos y áreas naturales (figura 5.6). Las clases productivas representaron cerca del 22.7% del área de estudio, correspondiendo más de la mitad de dicha superficie a cultivos agrícolas (cuadro 5.3). Los sistemas pastoriles cubrieron cerca del 43% de las áreas productivas, y estuvieron representados principalmente por pasturas y sistemas silvopastoriles de baja cobertura arbórea (<10%) (cuadro 5.3). La proporción de sistemas silvopastoriles con mayor cobertura de árboles siguió un orden decreciente, siendo escasamente representados aquellos con una cobertura superior a 15% (cuadro 5.3).

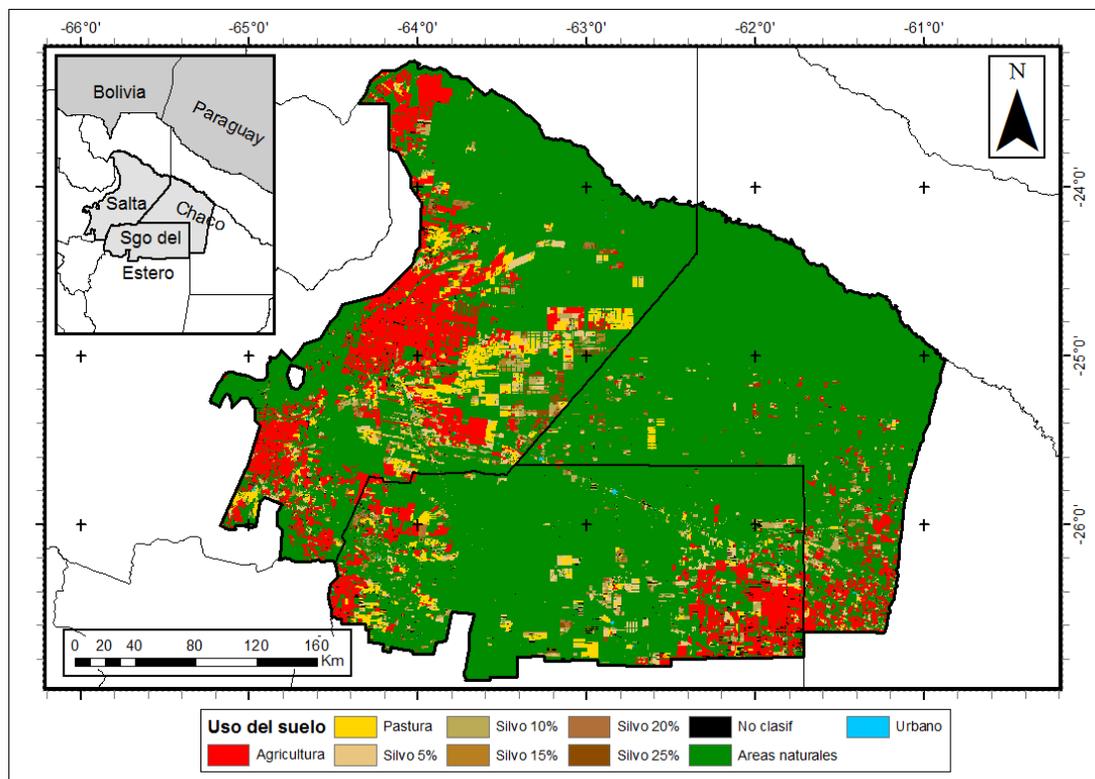


Figura 5.6: Mapa de la clasificación supervisada de uso del suelo actual (año 2015).

La banda 20 de MODIS, con valores de IVN correspondientes al periodo 01-16 de noviembre de 2015, y el IVN máximo anual, fueron las bandas de información que más peso relativo tuvieron en la discriminación entre cultivos agrícolas y pasturas, dado que estuvieron presentes en más de la mitad de los árboles de clasificación generados (figura 5.7). Por el contrario, el resto de las variables figuraron en menos del 25% de los árboles, por lo que, si bien fueron relevantes, tuvieron un peso relativo marcadamente inferior (figura 5.7). El mapa obtenido presentó muy buenos niveles de exactitud, con una precisión global del 93.4% y errores de comisión (proporción adicional de la clase que se incluye en la clasificación) y omisión (proporción de la clase que no fue incluida en la clasificación) relativamente bajos y equitativamente repartidos de las clases agricultura y pastura (cuadro 5.4).

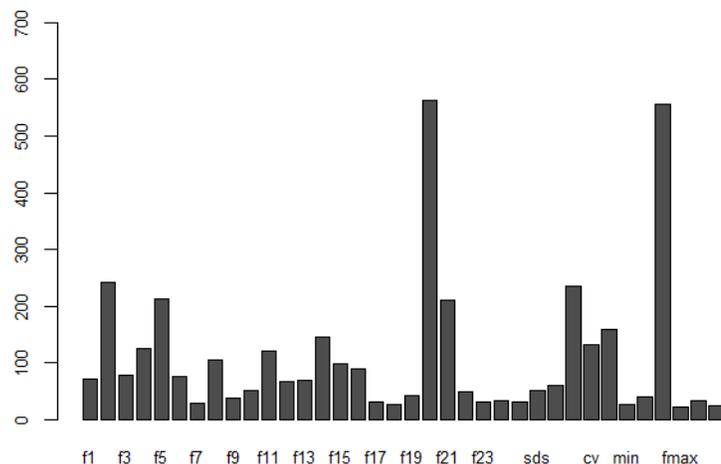


Figura 5.7: Frecuencia absoluta en la que figuran las distintas bandas de información en los 1000 árboles de decisión generados para la clasificación supervisada de uso del suelo actual (año 2015). F1, F2, F3, Fn, indican las bandas de IVN cada 16 días para las diferentes fechas secuenciales del 2015, mientras que las 13 últimas barras corresponden a las variables sintéticas calculadas.

Cuadro 5.3: Matriz de contingencia de la clasificación. El proceso de evaluación se realizó mediante el uso de 801 lotes (40% del total) digitalizados a partir de datos provenientes del SegF, PRORENOA y MINAGRI. Los valores centrales del cuadro corresponden al número de lotes, mientras que los valores marginales indican los errores de omisión, de comisión y la precisión general (en porcentaje). Las columnas corresponden a la información de campo, mientras que las filas indican las categorías de la clasificación.

	Cultivos agrícolas	Pastura	Error de comisión (%)
Cultivos agrícolas	522	17	6.4
Pastura	36	226	7.0
Error de omisión (%)	3.1	13.7	93.4

Cuadro 5.4: Información de la superficie total de cada uso productivo en el área de estudio (en miles de hectáreas y en porcentaje) y de la superficie desmontada en el periodo 2009-2015 en la situación actual. Para la situación futura bajo distintos niveles de deforestación (actual, media y doble de la tasa de deforestación), se indica la superficie desmontada, la superficie total y el incremento en el área de cada cobertura.

Uso del suelo	Situación actual			Tasa de deforestación actual			Mitad de la tasa de deforestación actual			Doble de la tasa de deforestación actual		
	Superficie total	Superficie total (en %)	Superficie desmontada Periodo 2009-2015	Superficie desmontada proyectada a 21 años	Superficie total proyectada a 21 años	Incremento del área en 21 años (en %)	Superficie desmontada proyectada a 21 años	Superficie total proyectada a 21 años	Incremento del área en 21 años (en %)	Superficie desmontada proyectada a 21 años	Superficie total proyectada a 21 años	Incremento del área en 21 años (en %)
Agricultura	1297.6	54.5	184.6	553.9	1851.5	43	276.9	1574.5	21	1107.7	2405.3	85
Pastura	393.4	16.4	56.2	168.6	562.0	43	84.3	477.7	21	337.2	730.6	86
Silvo 5%	262.0	10.7	74.1	222.4	484.4	85	111.2	373.2	42	444.9	706.8	170
Silvo 10%	243.3	9.9	117.5	352.4	595.7	145	176.2	419.5	72	704.8	948.1	290
Silvo 15%	90.6	3.6	59.2	177.6	268.2	196	88.8	179.4	98	355.2	445.8	392
Silvo 20%	63.0	2.6	47.1	141.4	204.4	224	70.7	133.7	112	282.8	345.8	449
Silvo 25%	59.3	2.4	52.0	156.1	215.4	263	78.0	137.4	132	312.1	371.5	526
Total	2409.2	100.0	590.8	1772.4	4181.6	74	886.2	3295.4	37	3544.8	5954.0	148

5.4.2. Escenarios futuros de usos del suelo

Luego de 21 años de simulación, las tierras destinadas a actividades productivas se incrementaron, en promedio, entre 36 y 147%, según la tasa de deforestación utilizada. Así, de las 2.4 millones de hectáreas productivas iniciales se cuantificaron 3.3 millones (considerando la mitad de la tasa de deforestación actual) y 5.9 millones (considerando el doble de la tasa actual) al final de la simulación (cuadro 5.3). De esta manera, mientras que en el escenario actual las tierras productivas representaban el 22.7% de las tierras en el área de estudio, bajo los distintos escenarios pasaron a ocupar entre el 31 y el 56%. En términos absolutos, las tierras dedicadas a cultivos agrícolas fueron las que más aumentaron, siendo entre 277 mil y 1.1 millones de hectáreas (cuadro 5.3). Sin embargo, en términos relativos tuvieron, junto con las pasturas, un aumento proporcional inferior que los sistemas silvopastoriles (cuadro 5.3). Así, mientras que la superficie desmontada fue destinada en un 31% a cultivos agrícolas y un 9% a pasturas, el 60% de los desmontes tuvieron como destino la implantación de sistemas silvopastoriles con distinta cobertura arbórea. De esta manera, ambos usos del suelo vieron disminuida su proporción con respecto al resto de los usos productivos, siendo entre 1.9 y 4.1% y entre 6.7 y 14.1% inferior al escenario actual, respectivamente.

Independientemente de la tasa de deforestación consignada y el nivel o grado de cumplimiento de la ley de OTBN establecido, se observó un marcado patrón en el reemplazo de áreas naturales por usos productivos del suelo. Así, la deforestación de áreas naturales en el área con una precipitación promedio inferior a los 700 mm estuvo asociada principalmente al avance de los sistemas silvopastoriles, seguidos por las pasturas y los cultivos agrícolas en mucha menor proporción (figura 5.8). Por el contrario, el reemplazo de la cobertura natural en áreas con mayor precipitación media anual (>700 mm) se explicó principalmente por el incremento de cultivos agrícolas, seguido de sistemas silvopastoriles y pasturas (figura 5.8). Si bien se observaron variaciones en la magnitud del cambio al comparar los escenarios bajo la tasa de deforestación actual y la mitad de ella, la proporción deforestada de cada uso del suelo productivo bajo los distintos escenarios de cumplimiento de la ley de OTBN (Actual, Permisivo, Parcial y Estricto) fue bastante similar (figura 5.8). Sin embargo, el patrón de los cambios asociado al reemplazo de áreas naturales por usos productivos bajo un escenario de doble tasa de deforestación fue notoriamente diferente. Las tierras naturales destinadas a cultivos agrícolas aumentaron fuertemente en la porción más seca, mientras que éstas disminuyeron bajo los escenarios de cumplimiento Parcial y Estricto de la ley de OTBN en la porción más húmeda (figura 5.8). En estos mismos escenarios, los sistemas silvopastoriles mostraron el patrón inverso, al disminuir su proporción en la porción seca e incrementarse en la porción más húmeda (figura 5.8).

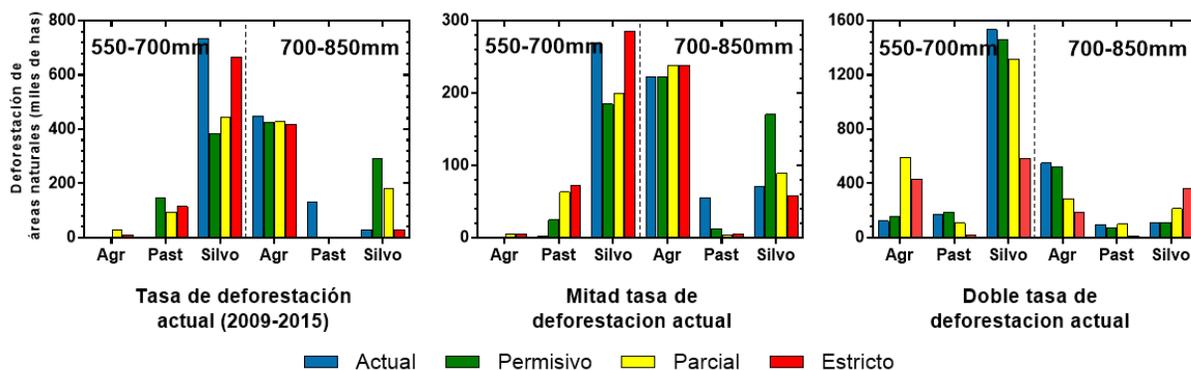


Figura 5.8: Deforestación de áreas naturales (en miles de hectáreas) destinadas a distintos usos productivos del suelo: cultivos agrícolas (Agr), pasturas (Past), sistemas silvopastoriles entre 5 y 25% de cobertura arbórea (Silvo). El panel de la izquierda corresponde a la porción más seca del gradiente (550-700 mm), mientras que el panel de la derecha a la porción más húmeda (700-850 mm). Se incluyen tres tasas de deforestación (actual-2009-2015-, mitad y doble de dicha tasa) y cuatro niveles de cumplimiento de la ley de OTBN (Actual, Permisivo, Parcial y Estricto).

La gran mayoría de los escenarios futuros de usos del suelo simulados cumplieron con la pauta de deforestación preestablecida en base a la tasa registrada en el periodo 2009-2015, donde todas las clases de uso productivas incrementaron su superficie en la proporción indicada (cuadro 5.3). Sin embargo, en el escenario de cumplimiento Estricto de la ley, no se ha alcanzado dicha pauta bajo condiciones de la actual tasa de deforestación y considerando el doble de dicha tasa, según consta la sumatoria de áreas naturales deforestada obtenida de la figura 5.8. En el primer caso, se deforestaron alrededor de 110.000 hectáreas menos que la estipulada, correspondiendo las dos terceras partes de ellas a tierras destinadas a la producción ganadera. En el segundo caso, por el contrario, aproximadamente 1.000.000 de hectáreas quedaron sin ser desmontadas, correspondiendo la mitad de ellas a tierras destinadas a cultivos agrícolas, y la mitad restante a la producción ganadera. Al mismo tiempo, independientemente del cumplimiento de la pauta de deforestación, se observó una variación en el patrón de distribución de los desmontes (figuras 5.9 y 5.10) asociado, por un lado, a la zonificación establecida por cada provincia en el contexto de la ley de OTBN y, por otro lado, a grado de restricción y/o cumplimiento de la ley bajo los distintos escenarios analizados (figura 5.11).

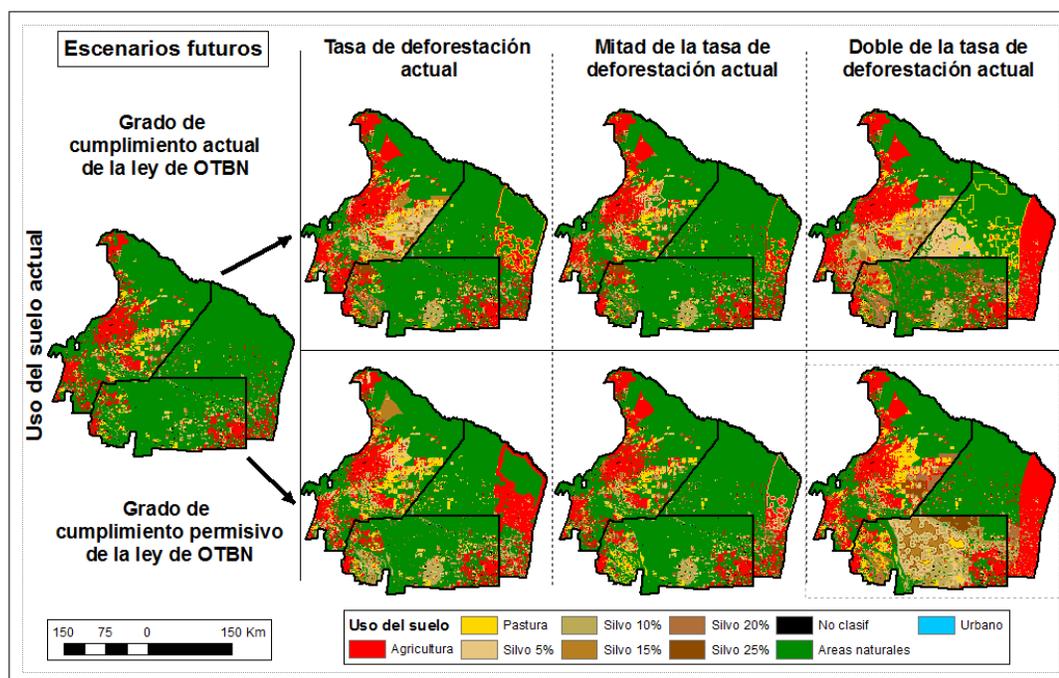


Figura 5.9: Escenarios futuros de uso del suelo generados a partir de una clasificación actual. Las columnas indican los patrones de cambio bajo distintas tasas de deforestación, mientras que las filas suponen dos situaciones de cumplimiento de la ley de OTBN: cumplimiento Actual (mapas superiores) y cumplimiento Permisivo o menos restrictivo (mapas inferiores).

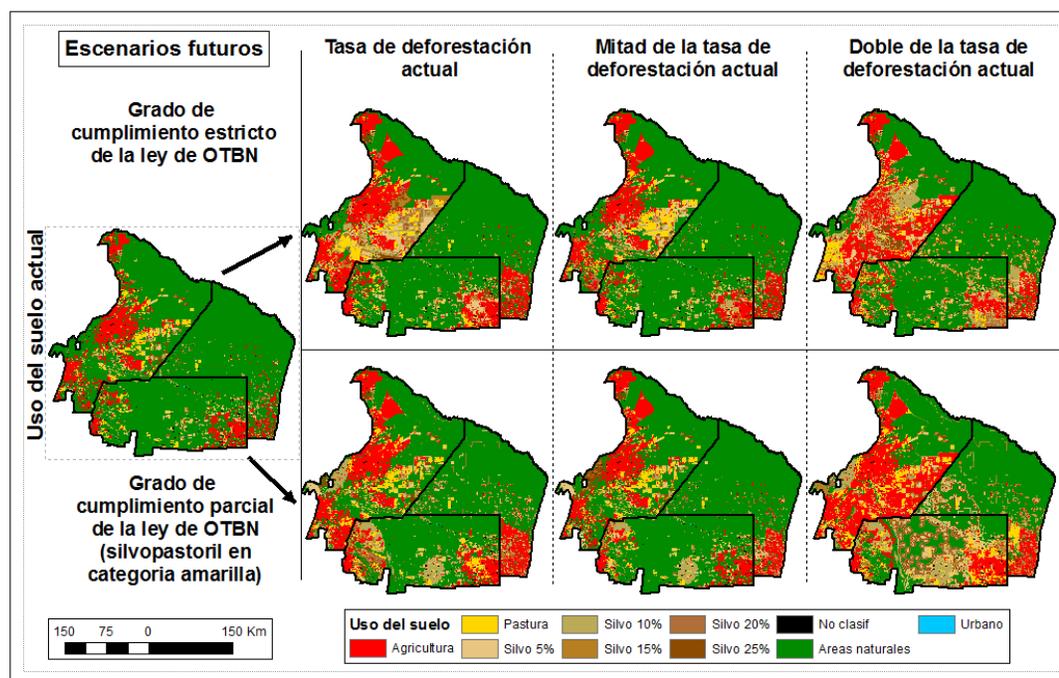


Figura 5.10: Escenarios futuros de uso del suelo generados a partir de una clasificación actual. Las columnas indican los patrones de cambio bajo distintas tasas de deforestación, mientras que las filas suponen dos situaciones de cumplimiento de la ley de OTBN: cumplimiento Estricto (mapas superiores) y cumplimiento Parcial (mapas inferiores).

Bajo los distintos escenarios de cumplimiento de la ley y tasas de deforestación, una baja proporción de los desmontes ocurrieron en la categoría I (roja), siendo en las tres provincias inferior al 1% (figura 5.11). Sin embargo, al considerar el doble de la tasa de deforestación, se ha observado un incremento significativo de los desmontes en esta categoría en las provincias de Santiago del Estero y Salta (alrededor del 13 y el 16%) bajo el escenario de cumplimiento Estricto de la ley (figura 5.11). Algo similar ocurrió en la categoría II (amarilla) en las tres provincias analizadas. Si bien se observó una disminución en el nivel de desmontes con respecto al resto de los escenarios de cumplimiento de la ley, se deforestó alrededor del 15% en zonas vedadas por la ley, situación que no ocurrió al considerar la tasa de deforestación actual y la mitad (figura 5.11). Este patrón observado podría estar asociado a que prácticamente se desmontaron todas las tierras pertenecientes a la categoría III (verde) en las tres provincias (que totalizan 1.7 millones de hectáreas), haciendo uso de parte del resto de las categorías con el fin de cumplimentar con la tasa de deforestación previamente establecida (figura 5.11). Los niveles de deforestación en las categorías II (amarilla) y III (verde) tuvieron un comportamiento dispar según la provincia analizada, observándose cambios importantes al variar conjuntamente la tasa de deforestación y el grado de restricción/cumplimiento de la ley (figura 5.11).

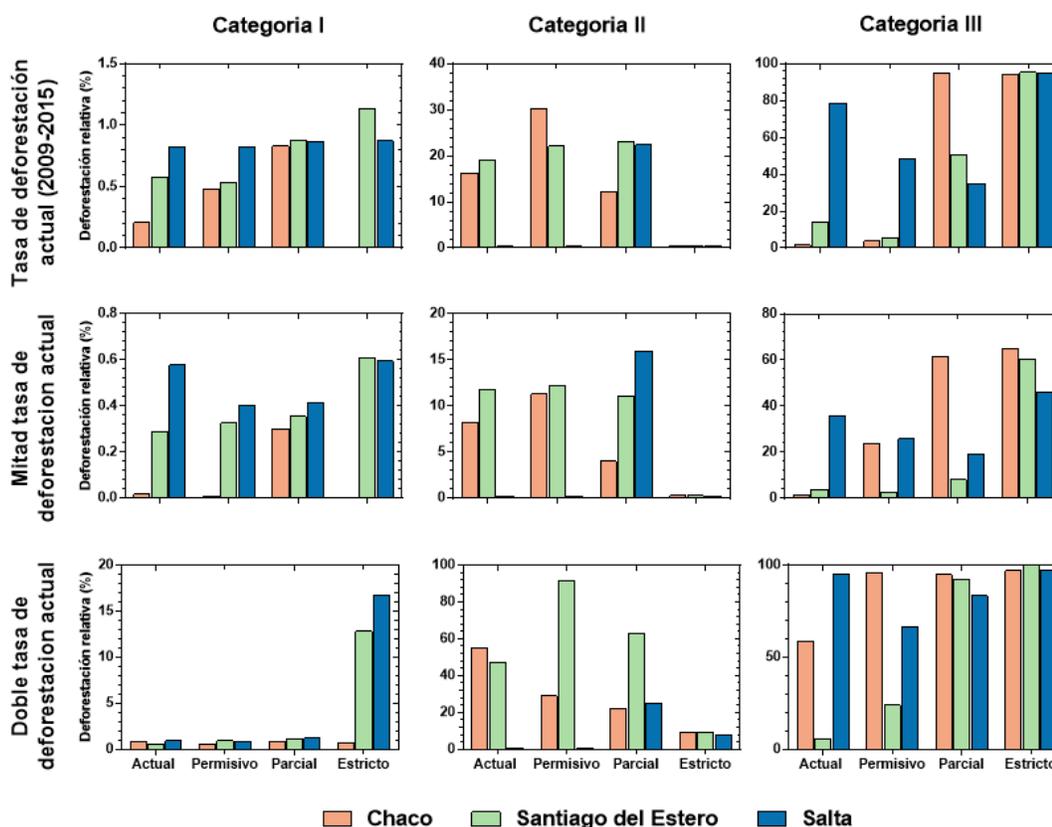


Figura 5.11: Deforestación relativa (%), calculada como el cociente entre la superficie desmontada en cada categoría y la superficie total de esa categoría de una determinada provincia. La información se segrega por categoría de la ley de bosques para cada una de las tres provincias analizadas (Chaco, Santiago del Estero y Salta), considerando tres tasas de deforestación (actual, mitad y doble) y cuatro escenarios de cumplimiento de la ley de OTBN (Actual, Permisivo, Parcial y Estricto).

5.4.3. Emisiones de C

Con la excepción de dos de los 12 escenarios futuros de uso del suelo simulados, todos cumplieron con la pauta de deforestación preestablecida en base a la tasa registrada en el periodo 2009-2015 (ver punto 5.4.2). Sin embargo, al variar la distribución espacial de los desmontes entre los diferentes escenarios, también cambió la superficie de bosque deforestado, según la información obtenida del Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos (PINBN). De esta manera, se observaron pequeñas diferencias, entre 64 y 176 mil hectáreas de bosque deforestado, al comparar las superficies entre los diferentes escenarios de cumplimiento de la ley (figura 5.12). En promedio, se desmontaron 624 mil, 1251 mil y 2329 mil hectáreas de la cubierta boscosa asociada a la clase *Tierras Forestales* (Nivel 1 del inventario), bajo las tasas de deforestación mitad, actual y doble, respectivamente (figura 5.12). La proporción de los desmontes totales que se correspondieron con esta categoría de bosque no degradado se mantuvo en el rango de 65-74% en todos los escenarios (figura 5.12).

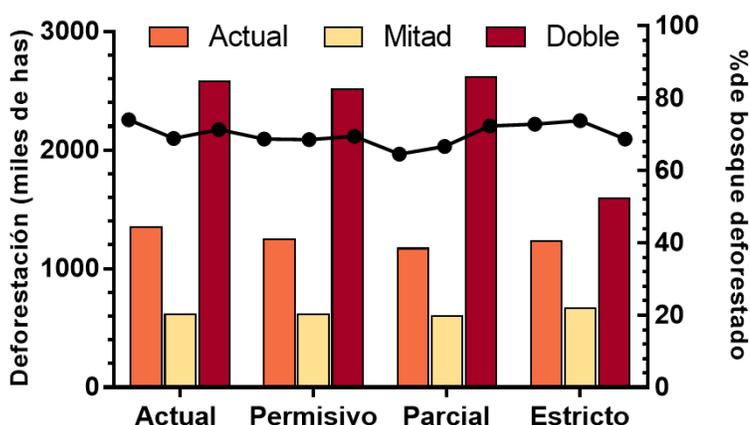


Figura 5.12: Deforestación de la cubierta boscosa asociada a la clase Tierras Forestales (Nivel 1 del Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos) bajo tres tasas de deforestación (actual, mitad y doble) y cuatro escenarios de cumplimiento de la ley de OTBN (Actual, Permisivo, Parcial y Estricto). El eje de la izquierda indica la superficie (en miles de hectáreas), mientras que el eje de la derecha indica la proporción (en %) de los desmontes totales que se correspondieron con esta categoría.

La emisión de total de C, producto del reemplazo de la cubierta boscosa a lo largo de 21 años, fue en promedio de 50, 98 y 169 Tg (1 Tg = 10^6 Toneladas) considerando la mitad, la actual y el doble de la tasa de deforestación, respectivamente (figura 5.13). Bajo una misma tasa de deforestación, se observaron pequeñas diferencias en la emisión de C entre los diferentes escenarios de cumplimiento de la ley, asociado a variaciones en los patrones de distribución de los desmontes (figuras 5.9, 5.10 y 5.11) y a cambios en la proporción del bosque no degradado que fue deforestado (figura 5.12). En el caso del escenario de cumplimiento Estricto de la ley, la menor emisión estuvo principalmente vinculada al incumplimiento de la pauta de cambio en el uso del suelo preestablecida (figuras 5.8 y 5.13), aunque fue superior al considerar el doble de la tasa de deforestación (figura 5.13). Los cultivos agrícolas aportaron, en promedio, el 43% de las emisiones totales de C, con un mínimo de 34 y un máximo de 50% (figura 5.14). Los sistemas silvopastoriles de baja cobertura (<10%) aportaron entre el 9 y el 20% de las emisiones, superando a las pasturas,

que contribuyeron con el 12% (figura 5.14). Aquellos sistemas con mayor cobertura arbórea (>15%) aportaron en conjunto el 24%, con contribuciones individuales en torno al 6-8% (figura 5.14).

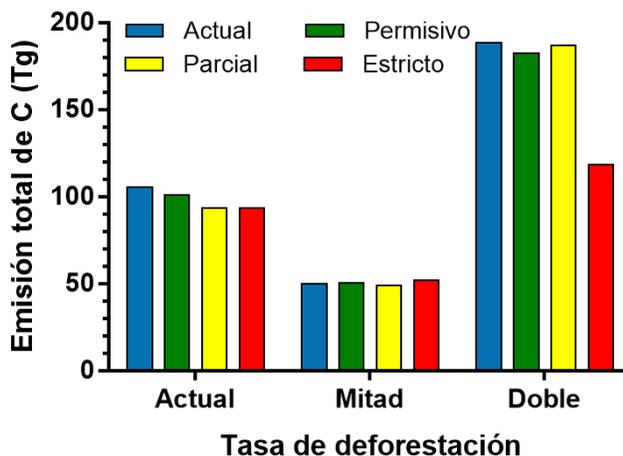


Figura 5.13: Emisión total de C (en Tg) bajo tres tasas de deforestación (actual, mitad y doble) y cuatro escenarios de cumplimiento de la ley de OTBN (Actual, Permisivo, Parcial y Estricto) producto del reemplazo de la cubierta boscosa a lo largo de 21 años.

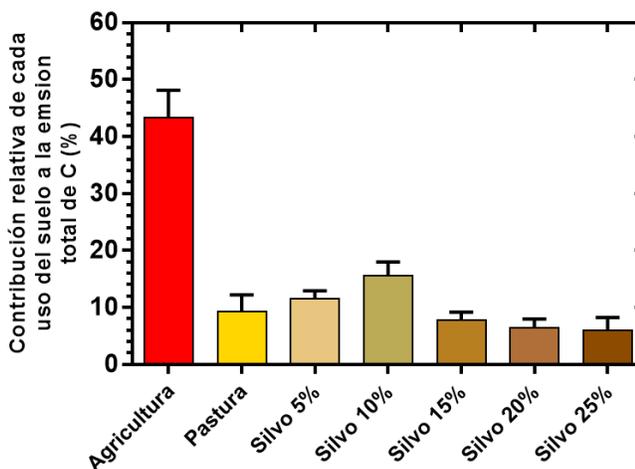


Figura 5.14: Contribución relativa (en %) de cada uso del suelo (Agricultura, pasturas y sistemas silvopastoriles con distinta cobertura arbórea) a la emisión total de C. La barra indica el valor promedio de los 12 escenarios futuros de uso del suelo (combinación de tasa de deforestación y grado de cumplimiento de la ley de bosque), mientras que las líneas corresponden al desvío estándar.

5.5. Discusión

La clasificación de usos del suelo obtenida a partir de la dinámica temporal del IVN presentó una muy buena precisión, tanto a nivel global como para cada una de las categorías definidas. Si bien el producto generado tuvo una escasa resolución conceptual, la identificación de diferentes tipos de cultivos no resultó indispensable en base a los objetivos

propuestos. La discriminación por cultivo podría ser de utilidad a la hora de determinar las rotaciones “tipo” según la participación de cada uno en un estudio temporal (Caride et al., 2012). Sin embargo, esto se vio imposibilitado debido a la ausencia de información de campo disponible para una secuencia consecutiva de años. El IVN correspondiente a la primera quincena de noviembre, junto con el máximo valor de IVN registrado en el año, resultaron ser las bandas de información más importantes al momento de discriminar entre pasturas perennes y cultivos agrícolas. Esto se encuentra asociado a que los pastos comienzan a crecer al inicio de la temporada de lluvia (Kunst et al., 2014), mientras que los productores tienden a atrasar la fecha de siembra de los cultivos hacia diciembre o enero (Giménez et al., 2016). En promedio, los cultivos presentaron un valor máximo de IVN más elevado que las pasturas, alrededor de mediados/fines de marzo, asociado con una mayor área foliar. Los cultivos agrícolas fueron el uso que más superficie ocupó, aunque la inclusión de ciertos usos/coberturas del suelo marginales en términos territoriales (horticultura y cultivos de cítricos) podría estar sobreestimando el área de esta categoría. Los usos del suelo no mostraron una distribución azarosa, sino que estuvieron estrechamente relacionados con condiciones agroambientales. Así, mientras que los cultivos agrícolas se concentraron en zonas con mayores niveles de precipitación media anual, las tierras dedicadas al pastoreo y la cría de ganado se agruparon en zona más áridas del gradiente, similar el patrón espacial observado por Piquer-Rodríguez et al. (2018).

El cambio en la aptitud de las categorías del OTBN (grado o nivel de cumplimiento) de cada provincia no alteró la superficie desmontada en los escenarios simulados, con excepción de aquellos que consideraban el cumplimiento Estricto de la ley. Esto estuvo asociado a que bajo estos escenarios las tierras disponibles para desmonte y transformación se redujeron al 20% del área de estudio (representadas únicamente por la categoría III o verde), cifra inferior al 21 y 42% de la superficie necesaria bajo la tasa actual de deforestación y el doble de ella, respectivamente. En el resto de los casos, se cumplió con la meta de deforestación, observándose altas tasas de desmonte en las categorías I o rojo y II o amarillo, evidenciándose un importante incumplimiento de los lineamientos de la ley de OTBN. De esta manera, el proceso de control de los desmontes resultaría insuficiente para restringir tanto las áreas transformadas como los lugares de deforestación, reproduciéndose bajo estos escenarios el patrón observado en los últimos años (periodo 2009-2015). Así, aunque se observaron diferencias entre las tres zonas (I o rojo, II o amarillo y III o verde), las áreas correspondientes a las categorías de conservación (amarillo y rojo) mostraron una transformación importante (Volante et al., 2016). En todos estos casos, varió la localización y distribución espacial de las tierras transformadas, dependiendo del grado de aptitud asignada a cada una de las categorías. Este fenómeno tiene una gran relevancia, ya que modifica la ubicación de las áreas naturales remanentes y la conectividad entre parches, aspecto fundamental para la preservación de la biodiversidad. En consonancia con el patrón observado por Piquer Rodríguez et al. (2015), el nivel de fragmentación de las áreas remanentes se incrementó en el escenario de cumplimiento Parcial de la ley de OTBN que permiten transformaciones en la categoría II o amarilla.

La porción central del área de estudio presenta actualmente los menores niveles de fragmentación de los ecosistemas naturales. Su ubicación la torna como una de las áreas prioritarias para la conservación de la biodiversidad, dado que garantiza la conectividad entre dos regiones menos fragmentadas ubicadas a cada extremo del gradiente latitudinal del Chaco Seco Argentino (Piquer-Rodríguez et al., 2015; Aguiar et al., 2016). Dado que se

encuentra principalmente dentro de la categoría II o amarillo de la ley de OTBN de las provincias de Santiago del Estero y Chaco, dicha área se vio fuertemente afectada en ciertos escenarios de uso futuro del suelo que disponen de un nivel de cumplimiento Permisivo o Parcial de la ley. Las inconsistencias en la zonificación entre los límites provinciales (García Collazo et al., 2013), como es el caso de la frontera entre Salta y Chaco donde los bosques clasificados como verde y amarillo son adyacentes (Piquer Rodríguez et al., 2015), la escasa proporción de área protegida en el Chaco Seco Argentino (<2%) (Aguar et al., 2016; Baumann et al., 2017), junto con la plausibilidad de ocurrencia de estos eventos de transformación, requeriría algún tipo de intervención adicional a la ley de OTBN que permita salvaguardar esta área.

Los escenarios futuros de uso del suelo no consideraron la posible transición entre usos productivos o la regeneración del bosque luego del desmonte y uso agropecuario (denominado bosque secundario). Según Baumann et al. (2017), la conversión de sistemas ganaderos (pasturas puras, sistemas silvopastoriles y pastizales naturales) a tierras agrícolas durante el periodo 2000-2013 representó alrededor del 16% del total de las transiciones (que incluye el bosque y las conversiones entre los tres usos) para la región del Chaco Seco y Húmedo Argentino, aunque no logró discriminar por tipo de uso pastoril. En consonancia, Piquer-Rodríguez et al. (2018) estimaron para el periodo 2000-2010 que cerca del 19% de las pérdidas de tierras dedicadas al pastoreo se debieron a la conversión a tierras de cultivo agrícola. Por su parte, la recuperación de áreas boscosas de tierras agrícolas previamente desmontadas durante el periodo 1977-2007 (acuñado bajo los términos de *Forest Transition* –FT- y *Ecological Transition* –ET-) presentó una baja proporción, siendo poco significativa en la región (Volante & Paruelo, 2015). En solo el 4.8% del área de estudio se observó un patrón de cambio compatible con un FT/ET, mientras que el reemplazo de la cobertura de vegetación natural resultó 7 veces mayor (Volante & Paruelo, 2015).

La quema y descomposición del material orgánico remanente representaron entre el 97.4 y el 99.7% de las emisiones totales de C, representando los cambios en el contenido de COS superficial una pequeña proporción. Estudios previos observaron que el suelo contribuyó entre el 8% (Gasparri et al., 2008) y el 13% (Baumann et al., 2017) de las emisiones totales de acuerdo a la cuantificación realizada para los eventos de deforestación precedentes. Sin embargo, en ambos casos se ha considerado una mayor profundidad del suelo (de hasta 1 metro) viéndose incrementado, de esta manera, su participación en la emisión total. Las emisiones potenciales de C a la atmósfera producto del reemplazo de la cubierta forestal y reemplazo por usos productivos a lo largo de 21 años en el área de estudio corresponderían entre el 7.67 y el 25.9% de las emisiones totales estimadas para todo el Chaco Argentino (incluyendo la porción más seca y la más húmeda del gradiente) durante el período 1900-2005 (Gasparri et al., 2008). A su vez, representarían entre el 19.2 y el 65% de las emisiones promedio del país proveniente de combustibles fósiles de fuentes no móviles (por ejemplo, energía, industrias y consumo residencial, comercial e institucional), entre el 23 y el 76% de las emisiones provenientes de la combustión del sistema de transporte, y entre el 7.7 y el 26% de las emisiones del sector agrícola, reportadas por FAOSTAT (FAO, 2016) en CO₂ equivalente (1 Tn C = 3.664 Tn de CO₂). En todos los escenarios analizados, la región mostró ser una importante fuente de C, incluso en aquellos considerados como más conservadores (cumplimiento Estricto de la ley de OTBN y menor tasa de deforestación). A su vez, en el hipotético escenario en donde la deforestación se detuviera y la emisión proviniera solo de los primeros 20 cm superficiales de las tierras deforestadas, las mismas

contribuirían con al menos 3.03 Tg C y con hasta 12.7 Tg C, similar a la emisión anual que genera el sector de transporte en el país (FAO, 2016).

Si bien los cambios en el uso del suelo muestran una consistente contribución a las emisiones de C totales a escala nacional, las estimaciones realizadas son medianamente conservadoras, dado que no se han considerado ciertas fuentes que podrían incrementar significativamente los niveles. En primer lugar, no se contabilizó la contribución de aquellas tierras desmontadas que no se correspondían con tierras forestales, y que significaron entre el 26 y el 34% de la superficie total afectada. En segundo lugar, no se incluyeron las emisiones generadas por la degradación forestal producto de, por ejemplo, la producción de carbón (Rueda et al., 2013), la tala selectiva (Grau et al., 2008) o el pastoreo forestal (Abril et al., 2001; 2005; Grau et al., 2008; Piquer-Rodríguez et al., 2018). La estimación solo consideró la conversión del bosque, por lo que tampoco se incluyeron los flujos de C debido a disturbios como incendios o ganancias de C por el rebrote forestal. En tercer lugar, no se incluyeron las emisiones asociadas a las prácticas de manejo agrícola, provenientes del consumo de combustibles o de la producción industrial de fertilizantes (West & Marland, 2002; Lal, 2004; Snyder et al., 2009). En cuarto lugar, como se dijo anteriormente, no se consideró la contribución de los cambios en los contenidos de C orgánico de la porción subsuperficial del suelo (20-100 cm) (Gasparri et al., 2008; Baumann et al., 2017), ni tampoco del carbono inorgánico. El contenido de C orgánico en el primer metro de suelo en la región chaqueña es similar al C alocado en la biomasa aérea, según estimaciones de Gasparri et al. (2008) y Villarino et al. (2016), representando cerca del 40% del total de C por hectárea (Manrique et al., 2011). Con respecto a la fracción inorgánica, si bien generalmente es considerada como un compartimiento relativamente estable, Conti et al. (2014) observaron que la transición de bosque a cultivos agrícolas en la región significó una pérdida del 68% a profundidades del suelo entre 1 y 2 metros. En quinto lugar, no se cuantificaron las emisiones de otros gases de efecto invernadero, como el CH₄ y los NO_x, producto de la quema de biomasa vegetal (Levine et al., 2000; Andreae & Merlet, 2001) y la producción por parte del ganado doméstico (Herrero et al., 2009). Por último, no se consideró el efecto neto de los cambios en el uso del suelo sobre las emisiones de C. Si bien estas actividades incrementan el C atmosférico, también aumentan el flujo de energía de onda corta saliente en la parte superior de la atmósfera (albedo de onda corta) entre 8 y 17 W/m² según el uso y prácticas de manejo (Houspanossian et al., 2017). Estos valores son equivalentes a una reducción en el CO₂ atmosférico entre 12 y 27 Tn C/ha, representando entre el 15 y el 55% de las emisiones típicas que acompañan a la deforestación en esta región (Houspanossian et al., 2017).

A pesar de ser de que la estimación de las emisiones totales de C producto de los cambios en el uso del suelo es parcial, los resultados permiten trazar una línea base de referencia acerca de la contribución potencial del área de estudio al ciclo global del carbono. La información puede ser utilizada en el marco del programa REDD++, orientado a la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero causadas por la deforestación y la degradación de los bosques, para proveer incentivos positivos a los países en vías de desarrollo que impliquen la protección de los recursos forestales, la conservación de los stocks de carbono y la gestión sostenible de los bosques (CMNUCC 2007). Si bien el bosque chaqueño presenta una menor densidad en carbono que los bosques más húmedos y la selva (Van der Werf et al., 2003; Achard et al., 2004), están contribuyendo al cambio climático de manera comparable debido a las elevadas tasas de deforestación que están experimentando

(Hansen et al., 2013). En este sentido, si el objetivo radica en proteger las reservas de C y reducir emisiones de C a escala de país, resultará esencial mantener grandes franjas del bosque chaqueño. Sin embargo, los cambios en el uso del suelo mostraron ser moderadamente sensibles a los cambios en los factores relacionados con los beneficios, lo que sugiere un potencial limitado de las políticas económicas que afectan las ganancias marginales (por ejemplo, impuestos o subsidios) para alterar las tasas y los patrones de deforestación de manera importante (Piquer-Rodríguez et al., 2018). De esta manera, resulta esencial pensar e implementar nuevas formas de acción que permitan desmotivar los cambios en el uso del suelo en la región.

Capítulo 6

Discusión general

Capítulo 6: Discusión general

6.1. Aportes y resultados más importantes de la tesis

En este capítulo final se resumen los principales aportes que surgen de la realización de esta tesis (esta sección), y se discuten de manera conjunta los resultados obtenidos en cada uno de los capítulos (sección 6.2). La problemática abordada en esta tesis asociada al impacto de los cambios en el uso del suelo sobre la provisión de servicios ecosistémicos vinculados con la productividad primaria neta o ganancia de C, el carbono orgánico del suelo y el secuestro de C, fue analizada considerando diferentes aproximaciones metodológicas y escalas espacio-temporales. De esta manera, se buscó contestar a cada uno de los interrogantes planteados al inicio de este trabajo (**Capítulo 1**) y aportar información de base relacionada con los efectos de la deforestación y los usos productivos sobre la dinámica del C en el Chaco semiárido argentino. A partir del análisis y síntesis de los principales resultados, se plantean posibles usos de la información generada, vacíos de conocimiento y nuevos interrogantes que pudieran desarrollarse en futuros trabajos de investigación (sección 6.3). A continuación, se listan los principales resultados y contribuciones de esta tesis:

1. Análisis de la variación estacional de la eficiencia en el uso de la radiación (EUR) de pasturas de Gatton panic (*Megathyrus maximus*) y de la influencia del estrato leñoso (Guayacán -*Caesalpinia paraguariensis*-) en sistemas silvopastoriles (Capítulo 2).

- La EUR mostró un comportamiento tipo gaussiano, siendo superior en el periodo verano/verano tardío e inferior al inicio y fin de la estación de crecimiento (primavera y otoño, respectivamente) en todos los tratamientos.
- La presencia del estrato leñoso redujo la productividad primaria neta aérea (PPNA) de la pastura aproximadamente un 50%.
- La disminución en la PPNA de la pastura estuvo principalmente explicada por la reducción en la radiación fotosintéticamente activa absorbida (RFAA), la cual estuvo explicada mayoritariamente por cambios en la radiación fotosintéticamente activa incidente (RFAi) más que por variaciones en la fracción de radiación fotosintéticamente activa interceptada (fRFA).
- El incremento de la EUR de pasturas ubicadas debajo del estrato leñoso en el sitio más húmedo no pudo compensar la reducción en la RFAA, lo que explica la disminución observada en la PPNA.
- La reducción de la EUR en pasturas debajo del estrato leñoso en el sitio más seco podría estar asociado a diferencias en el manejo ganadero, vinculado con la mayor carga ganadera en estos sitios.

2. Cuantificación del impacto de los cambios en el uso del suelo sobre la dinámica de las ganancias de C o productividad primaria neta (PPN) (Capítulo 3).

- Las ganancias de C o productividad primaria neta (PPN) fueron mayores en sistemas con presencia de especies leñosas, aunque no se diferenciaron significativamente de las pasturas y de los cultivos de maíz y de trigo-maíz.
- Los sistemas silvopastoriles de la porción más húmeda que presentaban una mayor cobertura de árboles tampoco difirieron con la PPN del bosque, pero sí lo hicieron

todos aquellos ubicados en la porción más seca, los cuales mostraron menores ganancias.

- Los cultivos de soja y trigo-soja fueron los usos que menos ganancia de C o PPN presentaron en ambos sitios, y difirieron significativamente del resto de las coberturas.
- Los cultivos presentaron una alta productividad aérea, mayor a la observada en las pasturas y los sistemas silvopastoriles, y el patrón inverso con respecto a la productividad subterránea. Los bosques, por su parte, mostraron productividades intermedias.
- La estacionalidad anual en las ganancias de C resultó mayor en los cultivos simples y en las pasturas, seguido por los dobles cultivos y los sistemas silvopastoriles que mostraron una variabilidad intermedia. El bosque, por su parte, tuvo una variabilidad intraanual menor que la de todos los usos productivos que lo sustituyen.
- Las diferencias en la estacionalidad entre los usos del suelo productivos y el bosque resultaron de mayor magnitud que las diferencias en las ganancias de C o productividad.

3. Evaluación de alternativas de manejo de usos del suelo mediante el uso de un modelo de simulación (CENTURY) (Capítulo 4).

- En la mayoría de los casos, la reducción en el carbono orgánico del suelo (COS) estuvo explicada principalmente por una disminución en las ganancias de C que por cambios en la respiración del suelo.
- Los cambios en el uso del suelo en el sitio más húmedo generaron un mayor impacto sobre el COS en términos nominales con respecto al C del bosque nativo, aunque las variaciones relativas fueron muy similares en ambos sitios.
- Más del 97% de las simulaciones agrícolas presentaron pérdidas de carbono. El balance negativo fue la causa principal de la disminución en el nivel de COS, con una importancia relativa superior a las pérdidas dadas por erosión.
- En los sitios agrícolas la proporción con la cual es incluido el cultivo de maíz en la rotación agrícola se asoció positivamente con el COS.
- En el sitio húmedo, las secuencias de doble cultivo tuvieron una menor productividad total que los monocultivos, impactando negativamente sobre el COS.
- La presión de pastoreo fue el factor que mayor importancia relativa tuvo en la variación del COS, tanto en las pasturas puras como en los sistemas silvopastoriles.
- La mayor intensificación en el uso del suelo no siempre impactó negativamente sobre las reservas de COS. La Apropiación Humana de la Productividad Primaria Neta (AHPPN) fue el indicador que mejor explicó la variación en el COS en los sitios agrícolas y en las pasturas, mientras que la apertura del ciclo del N y el ERL lo fueron para pasturas/sistemas silvopastoriles y los manejos sustentables del bosque, respectivamente.

4. Estimación de la emisión potencial de C bajo diferentes niveles de cumplimiento de la Ley de Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos (OTBN) y tasas de deforestación (Capítulo 5).

- El cambio en la aptitud de las categorías del OTBN (grado o nivel de cumplimiento) de cada provincia no alteró la superficie desmontada en los escenarios simulados, con excepción de aquellos que consideraban el cumplimiento Estricto de la ley.
- La quema de la biomasa vegetal y la descomposición del material orgánico remanente representaron entre el 97.4 y el 99.7% de las emisiones totales de C, representando los cambios en el COS superficial una pequeña proporción.
- Si bien los cambios en el uso del suelo mostraron una consistente contribución a las emisiones de C totales a escala nacional, las estimaciones realizadas fueron medianamente conservadoras, dado que no se han considerado ciertas fuentes que podrían incrementar significativamente los niveles.
- A pesar de que la estimación de las emisiones totales de C producto de los cambios en el uso del suelo fue parcial, los resultados permiten trazar una línea base de referencia acerca de la contribución potencial del área de estudio al ciclo global del carbono.

6.2. Evaluación del impacto de los cambios en el uso del suelo sobre la dinámica del C. Alcances y limitaciones de los resultados de la tesis

El ensayo de campo realizado en el **Capítulo 2** permitió caracterizar la variación estacional de la eficiencia en el uso de la radiación (EUR) de pasturas de Gatton panic (*Megathyrus maximus*) bajo diferentes condiciones de crecimiento (sombreo y nivel de precipitación). Si bien la medición de la productividad primaria neta aérea (PPNA) acumulada de las pasturas a lo largo del periodo de crecimiento resultó ser mayor que la estimada mediante imágenes satelitales (**Capítulo 3**), ambos tipos de estimaciones no serían comparables entre sí. Esto se debe, por un lado, al grado de implantación de las pasturas y, por otro lado, a la extrapolación de las mediciones puntuales realizadas en 1 m² a nivel de hectárea. Tal como indicó Caruso et al. (2012) en base a mediciones realizadas en distintas fincas del Departamento de Anta, la cobertura del suelo por la pastura no fue total, registrando este autor coberturas promedio entre el 40 y 70%. Las mediciones de campo (**Capítulo 2**) en lotes silvopastoriles en situaciones a pleno sol se realizaron en pequeñas áreas con presencia de pasto (1 m²), y se extrapolaron a toda la hectárea sin considerar, por un lado, la proporción de suelo desnudo en el lote y, por el otro lado, los menores niveles de productividad registrados debajo de los árboles. Por otro lado, la estimación realizada mediante imágenes satelitales (**Capítulo 3**) no contempló la productividad de pasto debajo de los árboles, dado que la metodología de Lu et al. (2003) asume que la contribución de los componentes leñosos y herbáceos al IVN total es aditiva, por lo que supone que en los espacios cubiertos por el componente leñoso no hay presencia de herbáceas y viceversa, es decir, no contempla la presencia de componentes herbáceos bajo la copa de los árboles. Si bien la productividad de Gatton panic bajo los árboles de Guayacán (*Caesalpinea paraguariensis*) fue aproximadamente la mitad que la observada a pleno sol (**Capítulo 2**), podría no observarse diferencias debajo de otros árboles presentes en el lote que interceptan

menos radiación. De esta manera, se podría estar incurriendo en una subestimación de la productividad de pastos en aquellas situaciones en que la vegetación herbácea bajo las copas de los árboles sea abundante. Sin embargo, en el ensayo de campo (**Capítulo 2**) se han observado situaciones en donde la presencia de pasto debajo de las copas de Guayacán era muy baja, lo que podría estar asociado a una mala implantación de la pastura bajo esas condiciones, o a una remoción por parte del ganado al utilizar el sitio para descanso y como proveedor de sombra en condiciones de elevadas temperaturas (Cedeño et al., 2016). Esto concuerda con la baja cobertura herbácea registrada bajo el componente leñoso en el Chaco árido (Blanco et al., 2016).

El uso del modelo de eficiencia en el uso de la radiación propuesto por Monteith (1972) y de relaciones PPN:PPNS obtenidas de la bibliografía permitió obtener una estimación precisa de las ganancias de C totales y de la estacionalidad o variación intraanual de esas ganancias (**Capítulo 3**). Se observó que los usos productivos fueron más estacionales y menos productivos que el bosque nativo (si se considera el índice de cosecha de cada uso). Dado que los cambios en el COS estuvieron principalmente determinados por variaciones en las entradas (ganancias de C o PPN) que por cambios en las salidas (erosión y respiración del suelo) (**Capítulo 4**), los usos que presentaron una menor productividad y/o una mayor cosecha o extracción, mostraron mayores variaciones negativas en el secuestro de C en el suelo con respecto al bosque de referencia (**Capítulo 4**). Los resultados obtenidos coincidieron con lo postulado por Paruelo et al. (2016), quienes observaron una relación negativa entre la provisión de diversos servicios ecosistémicos y un índice derivado de información espectral que sintetiza la dinámica de las ganancias totales de C. Este índice, denominado IPSE (Índice de Provisión de Servicios Ecosistémicos), se calcula en base a dos atributos de la dinámica estacional del Índice de Vegetación Normalizado (IVN): la media anual (IVN promedio) (proxy de cuánto produce) y el coeficiente de variación intraanual (CV del IVN) (proxy de cuando producen) ($IPSE = IVN \text{ promedio} * (1 - CV \text{ del IVN})$). Los valores más bajos del índice reflejan sitios menos productivos y/o más variables a lo largo del año. Al relacionar el COS de las muestras obtenidas a campo para la evaluación del modelo CENTURY (**Capítulo 4**) con el valor de IPSE promedio obtenido para el periodo 2000-2015 (Paruelo et al., 2016) se observó que cerca del 45% de la variación estuvo explicada por la dependencia lineal entre ambas variables (figura 6.1). Los sitios agrícolas y las pasturas mostraron menores valores del IPSE que el bosque (es decir, fueron menos productivos y/o más variables), viéndose reflejado en un menor secuestro de C en el suelo (figura 6.1).

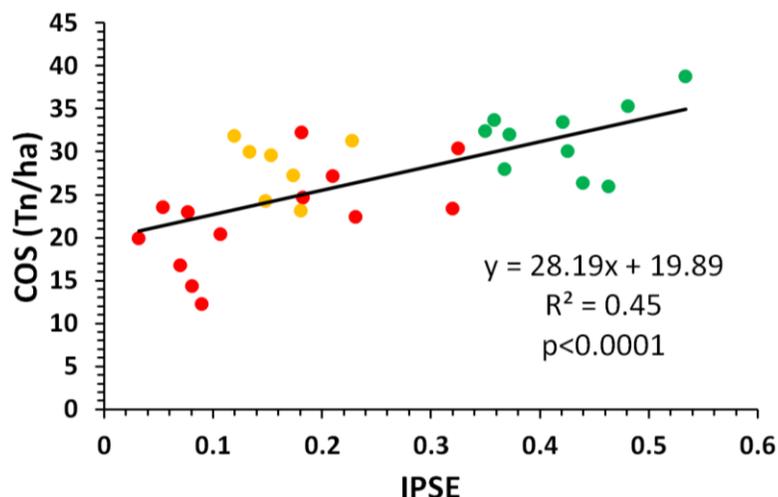


Figura 6.1: Relación lineal entre el COS (Tn/ha) de las muestras tomadas a campo (Capítulo 4) y el Índice de Provisión de Servicios Ecosistémicos (IPSE) promedio para el periodo 2000-2015 (Páruelo et al., 2016). Los puntos verdes, naranjas y rojos corresponden al bosque nativo, pasturas y cultivos agrícolas, respectivamente.

El uso del modelo de simulación CENTURY (**Capítulo 4**) permitió evaluar el impacto sobre el carbono orgánico del suelo (COS) de múltiples manejos en diferentes agroecosistemas y sistemas naturales. El modelo mostró ser fuertemente sensible a los contenidos de arcilla en el suelo, sobreestimando el nivel de COS cuando la misma superaba el 20%. Los diversos manejos del bosque evaluados mostraron ser adecuados a corto plazo, dado que mantuvieron el COS, aunque no resultaron ser una buena alternativa a mediano y largo plazo, dado su impacto negativo sobre la biomasa vegetal aérea. El pastoreo en el bosque asociado a la presencia de puestos ganaderos (Grau et al., 2005, 2008) es una práctica común que no pudo ser evaluada dada la estructura del modelo. En cuanto al manejo agrícola, se observó que aquellos que incluían doble cultivo (es decir, trigo durante el invierno) reducían el rendimiento y la productividad remanente de los cultivos de verano y, por ende, el COS. En este sentido, el monocultivo de maíz fertilizado sería la mejor opción a corto y mediano plazo, dado que fue una de las únicas alternativas que permitieron mantener el COS. Sin embargo, actualmente no es la opción más elegida debido a que presenta, con respecto al cultivo de soja, una mayor sensibilidad a la disponibilidad de agua y nutrientes (Montico, 2007) y un menor margen bruto, determinado principalmente por el precio del transporte (Murray et al., 2016). Esta práctica, a su vez, podría deteriorar a largo plazo uno de los servicios ecosistémicos más importantes que brindan los bosques: la regulación hídrica. Si el contenido de agua inicial en el suelo al inicio del periodo de crecimiento es elevado podría haber drenaje profundo, y así contribuir al aumento de la napa freática y la salinización de los suelos (Jobbágy et al., 2008; Amdan et al., 2013; Giménez et al., 2016). El doble cultivo, por su parte, sería la mejor opción para minimizar el riesgo de drenaje (Giménez et al., 2016), aunque no sería la elección más acertada en vistas de mantener el COS en años normales o secos. Si bien en esta tesis no se simuló la influencia de la variación en la fecha de siembra de los cultivos de verano, Giménez et al. (2016) proponen tres sistemas de cultivo alternativos en función del contenido inicial de agua en el suelo al inicio de la temporada de crecimiento que permitan reducir los riegos productivos y de drenaje. En este sentido, se debería retrasar la fecha de siembra de cultivos de verano, sembrar solo cultivos de verano y hacer doble

cultivo cuando el contenido inicial de agua en el suelo sea bajo, moderado o húmedo, respectivamente.

El nivel de pastoreo en pasturas y sistemas silvopastoriles fue el factor con mayor importancia relativa en la variación del COS, modificando no solo la proporción de la PPN consumida sino también los retornos de N a través de la orina y el estiércol de los herbívoros (**Capítulo 4**). Según Piñeiro et al. (2006), los cambios inducidos por los herbívoros tendrían efectos opuestos a mediano y largo plazo, incrementando las pérdidas de N por volatilización y lixiviación de N (Frank y Evans, 1997), y favoreciendo el retorno del N al suelo de manera más rápida (Frank et al., 2000). Se observó que bajo cargas ganaderas altas (1 EV/ha) ambos sistemas perdieron entre 5 y 13% del C del suelo, por lo que las estrategias de manejo deberían conducir a mantener cargas moderadas que redunden en sistemas más sustentables. Estas estrategias son consistentes con los niveles óptimos de carga animal recomendados para la región (0.73 y 0.87 EV/ha para sitios donde llueven 600 mm y 750 mm, respectivamente) para obtener mejores resultados productivos en un período largo de tiempo (Lizzi, comunicación personal). El modelo CENTURY resultó apropiado para la simulación de la dinámica del C en pasturas, aunque presentó algunas limitaciones para representar fehacientemente el comportamiento de los sistemas silvopastoriles. Se observó una disminución paulatina de la PPNA leñosa a medida que transcurrieron los años en el periodo 1993-2013, atribuible a la competencia con el componente herbáceo por el N disponible en el suelo. De todas maneras, en la mayoría de los sistemas silvopastoriles actuales el componente forestal posee una importancia secundaria, dado que luego del rolado son muy pocos los árboles que quedan en pie, lo que dificulta el mantenimiento y regeneración futura de las especies leñosas. Debido a esto, muchos resaltan que estos sistemas forman parte de un estado previo al desmonte total, el cual ocurre de forma encubierta o en etapas (Greenpeace, 2012).

La fuerte relación observada entre los cambios relativos en el COS bajo diferentes usos del suelo y distintos proxies de intensificación en el uso del suelo permitiría estimar de manera rápida y precisa el impacto de múltiples estrategias de uso y manejo del suelo (**Capítulo 4**). De esta manera, se podría describir el impacto y evaluar la sustentabilidad de las prácticas de manejo en superficies muchos mayores al no quedar la evaluación supeditada a la toma de muestras a campo en cada lote particular, algo impracticable dados los costos y dificultades logísticas.

6.3. Contribuciones de la tesis

En esta tesis se generó información para, mediante el uso de sensores remotos, caracterizar la productividad primaria neta aérea (PPNA) de pasturas de Gatton panic (*Megathyrus maximus*), un recurso forrajero estratégico para la cría de ganado doméstico en el Chaco semiárido (**Capítulos 2 y 3**). La misma podrá contribuir a un conocimiento más detallado de la variabilidad espacial y temporal de la productividad de las pasturas, permitiendo a los productores establecer con mayor precisión las cargas ganaderas logrando, al mismo tiempo, un uso más eficiente de los recursos y una reducción del riesgo de sobrepastoreo (Grigera et al., 2007). La caracterización de la variación estacional de la eficiencia en el uso de la radiación (EUR) de las pasturas (**Capítulo 2**), junto con la aplicación de la metodología para la discriminación del IVN en sus respectivos componentes leñosos y

herbáceos (**Capítulo 3**), resultan en una mejora sustancial de las actuales estimaciones de la PPNA que realiza el Laboratorio de Análisis Regional y Teledetección (LART) de la Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires. Esta dependencia realiza un seguimiento de la productividad de los recursos forrajeros a escala mensual y de unidad de manejo desde el año 2000 al presente para una vasta porción del territorio productivo de Argentina en base al desarrollo del Sistema de Seguimiento Forrajero (<http://larfile.agro.uba.ar/lab-sw/sw/gui/Inicial.page>) (Grigera et al., 2007; Oesterheld et al., 2014), y utilizan un único valor anual de EUR correspondiente al valor promedio de estimaciones obtenidas de la bibliografía científica. Futuras investigaciones podrían estar orientadas hacia una ampliación espacial y temporal del ensayo de campo que permita caracterizar la relación funcional entre los cambios estacionales de la EUR y los controles climáticos (precipitación y temperatura). De esta manera, sería posible definir diferentes valores de EUR para una misma estación en función de las condiciones ambientales de un año particular.

La utilización de modelos de simulación, tanto puntuales (**Capítulo 4**) como espacialmente explícitos (**Capítulo 5**), permitió evaluar el impacto sobre la dinámica del C de múltiples escenarios de manejo y usos del suelo. Los resultados obtenidos pueden ser utilizados como base para el establecimiento de políticas vinculadas con la planificación del uso y ordenamiento del territorio. La deforestación y la expansión agrícola en el Chaco semiárido en ausencia de políticas efectivas de gestión y control del uso del suelo pueden conducir a una rápida degradación del suelo (**Capítulo 4**) y reducción de la provisión de servicios ecosistémicos (**Capítulos 3, 4 y 5**) (Powlson et al., 2011). Estos resultados resultan de interés en un contexto de disponibilidad de extensas áreas de bosque que presentan una gran aptitud agropecuaria potencialmente transformable.

Entre los servicios ecosistémicos identificados en el bosque chaqueño, cobran especial relevancia la dinámica del C, el balance de energía, la emisión de gases con efecto invernadero (GEI), la dinámica del agua y la estructura del paisaje (Paruelo et al., 2011). Esta tesis contribuye de manera integrada a identificar y conocer los potenciales impactos que los cambios en el uso del suelo pueden provocar sobre diferentes aspectos vinculados con la dinámica del C. Si bien esta tesis no resuelve el dilema de la toma de decisiones sobre el uso futuro y aprovechamiento del bosque, que dependerán de cuestiones políticas, de la capacidad de cada uno de los actores de hacer valer sus intereses, de visiones e ideologías, y del grado de acceso y control que tengan las instituciones del Estado (Paruelo et al., 2011), puede contribuir al debate acerca de las consecuencias de las decisiones privadas sobre los recursos naturales en base a la información generada.

7. Bibliografía

- Abril, A., Caucas, V., & Nunéz-Vasquez, F. 1995. Sistemas de labranza y dinámica microbiana del suelo en la región central de la provincia de Córdoba. *Ciencia del Suelo* 13:104-106.
- Abril, A. & Bucher, E.H. The effects of overgrazing on soil microbial community and fertility in the dry savannas of Argentina *Appl. Soil Ecol.*, 12 (1999), pp. 159-167.
- Abril, A., & Bucher, E. H. 2001. Overgrazing and soil carbon dynamics in the western Chaco of Argentina. *Applied Soil Ecology*, 16(3), 243-249.
- Abril, A., Barttfeld, P., & Bucher, E. H. 2005. The effect of fire and overgrazing disturbs on soil carbon balance in the Dry Chaco forest. *Forest Ecology and Management*, 206(1-3), 399-405.
- Abril, A., Merlo, C., & Noe, L. 2013. Realistic soil C sink estimate in dry forests of western Argentina based on humic substance content. *Journal of arid environments*, 91, 113-118.
- Achard, F., Eva, H. D., Mayaux, P., Stibig, H. J., & Belward, A. 2004. Improved estimates of net carbon emissions from land cover change in the tropics for the 1990s. *Global Biogeochemical Cycles*, 18(2).
- Adámoli, J., Ginzburg, R., & Torrella, S. 2011. Escenarios productivos y ambientales del Chaco Argentino: 1977-2010. Buenos Aires: Facultad de Ciencias Exactas y Naturales-Universidad de Buenos Aires y Fundación Producir Conservando.
- AGN. 2014. Informe de auditoría sobre la implementación de la Ley 26.331 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de Bosques Nativos (2007–2013). In: Auditoría General de la Nación. República Argentina, Buenos Aires, p 181.
- Aguar, S., Baldassini, P., Bagnato, C., Verón, S., De Abelleira, D. 2016. Áreas prioritarias de conservación para el chaco seco argentino: utilización de índices de paisaje para su identificación. VI Reunión Binacional de Ecología. Iguazú.
- Aide, T. M., Clark, M. L., Grau, H. R., López-Carr, D., Levy, M. A., Redo, D., ... & Muñiz, M. 2013. Deforestation and reforestation of Latin America and the Caribbean (2001–2010). *Biotropica*, 45(2), 262-271.
- Akmal, M., & Janssens, M. J. J. 2004. Productivity and light use efficiency of perennial ryegrass with contrasting water and nitrogen supplies. *Field Crops Research*, 88(2-3), 143-155.
- Alapin, H. 2009. La siembra directa en Argentina. Un nuevo paradigma en agricultura. XII Jornadas Interescuelas/Departamentos de Historia.
- Albanesi, A. 2008. Rolado y Suelos. En: Kunst C; R Ledesma & M Navall (eds). RBI. Rolado Selectivo de Baja Intensidad. Ediciones INTA. 139 pp.
- Alexandrino, E., do Nascimento, D., Regazzi, A. J., Mosquin, P. R., Rocha, F. C., & de Paula Sousa, D. 2005. Produção de massa seca e vigor de rebrota da *Brachiaria brizantha* cv. Marandu submetida a diferentes doses de nitrogênio e frequências de cortes. *Braz J vet Res anim Sci*, 42(2), 105-112.
- Alvarez, R., & Lavado, R. S. 1998. Climate, organic matter and clay content relationships in the Pampa and Chaco soils, Argentina. *Geoderma*, 83(1-2), 127-141.
- Alvarez, R. 2001. Estimation of carbon losses by cultivation from soils of the Argentine Pampa using the Century model. *Soil Use and Management*, 17(2), 62-66.
- Alvarez, R. & Steinbach, H. S. 2006. Materia orgánica: Valor Agronómico y dinámica en suelos Pampeanos. Ed. Facultad de Agronomía. Universidad de Buenos Aires. Pp. 205.

- Alvarez, R., Steinbach, H., De Paepe, J.L. 2015. Carbono orgánico. En Fertilidad de suelos y fertilización en la región pampeana (Alvarez, R. (Ed)). 47-91 pp.
- Amdan, M. L., R. Aragón, E. G. Jobbágy, J. N. Volante, y J. M. Paruelo. 2013. Onset of deep drainage and salt mobilization following forest clearing and cultivation in the Chaco plains (Argentina). *Water Resources Research* 49(10):6601–6612.
- Andreae, M. O., & Merlet, P. 2001. Emission of trace gases and aerosols from biomass burning. *Global biogeochemical cycles*, 15(4), 955-966.
- Anriquez, A., R. Ledesma., C. Kunst&A. Albanesi. 2008. El rolado y el agua en los suelos. En: Kunst, C., R. Ledesma., M. Navall (Eds). 2008. RBI. Rolado selectivo de baja intensidad. Ediciones INTA. 137p.
- Arpigliani, D. 2014. Sustentabilidad de los sistemas productivos tradicionales y modernos del Chaco semiárido: un abordaje desde la síntesis emergética. Trabajo de Intensificación de la Licenciatura en Ciencias Ambientales – FAUBA. 14-05-2014.
- Aronson, J., Toledo, C.S., 1992. *Caesalpinia paraguariensis* (Fabaceae): Forage tree for all seasons. *Econ. Bot.* 46, 121–132.
- Asner, G. P., Elmore, A. J., Olander, L. P., Martin, R. E., & Harris, A. T. 2004. Grazing systems, ecosystem responses, and global change. *Annu. Rev. Environ. Resour.*, 29, 261-299.
- Avila R., Barbera P., Blanco L., Burghi V., De Battista J.P., Frasinelli C., Frigerio K., Gándara L., Goldfarb M.C., et al. 2014. Gramíneas forrajeras para el subtropico y el semiárido central de la Argentina, INTA, ISBN-978-987-521-551-1.
- Awal, M. A., Koshi, H., & Ikeda, T. 2006. Radiation interception and use by maize/peanut intercrop canopy. *Agricultural and forest meteorology*, 139(1-2), 74-83.
- Baccini, A. G. S. J., Goetz, S. J., Walker, W. S., Laporte, N. T., Sun, M., Sulla-Menashe, D., ... & Samanta, S. 2012. Estimated carbon dioxide emissions from tropical deforestation improved by carbon-density maps. *Nature Climate Change*, 2(3), 182.
- Baccini A., Walker, W., Carvahlo, L., Farina, M., Sulla-Menashe, D., Houghton, R. 2015. Los bosques tropicales son una fuente neta de carbono con base en las nuevas mediciones de ganancias y pérdidas. En revisión. Consultado a través de Global Forest Watch Climate [17/10/2017]. climate.globalforestwatch.org.
- Baeza, S., Paruelo, J., & Ayala, W. 2011. Eficiencia en el uso de la radiación y productividad primaria en recursos forrajeros del este de Uruguay. *Agrociencia Uruguay*, 15(2), 48-59.
- Bagnato, C., Texeira, M., Garcia Accinelli, G., Volante, J., Paruelo, J. 2015. La fenoteca: una biblioteca espectral de firmas fenológicas y una propuesta metodológica para caracterizar el uso de la tierra. CISEN 4 IV Congreso Internacional de Servicios Ecosistémicos en los Neotrópicos, Mar del Plata, Argentina, 2015.
- Baldi, G., Verón, S. R., & Jobbágy, E. G. 2013. The imprint of humans on landscape patterns and vegetation functioning in the dry subtropics. *Global change biology*, 19(2), 441-458.
- Barros, V.R., González, M., Liebmann, B., Camilloni, I. A. 2000. Influence of the South Atlantic convergence zone and South Atlantic Sea surface temperature on interannual summer rainfall variability in Southeastern South America. *Theor. Appl. Climatol.*, 67, 123-133.
- Batjes, N. H. 1996. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European journal of soil science*, 47(2), 151-163.
- Battaglia, M. and P.J. Sands. 1997. Modelling site productivity of *Eucalyptus globulus* in response to climatic and site factors. *Aust. J. Plant Physiol.* 24:831–850.

- Baumann, M., Gasparri, I., Piquer-Rodríguez, M., Gavier Pizarro, G., Griffiths, P., Hostert, P., & Kuemmerle, T. 2017. Carbon emissions from agricultural expansion and intensification in the Chaco. *Global change biology*, 23(5), 1902-1916.
- Bélanger, G., Gastal, F., Lemaire, G. 1992. Growth analysis of a tall fescue sward fertilized with different rates of nitrogen. *Crop Science*. 32, 1371-1376.
- Bélanger, G. and Richards, J. E. 1997. Growth analysis of timothy grown with varying N nutrition. *Can. J Plant Sci*. 77, 373–380.
- Belsky, A.J., Amundson, R.G., Duxbury, J.M., Riha, S.J., Ali, A.R., Mwonga. S.M. 1989. The effects of trees on their physical, chemical, and biological environments in a semi-arid savanna in Kenya. *J. Appl. Ecol*. 26, 1005–1024.
- Berg, C., Rogers, S., & Mineau, M. 2016. Building scenarios for ecosystem services tools: Developing a methodology for efficient engagement with expert stakeholders. *Futures*, 81, 68-80.
- Blackburn, W. J., & Proctor, J. T. 1983. Estimating photosynthetically active radiation from measured solar irradiance. *Solar Energy*, 31(2), 233-234.
- Blanco, L.J., Paruelo, J.M., Oesterheld, M., Biurrun, F.N. 2016. Spatial and temporal patterns of herbaceous primary production in semi-arid shrublands: a remote sensing approach. *J. Veg. Sci*. 27, 716-727.
- Blumenthal, M. B., Bell, M., del Corral J., Cousin, R., Khomyakov, I. 2014. IRI data library: enhancing accessibility of climate knowledge. *Earth Perspect* 1,1–12.
- Boletta, P. E., Ravelo, A. C., Planchuelo, A. M., & Grilli, M. 2006. Assessing deforestation in the Argentine Chaco. *Forest Ecology and Management*, 228(1-3), 108-114.
- Bolinder, M. A., Angers, D. A., Dubuc, J. P. 1997. Estimating shoot to root ratios and annual carbon inputs in soils for cereal crops. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 63, 61-66.
- Bolinder, M. A., Angers, D. A., Bélanger, G., Michaud, R., Laverdiere, M. R. 1999. Estimating C inputs retained as soil organic matter from corn (*Zea Mays L.*). *Plant and Soil* 215(1), 85-91.
- Bolinder, M.A., Angers, D. A., Bélanger, G., Michaud, R., Laverdiere, M. R. 2002. Rootbiomass and shoot to root ratios of perennial forage crops in eastern Canada. *Canadian Journal of Plant Science*. 82, 731–737.
- Bolsa de Cereales. 2011. Relevamiento de Tecnología Agrícola Aplicada – Campaña 2010/2011 [en línea]. [Consulta: 15 de junio de 2013]. Disponible en <http://www.bolsadecereales.org/retaa-region-1-18>.
- Boone, R. D., Nadelhoffer, K. J., Canary, J. D., & Kaye, J. P. 1998. Roots exert a strong influence on the temperature sensitivity of soil respiration. *Nature*, 396(6711), 570.
- Bouyoucos, G. J. 1962. Hydrometer method improved for making particle size analysis of soils. *Agronomic Journal*, 54, 464–465.
- Boyd, J., y S. Banzhaf. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units: Ecological Economics of Coastal Disasters - Coastal Disasters Special Section. *Ecological Economics* 63(January):616–626 ST–What are ecosystem services? The nee.
- Bradford, J. B., Hicke, J. A., & Lauenroth, W.K. 2005. The relative importance of light-use efficiency modifications from environmental conditions and cultivation for estimation of large-scale net primary productivity. *Remote Sensing of Environment*, 96(2), 246-255.
- Brassiolo, M., & Grulke, M. 2015. Manejo de Bosques Nativos de la Region Chaqueña.

- Fichas técnicas. 1era ed. Reconquista: REDAF, 2015.
- Bricklemyer, R. S., Miller, P. R., Turk, P. J., Paustian, K., Keck, T., & Nielsen, G. A. 2007. Sensitivity of the Century model to scale-related soil texture variability. *Soil Science Society of America Journal*, 71(3), 784-792.
- Briske, D. D. 1996. Strategies of plant survival in grazed systems: a functional interpretation. *The ecology and management of grazing systems*, 37-67.
- Buxton, D. and Fales, S. 1994. Plant environment and quality. In: *Forage quality, evaluation and utilization*. Ed. Faley, et al., Cap.4, 171-172.
- Cabrera, A.L. 1976. Regiones fitogeográficas argentinas. In: *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería*. Ed. Parodi, L., 1-85.
- Cáceres, D.M., 2015. Accumulation by Dispossession and Socio-Environmental Conflicts Caused by the Expansion of Agribusiness in Argentina. *J. Agrar. Chang.* 15, 116-147.
- Cagnolo, L., Cabido, M., Valladares, G. 2006. Plant species richness in the Chaco Serrano Woodland from central Argentina: Ecological traits and habitat fragmentation effects. *Biological Conservation* 132(4):510-519.
- Cairns, M.A., Brown, S., Helmer, E.H., & Baumgardner, G.A. 1997. Root biomass allocation in the world's upland forests. *Oecologia*, 111(1), 1-11.
- Calderini, D.F., Dreccer, M.F., & Slafer, G.A. 1997. Consequences of breeding on biomass, radiation interception and radiation-use efficiency in wheat. *Field Crops Research*, 52(3), 271-281.
- Camba Sans, G. H., Aguiar, S., Vallejos, M., & Paruelo, J. M. 2018. Assessing the effectiveness of a land zoning policy in the Dry Chaco. The Case of Santiago del Estero, Argentina. *Land Use Policy*, 70, 313-321.
- Cárcova, J., Maddoni, G. A., & Ghersa, C. M. 1998. Crop water stress index of three maize hybrids grown in soils with different quality. *Field Crops Research*, 55(1-2), 165-174.
- Carcova, J., Abeledo, G., López Pereira, M. 2004. Análisis de la generación del rendimiento: crecimiento, partición y componentes. En: *Producción de granos. Bases funcionales para su manejo*. H Satorre; RL Vence; GA Slafer; EB de la Fuente; DJ Miralles; ME Otegui & R Savin (eds.). Editorial Facultad de agronomía. Universidad de Buenos Aires. Buenos Aires, Argentina. pp. 75-95.
- Caride, C., Piñeiro, G., & Paruelo, J. M. 2012. How does agricultural management modify ecosystem services in the argentine Pampas? The effects on soil C dynamics. *Agriculture, ecosystems & environment*, 154, 23-33.
- Carranza, C., & Ledesma, M. 2005. Sistemas silvopastoriles en el Chaco Árido. *IDIA XXI Forestales*. INTA, 8, 240-246.
- Carrera, A., Ares, J., Labraga, J., Thurner, S., Bertiller, M. 2007. Scenarios of future climate and land management effects on carbon stocks in northern Patagonian shrublands. *Environmental Management* 40(6), 944-957.
- Caruso, H., Camardelli, M., & Miranda, S. 2012. Efecto del método de desmonte sobre los indicadores de calidad del suelo y la condición de las pasturas en el Chaco semiárido salteño. *Agriscientia*, 29(2), 99-105.
- Casar, L. P. 2016. Silvopastoril, un sistema en expansión en la Argentina. *RIA. Revista de Investigaciones Agropecuarias*, 42(2), 120-124.
- Castañares, M. 2002. Curvas de crecimiento y calidad forrajera de *Panicum maximum* var. *Trichoglume* cv. Green Panic bajo cobertura arborea en un ambiente rolado. Graduate Thesis, Facultad de Agronomía y Agroindustrias, Universidad Nacional de Santiago del

- Estero, Santiago del Estero.
- Castañeda, M., Barros, V., 2001. Tendencias de la precipitación en oeste de la Argentina. *Meteorológica* 26, 5-23.
- Cavalett, O., De Queiroz, J. F., & Ortega, E. 2006. Emergy assessment of integrated production systems of grains, pig and fish in small farms in the South Brazil. *Ecological Modelling*, 193(3-4), 205-224.
- Caviglia, O. P., Sadras, V. O., & Andrade, F. H. 2011. Yield and quality of wheat and soybean in sole-and double-cropping. *Agronomy Journal*, 103(4), 1081-1089.
- Ceballos, J.C. & Macedo, L. O. 2014. Uma base de dados de radiação solar na américa do sul, estimada por satélite (modelo GL1.2/CPTEC). V Congresso Brasileiro de Energia Solar, Recife, Brasil.
- Cedeño, A. J., Lascano Armas, P. J., Arcos Álvarez, C. N., Sánchez Santana, E. Z., Guevara Viera, R. V., Vera Cedeño, J. C., ... & Curbelo Rodríguez, L. M. 2016. Influencia del algarrobo en la conducta y producción de leche de vacas en pastoreo. I. Período de Seca. *Revista de Producción Animal*, 28(1), 1-9.
- Chapin, F. S., Matson, P. A., & Mooney, H. A. 2002. *Terrestrial decomposition* (pp. 151-175). Springer New York.
- Chiossone, J.L., R.A. Vicini, A. Jacquet, S.G. Ondo Misi. 2014. Comportamiento de Gatton Panic en Chaco (Argentina), mejoramiento en la utilización con suplementación y confinamiento en autoconsumo de silajes. XXII Congreso Internacional de Transferencia de Tecnología Agropecuaria, Consorcios de Ganaderos para Experimentación Agropecuaria. 3 y 4 de noviembre de 2014. Asunción, Paraguay.
- Cíuffoli, L. 2013. Cambios en el uso del suelo y sus efectos sobre la materia orgánica edáfica en bosques semiáridos del Chaco argentino. Trabajo de Intensificación de la Licenciatura en Ciencias Ambientales – FAUBA. 31-05-2013.
- Cleveland, R.B., Cleveland, W.S., & Terpenning, I. 1990. STL: A seasonal-trend decomposition procedure based on loess. *Journal of Official Statistics*, 6(1), 3.
- Cole, C.V., Paustian, K., Elliott, E.T., Metherell, A.K., Ojima, D.S., Parton, W.J., 1993. Analysis of agroecosystem carbon pools. *Water Air Soil Poll.* 70, 357–371.
- Conti, G., Pérez-Harguindeguy, N., Quètier, F., Gorné, L. D., Jaureguiberry, P., Bertone, G. A., ... & Díaz, S. 2014. Large changes in carbon storage under different land-use regimes in subtropical seasonally dry forests of southern South America. *Agriculture, ecosystems & environment*, 197, 68-76.
- CMNUCC. 2007. Investment and Financial Flows to Address Climate Change. Disponible en: http://CMNUCC.int/cooperation_and_support/finacial_mechanism/items/4053.php.
- Coppin, P., Jonckheere, I., Nackaerts, K., Muys, B., & Lambin, E. 2004. Review Article Digital change detection methods in ecosystem monitoring: a review. *International journal of remote sensing*, 25(9), 1565-1596.
- Cordon, G., Lagorio, M.G., Paruelo, J.M. 2016. Chlorophyll fluorescence, photochemical reflective index and normalized difference vegetative index during plant senescence. *J. Plant Physiol.* 199, 100–110.
- Cornacchione, M. & Molina, J.P. 2008. Implantación de gramíneas subtropicales según fechas de siembra y acumulación y componentes de la materia seca. *Revista Argentina de Producción Animal* 28:349-543.
- Costanza, R., R. D'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. V. O'Neill, J. M. Paruelo, R. G. Raskin, P. Sutton, y M. van den Belt. 1997.

- The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387(6630):253–260.
- Cristiano, P.M., Posse, G., Di Bella, C.M., 2015. Total and aboveground radiation use efficiency in C3 and C4 grass species influenced by nitrogen and water availability. *Grassland Science*, 61, 131–141.
- Cruz, P. 1997a. Effect of shade on the carbon and nitrogen allocation in a perennial tropical grass, *Dichanthium aristatum*. *J. Exp. Bot.* 48, 15–24.
- Cruz, P. 1997b. Effect of shade on the growth and mineral nutrition of a C 4 perennial grass under field conditions. *Plant and Soil*, 188, 227–237.
- Daily, G. C. 1997. *Nature's services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Pre. Washington, D.C.
- Da Silva Santos, J. H., De Bona, F. D., Monteiro, F. A. 2013. Growth and productive responses of tropical grass *Panicum maximum* to nitrate and ammonium supply. *R. Bras. Zootec.* 42 (9), 622-628.
- Davidson, E., Belk, E., & Boone, R. D. 1998. Soil water content and temperature as independent or confounded factors controlling soil respiration in a temperate mixed hardwood forest. *Global change biology*, 4(2), 217-227.
- Davidson, E. A., & Ackerman, I. L. 1993. Changes in soil carbon inventories following cultivation of previously untilled soils. *Biogeochemistry*, 20(3), 161-193.
- Deinum B., Sulastri, R.D., Zeinab M.H.J., Maassen, A. 1996. Effects of light intensity on growth, anatomy and forage quality of two tropical grasses (*Brachiaria brizantha* and *Panicum maximum* var. *trichoglume*). *Netherlands J. Agric. Sci.* 44,111-124.
- Del Grosso, S., Parton, W., Stohlgren, T., Zheng, D., Bachelet, D., Prince, S., ... & Olson, R. 2008. Global potential net primary production predicted from vegetation class, precipitation, and temperature. *Ecology*, 89(8), 2117-2126.
- De Faria, S.M., Lewis, G.P., Sprent, S.I., Sntherland, J.M. 1989. Occurrence of nodulation in the Leguminosae. *New Phytol.* 111, 607-619.
- DeFries, R. S., Hansen, M. C., Townshend, J. R. G., Janetos, A. C., & Loveland, T. R. 2000. A new global 1-km dataset of percentage tree cover derived from remote sensing. *Global Change Biology*, 6(2), 247-254.
- de León M. 2004. Las pasturas subtropicales en la región semiárida central del país. Informe Técnico N° 1, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Centro Regional Córdoba, ISSN 1668-2890. Disponible en: http://www.produccion-animal.com.ar/produccion_y_manejo_pasturas/pasturas_cultivadas_megatermicas/55-ampliando_frontera_ganadera.pdf.
- de León, M., Peuser, R. A., Boetto, C. G., Luna Pinto, G. y Bulashevich, M. C. 1995. Efecto del genotipo y la frecuencia de defoliación sobre la producción de materia seca en gramíneas megatéricas cultivadas. *Rev. Arg. Prod. Animal*, 12 (1): 226-228.
- De Paepe, J. L., Angel Bono, A., & Alvarez, R. 2018. Simple estimation of available water capacity in soils of semiarid and subhumid environments. *Arid Land Research and Management*, 32(2), 133-148.
- Dias-Filho, M.B. 2002. Photosynthetic light response of the C4 grasses *Brachiaria brizantha* and *B. humidicola* under shade. *Scientia Agricola*, 59,65–68.
- DiLullo, O.1999. *El bosque sin leyenda. Ensayo económico-social*. Ed. Univ.Católica de Santiago del Estero (UCSE) Santiago del Estero, Argentina, 186 pp.
- Dohn, J., Dembélé, F., Karembé, M., Moustakas, A., Amévor, K.A., Hanan, N.P. 2013. Tree

- effects on grass growth in savannas: Competition, facilitation and the stress-gradient hypothesis. *J. Ecol.* 101, 202–209.
- Don, A., Schumacher, J., Freibauer, A., 2011. Impact of tropical land-use change on soil organic carbon stocks: a meta-analysis. *Glob. Chang. Biol.* 17, 1658–1670.
- Don, A., Rödenbeck, C., & Gleixner, G. 2013. Unexpected control of soil carbon turnover by soil carbon concentration. *Environmental chemistry letters*, 11(4), 407-413.
- Duarte, G.A. 2002. Modelos de producción en la región de la pampa arenosa. En: Díaz-Zorita, M. y Duarte, G.A. (eds.) *Manual Práctico para el Cultivo de Girasol*. Hemisferio Sur. Buenos Aires, Argentina. 281-297.
- Durr, F., Rangel, J. 2000. The response of *Panicum maximum* to a simulated subcanopy environment. I Soil x shade interaction. *Trop Grass*, 34, 110–177.
- Eclesia, P., Jobbágy, E. G., Jackson, R. B., Biganzoli, F., Piñeiro, G. 2012. Shifts in soil organic carbon for plantation and pasture establishment in native forests and grasslands of South America. *Global Change Biology*, 1-12.
- Eclesia, R. P., Jobbágy, E. G., Jackson, R. B., Rizzotto, M., & Piñeiro, G. 2016. Stabilization of new carbon inputs rather than old carbon decomposition determines soil organic carbon shifts following woody or herbaceous vegetation transitions. *Plant and soil*, 409(1-2), 99-116.
- 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. *Ecol. Lett.* 14, 709–722.
- Elliot, E. T., Jeil, E. F., Kelly, J., Curtis Monger, H. 1999. Soil structural and other physical properties, en *Standard Soil Methods for Long Term Ecological Research*, Robertson, G. P., et al., (eds.), pp74–85, Oxford Univ. Press, New York.
- Eriksen, F. I., & Whitney, A. S. 1981. Effects of light intensity on growth of some tropical forage species. I. Interaction of light intensity and nitrogen fertilization on six forage grasses. *Agronomy Journal*, 73(3), 427-433.
- Facio, F. 2014. Caracterización de la relación entre índices de vegetación y la fracción de la radiación fotosintéticamente activa absorbida por canopeos con diferente estructura. Trabajo de Intensificación de la Licenciatura en Ciencias Ambientales – FAUBA. 14-06-2014.
- Farquhar, G. D., Hubick, K. T., Condon, A. G., & Richards, R. A. 1989. Carbon isotope fractionation and plant water-use efficiency. In *Stable isotopes in ecological research* (pp. 21-40). Springer, New York, NY.
- FAO. 1993. La erosión del suelo en la República Argentina. Of Reg de la FAO para América Latina y el Caribe (ed). *Suelos y Agua*, 1.
- FAO. Soil Carbon Sequestration for improved land management. 2001. Rome (Italy) [en línea]. [Consulta: 25 de febrero de 2013]. Disponible en: <ftp://ftp.fao.org/agl/agll/docs/wsr96e.pdf>.
- FAO. 2004. Sistemas de pago por servicios ambientales en cuencas hidrográficas. Oficina Regional de la FAO para América Latina y el Caribe Santiago, Chile, Arequipa Perú. 2-12 de junio de 2003.
- FAO. State of the world's forest 2007. Rome (Italy) [en línea]. [Consulta: 10 de septiembre de 2011]. Disponible en: <http://www.fao.org/docrep/009/a0773e/a0773e00.htm>.
- FAO. 2010. FAOSTAT statistics database. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Roma, Italia.

- FAO. 2011. Situación de los bosques del mundo 2011. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Roma, Italia.
- Farage, P. K., Ardo, J., Olsson, L., Rienzi, E. A., Ball, A. S., Pretty, J. N. 2007. The potential for soil carbon sequestration in three tropical dryland farming systems of Africa and Latin America: A modelling approach. *Soil & Tillage Research* 94, 457-472.
- Fehlenberg, V., Baumann, M., Gasparri, N. I., Piquer-Rodriguez, M., Gavier-Pizarro, G., & Kuemmerle, T. 2017. The role of soybean production as an underlying driver of deforestation in the South American Chaco. *Global environmental change*, 45, 24-34.
- Felker, P. 1981. Uses of tree legumes in semiarid regions. *Economic Botany*, 35 (2), 174-186.
- Fernandes, C.M., P.P. Motavalli, C. Castilla & L. Mukurumbira. 1997. Management control of soil organic matter dynamics in tropical land-use systems. *Geoderma*. 79, 49-67.
- Fernández, R., Quiroga, A., & Noellemeyer, E. 2012. Cultivos de cobertura, ¿una alternativa viable para la región semirárida pampeana? *Ciencia del suelo*, 30(2), 137-150.
- Ferraro, D., Oesterheld, M. 2002. Effect of defoliation on grass growth. A quantitative review. *Oikos*, 1, 125-133.
- Ferraro, D.O. 2011. Eficiencia energética y servicios ecosistémicos, en: Laterra, P., E. Jobbágy y J. Paruelo (Eds.). Laterra, P., E. Jobbágy y J. Paruelo (Eds.). Valoración de Servicios Ecosistémicos. Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial. Ediciones INTA. 740 pp.
- Field, C.B., Randerson, J.T., Malmstrom, C.M. 1995. Global net primary production: Combining ecology and remote sensing. *Remote Sensing of Environment* 51, 74-88.
- Fisher, B., R. K. Turner, y P. Morling. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68(3):643-653.
- Foley, J. A., R. Defries, G. P. Asner, C. Barford, G. Bonan, S. R. Carpenter, F. S. Chapin, M. T. Coe, G. C. Daily, H. K. Gibbs, J. H. Helkowski, T. Holloway, E. A. Howard, C. J. Kucharik, C. Monfreda, J. A. Patz, I. C. Prentice, N. Ramankutty, y P. K. Snyder. 2005. Global consequences of land use. *Science* 309(5734):570-4.
- Frank, D. A., & Evans, R. D. 1997. Effects of native grazers on grassland N cycling in Yellowstone National Park. *Ecology*, 78(7), 2238-2248.
- Frank, D. A., Groffman, P. M., Evans, R. D., & Tracy, B. F. 2000. Ungulate stimulation of nitrogen cycling and retention in Yellowstone Park grasslands. *Oecologia*, 123(1), 116-121.
- Galdos, M. V., Cerri, C. C., & Cerri, C. E. P. 2009. Soil carbon stocks under burned and unburned sugarcane in Brazil. *Geoderma*, 153(3-4), 347-352.
- Garbulsky, M. F., Filella, I., Verger, A., & Peñuelas, J. 2014. Photosynthetic light use efficiency from satellite sensors: From global to Mediterranean vegetation. *Environmental and experimental botany*, 103, 3-11.
- 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, N. I., H. R. Grau, y E. Manghi. 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., & Grau, H. R. 2009. Deforestation and fragmentation of Chaco dry forest in NW Argentina (1972-2007). *Forest ecology and Management*, 258(6), 913-921.

- Gasparri, N. I., Grau, H. R., & Angonese, J. G. 2013. Linkages between soybean and neotropical deforestation: coupling and transient decoupling dynamics in a multi-decadal analysis. *Global Environmental Change*, 23(6), 1605-1614.
- Gasparri, N. I., Grau, H. R., & Sacchi, L. V. 2015. Determinants of the spatial distribution of cultivated land in the North Argentine Dry Chaco in a multi-decadal study. *Journal of Arid Environments*, 123, 31-39.
- Giménez, R., Mercau, J., Nosoletto, M., Páez, R., & Jobbágy, E. 2016. The ecohydrological imprint of deforestation in the semiarid Chaco: insights from the last forest remnants of a highly cultivated landscape. *Hydrological Processes*, 30(15), 2603-2616.
- Givnish, T.J. 1988. Adaptation to sun and shade: a whole plant perspective. *Aust J Plant Physiol*, 15, 63–92.
- Goetz, S. J., & Prince, S. D. 1996. Remote sensing of net primary production in boreal forest stands. *Agricultural and Forest Meteorology*, 78(3-4), 149-179.
- Golluscio, R.A., Deregibus, V.A., Paruelo, J.M., 1998. Sustainability and range management in the Patagonian steppes. *Ecol. Austral*, 8, 265–284.
- Gómez, S., Guenni, O., Bravo de Guenni, L., 2013. Growth, leaf photosynthesis and canopy light use efficiency under differing irradiance and soil N supplies in the forage grass *brachiaria decumbens* stapf. *Grass Forage Sci.* 68, 395–407.
- Goward, S. N. & Huemmrich, K. F. 1992. Vegetation canopy absorptance and the normalized difference vegetation index: An assessment using the SAIL model. *Remote Sensing of Environment*, 39 (2): 119-140.
- Gower, S. 1999. Direct and indirect estimation of leaf area index, f(APAR) and net primary production of terrestrial ecosystems. *Remote Sensing of Environment* 70, 29-51.
- Gower, S. T. 2003. Patterns and mechanisms of the forest carbon cycle. *Annual Review of Environment and Resources*, 28(1), 169-204.
- Graesser, J., Aide, T. M., Grau, H. R., & Ramankutty, N. 2015. Cropland/pastureland dynamics and the slowdown of deforestation in Latin America. *Environmental Research Letters*, 10(3), 034017.
- Granier, C., Pétron, G., Müller, J. F., & Brasseur, G. 2000. The impact of natural and anthropogenic hydrocarbons on the tropospheric budget of carbon monoxide. *Atmospheric Environment*, 34(29-30), 5255-5270.
- Grau, H.R., Gasparri, N.I., Aide, T.M. 2005. Agriculture expansion and deforestation in seasonally dry forests of north-west Argentina. *Environ. Conserv.* 32 (2), 140.
- Grau, H.R., N.I. Gasparri, and T.M. Aide. 2008. Balancing food production and nature conservation in the Neotropical dry forests of northern Argentina. *Glob. Chang. Biol.* 14(5): 985–997.
- Grau, H. R., Gasparri, N. I., & Gasparri, M. 2011. Cambio y eficiencia de uso del territorio en el Chaco argentino: el conflicto entre producción de alimentos y conservación de la naturaleza en distintas escalas. *Valoración de Servicios Ecosistémicos: Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial.* MAGyP
- Grau, H.R., Torres, R., Gasparri, N.I., Blendinger, P.G., Marinaro, S., Macchi, L. 2015. Natural grasslands in the Chaco. A neglected ecosystem under threat by agriculture expansion and forest-oriented conservation policies. *J. Arid Environ.* 123, 40–46.
- GREENPEACE. 2012. El impenetrable en peligro. El avance de la ganadería intensiva pone en riesgo a los últimos bosques chaqueños. Disponible en <http://www.greenpeace.org/argentina/Global/argentina/report/2012/bosques/Informe-El->

Impenetrable.pdf

- Grigera, G. & Oesterheld, M. 2006. Forage production monitoring systems parameterization of fPAR and RUE. Global vegetation Workshop. The University of Montana, Missoula MT, USA, 7 al 10 de agosto de 2006.
- Grigera, G., Oesterheld, M., Pacín, F., 2007. Monitoring forage production for farmers' decision making. *Agric. Syst.* 94, 637–648.
- de Groot, R. S., R. Alkemade, L. Braat, L. Hein, y L. Willemsen. 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity* 7(3):260–272.
- Guerschman, J. P., Paruelo, J. M., Di Bella, C. M., Giallorenzi, M. C., Pacín, F. 2003. Land classification in the Argentine pampas using multitemporal landsat TM data. *International Journal of Remote Sensing* 17, 3381-3402.
- Guerschman, J. P. 2005. Análisis regional del impacto de los cambios en el uso de la tierra sobre el funcionamiento de los ecosistemas en la región pampeana (Argentina). Presentada en la Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires para la obtención del grado de Doctor en Ciencias Agropecuarias.
- Guo, L. B., & Gifford, R. M. 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global change biology*, 8(4), 345-360.
- Haberl, H. 1997. Human appropriation of net primary production as an environmental indicator: implications for sustainable development. *Ambio*, 143-146.
- Haberl, H., Erb, K. H., Krausmann, F., Gaube, V., Bondeau, A., Plutzer, C., ... & Fischer-Kowalski, M. 2007. Quantifying and mapping the human appropriation of net primary production in earth's terrestrial ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(31), 12942-12947.
- Haines-Young, R. H., y M. B. Potschin. 2009. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. *Ecosystems ecology: a new synthesis*:31.
- 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.
- Haxeltine, A. & Prentice, I. C. 1996. A general model for the light-use efficiency of primary production. *Functional Ecology* 10 (5), 551-561.
- Healey, K.D., Hammer, G.L., Rickert, K.G., Bange, M.P. 1998. Radiation use efficiency increases when the diffuse component of incoming radiation is enhanced under shade. *Aust. J. Agric. Res.* 49, 665-672.
- Hernández, M.J., Guenni, O., Gil, J.L., 2007. Acumulación de biomasa e intercepción y uso de luz en dos gramíneas forrajeras bajo un sistema silvopastoril en el estado Yaracuy, Venezuela. *Rev. Fac. Agron.* 24, 342–347.
- Herrero, M., Thornton, P. K., Gerber, P., & Reid, R. S. 2009. Livestock, livelihoods and the environment: understanding the trade-offs. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 1(2), 111-120.
- Herrero, M., Henderson, B., Havlík, P., Thornton, P. K., Conant, R. T., Smith, P., ... & Butterbach-Bahl, K. 2016. Greenhouse gas mitigation potentials in the livestock sector. *Nature Climate Change*, 6(5), 452.
- Hilbert, D. W., Swift, D. M., Detling, J. K., & Dyer, M. I. 1981. Relative growth rates and the grazing optimization hypothesis. *Oecologia*, 51(1), 14-18.

- Hoekstra, J.H., J.M. Boucher, T.H. Ricketts, and C. Roberts. 2005. Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecol. Lett.* 8: 23–29.
- Houghton, R. A. 1999. The annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land use 1850–1990. *Tellus B*, 51(2), 298-313.
- Houghton, R. A. 2003. Revised estimates of the annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land use and land management 1850–2000. *Tellus B*, 55(2), 378-390.
- Houghton, R. A. 2012. Carbon emissions and the drivers of deforestation and forest degradation in the tropics. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 4(6), 597-603.
- Houspanossian, J., Nosoetto, M., & Jobbágy, E. G. 2013. Radiation budget changes with dry forest clearing in temperate Argentina. *Global change biology*, 19(4), 1211-1222.
- Houspanossian, J., Giménez, R., Jobbágy, E., & Nosoetto, M. 2017. Surface albedo raise in the South American Chaco: Combined effects of deforestation and agricultural changes. *Agricultural and Forest Meteorology*, 232, 118-127.
- Howard, D. M., & Howard, P. J. A. 1993. Relationships between CO₂ evolution, moisture content and temperature for a range of soil types. *Soil Biology and Biochemistry*, 25, 1537-1537.
- Huffman, G. J., Adler, R. F., Bolvin, D. T., Gu, G., Nelkin, E. J., Bowman, K. P., Hong, Y., Stocker, E. F., Wolff, D.B. 2007. The TRMM Multisatellite Precipitation Analysis (TMPA): Quasi-Global, multiyear, combined-sensor precipitation estimates at fine scales. *Journal of Hydrometeorology* 8 (1), 38-55.
- Hui D. & Jackson R.B. 2006. Geographical and interannual variability in biomass partitioning in grassland ecosystems: a synthesis of field data. *New Phytologist* 169, 85-93.
- Humphreys, L.R. 1994. *Tropical Forages: Their Role in Sustainable Agriculture*. Longman Scientific & Technical, NY, 193 pp.
- Huykman, N. 2011. Dinámica sucesional de áreas desmontadas a partir de sensores remotos en la provincia de Salta, Argentina. Trabajo de Intensificación de la Licenciatura en Ciencias Ambientales – FAUBA. 31-05-2011.
- Infraestructura de Datos Espaciales de Salta (IDESA). 2017. [en línea] [Consulta: 05 de octubre de 2017]. Disponible en (<http://www.idesa.gob.ar/>).
- Infostat. 2008. InfoStat, version 2008. Manual del Usuario, 1st edn. Grupo InfoStat Universidad Nacional de Córdoba, Facultad de Ciencias Agrarias, Córdoba.
- INTA. 2009. Adecuación a un Sistema de Información Geográfica del estudio. Los Suelos del NOA (Salta y Jujuy), Nadir A. - Chafatinos T., 1990. Convenio INTA-UNSa.
- IPCC, 2013: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis*. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 1535 pp.
- Jackson, L.E., Strauss, R.B., Firestone, M.K., Bartolome, J.W. 1990. Influence of tree canopies on grassland productivity and nitrogen dynamics in deciduous oak savanna. *Agric. Ecosyst. Environ.* 32, 89–105.
- Jackson, R. B., Canadell, J., Ehleringer, J. R., Mooney, H. A., Sala, O. E., & Schulze, E. D. 1996. A global analysis of root distributions for terrestrial biomes. *Oecologia*, 108(3), 389-411.
- Jenkinson, D. S., Meredith, J., Kinyamario, J. I., Warren, G. P., Wong, M. T. F., Harkness, D. D., ... & Coleman, K. 1999. Estimating net primary production from measurements

- made on soil organic matter. *Ecology*, 80(8), 2762-2773.
- Jobbágy, E. G., & Jackson, R. B. 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological applications*, 10(2), 423-436.
- Jobbágy, E. G., Noretto, M. D., Santoni, C. S., & Baldi, G. 2008. El desafío ecohidrológico de las transiciones entre sistemas leñosos y herbáceos en la llanura Chaco-Pampeana. *Ecología austral*, 18(3), 305-322.
- Johnston, A. E., Poulton, P. R., & Coleman, K. 2009. Soil organic matter: its importance in sustainable agriculture and carbon dioxide fluxes. *Advances in agronomy*, 101, 1-57.
- Kauffman, J. B., Hughes, R. F., & Heider, C. 2009. Carbon pool and biomass dynamics associated with deforestation, land use, and agricultural abandonment in the neotropics. *Ecological Applications*, 19(5), 1211-1222.
- Kiniry, J.R., Tischler, C.R., Van Esbroeck, G.A. 1999. Radiation use efficiency and leaf CO₂ exchange for diverse C₄ grasses. *Biomass and Bioenergy*, 17, 95–112.
- Korte, A. C. 2010. Descomposición de hojarasca en un bosque nativo del Parque Chaqueño Húmedo. Trabajo de Intensificación de Ingeniería Agronómica – FAUBA. 13-12-04. Director: Rosa Palma.
- Kramer, S. B., Reganold, J. P., Glover, J. D., Bohannon, B. J., & Mooney, H. A. 2006. Reduced nitrate leaching and enhanced denitrifier activity and efficiency in organically fertilized soils. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 103(12), 4522-4527.
- Kunst, C., Ledesma, R., Navall, M. 2008. Rolado Selectivo de Baja Intensidad, 139 pp.
- Kunst, C., Ledesma, R., Castañares, M., Cornacchione, M., van Meer, H., Godoy, J. 2014. Yield and growth features of *Panicum maximum* (Jacq.) var *Trichoglume* cv *Petrie* (Green Panic) under woody cover, Chaco region, Argentina. *Agrofor. Syst.* 88, 157–171.
- Kunst, C., Navall, M., Ledesma, R., Silberman, J., Anríquez, A., Coria, D., ... & Nuñez, J. A. D. 2016. Silvopastoral Systems in the Western Chaco Region, Argentina. In *Silvopastoral Systems in Southern South America* (pp. 63-87). Springer, Cham.
- Lai, C.T., Katul, G., Ellsworth, D., Oren, R., 2000. Modelling vegetation-atmosphere CO₂ exchange by a coupled Eulerian–Langrangian approach. *Boundary-Lay. Meteorol.* 95, 91–122.
- Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*, 304(5677), 1623-1627.
- Lal, R. 2007. Carbon management in agricultural soils. *Mitigation and adaptation strategies for global change*, 12(2), 303-322.
- Lambers, H., Chapin, F.S.III., Pons, T.L. 2008. Photosynthesis, respiration and long distance transport. In: *Plant Physiological Ecology*, pp. 10–95. Springer-Verlag, NewYork.
- Lappi, J., Stenberg, P. 1998. Joint effect of angular distribution of radiation and spatial pattern of trees on radiation interception. *Ecol. Model.* 112, 45–51.
- Lattera, P., Castellarini, F., & Orúe, M. E. 2011. ECOSER: Un protocolo para la evaluación biofísica de servicios ecosistémicos y la integración con su valor social. *Valoración de Servicios Ecosistémicos: conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*. Ediciones INTA, Buenos Aires, 359-389.
- Lawford, R. 2008. Observing Surface Waters for Global Change Applications. En *Earth Observation of Global Change*, Chuvieco(ed.). Springer, 169-188.

- Lawler, J. J., Lewis, D. J., Nelson, E., Plantinga, A. J., Polasky, S., Withey, J. C., ... & Radeloff, V. C. 2014. Projected land-use change impacts on ecosystem services in the United States. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(20), 7492-7497.
- Leadley, P. W., Reynolds, J. F., Flagler, R., & Heagle, A. S. 1990. Radiation utilization efficiency and the growth of soybeans exposed to ozone: a comparative analysis. *Agricultural and forest meteorology*, 51(3-4), 293-308.
- Le Roux, X., Gauthier, H., Bégué, A., Sinoquet, H. 1997. Radiation absorption and use by humid, savanna grassland: Assessment using remote sensing and modelling. *Agricultural and Forest Meteorology* 85 (1-2), 117-132.
- Levine, J. S. 2000. Global biomass burning: a case study of the gaseous and particulate emissions released to the atmosphere during the 1997 fires in Kalimantan and Sumatra, Indonesia. In *Biomass burning and its inter-relationships with the climate system* (pp. 15-31).
- Liu, Q., Edwards, N. T., Post, W. M., Gu, L., Ledford, J., & Lenhart, S. 2006. Temperature-independent diel variation in soil respiration observed from a temperate deciduous forest. *Global Change Biology*, 12(11), 2136-2145.
- Lin, C., McGraw, R., George, M., Garrett, H., 1998. Shade effects on forage crops with potential in temperate agroforestry practices. *Agrofor. Syst.* 44, 109–119.
- Lu, H., Raupach, M., McVicar, T. & Barrett, D. 2003. Decomposition of vegetation cover into woody and herbaceous components using AVHRR NDVI time series. *Remote Sensing of Environment* 86: 1–18.
- Ludwig, F., de Kroon, H., Prins, H.H.T., Berendse, F. 2001. Effects of nutrients and shade on tree-grass interactions in an East African savanna. *J. Veg. Sci.* 12, 579–588.
- Ludwig, F., de Kroon, H., Berendse, F., Prins, H.H.T., 2004. The influence of savanna trees on nutrient, water and light availability and the understorey vegetation. *Plant Ecol. Veg.* 170, 93–105.
- Ludwig, F., De Kroon, H., Prins, H.H.T. 2008. Impacts of savanna trees on forage quality for a large African herbivore. *Oecologia*, 155, 487–496.
- Luisoni, L. 2010. Pastoreo rotativo en pastizales. INTA Reconquista [en línea]. [Consulta: 22 de diciembre de 2015]. Disponible en: http://inta.gob.ar/sites/default/files/script-ntp-pastoreo_rotativo_en_pastizales.pdf.
- Macchi, L., H. R. Grau, P. V. Zelaya, y S. Marinaro. 2013. Trade-offs between land use intensity and avian biodiversity in the dry Chaco of Argentina: A tale of two gradients. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 174:11–20.
- Manrique, S., Franco, J., Núñez, V., & Seghezzo, L. 2011. Potential of native forests for the mitigation of greenhouse gases in Salta, Argentina. *Biomass and bioenergy*, 35(5), 2184-2193.
- Marchesini, V. A., R. J. Fernández, y E. G. Jobbágy. 2013. Salt leaching leads to drier soils in disturbed semiarid woodlands of central Argentina. *Oecologia* 171(4):1003–12.
- Martin J. F., Diemont S. A., Powell E., Stanton M., Levy-Tacher, S. 2006. Emergy evaluation of the performance and sustainability of three agricultural systems with different scales and management. *Agriculture, ecosystems & environment*, vol. 115(1), pp. 128-140.
- Martínez, E., Fuentes, J. P., & Acevedo, E. 2008. Carbono orgánico y propiedades del suelo. *Revista de la ciencia del suelo y nutrición vegetal*, 8(1), 68-96.

- Martínez-Yrizar, A. 2009. Biomass distribution and primary productivity of tropical dry forests. En: Bullock, S. H., Mooney, H. y Medina, E. (Eds.), *Seasonally dry tropical forests*. Cambridge University Press. Pp. 326-345.
- Mastrangelo, M. E., y M. C. Gavin. 2014. Impacts of agricultural intensification on avian richness at multiple scales in Dry Chaco forests. *Biological Conservation* 179:63–71.
- Matthews, E. 1983. Global vegetation and land use: new high-resolution data bases for climate studies. *J. Clim. Appl. Meteorol.* 22:474–500.
- McCree, K.J. 1972. Test of current definitions of photosynthetically active radiation against leaf photosynthesis data. *Agricultural Meteorology*, 10, 442–453.
- McKenzie, E., Irwin, F., Ranganathan, J., Hanson, C., Kousky, C., Bennett, K., ... & Paavola, J. 2012. Incorporating ecosystem services in decisions. *Natural Capital: Theory & Practice of Mapping Ecosystem Services*. Oxford University Press, Oxford, 339-356.
- McNaughton, S. J., Oesterheld, M., Frank, D. A., & Williams, K. J. 1989. Ecosystem-level patterns of primary productivity and herbivory in terrestrial habitats. *Nature*, 341: 6238, 142.
- Metherell, A. K., Harding, L. A., Cole, C. V., & Parton, W. J. 1993. CENTURY: Soil organic matter model environment. Technical documentation agroecosystem version 4.0. GPSR Tech. Rep. 4. USDA-ARS, Fort Collins, CO. CENTURY: Soil organic matter model environment. Technical documentation agroecosystem version 4.0. GPSR Tech. Rep. 4. USDA-ARS, Fort Collins, CO.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and human well-being: synthesis*. Páginas Island Press; Washington D.C., USA. Oxford University Press, New York, USA.
- MINAGRI. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca. 2011. Estimaciones Agrícolas. [en línea]. [Consulta: 05 de septiembre de 2014]. Disponible en http://www.siaa.gov.ar/sst_pcias/estima/estima.php.
- Miquelajauregui, Y. 2013. Modelos de simulación de la dinámica de carbono. *OmniaScience Monographs*.
- Miralles, D. J., Slafer, G. A., & Lynch, V. 1997. Rooting patterns in near-isogenic lines of spring wheat for dwarfism. *Plant and Soil*, 197(1), 79-86.
- Mokany, K., Raison, R., & Prokushkin, A. S. 2006. Critical analysis of root: shoot ratios in terrestrial biomes. *Global Change Biology*, 12(1), 84-96.
- Monitoreo de desmontes en el Chaco Seco. En línea (08-09-017). <http://monitoreodesmonte.com.ar/>
- Monteith, J. L. 1972. Solar radiation and productivity in tropical ecosystems. *Journal of Applied Ecology*, 9, 747–766.
- Montico S., 2007. Manejo de la cobertura. *Abonos Verdes y Cultivos de Cobertura*. Apuntes de Cátedra, Cátedra Manejo de Tierras, FCA, UNR.
- Mordelet, P., Menaut, J.C. 1995. Influence of Trees on Aboveground Production Dynamics of Grasses in a Humid Savanna. *J. Veg. Sci.* 6, 223–228.
- Moreau, S., Bosseno, R., Gu, X. F., Baret, F. 2003. Assessing the biomass dynamics of Andean bofedal and totora high-protein wetland grasses from NOAA/AVHRR. *Remote Sensing of Environment*, 85 (4): 516-529.
- Morello, J. 1970. Modelo de relaciones entre pastizales y leñosas colonizadoras en el Chaco Argentino. *IDIA*, 276: 31-52.
- Morello, J., Adamoli, J. 1974. Las grandes unidades de vegetación y ambiente del Chaco argentino. Segunda parte: Vegetación y ambiente del Chaco. La vegetación de la

- Republica Argentina, Serie Fitogeografica. INTA, Buenos Aires.
- Moreno, A. Caracterización de cultivos del Noroeste Argentino a partir de Series Temporales del Índice de Vegetación (Tesis no publicada). Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Salta. http://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmpcaracterizacin_de_cultivos_del_noroeste_argentino_a_p.pdf
- Milchunas, D. G., & Lauenroth, W. K. 1993. Quantitative effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environments. *Ecological monographs*, 63(4), 327-366.
- Muchow, R. C., Robertson, M. J., & Pengelly, B. C. 1993. Radiation-use efficiency of soybean, mungbean and cowpea under different environmental conditions. *Field Crops Research*, 32(1-2), 1-16.
- Murgida, A. M., González, M. H., & Tiessen, H. 2014. Rainfall trends, land use change and adaptation in the Chaco salteño region of Argentina. *Regional environmental change*, 14(4), 1387-1394.
- Norton, B.W., Wilson, J.R., Shelton, H.M., Hill, K.D. 1991 The effect of shade on forage quality. In *Forages for Plantation Crops*. Eds Shelton, H.M. and Stur, W.W. pp 77–82.
- Murphy, P. G. & Lugo, A. E. 1986. Structure and biomass of a subtropical dry forest in Puerto Rico. *Biotropica* 18: 89-96.
- Murray, F., Baldi, G., von Bernard, T., Viglizzo, E. F., & Jobbágy, E. G. 2016. Productive performance of alternative land covers along aridity gradients: Ecological, agronomic and economic perspectives. *Agricultural Systems*, 149, 20-29.
- Murty, D., Kirschbaum, M. U., Mcmurtrie, R. E., & Mcgilvray, H. 2002. Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen? A review of the literature. *Global Change Biology*, 8(2), 105-123.
- NADP. National Atmospheric Deposition Program (NRSP-3). 2015. NADP Program Office, Illinois StateWaterSurvey, University of Illinois, Champaign, IL 61820. [enlinea]. [Consulta: 05 de marzo de 2016]. Disponible en: <http://nadp.sws.uiuc.edu/data/>.
- Naldini, M. B. Efecto del cambio en el uso de la tierra sobre la dinámica de la materia orgánica del suelo en el Chaco Seco, Argentina. 2016. Tesis de Licenciatura.
- Neumann, R. A. 1985. Ecosistemas de la región subtropical seca argentina. *Sitio Argentino de Producción Animal*, 31-43.
- Nolte, C., de Waroux, Y. L. P., Munger, J., Reis, T. N., & Lambin, E. F. 2017. Conditions influencing the adoption of effective anti-deforestation policies in South America's commodity frontiers. *Global Environmental Change*, 43, 1-14.
- Norton, B.W., Wilson, J.R., Shelton, H.M., Hill, K.D. 1991. The effect of shade on forage quality. In *Forages for Plantation Crops*. Eds Shelton, H.M. and Stur, W.W. pp 77–82.
- Nouvellon, Y., Seen, D.L., Rambal, S., Begue, A., Moran, M.S., Kerr, Y., Qi, J. 2000. Time Course of Radiation Use Efficiency in a Shortgrass Ecosystem: Consequences for Remotely Sensed Estimation of Primary Production. *Remote Sens. Environ.* 71(13), 43–55.
- Novelli, L. E., Caviglia, O. P., Wilson, M. G., Sasal, M. C. 2013. Land use intensity and cropping sequence effects on aggregate stability and C storage in a Vertisol and a Molisol. *Geoderma*, 260-267.
- Odum, H.T., 1996. *Environmental Accounting: Emergy and Environmental Decision Making*. John Wiley and Sons, New York.
- Odum, P.E., Barrett, G. W. 2006. *Fundamentos de ecología*. ed. Thomson, 2006. 616p.
- Oosterheld, M., McNaughton, S.J. 1991. Effect of stress and time for recovery on the amount

- of compensatory growth after grazing. *Oecologia*, 85, 305–313.
- Oesterheld, M., Paruelo, J., Oyarzabal, M., 2010. Estimación de la productividad primaria neta aérea a partir de diferencias de biomasa y de integración de la radiación absorbida. *Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales*. INIA-FPTA, (26), 113-120.
- Oesterheld, M., Oyarzabal, M., Paruelo, J.M. 2014. Aplicación de la teledetección y los sistemas de información geográfica al estudio y seguimiento de los sistemas ganaderos. In *Percepción Remota y Sistemas de Información Geográfica. Sus aplicaciones en Agronomía y Ciencias Ambientales*. Eds Paruelo, J.M., Di Bella, C.D., Milkovic, M. Editorial Hemisferio Sur, Buenos Aires, pp. 283-301.
- Olofsson, P., Eklundh, L., Lagergren, F., Jönsson, P., & Lindroth, A. 2007. Estimating net primary production for Scandinavian forests using data from Terra/MODIS. *Advances in Space Research*, 39(1), 125-130.
- Osinaga, N., Alvarez, C., Suvar, G., Taboada, M. 2016. ¿Cómo influye la agriculturización en los stocks de carbono en el chaco subhúmedo? XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Río Cuarto, Córdoba.
- Otegui, M. E., Nicolini, M. G., Ruiz, R. A., & Dodds, P. A. 1995. Sowing date effects on grain yield components for different maize genotypes. *Agronomy Journal*, 87(1), 29-33.
- Oyarzabal, M., Oesterheld, M., Grigera, G. 2011. ¿Cómo estimar la eficiencia en el uso de la radiación mediante sensores remotos y cosechas de biomasa? Un ejemplo local. En: *Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales*. Ed. Altesor, A., Ayala, W., Paruelo, J.M. INIA, Serie FPTA N° 26, Uruguay. pp.121-135.
- Pacha, M. J. 2014. Valoración de los servicios ecosistémicos como herramienta para la toma de decisiones: Bases conceptuales y lecciones aprendidas en la Amazonía. *Brasília, Iniciativa Amazonia Viva*, 2014. 92 pp.
- Panikov, N. S. 1999. Understanding and prediction of soil microbial community dynamics under global change. *Applied Soil Ecology*, 11(2-3), 161-176.
- Parton, W.J., Schimel, D.S., Cole, C.V., Ojima, D. S. 1987. Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains Grasslands. *Soil Science Society of American Journal* 51, 1173–1179.
- Parton, W. J., Scurlock, J. M. O., Ojima, D. S., Gilmanov, T. G., Scholes, R. J., Schimel, D. S., ... & Kamnalrut, A. 1993. Observations and modeling of biomass and soil organic matter dynamics for the grassland biome worldwide. *Global biogeochemical cycles*, 7(4), 785-809.
- Parton, W. J., Ojima, D. S., Cole, C. V., & Schimel, D. S. 1994. A general model for soil organic matter dynamics: sensitivity to litter chemistry, texture and management. *Quantitative modeling of soil forming processes, (quantitativemod)*, 147-167.
- Parton, W. J. 1996. The CENTURY model. In *Evaluation of soil organic matter models* (pp. 283-291). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Paruelo, J.M., Epstein, H. E., Lauenroth, W. K., Burke, I.C. 1997. ANPP estimates from NDVI for the Central Grassland Region of the United States. *Ecology* 78, 953-958.
- Paruelo J. M., Oesterheld, M., Di Bella, M. C., Arzadum, M., Lafontaine, J., Cahuepé, M., Rebella, C. M. 2000. Estimation of primary production of subhumid rangelands from remote sensing data. *Applied Vegetation Science* 3, 189-195.

- Paruelo, J.M., Jobbagy, E. G., Sala, O. E. 2001. Current distribution of ecosystem functional types in temperate South America. *Ecosystems* 4, 683-698
- Paruelo, J. M., Golluscio, R. A., Guerschman, J. P., Cesa, A., Jouvét, V. V., Garbulsky, M. F. 2004. Regional scale relationships between ecosystem structure and functioning: the case of the Patagonian steppes. *Global Ecology and Biogeography* 13, 385-395.
- Paruelo, J.M., Guerschman, J.P., Veron, S.R. 2005. Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. *Cienc. Hoy* 15(87): 14–23.
- Paruelo, J. M. 2008. La caracterización funcional de ecosistemas mediante sensores remotos. *Revista Ecosistemas*, 17(3).
- Paruelo, J. M. 2011. Valoración de Servicios Ecosistémicos y planificación del uso del territorio ¿Es necesario hablar de dinero? Páginas 121–140 en P. Laterra, E. G. Jobbágy, y J. Paruelo, editores. *Valoración de Servicios Ecosistémicos. Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*. INTA. Buenos Aires.
- Paruelo, J. M., S. R. Verón, J. N. M. Volante, L. Seghezzo, M. Vallejos, S. Aguiar, L. Amdan, P. Baldassini, L. Ciuffolif, N. Huykman, B. Davanzo, E. González, J. Landesmann, D. Picardi, L. Ciuffoli, N. Hukman, B. Davanzo, E. González, J. Landesman, y D. Picardi. 2011. Elementos conceptuales y metodológicos para la evaluación de impactos ambientales acumulativos (EIAAc) en bosques subtropicales: El caso del este de Salta, Argentina. *Ecología Austral* 21(2):163–178.
- Paruelo, J. M., y M. Vallejos. 2013. Ecosystem Services related to C dynamics: its evaluation using Remote Sensing techniques. Página en C. Di Bella, D. Alcaraz Segura, y J. Straschnoy, editores. *Earth Observation of Ecosystem Services*. Taylor & Francis Books.
- Paruelo, J. M., Texeira, M., Staiano, L., Mastrángelo, M., Amdan, L., & Gallego, F. 2016. An integrative index of Ecosystem Services provision based on remotely sensed data. *Ecological indicators*, 71, 145-154.
- Paul, E. A. 1984. Dynamics of organic matter in soils. *Plant and soil*, 76(1-3), 275-285.
- Perez, H. 2005. Características de las especies forrajeras adaptadas a las condiciones del Noroeste del país. En: *Forrajes 2005*. Córdoba. pp. 33-41.
- Perez, L. A. 2013. El desmonte como herramienta de eficientización de recursos forrajeros para producción de carne en el Noroeste Argentino. Trabajo final de grado de Ingeniería en Producción Agropecuaria Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Católica Argentina. Disponible en: <http://bibliotecadigital.uca.edu.ar/repositorio/tesis/desmonte-como-herramienta-recursos-forrajeros.pdf>.
- Peri, P.L., Moot, D.J., Jarvi, S.P., Mcneil, D.L., Lucas, R.J. 2007. Morphological, anatomical, and physiological changes of Orchardgrass leaves grown under fluctuating light regimes. *Agronomy Journal*, 99, 1502–1513.
- Pettorelli, N., Vik, J. O., Mysterud, A., Gaillard, J. M., Tucker, C. J., & Stenseth, N. C. 2005. Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *Trends in ecology & evolution*, 20(9), 503-510.
- Piñeiro, G., Oesterheld, M., Paruelo, J.M. 2006. Seasonal variation in aboveground production and radiation use efficiency of temperate rangelands estimated through remote sensing. *Ecosystems*, 9, 357-373.
- Piquer-Rodríguez, M., Torella, S., Gavier-Pizarro, G., Volante, J., Somma, D., Ginzburg, R., & Kuemmerle, T. 2015. Effects of past and future land conversions on forest connectivity in the Argentine Chaco. *Landscape Ecology*, 30(5), 817-833.
- Piquer-Rodríguez, M., Butsic, V., Gärtner, P., Macchi, L., Baumann, M., Pizarro, G. G., ...

- & Kuemmerle, T. 2018. Drivers of agricultural land-use change in the Argentine Pampas and Chaco regions. *Applied Geography*, 91, 111-122.
- Potter, C.S., Randerson, J.T., Field, C.B., Matson, P.A., Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Klooster, S.A. 1993: Terrestrial ecosystem production: A process model based on global satellite and surface data. *Global Biogeochem. Cycles*, 7, 811–841.
- Powlson, D.S., Gregory, P.J., Whalley, W.R., Quinton, J.N., Hopkins, D.W., Whitmore, A.P., Hirsch, P.R., Goulding, K.W.T. 2011. Soil management in relation to sustainable agriculture and ecosystem services *Food Policy*, 36 (2011), pp. S72-S87.
- Prause J, G Arce de Caram, y PN Angeloni. 2003. Variación mensual en el aporte de cuatro especies forestales nativas del Parque Chaqueño Humado (Argentina). *Revista de Ciencias Forestales - Quebracho* N° 10. 39-45 p.
- Pretty, J. N., Noble, A. D., Bossio, D., Dixon, J., Hine, R. E., Penning de Vries, F. W., & Morison, J. I. 2006. Resource-conserving agriculture increases yields in developing countries. *Environ. Sci. Technol.* 40 (4), 1114–1119.
- Prigent, C. 2010. Precipitation retrieval from space: An overview. *Comptes Rendus Geoscience* 342 (4-5), 380-389.
- PRORENOA. Monitoreo de cultivos del NOA a través de sensores remotos, EEA INTA Salta [en línea] [Consulta: 05 de octubre de 2014]. Disponible en (<http://www.inta.gov.ar/prorenea/info/monitoreo.htm>).
- Qin, S., Wu, B., Zhang, Y. 2010. A review of above-ground interactions in silvopasture systems. *Acta Ecologica Sinica*, 30(13), 3616-3627.
- Quispe Merovich, C. & Lottici, M. V. 2011. Los desafíos del Ordenamiento Ambiental del Territorio y los Servicios Ecosistémicos en la Ley de Bosques Nativos. En: Valoración de servicios ecosistémicos: Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial. Laterra Pedro; Jobbagy, Esteban y Paruelo José (Eds.), Buenos Aires: Ed, INTA, 2011, p. 315-331.
- Quesada, F., Somarriba, E., Malek, M. n/d. ShadeMotion 3.0: Software para calcular la cantidad de horas de sombra que proyectan un conjunto de árboles sobre un terreno. <http://www.shademotion.com/documentos/Tutorial30esp.pdf>
- Radrizzani, A., Renolfi, R., Gersicich, M. 2005. Producción de forraje y persistencia de pasturas tropicales en el chaco serrano. INTA, EEA. Santiago del Estero, pp 12.
- Rawls, W., Brakensiek, D., Saxton, K. 1982. Estimation of soilwaterproperties. *Transactions of The American Society of Agronomy and Engineers* 25, 1361-1328.
- RED AGROFORESTAL CHACO ARGENTINA (REDAF). 2012. Monitoreo de deforestación en los bosques nativos de la región chaqueña argentina. Informe N°1 Bosque nativo en Salta: Ley de Bosques, análisis de deforestación y situación del bosque chaqueño en la provincia. Red Agroforestal Chaco Argentina. [en línea] [Consulta: 05 de octubre de 2015]. Disponible en (http://redaf.org.ar/wp-content/uploads/2012/12/REDAF_informedeforestacion_n1_casoSALTA.dic2012.pdf).
- Reicosky, D. C. 1997. Tillage-induced CO₂ emission from soil. Nutrient cycling in agroecosystems, 49(1-3), 273-285.
- Rejžek, M., Coria, R. D., Kunst, C., Svátek, M., Kvasnica, J., Navall, M., ... & Matula, R. 2017. To chop or not to chop? Tackling shrub encroachment by roller-chopping preserves woody plant diversity and composition in a dry subtropical forest. *Forest Ecology and Management*, 402, 29-36.
- Riffel S.L. & Elizalde J.C. 2008. Invernada en regiones no tradicionales, *Revista Braford*,

- Bs. As., 24(59), 36-41.
- Rivera, J. A., Herrera, N., Guliza, C. N., Montroull, N. B., Spennemann, P. C., Zazulie, N. 2012. Aplicación de un índice para el análisis de las características de la estación lluviosa en la región subtropical de Argentina. *Meteorologica* 37(2), 79-90.
- Rivest, D., Paquette, A., Moreno, G., Messier, C. 2013. A meta-analysis reveals mostly neutral influence of scattered trees on pasture yield along with some contrasted effects depending on functional groups and rainfall conditions. *Agric. Ecosyst. Environ.* 165, 74–79.
- Roderick, M. L., Noble, I. R., & Cridland, S. W. 1999. Estimating woody and herbaceous vegetation cover from time series satellite observations. *Global Ecology and Biogeography*, 8(6), 501-508.
- Rojas, J. M., Prause, J., Sanzano, G. A., Arce, O. E. A., & Sánchez, M. C. 2016. Soil quality indicators selection by mixed models and multivariate techniques in deforested areas for agricultural use in NW of Chaco, Argentina. *Soil and Tillage Research*, 155, 250-262.
- Roldán, M., Carminati, A., Biganzoli, F., & Paruelo, J. M. 2010. Las reservas privadas ¿son efectivas para conservar las propiedades de los ecosistemas? *Ecología austral*, 20(2), 185-199.
- Rossi, C. A. 2007. El Sistema Silvopastoril en la Región Chaqueña Árida y Semiárida Argentina [en línea]. [Consulta: 10 de marzo de 2013]. Disponible en <http://www.aiza.org.ar/0014.html>.
- Rueda, C. V., Baldi, G., Verón, S. R., & Jobbágy, E. G. 2013. Apropiación humana de la producción primaria en el Chaco Seco. *Ecología austral*, 23(1), 44-54.
- Ruimy, A., Saugier, B., Dedieu, G. 1994. Methodology for the estimation of terrestrial net primary production from remotely sensed data. *Journal of Geophysical Research*, 99, 5263–5283.
- Running S. W., Nemani R., Glassy J.M. 2000. Global terrestrial gross and net primary productivity from the Earth Observing System. En *Methods in ecosystem science*, Sala, O. E., et al.(eds). Springer Verlag New York, pp 44-57.
- Sala, O. E., & Austin, A. T. 2000. Methods of estimating aboveground net primary productivity. In *Methods in ecosystem science* (pp. 31-43). Springer, New York, NY.
- Salazar, A., G. Baldi, M. Hirota, J. Syktus, y C. McAlpine. 2015. Land use and land cover change impacts on the regional climate of non-Amazonian South America: A review. *Global and Planetary Change* 128:103–119.
- Samarakoon, S.P., Wilson, J. R., Shelton, H.M. 1990. Growth, morphology, and nutritive value of shaded *Stenotaphrum secundatum*, *Axonopus compressus*, and *Pennisetum clandestinum*. *Journal of Agricultural Science*, 114, 161–169.
- Sanchez, M. C., Cornacchione, M. V., Azar, A., Salvatierra, J. I., Argañarás, M. 2012. Efectos en rendimiento. Fertilización líquida en pasturas subtropicales en el sud-oeste de Santiago del Estero. *Fertilizar* 22, 18-21.
- SAyDS. 2005. Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos. Proyecto Bosques Nativos y Áreas Protegidas BIRF 4085-AR 1998-2001. Informe Regional Parque Chaqueño.
- Scanlon, T. M., Albertson, J. D., Caylor, K. K., & Williams, C. A. 2002. Determining land surface fractional cover from NDVI and rainfall time series for a savanna ecosystem. *Remote Sensing of Environment*, 82(2-3), 376-388.
- Scheffer, M., W. Brock, y F. Westley. 2000. Socioeconomic mechanisms preventing optimum use of ecosystem services: An interdisciplinary theoretical analysis. *Ecosystems*

- 3(5):451–471.
- Scholes, R.J., Archer, S.R. 1997. Tree-grass interactions in savannas. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 28, 517–544.
- Scianca, C., Álvarez, C., Barraco, M., Quiroga, A., & Pérez, M. 2008. Impacto de diferentes coberturas invernales sobre propiedades edáficas, población de malezas y productividad de soja. VII Congreso Nacional de Trigo.
- Seaquist, J. W., Olsson, L., & Ardö, J. 2003. A remote sensing-based primary production model for grassland biomes. *Ecological Modelling*, 169(1), 131-155.
- Sellers, P.J., Berry, J.A., Collatz, G.J., Field, C.B., Hall, F.G. 1992. Canopy reflectance, photosynthesis, and transpiration. III. A reanalysis using improved leaf models and a new canopy integration scheme. *Remote Sensing of Environment* 42, 187-216.
- Sellers, P. J., Tucker, C. J., et al. 1994. A global 1o by 1o NDVI data set for climate studies. Part 2: The generation of global fields of terrestrial biophysical parameters from the NDVI. *Int J Remote Sensing* 15: 3519-45.
- Senanayake, S.G. 1995. The effects of different light levels on the nutritive quality of four natural tropical grasses. *Tropical grasslands*, 29, 111-114
- Shelton, H.M., Humphreys, L.R., Batello, C. 1987. Pastures in the plantations of Asia and the Pacific: Performance and prospect. *Tropical Grasslands*, 21, 159-168.
- Sierra, E. M., Hurtado, R. H., Spescha, L. 1994. Corrimiento de las isoyetas anuales medias decenales en la Región Pampeana (1941-1990). *Revista Facultad de Agronomía* 14(2), 139-144.
- Sierra, E. M., Hurtado, R. H., Spescha, L., Barnatán, I. E., Messina, C. 1995. Corrimiento de las isoyetas estacionales medias decenales (1941–1990) en la Región Pampeana. *Revista Facultad de Agronomía* 15(2-3),137-143.
- Silberman, J. E., Anriquez, A. L., Domínguez Núñez, J. A., Kunst, C. G., & Albanesi, A. S. 2015. La cobertura arbórea en un sistema silvopastoril del chaco y su contribución diferencial al suelo. *Ciencia del suelo*, 33(1), 0-0.
- Silver, W.L., Neff, J., McGroddy, M., Veldkamp, E., Keller, M., Cosme, R. 2000. Effects of soil texture on belowground carbon and nutrient storage in a lowland Amazonian forest ecosystem *Ecosystems*, 3, pp. 193-209.
- Sinclair, T.R., Muchow, R.C. 1999. Radiation use efficiency. *Adv. Agron.* 66, 215–265.
- Sinclair, T.R., Weiss, A. 2011. *Principles of Ecology in Plant Production*. 2nd edition, pp. 186.
- Sitompul, S. M., Hairiah, K., Cadisch, G., & Van Noordwijk, M. 2000. Dynamics of density fractions of macro-organic matter after forest conversion to sugarcane and woodlots, accounted for in a modified Century model. *NJAS-Wageningen Journal of Life Sciences*, 48(1), 61-73.
- Sitters, J., Edwards, P.J., Olde Venterink, H. 2013. Increases of soil C, N, and P pools along an acacia tree density gradient and their effects on trees and grasses. *Ecosystems*, 16, 347–357.
- Sistema Integrado de Información Agropecuaria (SIIA). 2017. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca.
- Smith, P., Smith, J. U., Powlson, D. S., McGill, W. B., Arah, J. R. M., Chertov, O. G., ... & Jensen, L. S. 1997. A comparison of the performance of nine soil organic matter models using datasets from seven long-term experiments. *Geoderma*, 81(1-2), 153-225.
- Smith, P., House, J.I., Bustamante, M., Sobocká, J., Harper, R., Pan, G., West, P.C., Clark,

- J.M., Adhya, T., Rumpel, C. 2016. Global change pressures on soils from land use and management *Glob. Chang. Biol.*, 22, pp. 1008-1028.
- Sophanodora, P. 1991. Compatibility of grass-legumes under shade. In *Forages for Plantation Crops*. Eds Shelton, H.M. and Stur, W.W. pp. 117-119.
- Staiano, L. 2016. Una caracterización de los cambios funcionales de la vegetación asociados a la transformación del territorio en el noroeste argentino. Trabajo de Intensificación de la Licenciatura en Ciencias Ambientales – FAUBA. 14-06-2016.
- Stephens, P. A., Pettorelli, N., Barlow, J., Whittingham, M. J., & Cadotte, M. W. 2015. Management by proxy? The use of indices in applied ecology. *Journal of Applied Ecology*, 52(1), 1-6.
- Soane, B. D. 1990. The role of organic matter in soil compactibility: a review of some practical aspects. *Soil and Tillage Research*, 16(1-2), 179-201.
- Sobral, R. E., Nakama, V., Alfieri, A., Angelini, M. E., Civeira, G., Irigoien, J., Moretti, L. M., Paladino, I. R., Rodriguez, D. M., Gaitan, J. J., Schulz, G., Giorgi, R., Giacossa, C. F. L., Sapino, V., Tosolini, R. A., Lopez, A. E., Zurita, J., Arzeno, J. L., Franzoni, A., Morales Poclava, M. C. A. 2009. Mapa de suelos. Área Las Lajitas, provincia de Salta. Desarrollo metodológico y operativo para el relevamiento, correlación y evaluación de tierras. Área piloto: Las Lajitas, provincia de Salta. INTA. [en línea]. [Consulta: 10 de abril de 2015].
- Stirling, C.M., Williams, J.H., Black, C.R., Ong, C.K. 1990. The effect of timing of shade on development, dry matter production and light-use efficiency in groundnut (*Arachis hypogaea* L.) under field conditions. *Aust J Agric Res.* 41, 633–644.
- Stocker, B. D., Prentice, I. C., Cornell, S. E., Davies, P., Barnard, T., Finzi, A. C., Franklin, O., ... & Raven, J. A. 2016. Terrestrial nitrogen cycling in Earth system models revisited. *New Phytologist*, 210(4), 1165-1168.
- Studdert, G. A., & Echeverría, H. E. 2000. Maíz, girasol y soja en los sistemas de cultivo del sudeste bonaerense. Bases para el manejo del maíz, el girasol y la soja. *Advanta Semillas SAIC*. Balcarce, 407-437.
- Stur, W.W. 1991. Screening forage species for shade tolerance a preliminary report. In *Forages for Plantation Crops*. Eds Shelton, H.M. and Stur, W.W. pp. 58–63.
- Stuth, J.W., Hamilton, W.T., Conner, J.C., Sheehy, D.P., Baker, M.J. 1993. Decision Support Systems in the Transfer of Grassland Technology. In *Grassland for Our World*. Ed Baker, M.G. pp. 234-242.
- Subbarao, G.V., Ito, O., Berry, W. 2005. Crop radiation use efficiency and Photosynthate Formation. Avenus for genetic improvement. In *Handbook of photosynthesis*. Ed Pessaraki, M. pp. 321-354.
- Snyder, C. S., Bruulsema, T. W., Jensen, T. L., & Fixen, P. E. 2009. Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 133(3-4), 247-266.
- Tálamo, A., Trucco, C. E., Caziani, S. M. 2009. Vegetación leñosa de un camino abandonado del Chaco semiárido en relación a la matriz de vegetación circundante y el pastoreo. *Ecología Austral* 19 (2), 157-165.
- Terashima, I., Evans, J.R. 1988. Effects of light and nitrogen nutrition on the organization of the photosynthetic apparatus in spinach. *Plant Cell Physiol.* 29, 143-155.
- Ting, K. C., & Giacomelli, G. A. 1987. Availability of solar photosynthetically active radiation. *Transactions of the ASAE*, 30(5), 1453-1457.

- Tisdall, J. M., & Oades, J. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *European Journal of Soil Science*, 33(2), 141-163.
- Tittonell, P. A., de Grazia, J., de Hek, S., Bricchi, E. 2006. Exploring land use scenarios by long-term simulation of soil organic matter in central Argentina. *Spanish Journal of Agricultural Research* 4 (4), 381-389.
- Tornquist, C. G., Mielniczuk, J., & Cerri, C. E. P. 2009. Modeling soil organic carbon dynamics in Oxisols of Ibirubá (Brazil) with the Century Model. *Soil and Tillage Research*, 105(1), 33-43.
- Tortero, M. K. 2005. La expansión de la frontera agrícola, un acercamiento desde el punto de vista climático. *Apuntes Agronómicos* 3(4), 1-14.
- Tucker, C. B., Rogers, A. R., & Schütz, K. E. 2008. Effect of solar radiation on dairy cattle behaviour, use of shade and body temperature in a pasture-based system. *Applied Animal Behaviour Science*, 109(2), 141-154.
- Turner, D. P., Urbanski, S., Bremer, D., Wofsy, S. C., Meyers, T., Gower, S. T., & Gregory, M. 2003. A cross-biome comparison of daily light use efficiency for gross primary production. *Global Change Biology*, 9(3), 383-395.
- UMSEF. 2007. Informe sobre deforestación en Argentina. Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Buenos Aires, Argentina.
- Vallejos, M., Volante, J.N., Mosciaro, M.J., Vale, L.M., Bustamante, M.L., Paruelo, J.M. 2015. Transformation dynamics of the natural cover in the Dry Chaco ecoregion: A plot level geo-database from 1976 to 2012. *J. Arid Environ.* 123, 3–11.
- Unger, P. & M. Vigil. 1998. Cover crop effects on soil water relationships. *Soil and Water Cons.* 53: 200-207.
- Vallejos, M., Volante, J. N., Mosciaro, M. J., Vale, L. M., Bustamante, M. L., & Paruelo, J. M. 2015. Transformation dynamics of the natural cover in the Dry Chaco ecoregion: a plot level geo-database from 1976 to 2012. *Journal of Arid Environments*, 123, 3-11.
- Vance, E. D., & Chapin Iii, F. S. 2001. Substrate limitations to microbial activity in taiga forest floors. *Soil Biology and Biochemistry*, 33(2), 173-188.
- Van Der Werf, G. R., Randerson, J. T., Collatz, G. J., & Giglio, L. 2003. Carbon emissions from fires in tropical and subtropical ecosystems. *Global Change Biology*, 9(4), 547-562.
- Van der Werf, G. R., Morton, D. C., DeFries, R. S., Olivier, J. G., Kasibhatla, P. S., Jackson, R. B., ... & Randerson, J. T. 2009. CO₂ emissions from forest loss. *Nature geoscience*, 2(11), 737.
- Van der Werf, G. R., Randerson, J. T., Giglio, L., Collatz, G. J., Mu, M., Kasibhatla, P. S., ... & van Leeuwen, T. T. 2010. Global fire emissions and the contribution of deforestation, savanna, forest, agricultural, and peat fires (1997–2009). *Atmospheric Chemistry and Physics*, 10(23), 11707-11735.
- Vargas Gil, J.R. and Vorano, E. 1985. *Suelos y vegetación*.
- Veroustraete, F., Patyn, J. & Myneni, R.B. 1996. Estimating net ecosystem exchange of carbon using the Normalised Difference Vegetation Index and an ecosystem model. *Remote Sensing of Environment*, 58, 115-130
- Viglizzo, E. F., Pordomingo, A. J., Castro, M. G., Lértora, F. A., & Bernardos, J. N. 2004. Scale-dependent controls on ecological functions in agroecosystems of Argentina. *Agriculture, ecosystems & environment*, 101(1), 39-51.
- Viglizzo, E. F., Frank, F. C., Carreño, L. V., Jobbagy, E. G., Pereyra, H., Clatt, J., ... & Ricard, M. F. 2011. Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural

- expansion in Argentina. *Global Change Biology*, 17(2), 959-973.
- Villarino, S., Littera, P., Studdert, G., Piñeiro, G., Ciuffoli, L. 2015. Avance de la frontera agrícola en el chaco semiárido: su efecto sobre servicios ecosistémicos dependientes del carbono orgánico del suelo. IV Congreso Internacional de Servicios Ecosistémicos en los Neotrópicos. Mar del Plata, 2015.
- Villarino, S. H., Studdert, G. A., Baldassini, P., Cendoya, M. G., Ciuffoli, L., Mastrángelo, M., & Piñeiro, G. 2017. Deforestation impacts on soil organic carbon stocks in the Semiarid Chaco Region, Argentina. *Science of The Total Environment*, 575, 1056-1065.
- Virginia, R.A., Wall, D.H. 2001. Principles of ecosystem function. En: Levin, S. (Ed.) *Encyclopedia of Biodiversity*, pp: 345- 352. Elsevier, The Netherlands.
- Vitousek, P. M., & Reiners, W. A. 1975. Ecosystem succession and nutrient retention: a hypothesis. *BioScience*, 25(6), 376-381.
- Vitousek, P. M., Ehrlich, P. R., Ehrlich, A. H., & Matson, P. A. 1986. Human appropriation of the products of photosynthesis. *BioScience*, 36(6), 368-373.
- Vogt, K. 1991. Carbon budgets of temperate forest ecosystems. *TreePhysiology* 9, 69-86.
- Volante, J.N., Bianchi, A.R., Paoli, H.P. 2001. Monitoreo de cultivos extensivos del NOA a partir de sensores remotos. Campaña agrícola de verano 2000-2001. INTA EEA Salta. En: <http://www.inta.gov.ar/region/noa/prorenoa/>. 25 pp.
- Volante, J. N., Bianchi, A., Paoli, H., Noé, Y. 2006. Análisis de la Dinámica del Uso del Suelo Agrícola del Noroeste Argentino Mediante Teledetección y Sistemas de Información Geográfica Período 2000-2005. Ediciones INTA 2009.
- Volante, J. N., Alcaraz-Segura, D., Mosciaro, M. J., Viglizzo, E. F., & Paruelo, J. M. 2012. Ecosystem functional changes associated with land clearing in NW Argentina. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 154, 12-22.
- Volante, J., Paruelo, J. M. 2015. Is forest or Ecological Transition taking place? Evidence for the Semiarid Chaco in Argentina. *Arid Environ.* 123, 21–30.
- Volante, J. N., Mosciaro, M. J., Gavier-Pizarro, G. I., & Paruelo, J. M. 2016. Agricultural expansion in the Semiarid Chaco: Poorly selective contagious advance. *Land Use Policy*, 55, 154-165.
- Volante, J. N., & Seghezze, L. 2018. Can't See the Forest for the Trees: Can Declining Deforestation Trends in the Argentinian Chaco Region Be Ascribed to Efficient Law Enforcement? *Ecological Economics*, 146, 408-413.
- Wang, Y., & Hsieh, Y. P. 2002. Uncertainties and novel prospects in the study of the soil carbon dynamics. *Chemosphere*, 49(8), 791-804.
- Webb, W., Szarek, S., Lauenroth, W., Kinerson, R., Smith, M., 1978. Primary productivity and water use in native forest, grassland and desert ecosystems. *Ecology* 59, 1239–1247.
- Weltzin, J., Coughenour, M. 1990. Savanna tree influence on understory vegetation and soil nutrients in northwestern Kenya. *J. Veg. Sci.* 1, 325–334.
- West, T. O., & Marland, G. 2002. A synthesis of carbon sequestration, carbon emissions, and net carbon flux in agriculture: comparing tillage practices in the United States. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 91(1-3), 217-232.
- Widowski, T. M. 2001. Shade-seeking behavior of rotationally-grazed cows and calves in a moderate climate. In *Livestock Environment VI, Proceedings of the 6th International Symposium 2001* (p. 632). American Society of Agricultural and Biological Engineers.
- Wilson, J.R. 1982. Environmental and nutritional factors affecting herbage quality. In *Nutritional limits to animal production from pastures*. Ed Hacker, M. pp. 111-131.

- Wilson, J.R. 1996. Shade-stimulated growth and nitrogen uptake by pasture grasses in a subtropical environment. *Australian Journal of Agricultural Research* 47, 1075–1093.
- Wischmeier, W. H., & Smith, D. D. 1978. Predicting rainfall erosion losses-a guide to conservation planning. *Predicting rainfall erosion losses-a guide to conservation planning*.
- Wong, C. C. and Wilson, J.R. 1980. Effects of shading on the growth and nitrogen content of green panic and siratro in pure and mixed swards defoliated at two frequencies. *Aust. J. Agric. Res.* 31, 269–285.
- Zak, M.R., Cabido, M., Cáceres, D., Díaz, S. 2008. What Drives Accelerated Land Cover Change in Central Argentina? Synergistic Consequences of Climatic, Socioeconomic, and Technological Factors. *Environ. Manage.* 42, 181–189.
- Zarin, D. J., Harris, N. L., Baccini, A., Aksenov, D., Hansen, M. C., Azevedo-Ramos, C., ... & Allegretti, A. 2016. Can carbon emissions from tropical deforestation drop by 50% in 5 years? *Global change biology*, 22(4), 1336-1347.
- Zhang, Y., Guanter, L., Berry, J. A., van der Tol, C., Yang, X., Tang, J., & Zhang, F. 2016. Model-based analysis of the relationship between sun-induced chlorophyll fluorescence and gross primary production for remote sensing applications. *Remote sensing of environment*, 187, 145-155.
- Zogg, G. P., Zak, D. R., Ringelberg, D. B., White, D. C., MacDonald, N. W., & Pregitzer, K. S. 1997. Compositional and functional shifts in microbial communities due to soil warming. *Soil Science Society of America Journal*, 61(2), 475-481.

Anexos

Anexo I: Modelos lineales mixtos aplicados para el análisis de las variables medidas en el ensayo destinado a la estimación de la EUR de pasturas de Gatton panic.

Cuadro 1: Especificaciones de los tipos de modelo ajustados en lo que respecta a la cantidad de factores incluidos y a la inclusión de efectos aleatorios, autocorrelación temporal y heterocedasticidad de la varianza.

Modelo	Factores	Efecto aleatorio	Autocorrelación Temporal	Varianza heterogénea	Tipo de modelo ajustado
1	3 (precip, ubic, tiempo)	NO	NO	NO	Errores independientes y homoscedásticos
2	3 (precip, ubic, tiempo)	NO	NO	SI (precip)	Errores independietes y heteroscedásticos
3	3 (precip, ubic, tiempo)	NO	NO	Si (ubic)	Errores independietes y heteroscedásticos
4	3 (precip, ubic, tiempo)	NO	NO	SI (tiempo)	Errores independietes y heteroscedásticos
5	3 (precip, ubic, tiempo)	NO	NO	SI (lote)	Errores independietes y heteroscedásticos
6	3 (precip, ubic, tiempo)	NO	SI (lote)	NO	Estructura autorregresiva continua y datos homoscedáticos
7	3 (precip, ubic, tiempo)	NO	SI (lote)	SI (precip)	Estructura autorregresiva continua y datos heteroscedásticos
8	3 (precip, ubic, tiempo)	NO	SI (lote)	Si (ubic)	Estructura autorregresiva continua y datos heteroscedásticos
9	3 (precip, ubic, tiempo)	NO	SI (lote)	SI (tiempo)	Estructura autorregresiva continua y datos heteroscedásticos
10	3 (precip, ubic, tiempo)	NO	SI (lote)	SI (lote)	Estructura autorregresiva continua y datos heteroscedásticos
11	3 (precip, ubic, tiempo)	SI (lote)	NO	SI (tiempo)	Errores independientes y heteroscedásticos con efecto aleatorio del lote
12	3 (precip, ubic, tiempo)	SI (lote)	NO	SI (precip)	Errores independientes y heteroscedásticos con efecto aleatorio del lote
13	3 (precip, ubic, tiempo)	SI (lote)	NO	Si (ubic)	Errores independientes y heteroscedásticos con efecto aleatorio del lote
14	3 (precip, ubic, tiempo)	SI (lote)	NO	SI (lote)	Errores independientes y heteroscedásticos con efecto aleatorio del lote
15	3 (precip, ubic, tiempo)	SI (lote)	SI (lote)	SI (tiempo)	Estructura autorregresiva continua y datos heteroscedáticos con efecto aleatorio del lote
16	3 (precip, ubic, tiempo)	SI (lote)	SI (lote)	SI (lote)	Estructura autorregresiva continua y datos heteroscedáticos con efecto aleatorio del lote
17	3 (precip, ubic, tiempo)	SI (lote)	SI (lote)	Si (ubic)	Estructura autorregresiva continua y datos heteroscedáticos con efecto aleatorio del lote
18	3 (precip, ubic, tiempo)	SI (lote)	SI (lote)	SI (precip)	Estructura autorregresiva continua y datos heteroscedáticos con efecto aleatorio del lote
19	3 (precip, ubic, tiempo)	SI (lote)	SI (lote)	NO	Estructura autorregresiva continua y datos homoscedásticos con efecto aleatorio del lote
20	2 (precip, ubic)	NO	NO	NO	Errores independientes y homoscedásticos

21	2 (precip, ubic)	NO	NO	SI (precip)	Errores independietes y heteroscedásticos
22	2 (precip, ubic)	NO	NO	SI (ubic)	Errores independietes y heteroscedásticos
23	2 (precip, ubic)	NO	NO	Si (tiempo)	Errores independietes y heteroscedásticos
24	2 (precip, ubic)	NO	NO	SI (lote)	Errores independietes y heteroscedásticos
25	2 (precip, ubic)	NO	SI (lote)	NO	Estructura autorregresiva continua y datos homoscedásticos
26	2 (precip, ubic)	NO	SI (tiempo)	NO	Estructura autorregresiva continua y datos homoscedásticos
27	2 (precip, ubic)	NO	SI (lote)	SI (precip)	Estructura autorregresiva continua y datos heteroscedásticos
28	2 (precip, ubic)	NO	SI (lote)	SI (ubic)	Estructura autorregresiva continua y datos heteroscedásticos
29	2 (precip, ubic)	NO	SI (lote)	Si (tiempo)	Estructura autorregresiva continua y datos heteroscedásticos
30	2 (precip, ubic)	NO	SI (lote)	SI (lote)	Estructura autorregresiva continua y datos heteroscedásticos
31	2 (precip, ubic)	NO	SI (tiempo)	SI (precip)	Estructura autorregresiva continua y datos heteroscedásticos
32	2 (precip, ubic)	NO	SI (tiempo)	SI (ubic)	Estructura autorregresiva continua y datos heteroscedásticos
33	2 (precip, ubic)	NO	SI (tiempo)	Si (tiempo)	Estructura autorregresiva continua y datos heteroscedásticos
34	2 (precip, ubic)	NO	SI (tiempo)	SI (lote)	Estructura autorregresiva continua y datos heteroscedásticos
35	2 (precip, ubic)	SI (lote)	NO	SI (precip)	Estructura autorregresiva continua y datos heteroscedásticos con efecto aleatorio del lote
36	2 (precip, ubic)	SI (lote)	NO	SI (ubic)	Estructura autorregresiva continua y datos heteroscedásticos con efecto aleatorio del lote
37	2 (precip, ubic)	SI (lote)	NO	Si (tiempo)	Estructura autorregresiva continua y datos heteroscedásticos con efecto aleatorio del lote
38	2 (precip, ubic)	SI (lote)	NO	SI (lote)	Estructura autorregresiva continua y datos heteroscedásticos con efecto aleatorio del lote
39	2 (precip, ubic)	SI (lote)	SI (lote)	SI (precip)	Estructura autorregresiva continua y datos heteroscedásticos con efecto aleatorio del lote
40	2 (precip, ubic)	SI (lote)	SI (lote)	SI (ubic)	Estructura autorregresiva continua y datos heteroscedásticos con efecto aleatorio del lote
41	2 (precip, ubic)	SI (lote)	SI (lote)	Si (tiempo)	Estructura autorregresiva continua y datos heteroscedásticos con efecto aleatorio del lote
42	2 (precip, ubic)	SI (lote)	SI (lote)	SI (lote)	Estructura autorregresiva continua y datos heteroscedásticos con efecto aleatorio del lote
43	2 (precip, ubic)	SI (lote)	SI (tiempo)	SI (precip)	Estructura autorregresiva continua y datos heteroscedásticos con efecto aleatorio del tiempo
44	2 (precip, ubic)	SI (lote)	SI (tiempo)	SI (ubic)	Estructura autorregresiva continua y datos heteroscedásticos con efecto aleatorio del tiempo
45	2 (precip, ubic)	SI (lote)	SI (tiempo)	Si (tiempo)	Estructura autorregresiva continua y datos heteroscedásticos con efecto aleatorio del tiempo
46	2 (precip, ubic)	SI (lote)	SI (tiempo)	SI (lote)	Estructura autorregresiva continua y datos heteroscedásticos con efecto aleatorio del tiempo

47	2 (precip, ubic)	SI (lote)	SI (lote)	NO	Estructura autorregresiva continua y datos homoscedásticos con efecto aleatorio del lote
48	2 (precip, ubic)	SI (lote)	SI (tiempo)	NO	Estructura autorregresiva continua y datos homoscedásticos con efecto aleatorio del lote
49	3 (precip, ubic, tiempo)	NO	NO	SI (ubic y tiempo)	Errores independietes y heteroscedásticos
50	3 (precip, ubic, tiempo)	SI (lote)	NO	SI (tiempo)	Errores independientes y heteroscedásticos con efecto aleatorio del lote
51	3 (precip, ubic, tiempo)	SI (lote)	NO	SI (tiempo*ubic*precip)	Errores independientes y heteroscedásticos con efecto aleatorio del lote
52	3 (precip, ubic, tiempo)	NO	NO	Si (ubic y tiempo)	Errores independietes y heteroscedásticos
53	3 (precip, ubic, tiempo)	SI (lote)	SI (lote)	SI (ubic*tiempo)	Estructura autorregresiva continua y datos heteroscedáticos con efecto aleatorio del lote

Anexo II: Evaluación de la calidad del forraje. Determinación de N foliar (%) y fibra detergente ácida (FDA) de las muestras de pastos de Gatton panic obtenidas en el ensayo realizado para la estimación de la EUR.

El N foliar total (%) en los pastos de Gatton panic fue mayor debajo de los árboles que a pleno sol en ambos sitios, con valores promedio de 2,15 y 1,7%, respectivamente. Además, el sitio S mostró una mayor concentración promedio de N (2.32%) que el sitio H (1.98%). A pleno sol, se observó un valor promedio más alto en el sitio H (1,79%) que en el sitio S (1,62%) (tabla 2). Se observó una interacción significativa entre el sitio y el período de crecimiento ($p < 0.01$), y entre el sitio y la cobertura arbórea ($p < 0.01$) (figura 1A y tabla 1). El contenido de nitrógeno por unidad de peso seco mostró una tendencia no lineal decreciente a lo largo del periodo de crecimiento en todos los tratamientos (figura 1A). Al principio, el valor promedio de N foliar total fue de 2.75%, mientras que al final del periodo de crecimiento fue de 1.53%. La fibra detergente ácida (FDA) en la situación a pleno sol fue mayor en el sitio S (43.92%) que en el sitio H (41.85%) (figura 1B y tabla 2). Se observó una interacción significativa entre el sitio y la capa arbórea ($p = 0.04$) y del período de crecimiento ($p < 0.01$) sobre la FDA (figura 1A y tabla 1). No se observaron diferencias significativas en la FDA entre sitios bajo la capa arbórea, donde el valor promedio fue del 41% (figura 1B). La FDA aumentó durante todo el periodo de crecimiento en todos los tratamientos (figura 1B y tabla 2). Al principio, el valor promedio del FDA fue del 37%, mientras que al final fue cercano al del 47% (tabla 2).

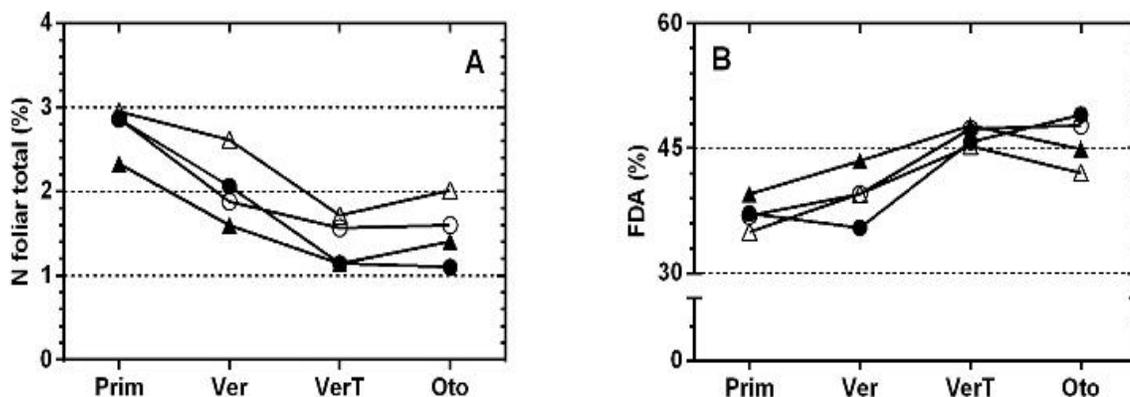


Figura 1: (A) N foliar total (%) y (B) fibra detergente ácida (FDA) (%) en cuatro medidas sucesivas: primavera (Prim), verano (Ver), verano tardío (VerT) y otoño (Oto). Los puntos y triángulos negros corresponden a la situación a pleno sol (NT), mientras que los puntos y triángulos blancos corresponden al tratamiento bajo la copa arbórea (T). Los puntos corresponden al sitio húmedo (H) y los triángulos al sitio seco (S).

Cuadro 1: Valores p de las pruebas estadísticas de los factores (ca: cobertura arbórea, sit: sitio, pcre: periodo de crecimiento) y sus interacciones dobles y triple para las variables de calidad medidas: Nitrógeno foliar y fibra detergente ácida (FDA). El R² indica la proporción de la variabilidad que es explicada por el modelo ajustado.

	ca	sit	pcre	ca:sit	ca:pcre	sit:pcre	ca:sit:pcre	R ²
N foliar (%)	<0.0001	0.13	<0.0001	0.007	0.57	0.0008	0.06	0.91
FDA (%)	0.005	0.01	<0.0001	0.04	0.97	0.07	0.85	0.69

Cuadro 2: Prueba de comparaciones múltiples para los tratamientos que resultaron significativos (tabla 12) para las variables de calidad medidas: Nitrógeno foliar y fibra detergente ácida (FDA). Se indica el valor medio de cada uno de los tratamientos, indicando con una letra común diferencias no significativas (p>0.05).

Variable	Factor/es	Tratamiento	Media	
N Foliar (%)	Cobertura arborea : Sitio	A:S	2.33	A
		A:H	1.98	B
		NA:H	1.79	BC
		NA:S	1.62	C
	Periodo de crecimiento : Sitio	Prim:H	2.87	A
		Prim:S	2.64	A
		Ver:S	2.11	B
		Ver:H	1.98	BC
		Oto:S	1.71	C
		VerT:S	1.43	D
		VerT:H	1.36	D
		Oto:H	1.35	D
FDA (%)	Cobertura arborea : Sitio	NA:S	43.92	A
		A:H	42.88	AB
		NA:H	41.85	AB
		A:S	40.46	B
	Periodo de crecimiento	VerT	46.54	A
		Oto	45.94	A
		Ver	39.5	B
		Prim	37.63	B

El aumento en el N foliar en pastos de Gatton panic (*Megathyrsus maximus*) en condiciones sombreadas concuerda con lo observado en otros estudios (Wong & Wilson, 1980; Samarakoon et al., 1990; Norton et al., 1991; Deinum et al., 1996; Lin et al., 1998; Kiniry et al., 1999; Durr & Ranjel, 2000). Existen cuatro posibles mecanismos que podrían explicar el resultado observado. En primer lugar, una mayor humedad del suelo bajo condiciones de sombra puede dar como resultado incrementos en la tasa de mineralización de N, en la descomposición de la broza y, por ende, en el ciclado de N (Humphreys, 1994; Wilson, 1996). En segundo lugar, el Guayacán (*Caesalpinia paraguariensis*) puede fijar N

bajo ciertas condiciones (Aronson & Toledo, 1992), aumentando el N disponible para los pastos. En tercer lugar, la absorción de N por parte de los pastos puede aumentar bajo condiciones de sombra y cuando el N disponible en el suelo es un factor limitante (Humphreys, 1994; Wilson, 1996). Por último, la concentración de N varía inversamente con el incremento de la materia seca debido al fenómeno de dilución de nutrientes (da Silva Santos et al., 2013), por lo que la mayor concentración de N foliar puede explicarse por una menor productividad de materia seca bajo condiciones de sombra.

En la mayoría de las especies de gramíneas la concentración de FDA no se ve afectada o se observan pequeños cambios del orden del 1 al 4% (Lin et al., 1998). La baja disponibilidad de luz disminuye la cantidad de carbohidratos no estructurales (es decir, almidón y azúcares solubles), y aumenta la lignificación y el contenido de sílice en las hojas (Norton et al., 1991; Senanayake, 1995; Deinum et al., 1996). Por lo tanto, se esperaría una reducción en la digestibilidad bajo condiciones de sombra (Wilson, 1982). Sin embargo, y de acuerdo con otros estudios, en este trabajo se observó un aumento en la digestibilidad del pasto bajo el estrato arbóreo entre el 2 y el 4%, aunque probablemente sea demasiado pequeño como para tener importancia biológica (Deinum et al., 1996; Durr & Ranjel, 2000). La disminución observada en la FDA puede estar asociada con el mantenimiento de una baja proporción de tallo:hoja bajo condiciones de sombra (Lin et al., 1998). Los ligeros incrementos registrados en este ensayo apoyan la conclusión de que los efectos directos de la sombra en la digestibilidad son menos importantes que aquellos observables en la acumulación de biomasa (Buxton & Fales, 1994; Durr & Ranjel, 2000).

Anexo III: Descomposición de la señal de IVN en componentes herbáceos y leñosos

Se aplicó la metodología propuesta por Lu et al. (2003) con el fin de descomponer los valores originales de IVN en sus respectivos componentes herbáceos (H) y leñosos (W) en los sistemas silvopastoriles identificados anteriormente (figura 1). La metodología parte de la asunción de que la vegetación herbácea y leñosa presentan un comportamiento fenológico diferente debido, entre otras cosas, a la respuesta diferencial que poseen ambos tipos de vegetación a factores ambientales, como la precipitación y la temperatura. Mientras que la vegetación leñosa tiene una débil onda fenológica anual que fluctúa en respuesta a la variabilidad climática interanual, la vegetación herbácea presenta una fuerte oleada fenológica anual, con variaciones en la amplitud de año en año, que responden a la variabilidad climática. Al mismo tiempo, supone que la contribución de los componentes leñosos y herbáceos al IVN total es aditiva, y que los coeficientes de calibración son los mismos para ambos tipos de vegetación. Según este método, es posible caracterizar la fenología de ambos componentes mediante el cálculo de distintas variables obtenidas a partir del análisis de una serie de tiempo.

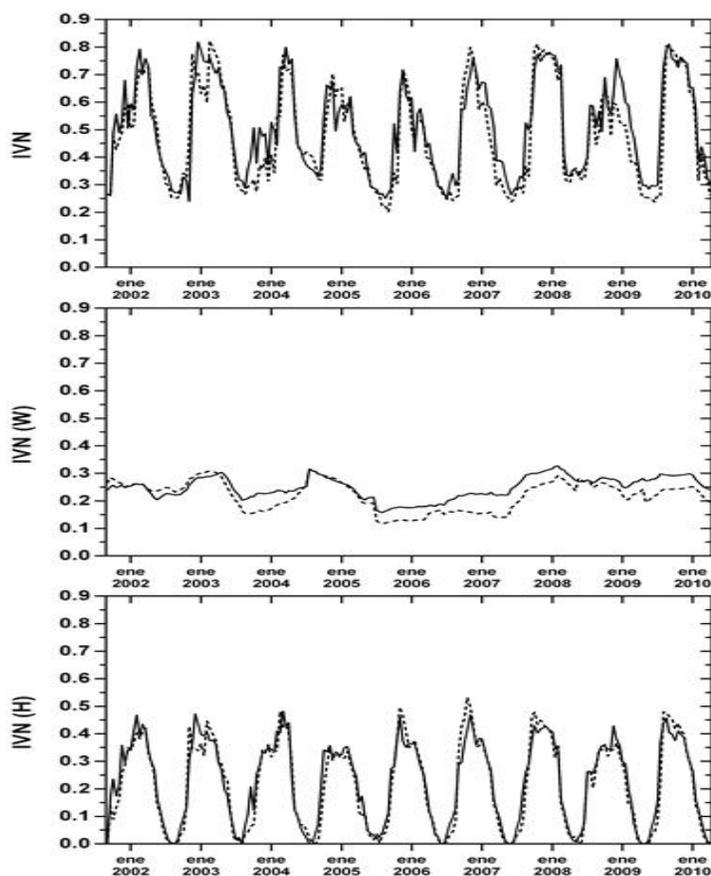


Figura 1: Descomposición de los componentes leñosos (IVN W) y herbáceos (IVN H) a partir del IVN original de imágenes MODIS, utilizando la metodología de Lu et al. (2003). Las líneas llenas y punteadas corresponden a píxeles con 16 y 6% de cobertura arbórea, respectivamente según el producto de Tree Cover de MODIS. Se observa una marcada estacionalidad anual del IVN, con mínimos al final del invierno y máximos a mediados del verano (panel superior). Sin embargo, al descomponer el IVN en sus respectivos componentes leñosos (W) y herbáceos (W), se observa que la estacionalidad está asociada principalmente a la vegetación herbácea (panel inferior), siendo la vegetación leñosa mucho más estable a lo largo del año (panel del medio).

El método STL (Cleveland et al., 1990) permite desagregar una serie de tiempo en tres componentes: tendencia, estacionalidad y residual (figura 2) y, a partir de ellos, estimar diferentes variables asociadas a atributos fenológicos de los distintos tipos de vegetación (Lu et al., 2003) (figura 2). De esta manera, es posible dividir una sola serie temporal de IVN en contribuciones separadas de la vegetación herbácea y leñosa (figuras 1 y 2). El STL es un procedimiento de filtrado que se encuentra basado en una secuencia de regresiones suaves ponderadas localmente (LOCally wEighted regresSion Smooth o LOESS). A partir de la estacionalidad y la tendencia obtenidos mediante LOESS (Cleveland et al., 1990), se calcularon distintas variables intermedias descriptoras de la fenología de la vegetación que, al integrarlas y siguiendo la metodología de Lu et al. (2003), permitieron estimar el componente herbáceo (H) y leñoso (W) (figura 2). Las variables calculadas incluyeron: el valor medio (XT), la amplitud anual (XA) (amplitud del componente estacional obtenido como la diferencia entre $X_c(\max)$ y $X_c(\min)$), los cuales representan los valores de IVN mínimo y máximo, respectivamente, ajustado por el residuo del proceso LOESS), y un factor de forma adimensional (S) que describe la onda fenológica anual (se desprende de las definiciones del componente cíclico $X_c(\text{adj})$, de la amplitud XA y de los valores mínimos de $X_c(\text{adj})$) (figura 2). Los parámetros de las ecuaciones necesarios para estimar las contribuciones herbáceas (H), leñosas (W) y del suelo desnudo (W+S) al IVN total a partir de S, XA y la tendencia, fueron obtenidos de Blanco et al. (2016) (figura 2). Estos fueron: 1) fuerza de la onda fenológica anual débil para la vegetación leñosa relativa a la línea de base ($\lambda = 0.1$), 2) valor medio del factor de forma ($s = 0.5$), y 3) contribución del suelo desnudo al IVN total ($d=0.04$). Este último parámetro fue obtenido mediante mediciones in situ realizadas durante 3 años utilizando un radiómetro multiespectral con la misma resolución espectral que el sensor MODIS.

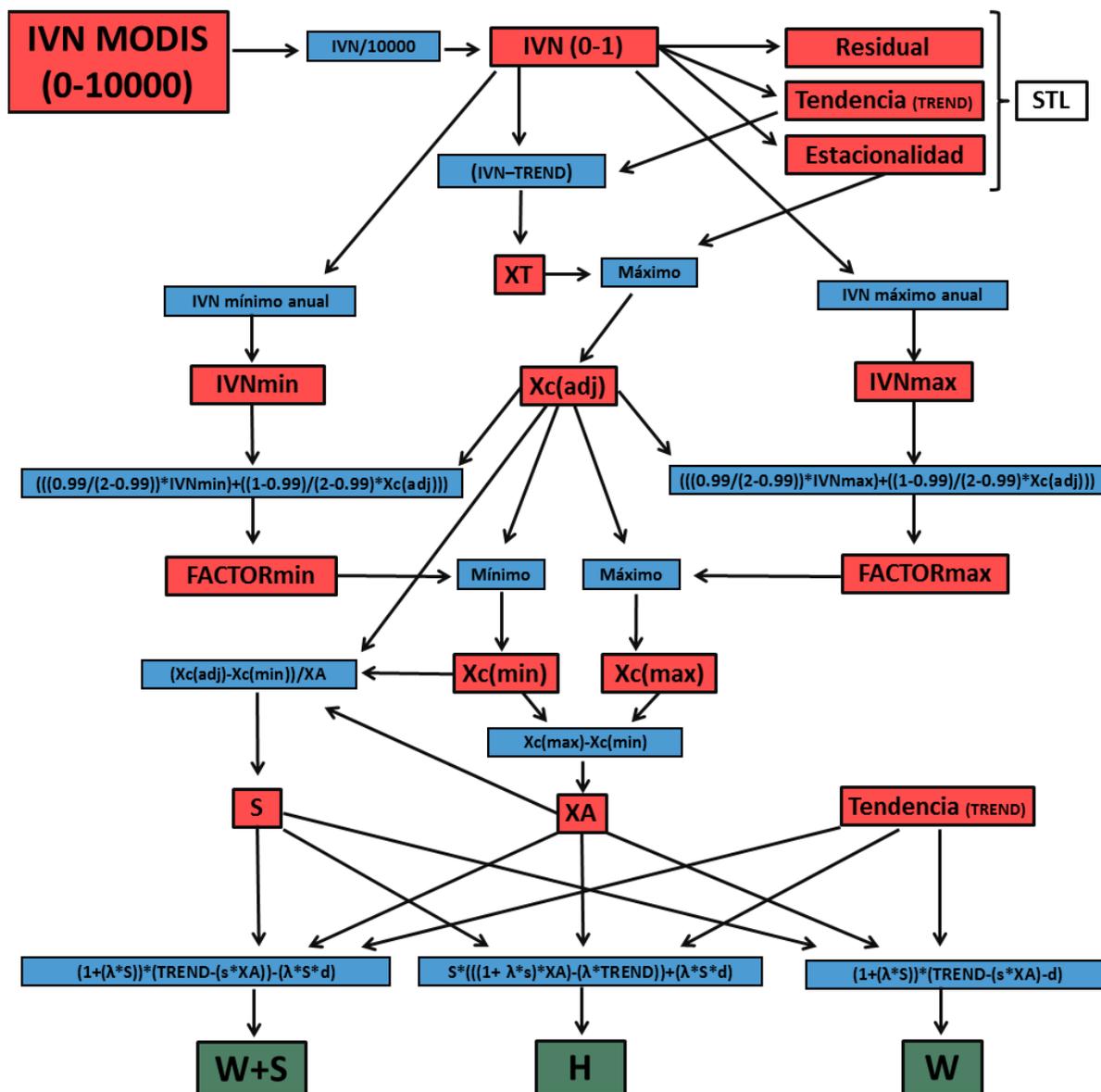


Figura 2: Esquema del procesamiento de imágenes que permitió descomponer los valores originales de una serie temporal de IVN en sus respectivos componentes herbáceos (H) y leñoso (W), combinando el método STL (Cleveland et al. 1990) y la metodología de Lu et al. (2003). Los colores rojos indican productos intermedios, los azules procesos o algoritmos y los verdes los productos finales.

Se utilizó una serie temporal de IVN de MODIS (producto MOD13Q1) correspondiente a la escena h12v11, compuesta por 23 bandas anuales (1 banda cada 16 días) para el periodo 2001-2010 (230 imágenes en total). El inicio de la campaña de crecimiento se definió a partir de finales del mes de agosto (banda 16), en base a los valores mínimos de IVN registrados en el año (Blanco et al., 2016). El procesamiento de las imágenes se realizó en Python y se utilizó la función STL (Seasonal Decomposition of Times Series by LOESS) del paquete stats de R.

Anexo IV: Parametrización y calibración del modelo CENTURY

El modelo CENTURY está compuesto por doce archivos de datos que contienen parámetros específicos, tanto del sitio como de las múltiples opciones de manejo. Cada uno de estos archivos posee una extensión “.100”, y son incorporados (en la medida en que sea requerido) en un archivo “.sch”, que describe la secuencia temporal de los diferentes eventos que se producirán durante la simulación. El archivo de salida “.bin” contiene todas las variables de salida (figura 1). A continuación, se describen los parámetros modificados dentro de cada archivo “.100” y utilizados para la simulación de los eventos de interés.

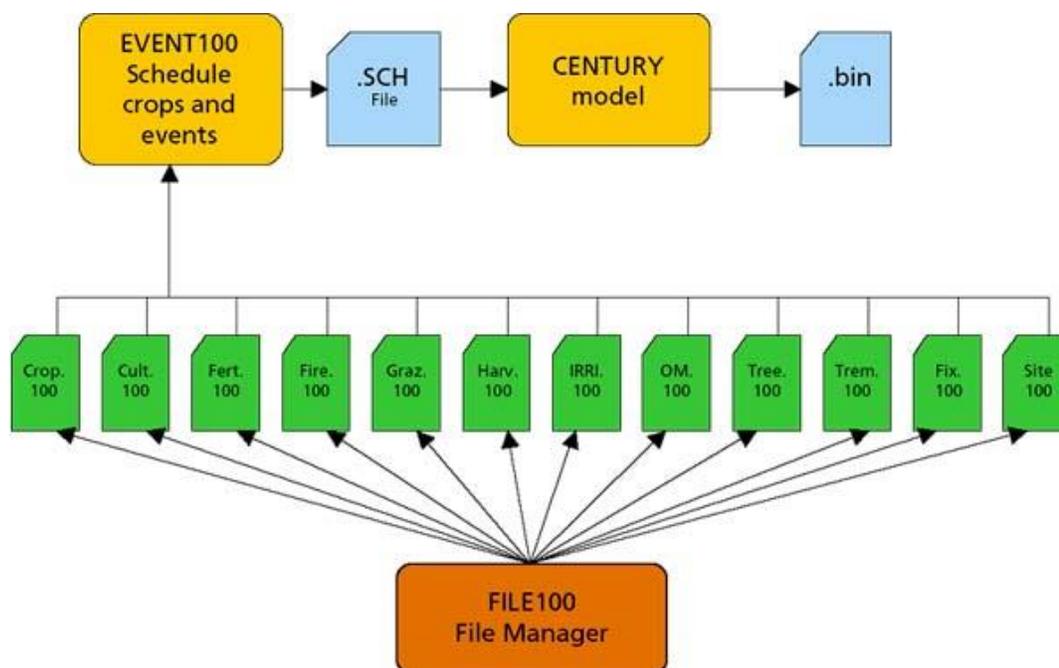


Figura 1: Esquema simplificado de la estructura lógica del modelo CENTURY. Para una descripción detallada, consultar www.nrel.colostate.edu/projects/century/.

I) Parámetros para simular la vegetación

Mediante los parámetros que figuran en la tabla 1 se simuló la productividad de las distintas coberturas y usos del suelo, en base a las temperaturas óptimas para el crecimiento vegetal (tabla 1). En el caso de los cultivos agrícolas de maíz y soja, y en base a los datos de rendimiento promedio reportados por el SIIA para el Departamento de Anta, se discriminaron entre cultivares de menor y mayor rendimiento. En la década del 80' los maíces tuvieron un rendimiento promedio de 2505 kg Ms/ha, incrementándose a 4606 kg Ms/ha en los últimos 15 años. La soja, por su parte, tuvo un rendimiento promedio de 2031 kg Ms/ha en la década del 80', siendo actualmente alrededor de 2600 kg Ms/ha. En el trigo, por el contrario, no se observaron diferencias claras, siendo el rendimiento durante todo el período entre 1400 y 2000 kg Ms/ha. A su vez, se simuló la productividad de malezas que pudieran crecer luego de la cosecha en los sitios en donde se practicó el laboreo convencional (ver punto VI). Se utilizó una relación tallo/raíz similar a la utilizada en el capítulo III para los distintos usos del suelo. Los contenidos de lignina de la vegetación se estimaron mediante ecuaciones de CENTURY y datos de precipitación.

Cuadro 1: Parámetros utilizados para simular la productividad máxima y las temperaturas óptimas de crecimiento vegetal para cada cobertura y uso del suelo, presentes en las tablas *crop.100* y *tree.100* del modelo CENTURY. Para una descripción detallada de cada parámetro y de las unidades, consultar www.nrel.colostate.edu/projects/century/.

<i>Parámetro</i>	Maíz 80'	Soja 80'	Malezas	Maíz 00'	Soja 00'	Trigo	Gatton panic	Bosque
prdx(1)	0.2	0.2	0.6	0.8	0.5	1	0.8	-
prdx(2)	-	-	-	-	-	-	-	0.5
ppdf(1)	30	27	27	30	27	5	30	30
ppdf(2)	45	40	45	45	40	35	45	45
ppdf(3)	1	1	1	1	1	0.5	1	1
ppdf(4)	2.5	2.5	3	2.5	2.5	5	2.5	2.5

II) Parámetros para simular el pastoreo

Si bien el modelo CENTURY permite simular efectos directos del pastoreo sobre la PPNA (reducciones o incrementos) o sobre la relación tallo/raíz, aquí no fueron simulados (parámetro *GRZEFF=0*). En las simulaciones los efectos del pastoreo sobre la PPNA ocurrieron por otros mecanismos como la disponibilidad de nitrógeno, el sombreado, cambios en la temperatura del suelo, etc. La relación tallo/raíz varió solamente en función de la temperatura (Parton et al., 1993). La proporción de C excretado como heces y orina de todo lo consumido por el ganado (parámetro *GFCRET*) se calculó como la inversa de la digestibilidad, la cual varió según la estación del año (De León et al., 1995). La proporción de N consumido que retorna al sistema por heces y orina se consideró constante a lo largo del año y fue independiente de la carga animal (parámetro *GRET*). Se consideró que la mitad del N retornó por heces, y la otra mitad por orina (parámetro *FECEF*). Estos valores se muestran sólo en la primera tabla del conjunto ubicado abajo, dado que son iguales para todos los casos. Los parámetros de consumo sobre la disponibilidad de forraje verde (parámetro *FLGREM*) y seco (parámetro *FDGREM*) se calcularon a escala mensual, considerando una tasa de senescencia del 15% (parámetro *FALLRT* de la tabla *crop.100*) y un consumo animal del 80% de lo verde y del 20% de lo seco. La proporción de forraje verde y seco fue variable a lo largo del año, siendo completamente verde al inicio de la estación de crecimiento y completamente seco al final.

Cuadro 2: Parámetros utilizados para simular el pastoreo bajo distintas cargas ganaderas en pasturas y sistemas silvopastoriles, presente en la tabla *graz.100* del modelo CENTURY. Se muestran los valores promedio de ambos sitios y, en el caso de los sistemas silvopastoriles, para todas las coberturas arbóreas. Para una descripción detallada de cada parámetro y de las unidades, consultar www.nrel.colostate.edu/projects/century/.

Parámetros promedio para una carga de 0.1 EV/ha en pasturas de Gatton panic

Mes	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sept	Oct	Nov	Dic
FLGREM	0.04	0.02	0.02	0.04	0.04	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	0.02
FDGREM	0.10	0.02	0.01	0.00	0.00	0.01	0.01	0.02	0.02	0.02	0.00	0.06
GFCRET	0.40	0.40	0.45	0.49	0.54	0.59	0.59	0.51	0.43	0.35	0.38	0.40
GRET	0.80	0.80	0.80	0.80	0.80	0.80	0.80	0.80	0.80	0.80	0.80	0.80
GREZEFF	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
FECF	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50
FECLIG	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25

Parámetros promedio para una carga de 0.25 EV/ha en pasturas de Gatton panic

Mes	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sept	Oct	Nov	Dic
FLGREM	0.11	0.06	0.04	0.10	0.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.07	0.05
FDGREM	0.24	0.05	0.03	0.01	0.01	0.02	0.03	0.05	0.07	0.07	0.00	0.17

Parámetros promedio para una carga de 0.5 EV/ha en pasturas de Gatton panic

Mes	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sept	Oct	Nov	Dic
FLGREM	0.21	0.12	0.09	0.22	0.22	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.19	0.13
FDGREM	0.48	0.12	0.07	0.02	0.02	0.05	0.09	0.13	0.19	0.22	0.00	0.44

Parámetros promedio para una carga de 1 EV/ha en pasturas de Gatton panic

Mes	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sept	Oct	Nov	Dic
FLGREM	0.43	0.28	0.21	0.56	0.64	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	0.71
FDGREM	0.96	0.27	0.18	0.05	0.05	0.18	0.36	0.68	0.91	1.00	0.00	1.00

Parámetros promedio para pastoreo intensivo en pasturas de Gatton panic

Mes	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sept	Oct	Nov	Dic
FLGREM	0.44	0.98	0.98	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.30
FDGREM	0.98	0.93	0.82	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00

Parámetros promedio para una carga de 0.1 EV/ha en sistemas silvopastoriles

Mes	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sept	Oct	Nov	Dic
FLGREM	0.05	0.03	0.02	0.05	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.02
FDGREM	0.12	0.03	0.02	0.00	0.00	0.01	0.02	0.02	0.03	0.03	0.00	0.07

Parámetros promedio para una carga de 0.25 EV/ha en sistemas silvopastoriles

Mes	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sept	Oct	Nov	Dic
FLGREM	0.13	0.07	0.05	0.13	0.13	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.08	0.06
FDGREM	0.30	0.07	0.04	0.01	0.01	0.03	0.05	0.07	0.09	0.10	0.00	0.19

Parámetros promedio para una carga de 0.5 EV/ha en sistemas silvopastoriles

Mes	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sept	Oct	Nov	Dic
FLGREM	0.27	0.15	0.11	0.29	0.30	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.25	0.15
FDGREM	0.60	0.15	0.09	0.02	0.02	0.08	0.13	0.20	0.33	0.34	0.00	0.52

Parámetros promedio para una carga de 1 EV/ha en sistemas silvopastoriles

Mes	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sept	Oct	Nov	Dic
FLGREM	0.48	0.34	0.25	0.73	0.92	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	40.99	1.03
FDGREM	1.09	0.32	0.21	0.06	0.07	0.32	0.99	7.21	1.00	1.00	0.00	3.46

Parámetros promedio para pastoreo intensivo en sistemas silvopastoriles

Mes	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sept	Oct	Nov	Dic
FLGREM	0.44	1.00	0.99	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.30
FDGREM	0.99	0.94	0.83	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.99

Se consideraron 4 cargas animales bajo pastoreo continuo: 0.1, 0.25, 0.5 y 1 EV/ha (EV: vaca de 400 kg que gesta y cría un ternero hasta el destete a los 6 meses de edad de 160 kg, incluyendo el forraje que consume el ternero). La carga varió a lo largo del año, siendo más alta durante los meses de verano, cuando se produce más forraje, en función de la información brindada por productores locales. El consumo también fue variable, considerando que una EV consume 8 kg de MS diarios en otoño/invierno y 12 kg MS diarios en primavera/verano. Si bien el consumo por parte del ganado bajo una misma carga ganadera es la misma, independientemente del sitio y de la cobertura arbórea, lo que varía es el %consumido, ya que se define en función de cuanto se produce.

Cuadro 3: Proporción de la PPNA anual que es consumida, en promedio, bajo diferentes cargas ganaderas y tipos de pastoreo.

EV/ha	600						800					
	Pastura	5%	10%	15%	20%	25%	Pastura	5%	10%	15%	20%	25%
0.1	0.08	0.09	0.08	0.09	0.09	0.09	0.06	0.07	0.07	0.08	0.08	0.08
0.25	0.19	0.22	0.21	0.22	0.21	0.22	0.16	0.18	0.17	0.21	0.20	0.21
0.5	0.38	0.44	0.42	0.43	0.43	0.45	0.32	0.37	0.35	0.42	0.41	0.42
1	0.76	0.87	0.83	0.87	0.86	0.89	0.64	0.74	0.70	0.83	0.82	0.83
Intensivo	0.58	0.60	0.57	0.58	0.58	0.58	0.56	0.60	0.56	0.53	0.58	0.58

III) Parámetros para simular la deposición y fijación de nitrógeno

La deposición de nitrógeno se definió en función de las estimaciones promedio realizadas por NADP (2015), la cual fue de $0.07 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{cm}^{-1}$ para el periodo 2011-2016. Para ello se modificaron los parámetros de deposición de CENTURY presentes en la tabla *site.100* a los siguientes valores: *EPNFA(1)*: 0.05 y *EPNFA(2)*: 0.007. Estos parámetros representan la ordenada al origen y la pendiente de la relación lineal con la precipitación, respectivamente. Las entradas de N por esta vía fueron consideradas constantes para toda la simulación y sólo variable según la precipitación media anual. No existen datos de la magnitud de la fijación no simbiótica del N en la región, por lo que se han dejado los parámetros por defecto del modelo (*EPNFS(1)*:30 y *EPNFS(2)*:0.01). Se consideró la fijación simbiótica de N por parte del bosque seco (*SNFXMX(2)*:0.0001) y los cultivos de soja (*SNFXMX(1)*:0.003), dejando los parámetros por defecto presentes en las tablas *tree.100* y *crop.100*.

IV) Parámetros para simular la productividad de pastos y de los componentes leñosos en sistemas silvopastoriles

La competencia por el nitrógeno entre los árboles y los pastos es otra interacción importante entre ambos componentes (Parton et al., 1993). La interacción se encuentra controlada por el área basal del árbol, el nitrógeno total disponible y la producción potencial del sitio. La productividad de ambos componentes se puede calibrar modificando la competencia relativa entre pastos y árboles. El parámetro *BASFC2* relaciona el área basal del árbol con la fracción de N disponible para el pasto, mientras que el parámetro *SITPOT* relaciona la fracción de N del pasto con la disponibilidad de N. En el primer caso, un valor más alto le confiere más N a los árboles, mientras que el segundo, un valor más alto indica mayor disponibilidad de N para el pasto. Para escoger los valores más apropiados de ambos parámetros, se realizaron 125 simulaciones por sitio, combinando 5 niveles de variación en cada uno (0.1, 0.5, 1, 1.5 y 2) para cada uno de los 5 niveles de cobertura arbórea. La mejor combinación de ambos parámetros para cada sitio y cobertura arbórea, se realizó mediante el ajuste entre los valores de PPNA promedio estimados en el Capítulo III y los valores simulados (ver Anexo V).

Cuadro 4: Parámetros utilizados para simular la productividad de pastos y componentes leñosos en sistemas silvopastoriles, presente en la tabla *tree.100* del modelo CENTURY. Se muestran los valores para ambos sitios y para todas las coberturas arbóreas. Para una descripción detallada de los parámetros y de las unidades, consultar www.nrel.colostate.edu/projects/century/.

600 mm					
Cobertura árboles	5%	10%	15%	20%	25%
SITPOT	1.5	1.0	1.0	1.0	1.0
BASFC2	1.0	0.1	1.5	1.0	1.5
800 mm					
Cobertura árboles	5%	10%	15%	20%	25%
SITPOT	1.0	1.0	0.5	1.0	1.0
BASFC2	1.0	0.5	0.5	2.0	2.0

V) Parámetros para simular disturbios en el bosque

En la situación de bosque nativo, se consideró la ocurrencia de un disturbio intenso cada 300 años mediado por el fuego. Según Morello (1970), la cumbre no inflamable posee una muy baja frecuencia de fuego, y la quema de bosques de madera dura sólo ocurriría bajo condiciones climáticas extremas. Se consideró una remoción del 90% de hojas y ramas vivas y del 70% de troncos vivos y muertos (parámetros *REMF*). También se asumió que el 90% de las raíces finas y el 70% de las gruesas son removidas por este evento (parámetros *FD*). Del total de hojas, ramas y troncos quemados, se asumió bajo retorno de C, intermedio de N y total de fósforo en forma de ceniza o broza (parámetros *RETF*) (tabla 4). Los eventos tala rasa y tala rasa con quema, simulaban la habilitación de tierras boscosas para la producción agrícola-ganadera (Albanesi et al., 2009). Se consideró que ambos remueven por completo la cubierta forestal, y parte del N y el P retornan al sistema luego de la quema del material acordonado. Los parámetros de la práctica tala rasa son idénticos a los utilizados para simular desmontes parciales para sistemas silvopastoriles, variando la proporción removida en función de la cantidad de árboles dejados en pie.

Cuadro 5: Parámetros utilizados para simular disturbios del bosque nativo, presentes en la tabla *treem.100* del modelo CENTURY. Para una descripción detallada de los parámetros y de las unidades, consultar www.nrel.colostate.edu/projects/century/.

<i>Parámetro</i>	Fuego leñoso	Tala rasa	Tala rasa con quema
EVNTYP	1.00	0.00	1.00
REMF(1-2)	0.90	1.00	1.00
REMF(3-5)	0.70	1.00	1.00
FD(1)	0.90	1.00	1.00
FD(2)	0.70	1.00	1.00
RETF(1)	0.00	0.00	0.00
RETF(2)	0.30	0.00	0.30
RETF(3)	1.00	0.00	1.00
RETF(4)	0.00	0.00	0.00

VI) Parámetros para simular prácticas de manejo agrícola-ganaderas

Los sitios agrícolas y las pasturas de referencia utilizados para evaluar el modelo incluyeron lotes que habían sido desmontados en las décadas del 70' y el 80'. En dichos lotes se consideró la aplicación de laboreos convencionales del suelo hasta mediados de la década del 90', donde toma difusión y adopción la labranza cero o siembra directa (Alapín, 2009). También se consideró como práctica primaria luego del desmonte con el fin de preparar el suelo para su producción. El laboreo aumenta la aireación del suelo e incorpora al mismo los residuos vegetales en superficie. Esto modifica diferentes factores que controlan la respiración (Lui et al., 2006), observándose un incremento en la emisión de C-CO₂ (Alvarez et al., 2015). En suelos de la región, se ha observado un aumento de la actividad microbiana y de la respiración del suelo atribuible al efecto del laboreo intenso, ocasionando una rápida mineralización de los sustratos carbonados (Abril et al., 1995; 2013). Se simulaban diferentes tipos de laboreo del suelo antes de la siembra de los cultivos, los cuáles difirieron en la

proporción de residuos en superficie incorporados al suelo (parámetros *CULTRA(1-7)*) y en el incremento en la descomposición del material orgánico (parámetros *CLTEFF(1-4)*).

Cuadro 6: Parámetros utilizados para simular laboreos del suelo en lotes bajo producción agrícola-ganadera, presentes en la tabla *cult.100* del modelo CENTURY. Para una descripción detallada de los parámetros y de las unidades, consultar www.nrel.colostate.edu/projects/century/.

<i>Parámetro</i>	Labranza convencional			Labranza cero
	Laboreo 1	Laboreo 2	Laboreo 3	
CULTRA(1)	0.00	0.00	0.40	0.00
CULTRA(2)	0.10	0.50	0.40	0.00
CULTRA(3)	0.90	0.50	0.20	0.00
CULTRA(4)	0.10	0.50	0.20	0.00
CULTRA(5)	0.90	0.50	0.20	0.00
CULTRA(6)	0.90	0.50	0.20	0.00
CULTRA(7)	1.00	1.00	1.00	0.00
CLTEFF(1-4)	4.00	1.60	1.30	1.00

En pasturas y sistemas silvopastoriles, la mayoría de los productores utiliza el fuego como práctica complementaria de manejo (Anriquez, 2008). El objetivo radica en controlar las formaciones arbustivas de los géneros *Acacia*, *Celtis* y *Schinus*, los cuales presentan susceptibilidad al fuego, y facilitar el rebrote de los pastos lignificados (Albenesi et al., 2009). Si bien no hay certezas acerca de la frecuencia con la cual se aplica esta práctica, productores locales informaron una aplicación cada 3 años. Se simuló una quema intensa durante el mes de agosto.

Cuadro 7: Parámetros utilizados para simular la quema de pastos en pasturas y sistemas silvopastoriles, presentes en la tabla *fire.100* del modelo CENTURY. Para una descripción detallada de los parámetros y de las unidades, consultar www.nrel.colostate.edu/projects/century/.

<i>Parámetro</i>	Quema pasto
FLFREM	0.80
FDREM(1)	0.80
FDREM(2)	0.40
FRET(1)	0.40
FRET(2)	0.20
FRET(3)	0.20
'FRTSH'	0.20
'FNUE(1)'	10.00
'FNUE(2)'	30.00

Anexo V: Evaluación del modelo CENTURY

El modelo fue evaluado, por un lado, comparando los valores de COS observados a campo con aquellos simulados por el modelo. Para ello, se utilizó la variable de salida *somsc*, que representa más adecuadamente las mediciones realizadas de C en el suelo. Por otro lado, se evaluó la correspondencia en términos de productividad, para lo cual se alteraron los parámetros de producción de biomasa de cultivos, pastos y árboles (Anexo IV). En el caso de plantas herbáceas se utilizaron las variables de salida *agbacc* y *bgbacc*, las cuales representan la producción de biomasa acumulada anual aérea y subterránea, respectivamente, mientras que en el caso de componentes leñosos se utilizaron las variables *rlvacc*, *fbracc* y *rlwacc*, por un lado, y *frtacc* y *crtacc*, por otro, que de manera aditiva representan la producción de biomasa acumulada anual aérea y subterránea, respectivamente. Además, se utilizaron las variables de salida *rleavc*, *rlwodc* y *fbrchc*, por un lado, *frootc* y *crootc*, por otro, que de forma aditiva indican la biomasa aérea y subterránea total, respectivamente.

Los estadísticos utilizados mostraron una buena performance entre los valores de COS simulados por CENTURY y los observados. Tanto el análisis del ajuste general de los datos (es decir, incluyendo todos los datos), como los análisis particionados (es decir, por uso del suelo), mostraron resultados muy similares para los múltiples criterios estadísticos utilizados. El R^2 osciló entre 0.62 y 0.69, mientras que el coeficiente de Pearson lo hizo entre 0.79 y 0.83, siendo en ambos casos más elevado en el análisis general (tabla 1). El RMSD, por el contrario, fue superior en el análisis general y en el uso Bosque, obteniendo las pasturas el valor más bajo (tabla 1). La variabilidad no explicada por los valores simulados puede deberse a información limitada acerca de la historia de uso de cada uno de los sitios muestreados, especialmente lo que respecta a las fechas precisas de uso del suelo (por ejemplo, fecha de siembra y cosecha), o cambios en el manejo del suelo e insumos agrícolas aplicados. Como se observa en la figura 1 bajo el análisis general y para el uso Bosque, algunos valores de COS simulados resultaron ser bastante más elevados que los observados a campo. Esto determinó un valor de RMSD comparativamente más elevado que los usos Pastura y Agricultura (tabla 1), debido al efecto desproporcionadamente grande que tienen los errores mayores, y la sensibilidad que posee dicho estadístico a valores atípicos. Además, si bien todas las regresiones presentaron un ajuste significativo entre los valores simulados y observados ($B1 \neq 0$, valor $p < 0.05$) (tabla 1), el análisis general y el uso Bosque presentaron un ajuste significativamente distinto a la recta 1:1, indicando ciertas sobreestimaciones en el nivel de COS simulado.

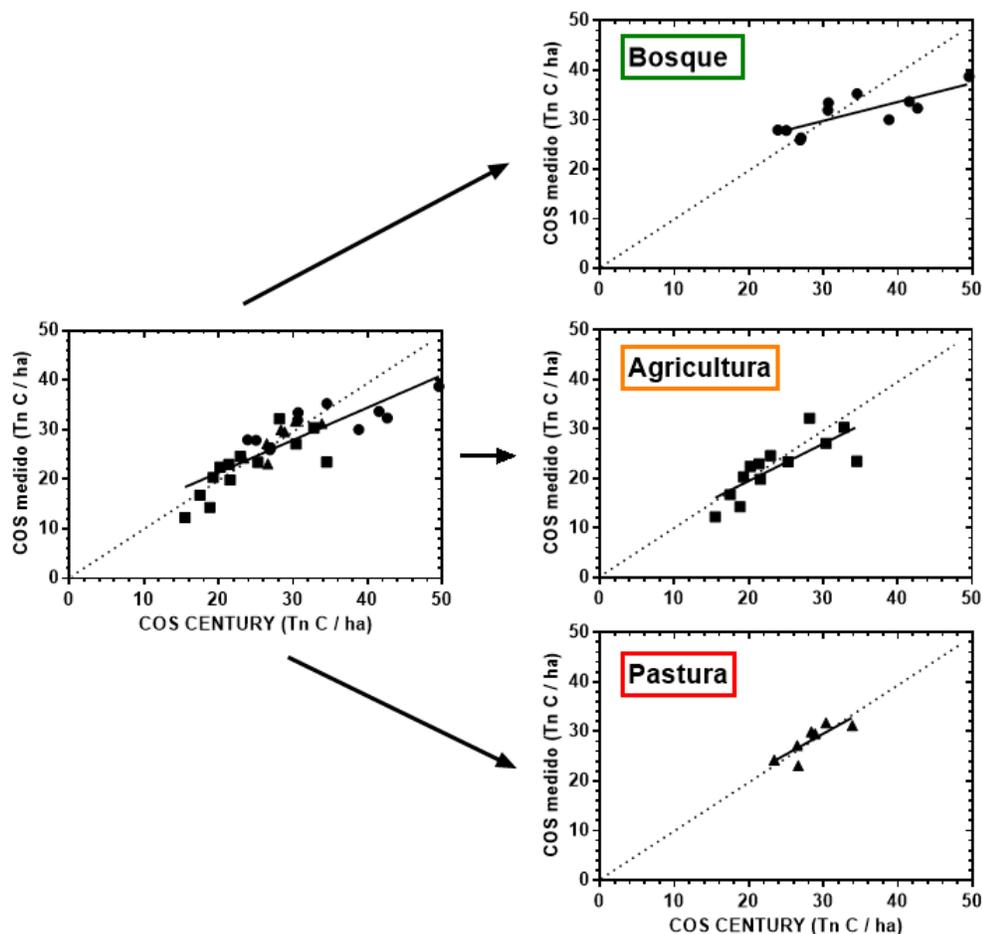


Figura 1: Ajuste entre el carbono orgánico del suelo (COS) medido en las muestras tomadas a campo y el COS simulado por el modelo CENTURY para los 20 cm superiores del suelo (en Tn/ha). El panel de la izquierda indica el ajuste general, es decir, incluyendo todos los usos del suelo, mientras que los paneles de la derecha corresponden a los ajustes particionados por usos del suelo. Los bosques se indican como puntos, los sitios agrícolas mediante cuadrados y las pasturas a través de triángulos de color negro.

Cuadro 1: Detalle de los múltiples criterios estadísticos utilizados para evaluar el grado de ajuste del modelo CENTURY. El valor $p < 0.05$ indica la significancia de la pendiente de ajuste entre los datos medidos y observados, mientras que la ordenada y la pendiente de la recta 1:1 indica si la significancia de la desviación de esa curva. Se calculó el R^2 , el RMSD y el coeficiente de correlación de Pearson como distintos indicadores estadísticos de la correlación y correspondencia de los datos observados y simulados. Cada uno de ellos se calculó para el ajuste general como para los usos del suelo particionados.

	COS			
	General	Bosque	Agricultura	Pastura
Ordenada recta 1:1	-	-	0.1755	0.5511
Pendiente recta 1:1	<0.0001	<0.0001	0.1913	0.8763
Valor p	<0.0001	0.0035	0.0014	0.026
R^2	0.6933	0.632	0.6207	0.6592
RMSD	4.5	6.02	3.96	1.91
Coef. Pearson	0.83	0.79	0.79	0.81

El delta COS (Tn C/ha), calculado como la diferencia entre el valor simulado y el observado, mostró una relación cuadrática significativa con el contenido de arcilla en el suelo (%), tanto para el análisis general como para el análisis particionado por uso del suelo ($B1 \neq 0$, valor $p < 0.05$, y un R^2 entre 0.59 y 0.82) (tabla 2 y figura 2). Los ajustes mostraron que los contenidos de COS en el suelo fueron sobreestimados por el modelo CENTURY a bajos y altos contenidos de arcilla (inferiores a 10% y superiores a 30%, aproximadamente), presentándose los menores valores de delta COS bajo contenidos intermedios (figura 2). Debido a esta razón, las simulaciones realizadas para evaluar los diferentes usos del suelo y las prácticas de manejo se realizaron utilizando un contenido de arcilla de 18.71%, correspondiente a la intersección de las rectas de ajuste entre el COS observado y el COS simulado con el contenido de arcilla.

La asociación lineal entre el carbono orgánico del suelo y el contenido de arcilla, asociado principalmente al efecto protector de las arcillas sobre compuestos orgánicos, ha sido documentado ampliamente en la literatura científica (Alvarez et al., 2015). En este trabajo se ha observado dicha relación (datos no mostrados); sin embargo, al igual que en otros estudios, se han observado discrepancias entre los valores observados y estimados mediante CENTURY relacionadas con la textura del suelo. La sensibilidad del modelo a este factor ha sido planteada en la bibliografía bajo diferentes usos y características climáticas. Por ejemplo, Parton et al. (1987) han observado que el CENTURY tendió a sobreestimar el COS en suelos de textura fina y subestimar el COS en suelos de textura gruesa en los pastizales de las grandes llanuras (Great Plains). Brickley et al. (2007), por su parte, notaron que a medida que aumentaba el contenido de arcilla en cinco sitios diferentes de Montana, EE. UU, las estimaciones de COS de CENTURY también aumentaban linealmente. Del mismo modo, Galdos et al. (2009) observaron una relación inversa entre el stock de COS y el contenido de arena del suelo. Silver et al. (2000) concluyeron que CENTURY subestimó las reservas de C en suelos de textura gruesa y las sobreestimó en Oxisoles muy arcillosos bajo bosques de la Amazonía brasileña. Tornquist et al. (2009), por su parte, observaron que el modelo se desempeñó bien en los suelos muy arcillosos, pero subestimó los contenidos de COS en los suelos limosos y arenosos, originalmente bajo bosques y pastizales.

En el modelo CENTURY existen dos mecanismos que conducen a aumentar el contenido de C en el suelo y a escalar linealmente con el contenido de arcilla. Por un lado, el flujo de C desde el compartimento lento al compartimento pasivo de la materia orgánica se escala o pondera en función de su contenido de arena. En sitios con alto contenido de arcilla, se forma más materia orgánica pasiva que refleja el papel protector del suelo. Por otro lado, la eficiencia de las transferencias de C entre ambos compartimentos, se ve afectada por la textura del suelo, perdiéndose más CO_2 en los suelos de textura más gruesa. De esta manera, las texturas finas favorecen las tasas de descomposición lentas y una mayor estabilidad de la materia orgánica (Parton et al., 1994). Sin embargo, en vista a los resultados obtenidos, el modelo parece ser demasiado sensible al efecto de la textura sobre la estabilización de la materia orgánica. Los resultados reflejan que los parámetros por defecto del modelo podrían poner demasiado peso en el efecto de la textura en la formación pasiva de la materia orgánica y en las eficiencias de las transferencias de C entre compartimentos (Silver et al. 2000). De esta manera, la sensibilidad general del almacenamiento de C a la textura resultó ser

significativamente diferente en estos suelos subtropicales en relación con la representación del modelo estándar.

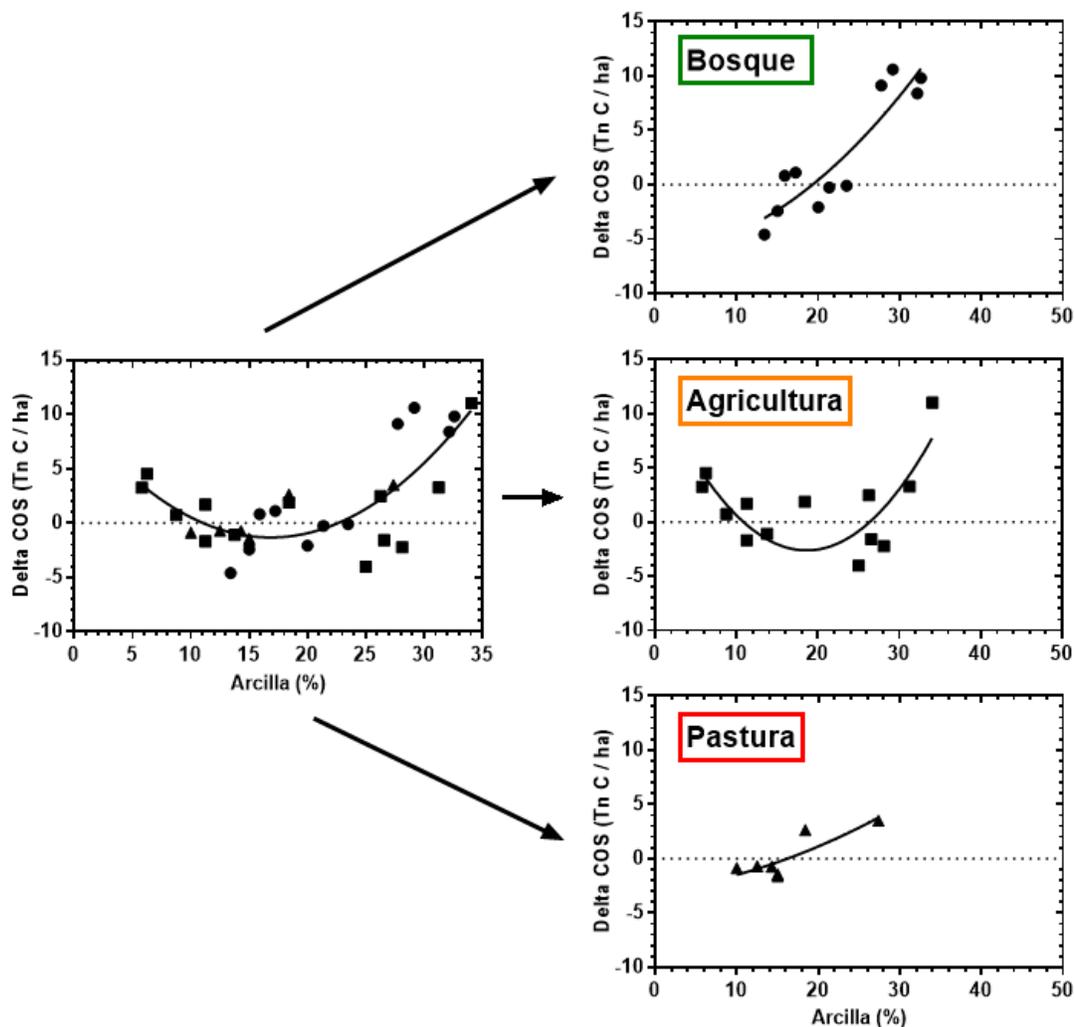


Figura 2: Ajuste entre el delta COS (en Tn/ha), calculado como la diferencia entre el carbono del suelo simulado y medido, y el contenido de arcilla (%) de las muestras. El panel de la izquierda indica el ajuste general, es decir, incluyendo todos los usos del suelo, mientras que los paneles de la derecha corresponden a los ajustes particionados por usos del suelo. Los bosques se indican como puntos, los sitios agrícolas mediante cuadrados y las pasturas a través de triángulos de color negro.

Cuadro 2: Valor p de la prueba estadística de la pendiente y R² de la regresión cuadrática ajustada entre el delta COS (en Tn/ha) y el contenido de arcilla (%), tanto para el ajuste general como para los usos del suelo particionados

	Arcilla y delta COS			
	General	Bosque	Agricultura	Pastura
Valor p	<0.0001	0.001	0.0122	0.0184
R ²	0.59	0.82	0.593	0.64

El modelo también fue evaluado a través de la correspondencia entre diferentes variables de salida del modelo, como la productividad aérea, subterránea y total, el rendimiento y la biomasa aérea, e información proveniente de fuentes diversas, mediante pruebas t de comparación de medias. En el caso del bosque nativo, se comparó la PPN total simulada por CENTURY con la productividad estimada mediante imágenes MODIS (Capítulo 3), la estimada por Haberl et al. (2007) a escala global en base a un modelo biogeoquímico de vegetación, y la estimada por Del Grosso et al. (2008) mediante un modelo basado en las relaciones entre la PPN y la precipitación y temperatura media anual de un gran conjunto de datos globales. No se registraron diferencias significativas entre las medias de CENTURY y las dos primeras fuentes de información (figura 3 y tabla 3), aunque las simulaciones fueron significativamente superiores a las estimaciones realizadas por Del Grosso et al. (2008). La PPNA y la PPNS mostraron resultados similares (Haberl et al. (2007) no dispone de esta información) (figura 3 y tabla 3). No obstante, los valores de PPN, PPNA y PPNS simulados se encontraron dentro del rango reportado por Murphy & Lugo (1986) para bosques secos (citado por Martínez-Yrizar, 2009), el cual fue entre 8-21, 6-16 y 2-5 Tn MS/ha.año, respectivamente.

La biomasa aérea del bosque simulada por CENTURY se comparó, por un lado, con un mapa de biomasa generado por Gasparri & Baldi (2013) para la región chaqueña argentina en base a 50 datos de campo del diámetro a la altura del pecho, ecuaciones alométricas, datos espectrales de IVN de MODIS y el uso del método Random Forest. Por otro lado, se compararon con estimaciones realizadas a partir de un modelo lineal empírico, desarrollado por Martínez-Yrizar (2009), basado en la precipitación media anual y la fitomasa aérea registrada en 12 bosques tropicales secos de diferentes partes del mundo ($r^2 = 0,34$, $n = 12$, $p < 0,05$). Por último, se realizó una comparación con un mapa de biomasa leñosa aérea desarrollado para el año 2000 en base a mediciones de campo, registros altimétricos basados en radares (LiDAR), modelos Random Forest y valores de reflectancia de Landsat 7 ETM (Baccini et al., 2015, disponible en climate.globalforestwatch.org). Los resultados mostraron una discrepancia entre los datos simulados y aquellos provenientes de las dos primeras fuentes de información, pero no mostraron diferencias significativas con la última de ellas (figura 3 y tabla 3).

En el caso la agricultura, se compararon los rendimientos simulados por CENTURY (calculados como el producto entre la productividad aérea y el IC) para los cultivos de soja y maíz, con aquellos reportados por productores locales para el periodo 2001-2010 (Capítulo 3). En las pasturas, por su parte, se comparó la PPNA simulada con las estimaciones basadas en imágenes MODIS y datos de EUR (Capítulo 3). En el caso de la PPNS, los valores simulados se compararon con los estimados mediante el producto entre la PPNA y la relación PPNS/PPN en base a información promedio de diferentes especies C4 (Hui & Jackson, 2005). No se detectaron diferencias significativas en ninguna comparación de medias (figura 4 y tabla 3).

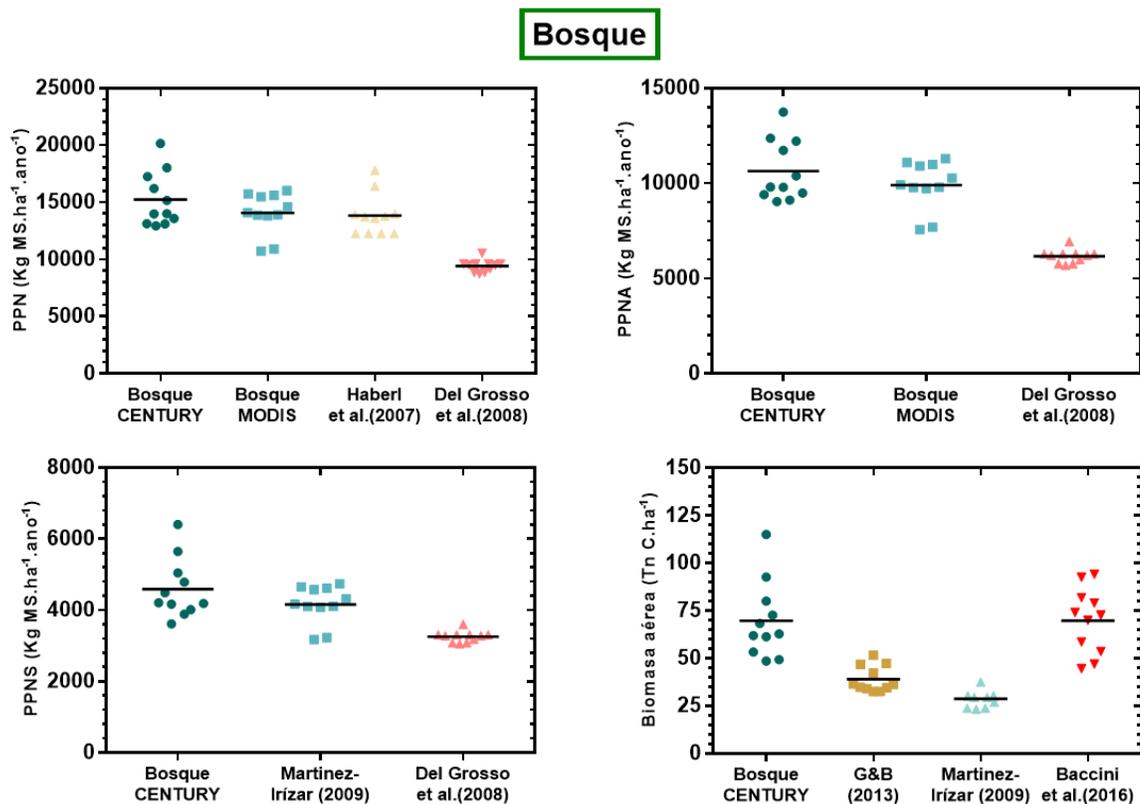


Figura 3: Comparación de medias entre los valores de PPN, PPNA, PPNS y biomasa aérea simulados por el CENTURY para las situaciones de bosques muestreadas e información proveniente de diversas fuentes: estimaciones basadas en imágenes MODIS (Capítulo 3) y datos de la literatura científica (Haberl et al, 2007; Del Grosso et al., 2008; Martinez-Yrizar, 2009; Gasparri & Baldi, 2013; Baccini et al., 2015).

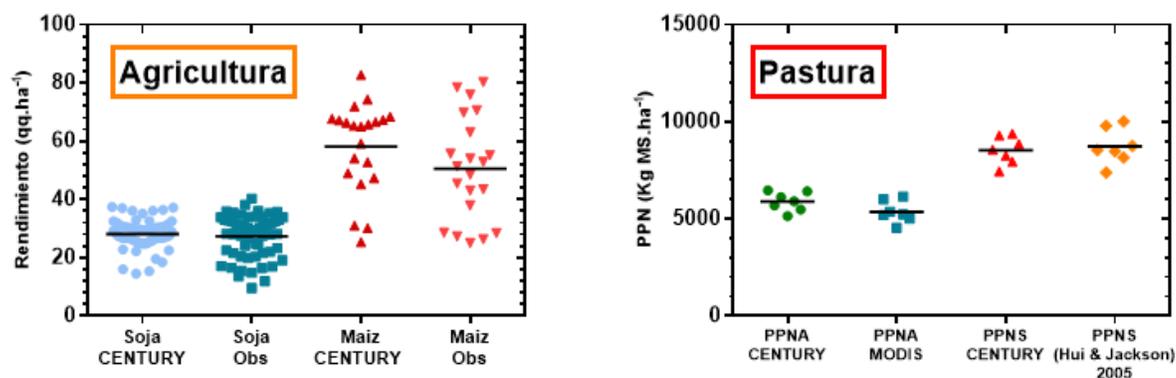


Figura 4: Comparación de medias entre los valores de simulados por CENTURY y los obtenidos de diversas fuentes. En el caso de los sitios agrícolas, se compararon los rendimientos simulados con los reportados por productores locales para cultivos de maíz y soja. En el caso de las pasturas, se compararon los valores de PPNA y PPNS simulados con los estimados mediante imágenes MODIS y relaciones PPNS/PPN obtenidas de la bibliografía (Hui & Jackson, 2005) (Capítulo 3).

En el caso particular de los sistemas silvopastoriles, se compararon las estimaciones de PPNA y PPNS de CENTURY, tanto del estrato herbáceo como el leñoso, con las estimaciones basadas en imágenes MODIS, datos de EUR, y de relaciones PPNS/PPN (Hui & Jackson, 2005; Martínez-Yrizar, 2009) (Capítulo 3). No se encontraron diferencias significativas en la productividad de pastos, tanto aérea como subterránea, pero si hubo diferencias con respecto a la productividad leñosa, la cual fue subestimada por el modelo (figura 5 y tabla 3). Como se observa en la figura 6, se obtuvo un muy buen ajuste lineal entre la PPNA simulada del pasto y la estimada (tabla 4), con un R^2 de 0.98 y un coeficiente de correlación de Pearson de 0.99. En el caso del componente leñoso, si bien se obtuvo un mejor ajuste lineal entre ambas fuentes de datos al considerar la productividad promedio del periodo 1993-2013 (R^2 de 0.915 y coeficiente de correlación de Pearson de 0.96), los datos simulados por CENTURY se alejaron en gran medida de la recta 1:1, lo que ocurre en menos proporción al considerar la productividad leñosa al inicio del periodo (figura 6 y tabla 4). Estos resultados sugieren una disminución paulatina de la productividad leñosa a medida que transcurren los años, atribuibles a la competencia de ambos componentes por el N disponible en el suelo. Según CENTURY Support Team (comunicación personal), resulta dificultoso lograr un equilibrio en el tiempo entre árboles y gramíneas, dado que ambos componentes compiten por el mismo recurso.

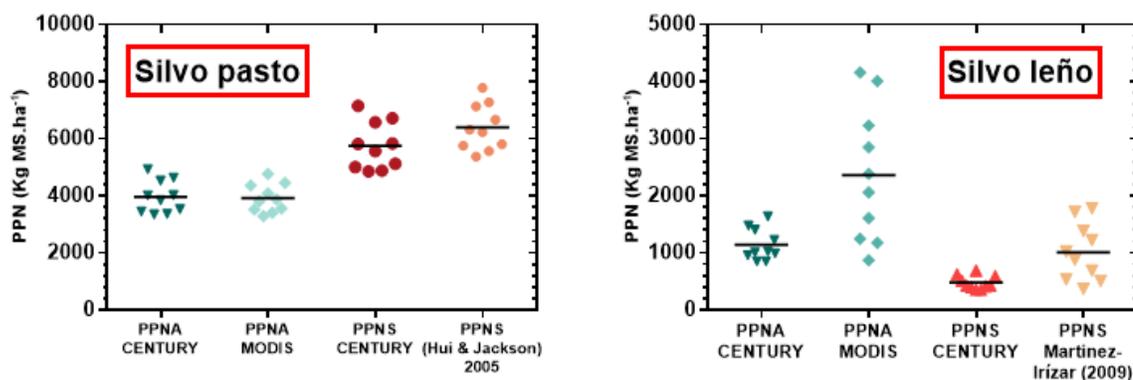


Figura 5: Comparación de medias entre los valores simulados por CENTURY y los obtenidos de diversas fuentes, tanto para el componente herbáceo como el leñoso. Se compararon los valores de PPNA y PPNS simulados con los estimados mediante imágenes MODIS y relaciones PPNS/PPN obtenidas de la bibliografía (Hui & Jackson, 2005; Martínez-Yrizar, 2009) (Capítulo 3).

Cuadro 3: Valores p correspondientes a las pruebas t de comparación de medias entre los valores simulados por el modelo CENTURY y los provenientes de diversas fuentes, para los distintos usos del suelo y variables.

Uso del suelo	Diferencias entre medias		
	Variable comparada	Observado/Estimado (fuente)	Valor-p
Agricultura	Rendimiento Soja	MODIS	0.4824
	Rendimiento Maíz	MODIS	0.1425
Pastura	PPNA	MODIS	0.0803
	PPNS	MODIS	0.6602
Silvopastoril (pasto)	PPNA	MODIS	0.8271
	PPNS	Hui & Jackson (2005)	0.097
Silvopastoril (leñoso)	PPNA	MODIS	0.0098
	PPNS	Martinez-Irizar (2009)	0.0089
Bosque	Biomasa aérea	Gasparri & Baldi (2013)	0.0004
	Biomasa aérea	Martinez-Irizar (2009)	<0.0001
	Biomasa aérea	Baccini et al. (2016)	0.9828
	PPN	MODIS	0.2108
	PPN	Haberl et al. (2007)	0.14
	PPN	Del Grosso et al. (2008)	<0.0001
	PPNA	MODIS	0.2434
	PPNA	Del Grosso et al. (2008)	<0.0001
	PPNS	Martinez-Irizar (2009)	0.1673
PPNS	Del Grosso et al. (2008)	0.0003	

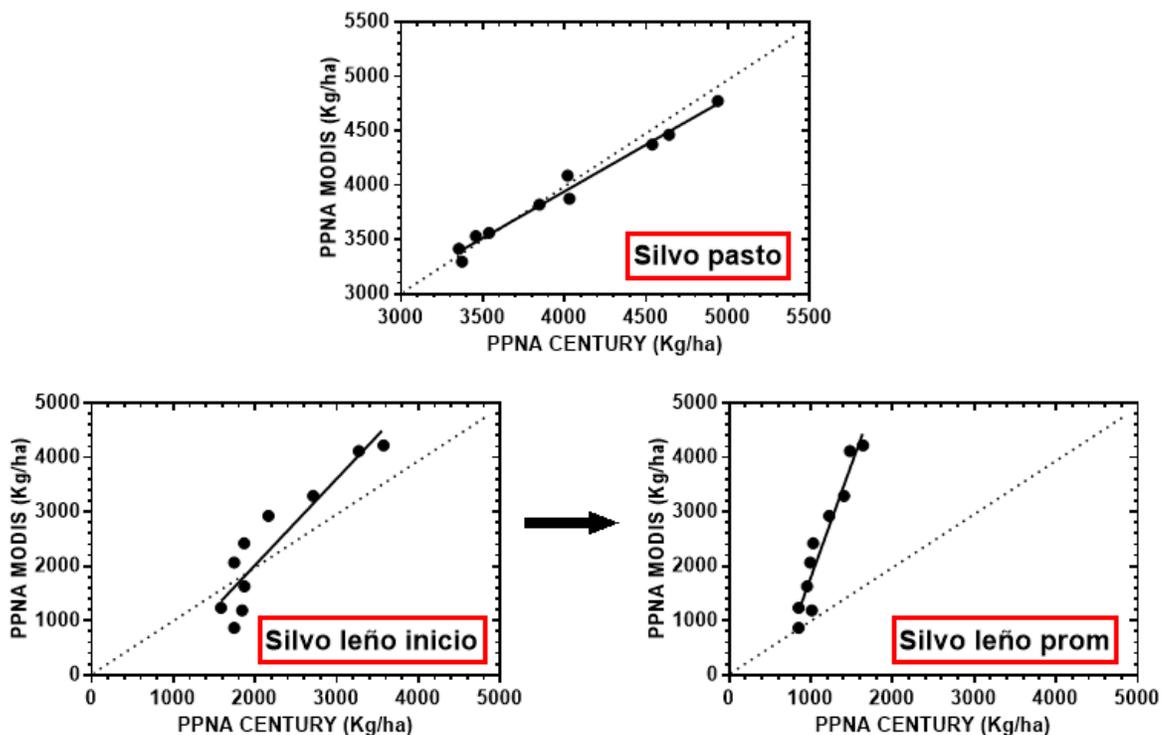
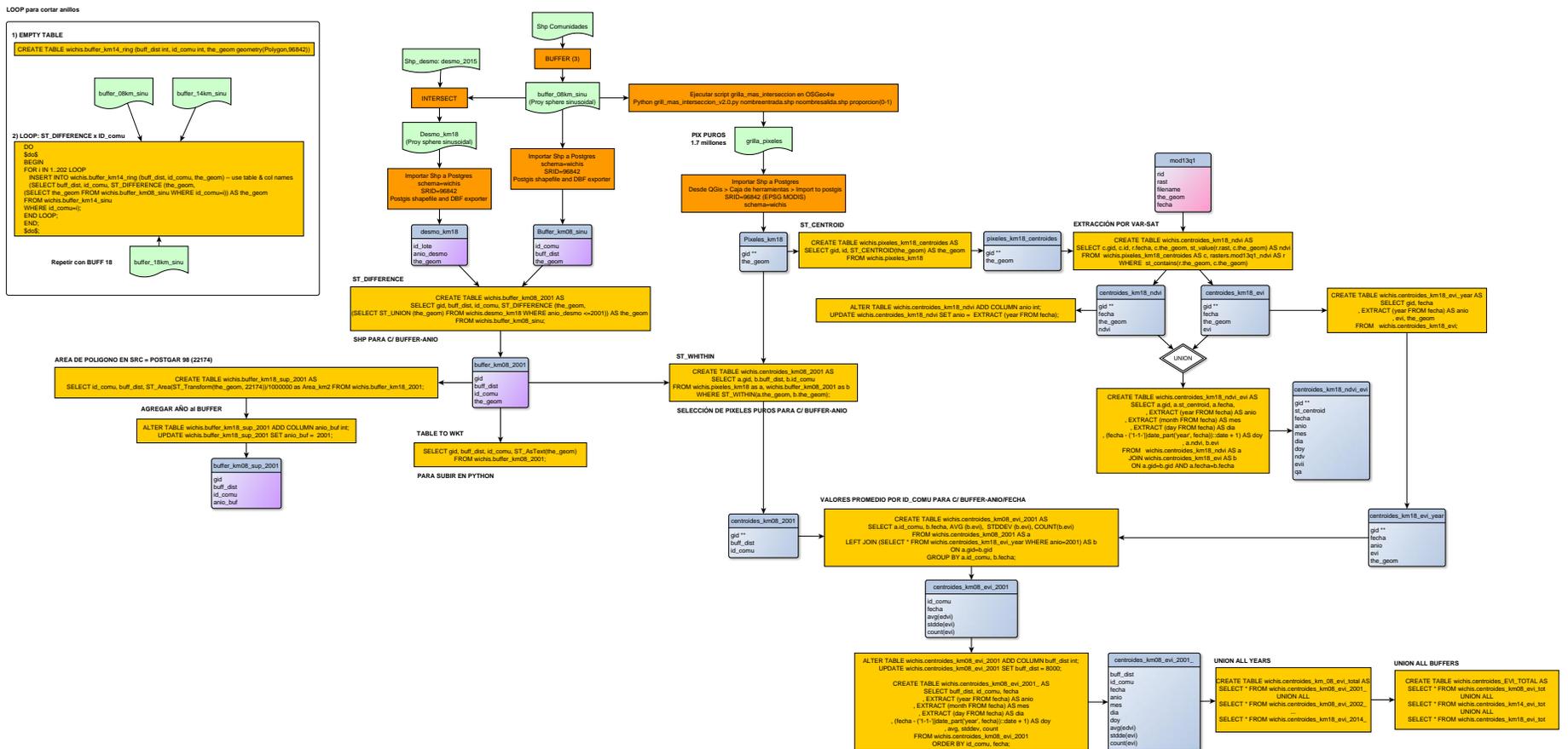


Figura 6: Ajuste entre la PPNA estimada mediante imágenes MODIS (Capítulo 3) y la simulada por el modelo CENTURY en sistemas silvopastoriles, tanto para el componente herbáceo (panel superior) como el leñoso (paneles inferiores). El panel de la izquierda compara la PPNA estimada con la simulada al inicio de la simulación (año 1993), mientras que el panel de la derecha indica la PPNA simulada promedio para todo el periodo de simulación (1993 a 2013).

Cuadro 4: Valor p de la prueba estadística de la pendiente, R² de la regresión lineal y coeficiente de correlación de Pearson entre la PPNA estimada mediante imágenes MODIS (Capítulo 3) y la PPNA simulada por CENTURY, tanto para el componente herbáceo como el leñoso. En este último caso se diferencia entre la PPNA simulada promedio para el periodo de simulación (1993 a 2013) y la PPNA simulada al inicio de la misma (año 1993).

	PPNA		
	Silvopastoril (pasto)	Silvopastoril (leñoso) inicio	Silvopastoril (leñoso) promedio
Valor p	<0.0001	0.0002	<0.0001
R ²	0.98	0.8439	0.915
Coef. Pearson	0.99	0.92	0.96

Anexo VI. Consultas realizadas a la base de datos VARSAT (plataforma de imágenes satelitales LART-FAUBA, en PostgreSQL) para la extracción de series temporales de IVN (MOD13Q1).



Anexo VII: Matrices y detalle de los elementos necesarios para la ejecución del módulo Generación de Escenarios de InVEST.

Factores biofísicos y humanos

Los factores que determinan la aptitud de cada uno de los píxeles MODIS (250 metros) para la conversión de uso del suelo y, por lo tanto, los que definen en qué parte del paisaje es probable que sucedan esos cambios, se enumeran en la Tabla 1. En este sentido, se incluyeron los OTBN de las provincias de Salta, Chaco y Santiago del Estero, los poblados, las limitaciones edáficas y el nivel de la pendiente del terreno. Los factores de punto (poblados) se utilizan para calcular la aptitud en función de la proximidad. La influencia de este factor se calculó como el antilogit de la función ajustada por Gasparri et al. (2015), quienes observaron un efecto prácticamente invariable hasta los 300 km de distancia. Los factores de polígonos (OTBN, suelos y pendiente) tienen un campo que indica el nivel de aptitud desde 0 (inadecuado) a 100 (extremadamente adecuado). La aptitud de las categorías de la ley de OTBN se definió en función de la proporción de los desmontes totales que se realizaron en cada de ellas en cada provincia para los distintos usos del suelo productivos (agricultura, pastura y sistemas silvopastoriles) (escenario Actual), y de acuerdo a diferentes grados de cumplimiento de la ley (escenarios alternativos). Estos valores se detallan en las tablas 2, 3, 4 y 5. La aptitud de las zonas con diferente pendiente fue calculada a partir del antilogit de la función ajustada por Volante et al. (2016), siendo 100% aptos aquellos terrenos que presentaban una pendiente inferior al 5%, disminuyendo linealmente la aptitud a 0 cuando la pendiente superaba el 23%. Piquer-Rodriguez et al. (2018) observó que el incremento en la pendiente disminuyó la probabilidad de conversión, tanto a tierras de cultivo como a tierras de pastoreo. El efecto del suelo es independientemente de la distancia y se establecieron como suelos no aptos todos aquellos que presentaban algún tipo de limitación por salinidad o alcalinidad/acidez, en base a lo indicado por Gasparri et al. (2015). Así, se usaron valores de 0 para suelos limitantes y valores de 100 para suelos que no presentaban limitaciones. El efecto de la proximidad a los desmontes previos, indicado por Volante et al. (2016) como el factor con mayor influencia, fue incorporado en la matriz de la sección **Probabilidad y prioridad de transición entre usos/coberturas del suelo** (tablas 6, 7 y 8).

En la columna *Peso* se definió la contribución relativa de cada uno de los factores descriptos que, al combinarse y ponderarse, determinan las áreas más adecuadas para ciertos usos del suelo. Estos pesos fueron establecidos en función del pseudo R^2 indicado para los factores, es decir, de la proporción de la variabilidad total en el avance de los desmontes que estuvo asociado a cada uno de estos factores, según lo observado en los trabajos de Gasparri et al. (2015) y Volante et al. (2016) (R^2 poblados = 12%, R^2 suelos = 11%, R^2 OTBN = 7%, R^2 pendiente = 2%). La cercanía a los desmontes previos, que no se indica en esta tabla, explicó el 53% de la variabilidad (Volante et al., 2016). Por otro lado, se asignó un factor de peso general de 0.5, indicando que el 50% de la aptitud final lo aportan los factores, mientras que la matriz de probabilidad contribuye con el restante 50%.

Cuadro 1: Matriz de factores y pesos relativos que determinan la aptitud de cada uno de los píxeles para la conversión de uso del suelo.

Id	Factor	Peso
1	OTBN	2
2	Poblados	3
3	Suelos	3
4	Pendiente	1

Como se dijo anteriormente, la aptitud de las categorías de la ley de OTBN en el escenario Actual se definió en función de la proporción de los desmontes totales que se realizaron en cada una de ellas en cada provincia para los distintos usos del suelo productivos (agricultura, pastura y sistemas silvopastoriles), mientras que en los escenarios alternativos la aptitud se computó considerando diferentes niveles o grados de cumplimiento de la ley. En el escenario permisivo los niveles de aptitud correspondieron al doble de los valores definidos en el escenario actual, mientras que en el escenario parcial y en el estricto, donde se impide la realización de determinadas actividades productivas en zonas amarillas y/o rojas según corresponda, los niveles de aptitud fueron igualados a 0. Para la zona III o verde de estos escenarios se definió una aptitud de 100, asociado a la posibilidad de llevar a cabo prácticas de desmonte sin ningún tipo de restricción.

Cuadro 2: Valores de aptitud del terreno para cada una de las categorías del OTBN de cada provincia para cada uno de los usos del suelo productivos (agricultura, pastura y sistemas silvopastoriles) correspondientes al escenario actual (se computó el grado actual de incumplimiento de la ley y los desmontes ilegales).

Provincia	Categoría	Agric	Pastura	Silvo 5%	Silvo 10%	Silvo 15%	Silvo 20%	Silvo 25%
Chaco	I	0	0	0	0	2	0	0
	II	52	95	85	64	58	48	65
	III	48	5	15	35	40	52	35
Salta	I	3	7	4	3	3	5	2
	II	26	8	9	18	4	17	9
	III	71	85	87	79	93	78	89
Sgo del Estero	I	1	3	2	2	2	1	1
	II	33	74	59	71	77	84	95
	III	66	23	40	27	21	15	4

Cuadro 5: Valores de aptitud del terreno para cada una de las categorías del OTBN de cada provincia para cada uno de los usos del suelo productivos (agricultura, pastura y sistemas silvopastoriles) correspondientes al escenario estricto (actividades productivas que implican la remoción de la cubierta boscosa original solo en zona III o verde).

Provincia	Categoría	Agric	Pastura	Silvo 5%	Silvo 10%	Silvo 15%	Silvo 20%	Silvo 25%
Chaco	I	0	0	0	0	0	0	0
	II	0	0	0	0	0	0	0
	III	100	100	100	100	100	100	100
Salta	I	0	0	0	0	0	0	0
	II	0	0	0	0	0	0	0
	III	100	100	100	100	100	100	100
Sgo del Estero	I	0	0	0	0	0	0	0
	II	0	0	0	0	0	0	0
	III	100	100	100	100	100	100	100

Probabilidad y prioridad de transición entre usos/coberturas del suelo

En las subsiguientes matrices de probabilidad de transición se definieron las probabilidades de que un determinado pixel MODIS (250 metros) se convierta de un tipo de cobertura natural a algún uso productivo preestablecido, considerando tres escenarios de deforestación: tasa de deforestación actual (tabla 6), mitad de la tasa de deforestación actual (tabla 7) y doble de la tasa de deforestación actual (tabla 8). Los valores de la matriz se utilizan de manera relativa e indican no solo cual es la contribución de la cobertura natural a la generación de usos productivos, sino también la importancia relativa entre los posibles usos del suelo. Estos valores fueron calculados en función del incremento esperado de la superficie de los distintos usos productivos luego de 21 años bajo los tres escenarios de deforestación en función del área remanente de bosque en cada porción del rango de precipitación.

A su vez, se definió el porcentaje de cambio, la prioridad de transición, la proximidad y el tamaño del parche. El valor de cambio proporcionado se utiliza como objetivo, y la herramienta convierte todos los píxeles adecuados en orden decreciente de aptitud hasta que se cumpla el objetivo o hasta que se conviertan todos los píxeles disponibles. Para definir la cantidad de cambio de cada uso del suelo se calculó el cociente entre de la cantidad de hectáreas plausible de ser desmontada en los próximos 21 años bajo los tres escenarios y la cantidad total de hectáreas que se desmontaron por uso del suelo en el periodo 1976-2015. La prioridad define el peso relativo de los distintos usos del suelo y permite asignar un pixel a un determinado tipo de cobertura cuando dos o más compiten por una misma porción del terreno. Estos valores fueron establecidos en función de la proporción de la superficie que cada uso del suelo poseía en el área de estudio. Así, se asignó una mayor prioridad a aquellas clases más frecuentes. La proximidad se basa en el principio en que es más probable que los píxeles más cercanos a un tipo de cobertura terrestre se conviertan efectivamente a ese tipo de cobertura, tal como fue indicado por Volante et al. (2016). Así, los píxeles más cercanos reciben un valor más alto mientras que los más alejados de la distancia máxima reciben un valor de 1. La distancia de proximidad es un valor en metros que indica qué tan lejos va el

efecto de auto proximidad y se le fue asignado un valor igual a 60000. Este valor se definió en función de la máxima distancia a la cual el efecto contagio fue observado (Volante et al., 2016). El tamaño de parche indica la mínima superficie que debe tener una porción del terreno para convertirse en un determinado uso del suelo. Este tamaño se definió, para cada uso del suelo, como el promedio de la superficie de todos los lotes desmontados entre 2009 y 2015 (en hectáreas), a partir de la información obtenida del vector de desmontes (Vallejos et al., 2015) y del mapa de uso del suelo.

Cuadro 6: Matriz de probabilidad de transición y definición de parámetros asociados a la tasa de cambio, la prioridad, la proximidad y el tamaño de parche para el escenario actual de deforestación.

	Ag	Past	Silvo 5%	Silvo 10%	Silvo 15%	Silvo 20%	Silvo 25%
Areras naturales (600 mm)	1	1	1	2	1	1	1
Areas naturales (800 mm)	2	1	1	1	1	1	1
% Cambio	43	43	85	145	196	224	263
Prioridad	9	3	4	6	3	2	3
Proximidad	60000	60000	60000	60000	60000	60000	60000
Tamaño de parche (has)	121	127	120	98	79	88	98

Cuadro 7: Matriz de probabilidad de transición y definición de parámetros asociados a la tasa de cambio, la prioridad, la proximidad y el tamaño de parche para el escenario que presenta la mitad de la tasa de deforestación actual.

	Ag	Past	Silvo 5%	Silvo 10%	Silvo 15%	Silvo 20%	Silvo 25%
Areras naturales (600 mm)	1	1	1	1	1	1	1
Areas naturales (800 mm)	2	1	1	1	1	1	1
% Cambio	21	21	42	72	98	112	132
Prioridad	9	3	4	6	3	2	3
Proximidad	60000	60000	60000	60000	60000	60000	60000
Tamaño de parche (has)	121	127	120	98	79	88	98

Cuadro 8: Matriz de probabilidad de transición y definición de parámetros asociados a la tasa de cambio, la prioridad, la proximidad y el tamaño de parche para el escenario que presenta el doble de la tasa de deforestación actual.

	Ag	Past	Silvo 5%	Silvo 10%	Silvo 15%	Silvo 20%	Silvo 25%
Areras naturales (600 mm)	2	1	2	3	1	1	2
Areas naturales (800 mm)	3	1	1	2	1	1	1
% Cambio	86	86	170	290	392	448	526
Prioridad	9	3	4	6	3	2	3
Proximidad	60000	60000	60000	60000	60000	60000	60000
Tamaño de parche (has)	121	127	120	98	79	88	98