



ESCUELA DE DOCTORADO  
INTERNACIONAL DE LA USC

Carlos Javier  
Villalba Martínez

Tesis doctoral

PRÁCTICAS DE CONSERVACIÓN  
PARA SUELOS DEGRADADOS:  
CONTRIBUCIÓN PARA MEJORAR  
SU CALIDAD, PRODUCTIVIDAD,  
MITIGAR EL CAMBIO CLIMÁTICO  
Y LA SEGURIDAD ALIMENTARIA,  
EN PARAGUAY

Lugo, 2024



ESCOLA DE DOUTORAMENTO  
INTERNACIONAL DA USC

## TESIS DOCTORAL

# **PRÁCTICAS DE CONSERVACIÓN PARA SUELOS DEGRADADOS: CONTRIBUCIÓN PARA MEJORAR SU CALIDAD, PRODUCTIVIDAD, MITIGAR EL CAMBIO CLIMÁTICO Y LA SEGURIDAD ALIMENTARIA, EN PARAGUAY**

Autor

Carlos Javier Villalba Martínez

Directores: Dr. Agustín Merino (Universidad Santiago de Compostela, España), Dr. Jorge Etchevers Barra (Colegio de Postgraduados, México)

Tutor: Dr. Agustín Merino (Universidad Santiago de Compostela, España)

**PROGRAMA DE DOCTORADO EN AGRICULTURA Y MEDIOAMBIENTE PARA EL DESARROLLO**

SANTIAGO DE COMPOSTELA / LUGO



# DEDICATORIA

A mi esposa Andrea Verónica Solaeche Escobar y mi hija Jimena Villalba Solaeche.

## **AGRADECIMIENTOS**

A la Universidad Nacional de Caaguazú por el apoyo y financiamiento durante el Doctorado.

A la Universidad Santiago de Compostela por aceptarme como alumno.

Al Dr. Agustín Merino por el apoyo durante estos años, gracias por las enseñanzas y amistad.

Al Dr. Jorge Etchevers Barra.

Al Dr. Pablo Souza Alonso por su apoyo y orientaciones.

Al equipo del CACTUS de la Universidad Santiago de Compostela en especial a la Dra. Verónica Piñeiro Gómez.

Al laboratorio Soluciones Agronómicas – Paraguay, por el financiamiento en los análisis de suelos y foliares.

Al Ingeniero Juan José Zarate y Sr. Valdez por permitirme ingresar a las parcelas agrícolas y forestales para extraer muestras de suelos.

A Silvio Ovelar, Ing. Sergio García y Dr. Pablo Martínez Acosta por permitirme realizar muestreo de suelos y cosechas de árboles en sus propiedades para la investigación sobre plantaciones de *Eucalyptus spp.*

A los alumnos de la Facultad Ciencias de la Producción de la UNCA.

A las personas que por medio del Doctorado pude conocer.

# INDICE

DEDICATORIA.....	i
AGRADECIMIENTOS.....	ii
ÍNDICE DE FIGURAS.....	vi
ÍNDICE DE TABLAS.....	ix
1. RESUMEN GENERAL.....	1
2. INTRODUCCIÓN GENERAL.....	5
2.1. Ecorregiones naturales del Paraguay: características generales de los suelos.....	5
2.2. Implicaciones de la deforestación y cultivo intensivo sobre las propiedades de los suelos de las tierras altas, con énfasis en los suelos subtropicales y tropicales.....	7
2.3. Funciones ambientales de las praderas naturales y zonas de inundación de las tierras bajas de Paraguay. Implicación de la reforestación, con énfasis en los suelos subtropicales y tropicales.....	9
2.4. Prácticas de conservación de suelos e implicaciones para el uso sostenible para evitar la degradación de suelos en tierras altas de la región oriental de Paraguay como consecuencia de la deforestación y los cultivos intensivos. ....	14
2.5. Conservación de suelos e implicaciones para el uso sostenible. ....	15
2.5.1. Labranza de conservación.....	15
2.5.2. Cultivos en cobertura.....	17
2.5.3. Sistemas silvopastoriles.....	19
2.6. Gestión de las praderas naturales de las tierras bajas de la región Oriental. Establecimiento de plantaciones intensiva de <i>Eucalyptus spp.</i> , e implicaciones para el uso sostenible. ....	20
2.7. Evaluación de la calidad de la MOS y P en reforestaciones de pastizales.....	21
3. JUSTIFICACIÓN.....	23
4. OBJETIVOS.....	25
4.1. Objetivo general:.....	25
4.2. Objetivos específicos:.....	25
5. CAPÍTULO I.....	26
INFORMACIÓN DE LA PUBLICACIÓN CIENTÍFICA.....	26
Evaluación de los efectos de las prácticas de conservación realizadas en la década de 1970 sobre las propiedades del suelo en la región oriental del Paraguay.....	27
5.1. RESUMEN.....	27
5.2. INTRODUCCIÓN.....	27
5.3. MATERIALES Y METODOS.....	30

5.4. RESULTADOS .....	35
5.5. DISCUSIÓN.....	46
5.6. CONCLUSIONES.....	52
6. CAPÍTULO II.....	53
INFORMACIÓN DE LA PUBLICACIÓN CIENTÍFICA. ....	53
Forestación de eucaliptus en un sistema de llanura aluvial en Paraguay: efectos sobre las propiedades del suelo y las reservas de nutrientes .....	54
6.1. RESUMEN.....	54
6.2. INTRODUCCIÓN.....	55
6.3. MATERIALES Y METODOS.....	57
6.4. RESULTADOS .....	61
6.5. DISCUSIÓN.....	71
6.6. CONCLUSIONES.....	77
7. CAPÍTULO III.....	79
Dinámica de la materia orgánica y fósforo posterior a la forestación de pastizales naturales con eucaliptus en el Chaco Húmedo.....	80
7.1. RESUMEN.....	80
7.2. INTRODUCCIÓN.....	81
7.3. MATERIALES Y MÉTODOS.....	85
7.4. RESULTADOS .....	90
7.5. DISCUSIÓN.....	97
7.6. CONCLUSIONES.....	101
8. DISCUSIÓN GENERAL .....	103
PROPUESTAS PARA LA MEJORA PARA EL APROVECHAMIENTO DE LOS SUELOS DE TIERRAS ALTAS Y BAJAS DE LA REGIÓN ORIENTAL DEL PARAGUAY .....	103
8.1. Distribución de ecosistemas naturales e intervenidos en la región oriental de Paraguay. ....	103
8.2. Características generales de los suelos de las “tierras altas” y “tierras bajas”, como base para la conservación y uso sostenible.....	104
8.3. La deforestación de bosques en las tierras altas para su transformación a cultivos intensivos y la introducción de plantaciones de eucaliptos en las tierras bajas ha generado pérdidas de MO en los suelos .....	105

8.4. La extracción de nutrientes por cultivos en tierras altas y por plantaciones de eucaliptos en las tierras bajas repercute en el nivel de nutrientes de los suelos .....	107
8.5. El actual manejo cultivos intensivos en tierras altas y plantaciones de eucaliptos en tierras bajas genera una mayor acidez, incrementos de Al y menor saturación de cationes generadores de bases. ....	108
8.6. En los sistemas agrícolas de las tierras altas, las prácticas de conservación de suelos que incluyen abonos verdes mejoran la fertilidad de los suelos, pero no son suficientes para la restitución de los nutrientes extraídos.....	109
8.7. En las tierras bajas la reposición de nutrientes es de importancia para la sostenibilidad del sistema productivo de la región oriental del Paraguay .....	110
8.8. Impacto de las reforestaciones de E. camaldulensis en praderas naturales de las Tierras Bajas sobre las dinámicas de MOS y P.....	111
9. CONCLUSIONES GENERALES.....	114
10. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	117

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> <i>Aspecto general de los ecosistemas</i>	6
<b>Figura 2.</b> <i>Remoción de suelos para la instalación de cultivos agrícolas usualmente practicado en las tierras altas de Paraguay.</i>	8
<b>Figura 3.</b> <i>Aspecto general de los ecosistemas de tierras bajas.</i>	10
<b>Figura 4.</b> <i>Plantaciones de Eucalyptus camaldulensis cultivadas en tierras bajas.</i>	11
<b>Figura 5.</b> <i>Sistemas de drenajes para la instalación de plantaciones de Eucalyptus spp.</i>	13
<b>Figura 6.</b> <i>Prácticas de conservación de cultivos intensivos de las tierras altas.</i>	16
<b>Figura 7.</b> <i>Abonos verdes utilizados como cobertura de suelo.</i>	18
<b>Figura 8.</b> <i>Sistemas silvopastoriles en tierras altas de la región oriental del Paraguay.</i>	19
<b>Evaluación de los efectos de las prácticas de conservación realizadas en la década de 1970 sobre las propiedades del suelo en la región oriental del Paraguay</b>	
<b>Figura 1.</b> <i>Localización de las áreas de estudio en la región oriental del Paraguay</i>	30
<b>Figura 2.</b> <i>Muestreo de suelos en parcelas agrícolas y silvopastoriles en la región oriental de Paraguay.</i>	32
<b>Figura 3.</b> <i>Reservas de carbono orgánico del suelo (COS) y nutrientes</i>	38-39
<b>Figura 4.</b> <i>Densidad del suelo en diferentes profundidades</i>	40
<b>Figura 5.</b> <i>Fosforo extraíble en diferentes profundidades, ordenes y manejos de suelos.</i>	44
<b>Figura 6.</b> <i>Análisis de Componentes Principales de parcelas para diferentes tipos de uso del suelo y manejo.</i>	45-46

***Forestación de eucaliptus en un sistema de llanura aluvial en Paraguay: efectos sobre las propiedades del suelo y las reservas de nutrientes***

***Figura 1.*** Localización de las pasturas naturales y plantaciones de *Eucalyptus camaldulensis* en tierras bajas del Paraguay. 57

***Figura 2.*** Muestreo de suelos en plantaciones de *Eucalyptus* en tierras bajas de la región oriental del Paraguay 60

***Figura 3.*** Cambios en la biomasa aérea a lo largo de la rotación en plantaciones de *Eucalyptus camaldulensis* establecidas en pastizales naturales de tierras bajas en Paraguay. 62

***Figura 4.*** Reservas de COS y nutrientes absorbidos por plantaciones de *Eucalyptus camaldulensis* establecidas en pastizales naturales 69-70

***Dinámica de materia orgánica y fósforo posterior a la forestación de pastizales naturales con eucaliptus en zonas bajas del Paraguay***

***Figura 1.*** a) Mapa de Sudamérica, b) Mapa Paraguay c) áreas de muestreos de suelos con plantaciones de *Eucalyptus camaldulensis*. 86

***Figura 2.*** Imágenes de las labores de drenaje y laboreo para el establecimiento de plantaciones de eucalipto en los pastizales naturales de las tierras bajas del Paraguay (Fotografías: C.J. Villalba). 87

***Figura 3.*** Equipos del análisis a) Espectrómetro de RMN (VNMRS-500-WB) y b) termogravimétrico 89

***Figura 4.*** Carbono orgánico del suelo (COS), nitrógeno total (N) y C/N de muestras de suelos (0-5cm) de pastizales naturales y plantaciones de *E. camaldulensis*. 91

***Figura 5.*** Curvas termo-gravimétricas derivadas (DSC/TG) para muestras de suelos minerales (0-5 cm) bajo praderas naturales y plantaciones de *E. camaldulensis* de diferentes edades. 92

***Figura 6.*** Distribución de a) T50w and b) proporción (%) de materia orgánica del suelo (MOS) 93

**Figura 7.** Espectros de espectroscopia de  $^{13}\text{C}$ -RMN en estado sólido de la capa superior del suelo mineral (0- 5 cm) del pastizal natural y de la repoblación forestal de *E. camaldulensis* establecida en estos pastizales. 94

**Figura 8.** Espectros  $^{31}\text{P}$ -NMR seleccionados de la capa superior del suelo mineral (0- 5 cm) del pastizal natural y de la forestación con *E. camaldulensis* establecida en estos pastizales 96

**Figura 9.** Concentración de P orgánico e inorgánico en praderas naturales y plantaciones de *E. camaldulensis* establecidas en estas praderas. 97

### **Discusión General**

**Figura 1.** Mapa de ecorregiones del Paraguay y cobertura de bosque 103

## ÍNDICE DE TABLAS

### *Evaluación de los efectos de las prácticas de conservación realizadas en la década de 1970 sobre las propiedades del suelo en la región oriental del Paraguay*

**Tabla 1.** Tipos de uso del suelo y manejo agrícola en los tres sitios de estudio en la Región Oriental del Paraguay 33

**Tabla 2.** Análisis químicos y físicos (0-5 cm de profundidad) de Ultisols, Alfisols y Oxisols bajo diferentes manejos de suelos. 36

**Tabla 3.** Nutrientes extraíbles de 0 a 5 cm de profundidad de Ultisols, Alfisols y Oxisols bajo diferentes manejos de suelos 37

### *Forestación de eucaliptus en un sistema de llanura aluvial en Paraguay: efectos sobre las propiedades del suelo y las reservas de nutrientes*

**Tabla 1.** Características de las plantaciones de *Eucalyptus camaldulensis* establecidas sobre las pasturas naturales de tierras bajas del Paraguay. 59

**Tabla 2.** Biomasa arbórea y concentraciones de nutrientes en plantaciones de *Eucalyptus camaldulensis* de diferentes edades (2 a 10 años) establecidas en pastizales naturales de tierras bajas en Paraguay 63

**Tabla 3.** Propiedades químicas y físicas (0 – 5 cm) del suelo en plantaciones de *Eucalyptus camaldulensis* (2 to 10 años) establecidas en el pastizal natural en tierras bajas del Paraguay 66

**Tabla 4.** Extracción de macronutrientes por plantaciones de *Eucalyptus camaldulensis* (10 yr). 68

### *Dinámica de materia orgánica y fósforo posterior a la forestación de pastizales naturales con eucaliptus en zonas bajas del Paraguay*

**Tabla 1.** Proporción de los diferentes compuestos C identificados mediante  $^{13}\text{C}$ -RMN en praderas naturales y plantaciones de *E. camaldulensis*. 93

**Tabla 2.** Proporción de las diferentes formas de P identificadas mediante  $^{31}\text{P}$ -RMN en praderas naturales y plantaciones de *E. camaldulensis*. 95

## 1. RESUMEN GENERAL

Los suelos agrícolas de la región oriental del Paraguay, donde el clima es subtropical a tropical, el manejo intensivo de los suelos supone un reto de importante de gestión para la sostenibilidad. Los suelos caracterizados como “tierras altas”, son profundos, aireados ideales para la producción agrícola donde se ha deforestado el 80 % de la superficie forestal original. Las prácticas intensivas agrícolas afectan la sostenibilidad de estos suelos, que son extremadamente frágiles al manejo intensivo, por presentar textura arenosa (mayor a 90%), bajo contenido de materia orgánica-MOS (menor a 2.5%), carácter ácido (pH 4.8) y baja capacidad de intercambio catiónico (inferior a  $4 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ ). La agricultura intensiva genera graves problemas de degradación (falta de nutrientes, erosión). Para paliar este problema, en la década de los 70 se empezaron a implementar prácticas de conservación de suelos, como la siembra directa con la rotación con abonos verdes con la mínima remoción del suelo. En este primer estudio que se realiza en Paraguay se aborda el efecto de prácticas agrícolas intensivas sobre las propiedades químicas y físicas de los suelos de tierras altas de la región oriental del Paraguay.

Por otro lado, parte de la región está ocupada por las denominadas “tierras bajas”, que se caracterizan por presentar suelos con saturación de agua y deficiente drenaje. Para los próximos años está prevista la plantación de 1.200.000 ha de *Eucalyptus spp.*, en estos ambientes. Desde hace unos 10 años estas zonas están sometidas a reforestación por plantaciones forestales intensivas. En este caso, son suelos afectados por capa freática, con altas reservas de COS ( $80 \text{ Mg ha}^{-1}$ ). En estos sistemas se realizan drenajes aumentando la mineralización de la MOS y el lavado de nutrientes. En este segundo estudio, se aborda el efecto de las plantaciones de eucaliptos en las propiedades químicas, físicas del suelo y en las reservas de nutrientes de las tierras bajas.

El objetivo general es proporcionar datos para contribuir al aprovechamiento sostenible de estos dos ambientes:

En las tierras altas, se evaluaron las propiedades químicas y físicas de tres suelos subtropicales (Ultisol, Alfisol y Oxisol) bajo diferentes tipos de manejos de suelos orientados a la conservación en la región oriental del Paraguay.

En las tierras bajas con praderas nativas se evaluaron el impacto de la forestación con *Eucalyptus camaldulensis* en cronosecuencias sobre las reservas de C y nutrientes del suelo.

Los cambios de usos de suelos influyen en las propiedades de los suelos, por ello se determinaron el impacto de las plantaciones de *Eucalyptus camaldulensis* sobre la calidad de la materia orgánica en suelos y en la dinámica de P en las tierras bajas de la región oriental del Paraguay.

En el primer capítulo se evaluaron el efecto de las prácticas agrícolas y de las técnicas de conservación sobre las propiedades de los suelos. Para ello, se seleccionaron tres zonas caracterizadas por la presencia de tres tipos de suelos: Oxisoles, Alfisoles y Ultisoles. Los cultivos principales (soja o maíz) y cultivos de rotación en invierno (avena, nabo, mucuna y maíz) en estos suelos se manejan con prácticas de conservación (no labranza, siembra directa y que dejan al menos 40 % de los residuos de cosecha en la superficie), donde se aplican fertilizantes minerales al momento de la siembra. Las propiedades de estos suelos se compararon con las que exhiben los bosques seminaturales. También se comprobó la posible mejora de los suelos cuando se establecieron sistemas silvopastoriles sobre tierras agrícolas degradadas. Con respecto a los bosques, los suelos agrícolas presentaban 20 – 40 % menos de COS y una mayor densidad aparente (hasta  $1.45 \text{ g cm}^{-3}$ ). Los suelos agrícolas también presentaron mayor acidez y menores concentraciones de Ca, Mg y K. Las propiedades del suelo mejoraron cuando el sistema incluye la rotación con avena sembrada en invierno (Junio – Agosto). Los datos muestran que las prácticas de conservación de suelos, como la siembra directa, rotación con abonos verdes en los sistemas agrícolas en estudio no son suficientes para evitar la degradación física y química de los suelos. El establecimiento de sistemas silvopastoriles sobre agrícolas degradados consiguió recuperar parte del COS, aunque presentaron mayor acidez y menor acumulación de cationes básicos, debido posiblemente a la extracción de nutrientes de este cultivo forestal.

Para abordar el segundo capítulo, se seleccionaron cronosecuencias (desde 2 a 10 años) de plantaciones de *Eucaliptos camaldulensis* establecidas en praderas naturales de zonas bajas con especies predominantes como *Andropogon lateralis* y *Paspalum notatum*. En todos los casos se trata de suelos de tipo Ultisol con propiedades gleicas, con altas

concentraciones de MOS (3 a 5%), pH ácido y drenaje moderado-bajo. En cada sistema se determinaron las propiedades físicas y químicas del suelo hasta 40 cm de profundidad, se cosecharon 310 árboles de eucaliptos de diferentes edades para conocer la extracción nutrimental. En los primeros años de plantación de eucalipto, las reservas de COS y Nt disminuyeron en un 50 %, posiblemente debido al laboreo intensivo realizado para su establecimiento. Las cantidades de ambos elementos se fueron recuperando a lo largo de la rotación (10 años), aunque al final de la rotación no llegaron a alcanzar los niveles observados en las praderas nativas. Con la pérdida de MOS también se observó una pérdida de P disponible, que no se recuperó al final de la rotación. Los suelos plantados con eucalipto presentaron mayor densidad aparente (hasta  $1.35 \text{ g cm}^{-3}$ ), mayor acidez y pérdidas de bases intercambiables (hasta 30 %). Los resultados muestran la nueva planificación debe tener impacto sobre suelos tierras bajas.

En el tercer capítulo se seleccionaron diferentes zonas, incluyendo un pastizal original (sin reforestar) y monocultivos de *E. camaldulensis* de diferentes edades, comprendidas entre 2 y 8 años, establecidas sobre ese mismo pastizal. En estas parcelas se tomaron muestras de suelo (0-5 cm), en las que se determinaron los contenidos de C orgánico y N total, la calidad de la MOS (análisis térmico, DSC-TGA, y espectroscopía Solid state  $^{13}\text{C}$ -RMN CP-MAS), así como las formas de P (espectroscopía  $^{31}\text{P}$ -RMN). La preparación del sitio y posterior plantación derivó pérdidas de 50% de COS, y aumentos de la relación C/N, que se fueron recuperando en el turno pero que no alcanzaron los niveles originales de las praderas naturales. El P extraíble siguió una evolución similar al COS. Los análisis de térmicos y  $^{13}\text{C}$ -NMR mostraron pérdidas iniciales en todos los compuestos de la MOS, con pérdidas más importantes de los más lábiles. La reforestación de las praderas naturales también derivó en pérdidas de las formas de P orgánico (principalmente) e inorgánico (ortofosfato), lo que implica un impacto importante sobre las reservas actuales y a medio plazo de este nutriente.

Los estudios realizados en esta tesis doctoral suponen una información valiosa para gestionar de forma sostenible los aprovechamientos de agrícolas en las tierras bajas y altas de la región oriental de Paraguay. La planificación, que considere las limitaciones de los suelos para realizar un correcto ordenamiento territorial y las prácticas de conservación de suelo más adecuadas, se hace necesaria para disminuir la degradación del recurso edáfico (pérdidas de MOS, nutrientes y compactación del suelo) y también

evitar impactos sobre el medio ambiente, a nivel de biodiversidad, agua y gases de efecto invernadero.

Los suelos de la región oriental del Paraguay donde los suelos muestran extrema fragilidad a los cambios de usos de suelos por la textura arenosa y bajas reservas de materia orgánica, requieren una planificación que considere las limitaciones para realizar un correcto ordenamiento territorial y las prácticas de conservación de suelo más adecuadas para disminuir la degradación del recurso edáfico y también evitar impactos sobre el medio ambiente, a nivel de biodiversidad, agua y gases de efecto invernadero.

## 2. INTRODUCCIÓN GENERAL

### 2.1. Ecorregiones naturales del Paraguay: características generales de los suelos.

La región oriental del Paraguay, donde reposa una de las mayores reservas subterráneas de agua dulce del mundo, el acuífero guaraní (Sindico *et al.*, 2018), se caracteriza por presentar dos tipos de ecosistemas generales que albergan valiosos recursos naturales y al mismo tiempo muestran condiciones climáticas óptimas para la producción agrícola, ganadera y forestal. Esta dualidad justifica la necesidad de una adecuada planificación para aprovechar óptimamente estos recursos y evitar una degradación del suelo que puede afectar la sostenibilidad para generaciones futuras.

El primero de los ecosistemas "tierras altas", que se encuentra dentro de la ecorregión Bosque Atlántico de Alto Paraná (Ávila-Torres *et al.*, 2018) ocupa el 60% del territorio. Se trata de una región caracterizada por suelos profundos y aireados, de tipo Ultisol, Alfisol y Oxisol, con una topografía suave, altamente mecanizable, por lo que actualmente se destina a la producción agrícola intensiva. El segundo tipo de ecosistema, denominado "tierras bajas", que representa el 40 % de la superficie (Clay *et al.*, 2005), se encuentra en la ecorregión del Chaco Húmedo, presenta llanuras ocupadas por pastizales naturales, con especies como el *Paspalum Notatum* y *Andropogon Lateralis* que en los meses de alta precipitación (agosto a diciembre), presentan inundaciones y un deficiente drenaje.

Ambas, ecorregiones, Bosque Atlántico de Alto Paraná y Chaco Húmedo, son características de climas tropicales a subtropicales y presentan suelos con baja fertilidad intrínseca (Riezebos y Loerts 1998; Karp *et al.*, 2015). Las altas temperaturas y la elevada humedad durante la mayor parte del año favorecen la mineralización de la materia orgánica del suelo (MOS) (Balesdent *et al.*, 2000; Curtin *et al.*, 2012). Además, presentan acidez natural y altas cantidades de óxidos de hierro (Fe) y aluminio (Al) debido al fuerte proceso de meteorización durante su evolución (Gama-Rodrigues *et al.*, 2014; Soltangheisi *et al.*, 2019).

Desde la década de los 60, en las tierras altas se ha experimentado una intensiva y acelerada deforestación (FAO 2011; GFW, 2019), afectando al 80% de la superficie de esta ecorregión, para establecer cultivos agrícolas para la producción de granos, forrajes y crianza de ganado (Grossman, 2012; Parodi y Enciso, 2017; Wesz, 2020). Para disminuir el efecto de la agricultura intensiva, se vienen realizando diferentes prácticas

de conservación de suelos (no labranza, rotación de cultivos), así mismo el establecimiento de sistemas silvopastoriles.



**Figura 1.** Aspecto general de los ecosistemas. Izquierda, perfil de suelo de tierras altas de tipo Alfisol. Derecha sistema de canales en tierras bajas y zonas inundables en períodos de precipitación (Fotografías: A. Merino).

Los pastizales naturales de las tierras bajas son consideraras marginales para la agricultura intensiva por su baja productividad y por las abnegaciones temporales que dificultan el desarrollo de los cultivos comerciales (Eriksson y Cousins, 2014). En cambio, albergan una gran cantidad y diversidad de organismos (Keith *et al.*, 2012; Eriksson y Cousins, 2014), y sus suelos representan la mayor reserva de C orgánico del país.

La conservación de estos pastizales naturales se sustenta en varios servicios ecosistémicos, dentro de ellos es la producción de forrajes para la ganadería extensiva, biodiversidad, regulación del agua, almacenes de C y nutrientes (da Costa *et al.*, 2014; Löfgren *et al.*, 2020).

Actualmente, la alta demanda de alimentos, intensifica el cambio de uso de la tierra para la instalación de sistemas agrícolas y forestales que aceleran la degradación de los suelos (Baldassini y Paruelo, 2020), y amenaza la conservación de la biodiversidad de los

pastizales en el mundo (Gossner *et al.*, 2016; Pauler *et al.*, 2024). Actualmente las tierras bajas con pastizales naturales del Paraguay se encuentran en proceso de laboreo y drenaje para la implantación de plantaciones *Eucalyptus spp.*, así también para cultivos como caña de azúcar, soja entre otros (Goldfarb y Zoomers, 2013). Existen estudios en Argentina donde los pastizales de la pampa han experimentado cambios de usos de suelos para la introducción de la producción agrícola (Baldi y Paruelo, 2008), en particular de soja desde la década de 1990 (Baumann *et al.*, 2016). Igualmente, en Uruguay, la agricultura (principalmente producción de soja y cereales) y la forestación con plantaciones de *Eucalyptus spp.*, han aumentado considerablemente a expensas de los pastizales naturales en los últimos 20 años (Baeza y Paruelo 2020), que podría estar llevando a un deterioro de la fertilidad del suelo y a la emisión de altas cantidades de CO<sub>2</sub>.

## **2.2. Implicaciones de la deforestación y cultivo intensivo sobre las propiedades de los suelos de las tierras altas, con énfasis en los suelos subtropicales y tropicales.**

La deforestación para conversión a sistemas agrícolas o ganaderos se ha incrementado globalmente, coincidiendo con el fuerte aumento de la población (Smith *et al.*, 2016), causando problemas ambientales como pérdida de biodiversidad, degradación del suelo o emisiones de gases de efecto invernadero (Foley *et al.*, 2007; Bakhshandeh *et al.*, 2019). Con la deforestación y la alteración de la capa superficial del suelo se han experimentan pérdidas de MOS hasta el 70% (Gelaw *et al.*, 2014; Soleimani *et al.*, 2019).

Tras la deforestación de bosques naturales para establecer sistemas agrícolas, la MOS presenta una alta mineralización inicial, lo que puede tener efectos negativos directos en los indicadores de calidad del suelo, al influir en las propiedades físicas, químicas y biológicas (Sun *et al.*, 2015; Tellen y Yerima, 2018). La MOS desempeña un papel fundamental en los suelos con texturas arenosas principalmente en la agregación, aumentando los espacios porosos finos, la infiltración de agua, conservación de nutrientes, como el N, P y S (Celik, 2005; Haghghi *et al.*, 2010; Li *et al.*, 2007).

La agricultura intensiva (Figura 2), tal como se practica en Paraguay, con la remoción del suelo en sistemas de labranza convencional, posterior a la deforestación, incrementa la escorrentía superficial y la erosión (Cunha *et al.*, 2020). Con los cambios de usos de suelo se han verificado incrementos en el lavado y arrastre de nutrientes (Murphy *et al.*, 2015) disminuyendo la fertilidad de los suelos.



**Figura 2.** Remoción de suelos para la instalación de cultivos agrícolas usualmente practicado en las tierras altas de Paraguay. (Fotografía: C.J. Villalba).

Los bajos contenidos de MOS en las tierras altas de Paraguay están determinados por la textura arenosa que favorece la aireación y por la falta de protección físico-química que brindan las arcillas y los limos finos (Thomaz *et al.*, 2020). La conversión de bosques nativos a tierras agrícolas es responsable de grandes disminuciones del COS, así como de nutrientes (Wei *et al.*, 2015), particularmente en suelos tropicales sujetos a altas temperaturas y precipitaciones.

Los manejos de suelos con prácticas agrícolas intensivas afectan la calidad y sostenibilidad (Marzaioli *et al.*, 2010), y disminuyen la fertilidad física, química y biológica (Qi *et al.*, 2018). Esta degradación a su vez, puede influir en el crecimiento y desarrollo de las plantas generando menor rendimiento en el tiempo (Tellen y Yerima, 2018), por ello es necesario comprender las relaciones entre los cambios en el uso y la calidad del suelo.

Con la pérdida de la cubierta vegetal de los bosques la disminución del MOS influye directamente en la estabilidad y la distribución del tamaño de los agregados del suelo (Karami *et al.*, 2012), y como resultado de las grandes pérdidas de MOS disminuye la

porosidad total, almacenamiento de agua, y en consecuencia se reduce la infiltración y la disponibilidad para las plantas (Bormann y Klaassen, 2008; Li *et al.*, 2007; Ghorbani-Dashtaki *et al.*, 2016; Toohey *et al.*, 2018).

La conversión de bosques nativos a sistemas agrícolas, influyen no solamente en la cantidad si no también en la calidad del MOS (San-Emeterio *et al.*, 2022; Merino *et al.*, 2023; Núñez y Schipanski, 2023), por la variabilidad en el aporte de restos de cosecha de los cultivos agrícolas. Los procesos de recuperación de la MOS en parcelas altamente degradadas conllevan años de prácticas de labranza de conservación para recuperar parcialmente los niveles originales (Qi *et al.*, 2018; Merino *et al.*, 2023).

La sustitución de bosques nativos en la región vecina de Brasil por otros usos como sistemas agrícolas presentaron efectos adversos sobre la biodiversidad y reservas de COS (Lima *et al.*, 2014). Investigaciones han destacado las implicaciones de la deforestación, en los procesos como el ciclo del agua y los nutrientes (Ilha *et al.*, 2019; Schiesari *et al.*, 2020).

En el Brasil, sobre la cuenca del Amazonia fueron reemplazados los sistemas naturales para la introducción de cultivos de soja y pasturas, alterando el balance hídrico y en consecuencia se ha observado el aumento en las crecidas de ríos y la disminución del caudal del agua en comparación con las áreas preservadas (Hayhoe *et al.*, 2011; Neill *et al.*, 2013).

### **2.3. Funciones ambientales de las praderas naturales y zonas de inundación de las tierras bajas de Paraguay. Implicación de la reforestación, con énfasis en los suelos subtropicales y tropicales.**

En Paraguay existen aproximadamente 15 millones de ha (40% de la superficie de la región oriental) con praderas naturales, que en muchos casos presenta uso ganadero extensivo. Éstas se encuentran preferentemente en áreas adyacentes a ríos y humedales, ligados al acuífero guaraní, sobre suelos que presentan deficiente drenaje (Ávila-Torres *et al.*, 2018).

Los pastizales naturales (Figura 3) y las coberturas vegetales ejercen influencia directa sobre las condiciones del agua subterránea del suelo (Gómez-Giráldez *et al.*, 2014; Zhang *et al.*, 2016), presentan alta eficiencia en el uso y distribución del agua en el perfil del suelo (Liancourt *et al.*, 2012; Fischer *et al.*, 2019), purificando en zonas de recargas como

los arroyos y ríos. Una menor cobertura de pastizales conduce a una mayor erosión, así como una mayor evaporación del agua del suelo por su desprotección (Jia *et al.*, 2019).

Por las condiciones de mal drenaje y por los importantes aportes de residuos orgánicos, los suelos de pastizales naturales acumulan significativamente altas cantidades de COS a través del tiempo, siendo sumidero muy importante en el ecosistema, contribuyendo al equilibrio del CO<sub>2</sub> atmosférico (Lal, 2004; Conant *et al.*, 2017). Los aumentos en las reservas de COS no solo reducen la huella de C, sino que también pueden mejorar significativamente la salud del suelo (Poulton *et al.*, 2018), en cuanto a su estructura, filtración de agua y la actividad biológica.

Con las intervenciones realizadas por el hombre para la instalación de sistemas cultivos, las importantes reservas de COS pueden disminuir en el tiempo, afectando no solo a las propiedades del suelo o la dinámica del agua, igualmente al balance global de gases de efecto invernadero, debido a las importantes emisiones de CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub> (Wiesmeier *et al.*, 2009; Smith *et al.*, 2014).



**Figura 3.** Aspecto general de los ecosistemas de tierras bajas en la región oriental de Paraguay dominados por pastizales naturales *Paspalum Notatum* y *Androgan Lateralis*.

(Fotografías: C.J. Villalba).

El *Eucalyptus spp.*, es la especie forestal industrial más cultivada en América del Sur, por su alta importancia económica (Freitas *et al.*, 2019), y en las tierras bajas de la región oriental del Paraguay donde la capa freática se encuentra cerca de la superficie, crean condiciones adecuadas para el establecimiento de esta especie, y se han instalado en sistemas silvopastoriles o en plantaciones intensivas con la finalidad de producción de energía y papel.

En algunos países, como Paraguay (Weiler *et al.*, 2019) y Argentina este proceso ha avanzado a gran celeridad debido a la necesidad de cubrir las necesidades energéticas (Sica *et al.*, 2016). A pesar del valor ecológico que muestran estas especies de pastizales nativos, no se han realizado prácticas y regulaciones para implementar acciones compatibles de conservación para el uso sustentable (Varela y Cirignoli, 2018).



**Figura 4.** Plantaciones de *Eucalyptus camaldulensis* cultivadas en tierras bajas. (Fotografías: C.J. Villalba).

La expansión de los sistemas forestales con especies de rápido crecimiento en tierras bajas es un problema comúnmente reportado en muchos países de Sudamérica como Brasil (Machado *et al.*, 2012, Durigan *et al.*, 2022), Argentina (Marin *et al.*, 2020, Pereira y Kurtz, 2020) y Uruguay (González-Sosa *et al.*, 2024).

Estudios en los pastizales de Sudamérica y otras zonas, indican que el *Eucalyptus spp.*, causa disminuciones de los niveles freáticos y un flujo neto de las aguas subterráneas (Christina *et al.* 2017; González-Sosa *et al.*, 2024). Engel *et al.* (2005) evaluaron el ciclo hidrológico del agua en las pampas Argentina posterior a la forestación y encontraron que las plantaciones de *Eucalyptus spp.*, disminuyeron el nivel freático durante los periodos secos.

En una investigación desarrollada por González-Sosa *et al.* (2024) en Uruguay, evaluaron la sustitución de pastos nativos por las plantaciones de *Eucalyptus grandis* y *Pinus spp* encontraron menor capacidad de retención de humedad en las áreas forestadas que los pastizales naturales, generando alteraciones y aumentos en la hidrofobicidad a profundidades más profundas del suelo.

En los suelos con encharcamientos prolongados se realizan prácticas como el drenaje, y es una práctica común que se utiliza en las regiones más húmedas del mundo para mejorar las condiciones del suelo para la producción de cultivos (Kleinman *et al.*, 2015; Nangia *et al.*, 2013). Este sistema elimina el exceso de agua del suelo y mejora las condiciones aeróbicas e incrementos de temperaturas aumentando la descomposición, influyendo directamente en las propiedades físicas, químicas y biológicas de los suelos (Hayes *et al.*, 2008; Kalisz *et al.*, 2010). En estudios a largo plazo evaluaron el efecto del drenaje y la silvicultura sobre la calidad del agua, mostraron aumentos en las concentraciones de sedimentos y disminución de los nutrientes en los suelos por la erosión superficial (Amatya y Skaggs, 2011).



**Figura 5.** *Sistemas de drenajes para la instalación de plantaciones de Eucalyptus spp. En suelos recientemente removidos en tierras bajas de la región oriental (Fotografías: Ayala – C.J. Villalba).*

Con las practicas intensivas (laboreo, drenaje y quema) para la instalación de sistemas agrícolas y forestales se ha visto degradaciones de suelos y disminución en la retención de humedad (Zhang et al.,2016), la estabilidad de los agregados y la MOS (de Oliveira *et al.*, 2018) que afectan la sostenibilidad del ecosistema.

El principal impacto de las plantaciones de *Eucalyptus spp.*, es sobre los recursos hídricos y las reservas de nutrientes (Gao *et al.*, 2021) su rápido crecimiento y desarrollo aceleran la extracción disminuyendo la sostenibilidad del ecosistema. Rodríguez – Suarez et al. (2011) evaluaron la influencia del crecimiento de plantaciones de *E. glóbulos* sobre los niveles freáticos y mostraron los efectos sobre la disponibilidad de agua en comparación a un pastizal natural y a medida que los árboles crecían durante el período de estudio, disminuía el nivel freático.

La mayor producción de biomasa por las plantaciones de *Eucalyptus spp.*, generalmente requieren mayor cantidad de agua durante su crecimiento (Scolforo *et al.*, 2019). En

Brasil la mayoría de las especies cultivadas de *Eucalyptus spp.*, requieren altas cantidades

de agua para mantener altos rendimientos en ciclos cortos de producción (menor a 6 años) (Andrade *et al.*, 2011; Ferreto *et al.*, 2021).

Las plantaciones de *Eucalyptus spp.*, han creado muchas controversias y se han reportado muchas preocupaciones sobre los efectos negativos post plantación, ya que se han observado degradación en las propiedades físicas y químicas del suelo, como agotamiento de los nutrientes, disminución en la concentración de la MOS (De Oliveira *et al.*, 2017). La expansión de las plantaciones intensivas de *Eucalyptus spp.*, mal gestionadas puede afectar negativamente en la biología de los suelos y en la capacidad de reciclaje de nutrientes (Mengistu *et al.*, 2020).

#### **2.4. Prácticas de conservación de suelos e implicaciones para el uso sostenible para evitar la degradación de suelos en tierras altas de la región oriental de Paraguay como consecuencia de la deforestación y los cultivos intensivos.**

La tasa de deforestación de bosques nativos de las tierras altas en la región oriental Paraguay es del 80 % (Da Ponte *et al.*, 2017) para la instalación de cultivos agrícolas intensivos, este proceso de degradación puede revertirse mediante el uso de técnicas de conservación del suelo (Page *et al.*, 2020) y mediante la conversión de tierras degradadas en bosques o pastizales (Poeplau *et al.*, 2011), además en sistemas silvopastoriles (Rocha *et al.*, 2016).

Para reducir estos procesos degradativos, se han venido practicando sistemas de conservación de suelo, que incluyen la siembra directa que reduce la remoción de suelo, lo que podría ayudar a aumentar la MOS y reducir la erosión, así como la conservación de nutrientes, tales como N, P o S, entre otros (Telles *et al.*, 2018). El sistema de labranza de conservación con rotación de cultivos es una forma de mejorar la fertilidad del suelo debido a la mínima perturbación de la capa superficial (Calonego *et al.*, 2017; Conyers *et al.*, 2019).

En otras zonas con condiciones similares a este estudio (Corbeels *et al.*, 2016; Zotarelli *et al.*, 2012; Maia *et al.*, 2010) se ha demostrado que parte de la pérdida de MOS se debe a la labranza convencional (arado y subsolado) posterior a la deforestación. Este sistema de labranza mejora temporalmente la aireación, la mineralización de la MOS y la actividad biológica. La alta tasa de descomposición de la MOS, favorecida por las condiciones climáticas, supone una pérdida sustancial de las reservas de COS, se han

encontrado tendencias similares en suelos de climas templados (Poeplau *et al.*, 2011; Wiesmeier *et al.*, 2015), aunque el nivel de degradación no es tan alto como en las regiones tropicales y subtropicales, debido tanto al clima como al tipo de mineralogía que ofrece escasa protección a la MOS.

El uso de labranza de conservación en rotación con abonos verdes en los sistemas agrícolas permite el reciclaje parcial de nutrientes a través del rastrojo que queda en la superficie del suelo (Conyers *et al.*, 2019). En los suelos tropicales y subtropicales donde predominan la textura arenosa baja MOS y baja CIC (Villalba *et al.*, 2020), es recomendable la utilización de sistemas de conservación de suelos para mejorar las reservas de MOS y el reciclaje de algunos nutrientes.

Cavaliere *et al.* (2009) investigaron el efecto de la siembra directa con diferentes rotaciones de cultivos en Ferralsoles en Brasil, previamente manejados bajo labranza convencional, observando que la siembra directa con diferentes rotaciones de cultivos mejora la concentración de COS en la capa superficial del suelo, también mejora la aireación y la permeabilidad al agua. La rotación de cultivos en siembra directa en invierno con cultivos de abonos verdes aumenta el COS y las concentraciones de N y P disponibles en los suelos de áreas subtropicales (Souza *et al.*, 2008; Assmann *et al.*, 2014).

## **2.5. Conservación de suelos e implicaciones para el uso sostenible.**

### **2.5.1. Labranza de conservación**

La labranza de conservación (labranza cero, mínima o reducida con aporte de residuos orgánicos de la cosecha) es una práctica altamente extendida en los suelos agrícolas intensivos de las tierras altas de Paraguay.

Los sistemas de conservación de suelos pueden ser una estrategia para disminuir la degradación del suelo, mejorando la calidad química, física y biológica del suelo (Mondal y Chakraborty, 2022; Islam *et al.*, 2023). La siembra directa con aporte de residuos de cosecha ofrece múltiples beneficios, como el control de la erosión, y permite una mayor protección física del COS a través de una mayor estabilidad de los agregados (Zheng *et al.*, 2023; Calegari *et al.*, 2013).

La labranza de conservación, junto con algunas prácticas complementarias como la cobertura del suelo y la diversidad de cultivos (Berhongaray *et al.*, 2013) ha surgido como una opción viable para garantizar la producción sostenible. Los sistemas de labranza cero,

que mantienen una alta cobertura superficial, han propiciado un cambio significativo en las propiedades físicas y químicas, especialmente en los primeros 5 cm (Anikwe y Ubochi, 2007). Esta práctica se utiliza junto a la rotación de cultivos para corregir los efectos nocivos de la labranza convencional podrían aumentar los niveles de MOS en los suelos en las zonas tropicales y subtropicales (Calegari *et al.*, 2013; Calonego *et al.*, 2017).

Mbuthia *et al.* (2015) observaron ventajas en la labranza de conservación en la calidad del suelo, sin embargo, los efectos en el rendimiento del cultivo no fueron asociados a este sistema. Por otro lado, en experimentos desarrollados en Canadá en parcelas de maíz, soja y trigo, bajo prácticas de conservación de suelos, el rendimiento fue un 20% menor a los sistemas convencionales (Morrison *et al.*, 2017). Por lo tanto, las prácticas de labranza dependen del tipo de ecosistema en algunos casos donde la temperatura y humedad no son elevadas, los sistemas convencionales (arado) pueden superar a los conservacionistas en el rendimiento de los cultivos (Hunke *et al.*, 2015).



**Figura 6.** *Prácticas de conservación de cultivos intensivos de las tierras altas. Izquierda, instalación de cultivos intensivos sin remoción de suelos, sobre rastrojo de avena. Derecha, cultivo de soja bajo siembra directa en desarrollo vegetativo (Fotografías: C.J. Villalba).*

En los climas tropicales y sub tropicales como el caso de Paraguay (Encina *et al.*, 2023) los sistemas de siembra directa son de suma importancia, para la protección físico y química de los suelos, además se cuentan con evidencias que mejoran las propiedades del suelo en comparación a la labranza convencional (Villalba *et al.*, 2023).

La siembra directa con la mínima remoción de suelos, ha demostrado efectos en la disminución de la erosión, aumenta la MOS y reducción de la escorrentía superficial (Zavalin *et al.*, 2018). Además, retiene la humedad, mejora la permeabilidad del agua y la estructura del suelo (Kahlon *et al.*, 2013).

En los suelos de textura arenosa la protección física y la formación de complejos órgano-minerales desempeña un papel importante en la persistencia a largo plazo del MOS (Angst *et al.*, 2017). La conversión de sistemas agrícolas intensivos a pastizales es una estrategia para restaurar las tierras de cultivo degradadas. Los pastizales proporcionan múltiples servicios ecosistémicos, como biodiversidad, secuestro de C, regulación y calidad del agua, además de la conservación del suelo (Duchene *et al.*, 2019; Zhao *et al.*, 2020), y se consideran una estrategia clave para mitigar el cambio climático global a través del secuestro de C (Paustian *et al.*, 2016). El menor nivel de perturbación de la superficie del suelo ayuda a mantener la concentración de COS, y con ello mejorar las propiedades del suelo (Garcia *et al.*, 2013; Calonego *et al.*, 2017; Conyers *et al.*, 2019).

La aplicación de prácticas de conservación suelos (siembra directa, rotación de cultivos) son útiles para la recuperación parcial de los niveles de COS (Locatelli *et al.*, 2022). Con el incremento de los restos de las cosechas de los cultivos se ofrece una protección contra los impactos directos de la lluvia, cambios bruscos de temperatura en suelo, disminuyendo la erosión e incrementando el secuestro de C (Brevilieri *et al.*, 2024).

### **2.5.2. Cultivos en cobertura**

Otra de las prácticas habituales en los suelos de las tierras altas de Paraguay son los cultivos de cobertura, los cultivos más frecuentes en estas zonas son la avena (*Avena sativa*), nabo (*Brassica rapa*) (Figura 7), *Crotalaria juncea* y *Mununa cenisa*. La descomposición de los residuos de cobertura contribuye a mejorar el rendimiento de los cultivos por un mayor reciclaje de los nutrientes, retención de humedad y disminución de la erosión del suelo (Islam *et al.*, 2023).

El aporte constante de biomasa a través de residuos vegetales, ofrece protección física al COS inducida por la mayor estabilidad de los agregados (Maia *et al.*, 2022). La siembra directa con rotación de cultivos aumenta las reservas de C en todas las capas de suelo y permite una mineralización más lenta y la estabilización de las fracciones de MOS (Sá *et al.*, 2015).

Las tasas de descomposición pueden variar según la especie utilizada (gramínea o leguminosa), y el sistema de labranza adoptado (Freitas *et al.*, 2019). Igualmente, con el aporte de leguminosas se incrementa las reservas de Nt (fijación biológica) y con la descomposición gradual de los residuos orgánicos por parte de los microorganismos del suelo promueve la liberación de nutrientes (Sá *et al.*, 2010). Además, con los aumentos de la MOS se reduce la concentración de elementos tóxicos como el Al (Miotto *et al.*, 2020; Álvarez *et al.*, 2005).



**Figura 7.** Abonos verdes utilizados como cobertura de suelo. Izquierda, *Brassica rapa* especie melífera (atrae abejas), utilizado como rotación de cultivos en invierno. Derecha, *Avena negra* (*Avena sativa*), especie gramínea utilizada como rotación de cultivos en invierno (Fotografías: C.J. Villalba, 2020).

La falta de protección del suelo conlleva a la erosión provocando la degradación, que disminuye la productividad y amenaza la seguridad alimentaria (Li *et al.*, 2021; Robinson *et al.*, 2017). La labranza convencional con la utilización del arado de vertedera es una causa de la erosión del suelo (Preiti *et al.*, 2017; Han *et al.*, 2020), y la siembra directa con cobertura de abonos verdes disminuye estos efectos nocivos.

### 2.5.3. Sistemas silvopastoriles

Los sistemas silvopastoriles en tierras agrícolas degradadas son estrategias para mejorar las reservas de COS, en el Paraguay estos sistemas se han venido implementando como sistemas de conservación de suelos, en donde se ha visto una importante asociación entre la *Brachiaria Brizantha* y el *Eucalyptus spp.*, siendo de doble propósito, para la producción de madera y forrajes (Weiler *et al.*, 2019). El eucalipto es la especie forestal que se ha integrado más eficientemente en los climas tropicales y es preferible por los productores por su rápido crecimiento y baja presencia de plagas y enfermedades. Sin embargo, Pulito *et al.* (2015) mencionan que el *Eucalyptus spp.*, extrae cantidades importantes de nutrientes durante el ciclo inicial (hasta los 4 a 6 años).



**Figura 8.** *Sistemas silvopastoriles en tierras altas de la región oriental del Paraguay (Fotografías: C.J. Villalba, 2020).*

El sistema silvopastoril es una alternativa de conservación que integra árboles, pasturas y ganado (Paciullo *et al.*, 2014), diferentes estudios muestran que este tipo de sistemas presenta un alto potencial para acumular C tanto en biomasa como en el suelo (Pezzopane *et al.*, 2019), igualmente mejoran las condiciones de bienestar animal generando un microclima (Magalhães *et al.*, 2020), y una alta producción de forrajes, lo que promueve la sustentabilidad de los sistemas (Paciullo *et al.*, 2014).

La integración del *Eucalyptus spp.*, con las pasturas para generar sistemas silvopastoriles reducen los impactos ambientales del sector agrícola y ganadero, razón por la cual países de Latinoamérica están adoptando este sistema de producción (Lemaire *et al.*, 2014). Un manejo silvopastoril adecuado representa una oportunidad para mantener la multifuncionalidad aprovechando los servicios ecosistémicos de aprovisionamiento (forraje y madera), al tiempo que se mantienen o mejoran los servicios de regulación, soporte y culturales (Chillo *et al.*, 2018).

El *Eucalyptus spp.*, extrae altas cantidades de nutrientes del suelo (Merino *et al.*, 2005; Zhou *et al.*, 2020). El período de rotación de las plantaciones de *Eucalyptus spp.* Se ha reducido en 5 años o menos debido a su alta demanda energética o de papel, lo que supone una mayor extracción de nutrientes (Gao *et al.*, 2021), y con ello han causado degradación de suelos (Boulmane *et al.*, 2017) y disminución de la biodiversidad microbiana y varios problemas ambientales (Xu *et al.*, 2022). Algunos factores, como la competencia por agua y nutrientes y la alelopatía, pueden interferir con la producción del sistema.

## **2.6. Gestión de las praderas naturales de las tierras bajas de la región Oriental.**

### **Establecimiento de plantaciones intensiva de *Eucalyptus spp.*, e implicaciones para el uso sostenible.**

Las praderas naturales de la región oriental del Paraguay que albergan especies como el *Paspalum notatum* y *Andropogon lateris*, las cuales juegan un papel fundamental como reserva de COS, siendo un sumidero importante en la regulación del CO<sub>2</sub>. Sentelhas *et al.* (2019), han evaluado estrategias para mejorar la producción de *Eucalyptus spp.*, y mencionan que el manejo de la densidad es fundamental para el crecimiento y desarrollo de las plantas. Igualmente, con una menor densidad de árboles mejora las actividades de manejo, como la limpieza, fertilización etc. Otra ventaja es que ya no se realiza el raleo de árboles, es decir cultivadas son las cosechadas al final del ciclo.

Para disminuir el impacto de las plantaciones de *Eucalyptus spp.*, se recomienda una menor densidad de plantas por hectárea (Resquin *et al.*, 2020), y con ello aumentar el ingreso de luz (Soalleiro, *et al.*, 2007) para un mejor desarrollo fotosintético, además mayor ingreso del agua (Almeida *et al.*, 2007), que permite la recarga del agua subterránea, por ello la reducción de la cantidad de árboles por ha podrá contribuir no solamente a una menor extracción de las reservas del suelo, sino también a un mejor crecimiento de las praderas naturales.

Otra posibilidad es implementar prácticas de reposición de nutrientes por medio de fertilizaciones (Viera *et al.*, 2016). El agostamiento de los nutrientes del suelo, son una forma de degradación química. Silva *et al.* (2013), evaluaron el manejo el manejo de fertilizantes en plantaciones de *Eucalyptus spp.*, en suelos arenosos en Brasil y encontraron que los eucaliptos respondieron positivamente a altas dosis de fertilizantes, lo que resultó en una mayor productividad. Por ello es una estrategia para mantener la reserva de nutrientes extraídos por durante el ciclo de plantación del *E. camaldulensis* cultivadas en tierras bajas.

## **2.7. Evaluación de la calidad de la MOS y P en reforestaciones de pastizales naturales de tierras bajas.**

La MOS desempeña un papel importante en los ecosistemas terrestres al mantener la fertilidad del suelo y contribuir al ciclo global del carbono (Gerke, 2022). Este parámetro que está relacionado con propiedades químicas (disponibilidad de nutrientes), físicas (textura, drenaje, temperatura) y biológicas (actividad microbiana) (Murphy *et al.*, 2015; de Souza *et al.*, 2023).

La MOS determinar de forma estrecha la dinámica de ciertos nutrientes, como el P o el N, entre otros. En términos generales, en un suelo de calidad más del 70 % del P y N se encuentra formando parte de compuestos orgánicos (Jantamenchai *et al.*, 2022). Por este motivo, además de aspectos químicos, como el pH, la disponibilidad de P en el suelo también está determinada por el contenido y la calidad de la MOS (Hawkins *et al.*, 2022). En este sentido, calidades de MOS u otros factores que afectan a la mineralización de ésta, pueden afectar a las reservas de P en los suelos (Hemes *et al.*, 2018).

Los microorganismos del suelo son responsables de regular la disponibilidad de P orgánico en el suelo, principalmente a través de los procesos mineralización

(descomposición de MOS), e inmovilización (incorporación a la biomasa microbiana) (Lehmann *et al.*, 2015). A su vez, esta actividad microbiana está regulada por la concentración de C orgánico lábil (Blagodatskaya y Kuzyakov, 2013), disminuyendo notablemente en aquellos suelos con baja acumulación de MOS. A largo plazo, las reservas de P orgánico van a depender de la MOS disponible y acumulada en el suelo (Jiménez *et al.*, 2019; Hawkins *et al.*, 2022).

En algunos países, como Paraguay se proyectan 1.200.000 ha de *Eucalyptus spp.*, (Villalba *et al.*, 2024) y Argentina (Sica *et al.*, 2016), este proceso de conversión del uso del suelo ha avanzado rápidamente debido a la necesidad de satisfacer la demanda de energía o alimentos, pero también a la falta de un marco normativo específico y de sistemas de protección.

La utilización de técnicas avanzadas, como el análisis térmico (DSC-TGA) o la espectrometría de resonancia magnética nuclear ( $^{13}\text{C}$ -RMN CP-MAS o  $^{31}\text{P}$ -RMN), permite la caracterización de la calidad de la MOS. Estas técnicas analíticas se han aplicado en diferentes contextos ambientales para caracterizar la naturaleza y composición de la MOS en suelos quemados (De la Rosa *et al.*, 2012; Merino *et al.*, 2017), o las diferentes formas de P (McDowell y Stewart, 2006; Merino *et al.*, 2018). La conservación de los pastizales naturales es de suma importancia para preservar sus funciones ambientales. La acelerada conversión a plantaciones de eucaliptos en las tierras bajas del este de Paraguay puede tener un impacto en diferentes aspectos relacionados con la calidad de los servicios ecosistémicos, incluyendo la salud del suelo a largo plazo. Por ello estudios con diseños experimentales apropiados son de suma importancia para proponer planes de manejo y conservación para la sostenibilidad del ecosistema en la región oriental del Paraguay.

### 3. JUSTIFICACIÓN

La agricultura en el Paraguay representa más del 34 % del PIB y ocupa laboralmente al 50 % de la población (7 millones de habitantes). Los cultivos agrícolas más utilizados son la soja con 4 millones de hectáreas sembradas, seguido del maíz, canola, trigo entre otros. En cuanto a las plantaciones forestales el *Eucalyptus spp.*, ha ganado mayor superficie, principalmente por su adaptación al clima y por sobre todo por su rápido crecimiento, en un 90 % estas plantaciones son utilizadas como fuente de energía para las industrias.

La ganadería en el Paraguay ocupa aproximadamente 14 millones de bovinos de carne (el doble de la población) en sistemas intensivos y extensivos de producción, con pasturas cultivadas como la *Brachiaria Brizantha* asociada en muchos casos a plantaciones de *Eucalyptus spp.*, en sistemas silvopastoriles, cultivados en suelos agrícolas degradados, buscando una restitución de la MOS. Estas pasturas presentan la capacidad de restaurar la MOS por la alta densidad radical que presentan.

Los recursos ambientales del país son también muy valiosos, los cuales brindan diferentes servicios ecosistémicos. Se trata de bosques nativos y las praderas naturales ligados a humedales, los cuales representan valiosas reservas de biodiversidad, y contribuyen a regular los ciclos de agua, carbono y nutrientes, entre otras funciones.

A pesar del peso de la actividad agrícola sobre la economía y el medioambiente en el país, existen pocas las investigaciones con adecuados diseños experimentales para evaluar los cambios a largo plazo ocasionados por la deforestación y la implantación de sistemas intensivos. Tampoco existen datos sobre el posible impacto de la degradación de praderas naturales de las tierras bajas para la implantación de plantaciones forestales intensivas. Esta información se considera básica para generar un desarrollo sostenible. Este fenómeno es muy reciente, pero dada las dimensiones se requiere de datos para realizar una gestión adecuada.

Los sistemas de producción agrícola, con aproximadamente 4 millones de hectáreas con cultivos intensivos (soja y maíz, principalmente), implementan sistemas de conservación buscando la sostenibilidad de la productividad del suelo, estas prácticas han sido utilizadas desde los 70` por la alta erosión presentada, se han invertido en maquinarias para mejorar el sistema de siembra e incorporación de residuos. Como consecuencia de las practicas intensivas se observan disminuciones en los rendimientos de los cultivos por

la degradación química (disminución de las reservas de nutrientes, acidez del suelo) y física (compactación).

En las tierras bajas con praderas naturales que abarcan aproximadamente 15 millones de ha (40% de la superficie de la región oriental) adyacentes a ríos y humedales ligados al acuífero guaraní, se ha venido implementando la producción forestal con la introducción del *Eucalyptus spp.*, y se realizan sistemas de drenaje e intensivas preparaciones de suelos. En condiciones similares a la zona de estudio se han reportado incrementos en la acidez del suelo y la pérdida de las grandes reservas de COS, hasta ahora no existe evaluaciones científicas para contribuir a la sostenibilidad. Las plantaciones de *Eucalyptus spp.*, no pueden ser consideradas como forestaciones sino más bien como cultivos forestales, por la alta extracción de nutrientes y posiblemente agua que absorben del perfil del suelo.

El Paraguay es un país que depende de sus recursos naturales y por ello es necesario la preservación de estos ecosistemas y que las acciones sean en base a estudios científicos con metodologías claras para generar estrategias para la sostenibilidad de la producción para las generaciones futuras.

## 4. OBJETIVOS

### 4.1. Objetivo general:

Evaluar las prácticas de conservación de suelos en la región oriental del Paraguay para mejorar su calidad, productividad, mitigar el cambio climático y la seguridad alimentaria.

### 4.2. Objetivos específicos:

**4.2.1.** En las regiones tropicales a subtropicales donde los suelos son susceptibles a la degradación, la sostenibilidad de los sistemas agrícolas está estrechamente vinculada a los sistemas de gestión de suelos y cultivos utilizados. Para ello el primer objetivo parcial fue evaluar la calidad de los suelos (Ultisoles, Alfisoles y Oxisoles) representativos de la región oriental del Paraguay bajo diferentes usos de suelos, establecidos en los años 1970.

**4.2.2.** Las especies de rápido crecimiento pueden causar alteraciones en el suelo y por tanto afectar el ciclo del carbono, agua y nutrientes, es por tanto fundamental evaluar el impacto potencial de las transformaciones de las tierras bajas a plantaciones de eucaliptos. Por ello este segundo objetivo fue evaluar el impacto de la forestación con eucaliptos en las reservas de C y nutrientes.

**4.2.3.** Los cambios de usos de suelos influyen en las propiedades químicas, físicas y biológicas de los suelos, es por tanto importante evaluar el impacto de las plantaciones de *Eucalyptus spp.*, sobre la calidad de la materia orgánica en suelos y en la dinámica de P en las tierras bajas de la región oriental del Paraguay.

## 5. CAPÍTULO I

### **INFORMACIÓN DE LA PUBLICACIÓN CIENTÍFICA.**

**Título:** *Evaluation of the effects of conservation practices carried out in the 1970s on soil properties in the Eastern Region of Paraguay.*

**Revista:** Land Degradation and Development, 34: 789-804. <https://doi.org/10.1002/ldr.4495>

**Autor:** Carlos J. Villalba-Martínez

**Coautores:** Agustín Merino y Jorge Etchervers-Barra

**Contribución específica en la publicación:** Conceptualización, metodología e investigación: planteamiento y desarrollo del experimento, análisis químicos, redacción del manuscrito original en conjunto con los tutores de la tesis.

**Índices de calidad:** La revista donde fue publicado el Capítulo I presenta actualmente un CiteScore (Scopus) 7.7 (2023), Journal Impact Factor (Clarivate): 3.6 y las siguientes posiciones en las siguientes categorías: cuartil 1 (Q1) en Biomateriales (SJR 2019 1.16) calculado por Scimago: <https://www.scimagojr.com/journalsearch.php?q=23239&tip=sid&clean=0>

**Autorización de la revista:** La revista Land Degradation and Development, perteneciente a [John Wiley and Sons Ltd](#), permite la reutilización del artículo por parte del como parte de su tesis: documento de autorización para la tesis ([ENLACE](#))

## **Evaluación de los efectos de las prácticas de conservación realizadas en la década de 1970 sobre las propiedades del suelo en la región oriental del Paraguay**

### **5.1. RESUMEN**

Los suelos de las regiones tropicales y subtropicales son extremadamente frágiles debido a su textura arenosa, naturaleza ácida, bajo carbono orgánico del suelo (COS) y baja capacidad de intercambio catiónico. El objetivo de este estudio fue evaluar las propiedades químicas y físicas de tres suelos subtropicales (Ultisol, Alfisol y Oxisol) bajo diferentes sistemas agrícolas y tipos de manejo, orientados a la conservación, en la región oriental del Paraguay. Las prácticas de conservación se llevaron a cabo en la década de 1970 como respuesta al importante grado de degradación provocado por los procesos degradativos del suelo. Los sistemas agrícolas se diferencian por el cultivo principal (soja o maíz) y el cultivo de rotación (avena, nabo, crotalaria, lupino, maíz). Las propiedades del suelo se compararon con las de bosques naturales perturbados y plantaciones de eucalipto establecidas en antiguas tierras agrícolas. Se determinaron las propiedades físicas y químicas del suelo en la capa de 0 a 40 cm. Los suelos en los sistemas forestales fueron menos ácidos y contenían mayor concentración de Ca, Mg y K que los suelos agrícolas. En comparación con los bosques naturales, los suelos cultivados contenían entre un 20 y un 40% menos de COS y menores reservas de macronutrientes y una mayor densidad aparente (hasta 1,45 g cm<sup>-3</sup>). Entre los sistemas agrícolas el COS fue mayor con avena sembrada como cultivo de rotación en invierno. Por el contrario, el contenido de N fue mayor en sistemas con lupino o nabos cultivados en invierno. Incluso cuando fueron manejados mediante prácticas de conservación (siembra directa, incorporación de residuos de cosecha y abonos verdes), los suelos de los sistemas agrícolas estudiados mostraron signos de degradación física y química. Los hallazgos muestran que estas prácticas de conservación no son suficientes para corregir el impacto del manejo agrícola intensivo.

**Palabras clave.** Ultisol, Alfisol, Oxisol. Conservación de suelo, carbono.

### **5.2. INTRODUCCIÓN**

Las condiciones climáticas de la región oriental del Paraguay son óptimas para la producción agrícola, lo que ha llevado a una producción intensiva de cultivos y a una deforestación acelerada. Según informes recientes (FAO 2011; GFW, 2019) la deforestación afecta al 60% de las tierras del país. Las áreas deforestadas suelen

destinarse a cultivos anuales, producción de granos y forrajes y a la cría de ganado (Macedo y Cartes, 2003; Grossman, 2012; Parodi y Enciso, 2017; Wesz, 2020).

La producción agrícola se concentra en la región oriental, con cultivos principalmente con soja y maíz, debido a las favorables condiciones climáticas subtropicales. Los pocos estudios sobre las propiedades del suelo en el país han demostrado que los suelos de la región oriental (Oxisol, Alfisoles y Ultisoles) presentan una textura arenosa, bajo COS y baja CIC, lo que indica que los suelos son extremadamente frágiles (Riezebos y Loerts, 1998; Villalba *et al.*, 2020).

En zonas subtropicales como Brasil y Paraguay, los cambios en el uso del suelo han provocado la pérdida de MOS (Marchão *et al.*, 2009; Siqueira-Neto *et al.*, 2010; Zotarelli *et al.*, 2012; Corbeels *et al.*, 2016; Sant-Anna *et al.*, 2017). En un estudio sobre los efectos de los cambios en el uso del suelo y la dinámica de la MOS en un Oxisol, Gmach *et al.* (2018) observaron importantes pérdidas de MOS tras la transformación de bosques nativos en tierras de cultivo. Las prácticas de conservación del suelo, que incluyen la siembra directa con mínima perturbación del suelo, ayudan a reducir la erosión y aumentar la MOS y el reciclaje de nutrientes como N, P y S (Riezebos y Loerts 1998; Tiechera *et al.*, 2017; Telles *et al.*, 2018).

La labranza de conservación (labranza cero, mínima o reducida) se utiliza junto con la rotación de cultivos en un intento de corregir los efectos perjudiciales de la labranza convencional intensiva en zonas tropicales y subtropicales (Calegari *et al.*, 2013; Calonego *et al.*, 2017). El menor nivel de perturbación de la superficie del suelo reduce la pérdida de agua y nutrientes, aumenta la concentración de COS y mejora la estructura del suelo (García *et al.*, 2013; Calonego *et al.*, 2017; Conyers *et al.*, 2019).

El laboreo convencional con arado de vertedera y bajo aporte de residuos vegetales perturba el suelo hasta una profundidad aproximada de 0,25 m (Pittelkow *et al.*, 2015) y también aumenta la aireación y la infiltración de agua. Aunque esta práctica puede favorecer el crecimiento de las plantas a corto plazo, suele provocar la pérdida de nutrientes y C, además de la compactación del suelo a largo plazo (Taboada *et al.*, 1998; Fabrizzi *et al.*, 2008). Los sistemas de laboreo de suelo en los que no se incorporan directamente residuos orgánicos afectan a las propiedades físicas del suelo, alterando el flujo de aire, agua y la resistencia mecánica y, por tanto, afectando al desarrollo de las raíces (Franchini *et al.*, 2012; Topa *et al.*, 2021).

Los sistemas que incluyen rotaciones de cultivos con abonos verdes (gramíneas y leguminosas) sembrados en invierno en siembra directa eliminan los periodos de barbecho y pueden aumentar potencialmente el COS y mejorar así las propiedades estructurales del suelo (Calegari *et al.*, 2013). El manejo del suelo con siembra directa contribuye a la sostenibilidad de los sistemas edáficos en zonas tropicales y subtropicales donde la erosión y la pérdida de COS se ven favorecidas por las altas temperaturas y los niveles de precipitación (García *et al.*, 2008; Crusciol *et al.*, 2010).

El sistema tradicional de laboreo del suelo en barbecho utilizado durante el invierno reduce el rendimiento de los cultivos agrícolas debido a la presencia de malezas, que deben ser eliminadas mediante la aplicación de herbicidas antes de la siembra de los cultivos en verano, lo que agrava la degradación del suelo a través de la erosión y la lixiviación de nutrientes (Bolliger *et al.*, 2006; Powlson *et al.*, 2016).

Los suelos agrícolas de la región oriental de Paraguay son extremadamente sensibles a los efectos de las prácticas agrícolas intensivas, debido a su textura arenosa, baja concentración de MOS y baja CIC (Riezebos y Loerts 1998). Las rotaciones de cultivos con siembra directa de abonos verdes se utilizan para mejorar la calidad del suelo (Joris *et al.*, 2016) y aumentar el rendimiento de los cultivos agrícolas (Calegari *et al.*, 2013).

El uso de siembra directa y abonos verdes en sistemas agrícolas permite el reciclaje parcial de nutrientes a través del rastrojo que permanece en la superficie del suelo (Conyers *et al.*, 2019). En suelos agrícolas de Paraguay, predominantemente de textura arenosa, con baja MOS y baja CEC (Villalba *et al.*, 2020), se utilizan sistemas de conservación de suelos como la siembra directa y la implantación de sistemas silvopastoriles para mejorar las reservas de COS y el reciclaje de algunos nutrientes. A pesar de la susceptibilidad de estos suelos a la degradación, hasta la fecha no se han realizado estudios para investigar la eficacia de estas prácticas para prevenir la degradación.

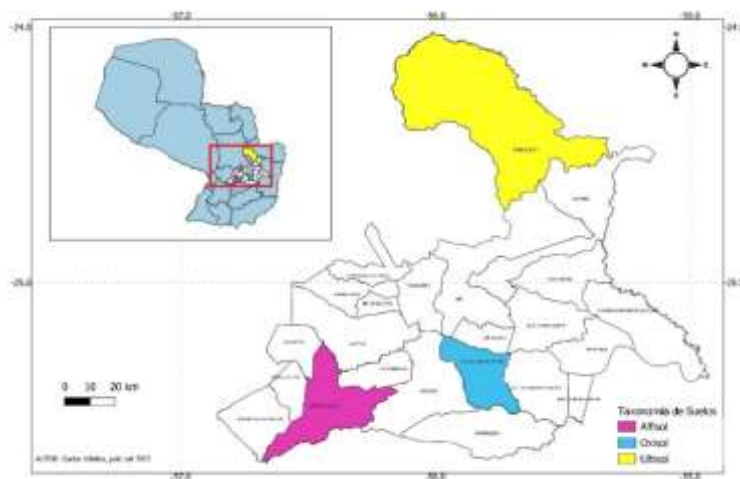
Los resultados del estudio muestran que, en las regiones tropicales y subtropicales, donde los suelos son muy susceptibles a la degradación, la sostenibilidad de los sistemas agrícolas está estrechamente vinculada a los sistemas de gestión del suelo y de los cultivos utilizados. El objetivo de este estudio fue evaluar la calidad de suelos representativos (Ultisol, Alfisol y Oxisol) de la región oriental del Paraguay, bajo diferentes tipos de uso de la tierra (bosques seminaturales, cultivos intensivos y sistemas silvopastoriles

establecidos en antiguas tierras agrícolas). En los sistemas de cultivo intensivo se evaluó la eficiencia de las prácticas de conservación de suelos realizadas en la década de 1970. Esta información será útil para generar estrategias de conservación del suelo y diseñar políticas públicas basadas en la experiencia nacional.

### 5.3. MATERIALES Y METODOS

#### 5.3.1. Características de la zona de estudio

La investigación se realizó en tres áreas de la región oriental del Paraguay con clima similar. El tipo de suelo predominante fue diferente en cada zona (Soil Taxonomy, 2018): (a) Ultisol, en el distrito de Curuguaty, (b) Alfisol, en Coronel Oviedo y (c) Oxisol, en Juan Manuel Frutos. La localización de los sitios experimentales se muestra en la Figura 1. La distancia entre los sitios de estudio es de aproximadamente 150 km. El clima es subtropical, con una temperatura media anual de 26 °C y una precipitación media de 1800 mm año<sup>-1</sup>. En cada una de las zonas se identificaron diferentes tipos de uso y manejo del suelo. Los sistemas establecidos sobre el bosque nativo posterior a la deforestación: a) agricultura intensiva con sistemas de labranza cero y labranza convencional, incluyendo cultivos agrícolas en diferentes rotaciones; b) un sistema silvopastoril con eucalipto (*Eucalyptus spp.*) como especie arbórea predominante.



**Figura 1.** Localización de las áreas de estudio en la región oriental del Paraguay.

#### 5.3.2. Descripción de los sistemas estudiados

Las parcelas experimentales se establecieron en zonas homogéneas, representativas de cada lugar de estudio. Los tipos de sistemas estudiados se resumen en la Tabla 1. El

sistema establecido tras la deforestación (en los años 60'), fue el laboreo convencional (arado de vertedera). Las prácticas de conservación, que incluyen la siembra directa, la rotación de cultivos, los abonos verdes y la incorporación de los residuos de cosecha, se implantaron por primera vez en los años 70` con el objetivo de disminuir los procesos de degradación del suelo, como la erosión y la pérdida de MOS. En la última década, se han establecido sistemas silvopastorales en algunas zonas agrícolas.

Los Ultisoles se caracterizan por un horizonte argílico y una baja saturación de bases, a diferencia de los Alfisoles, que presentan una saturación de bases ligeramente superior. Los Oxisoles se caracterizan por altas concentraciones de óxidos e hidróxidos de Fe y Al (Soil Taxonomy, 2018). La principal diferencia entre los tres órdenes de suelos estudiados está relacionada con la capacidad de intercambio catiónico (CIC), que es mayor de forma natural en los Oxisoles (Tabla 2).

### 5.3.3. Curuguay (Ultisol)

El bosque natural perturbado representativo está compuesto por diferentes especies arbóreas, como *Peltophorum dubium*, *Handroanthus impetiginosus* y *Cedrela fissilis Vell.*, entre otras.

En esta zona de estudio, los principales cultivos agrícolas son la soja (*Glycine max*) y el maíz (*Zea mays*), que se manejan en rotación con distintos tipos de abonos verdes. La soja se siembra en primavera-verano (septiembre-marzo) y los restos del cultivo se dejan in situ como cubierta después de la cosecha. Este cultivo se rota en otoño-invierno (abril-agosto) con nabo forrajero (*Brassica napus*), lupino (*Lupinus ssp.*) y avena (*Avena sativa*). Los restos vegetales de todos estos cultivos se dejan en la superficie. En la rotación con nabo, el subsolado se realiza antes de la siembra, con una eliminación mínima de la cubierta vegetal superficial, pero con cierto movimiento vertical para evitar la compactación de los suelos. Este sistema se considera laboreo reducido. Las parcelas se han manejado de esta forma, con siembra directa, en los 15 años anteriores al estudio. Los rendimientos medios son de 2500 a 4000 kg ha<sup>-1</sup> para la soja y de 3000 a 5000 kg ha<sup>-1</sup> para el maíz (grano). La soja se fertiliza con 8, 60 y 20 kg ha<sup>-1</sup> de N, K<sub>2</sub>O y P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> respectivamente en cada ciclo de cultivo. El maíz se fertiliza con 45 kg ha<sup>-1</sup> de N, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> y K<sub>2</sub>O. Los residuos de soja y maíz se retienen in situ como cubierta postcosecha.

El sistema silvopastoral se estableció 14 años antes del estudio, en tierras agrícolas anteriores. Las principales especies vegetales de este sistema son el árbol *Eucalyptus grandis* y la gramínea *Brachiria brizantha*. La zona está gestionada para el pastoreo de ganado.



**Figura 2.** Muestreo de suelos en parcelas agrícolas y silvopastoriles en la región oriental de Paraguay (Fotografías: C.J. Villalba, 2020).

#### **5.3.4. Coronel Oviedo (Alfisol)**

En esta zona, el grado de intervención antropogénica es bajo (*Tabebuia spp*, *Cedrela fissilism*, *Vernonia schreb*, *Lamanonia vell*). Los suelos de este lugar han tenido este mismo manejo durante los últimos 10 años anteriores al estudio. El cultivo principal es el maíz, que se siembra durante la primavera-verano (septiembre-marzo) y se rota con mucuna (*Mucuna pruriens*) para reducir la presencia de malas hierbas. La mucuna se incorpora totalmente al suelo como abono verde antes de sembrar el maíz. El maíz se utiliza como alimento animal, en forma de ensilado, con una producción de biomasa aérea fresca de aproximadamente 25.000 kg ha<sup>-1</sup>. Este cultivo se fertiliza en cada ciclo con 45, 45 y 45 kg ha<sup>-1</sup> de N, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> y K<sub>2</sub>O. El sistema silvopastoral se estableció en este sitio en 2014 y el componente principal es el eucalipto, en asociación con *Brachiria brizantha*. El ganado pasta en el terreno en enero y febrero.

### 5.3.5. Juan Manuel Frutos (Oxisol)

En este sitio experimental el bosque es predominado por *Araucariaceae henkel* y *Araliaceae juss*, con un bajo grado de intervención antropogénica.

**Tabla 1.** Tipos de uso del suelo y manejo agrícola en los tres sitios de estudio en la región oriental del Paraguay

Orden de suelo (Soil Taxonomy, 2018)	Parcela#	Cultivo	Cultivo de rotación	Manejo de suelo
Ultisol (Curuguaty)	F-Pd	Bosque		
	Sp	Eucalyptus + pastura		
	A-SC	Soja	Maíz	Siembra directa
	A-SL	Soja	Lupinus	Siembra directa
	A-SO	Soja	Avena	Siembra directa
	A-ST	Soja	Nabo	Siembra directa
Alfisol (Coronel Oviedo)	F-Ad	Bosque		
	Sp	Eucalyptus + pastura		
	A-CF	Maíz	Barbecho	Labranza convencional
	A-CM	Maíz	Mucuna	Siembra directa
Oxisol (Juan Manuel Frutos)	F-Hi	Bosque		
	Sp	Eucalyptus + Pastura		
	A-SCr	Soja	Crotalaria	Siembra directa
	A-SO	Soja	Avena	Siembra directa
	A-SC	Soja	Maíz	Convencional

\*Ultisol FoP: F-Pd: Forest (*P. dubiun*), Sp: Silvopastoral, A-SC: Soybean + Corn, A-SL: Soybean + Lupinus, A-SO, A-ST: Soybean + Turnip. \*Alfisol F-Ad: Forest (*Anadenanthera colubrina*), Sp: Silvopastoral, A-CF: Corn + Fallow, A-CM: Corn+mucuna. \*Oxisol F-Hi: Forest (*Handroanthus impetiginosus*), Sp: Silvopastoral, A-SCr: Soybean + Crotalaria, A-SO: Soybean + Oat, A-SC: Soybean + Corn.

Los suelos de este lugar también se han cultivado durante los 10 años anteriores al estudio. La soja es el cultivo principal que se siembra en primavera-verano (septiembre-marzo) y se rota con avena y crotalaria (*Crotalaria juncea L*) en otoño-invierno (marzo-julio). El rendimiento de la soja es de 2000 a 3500 kg ha<sup>-1</sup>. La fertilización consiste en la adición de 8, 60 y 20 kg ha<sup>-1</sup> de N, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> y K<sub>2</sub>O respectivamente.

El sistema silvopastoril se estableció en 2012, con eucalipto como cultivo principal, en asociación con *Brachiaria brizantha*. En este caso, las parcelas no son pastoreadas por ningún animal y el cultivo se cosecha para producir heno, que se utiliza como forraje para los animales.

### **5.3.6. Diseño del experimento y muestreo de suelos para análisis químicos y físicos.**

El experimento se realizó utilizando un diseño de bloques al azar con factores anidados. Los sistemas de manejo fueron evaluados para cada orden de suelo. El muestreo de suelos se realizó entre los meses de marzo, abril y mayo de 2020. El área mínima de cada parcela de muestreo fue de 10 ha. Dentro de cada parcela se seleccionó un área central homogénea de 1 ha y 3 puntos de muestreo al azar. En cada una de las zonas de muestreo se excavaron calicatas (cada una de 300 m<sup>2</sup> de volumen) y se obtuvieron recolectaron las muestras de suelo de diferentes profundidades: 0-5, 5-10, 10-20 y 20-40 cm. Las muestras de las 3 calicatas de la misma zona de muestreo se agruparon y mezclaron para obtener una única muestra compuesta. Las muestras compuestas de cada una de las 3 zonas de muestreo se consideraron réplicas. Se obtuvieron muestras inalteradas a cada profundidad para determinar la densidad aparente. Las muestras de suelo se guardaron en bolsas de plástico, se etiquetaron y se transportaron al laboratorio para su análisis, donde se secaron al aire, se tamizaron a 2 mm y se homogeneizaron, antes del análisis químico. Las muestras se molieron antes del análisis de C y N.

### **5.3.1. Análisis de suelos y reservas de C y nutrientes**

#### **5.3.1.1. MOS y análisis de suelos**

El pH se determinó en CaCl<sub>2</sub> 0,01M, en una proporción suelo:solución de 1:2. La MOS oxidable se midió por el método de combustión húmeda (Walkley y Black) descrito por Jackson (1976). El Al intercambiable se extrajo con 1M KCl. El nitrógeno total (N) se determinó por el método Kjeldahl (sin modificación para incluir nitratos) (Bremner, 1965). El Ca y el Mg se extrajeron con acetato de amonio (1M, pH 7) y se midieron por espectrometría de absorción atómica (Raij *et al.*, 2001); el Fe, Cu, Mn y Zn se extrajeron con solución Mehlich-1 (Raij *et al.*, 2001) y se midieron por espectrofotometría de absorción atómica (EAA); el P se extrajo de la misma manera, pero se midió por el método colorimétrico del azul de molibdeno (Raij *et al.*, 2001). Boro, colorimétrico - azometil-H.

### **5.3.4. Densidad de suelos y textura**

Se extrajeron muestras de suelo inalteradas (Vance, 1990) utilizando un cilindro de volumen conocido (7 cm de diámetro x 7 cm de altura) para determinar la densidad aparente (Da). La distribución granulométrica (arcilla <2 µm, limo 2 a 50 µm, y arenas >

50 mm) se determinó por el método de la pipeta, y la textura se determinó por el método del hidrómetro de Bouyoucos (Soil Conservation Service, 1972). Todas las determinaciones se realizaron por triplicado.

### **5.3.5. Determinación de reservas de COS y nutrientes por unidad de superficie**

Se calcularon las reservas de COS y nutrientes en los distintos sistemas por unidad de superficie. Las diferencias en la densidad aparente del suelo (de 0,9 a 1,50 g cm<sup>-3</sup>) hicieron necesario aplicar modelos de cálculo para corregir el efecto debido a la compactación de los suelos agrícolas. La compactación aumenta la cantidad de compuestos orgánicos e inorgánicos en cada capa estudiada, lo que conduce a una sobreestimación de las concentraciones de nutrientes en cada capa. Para reducir el error en los resultados debido a la compactación, se utilizó la ecuación propuesta por Rovira et al. (2015), para calcular las reservas de nutrientes del suelo, en función de la cantidad de tierra fina. Los resultados se expresaron en kg/400 kgm<sup>-2</sup> de tierra mineral fina.

### **5.3.6. Análisis de datos**

La investigación se basó en un diseño de bloques aleatorizados, con factores anidados para cada lugar experimental y tres repeticiones para cada tipo de manejo del suelo. Se determinaron los valores medios, las desviaciones estándar y se determinaron los coeficientes de variación para cada orden de suelo por tratamiento, y los datos se examinaron posteriormente mediante análisis de la varianza (ANOVA on-way), los datos cumplieron los supuestos de normalidad y heterogeneidad de los datos. Se realizó la prueba de Bartlett y, una vez significativa, el análisis de componentes principales. Las medias de los tratamientos se compararon mediante la prueba de Tukey, y el grado de dependencia y asociación se examinaron mediante análisis de regresión.

## **5.4. RESULTADOS**

En las Tablas 2 y 3 muestran las propiedades químicas y físicas de la capa superficial del suelo (0 a 5 cm) en los sitios experimentales de tres áreas de la región oriental del Paraguay. Los diferentes sistemas se indican en las tablas como F (bosque natural perturbado), Sp (silvopastoril) y A (agrícola).

**Tabla 2.** Análisis químicos y físicos (0-5 cm de profundidad) de Ultisols, Alfisols y Oxisols bajo diferentes manejos de suelos.

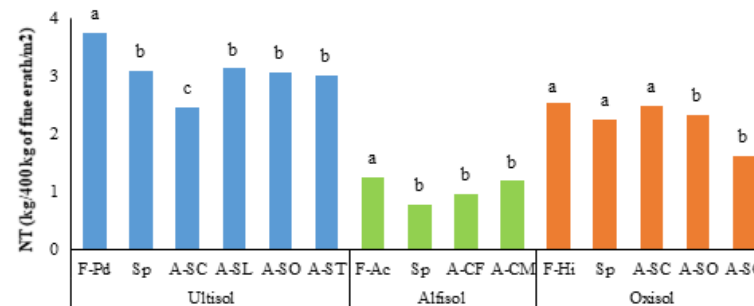
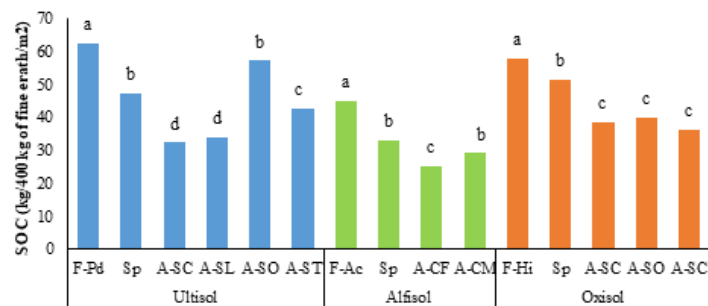
Manejo de suelo	pH	COS ----g kg <sup>-1</sup> ----	NT	C/N	CIC	Al <sup>3+</sup> ----- cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> -----	H <sup>+</sup> Al <sup>3+</sup>	BS %	Densidad g cm <sup>-3</sup>	Textura			
										Arena	Limo	Arcilla	
Ultisol (Curuguaty)	F-Pd	5.2b	14.7a	4.5a	3.5c	12a	0a	1.1a	89a	1.10a	85a	7a	8a
	Sp	4.4d	10.5b	3.0b	4.2b	6.1c	0.23b	2.2b	61c	1.36b	88a	4a	8a
	A-SC	5.2a	11.6b	3.2b	4.5b	8.5b	0.05a	2.5b	69b	1.44b	83a	8a	9a
	A-SL	5.2a	10.8b	3.3b	4.9b	9.4b	0.05a	2.9b	69b	1.30b	86a	8a	6a
	A-SO	5.4a	8.9c	3.1b	6.1a	8.6c	0.04a	2.3b	72b	1.30b	86a	7a	7a
	A-ST	5.0c	6.8d	2.7b	7.4a	7.3c	0.04a	2.6b	64c	1.33b	84a	11a	5a
	P-Value	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.01			
Alfisol (Coronel Oviedo)	F-Ad	5.5a	10a	2a	5.6b	10a	0a	1.5a	80a	0.94a	84a	8a	8a
	Sp	4.4c	5b	1b	7.8a	6.1b	0.1b	2.9b	47c	1.36b	88a	4a	8a
	A-CF	4.5d	4d	1b	11a	5.6c	0.1b	3.3b	40c	1.39b	88a	7a	5a
	A-CM	5.0b	5b	1b	9.5a	6.14b	0a	2.5b	59b	1.34b	88a	7a	5a
	P-Value	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.01			
Oxisol (Juan Manuel Frutos)	F-Hi	5.07a	13a	3a	3.9b	14a	0.17c	3.3a	79a	1.11a	82a	8a	9a
	Sp	4.4c	10b	2c	4.4a	8.1c	1.07a	4.8b	38c	1.25b	81a	9a	10a
	A-SCr	4.9b	7.7c	2.7b	6.4a	7.3c	0.77b	5.4b	69b	1.24b	80a	10a	10a
	A-SO	5.9b	8.1c	2.7b	7.4a	7.9c	0.73b	3.2b	65b	1.27b	79a	10a	11a
	A-SC	4.4d	8.7c	2.0c	5.1a	11b	0.87b	6.7b	38c	1.21b	81a	9a	10a
P-Value	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.01				

\*Ultisol FoP: F-Pd: Forestal (*P. dubium*), Sp: Silvopastoril, A-SC: Soja + Maíz, A-SL: Soja + Lupinus, A-SO, A-ST: Soja + Nabo. \*Alfisol F-Ad: Forestal (*Anadenanthera colubrina*), Sp: Silvopastoril, A-CF: Maíz + Barbecho, A-CM: Maíz+mucuna. \*Oxisol F-Hi: Forestal (*Handroanthus impetiginosus*), Sp: Silvopastoril, A-SCr: Soja + *Crotalaria*, A-SO: Soja + Avena, A-SC: Soja + Maíz.

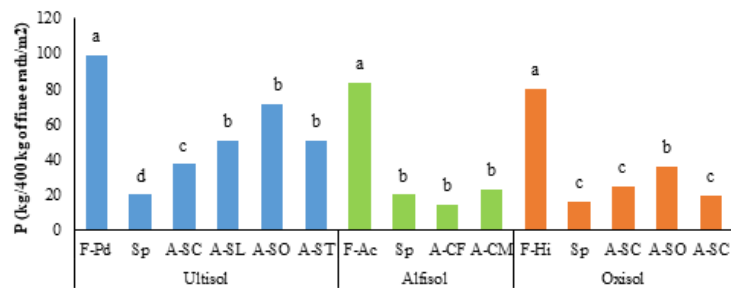
**Tabla 3.** Nutrientes extraíbles de 0 a 5 cm de profundidad de Ultisols, Alfisols y Oxisols bajo diferentes manejos de suelos.

Manejo de suelo	P	S	K <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	B	Cu	Fe	Mn	Zn	
	-----mg kg <sup>-1</sup> -----	-----mg kg <sup>-1</sup> -----	-----%-----	-----%-----	-----%-----	-----mg kg <sup>-1</sup> -----	-----mg kg <sup>-1</sup> -----	-----mg kg <sup>-1</sup> -----	-----mg kg <sup>-1</sup> -----	-----mg kg <sup>-1</sup> -----	
Ultisol (Curuguaty)	F-Pd	26a	11.7a	17.7a	55.1a	16.4a	0.94a	2.23a	9.8c	32b	5.46a
	Sp	5.4b	9.5b	4.3b	39.7c	3.4d	0.38c	1.15c	13b	54a	2.16d
	A-SC	16b	7.0c	5.3c	54.4b	9.7b	0.61b	1.28b	11b	57a	5.21a
	A-SL	14b	6.9c	5.3c	54.4b	9.7b	0.59b	1.27b	12b	54a	4.62b
	A-SO	14b	7.2c	5.4c	58.1b	8.9c	0.92a	0.82e	18.8b	54a	3.43c
	A-ST	8.1c	9b	3.5c	49.4b	11.1b	0.52b	1d	16a	34b	4.37b
P-Value	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
Alfisol (Coronel Oviedo)	F-Ad	24a	4.5a	9.8a	53.4a	16.9a	0.47a	2.33b	33b	157a	9.6a
	Sp	2.2d	2.9b	3.1b	35.5b	8.0c	0.37b	2.63a	22b	91d	4.97b
	A-CF	4.3c	1.8c	2.5c	29.3c	8.5c	0.37b	2.33c	79a	116c	5.17b
	A-CM	6.3b	2.3b	3.8b	42.1b	12.8b	0.33b	1.67c	19c	88d	5.43b
	P-Value	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
Oxisol (Juan Manuel Frutos)	F-Hi	22a	17.5a	7.9a	54.0a	17.2a	1.40a	1.43a	19c	36a	2.63a
	Sp	3.3c	9.8b	3.2c	19.0c	15.8b	0.90b	1.17b	28b	32b	1.63b
	A-SCr	4.4b	12.5b	9.2b	45.9b	14.7b	0.83b	1.33ab	36a	27b	2.73a
	A-SO	7.2b	10.7c	3.9c	44.9b	15.6b	0.67c	1.17b	18.4c	30b	1.73b
	A-SC	5.7b	9.87c	2.8c	23.9c	11.1c	0.87b	1.23c	19c	39a	1.93b
P-Value	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001

Ultisol FoP: F-Pd: Forestal (*P. dubiun*), Sp: Silvopastoril, A-SC: Soja + Maíz, A-SL: Soja + Lupinus, A-SO, A-ST: Soja + Nabo. \*Alfisol F-Ad: Forestal (*Anadenanthera colubrina*), Sp: Silvopastoril, A-CF: Maíz + Barbecho, A-CM: Maíz+mucuna. \*Oxisol F-Hi: Forestal (*Handroanthus impetiginosus*), Sp: Silvopastoril, A-SCr: Soja + *Crotalaria*, A-SO: Soja + Avena, A-SC: Soja + Maíz.

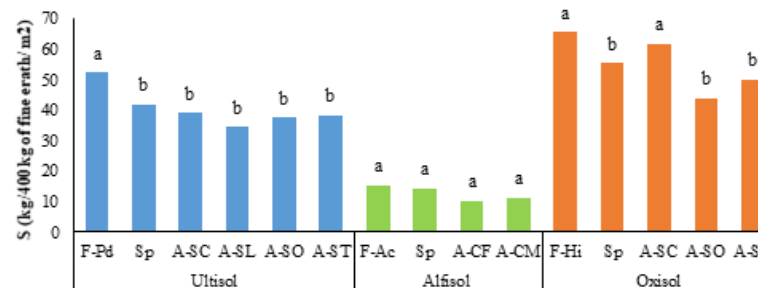


F2a. Carbono Orgánico del Suelo

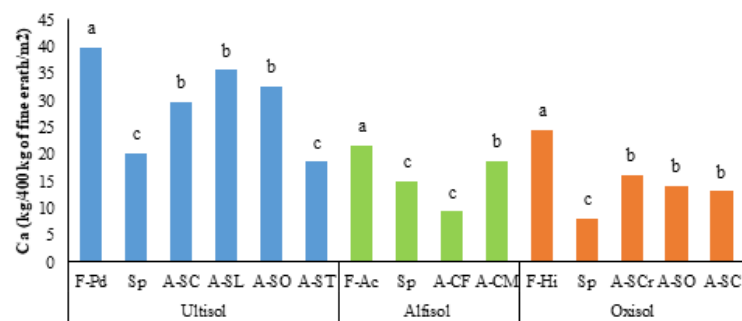


F2c. Fosforo

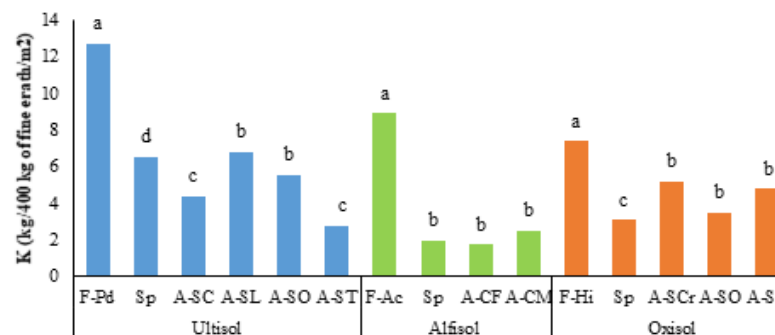
F2b. Nitrógeno



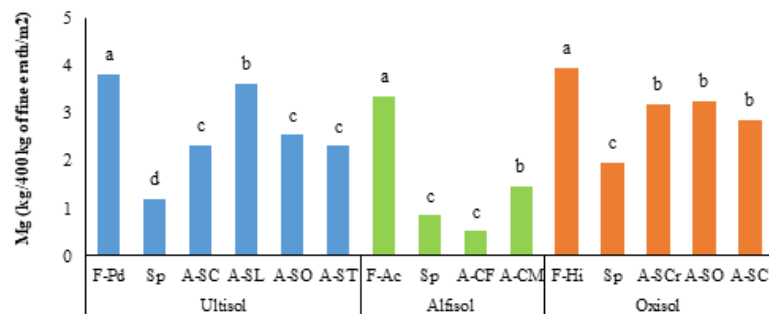
F2d. Azufre



F2e. Calcio



F2f. Potasio



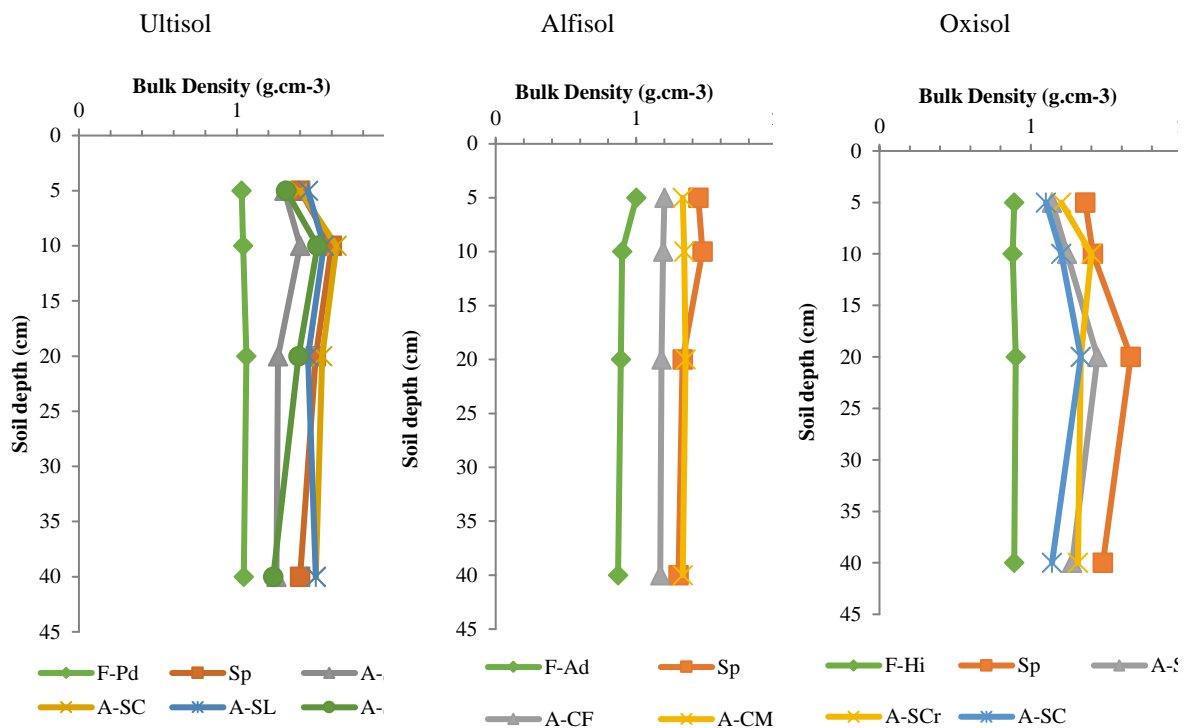
F2g. Magnesio

Ultisol FoP: F-Pd: Forestal (*P. dubiun*), Sp: Silvopastoril, A-SC: Soja + Maíz, A-SL: Soja + Lupinus, A-SO, A-ST: Soja + Nabo. \*Alfisol F-Ad: Forestal (*Anadenanthera colubrina*), Sp: Silvopastoril, A-CF: Maíz + Barbecho, A-CM: Maíz+mucuna. \*Oxisol F-Hi: Forestal (*Handroanthus impetiginosus*), Sp: Silvopastoril, A-SCr: Soja + *Crotalaria*, A-SO: Soja + Avena, A-SC: Soja + Maíz.

**Figura 3.** Reservas de carbono orgánico del suelo (COS) y nutrientes (total N, extractable P y K, Ca y Mg intercambiable) basado en tierra fina (kg /400 kg m<sup>-2</sup> of fine mineral earth).

### 5.4.1. Densidad del suelo y textura

Los valores más bajos de densidad aparente del suelo ( $0,98 - 1,1 \text{ kg cm}^{-3}$ ) se registraron en los sistemas forestales (Tabla 2). Por el contrario, la densidad aparente fue mayor en los sistemas agrícolas, particularmente en el sistema de siembra directa, por el paso de las maquinarias sin rotación de cultivos. La densidad aparente fue mayor ( $1,55 \text{ g cm}^{-3}$ ) en el Ultisol manejado con la rotación soja-maíz (A-SC), en un sitio donde no se había realizado labranza ni cultivo durante más de 15 años. Por el contrario, los valores de densidad aparente fueron inferiores en los suelos con rotaciones de cultivos que incluían abono verde. En cuanto a la relación con la profundidad, la densidad aparente fue mayor en la capa de 5-10 cm en los sistemas de agricultura intensiva (Figura 12).



Ultisol FoP: F-Pd: Forestal (*P. dubiun*), Sp: Silvopastoril, A-SC: Soja + Maíz, A-SL: Soja + *Lupinus*, A-SO, A-ST: Soja + *Nabo*. \*Alfisol F-Ad: Forestal (*Anadenanthera colubrina*), Sp: Silvopastoril, A-CF: Maíz + Barbecho, A-CM: Maíz+mucuna. \*Oxisol F-Hi: Forestal (*Handroanthus impetiginosus*), Sp: Silvopastoril, A-SCr: Soja + *Crotalaria*, A-SO: Soja + *Avena*, A-SC: Soja + Maíz.

**Figura 4.** Densidad del suelo en diferentes profundidades

Los suelos se caracterizaron por una alta concentración de arena (mayor al 88% en el Ultisol y Alfisol), y los tres suelos fueron clasificados como francos arenosos según Soil Taxonomy (2018) (Tabla 2). La región oriental del Paraguay se caracteriza por una alta acumulación de

arena y una muy baja acumulación de arcilla y limo, lo que la hace extremadamente susceptible a los efectos del cambio de uso del suelo.

#### 5.4.1. COS, Nt y relación C/N

En los tres tipos de suelos (Ultisol, Alfisol y Oxisol), las concentraciones de COS disminuyeron en el siguiente orden: bosque natural perturbado (1,2-2 %) > sistema silvopastoral (0,5-1,5 %) > sistema agrícola (0,4-1,2). Como era de esperar, las concentraciones de COS disminuyeron gradualmente con la profundidad en todos los sistemas. Las concentraciones de COS fueron significativamente menores en los sistemas agrícolas que en los demás sistemas.

En cuanto a la influencia de la rotación de cultivos o del abono verde sobre las concentraciones de MOS, no hubo diferencias entre la rotación soja + maíz (A-SC) y las rotaciones que incluían los tres tipos diferentes de abono verde: mucuna, avena y nabo en Ultisol, mucuna en Alfisol y crotalaria o avena en Oxisol. En todos los casos, el sistema de laboreo fue la siembra directa, por lo que la capa superficial del suelo no se mezcló con las capas inferiores.

Las reservas de COS correspondientes a los distintos tipos de uso del suelo y sistemas agrícolas se muestran en la Figura 11a. Los valores se vieron influidos por las diferencias en la densidad aparente. En lugar de considerar profundidades fijas, los valores se expresan en unidades de tierra fina (Rovira *et al.*, 2015). Esta forma de expresar los resultados proporciona estimaciones más precisas de las reservas de COS y nutrientes entre sistemas y facilita las comparaciones. La Figura muestra que las reservas de COS son más de un 30% inferiores en los suelos agrícolas manejados intensivamente (A-ST, A-SL, A-CM, A-SC) que en los suelos forestales naturales alterados. Las pérdidas de COS fueron inferiores, en torno al 10-20%, en las rotaciones que incluían avena (A-SO en Ultisol y Oxisol). En los tres tipos de suelo, la menor diferencia de COS con respecto al bosque (<10%) se produjo en los sistemas silvopastorales (Sp) establecidos en antiguas tierras agrícolas degradadas, lo que sugiere que el COS se ha recuperado más rápidamente que en los sistemas agrícolas.

Como era de esperar, las concentraciones de N (Tabla 2) y las reservas (Figura 3b) siguieron la misma tendencia que el COS. Sin embargo, en los sistemas agrícolas con rotaciones de cultivos que incluían leguminosas y crucíferas (A-SL, A-SCr), las reservas de N fueron mayores que en las rotaciones de cultivos que incluían avena. Las relaciones C/N fueron menores en los suelos forestales que en los suelos cultivados y en los sistemas silvopastorales, lo que indica mayores concentraciones de N en el suelo.

#### 5.4.2. pH del suelo, CIC, saturación de bases

En los tres sitios, el pH de los suelos forestales se situó en el rango de 4,5 a 5,5, siendo el Oxisol el más ácido (Tabla 2).

Considerando los tres suelos, el pH fue más bajo en los sistemas silvopastorales (Sp) que en los suelos forestales. Sin embargo, en los sistemas agrícolas, el pH varió mucho entre los tres tipos de suelos (Ultisol, Alfisol, Oxisol). Así, el pH del Alfisol bajo sistemas agrícolas era significativamente inferior al bosque. Sin embargo, el pH del Oxisol bajo los sistemas agrícolas era significativamente diferente del Oxisol forestal. A diferencia de estos sitios, el pH de los Ultisoles fue mayor en los sistemas agrícolas que en los forestales; este efecto puede deberse a la aplicación de cal agrícola en 2018.

Para todo el conjunto de muestras de suelo analizadas, el pH del suelo se correlacionó negativamente ( $p < 0,001$ ) con el porcentaje de saturación de Al (-0,93) y positivamente con las concentraciones de Ca, Mg y K intercambiables (Tabla 2 y 3), con coeficientes de correlación  $r$  de 0,85, 0,80, 0,77, respectivamente. A medida que aumentaba el pH, disminuía el Al y aumentaban las concentraciones de cationes base intercambiables.

En los tres sitios, el porcentaje de saturación de bases en Ca, Mg y K en los sistemas forestales osciló entre 23 y 54%, 9 y 16%, y 3 y 17 % respectivamente (ver Tabla 3). Las concentraciones más bajas de estos elementos en los tres suelos considerados se dieron en los sistemas silvopastorales. En los sistemas agrícolas, las mayores concentraciones de estos elementos se asociaron a sistemas en los que las rotaciones de cultivos se realizaban en invierno e incluían abono verde.

Los bajos valores de CIC en los suelos estudiados se debieron principalmente al bajo contenido en arcilla y al tipo de mineral arcilloso, predominantemente del tipo 1:1 no expandible. Los valores de CIC se correlacionaron con el pH ( $r=0,78$ ) y la SOM ( $r=0,70$ ). Así, la CIC aumentó con el pH y la materia orgánica y fue mayor en los suelos forestales. En los suelos agrícolas, los valores de CIC fueron más elevados en los sistemas con rotación de cultivos establecidos por siembra directa.

Las reservas de nutrientes por unidad de superficie, calculadas del mismo modo que para el COS, se muestran en las Figuras 2e, f y g. Las mayores reservas se encontraron en los sistemas forestales. En los tres sitios de estudio, la CIC fue menor en los Alfisoles y estuvo correlacionada con el contenido de MOS.

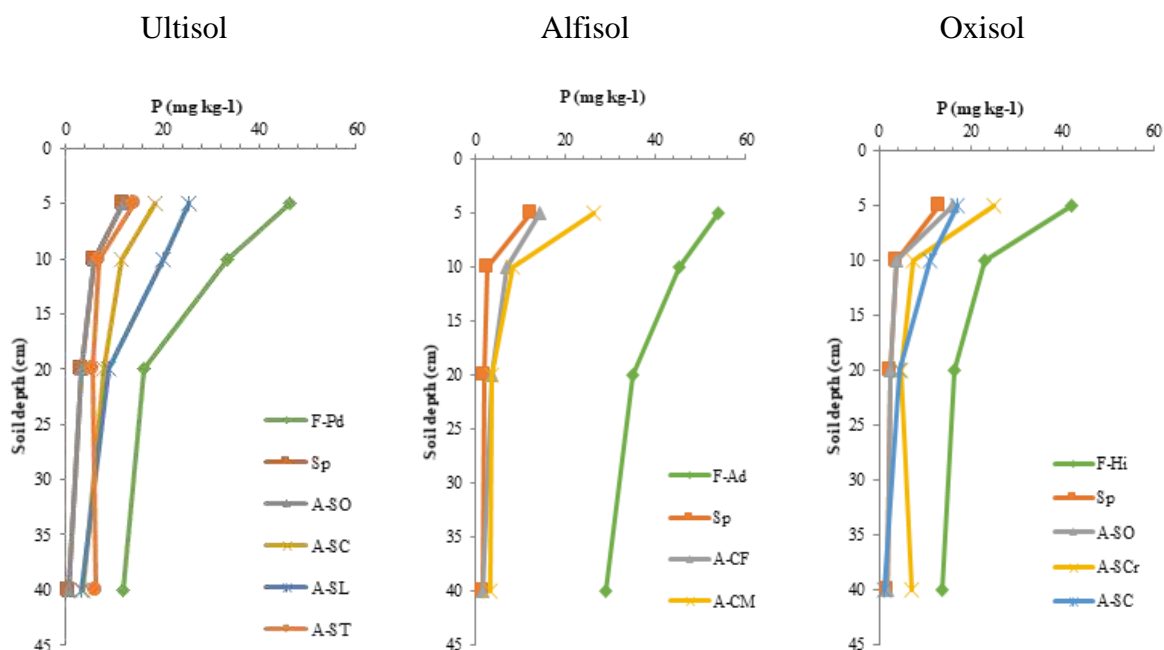
La transformación de suelos forestales nativos a suelos agrícolas implicó reducciones significativas en las reservas intercambiables de Ca, Mg y K (entre el 10 y el 20%, dependiendo del tipo de suelo y del manejo) (Figura 3a). El establecimiento de sistemas silvopastorales en tierras agrícolas degradadas no revirtió esta situación, y se observaron pérdidas aún mayores en los suelos silvopastorales, en los que las existencias eran entre un 30 y un 40% inferiores a las de los suelos forestales.

### 5.4.3. P y S extraíbles

Las concentraciones de P extraíble (Mehlich<sup>-3</sup>) en la capa superior del suelo (0-5 cm) de los suelos forestales oscilaron entre 21 y 29 mg kg<sup>-1</sup>, correspondiendo la mayor concentración al bosque nativo y la menor al sistema silvopastoril. En todos los sistemas, las concentraciones disminuyeron con la profundidad del suelo (Figura 4).

En los suelos agrícolas la concentración de P extraíble fue intermedia entre la de los sistemas forestal y silvopastoril. En los tres suelos, las concentraciones de P fueron más bajas en los sistemas silvopastorales, oscilando entre 2 y 6 mg kg<sup>-1</sup>. Para el conjunto de las muestras, el P extraíble estaba altamente correlacionado con el pH ( $r=0,87$ ) y el COS ( $r=0,90$ ).

La transformación de bosque a sistema silvopastoral condujo a pérdidas de P extraíble de entre el 20 % y el 50 % (Figura F3c). Las reservas de P siguieron de cerca al COS ( $r=0,91$ ). La concentración de S osciló entre 11 y 17 mg kg<sup>-1</sup> en los suelos forestales, pero fue menor (2 a 7 mg kg<sup>-1</sup>) en los suelos agrícolas de la región oriental. Se observaron descensos en las reservas de S y P en el Alfisol, probablemente porque ambos elementos están estrechamente relacionados con la MOS ( $r= 0,87$ ).



Ultisol FoP: F-Pd: Forestal (*P. dubium*), Sp: Silvopastoril, A-SC: Soja + Maíz, A-SL: Soja + *Lupinus*, A-SO, A-ST: Soja + Nabo. \*Alfisol F-Ad: Forestal (*Anadenanthera colubrina*), Sp: Silvopastoril, A-CF: Maíz + Barbecho, A-CM: Maíz+mucuna. \*Oxisol F-Hi: Forestal (*Handroanthus impetiginosus*), Sp: Silvopastoril, A-SCr: Soja + *Crotalaria*, A-SO: Soja + Avena, A-SC: Soja + Maíz.

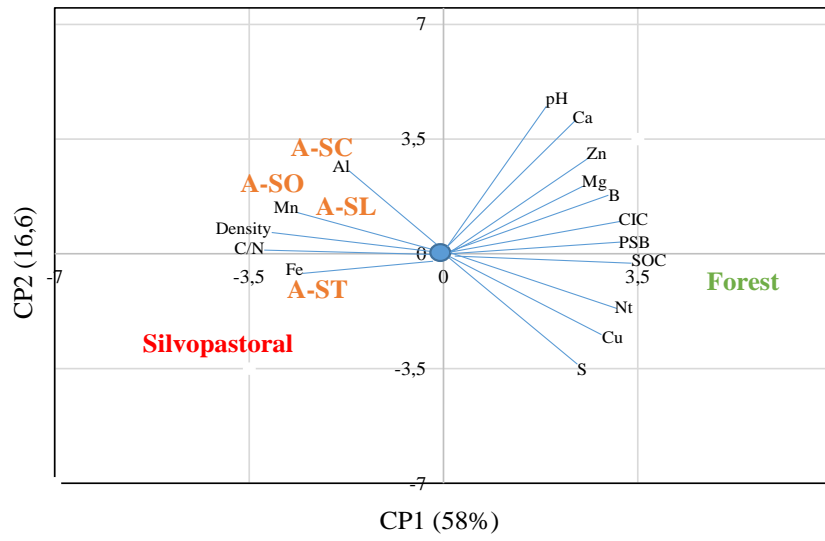
**Figura 5.** Fosforo extraíble en diferentes profundidades, ordenes y manejos de suelos.

#### 5.4.4. Micronutrientes

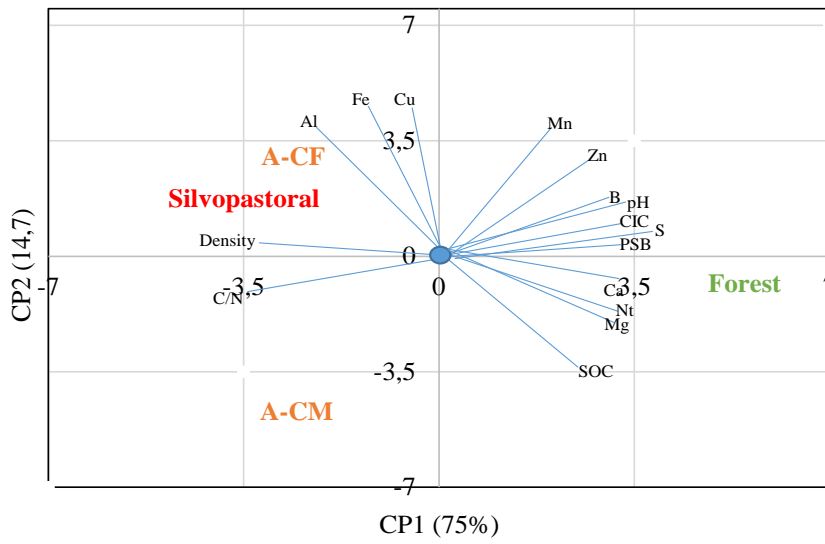
Las concentraciones de B, Cu, Zn y Mn extraíbles con DTPA fueron mayores en los suelos forestales que en los silvopastorales y agrícolas (Tabla 3). La concentración de Fe fue mayor en los suelos más ácidos, ya que en general está inversamente correlacionada con el pH ( $r = -0,80$ ). La COS se correlacionó con las concentraciones de B ( $r=0,85$ ), Cu( $r=0,80$ ) y Zinc ( $r=0,78$ ); en otras palabras, el aumento de la MOS incrementó la disponibilidad de estos micronutrientes.

#### 5.4.5. Análisis de componentes principales

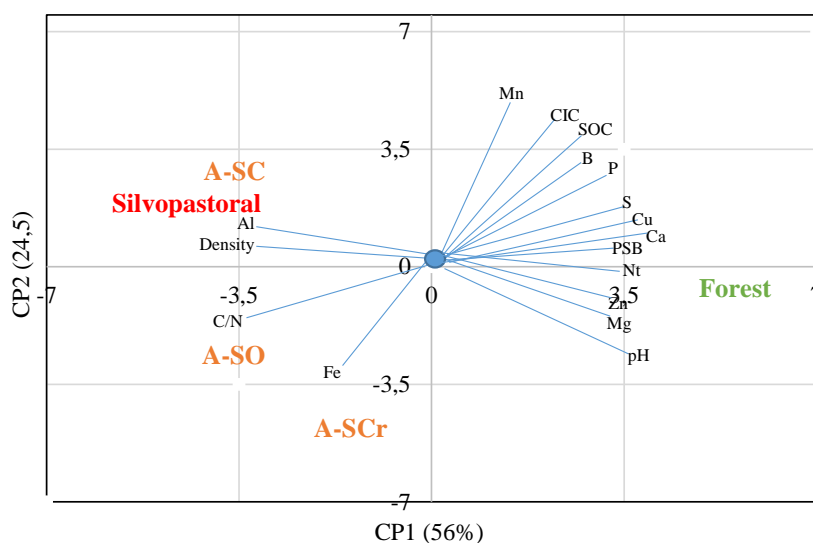
El análisis de componentes principales (PCA) para los tres tipos de suelos estudiados (Figura 5) muestra la distancia actual entre el sistema forestal y los sistemas agrícolas y silvopastoriles intensivos. Para los tres tipos de suelos, los sistemas forestales se caracterizaron por el COS y los nutrientes disponibles, mientras que los sistemas agrícolas se caracterizaron por la acumulación de Al, la pérdida de nutrientes disponibles y los suelos compactados.



Ultisol



Alfisol



## Oxisol

Ultisol FoP: F-Pd: Forestal (*P. dubium*), Sp: Silvopastoral, A-SC: Soja + Maíz, A-SL: Soja + Lupinus, A-SO, A-ST: Soja + Nabo. \*Alfisol F-Ad: Forestal (*Anadenanthera colubrina*), Sp: Silvopastoral, A-CF: Maíz + Barbecho, A-CM: Maíz+mucuna. \*Oxisol F-Hi: Forestal (*Handroanthus impetiginosus*), Sp: Silvopastoral, A-SCr: Soja + Crotalaria, A-SO: Soja + Avena, A-SC: Soja + Maíz.

**Figura 6.** Análisis de Componentes Principales de parcelas para diferentes tipos de uso del suelo y manejo.

## 5.5. DISCUSIÓN

### 5.5.1. Los suelos de la región oriental del Paraguay se caracterizan por su baja fertilidad.

Los datos obtenidos en el estudio confirmaron la baja fertilidad intrínseca de los suelos de la región oriental del Paraguay. Las concentraciones de COS y N total fueron bajas en los suelos forestales, como es característico de los suelos en climas subtropicales (Riezebos y Loerts 1998; Karp *et al.*, 2015), donde las altas temperaturas y la humedad favorecen la mineralización de la MOS (Balesdent *et al.*, 2000).

Los bajos contenidos de COS también están determinados por la textura arenosa de estos suelos subtropicales, que favorece la aireación, y por la falta de protección físico-química que ofrecen las arcillas y los limos finos (Riezebos y Loerts 1998; Dos Santos *et al.*, 2018; Thomaz *et al.*, 2020). En los Ultisoles y Alfisoles bajo estudio, la baja CIC se debe al bajo contenido de arcilla y al mineral arcilloso dominado por arcillas 1:1 con baja capacidad de intercambio. Además, la baja MOS y la extrema acidez reducen la CIC y, por tanto, las reservas de cationes básicos disponibles y otros nutrientes son extremadamente bajas.

La fuerte acidez y la baja MOS implican una baja disponibilidad de P, debido a la precipitación con Al y Fe, y también una mayor saturación de Al, lo que afecta el crecimiento y desarrollo de las plantas. Estas propiedades del suelo son comunes en suelos desarrollados en climas tropicales y subtropicales (Alleoni *et al.*, 2010; Joris *et al.*, 2016).

### **5.5.2. La deforestación de la tierra y el establecimiento de cultivos han provocado la degradación de las propiedades del suelo.**

El estudio reveló un importante nivel de degradación tras la deforestación y el posterior cultivo intensivo. Independientemente del tipo de manejo, en todos los suelos cultivables se han producido pérdidas importantes de MOS, N y P, Mg, Ca, K y B extraíbles. La conversión de bosque nativo en tierras agrícolas es responsable de grandes disminuciones en la MOS (Wei *et al.*, 2015), particularmente en suelos tropicales sujetos a altas temperaturas y precipitaciones. La labranza cero con rotación de cultivos es una forma de mejorar la fertilidad del suelo debido a la mínima alteración del suelo y proporciona beneficios como la conservación del agua y la acumulación de COS (Medeiros *et al.*, 2011; García *et al.*, 2013).

Estudios realizados en áreas similares (Corbeels *et al.*, 2016; Zotarelli *et al.*, 2012; Maia *et al.*, 2010) han demostrado que parte de la pérdida de MOS se debe a la labranza y a los cambios en las condiciones climáticas del suelo después de la deforestación (mayor temperatura y humedad). Estos factores mejoran la aireación y la actividad biológica, lo que aumenta la ya alta tasa de descomposición de la MOS. Se han encontrado tendencias similares en suelos de climas templados (Poeplau *et al.*, 2011; Wiesmeier *et al.*, 2015; Don *et al.*, 2011), aunque el nivel de degradación no es tan alto como en las regiones tropicales y subtropicales.

En el presente estudio se observó una mayor recuperación del COS en el sistema silvopastoril que en el sistema agrícola intensivo. Abreu *et al.* (2020) informaron aumentos en las reservas de carbono hasta una profundidad de 0,5 m en plantaciones de eucaliptos de 4 años, que por lo tanto podrían establecerse como un medio de regeneración de carbono. Las concentraciones de COS se mantienen en las plantaciones de eucalipto después de la conversión de bosque nativo, a diferencia de los sistemas agrícolas intensivos, que causan pérdida de COS (Leite *et al.*, 2010; Fialho y Zinn, 2014; Peter, 2017; Gmach *et al.*, 2018).

### **5.5.3. Densidad del suelo y compactación**

El sistema de labranza cero produjo los valores más altos de densidad aparente (Figura 2). Se sabe que la labranza influye sustancialmente en las propiedades físicas del suelo, afectando el

crecimiento y desarrollo de los cultivos. La compactación del suelo está fuertemente correlacionada con una mayor densidad aparente del suelo, una disminución del volumen y la macroporosidad, que se consideran signos de suelos degradados (Jabro *et al.*, 2011; Moraes *et al.*, 2016).

El presente estudio reveló que la labranza mínima y la siembra directa aumentan la compactación del suelo, con valores de densidad aparente entre 1,33 y 1,53 g cm<sup>-3</sup>. Esto coincide con otros estudios, que compararon la labranza mínima con sistemas convencionales (Jabro *et al.*, 2015a, 2016b). Al igual que en el presente estudio, investigaciones realizadas en Brasil para evaluar la siembra directa de cultivos de soja y maíz y su efecto en la densidad aparente mostraron aumentos hasta una profundidad de 30 cm (Ampoorter *et al.*, 2007; Nunes *et al.*, 2015; Anghinoni *et al.*, 2017).

#### **5.5.4. La pérdida de MOS afecta la CIC y la disponibilidad de macronutrientes, como N y P, y micronutrientes.**

La pérdida de nutrientes observada en el presente estudio puede atribuirse a la extracción por parte de los cultivos, así como al efecto de la propia degradación del suelo. La disminución de la MOS redujo las reservas de todos los nutrientes y, en el caso del P, el menor pH también afectó la disponibilidad de nutrientes.

El P es generalmente limitante en los suelos tropicales, también por los altos contenidos de sesquióxidos de hierro y aluminio, que se unen al P y así también por la absorción por las plantas (Hamer *et al.*, 2012; Gama- Rodrigues *et al.*, 2014; Roy *et al.*, 2016).

#### **5.5.5. pH y Al del suelo**

Se observaron disminuciones en el pH del suelo y aumentos posteriores en el Al intercambiable en los sistemas agrícolas y silvopastoriles, en relación con el sistema forestal. Estas diferencias pueden atribuirse a las altas tasas de extracción de bases intercambiables por parte de los cultivos.

En suelos cultivados con labranza mínima se observó una disminución del Al intercambiable, probablemente debido al aumento de MOS provocado por la rotación de cultivos con abonos verdes, no así en suelos manejados con labranza convencional, en los que la concentración de Al intercambiable fue alta y las concentraciones de P y Ca, Mg y K disminuyeron (Costa *et al.*, 2013; Martins *et al.*, 2014).

Las concentraciones de cationes básicos intercambiables disminuyeron en los suelos agrícolas (ver Tabla 2 y Figura 2). Esto se puede atribuir a que los sistemas de siembra directa con monocultivo de soja provocaron una acidificación del suelo, con menor disponibilidad de Ca, Mg y K que en el sistema con rotación de cultivos en invierno. Aquino et al. (2019), informaron que la acidificación del suelo aumenta los niveles de Al y disminuye la disponibilidad de Ca, Mg y K en el suelo, como también se observó en el presente estudio, en el que las concentraciones de Ca, Mg y K fueron menores en suelos de agricultura intensiva y sistemas silvopastoriles que en el bosque nativo (Crusciol *et al.*, 2014).

#### **5.5.6. Los sistemas de conservación de suelos no son suficientes para disminuir la degradación del suelo.**

Los hallazgos del estudio revelaron signos de degradación del suelo (pérdida de MOS y nutrientes, compactación) incluso cuando se aplicaron técnicas de conservación (labranza cero, rotación con abono verde e incorporación de los residuos de cultivos en el suelo). Esto indica que tales prácticas no son suficientes para prevenir la degradación. Gmach et al. (2018) investigaron la dinámica de la MOS en Oxisoles bajo diferentes tipos de manejo del suelo (siembra directa y labranza convencional) en Brasil y observaron una disminución en el contenido de MOS en relación con el bosque original.

Cavalieri et al. (2009) investigaron el efecto de la siembra directa con diferentes rotaciones de cultivos en Ferralsoles Ródicos en Brasil, previamente manejados bajo labranza/arado convencional, observando que la siembra directa de diferentes rotaciones de cultivos mejora la concentración de COS en la capa superficial del suelo. También mejora la aireación y la permeabilidad al agua. La rotación de cultivos en invierno con cultivos de abono verde aumenta el COS y las concentraciones de N y P disponibles en los suelos de áreas subtropicales (Souza *et al.*, 2008; Assmann *et al.*, 2014).

Los sistemas de rotación de siembra directa disminuyen la perturbación del suelo, con efectos positivos sobre la concentración de COS y la biodisponibilidad de P del suelo (Tiecher *et al.*, 2012; Calegari *et al.*, 2013). Luego de la deforestación del terreno, en todos los sistemas agrícolas se realizaron prácticas de labranza convencional, con remoción constante de tierra, luego se implementaron sistemas de conservación del suelo. Los resultados actuales muestran recuperación de COS y algunos nutrientes.

Los esquemas de rotación que incluyen avena en invierno (mayo a septiembre) aumentan la acumulación de COS y mejoran algunas propiedades del suelo (Genro *et al.*, 2004; Santos *et al.*, 2014). Por otro lado, leguminosas como lupino y mucuna, y otros cultivos como el nabo forrajero (crucíferas) incrementaron las concentraciones de N y P en el suelo. Estos cultivos se descomponen rápidamente, debido a su baja relación C/N, favoreciendo así la liberación de nutrientes al suelo (Carciochi *et al.*, 2019). Esto se atribuye al hecho de que las raíces de los cultivos y pastos mejoran la disponibilidad y el almacenamiento de P orgánico degradable en el suelo, mejorando a menudo el rendimiento de los cultivos (Calegari *et al.*, 2013; Soltangheisi *et al.*, 2019). El P orgánico representó del 15 al 80% del P total del suelo, ya que está presente en la materia orgánica, así como el S y el N. La transformación de los bosques nativos conduce a la mineralización de estos nutrientes, los cuales son absorbidos por los cultivos agrícolas.

Los sistemas de conservación como la siembra directa con rotación de cultivos mejoran la dinámica de los nutrientes (P y N) y también aumentan las existencias de MOS en sistemas agrícolas en climas tropicales (Assunção *et al.*, 2018). La inclusión de leguminosas, como la soja, en los sistemas de rotación de cultivos mejora la fijación de N y juega un papel importante en el desarrollo de modelos de rotación de cultivos. Los pastos tienen un período de descomposición prolongado, produciendo grandes cantidades de biomasa y relación C/N y aportando mayores cantidades de COS al suelo (Mendonça *et al.*, 2015).

### **5.5.7. Cambio de uso de suelo a sistemas silvopastoriles**

El establecimiento de sistemas silvopastoriles en antiguas zonas agrícolas en la última década ha dado lugar a aumentos significativos en la MOS. Sin embargo, en estos suelos se observó una mayor pérdida de la mayoría de los nutrientes (P, Mg, K, Ca) y un aumento de la acidez del suelo, en relación con los suelos agrícolas. Otros estudios han demostrado que la reforestación con eucaliptos (y otras especies) mejora la condición de los suelos degradados, especialmente en sistemas de manejo forestal de baja intensidad (Scalenghe *et al.*, 2015; Boulmane *et al.*, 2017). Parte del aumento de la materia orgánica del suelo se debe a la alta biomasa radicular de esta especie (Razakamanarivo *et al.*, 2011; Christina *et al.*, 2011; Pinheiro *et al.*, 2016).

El eucalipto se caracteriza por altas exportaciones de nutrientes debido a la alta absorción de Ca, Mg y K (Merino *et al.*, 2005). Investigaciones en Brasil han demostrado que los sistemas integrados de cultivo y ganadería, con pastoreo intensivo o moderado, contribuyeron a reducir

la acidez del suelo, aumentar la disponibilidad de nutrientes y disminuir la concentración de Al intercambiable con el tiempo, en relación con los sistemas agrícolas sin pastoreo (Martins et al. otros, 2014a; 2016b).

Sin embargo, estudios realizados en áreas con suelos y ambientes similares en Brasil también han demostrado que el establecimiento de pastos en tierras agrícolas aumenta el contenido de MOS, disminuye la acidez del suelo y aumenta la disponibilidad de nutrientes (Martins *et al.*, 2014a; 2016b; 2020c). El uso combinado de cultivos de pastos y plantaciones de eucalipto (sistemas silvopastoriles) aumenta las concentraciones de COS (Cook *et al.*, 2016). Además, los sistemas de producción integrados (agricultura ganadera) mejoran el reciclaje de nutrientes al aumentar el contenido de COS en las capas superficiales (Martins *et al.*, 2014, Assmann *et al.*, 2014).

Las plantaciones de eucalipto absorben grandes cantidades de cationes básicos y la demanda está relacionada con la tasa de crecimiento. Por lo tanto, la siembra sucesiva en suelos pobres en cationes básicos puede conducir a reducciones de cationes intercambiables a niveles críticos en el suelo. La absorción de Ca está directamente relacionada con la de Mg en la biomasa aérea de plantaciones de eucalipto (Boulmane *et al.*, 2017). Sin embargo, la absorción de Ca es proporcional al crecimiento de la biomasa a lo largo del ciclo, mientras que la absorción de Mg es mayor en los primeros años y luego se estabiliza (Laclau *et al.*, 2010). Considerando los posibles beneficios del sistema silvopastoril sobre la MOS, se podría reducir la exportación de grandes cantidades de nutrientes seleccionando otras especies forestales, como las nativas, y también estableciendo plantaciones mixtas con especies de leguminosas (Carballo-Balheiro *et al.*, 2008; Ruiz-Blandón *et al.*, 2022).

#### **5.5.8. Nutrientes en sistemas agrícolas**

En el presente estudio se muestran que la agricultura intensiva en Paraguay con soja y maíz cultivados como monocultivos es responsable del aumento de la acidificación debido a la extracción de nutrientes y a la degradación del suelo (Tabla 2). Los hallazgos muestran que la agricultura intensiva provoca desequilibrios nutricionales, principalmente en los Alfisoles y Ultisoles, que se caracterizan por bajos contenidos de nutrientes esenciales.

El cultivo de soja puede tener un impacto negativo en la calidad del suelo, lo que lleva a una relación C/N más baja y a un alto contenido de carbohidratos solubles. Por lo tanto, el cultivo de soja como monocultivo aumenta las emisiones de CO<sub>2</sub> y agota el COS, y se recomienda el

uso de rotaciones de cultivos, incluidos cultivos de cobertura, para mejorar la calidad del suelo (Novelli *et al.*, 2011; Novelli *et al.*, 2016).

La intensificación de la agricultura, unida a las altas tasas de extracción y baja reposición tanto de macronutrientes como de micronutrientes, ha provocado una marcada disminución de la fertilidad actual de la mayoría de los suelos de la Pampa argentina. En un estudio de los suelos de esta región, se encontró que los contenidos de calcio (Ca), magnesio (Mg) y potasio (K) en los suelos agrícolas eran, respectivamente, entre un 19 y un 29, un 30 y un 40 y un 12 y un 30 % más bajos que en los suelos no perturbados. (Diovisalvi *et al.*, 2021). En un estudio de diferentes sistemas de manejo de cultivos (fertilización, rotaciones de cultivos) en la Pampa Húmeda Argentina, en el que se evaluaron los efectos de la agricultura intensiva con soja sobre la concentración de COS. Crespo *et al.* (2021), observaron que los sistemas agrícolas que incluyen la rotación de cultivos mejoran la concentración de COS y la disponibilidad de nutrientes.

## **5.6. CONCLUSIONES**

Los resultados del estudio reflejan la baja fertilidad intrínseca de los suelos de la región oriental del Paraguay, debido a las condiciones climáticas y procesos básicos del suelo.

La deforestación de tierras para uso agrícola intensivo conduce a una degradación general, incluidas pérdidas netas de MOS y nutrientes, y también a la compactación del suelo. Las menores concentraciones de nutrientes observadas en los suelos agrícolas se pueden atribuir a la extracción de cultivos, así como a la degradación del propio suelo. La pérdida de MOS conduce a reducciones en las reservas de nutrientes, especialmente de N, P y S, y la acidez afecta la disponibilidad de nutrientes.

Los tipos de manejo realizados, incluido el manejo de conservación (rotaciones de cultivos, abonos verdes, fertilización), no mantienen niveles adecuados de fertilidad. Para el manejo del suelo se recomiendan sistemas de labranza que incluyan abono verde en las rotaciones de cultivos. La siembra directa de avena y nabos y la rotación de cultivos mejoraron las concentraciones de COS y N.

Los sistemas silvopastoriles, establecidos en antiguas tierras agrícolas y basados en el cultivo de eucalipto, mejoraron las concentraciones de MOS, pero generaron cierto grado de acidez, posiblemente debido a la extracción de nutrientes como Ca y Mg. Se podría considerar el uso de especies forestales nativas y el establecimiento de plantaciones mixtas con especies de leguminosas con el objetivo de corregir estos desequilibrios de nutrientes.

## 6. CAPÍTULO II

### **INFORMACIÓN DE LA PUBLICACIÓN CIENTÍFICA.**

**Título:** *Afforestation of a floodplain system in Paraguay with eucalyptus: Effects on soil properties and nutrient stocks*

**Revista:** **Forest Ecology and Management**, 566: 122050.  
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2024.122050>.

**Autor:** Carlos J. Villalba-Martínez

**Coautores:** Agustín Merino y Jorge Etchervers-Barra

**Contribución específica en la publicación:** Conceptualización, metodología e investigación: planteamiento y desarrollo del experimento, análisis químicos, redacción del manuscrito original en conjunto con los tutores de la tesis.

**Índices de calidad:** La revista donde fue publicado el Capítulo II presenta actualmente un CiteScore (Scopus) 7.5 (2023), Journal Impact Factor (Clarivate): 3.7 y las siguientes posiciones en las siguientes categorías: cuartil 1 (Q1) en Biomateriales (SJR 2019 1.2) calculado por Scimago:  
<https://www.scimagojr.com/journalsearch.php?q=25720&tip=sid&clean=0>

**Autorización de la revista:** La revista [Forest Ecology and Management](#), perteneciente a la editorial Elsevier, donde se ha publicado el Capítulo II, permite la reutilización del artículo por parte del autor como parte de su tesis: <https://www.elsevier.com/about/policies-and-standards/copyright> (ENLACE)

## Forestación de eucaliptus en un sistema de llanura aluvial en Paraguay: efectos sobre las propiedades del suelo y las reservas de nutrientes

### 6.1. RESUMEN

Las tierras bajas en Paraguay son un tipo de ecosistema, dominados por gramíneas *Andropogon lateralis* y *Paspalum notatum*, ligados a humedales y acuíferos con una serie importante de funciones ambientales, como almacenamiento de C (Carbono) en suelos, biodiversidad, regulación de flujos y calidad de agua. Los suelos de estas zonas se caracterizan por altas reservas de C, acidez, limitación de nutrientes (baja CIC y saturación de bases) y textura arenosa. Buena parte de la superficie de estos valiosos ecosistemas naturales se están transformando a sistemas intensivos, como cultivos agrícolas de caña de azúcar y plantaciones forestales de eucalipto. Esta transformación supone un potencial impacto sobre el flujo de agua, recarga de lagos, arroyos y amenaza la biodiversidad nativa de esta ecorregión. El objetivo de este trabajo fue evaluar el impacto de las plantaciones de eucaliptos en las tierras bajas sobre las propiedades de los suelos y la extracción de nutrientes. Para ello, se seleccionaron 62 plantaciones de eucaliptos de diferentes edades, entre 2 y 10 años, así como 8 pastizales nativos. En esas 70 parcelas se calcularon las cantidades de nutrientes extraídos y evaluó el impacto sobre las propiedades de los suelos (0–40 cm) y las reservas de C y nutriente. Las plantaciones de eucalipto presentaron un crecimiento alto en los primeros años, llegando a una producción de 215 Mg ha<sup>-1</sup> de biomasa a los 10 años. En los suelos se observaron pérdidas de C en un 40 % en plantaciones de 10 años de edad, los cuales se atribuyen a la preparación inicial del suelo, al drenaje intensivo, además del menor aporte de restos orgánicos por las plantaciones en comparación con los pastizales naturales. A lo largo de la rotación, las reservas de nutrientes disponibles en el suelo (N, P, Ca, Mg y K) disminuyeron en un 50 a 60 %, lo que se atribuye a la extracción de estos elementos por las plantaciones forestales. Se observaron incrementos de densidad aparente de hasta 1.3 g cm<sup>-3</sup>. Estos datos sugieren que las plantaciones de eucalipto establecidas en tierras bajas del Paraguay generan degradación de los suelos afectando a los importantes beneficios ambientales, por lo que deberían de proponerse planes de ordenamiento territorial y practicas silvícolas para evitar la degradación estos importantes ecosistemas.

**Palabras Clave.** Carbono, Extracción de nutrientes, Eucaliptos, degradación del suelo, extracción nutrimental.

## 6.2. INTRODUCCIÓN

Las tierras bajas (flood plain in inglés), a nivel mundial se caracterizan por suelos con altos contenidos de Carbono (C) (Soussana *et al.*, 2010; Lorenz *et al.*, 2018; Hussain *et al.*, 2019). Además, son importantes en la regulación del ciclo de agua y de gases de efecto invernadero (Ricker *et al.*, 2013).

En el Paraguay existen 15 millones de ha de tierras bajas que representan el 34% de la superficie del país (Ávila-Torres *et al.*, 2018). Estos ecosistemas, ligados a los acuíferos y sistemas fluviales de los ríos Paraguay y Paraná, son de alto valor natural de flora y fauna y albergan pastizales nativos (*Andropogon lateralis* y *Paspalum notatum*). Estos ecosistemas de tipo hidromorfos se integran a la unidad del Bosque Atlántico de Sudamérica, que abarcan la región oriental del Paraguay, Brasil, Argentina y Uruguay.

Estas tierras bajas presentan características similares a la provincia de Corrientes, en Argentina, con llanuras extensas y suavemente onduladas. Los suelos hidromorfos se caracterizan por sus grandes reservas de C y presentan limitaciones para el crecimiento de cultivos, por el mal drenaje y anegamientos (Navarro y Kurts, 2018).

El eucalipto es una especie forestal que se ha adaptado a los climas tropicales por su rápido crecimiento (Santana *et al.*, 2008; Pulito *et al.*, 2015; Rocha *et al.*, 2019). Desde el año 2000 las plantaciones de eucaliptos, manejadas en ciclos de rotación cortos (<7 años), se están expandiendo rápidamente en las tierras bajas de Paraguay (Villalba *et al.*, 2023), lo que supone el reemplazo de los pastos naturales (Rodrigues *et al.*, 2019).

La transformación de los pastizales naturales a plantaciones forestales de eucalipto, podrían afectar los recursos hídricos (Lima *et al.*, 2013; Ferraz *et al.*, 2019; Oliveira *et al.*, 2015; Jones *et al.*, 2017), debido al efecto de la preparación intensiva de los suelos, el drenaje y supresión de la vegetación. Según diferentes autores las plantaciones de eucalipto pueden causar disminuciones de los niveles freáticos y del flujo neto de las aguas subterráneas (Jobbágy y Jackson, 2004; Christina *et al.*, 2017). Estas alteraciones de humedad del suelo pueden derivar en el aumento de la mineralización de la MOS (Materia Orgánica del Suelo), con el consiguiente lavado de nutrientes (Rocha *et al.*, 2016).

Investigaciones desarrolladas en regiones de Brasil similares a la zona de estudio sobre el impacto de la reforestación con plantaciones de eucaliptos (Maia *et al.*, 2010) muestran disminuciones en la MOS y se atribuye al descenso del nivel freático, al laboreo intenso y al

menor aporte de coberturas vegetales. Este intensivo manejo favorece la mineralización de las importantes reservas de MOS, incrementando las emisiones de gases de efecto invernadero (O'Mara, 2012; Liu *et al.*, 2017; Lorenz y Lal, 2018).

Si bien en suelos degradados, las plantaciones sucesivas de eucalipto pueden mejorar la concentración de C en los suelos (Maquere *et al.*, 2008; Villalba *et al.*, 2022), las plantaciones intensivas pueden derivar en pérdidas importantes de MO y nutrientes (Leita *et al.*, 2010; Pérez-Cruzado *et al.*, 2014). Especial atención merecen las repoblaciones en climas tropicales y subtropicales (Ferraz *et al.*, 2019) donde los suelos presentan alta fragilidad a los cambios de usos por su textura arenosa y baja CICe (Olivera *et al.*, 2015).

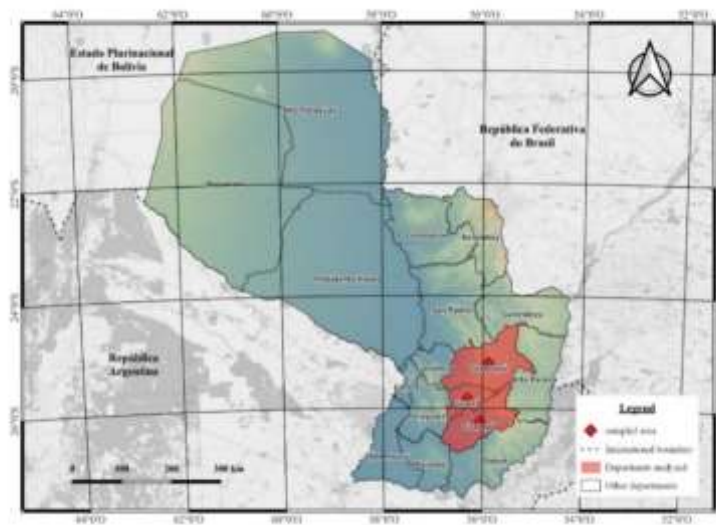
Especies forestales como el eucalipto presentan un rápido crecimiento y con ello extraen del suelo altas cantidades de N, P, K, Mg y Ca (Laclau *et al.*, 2003; Resquin *et al.* 2020). En una investigación realizada en Brasil encontraron que el eucalipto absorbía 83 kg ha<sup>-1</sup> de N, 37 de P, 301 de K y 620 de Ca en rotación de 6.5 años (Santana *et al.*, 2008). Igualmente, Merino *et al.* (2005) en una región templada, calcularon extracciones de 684 kg ha<sup>-1</sup> de N, 26 de P, 223 de K, 283 de Ca y 91 de Mg. La mayor parte de estos nutrientes se acumulan en la corteza y hojas (da Silva, 2013; Resquin *et al.*, 2020), por lo que la cosecha de árbol entero (whole tree harveting) supone una importante exportación de nutrientes. Es por ello que, repetidos ciclos de cosecha pueden afectar las reservas de los nutrientes del suelo, además de incrementar la acidez del suelo (Barreto *et al.*, 2012). Es por ello para mantener la productividad se han incrementado la utilización de cal agrícola y fertilizantes (Leite *et al.*, 2010; Da Silva 2013) y para la reposición de los nutrientes del suelo (da Silva, 2013).

La información anterior muestra que la reforestación de praderas nativas de tierras bajas de Paraguay (cuya singularidad ambiental se ha reconocido por el MADES, 2014; 2018) con especies forestales de alto crecimiento que podría derivar en importantes perturbaciones en los suelos que afecten a los ciclos de agua, carbono y nutrientes. Por este motivo, es necesario realizar una evaluación temprana del posible impacto de estas reforestaciones y con ello proponer mejoras en el manejo. Este trabajo evalúa esta cuestión utilizando un gran número de parcelas, en las que se han calculado el impacto de este de este tipo de reforestaciones sobre las propiedades del suelo, en concreto sobre las reservas de C y nutrientes en los suelos. Los datos serán útiles para conocer el impacto a medio y largo plazo del establecimiento de plantaciones sobre estos ecosistemas, y generar estrategias para mejorar la sostenibilidad de su gestión.

## 6.3. MATERIALES Y METODOS

### 6.3.1. Localización y características de la zona de estudio

La investigación se llevó a cabo en la región oriental del Paraguay, en los Departamentos de Caaguazú, Guairá y Caazapá (Figura 1), ubicados en la ecorregión Bosque Atlántico del Alto Paraná (Ávila-Torres *et al.*, 2018). La red hidrográfica del lugar está dada por los ríos Paraguay y Paraná, los cuales integran la Cuenca de la Plata. Esta región se caracteriza amplias llanuras sometidas periódicamente a inundaciones y están ocupadas por pastizales naturales, humedales y lagos.



**Figura 1.** Localización de las pasturas naturales y plantaciones de *Eucalyptus camaldulensis* en tierras bajas del Paraguay.

El área del estudio se caracteriza por un clima de tipo subtropical (köppen), y presenta una precipitación promedio anual de 1600 mm y temperatura media anual de 26 °C. La vegetación predominante es el pastizal natural, cuyas especies dominantes son *Andropogon lateralis* y *Paspalum notatum*, especies perennes características de estos sistemas (Ávila-Torres *et al.*, 2018). Este tipo de pastura presenta una alta densidad radical, con baja cantidad de producción de hojas.

Los suelos predominantes son Fluvisoles (FAO, 2011) y Ultisoles con propiedades gleicas (Soil Taxonomy, 2014), caracterizados por presentar drenaje lento. Estos suelos se caracterizan por altas concentraciones de MOS, fuerte acidez (pH normalmente inferior a 5), baja CICE

(normalmente inferior a  $4 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ ) y textura arenosa. Por la elevada precipitación y por la influencia del nivel freático, se encuentran saturados de agua la mayor parte del año.

### **6.3.2. Establecimiento de plantaciones intensivas de *Eucalyptus camaldulensis* en zonas bajas**

Las plantaciones de eucalipto (*Eucalyptus camaldulensis*) clonadas tienen como objetivo principal la producción de biomasa para energía en las industrias. Para el establecimiento de plantaciones de eucalipto en estas tierras bajas, primeramente, se realiza un drenaje de las parcelas y un laboreo intensivo. Se utilizan generalmente el arado de vertedera llegando hasta los 0.30 m y el subsolado hasta 0.40 m, para mejorar el enraizamiento y acelerar el drenaje en los meses de alta precipitación son plantados en camellones de 0.60 m de altura, con una densidad es 4 m entre hileras y 4 m entre planta con un total 625 plantas por ha en promedio. Durante el proceso de plantación se realiza una fertilización de base en la propia planta con  $60 \text{ kg ha}^{-1}$  de  $\text{P}_2\text{O}_5$  y otra de cobertura con  $100 \text{ kg ha}^{-1}$  de urea (45%).

### **6.3.3. Diseño experimental y muestreo de suelos**

En la zona de estudio se seleccionaron 8 fincas que incluían el pastizal original (sin reforestar) y plantaciones de *Eucalyptus camaldulensis* de diferentes edades. En total se seleccionaron 62 plantaciones de eucalipto de edades comprendidas entre 2 y 10 años, así como los 8 pastizales originales, adyacentes a esas plantaciones, que fueron utilizadas como testigos referenciales (Tabla 1).

Las plantaciones de eucaliptos presentaron superficies comprendidas entre 20 y 100 ha. En cada una de las plantaciones, el diseño experimental fue de bloques al azar. Los tratamientos consistieron en el pastizal natural y las edades de las plantaciones de eucalipto.

Tanto en los pastizales naturales como en las plantaciones de eucalipto se seleccionaron 3 zonas de muestreo de suelos evitando los bordes. En cada zona de muestreo se practicaron 3 calicatas. En cada una de las tres zonas de muestreo, a cada profundidad (0-5, 5-10, 10-20 y 20-40 cm), se obtuvieron una muestra múltiple compuesta de 12 submuestras. Para determinar la densidad aparente ( $D_a$ ), se tomaron muestras de suelo no perturbadas (Vance, 1990) utilizando un cilindro de volumen conocido (7 cm de diámetro x 7 cm de altura).

Las muestras de suelo se almacenaron en bolsas de plástico, se etiquetaron y transportaron al laboratorio. Para los análisis químicos, las muestras se secaron al aire, se tamizaron a 2 mm y se homogeneizaron, antes del análisis químico de suelo.

**Tabla 1.** Características de las plantaciones de *Eucalyptus camaldulensis* establecidas sobre las pasturas naturales de tierras bajas del Paraguay.

	Nº de parcelas	Plantación edad (años)	Nº de árboles	Altura (m)	Diámetro (cm)	Densidad de plantación ha <sup>-1</sup>
<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	13	2	62	15.8b	15.4c	625
	12	4	62	17.3b	16.6c	625
	13	6	62	19.6b	20.4b	625
	14	8	62	23.1b	21.3b	560
	10	10	62	26.3a	24.2a	416
Pastura natural	8					
Total	70					
Desviación estándar				4.0	3.7	
p-value				0.001	0.001	

\*\* Letras diferentes indican diferencias significativas (Tukey test).

#### 6.3.4. Cosecha de árboles para estimar la biomasa aérea total (Bta)

Durante la primavera y el verano del 2022 y 2023 se realizaron las estimaciones de la biomasa de las plantaciones y se tomaron muestras de las diferentes fracciones arbóreas. Dentro de cada plantación se seleccionó una parcela de estudio representativa de 1 ha, donde se realizaron los inventarios forestales y se cosecharon entre 4 y 6 árboles. En total se cosecharon 62 árboles por edad (310 árboles para el estudio completo).

En cada árbol cosechado de la parcela de estudio se midió la altura total (Ht) y el diámetro normal (DBH). Una vez cosechado en cada árbol, se obtuvo el peso fresco de hojas, corteza, ramas y madera. Para tomar muestras de la corteza y la madera, en cada árbol cosechado, se tomaron 3 discos de 5 cm de espesor en la base, en el centro y en zona más alta del tronco. En cada parcela de estudio de 1 ha se obtuvo una única muestra representativa de hojas, corteza, ramas y madera, formada por submuestras de aproximadamente 2 kg de cada árbol. Todas

muestras de hojas, corteza, ramas y madera fueron transportadas en bolsas de plástico al laboratorio para determinar el contenido de humedad y el peso seco (temperatura de 70 °C).



*Figura 2. Muestreo de suelos en plantaciones de Eucalyptus en tierras bajas de la región oriental del Paraguay (Fotografías: C.J. Villalba).*

### **6.3.5. Análisis de suelo y material vegetal.**

Durante la primavera y el verano del 2022 y 2023 se realizaron las estimaciones de la biomasa de las plantaciones y se tomaron muestras de las diferentes fracciones arbóreas. Dentro de cada plantación se seleccionó una parcela de estudio representativa de 1 ha, donde se realizaron los inventarios forestales y se cosecharon entre 4 y 6 árboles. En total se cosecharon 62 árboles por edad (310 árboles para el estudio completo).

En cada árbol cosechado de la parcela de estudio se midió la altura total (Ht) y el diámetro normal (DBH). Una vez cosechado en cada árbol, se obtuvo el peso fresco de hojas, corteza, ramas y madera. Para tomar muestras de la corteza y la madera, en cada árbol cosechado, se tomaron 3 discos de 5 cm de espesor en la base, en el centro y en zona más alta del tronco. En cada parcela de estudio de 1 ha se obtuvo una única muestra representativa de hojas, corteza, ramas y madera, formada por submuestras de aproximadamente 2 kg de cada árbol. Todas

muestras de hojas, corteza, ramas y madera fueron transportadas en bolsas de plástico al laboratorio para determinar el contenido de humedad y el peso seco (temperatura de 70 °C).

#### **6.3.6. Cálculo de reservas de nutrientes y extracción por las plantaciones.**

La acumulación de los elementos en cada fracción del árbol se obtuvo multiplicando la concentración de los nutrientes por el peso seco de cada tejido respectivo (hojas, corteza, ramas y madera).

En el suelo, las reservas de C y de nutrientes se calcularon por unidad de superficie. Las diferencias entre los diferentes suelos de la densidad aparente (0.9 a 1.30 g cm<sup>-3</sup>) hicieron necesaria la aplicación de modelos de cálculo para corregir el efecto de la compactación sobre el cálculo de la reserva de nutrientes por unidad de superficie. Para reducir este error, se utilizó la ecuación propuesta por Rovira et al. (2015) con base en la cantidad de tierra fina por cada capa de estudio.

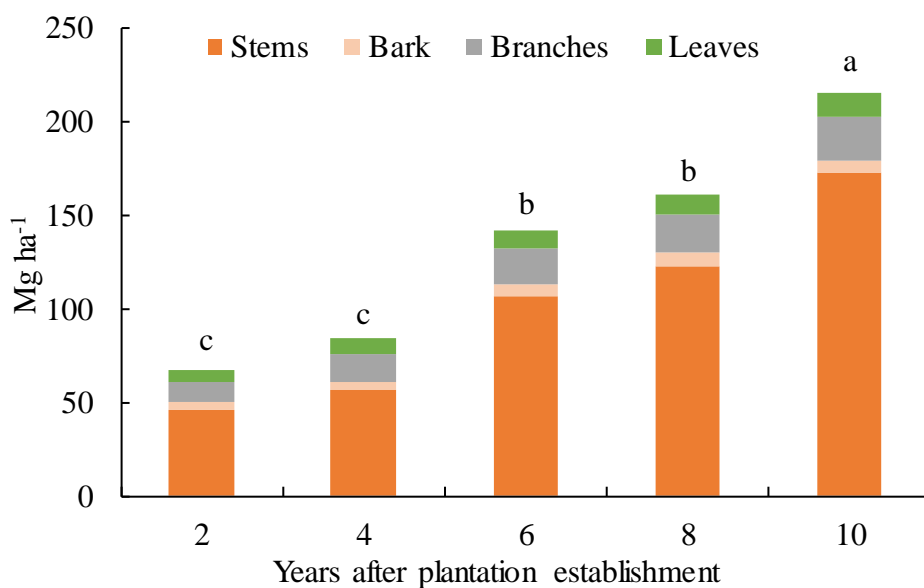
#### **6.3.7. Análisis estadístico**

Para los análisis estadísticos se utilizó el programa Statistical Analysis System, versión 9.2. Los datos se sometieron a un análisis de varianza (ANOVA) y correlación previa a las pruebas de normalidad, heterogeneidad y homocedasticidad, las medias de los tratamientos se compararon mediante la prueba de Tukey.

### **6.4. RESULTADOS**

#### **6.4.1. Producción de biomasa en plantaciones de eucalipto.**

Las características generales de las plantaciones forestales se presentan en la Tabla 1 y la distribución de la biomasa en la Figura 3. El crecimiento de altura (2.1 m año<sup>-1</sup>) y diámetro (2.1 cm año<sup>-1</sup>) de las plantaciones fue uniforme a lo largo de la edad (Figura 3). La producción media de biomasa en las plantaciones evaluadas fue de 21.5 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>. En las plantaciones más jóvenes, la distribución de la biomasa en fracciones del árbol fueron 69 % de madera, 16.6 % de ramas, 5.6 % de corteza y 8.4 % de hojas. En las plantaciones con edad de fin de turno esta distribución fueron 80.1 %, 10.8 %, 3.1 % y 5.8 %, respectivamente.



**Figura 3.** Cambios en la biomasa aérea a lo largo de la rotación en plantaciones de *Eucalyptus camaldulensis* establecidas en pastizales naturales de tierras bajas en Paraguay. Letras diferentes indican diferencias significativas entre praderas y plantaciones de eucalipto de diferentes edades.

#### 6.4.2. Concentración de nutrientes en la biomasa de las plantaciones

Las concentraciones de los nutrientes en los árboles de eucaliptos diferían entre edad y tipo de tejido (Tabla 2). En todas las edades, la corteza y hojas presentaron las mayores concentraciones de nutrientes en comparación a la madera y ramas. El N y K presentaron altas concentraciones en los primeros años de plantación, y a partir de los 4 años disminuyeron en todas las fracciones del árbol. Por el contrario, las concentraciones de Ca aumentaron con la edad, siendo la corteza y las hojas las fracciones con mayores acumulaciones. Con respecto al Mg, P y S, la corteza y hojas presentaron las mayores concentraciones sin que se aprecie una tendencia con la edad. Todos los micronutrientes analizados mostraron sus máximas concentraciones en las hojas, seguido de la corteza, igualmente no se observa una tendencia con la edad.

Las concentraciones foliares de N, P, Fe, Cu, Mn, Zn y B se encontraron condiciones satisfactorias, en cambio para el caso Ca, Mg, K presentaron niveles por debajo de lo recomendado para estas plantaciones (Español *et al.*, 2000; Brañas *et al.*, 2005; Merino *et al.*, 2005; Millner *et al.*, 2012; Resquin *et al.*, 2020).

**Tabla 2.** Biomasa arbórea y concentraciones de nutrientes en plantaciones de *Eucalyptus camaldulensis* de diferentes edades (2 a 10 años) establecidas en pastizales naturales de tierras bajas en Paraguay

Componente	Edad de la plantación (years)	N°	Biomasa	N	Ca	Mg	K	P	S	Fe	Mn	Cu	Zn	B	
															Mg ha <sup>-1</sup>
Madera	2	62	46.5c	69.1c	4a	1.5b	0.4a	0.7b	0.1a	0.5a	15a	139a	1.1c	11.3a	3.8b
	4	62	56.4c	66.3c	3.3a	1.6b	0.3a	1.5a	0.1a	0.4a	7.1b	90b	1.5b	11.8a	7.4b
	6	62	107.3b	75.4b	1.8b	2.2b	0.2a	0.7b	0.1a	0.4a	6.8b	94b	1.7a	0.3b	5.8a
	8	62	123.3b	76.3b	1.7b	3.2a	0.1b	1.2a	0.1a	0.3a	20a	165a	1.7a	0.8b	5.8a
	10	62	172.9	80.1a	1.5b	3.3a	0.1b	1.3a	0.1a	0.3a	23a	167a	1.8a	0.7b	5.9a
Corteza	2	62	3.8d	5.6d	7a	11.5a	4.4a	4.7a	0.9a	1.3a	28a	153a	1.6a	11a	4.1b
	4	62	4.7c	5.5c	6a	11.6a	4.3a	5.5a	0.9a	1.2a	21b	104b	2.0a	12a	7.7a
	6	62	5.9b	4.2b	4.8b	12.2a	4.2a	4.7a	0.9a	1.2a	20b	108b	2.2a	14a	6.1a
	8	62	6.6b	4.0b	4.7b	13.2a	4.1a	5.2a	0.9a	1.1a	34a	179a	2.2a	15a	6.1a
	10	62	6.7a	3.1a	4.8b	13.8a	4.2a	5.7a	0.9a	1.3a	35a	179a	2.3a	16a	7a
Ramas	2	62	11.2d	16.6d	5a	2.5b	0.5a	0.8b	0.4a	0.8a	16a	141a	1.4c	11.6a	4.1b
	4	62	15.1c	17.7c	4.3a	2.5b	0.4a	0.8b	0.4a	0.7a	8.8b	92b	1.8b	12.1a	7.7a
	6	62	19.1b	13.4b	2.8b	3.1b	0.3a	0.8b	0.4a	0.7a	8.5b	96b	2a	0.6b	6.1a
	8	62	21.1b	13.0b	2.7b	4.1a	0.2a	1.3a	0.4a	0.6a	22a	167a	2a	1.15b	6.1a
	10	62	23.3a	10.8a	2b	4.2a	0.2a	1.2a	0.5a	0.7a	22a	168a	3a	1.8b	6.8a
Hojas	2	62	5.7d	8.4d	19.2a	10.3b	3.5a	15a	1.7a	1.5a	79c	569a	3b	8.6a	58b
	4	62	8.8c	10.3c	17.3a	13.6a	1.7b	6.7b	1.4a	1.5a	200a	628a	5a	8.9a	73b
	6	62	9.9b	6.9b	16.8a	14.1a	2.7a	9b	1.1a	1.5a	109b	613a	6a	5.7b	89a
	8	62	10.4b	6.4b	14.3b	14.1a	2.6a	8b	1.1a	1.4a	121b	619a	6a	7.2a	90a
	10	62	12.7a	5.8a	13.2b	14.7a	2.7a	8b	1.1a	1.4a	121b	622a	7a	7.6a	92a

\*\* Letras diferentes indican diferencias significativas (Tukey's test).

### 6.4.3. Propiedades de suelos

En la Tabla 3 se muestran las propiedades físico-químicas de la capa más superficial (0-5 cm) de los suelos de pastizal y las plantaciones establecidas sobre ellos. Los suelos bajo pastizales nativos mostraron concentraciones de COS entre 3 y 3.7 %. En las parcelas repobladas de eucalipto estos valores se redujeron substancialmente. Posterior al establecimiento de la plantación, la concentración media de COS fue de 2.5 % y aumentó hasta 3 %, sin que al final de la rotación (10 años) se alcanzaran las concentraciones los pastizales naturales.

En relación con la evolución de este parámetro, los valores de densidad aparente (DA) en las plantaciones forestales se incrementaron (hasta 1.3 g cm<sup>-3</sup> en las plantaciones de mayor edad) con respecto al pastizal natural, en comparación al pastizal natural (0.98 g cm<sup>-3</sup>). La DA presentó una correlación negativa (p-valor: 0.001; r:-0.85;) con el COS, es decir, los suelos incrementaron la densidad por la pérdida de la COS.

La concentración media de Nt en los suelos de pastizales fue de 0.6 %. Con el establecimiento de las plantaciones ésta disminuyó a 0.1 %. En comparación con el COS, el Nt presentó una menor recuperación a medida que aumentó la edad de la plantación. La concentración de Nt al final de turno fue de 0.16 %, muy inferior a las concentraciones de los pastizales naturales. Como consecuencia de la evolución del COS y Nt en el suelo, la relación del C/N aumentó desde 6 en el pastizal, hasta 20-25 en las plantaciones forestales.

Los pastizales naturales mostraron concentraciones de P extraíble entre 23 a 35 mg kg<sup>-1</sup> los cuales disminuyeron significativamente después del establecimiento de las plantaciones de eucalipto. Estas concentraciones se recuperaron a lo largo de la rotación, sin alcanzar los niveles del pastizal natural (Tabla 3). La concentración S extraíble (Tabla 3) en los sistemas de pastizal fue de 8 mg kg<sup>-1</sup> y no presentó variación con la introducción de las plantaciones de eucalipto.

En cuanto CICE, los suelos con pastizales presentaron valores bajos, en torno a 4.25 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>, lo que está relacionado con la textura arenosa y la acidez (Tabla 3). Este valor disminuyó a 2.8 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> en el momento de la plantación, y posteriormente al finalizar la rotación de 10 años a 1.7 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> (Tabla 3).

Los pastizales naturales presentaron las mayores concentraciones de Ca, Mg y K de cambio, las cuales disminuyeron a un 50% en los suelos en el momento del establecimiento de las plantaciones (Tabla 3), y fueron disminuyendo durante la rotación.

En los pastizales naturales el promedio de la acidez fue de 5.2, y éste disminuyó con el establecimiento de las plantaciones hasta niveles de 5.1 (Tabla 3). Posteriormente, este valor se redujo durante la rotación hasta 4.4. El Al de cambio en el pastizal presentó una nula concentración y aumentó a 0.1 con el establecimiento de la plantación. Al finalizar la rotación de 10 años este valor aumentó a 0.5  $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ , con una correlación negativa con el pH (p-valor: 0.001; r: -0.80). En cuanto a los micronutrientes estudiados (Fe, Cu, Mn, Cu y B), no se observaron variaciones importantes, a excepción del B, cuyas concentraciones disminuyeron con la implantación de eucalipto, presentando el mismo comportamiento que el COS (p-valor: 0.001; r= 0.78).

**Tabla 3.** Propiedades químicas y físicas (0 – 5 cm) del suelo en plantaciones de *Eucalyptus camaldulensis* (2 to 10 años) establecidas en el pastizal natural en tierras bajas del Paraguay

	N° of plots	pH	SOC	Nt	C/N	P	S	Al	Exch				CICE	B	Cu	Fe	Mn	Zn	BS	Arcilla	Limo	Arena	BD
		CaCl <sub>2</sub>	%	-mg kg <sup>-1</sup> -			-----cmolc kg <sup>-1</sup> -----				-----mg kg <sup>-1</sup> -----				%	-----%-----			g cm <sup>-3</sup>				
Pastizal natural	8	5.2a	3.7a	0.6a	6b	35a	8.6a	0b	3.3a	2.9a	0.9a	0.45a	4.25a	0.9a	0.9a	96a	54a	1.0a	56a	20a	5a	75a	0.98a
2-años - eucalyptus	13	5.1a	2.5c	0.1b	25a	7b	7.5a	0b	3.7a	1.9b	0.6b	0.28b	2.78b	0.7a	0.6a	54b	36a	0.9a	42b	21a	5a	74a	1.21b
4-años - eucalyptus	12	5.0a	2.7c	0.12b	22a	4.5b	8.4a	0.3a	3.7a	1.7b	0.5b	0.12b	2.32b	0.9a	0.5a	88a	41a	1.7a	38b	17a	4a	79a	1.22b
6-años - eucalyptus	13	4.8b	2.5c	0.12b	20a	13b	8.7a	0.4a	3.2a	1.6b	0.6b	0.09b	2.29b	0.9a	0.9a	70a	47a	0.3a	41b	16a	5a	79a	1.23b
8-años - eucalyptus	14	4.7b	2.9b	0.14b	20a	12b	9.5a	0.4a	3.9a	1.2b	0.3b	0.10b	1.6b	0.6a	0.6a	88a	45a	0.6a	29c	15a	3b	82a	1.29b
10-años - eucalyptus	10	4.4c	3a	0.15b	20a	10b	7.5a	0.5a	4a	1.2b	0.4c	0.10b	1.7b	0.7a	0.7a	91a	48a	0.8a	29c	15a	3b	82a	1.30b

\*\* Letras diferentes indican diferencias significativas. BS (Base saturation). BD (bulk density)

### **6.1.1. Reservas de C y nutrientes en el suelo y la biomasa aérea en plantaciones de eucalipto establecidas en pastizales naturales de tierras bajas.**

Las reservas de C y nutrientes en los suelos (referidos a 400 kg m<sup>-2</sup> tierra fina para evitar el error de las diferentes densidades aparentes entre parcelas) y los contenidos de C y nutrientes en diferentes fracciones de la biomasa se muestran en la Figura 4.

En los suelos de pastizales la reserva media de COS fue de 60 Mg ha<sup>-1</sup> y, con la introducción del eucalipto, ésta disminuyó un 50 %. Posteriormente, a medida que avanzaba la rotación, la reserva media se recuperó parcialmente, aunque sin llegar a los valores naturales de los pastizales. Los pastizales presentaron una acumulación de C de 2 Mg ha<sup>-1</sup> en la biomasa, lo que representa el 3.2 % del C en el sistema (96.8 % del C se encuentra en el suelo). La biomasa aérea de plantaciones acumuló 120 Mg ha<sup>-1</sup> de C al final del turno, lo que representa el 70 % del sistema (Figura 4). Las fracciones de biomasa que presentaron mayores acumulaciones de C, fueron la madera y las ramas, las cuales representaron el 90 % del C en la biomasa aérea.

A pesar de representar sólo el 6% de la biomasa aérea, las hojas acumularon el 26, 20, 28, 39 y 25 % del N, P, Ca, K y Mg del total de árbol, respectivamente. En la corteza, estos valores fueron 11, 19, 15, 6 y 9 %. Al finalizar el turno, la biomasa aérea de las plantaciones acumuló 600 kg N ha<sup>-1</sup> (Figura 4). La reserva de Nt en suelos, que en los pastos naturales fue de 1000 kg Nt ha<sup>-1</sup>, disminuyó durante la rotación hasta 350 kg Nt ha<sup>-1</sup>. La biomasa aérea de las plantaciones acumuló una cantidad media de 85 kg P ha<sup>-1</sup> al finalizar los 10 años (Figura 4). La reserva de P en el suelo, que en el pastizal natural fue de 90 kg ha<sup>-1</sup>, al finalizar el turno disminuyó a 5 kg P ha<sup>-1</sup>.

Para el caso del Ca, Mg y K, las acumulaciones en la biomasa en las plantaciones fueron de 500, 100 y 400 kg ha<sup>-1</sup>, respectivamente, los 10 años de edad. Las reservas de Ca, Mg y K en el suelo de los pastos naturales fueron de 1400, 230 y 450 kg ha<sup>-1</sup> y disminuyeron durante la rotación hasta 600, 150 y 100 kg ha<sup>-1</sup>, respectivamente (Figura 4)

Como síntesis de los datos anteriores, se destaca que la cosecha de las plantaciones de eucaliptos implica extracciones elevadas de nutrientes, principalmente de N, P, Ca, Mg y K. El conjunto de corteza, ramas y hojas a pesar de representar el 20 % de la biomasa total del árbol, acumula

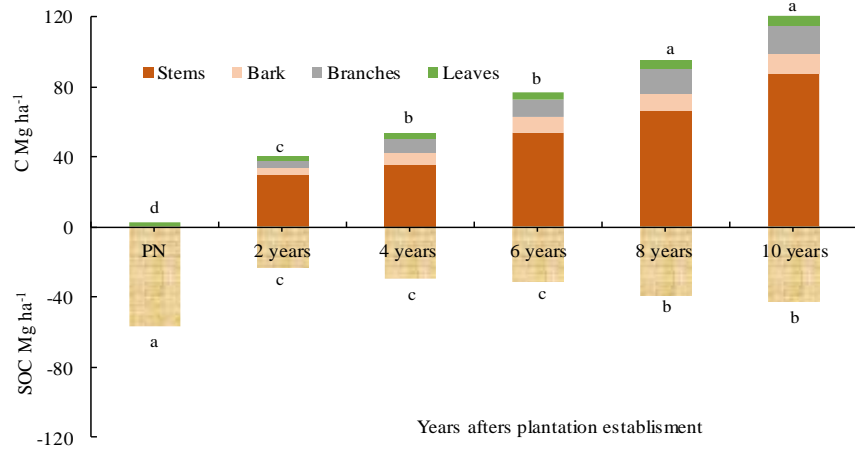
la mayor cantidad de N (63%), P (78%), Ca (54 %) y Mg (86%). Esto es especialmente destacable para el caso del P, cuya reserva al finalizar el turno de rotación son muy bajas.

La madera, en cambio, acumula la mayor parte del K (46 %) de la planta. Estos valores indican que si el aprovechamiento de la plantación es de árbol entero (whole-tree harvesting), la extracción de nutrientes es muy elevada, incluso superior a las reservas de esos elementos en los suelos. Lo que muestra que esta práctica sería insostenible desde el punto de vista nutricional. Si el aprovechamiento sólo es de madera la extracción de nutrientes se reduce considerablemente, a excepción del K, cuya exportación sigue siendo muy elevada.

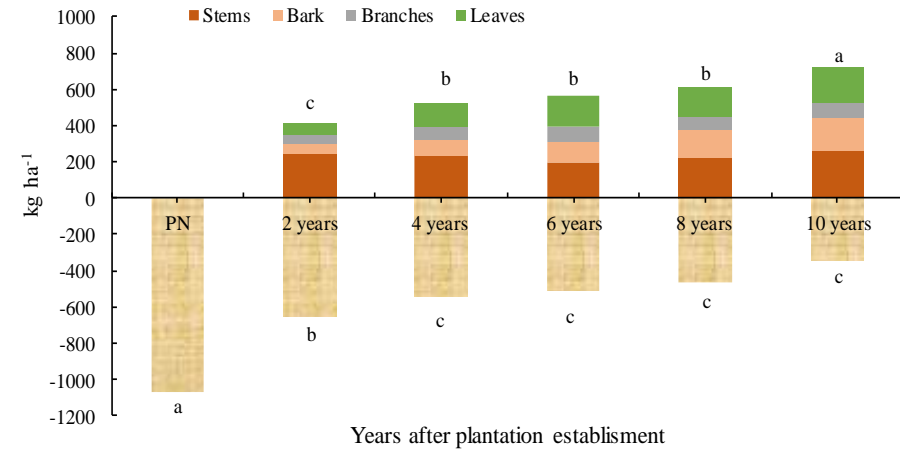
**Tabla 4.** Extracción de macronutrientes por plantaciones de *Eucalyptus camaldulensis* (10 yr).

Tree component	N	P	Ca	Mg	K
	kg ha <sup>-1</sup>				
Madera	263	18	333	18	210
Certeza	182	32	79	40	46
Ramas	86	16	118	6	38
Hojas	195	17	210	41	100
Total nutrients extracted	726	82	740	104	395

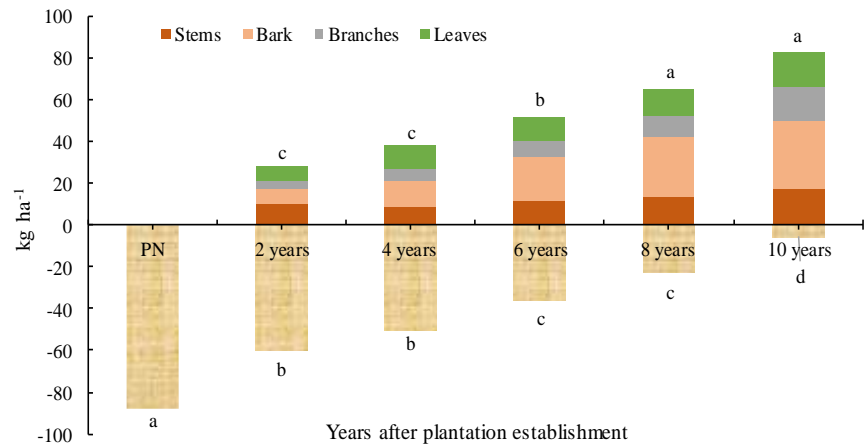
### A- Carbono



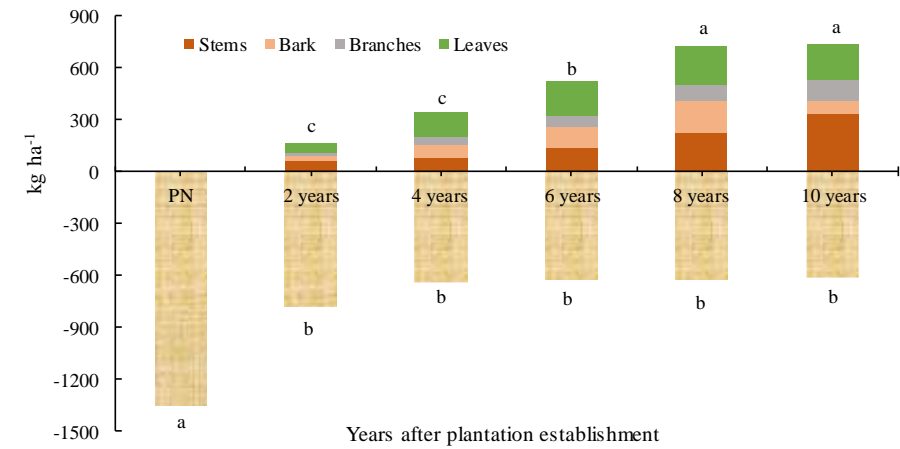
### B- Nitrogeno

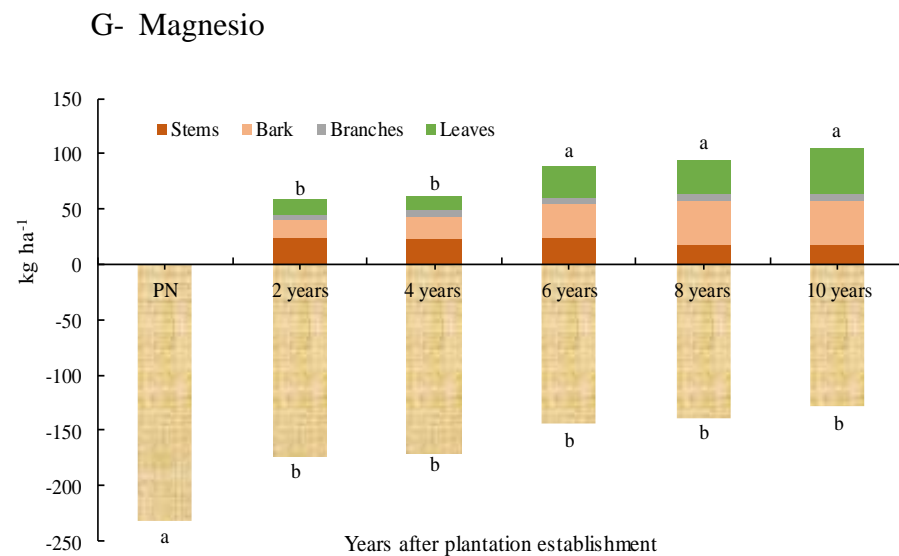
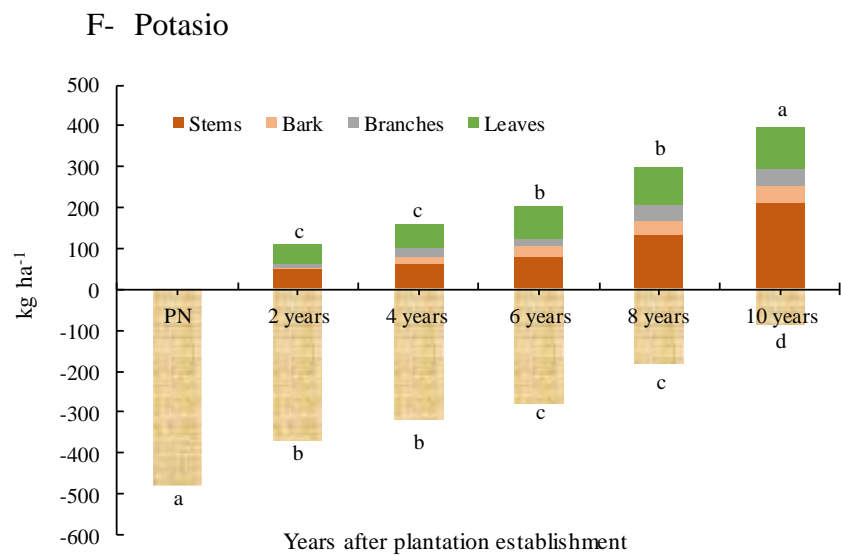


### C- Fosforo



### D- Calcio





**Figura 4.** Reservas de COS y nutrientes absorbidos por plantaciones de *Eucalyptus camaldulensis* establecidas en pastizales naturales de tierras bajas de la región oriental del Paraguay. Para los datos de biomasa, se utilizó la suma de los cuatro componentes arbóreos para la comparación entre praderas y plantaciones forestales de diferentes edades.

## **6.5. DISCUSIÓN**

### **6.5.1. Suelos: propiedades y reservas de nutrientes**

#### **6.5.1.1. Propiedades de los suelos de las tierras bajas con pastizales naturales**

Las tierras bajas localizadas en la ecorregión del Bosque Atlántico de Alto Paraná, entre los ríos Paraguay y Paraná, se caracterizan amplias llanuras ocupadas por pastizales naturales, humedales y lagos (Ávila-Torres *et al.*, 2018). Los suelos de esta zona presentan características propias de condiciones hidromórficas, como son las coloraciones que van del gris pálido al amarillo-verdoso y altos contenidos de MOS: además, muestran acidez, baja CICe y textura arenosa. Estas propiedades se corresponden, en líneas generales, a los encontrados en otros sistemas similares de zona limítrofe de Corrientes, en Argentina c (Navarro y Kurts, 2018).

Las importantes reservas de C en estos suelos (3.6 %, en el horizonte A; 64 Mg C ha<sup>-1</sup>) están determinadas por el pobre drenaje que reduce la aireación, lo que inhibe la mineralización de MOS (Zehetner *et al.*, 2009). La acumulación de C en los suelos de esta zona se da por ciclos de inundación-sedimentación. El C se distribuye por todo el perfil del suelo y su cantidad está relacionada con algunas propiedades edáficas, como la textura (Blazejewski *et al.*, 2009). Las tierras bajas son consideradas de enriquecimientos de los suelos, por el aporte de nutrientes y residuos orgánicos durante las inundaciones (Cook, 2007; Brovelli *et al.*, 2012). Debido a la baja aireación y mineralización, son importantes sumideros de C, además de almacenan altas cantidades de N y P (Cabezas y Comín, 2010).

#### **6.5.2. El COS y Nt se reduce con el establecimiento de plantaciones, por el laboreo y menor aporte de residuos orgánicos.**

En las parcelas reforestadas con eucalipto se observó una disminución del 50 % de las reservas de COS. De forma paralela se produjo un aumento importante de la relación C/N del suelo. La pérdida de MOS durante la plantación se puede atribuir al efecto de dilución por el laboreo, que alcanza 40 cm. Sin embargo, también puede deberse a la mayor aireación del suelo debido a la fuerte mineralización de la MOS por el laboreo (site preparation) y el drenaje de los pastizales naturales realizadas durante el establecimiento de la plantación. Estos elevados niveles de mineralización podrían estar favorecidos por las elevadas temperaturas (T media anual: 27 °C) y humedad del suelo (Brovelli *et al.*, 2012). Puesto que los suelos son arenosos, es posible que la pérdida rápida de MOS se deba también a la falta de protección en forma de complejo órgano-minerales (Six *et al.*, 2002; von Lützow *et al.*, 2006). En los suelos de este estudio, la textura

es arenosa, por lo que la CEC y superficie específica son muy bajas. Esto sugiere que en estos suelos una fracción sustancial de la MOS se encuentra asociada a minerales mediante enlaces débiles a componentes inorgánicos (Six *et al.*, 2002).

A lo largo de la rotación de las plantaciones, las reservas de COS ( $40 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) se recuperaron parcialmente, aunque al final de la rotación no se alcanzaron los niveles de origen. Esta moderada recuperación puede deberse al menor aporte de restos orgánicos de los sistemas forestales, como el eucalipto, en comparación a las praderas (Pérez-Cruzado *et al.*, 2012), así como al mayor contenido de compuestos orgánicos recalcitrantes (mayor contenido de lignina) que se generan en estos sistemas, con menor capacidad de generar MOS (Hättenschwiler y Jørgensen, 2010; Pérez-Cruzado *et al.*, 2014). En el presente estudio, los aumentos de la relación C/N encontrados en los suelos reforestados sugieren ambos procesos, tanto la mayor mineralización debido a la aireación, como la ganancia de restos orgánicos con mayor cantidad de lignina de más difícil descomposición. Los cambios en el COS posterior a la forestación de pastizales en climas templados fueron investigados por Pérez-Cruzado *et al.* (2014), quienes encontraron una disminución del aporte de residuos vegetales ricos en compuestos orgánicos lábiles en el suelo. Se concluye, por tanto, que las importantes pérdidas de COS observadas en las plantaciones establecidas en los pastizales se pueden atribuir a la acelerada descomposición de la MOS (debido a las operaciones de laboreo y drenaje), así como a la falta de protección física de esta MOS por compuestos minerales (baja CEC y textura arenosa).

Por otro lado, las operaciones de preparación para la plantación del eucalipto (site preparation) pueden haber incrementado las emisiones de  $\text{CO}_2$  y  $\text{CH}_4$  desde el suelo, como se ha descrito por Keller *et al.* (2021). Además, la pérdida C repercute en la actividad de los microorganismos del suelo y en los procesos biogeoquímicos, afectando los ciclos del N, P y S (Cookson *et al.*, 2005). Los suelos de las tierras bajas presentan un elevado potencial para actuar como sumideros de N inorgánico, especialmente durante los períodos de inundaciones, como resultado de la eliminación de  $\text{NO}_3$  del agua por inmovilización de los microorganismos del suelo, asimilación de las plantas y desnitrificación (Fisher and Acreman, 2004; Lyu *et al.*, 2021; Walton *et al.*, 2020). Algunos estudios, como el de Mississippi River (Aggarwal *et al.*, 2022), muestran que el drenaje de los suelos afectados por hidromorfía (poorly drained soils) para su puesta en cultivo de maíz y soja ha derivado en incremento de la carga de  $\text{NO}_3$  y nutrientes en las aguas, generando eutrofización. Si bien, el eucalipto podría absorber parte del N mineralizado (Tabla 2), es posible que parte del  $\text{NO}_3^-$  se esté lixiviando a las aguas.

La mineralización del Nt en el suelo depende en gran medida de la actividad microbiana. Es posible que la capacidad de inmovilización del suelo se haya reducido por dos procesos, la primera por la acidez generada durante a lo largo de la rotación y la segunda por la pérdida de la MOS durante el establecimiento de la plantación del eucalipto (Gama-Rodriguez *et al.*, 2005; Gama-Rodríguez *et al.*, 2005; Barreto *et al.*, 2012).

Otra de las consecuencias de la pérdida de MOS es el aumento de la densidad aparente (DA). En las parcelas adultas de eucalipto se encuentran valores de hasta  $1.3 \text{ g cm}^{-3}$ , que podría estar derivando en disminución de la porosidad e infiltración del agua, además incrementando la escorrentía superficial. La menor infiltración y conductividad hidráulica del suelo altera el régimen hidrológico, afectando a la la carga de acuíferos y arroyos (Wang *et al.*, 2023; Lanzanova *et al.*, 2007; Bonetti *et al.*, 2019). Además, la alta densidad aparente dificulta la proliferación de raíces por la mayor resistencia mecánica a la penetración y una baja aireación de los suelos (Chan *et al.*, 2006; Suzuki *et al.*, 2020).

### **6.5.3. Con la introducción las plantaciones de eucalipto se genera mayor acidez e incrementos de Al de cambio y menor saturación de bases**

Los suelos de tierras bajas de la región oriental del Paraguay presentan una acidez natural (pH 4.8), la cual se incrementa con la introducción del eucalipto (pH 4.2 al final del turno). Con el incremento de la acidez del suelo y la pérdida de MO se observa un aumento en la concentración del Al de cambio y un descenso en la Saturación de Bases (BS) de 56 a 29 % (Tabla 3). Aunque la toxicidad del Al varía mucho entre las diferentes especies vegetales, los niveles de pH y Al que se encuentran en las plantaciones de eucalipto más antiguas pueden reducir la fertilidad del suelo e impedir el desarrollo de los pastos, por desequilibrios nutricionales (Álvarez *et al.*, 2005). Aumentos en las concentraciones de Al en el suelo en reforestaciones de eucalipto también han sido reportados por Silva *et al.* (2004), coincidiendo con lo encontrado en este trabajo. La MO del suelo se caracteriza por complejar al Al, lo que reduce el efecto tóxico para las plantas (Rout *et al.*, 2001). La pérdida de MO de estos suelos reforestados deriva en incrementos de la concentración de Al en disolución en el suelo (Rocha, 2016; Álvarez *et al.*, 2005).

El eucalipto es una especie que muestra alta tolerancia a las concentraciones de Al en el suelo (Silva *et al.*, 2004; Gonçalves *et al.*, 2013; Ikka *et al.*, 2013), mostrando productividad incluso en pH por debajo de 4 (Pulito *et al.*, 2015; Santana *et al.*, 2008; Rocha *et al.*, 2016). Además, presenta en la raíz mecanismos para disminuir la toxicidad del Al (Silva *et al.*, 2004; Vieira *et*

al., 2017). Ikka et al. (2013) encontraron altas concentraciones de Al en la raíz de *E. camaldulensis* trabajando con sistemas de soluciones hidropónicas y mencionan que estas especies presentan alta adaptabilidad a estas condiciones. Gonçalves et al. (2013) mencionan que si no se realizan correcciones con la utilización de cal agrícola posterior a la cosecha del eucalipto la tendencia es una menor disponibilidad de nutrientes del suelo por la fuerte acidez y altas concentraciones de Al que podría afectar la productividad de cultivos posteriores.

#### **6.5.4. Evaluación de la biomasa de plantaciones de *E. camaldulensis*.**

##### **6.5.4.1. Producción de biomasa de las de plantaciones de *Eucalyptus camaldulensis* establecidas en pastizales naturales**

El crecimiento de altura (30 m) y diámetro (27 cm) de las plantaciones fue uniforme a lo largo de la edad (Figura 2). La producción de biomasa media para las plantaciones evaluadas fue de 21.5 Mg ha<sup>-1</sup> por año. En una investigación desarrollada por Resquin et al. (2020) en Uruguay donde evaluaron especies de eucaliptos (*E. benthamii*, *E. dunnii* y *E. grandis*), bajo diferentes densidades de plantación y extracción de nutrientes, encontraron producciones de biomasa de entre 12 a 23 Mg ha<sup>-1</sup> por año y mencionan que con bajas densidades (menor a 1000 plantas ha<sup>-1</sup>) aumentan el diámetro a pesar de presentar altas concentraciones de nutrientes en los tejidos vegetales. Merino et al. (2005) reportan crecimientos 17 Mg ha<sup>-1</sup> por año para plantaciones *Eucalyptus globulus* en España, entre los 13 a 18 años de edad. Igualmente, en Brasil Santana et al. (2008) encontraron que diferentes especies de eucaliptos muestran una producción media anual de biomasa de entre 12 a 28 Mg ha<sup>-1</sup> por año. En este estudio, en las plantaciones adultas la madera representó el 85 % de la biomasa total, seguido de las ramas, hojas y corteza. Estos datos son similares a los reportados por Merino et al. (2005) y Resquin et al. (2020).

##### **6.5.4.2. Concentraciones de nutrientes en tejidos arbóreos de *E. camaldulensis***

Las concentraciones foliares de N encontrados en estas plantaciones fueron similares a los observados en con otros estudios (Español et al., 2000; Brañas et al., 2005; Merino et al., 2005; Millner et al., 2012; Resquin et al., 2020). Los adecuados niveles de N aseguran el desarrollo del área foliar en los primeros años del eucalipto (Brinkhoff et al., 2022). Las concentraciones foliares de Ca, Mg, K y P fueron más altas que las reportadas por esos estudios. Los valores de micronutrientes se encuentran en rangos similares a los reportados por diversos autores (Español et al., 2000; Brañas et al., 2005; Merino et al., 2005; Resquin et al., 2020). Por tanto, los niveles encontrados muestran una adecuada nutrición de estas plantaciones.

En el presente estudio, cuando la reforestación ha llegado a una altura de 15 a 20 m (cierre del dosel, entre ellos 6 a 8 años) se reduce la concentración de N, P, Mg y K en hojas, en cambio el Ca se incrementa con la edad (Tabla 2). Laclau et al. (2009) mencionan que las mayores concentraciones de N, P, Mg y K se muestran en los primeros años del eucalipto y el elemento que se aparta de esta tendencia es el Ca, cuyas mayores concentraciones se incrementan con la edad de plantación. Este proceso ha sido descrito también por Turner et al. (2008) donde evaluaron el ciclo de nutrientes en secuencias de edades en dos especies de eucalipto (*E. grandis* and *E. pilularis*), y las máximas concentraciones de N, P y K en hojas se presentan en los primeros años de edad y posteriormente disminuyen con a lo largo del tiempo.

#### **6.5.4.3. Extracción de nutrientes por plantaciones de *E. camaldulensis* establecidas en pastizales naturales**

Los datos de este estudio muestran que las plantaciones de *E. camaldulensis* cultivadas en tierras bajas acumulan altas cantidades de N, Ca, Mg y P, principalmente en las hojas y la corteza, las menores concentraciones se presentan en las ramas y último la madera. El 51 % de N, 49 P, 289 Ca, 80 Mg y 146 del K se acumulan en hojas y corteza a pesar de que estas fracciones suponen sólo el 9 % de la biomasa total del árbol al final de los 10 años.

Es importante destacar que las reservas de nutrientes del suelo en las plantaciones de eucaliptos, disminuyeron a lo largo de la rotación (Figura 4). Al finalizar los 10 años de la plantación se registraron reducciones entre 60 y 80 % de las reservas de N, P, Ca y K en el suelo. Las especies forestales de rápido crecimiento, manejadas de forma intensiva, como el eucalipto, se caracterizan presentar altas necesidades de nutrientes (Fife *et al.*, 2008). El eucalipto es eficiente en extraer N, P, Ca y Mg, así como agua de diferentes profundidades del suelo, a pesar de tener una baja densidad radical (Silva *et al.*, 2011; Gonçalves, 2013; Rocha *et al.*, 2016). En este sentido, las tierras bajas con pastizales naturales presentan condiciones de humedad y relativa buena fertilidad del suelo, lo que favorece un buen crecimiento de esta plantación, lo que implica una alta demanda de nutrientes.

En el presente estudio, se destacan las importantes reducciones de las reservas de N, P, K y Ca de los suelos a lo largo de la rotación (Figura 4). Santana et al. (2008) evaluaron la extracción de nutrientes por plantaciones de eucaliptos en Brasil, encontrando altas acumulaciones de N, Ca y K hasta los 6 años de edad. Las hojas, ramas y la corteza del eucalipto acumulan la mayor cantidad de N, Mg y Ca, lo que refuerza la idea de que al cosechar la madera descortezada en

el sitio favorece el reciclaje de nutrientes (Tablas 2 y 4). Rocha *et al.* (2016), mencionan que las caídas de las hojas durante el ciclo de la plantación del eucalipto podrían aumentar la concentración de nutrientes en la primera capa del suelo.

Al finalizar la rotación, a los 10 años, como resultado de la importante extracción de nutrientes por la planta, las reservas de N, P, Ca y K en el suelo están muy por debajo de las reservas originales de los pastizales naturales. Esta situación genera un desequilibrio que repercute en la fertilidad del suelo y crecimiento de la siguiente rotación, e incluso de la calidad del pasto para los animales. Diferentes trabajos (Merino *et al.*, 2005; Foltran *et al.*, 2019) muestran que la importante exportación de nutrientes en plantaciones forestales intensivas cuando éstas se cosechan de árbol entero (whole-tree harvesting) y con las sucesivas rotaciones pueden afectar a la fertilidad de los suelos.

#### **6.5.5. Estrategias silvícolas para un manejo sostenible de plantaciones de forestales en las tierras bajas.**

En el presente estudio la evaluación del crecimiento, acumulación de nutrientes en biomasa y las reservas en suelos de las plantaciones de *E. camaldulensis* a lo largo de la rotación, proporciona una información valiosa para diseñar estrategias de sostenibilidad de este tipo de reforestaciones en las tierras bajas de Paraguay. Los datos muestran que es preciso realizar una adecuada planificación de este tipo de usos, considerando superficies de actuación y prácticas silvícolas para reducir el impacto sobre los suelos (y posiblemente sobre las aguas). El presente estudio se centra en los impactos sobre los suelos, por lo que otras investigaciones sobre recursos hídricos o biodiversidad son también necesarias.

En este sentido, por las importantes funciones ambientales de las tierras bajas, reconocidas por el MADES, (2014; 2018), las posibles repercusiones de la sustitución de las praderas naturales por plantaciones intensivas de eucaliptos que implican perturbaciones importantes deberían ser consideradas. Dada la actual demanda por energía y pulpa de papel, existe la amenaza de que esta práctica se generalice en estos ecosistemas, por lo que es necesario legislaciones para controlar y regular la expansión de plantaciones intensivas, especialmente en áreas naturales con especial valor ambiental como es el caso.

Este estudio muestra el impacto sobre el suelo durante el establecimiento de la plantación. El laboreo intensivo (hasta 40 cm de profundidad) y el drenaje del suelo de toda la superficie de

la parcela generan una importante perturbación en el suelo, favoreciendo la evacuación del agua, la aireación del suelo. El drenaje potencia la mineralización de la MOS, con la consiguiente pérdida de nutrientes hacia las aguas y gases (CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub>) hacia la atmósfera. Parece lógico proponer que el laboreo intensivo se sustituya por un subsolado a lo largo de la fila de plantación (Merino *et al.*, 2003).

La importante reducción de las reservas de nutrientes en el suelo que se observa a lo largo de la rotación se puede atribuir a la extracción por las plantaciones de eucaliptos. La reducción de las reservas de nutrientes en el suelo muestra que el aprovechamiento de todo el árbol (whole-tree harvesting) no es sostenible a corto o medio plazo. A pesar del eficiente uso de nutrientes por las especies de eucaliptos, el sistema ha entrado en un estado crítico para el suministro de nutrientes. La elevada acumulación de nutrientes en corteza, hojas y ramas, indica que aprovechamiento de estas plantaciones debe limitarse a la madera, tal como se propone en otras investigaciones (Paes *et al.* 2013; Hernández *et al.*, 2016)

La exportación de nutrientes también se puede reducir si disminuye las densidades de plantaciones y también incrementando la duración de la rotación (Rodríguez Soalleiro, *et al.*, 2007). Además, las altas densidades en las plantaciones de eucaliptos reducen el ingreso de la luz y el agua disminuyendo el crecimiento de los pastos (Almeida *et al.*, 2007; Resquin *et al.*, 2020), por ello la reducción de la cantidad de árboles por ha, podrá contribuir no solamente a una menor extracción de las reservas del suelo, sino también a un mejor crecimiento de las praderas naturales para generar una mayor cantidad de MOS sobre la superficie del suelo.

Otra posibilidad es implementar prácticas de reposición de nutrientes por medio de fertilizaciones (Viera *et al.*, 2016), por ello se recomienda una de reposición anual de 73 kg ha<sup>-1</sup> de N, 9 de P, 73 de Ca, 10 de Mg y 39 de K (Tabla 4), con el propósito de mantener la reserva de nutrientes extraídos por durante el ciclo de plantación del *E. camaldulensis* cultivadas en tierras bajas.

## **6.6. CONCLUSIONES**

Los suelos de los pastizales naturales de las tierras bajas de la región oriental del Paraguay, las cuales corresponden a llanuras de inundación, ubicados en la ecorregión del Bosque Atlántico, presentaron altas reservas de COS. El establecimiento de las reforestaciones con eucalipto, que implica laboreo y drenaje, reduce las reservas de COS.

En las parcelas repobladas de eucalipto los suelos presentaron mayor acidez e incrementos en las concentraciones de Al, en comparación al pastizal natural. Las reservas de N y P en el suelo presentaron reducciones del 50 al 80 %, asociadas a la pérdida de MOS. Igualmente se presentaron pérdidas de las reservas de Ca, Mg y K hasta un 60 %. Parte de las pérdidas de estas reservas se atribuyen a la fuerte extracción de nutrientes, que es característico de las plantaciones intensivas de eucalipto.

En todas las edades estudiadas, la corteza y hojas fueron los tejidos que presentaron las mayores concentraciones de nutrientes en comparación a la madera y ramas. La corteza, ramas y hojas representan el 20 % de la biomasa total del árbol y acumulan la mayor cantidad de N, P, Ca y Mg. En cambio, la madera acumula la mayor parte del K. Por ello si el aprovechamiento de la plantación es de árbol entero, la extracción de nutrientes es muy elevada, incluso superior a las reservas de los suelos de tierras bajas.

En base a estos datos, se concluye que es necesario una planificación de estos nuevos sistemas, que considera ordenación territorial y prácticas de conservación de suelo (laboreo, fertilización, gestiones silvícolas) y de esta manera generar estrategias para la sostenibilidad de estos ecosistemas.

## 7. CAPÍTULO III

**Título:** Dinámica de la materia orgánica y fósforo posterior a la forestación de pastizales naturales con eucaliptus en el Chaco Húmedo

**Autor:** Carlos J. Villalba-Martínez

**Coautores:** Souza-Alonso, P., Piñeiro V., Etchevers, J., Merino, A.

**Contribución específica en la publicación:** Conceptualización, metodología e investigación: planteamiento y desarrollo del experimento, redacción del manuscrito original en conjunto con los tutores de la tesis.

## Dinámica de la materia orgánica y fósforo posterior a la forestación de pastizales naturales con eucaliptus en el Chaco Húmedo

### 7.1. RESUMEN

Las llanuras de inundación de las tierras bajas del oriente de Paragua (que forman parte de la región de este del Paraguay y noreste central de Argentina) se caracterizan por suelos con una capa freática somera que genera anegaciones temporales en algunos meses del año y dominas por praderas naturales como el *Andropogon lateralis* y *Paspalum notatum*. Los suelos, mayoritariamente Ultisoles con propiedades gléyicas, almacenan grandes reservas de C y suponen un importante filtro para evitar el lixiviado de P y otros nutrientes a los cauces. La degradación de estos suelos podría provocar grandes emisiones de gases de efecto invernadero y eutrofización e hipoxia de las aguas de las inundaciones. En la zona de Paraguay se prevé la reforestación de un millón de hectáreas actualmente ocupadas por pastizales naturales por plantaciones de eucaliptos para uso energético, lo que supone la extracción total de la biomasa arbórea al final del turno. La forestación conlleva un drenaje y laboreo intensivo, y con ello se pueden producir mineralización de MOS, lo que afectaría al flujo de gases de efecto invernadero y alteraciones en los ciclos de nutrientes. Este estudio, continuación de otro anterior centrado en la dinámica de nutrientes y MOS, tuvo como objetivo evaluar el impacto de las plantaciones de *E. camaldulensis* cultivados sobre los pastizales naturales en la calidad de MOS y en la dinámica del P. Para ello, se seleccionaron diferentes zonas, incluyendo un pastizal original (sin reforestar) y monocultivos de *E. camaldulensis* de diferentes edades, comprendidas entre 2 y 8 años, establecidas sobre ese mismo pastizal. En estas parcelas se extrajeron muestras de suelo (0-5 cm), en las que se determinaron los contenidos de C orgánico y N total, la calidad de la MOS (análisis térmico, DSC-TGA y espectroscopía de estado sólido  $^{13}\text{C}$ -RMN CP-MAS), así como las formas de P (espectroscopía  $^{31}\text{P}$ -RMN). La preparación del sitio y posterior plantación derivó pérdidas de 50% de COS, y aumentos de la relación C/N, que se fueron recuperando al final del ciclo de la plantación pero que no alcanzaron los niveles originales de las praderas naturales. Los análisis de térmicos y  $^{13}\text{C}$ -RMN mostraron pérdidas iniciales en todos los compuestos de la MOS, con pérdidas más importantes de los más lábiles. El cambio de uso también derivó en una importante reducción de la reserva de P en el suelo. Los análisis revelaron pérdidas de las formas de P tanto orgánico (monoésteres, principalmente) como inorgánico (ortofosfato), lo que implica un importante impacto sobre las reservas actuales y a medio plazo de este nutriente. Se concluye que, dado el impacto a corto y mediano plazo de la

transformación de pastizales naturales en plantaciones intensivas en estos ambientes, es necesario reconsiderar los planes de manejo de estos pastizales naturales e implementar estrategias de conservación de suelos para reducir los impactos sobre los mismos.

**Palabras clave.** Reforestación, drenaje, espectroscopia de  $^{31}\text{P}$ -RMN, calidad de la materia orgánica.

## 7.2. INTRODUCCIÓN

La materia orgánica del suelo (MOS) desempeña un papel importante en los ecosistemas terrestres al mantener la fertilidad y contribuir al ciclo global del carbono (C) (Gerke, 2022). La MOS está relacionada con propiedades químicas (disponibilidad de nutrientes), físicas (textura, drenaje, temperatura) y biológicas (actividad microbiana) (Murphy *et al.*, 2015; de Souza *et al.*, 2023). En términos cualitativos, la MOS está compuesta por restos vegetales (Lehmann *et al.*, 2015; Lal *et al.*, 2020), mientras que su disponibilidad y estabilidad condicionan la calidad del suelo, como la distribución del tamaño de los agregados (Karami *et al.*, 2012), porosidad total y almacenamiento de agua (Bormann y Klaassen, 2008; Ghorbani-Dashtaki *et al.*, 2016; Toohey *et al.*, 2018).

A nivel de composición, la MOS está estrechamente relacionada con los nutrientes disponibles como el fósforo (P) y se considera que el 80% del P en la superficie se encuentra en forma orgánica (Jantamenchai *et al.*, 2022). Además de los aspectos químicos, como el pH, la disponibilidad de P en el suelo está determinada por el contenido y la calidad de la MOS (Hawkins *et al.*, 2022). En este sentido, aquellas especies vegetales con altas cantidades de polisacáridos y lignina en su estructura dificultan la descomposición y pueden afectar las reservas de P en los suelos (Hemes *et al.*, 2018). Además de los mecanismos químicos, la actividad microbiana es responsable de regular la disponibilidad de P orgánico en el suelo, principalmente a través de la mineralización (descomposición de MOS) y la inmovilización (incorporación a la biomasa microbiana) (Lehmann *et al.*, 2015).

A su vez, esta actividad microbiana está regulada por la concentración de C orgánico lábil (Blagodatskaya y Kuzyakov, 2013), disminuyendo notablemente en aquellos suelos con baja acumulación de MOS. A largo plazo, las reservas de P orgánico van a depender de la MOS disponible y acumulada en el suelo (Jiménez *et al.*, 2019; Hawkins *et al.*, 2022). Este P orgánico se mineraliza progresivamente e interviene en la nutrición de las plantas, siendo la acidez el principal factor limitante para su disponibilidad (Steffens *et al.*, 2010). La acidez del suelo se

distribuye principalmente en las regiones tropicales y subtropicales y representa alrededor del 50% de la tierra cultivable del mundo (Fageria *et al.*, 2014; Sade *et al.*, 2016). El P inorgánico se fija fácilmente al Al y Fe, en suelos ácidos su disponibilidad disminuye (Fink *et al.*, 2014a; Fink *et al.*, 2016b; Luna *et al.*, 2022).

Las plantaciones forestales de monocultivos con especies de rápido crecimiento en zonas bajas o humedales han experimentado un aumento en los últimos años a nivel global (Schoenholtz *et al.*, 2001; Woziwoda y Kopeć, 2014; Larned *et al.*, 2020) y en diferentes regiones de América del Sur (Machado *et al.*, 2012; Marin *et al.*, 2020; Pereira y Kurtz, 2020). En algunos países, como Paraguay que actualmente se proyectan a 1.200.000 hectáreas (Villalba-Martínez *et al.*, 2024) y Argentina (Sica *et al.*, 2016), este proceso de conversión de uso de suelo ha avanzado rápidamente debido a la necesidad de satisfacer demanda energética o alimentaria, sino también por la falta de un marco regulatorio y de sistemas de protección de ecosistemas.

Los bosques tropicales subhúmedos de América del Sur están experimentando un proceso acelerado de degradación debido a la expansión de la ganadería y prácticas agrícolas como la remoción de suelo, la quema y el drenaje (Campos-Krauer y Wisely 2011; Goldfarb y Zoomers 2013; Caldas *et al.*, 2015). El Gran Chaco (Paraguay, Argentina y Bolivia) se ha convertido en el centro de deforestación global para la instalación de cultivos agrícolas (Grau *et al.*, 2015). Este proceso, a su vez, conduce a un aumento de la recurrencia de incendios de diferente gravedad tras la deforestación (Vidal-Riveros *et al.*, 2023).

A nivel de suelo, la conversión de sistemas naturales a parcelas agrícolas o forestales influye decisivamente no solo en la cantidad sino también en la calidad de la MOS (Merino *et al.*, 2018). Posterior a la perturbación del suelo, los procesos de recuperación de MOS u otros elementos como el P, tanto en términos cuantitativos como cualitativos, pueden tardar años en llegar a valores similares a los iniciales (Merino *et al.*, 2023; Souza-Alonso *et al.*, 2024).

Las tierras bajas del Paraguay ocupadas por pastizales naturales ubicadas en la ecorregión del chaco húmedo (Ávila-Torres *et al.*, 2018). El Chaco es uno de los ecosistemas más grandes de América Latina, presentando actualmente altos índices de deforestación para la instalación de cultivos agrícolas y forestales (Grau *et al.*, 2015). De igual manera, en la zona del chaco húmedo existen prácticas como la quema para manejo de pastizales naturales y como herramienta para el desmonte de terrenos (Montiel *et al.*, 2021).

La conversión de pastizales naturales a cultivos o plantaciones con especies exóticas como *Eucalyptus spp.* ha tenido éxito en algunas zonas, especialmente en los pastizales de Uruguay con crecimiento acelerado, experimentando una fuerte expansión, con degradación del suelo y disminución de los recursos hídricos (Löfgren *et al.*, 2011; Jobbágy *et al.*, 2022; Leidinger *et al.*, 2017; Cravino y Brazeiro, 2021).

A pesar de la importante función ambiental de los pastizales naturales, estos sistemas están experimentando actualmente un profundo grado de transformación (Varela y Cirignoli, 2018) con pocas políticas regulatorias para implementar acciones de conservación global (Szulecka *et al.*, 2017). La transformación de pastizales naturales hacia *Eucalyptus spp.*, con prácticas intensivas (labranza, drenaje y quema) influyen en las condiciones hídricas del suelo (Karami *et al.*, 2012), la estabilidad de los agregados y la MOS (de Oliveira *et al.*, 2018), entre otros parámetros. Es por ello que la mineralización de las grandes reservas de MOS puede derivar en importantes emisiones de gases de efecto invernadero. La otra cuestión es el papel que desempeñan estos suelos para evitar la eutrofización y la hipoxia en las aguas de inundación. En los suelos de llanura de inundación, el alto contenido de MOS y la actividad microbiana asociada favorecen la inmovilización del P microbiano, impulsando la transformación de especies de P inorgánico soluble (principalmente ortofosfato,  $\text{H}_2\text{PO}_4^{-2}$ ) en especies de P orgánico (monoésteres y diésteres), mucho más estables. Este proceso evita o reduce potencialmente la cantidad de P que va a las aguas de inundación.

En una investigación desarrollada por González-Sosa *et al.* (2024) en Uruguay, donde evaluaron la sustitución de pastos nativos por plantaciones de *Eucalyptus grandis* y *Pinus pinaster*, encontraron menor capacidad de retención de humedad en áreas boscosas en comparación con los pastizales naturales, en consecuencia, se generan alteraciones y aumentos en la hidrofobicidad a mayores profundidades del suelo. En suelos con encharcamientos prolongados como pastizales naturales se realizan prácticas como el drenaje, y es común en regiones húmedas mejorar las propiedades físicas del suelo (Kleinman *et al.*, 2015; Muñoz *et al.*, 2024). Este sistema elimina el exceso de agua y mejora las condiciones aeróbicas y aumenta las temperaturas al aumentar la descomposición de la MOS, influyendo directamente en las propiedades físicas, químicas y biológicas de los suelos.

Estudios recientes sobre el impacto de las plantaciones de eucalipto en tierras bajas han mostrado disminuciones significativas en la MOS y las reservas de nutrientes, aumentando la

acidez y densidad del suelo (Villalba-Martínez *et al.*, 2024). Además, estos sistemas realizan un importante consumo de agua, lo que supone un riesgo para el balance hídrico (Christina *et al.*, 2017). A pesar del daño ambiental potencial, actualmente se proyecta la conversión de más de 1 millón de hectáreas de pastizales en plantaciones forestales, principalmente para producir madera con fines energéticos (Szulecka *et al.*, 2017). Además, esta transformación es de suma importancia ya que las plantaciones generalmente se proyectan sobre el acuífero guaraní, considerado uno de los mayores recursos de agua dulce subterránea del mundo (Rabelo y Wendland, 2010). En las plantaciones de eucalipto de Brasil, los autores estimaron una disminución de 100 mm/año en los niveles de agua subterránea después de que el uso de suelo cambiara de pastos a plantaciones de eucaliptos (Mattos *et al.*, 2019).

La región del Chaco es una de las mayores extensiones de bosque seco subtropical a nivel mundial (Grau *et al.*, 2015; Henderson *et al.*, 2021). A pesar de su gran superficie (246 925 km<sup>2</sup>), su importancia en términos de biodiversidad, como corredor biológico y el hecho de que alberga algunos ecosistemas clave, es una ecorregión con literatura científica limitada y un menor grado de conocimiento en comparación con otras regiones de similar tamaño e importancia. Esta limitación en la disponibilidad de literatura científica en la región también es extensible a aspectos relacionados con la calidad del suelo, la MOS, la disponibilidad de nutrientes o los cambios ocurridos en estos parámetros luego de diferentes perturbaciones ambientales como incendios (Vidal-Riveros *et al.*, 2023) o la conversión de sistemas naturales en sistemas agroforestales intensivos. Esta falta de estudios repercute negativamente en las prácticas desarrolladas, realizándose intervenciones o cambios de uso del suelo sin considerar la degradación de la calidad del suelo.

La conservación de los pastizales naturales es de suma importancia para preservar sus funciones ambientales. La conversión acelerada de pastizales naturales a plantaciones de eucalipto en las tierras bajas del este de Paraguay puede tener un impacto en diferentes aspectos relacionados con la calidad de los servicios ecosistémicos, incluida la salud del suelo en el largo plazo. También debemos considerar que el P es un elemento limitante para las plantas en los suelos ácidos del Paraguay y, por tanto, la preservación de las reservas de P orgánico es de suma importancia para la sostenibilidad. Por lo tanto, el objetivo fue evaluar la calidad y las formas de MOS y P en suelos de plantaciones de *Eucalyptus camaldulensis* utilizando técnicas avanzadas como el Análisis Térmico (DSC-TGA) y la espectrometría de resonancia magnética nuclear (<sup>13</sup>C-RMNCP-MAS; <sup>31</sup>P-RMN). Estas técnicas analíticas se han utilizado en diferentes

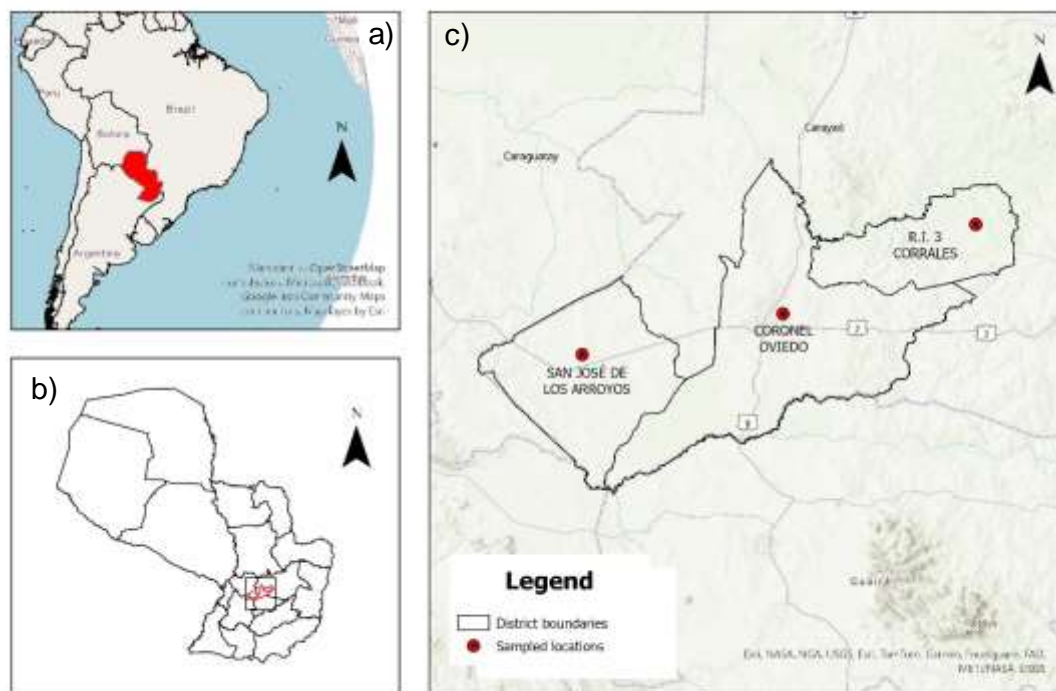
contextos ambientales para caracterizar la naturaleza y composición de la MOS en suelos quemados (De la Rosa *et al.*, 2012; Merino *et al.*, 2017), o la diferente composición de P entre pastos y forestaciones (McDowell y Stewart, 2006) o después de la transformación a cultivos agrícolas intensivos. Utilizando estas técnicas avanzadas, este trabajo evaluó la calidad del suelo a lo largo de diferentes plantaciones de *E. camaldulensis*, partiendo de pastizales naturales y a lo largo de 8 años de crecimiento de los árboles, incluyendo etapas intermedias (2, 4, 6 y 8 años), evaluamos la calidad inicial y el proceso de transformación con el potencial cambio progresivo en la calidad de la MOS y la dinámica del P en suelos de tierras bajas de la región oriental del Paraguay.

### **7.3. MATERIALES Y MÉTODOS**

#### **7.3.1. Localización de las zonas experimentales y características generales del área de estudio.**

Este estudio se realizó en la región oriental de Paraguay (Figura 1), en el Departamento de Caaguazú que se encuentra en la ecorregión del Chaco Húmedo (Ávila-Torres *et al.*, 2018). Las llanuras de inundación del Chaco Húmedo (este de Paraguay y centro noreste de Argentina) se caracterizan por suelos con nivel freático poco profundo que genera inundaciones temporarias en algunos meses del año. La zona de estudio se caracteriza por un tipo de clima subtropical (clasificación climática de Köppen), presentando una precipitación promedio anual de 1600 mm y una temperatura de 26 °C. La red hidrográfica de la zona está proporcionada por los ríos Paraguay y Paraná.

Esta región se caracteriza por amplias llanuras con presencia de numerosos humedales y lagos, pero especialmente pastizales naturales, dominados por gramíneas como *Paspalum Notatum* y *Andropogon Lateralis* (Ávila-Torres *et al.*, 2018). Este tipo de pasto presenta una alta densidad de raíces, con baja cantidad de producción de hojas.



**Figura 1.** a) Mapa de Sudamérica, b) Mapa Paraguay c) Áreas de muestreos de suelos con plantaciones de *Eucalyptus camaldulensis*.

Los suelos predominantes son Fluvisoles y Ultisoles con propiedades gleyicas (Soil Taxonomy, 2014), caracterizados por presentar drenaje lento. Estos suelos se caracterizan por altas concentraciones de MOS, alta acidez ( $\text{pH} \leq 5$ ), bajo CICE (generalmente  $\leq 4 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ ) y textura arenosa. Debido a las altas precipitaciones y a la influencia del nivel freático, estos suelos presentan mal drenaje y por lo tanto están saturados de agua la mayor parte del año, especialmente en los meses de altas precipitaciones (agosto a diciembre).

### 7.3.2. Diseño experimental y extracción de muestras de suelos

Para el establecimiento de plantaciones de *E. camaldulensis* con fines energéticos en estas tierras bajas, primeramente, se realiza el drenaje de las parcelas y el laboreo intensivo, con arado de vertedera hasta 0,30 m y subsolado hasta 0,40 m, para mejorar el enraizamiento y acelerar el drenaje en los meses de altas precipitaciones (Figura 2). Se siembran en camellones de 0,60 m de altura, con una densidad de 4 m entre hileras y 4 m entre plantas con un total de 625 árboles en promedio. Durante el proceso de siembra se aplica una fertilización base de  $60 \text{ kg ha}^{-1}$  de  $\text{P}_2\text{O}_5$  y de cobertura  $100 \text{ kg ha}^{-1}$  de urea (45%).

En el área de estudio se seleccionaron el pastizal original (sin reforestación) y plantaciones de *E. camaldulensis* de diferentes edades, entre 2 y 8 años, que sirvieron como tratamientos. El tiempo máximo de crecimiento de *E. camaldulensis* se estableció con base en la edad promedio de cosecha de esta especie en esta región. Las plantaciones seleccionadas tuvieron una superficie entre 20 y 100 ha, los pastos originales adyacentes a estas plantaciones se utilizaron como parcelas de control. En cada punto de muestreo, se eliminó la hojarasca y se recogió la muestra de suelo a una profundidad de 0 a 5 cm.



**Figura 2.** Imágenes de las labores de drenaje y laboreo para el establecimiento de plantaciones de eucalipto en los pastizales naturales de las tierras bajas del Paraguay (*Fotografías: C.J. Villalba*).

### **7.3.3. Calorimetría diferencial de barrido (DSC) y análisis termogravimétrico (TGA)**

Todas las muestras se analizaron mediante calorimetría diferencial de barrido y termogravimetría (en un analizador termogravimétrico TGA/DSC1, Mettler Toledo). Se colocaron muestras (4 mg) en recipientes de aluminio bajo aire seco (bajo flujo de O<sub>2</sub>; caudal, 50 ml min<sup>-1</sup>) y se aplicó una velocidad de escaneo de 10 °C min<sup>-1</sup>. La temperatura osciló entre 50 y 600 °C. El calor de combustión (Q, en J por gramo) se determinó integrando las curvas DSC (en Wg<sup>-1</sup>) sobre la región exotérmica (150 - 600 °C). También se determinaron las

temperaturas a las que se libera el 50% de la energía (DSC) y se produce la pérdida de masa del 50% de MOS (TGA) en las condiciones dadas (T50 DSC y TG T50 respectivamente). El contenido de MOS se calculó como la diferencia de peso del suelo quemado a 150 y 550 °C.

Las curvas de termogravimetría se obtuvieron mediante la primera derivada de las curvas utilizando el software de evaluación STARE (Mettler Toledo, v17.0). Las curvas DSC se analizaron dividiendo el área bajo la curva en tres grupos principales (W1, W2 y W3) que representan los diferentes grados de resistencia a la oxidación térmica (Merino *et al.*, 2014, 2015): 200–375 °C (W1, considerada como materia orgánica lábil y formada principalmente por carbohidratos y otros compuestos alifáticos); 375–475 °C (W2, materia orgánica recalcitrante, incluida la lignina u otros polifenoles); y 475–550 °C (materia orgánica altamente recalcitrante que incluía formas aromáticas policondensadas). Los calores parciales de combustión resultantes se denominaron Q1, Q2 y Q3. También se obtuvo la T50w, es decir, la temperatura a la que se liberó el 50 % de la pérdida de masa de MOS.

#### **7.3.4. Espectroscopía de $^{13}\text{C}$ -RMN CP-MAS en estado sólido**

Las muestras se analizaron mediante espectroscopia de  $^{13}\text{C}$ -RMN de estado sólido. Se analizaron tres réplicas para ambos tipos de muestras. Las muestras de suelo mineral se desmineralizaron cinco veces con ácido fluorhídrico (HF) al 10% (peso a peso) durante 2 h cada vez.

El equipo (espectrómetro Agilent Varian VNMRS-500-WB) se operó a una frecuencia de resonancia de protones de 500 MHz y el volumen del rotor de circonio fue de 160  $\mu\text{L}$ . Los cambios químicos del carbono se hicieron referencia a la señal de carbono metileno del adamantano sólido a 28,92 ppm. El análisis de giro de ángulo con polarización cruzada (1D CPMAS) de los simples se llevó a cabo en las siguientes condiciones: tiempo de contacto 1 ms, retraso entre escaneos 1 s (se realizó un experimento de protón T1 para verificar la idoneidad de este tiempo), y Tasa MAS 12 kHz. El número de exploraciones fue ca. 10.000 a 35.000. El tiempo de polarización cruzada se fijó en 1 ms.



**Figura 3.** Equipos del análisis a) Espectrómetro de RMN (VNMRS-500-WB) y b) termogravimétrico

Se procesaron los espectros de RMN y se utilizó el software MestreNova 8.1.0 (Mestrelab Research Inc.) para cuantificar el área bajo las señales. Las regiones integrales se corrigieron para determinar las bandas laterales giratorias (SSB) cuando aparecieron en los espectros.

### 7.3.5. Espectroscopía de $^{31}\text{P}$ -RMN

Las fracciones de fósforo en la capa de suelo orgánico y mineral se extrajeron mediante el método descrito por Alexander et al. (2010) y modificado por Noack et al. (2012). Brevemente, se extrajeron alícuotas de 1 g de muestras con 30 ml de NaOH 0,25 M y EDTA 50 mM durante 16 h. Los extractos se centrifugaron durante 10 min a 6500 rpm. Se añadió un ml de 50 mg L<sup>-1</sup> de solución de ácido metileno difosfónico (MDPA) como estándar interno a 20 ml de cada extracto, se congeló a -80 °C y se liofilizó. Luego se disolvieron trescientos mg de cada extracto liofilizado en 0,3 ml de óxido de deuterio (D<sub>2</sub>O) y 2,7 ml de una solución que contenía NaOH 1,0 M y EDTA 0,1 M. Esta solución se colocó en un tubo de RMN de 5 mm para su análisis. Los espectros se adquirieron a 25 °C en un espectrómetro de RMN Varian VNMRS-500-WB a una frecuencia  $^{31}\text{P}$  de 202,296 MHz. El retraso de recuperación (0,5 s) se configuró para optimizar y reducir el tiempo de los experimentos, y otras condiciones fueron las siguientes: pulso de 90 ° de 6 μs, tiempo de adquisición, 0,2 s y desacoplamiento de banda ancha 1H. Para

cada muestra, se adquirieron 100.000 exploraciones. Los espectros obtenidos tienen un ensanchamiento de línea de 2 Hz. Las señales espectroscópicas se asignaron a los diferentes compuestos de P siguiendo a Newman y Tate (1980) y Turner et al. (2003a): ortofosfato (alrededor de 5,3 ppm), monoésteres de ortofosfato (3-5,1 ppm), pirofosfatos (-5,5 ppm) y diésteres de ortofosfato (-2 a 0 ppm). El estándar interno MDPA apareció en 16,5 ppm. Las áreas de señal máxima se distinguieron por la integración de los espectros. Todo el procesamiento espectral se realizó con el software MestreNova, versión 8.1.0 (Mestrelab Research Inc., Santiago de Compostela, España).

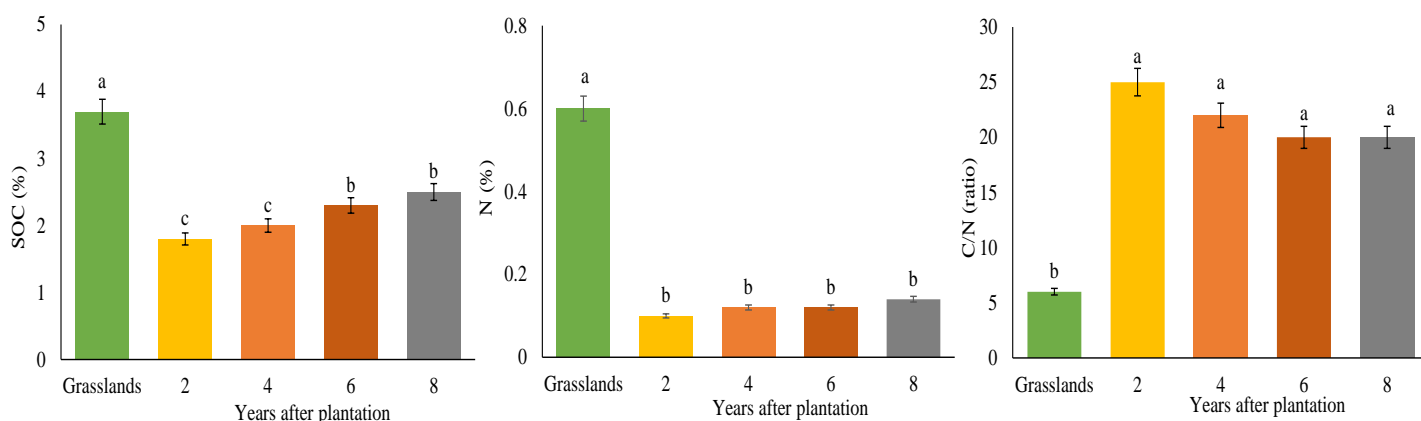
### **7.3.6. Análisis estadístico**

Las diferencias entre las diferentes edades de plantación en los parámetros del suelo (C, N y C/N) se exploraron mediante análisis de varianza unidireccional (ANOVA). Los datos se evaluaron previamente para determinar la homocedasticidad y la normalidad mediante la prueba de Levene y la prueba K-S, respectivamente. Cuando ANOVA indicó diferencias significativas ( $P < 0,05$ ), se utilizó la prueba post-hoc HSD de Tukey para comparaciones por pares. Todos los análisis se realizaron utilizando el software SAS.

## **7.4. RESULTADOS**

### **7.4.1. Evolución del carbono del suelo en pastizales naturales**

Los valores medios de COS (%) en pastizales nativos estuvieron cerca del 3,7 %. Los valores de C del suelo disminuyeron inmediatamente después del establecimiento de plantaciones de *E. camaldulensis* (Figura 4). En los primeros 2 años después de la plantación, la concentración media de COS disminuyó más del 50% (1,8 % del C total), posteriormente de esta notable disminución los valores fueron aumentando progresivamente durante 4 años (2%), 6 años (2,3%) y 8 años (2,5%), pero en todos los casos, los valores al final de la rotación (8 años) estaban lejos del contenido inicial de C del suelo de los pastizales no perturbados.

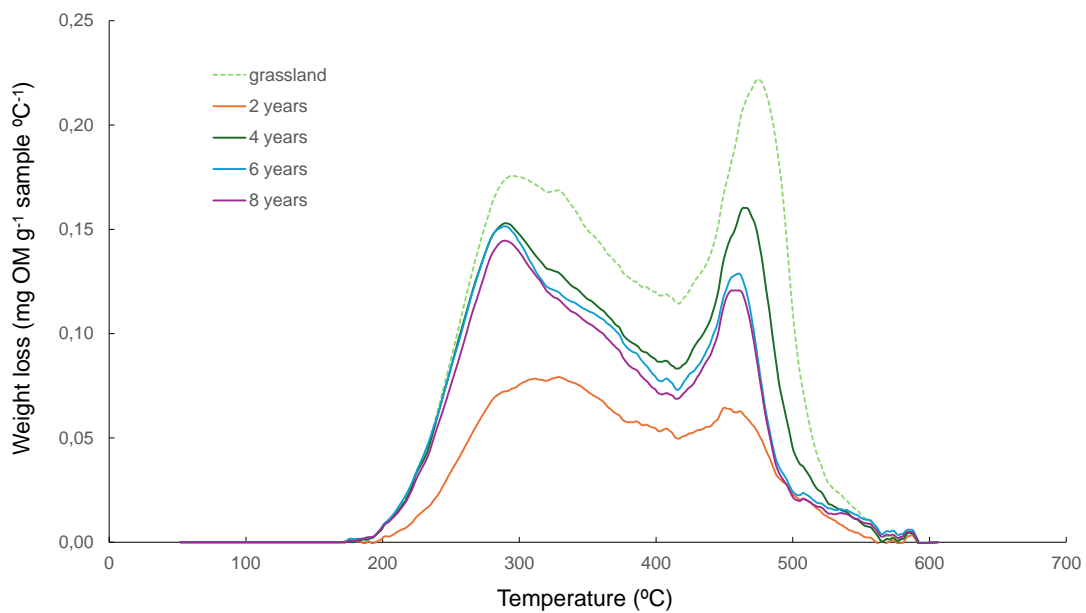


**Figura 4.** Carbono orgánico del suelo (COS), nitrógeno total (N) y C/N de muestras de suelos (0-5cm) de pastizales naturales y plantaciones de *E. camaldulensis*.

La concentración total de N en el suelo del pastizal fue de 0,6 %, este valor disminuyó a 0,1 % después del establecimiento de la plantación. A diferencia del COS, el N total no se recuperó a lo largo de la rotación (muy por debajo del nivel en el pastizal natural). Como resultado de los cambios en el COS y el N total, la relación C/N aumentó de 6 en el suelo de pastizales a 20-25 en las plantaciones forestales (Figura 4).

#### 7.4.2. Efectos del cambio de uso de suelo sobre la calidad de la MOS en pastizales

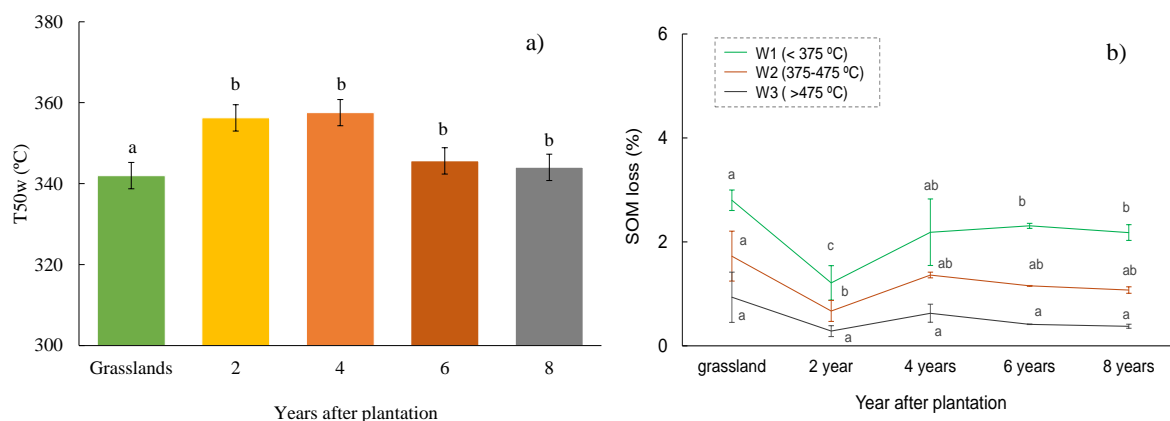
Las curvas DSC/TG de las muestras de suelo de pastizal (Figura 5) revelaron dos picos exotérmicos a 290-360 y 410-500 °C y una dominancia en los compuestos más lábiles (< 375 °C). Los suelos en las plantaciones de *E. camaldulensis* mostraron un patrón diferente. Las plantaciones más jóvenes (2 años de edad) mostraron una tendencia de curva similar, pero con una marcada disminución en el área total identificada (concentración más baja de MOS) y un "aplanamiento" del primer pico exotérmico, lo que indica una pérdida repentina de la MO lábil. Luego, las curvas correspondientes a suelos de plantaciones más antiguas (4, 6 y 8 años), son similares a pastizales no perturbados y entre ellas con dos picos claros, uno más lábil entre los 270 °C con una ligera pendiente hasta los 350 °C, y un marcado pico entre 460-490 °C (Figura 5).



**Figura 5.** Curvas termo-gravimétricas derivadas (DSC/TG) para muestras de suelos minerales (0-5 cm) bajo praderas naturales y plantaciones de *E. camaldulensis* de diferentes edades.

Esto muestra una recuperación parcial de los grupos MO, respecto a T50w (indicador general de la recalcitrancia general), los pastizales nativos mostraron los valores más bajos (341,97°C), y los valores aumentaron significativamente con los años posteriores al establecimiento de *E. camaldulensis*, con valores sostenidos (345-360°C) y sin diferencias apreciables entre las diferentes edades de las plantaciones (Figura 5). Las diferentes fracciones de MOS estuvieron, en todos los casos, dominadas por la fracción más termolábil (W1, <375 °C). Luego del establecimiento de plantaciones de *E. camaldulensis*, la fracción más termolábil sufrió en todos los casos una notable disminución en porcentaje (Figura 6).

En el caso del W2 (375-475 °C), la disminución solo se observó posterior a la perturbación (W2), mientras que el W3 (> 475 °C) se mantuvo estable durante todo el proceso. Estos datos muestran que en la MO resultante después de la preparación de la parcela para la plantación de *E. camaldulensis* y la forestación hay una pérdida de los compuestos más termolábiles y una mayor relación C/N.



**Figura 6.** Distribución de a) T50w and b) proporción (%) de materia orgánica del suelo (MOS) pérdida de peso en cada grupo de resistencia a la oxidación térmica para muestras de suelos minerales (0-5 cm) bajo praderas naturales y plantaciones de *E. camaldulensis* de diferentes edades. W1, W2, y W3 representan las proporciones de pérdida de peso de MOS a <375 °C (lábil), 375-475 °C (recalcitrante), y 475-600 °C (altamente recalcitrante C). Letras distintas indican diferencias significativas al nivel  $P < 0,05$  en ANOVA utilizando la prueba HSD de Tukey.

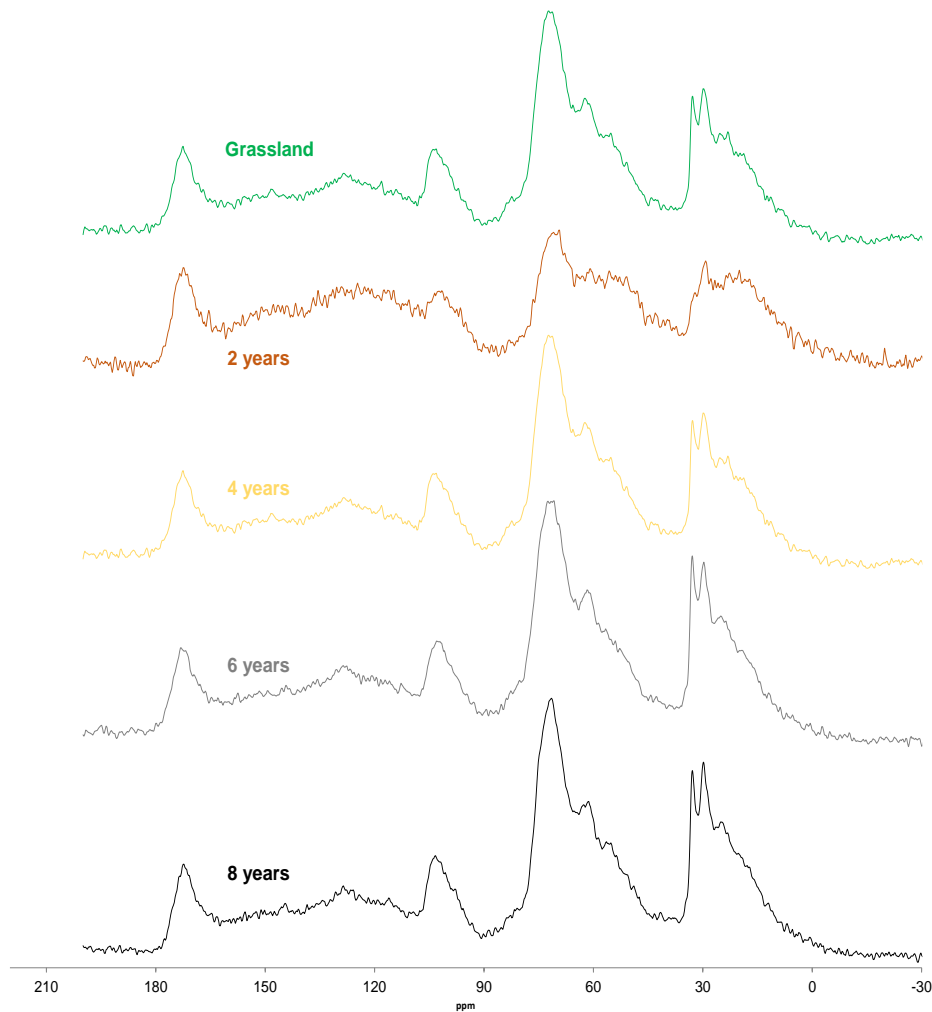
### 7.4.3. Efecto de cambio de uso de suelo en el fraccionamiento de C utilizando $^{13}\text{C}$ -RMN espectrometría.

Los espectros de  $^{13}\text{C}$ -RMN en estado sólido del suelo para pastizales naturales y plantaciones de *E. camaldulensis* se muestran en la Figura 7 y los resultados de las integraciones, en la Tabla 1.

**Tabla 1.** Proporción de los diferentes compuestos C identificados mediante  $^{13}\text{C}$ -RMN en praderas naturales y plantaciones de *E. camaldulensis*.

	Pradera natural	2 años	4 años	6 años	8 años
Alkyl (0-45 ppm)	25	24	23	24	26
O-alkyl (45-110 ppm)	46	39	49	48	48
Aromatic-C (110-160 ppm)	22	28	20	20	19
Carboxyl-C (160-210 pm)	7	9	8	8	7
Alyphaticity (alkyl-C/O-alkyl)	0,54	0,61	0,47	0,5	0,54
Aromaticity (Arom-C/(Arom-C+alyph-C))	0,24	0,31	0,22	0,22	0,19
Total C (%)	2,5	1,2	1,4	1,5	1,6

En todos los casos, los compuestos O-alquilo fueron el grupo C dominante (39-48%) seguido de alquil-C y C-aromático que mostraron proporciones similares (23-26% y 19-28%, respectivamente). Finalmente, el carboxil-C mostró la menor proporción (7-9 %) entre los diferentes tratamientos. La alifacia (alquil-C/O-alquilo) y la aromaticidad (Arom-C/(Arom-C+alif-C)) no mostraron tendencias discernibles después de la conversión del uso de la tierra y la evolución de las plantaciones.



**Figura 7.** Espectros de espectroscopia de  $^{13}\text{C}$ -RMN en estado sólido de la capa superior del suelo mineral (0- 5 cm) del pastizal natural y de la repoblación forestal de *E. camaldulensis* establecida en estos pastizales.

#### 7.4.4. Formas de P y extraíbles en espectrometría de $^{31}\text{P}$ -RMN

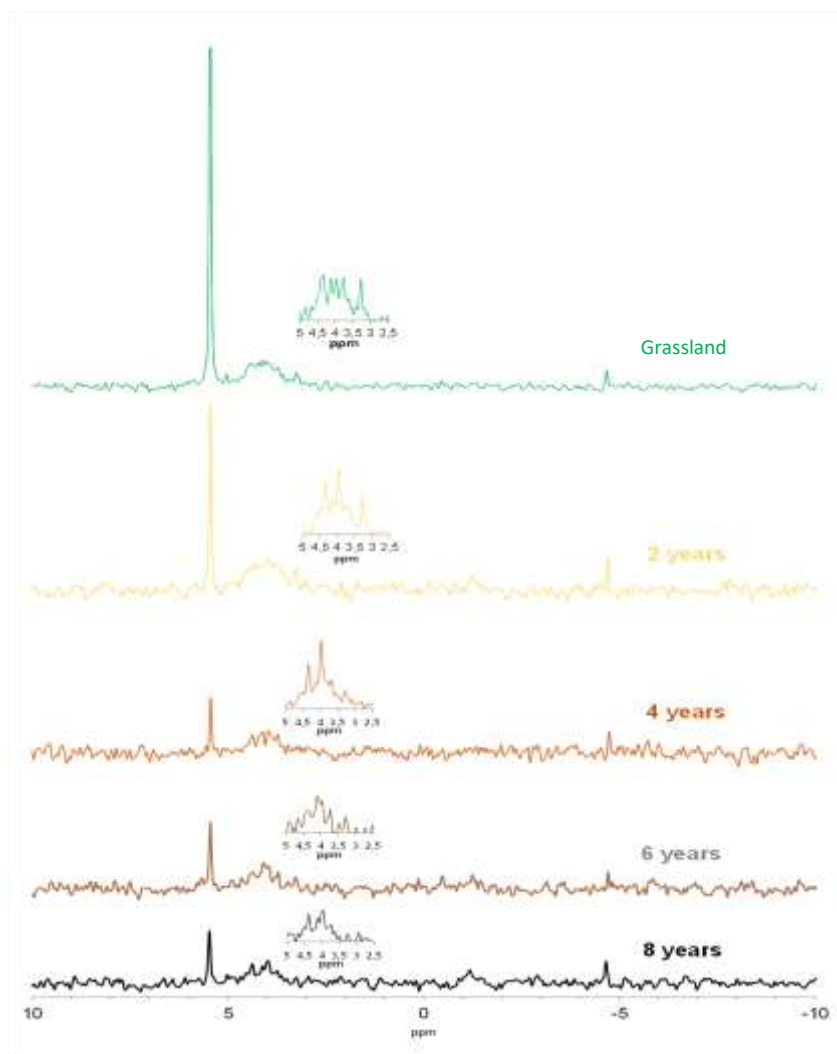
Los espectros de  $^{31}\text{P}$ -RMN de las formas de P obtenidas de pastizales naturales y plantaciones de *E. camaldulensis* se muestran en la Figura 8 y la Tabla 2. Los pastizales naturales mostraron

el mayor P inorgánico (ortofosfato) y orgánico (principalmente monoésteres). Ambos tipos de P estuvieron sujetos a importantes disminuciones después de la preparación y la forestación (Figura 9).

**Tabla 2.** Proporción de las diferentes formas de P identificadas mediante  $^{31}\text{P}$ -RMN en praderas naturales y plantaciones de *E. camaldulensis*.

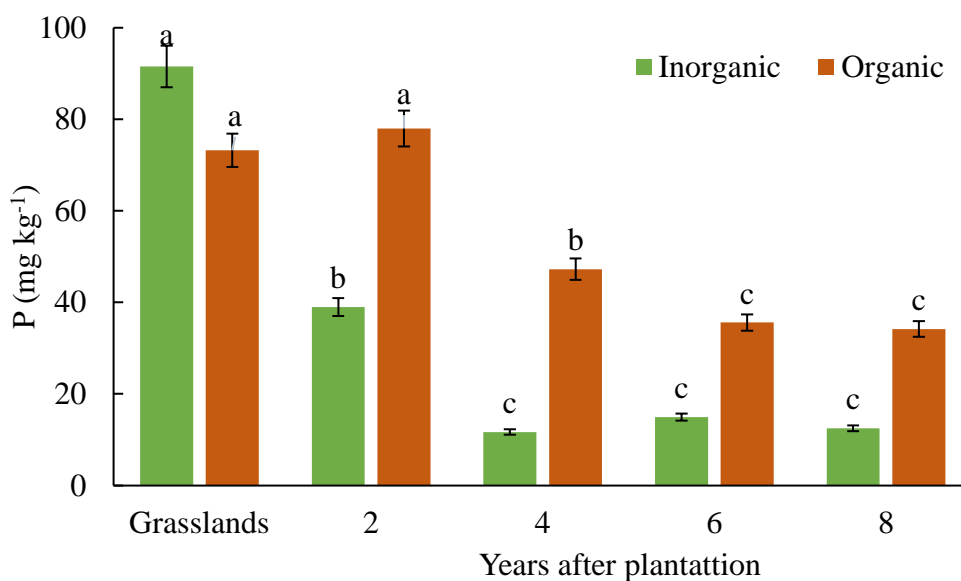
Formas de P	Pradera natural	2 años	4 años	6 años	8 años
Orthophosphate-P (%)	54,55	29,63	17,71	25,76	20,54
Monoesters-P (%)	43,43	61,11	72,92	59,85	58,93
Diesters-P (%)	1,01	5,56	7,29	10,61	14,29
Pyrophosphate-P (%)	1,01	3,7	2,08	3,79	6,25
Po:Pi	0,8	2	4,05	2,38	2,73
Monester:Diester	43,0	10,9	10,0	5,6	4,1
C:P	149	117	49	55	78
P (mg/kg)	164,73	116,97	58,89	50,52	46,65

Los monoésteres de P fueron los compuestos de P orgánico dominantes en todos los tratamientos (un mínimo de 43% en pastizales hasta 72% del P total extraíble en plantaciones de 4 años), seguidos por el ortofosfato como la forma de P inorgánico dominante (de 17% en Plantaciones de 4 años hasta el 54% del P total extraíble en pastizales no perturbados). Sin embargo, la proporción de formas P inorgánicas/orgánicas se modificó sustancialmente posterior al cambio de uso de suelo. En los pastizales no perturbados, el ortofosfato fue la forma de P dominante, pero con la transformación del pastizal, se observaron disminuciones notables (del 45 % al 70 %) en los diferentes tratamientos. Por el contrario, los monoésteres dominaron (58-61%) en las plantaciones de *E. camaldulensis*. Además, las formas de P orgánico e inorgánico estaban originalmente equilibradas en los pastizales naturales (Po:Pi = 0,8); y con la transformación la relación Po:Pi se invirtió (Po:Pi = 2,7).



**Figura 8.** Espectros  $^{31}\text{P}$ -NMR seleccionados de la capa superior del suelo mineral (0- 5 cm) del pastizal natural y de la forestación con *E. camaldulensis* establecida en estos pastizales.

Sin embargo, para comprender las consecuencias de la alteración en las diferentes formas de P, también es importante considerar la concentración de P. Aunque los porcentajes y la distribución de las formas de P (Po:Pi) fueron variables, todas las formas de P orgánicas e inorgánicas disminuyeron (Tabla 2) debido al agotamiento progresivo del P disponible observado en las plantaciones de *E. camandulensis*. Así, el P más soluble (ortofosfato) sufrió una reducción sustancial y progresiva (165,73 a 46,65 mg/kg) después de 8 años.



**Figura 9.** Concentración de P orgánico e inorgánico en praderas naturales y plantaciones de *E. camaldulensis* establecidas en estas praderas.

## 7.5. DISCUSIÓN

### 7.5.1. Cambios en los valores de COS, N total y C/N de pastizales naturales transformados en plantaciones de *E. camandulensis*

Inicialmente, los pastizales nativos mostraron concentraciones de COS entre 2 y 3,7 %, mientras que en las parcelas convertidas a plantaciones de *E. camaldulensis* estos valores se redujeron sustancialmente en un 50 % (Figura 4). Esta reducción del COS se debe principalmente a perturbaciones durante el establecimiento de las plantaciones (Villalba-Martínez *et al.*, 2024). En este sentido, la preparación intensiva del suelo con maquinaria (drenaje y labranza) para el establecimiento de monocultivos provocan una mezcla de las capas superiores e inferiores del perfil del suelo, exponiendo compuestos orgánicos inicialmente ocluidos de capas más profundas del suelo que se vuelven accesibles a la descomposición microbiana (Tivet *et al.*, 2013; de Souza *et al.*, 2020).

Esta perturbación en la preparación del sitio para la forestación es común en varias regiones vecinas de Brasil (Sur y Cerrado), lo que generalmente conduce a altas tasas de mineralización de MOS y agotamiento de COS (Bayer *et al.*, 2004; Dieckow *et al.*, 2009). También en Brasil, el cambio de uso de la tierra de pastizales naturales a rotaciones cortas de plantaciones de *E. urophylla* y *E. grandis* provoca pérdidas de hasta el 30% del COS (1 metro de profundidad) en los primeros 4 años, atribuidas principalmente a la alta perturbación inicial del suelo (Teixeira *et al.*, 2020). Se han descrito hallazgos similares en las Pampas de Argentina, donde la

transformación de pastizales naturales en plantaciones de *Eucalyptus spp* provocó pérdidas de hasta el 50% en las reservas de COS (Berhongaray *et al.*, 2013).

El efecto de las plantaciones sobre el suelo depende en gran medida del material original y de las condiciones ambientales. Así, se ha observado una disminución significativa de las reservas de COS en *Eucalyptus spp.* plantaciones (20 años de crecimiento) en comparación con la vegetación natural en diferentes tipos de suelo (Ultisoles, Alfisoles y Oxisoles) y a diferentes profundidades a lo largo de un amplio gradiente climático (tropical a subtropical) (Cook *et al.*, 2016).

En la misma línea que el COS, la concentración total de N (Figura 3) siguió una tendencia similar. Sin embargo, a diferencia del C, el N no mostró una recuperación progresiva durante la cronocecuencia, en consecuencia la relación C/N aumentó a lo largo de la rotación. Los cambios en el uso de suelo después de la transformación de los pastizales en plantaciones de *E. camaldulensis* implican una disminución del COS pero también de las reservas de N, lo que puede conducir al agotamiento de las reservas del suelo (Berthrong *et al.*, 2012, Sandoval *et al.*, 2020). Generalmente se considera que la sustitución de pastizales naturales induce cambios en el COS y las reservas de N (Gmach *et al.*, 2018; Garratt *et al.*, 2018; Cuevas *et al.*, 2018), pero este efecto negativo cobra aún más relevancia si considerar el largo plazo y las sucesivas rotaciones de esta especie.

La transformación de sistemas naturales en sistemas agroforestales conduce a una disminución progresiva de la capacidad de estos sistemas para mantener niveles adecuados de nutrientes (Wang *et al.*, 2022a). En climas tropicales, la transformación de sistemas naturales como bosques o pastizales contribuye a la disminución de las reservas de N, en parte debido a su movilidad en el suelo y su rápida absorción (Brookshire *et al.*, 2013). Así, la introducción de *Eucalyptus saligna* condujo a un empobrecimiento a largo plazo de las reservas de N en los sistemas forestales del Cerrado brasileño (sabana arbustiva) (Maquere *et al.*, 2008). En la misma línea y en el Cerrado, López-Poma *et al.* (2020) observaron una disminución en las reservas de N del suelo y su potencial mineralización en bosques en comparación con pastos y plantaciones de *Eucalyptus spp.*

En nuestro estudio, la transformación de pastizales a plantaciones de eucalipto condujo a un aumento significativo en la relación C/N (15 a 21) debido a una reducción drástica en la concentración de N en comparación con la reducción observada en el contenido de C. La relación C/N del pasto natural fue relativamente baja, alrededor de 6, lo que probablemente estuvo relacionado con las condiciones anaeróbicas temporales del suelo que impidieron la mineralización de la MOS. A medida que aumenta la relación C/N, la descomposición de la MOS disminuye, debido a un mayor esfuerzo microbiano para acceder al N (Blanco *et al.*, 2023). Este patrón se observa en suelos donde la relación C/N aumenta debido a un aumento de C y una disminución de N (Wojciech *et al.*, 2019). La pérdida de N durante la conversión de los bosques tropicales reduce las reservas de N y aumenta la relación C/N al limitar el N a los microorganismos del suelo (Zu *et al.*, 2024).

### **7.5.2. Cambios en la calidad de la MOS después de la forestación de pastizales naturales**

La forestación de pastizales con *E. camandulensis* provocó una notable pérdida de MOS a corto plazo (>60%), aumentando progresivamente hasta los 8 años de edad. A pesar de observarse una recuperación parcial de la MOS a medida que avanzan los años, los valores finales aún están lejos del valor original de los pastizales naturales (un 32% menos).

La disminución de las diferentes fracciones de MOS con la forestación fue considerable a los 2 años, probablemente debido a una perturbación que expondría a la MOS a una mayor oxidación y un mejor acceso por parte de la comunidad microbiana (Tivet *et al.*, 2013; Teixeira *et al.*, 2020; Jin *et al.*, 2021). En este sentido, el alto nivel freático en el ecosistema natural contribuye a la preservación de la MOS (Jakab *et al.*, 2023). El análisis térmico reveló que el establecimiento de plantaciones de *E. camandulensis* provocó importantes pérdidas iniciales en los compuestos más lábiles, y posteriormente el patrón de las curvas DTG e, incluso el índice T50w, se acercaron a las curvas del pastizal original..

La MOS, especialmente la fracción más lábil, está sujeta a constantes procesos de renovación (Giannetta *et al.*, 2019; Jin *et al.*, 2021) y depende en gran medida del clima y del tipo de vegetación dominante en el sistema, en términos cuantitativos y cualitativos. (Angst *et al.*, 2021). Así, un menor aporte de biomasa por parte de *Eucalyptus spp.* generalmente conduce a una disminución de las reservas de MOS (Pérez-Cruzado *et al.*, 2012; Fernández *et al.*, 2018; ).

Además, hay que añadir que las especies del género *Eucalyptus* suelen presentar altos contenidos de lignina en su composición de materia orgánica, tanto en plantas jóvenes como

adultas, por lo que su aporte en términos de calidad de la MOS es relativamente pobre (Rencoret *et al.*, 2013).

La forestación no implicó cambios sustanciales en términos de la composición detallada de las formas de C indicadas por espectroscopia de  $^{13}\text{C}$ -RMN. Pérez-Cruzado *et al.* (2014) encontraron hallazgos similares en regiones templadas húmedas. Así, la proporción específica de los diferentes grupos funcionales C (alquil-C, O-alquil-C, aromático-C, carboxílico-C) no evidenció cambios composicionales notables debido a la introducción y establecimiento de plantaciones de *E. camaldulensis*. Estudios anteriores indicaron que los cambios en el uso del suelo de sistemas de bosques tropicales naturales a sistemas agrícolas o agroforestales transformados en las tierras bajas de China modificaron el perfil de carbohidratos lábiles y la aromaticidad, con una menor estabilidad del COS en términos de descomposición (Wang *et al.*, 2023b). Sin embargo, también se puede observar un cambio en el perfil de los compuestos de C en dirección opuesta. Así, la transformación de bosque a pastizal modifica las formas de C, principalmente debido a la variabilidad de los insumos orgánicos (Boeni *et al.*, 2014).

### **7.5.3. P disponible y formas de evolución de P posterior a la forestación de pastizales naturales.**

Nuestro estudio anterior ya ha demostrado que durante la conversión de pastizales naturales a plantaciones se produce una disminución significativa de las concentraciones de P extraíble, con una recuperación parcial a lo largo de la rotación (Villalba-Martínez *et al.*, 2024). En este estudio, también es evidente que la disponibilidad y las formas en las que está presente el P también se ven afectadas, especialmente a través de una disminución del P inorgánico, como ortofosfato. Esta disminución podría deberse a la mayor absorción por parte de los árboles debido al alto requerimiento nutricional de *E. camandulensis*. Sin embargo, también podría deberse a la precipitación irreversible de P debido al aumento de la acidez (Villalba- Martínez *et al.*, 2024).

Especies de rápido crecimiento, como *Eucalyptus spp.*, se caracterizan por la absorción de altas cantidades de P y otros nutrientes, de manera efectiva durante las etapas iniciales de crecimiento (Bassaco *et al.*, 2018). En este sentido, una deficiencia de P es una limitación para el desarrollo inicial de *Eucalyptus spp.*, plantaciones (Tng *et al.*, 2014). De hecho, para el establecimiento inicial de algunas especies forestales se realiza la fertilización inorgánica al momento de la

siembra (Foltran *et al.*, 2019), ya que mejora significativamente el rendimiento (Fernández *et al.*, 2018; Xu *et al.*, 2002).

El P orgánico también estuvo sujeto a pérdidas, que podrían atribuirse al aumento de la mineralización de la MOS. El agotamiento de monoésteres implica una reducción de las reservas a medio plazo en estos suelos. A primera vista, los datos parecerían indicar un mayor aumento en el P orgánico versus el inorgánico. Por el contrario, el notable aumento observado en la relación Po:Pi posterior al cambio de uso de suelo esté más relacionado con la disminución del P inorgánico. Esta especie se caracteriza por una alta capacidad de absorción de P y la principal forma disponible posterior a la perturbación del pastizal natural es el P inorgánico (Maranguit *et al.*, 2017). Este P inorgánico de rápida disponibilidad posiblemente esté siendo absorbido en grandes cantidades por las plantaciones jóvenes de *E. camaldulensis*, ya que este tipo de cultivo extrae altas cantidades de P principalmente en los primeros años (Laclau *et al.*, 2013).

Estudios anteriores indicaron que los cambios en el uso de suelo de bosque a pastizal influyen notablemente en la biodisponibilidad de P y las formas de fósforo del suelo (Redel *et al.*, 2015). En general, los procesos de perturbación ambiental, como el cambio de suelo o los incendios forestales, aumentan los niveles de P inorgánico (ortofosfato) y disminuyen el P orgánico del suelo (principalmente monoésteres) (Turrion *et al.*, 2010; Merino *et al.*, 2015). En comparaciones de las especies forestales *Cacia mangium* y *Eucalyptus urophylla*, las formas orgánicas de P muestran una distribución similar, en cambio especies como *E. urophylla* revela un mayor porcentaje de P orgánico en el suelo (Koutika *et al.*, 2020).

## 7.6. CONCLUSIONES

Los datos de este estudio muestran que en llanuras aluviales del Chaco Húmedo ocupadas por pastizales naturales, la forestación con plantaciones intensivas de *Eucalyptus camaldulensis* implica importantes perturbaciones del suelo durante el establecimiento del mismo (drenaje, labranza), provocando pérdidas de MO y cambios en la dinámica de los nutrientes que podrían comprometer la sostenibilidad del sistema. Nuestros resultados indican que, durante los primeros 2 años, que corresponden a la preparación del sitio que involucra una perturbación intensiva del suelo, se favoreció la mineralización de la MOS, lo que resultó en pérdidas iniciales significativas de MO del suelo que no pudieron recuperarse durante la rotación.

La relación C/N y la aplicación de técnicas avanzadas de caracterización de la calidad de la MOS mostraron cambios en la calidad de la MOS en estos primeros años. Aquí, la pérdida de MOS termolábil y el aumento de la relación C/N aparecieron como la tendencia más destacada. Al finalizar la rotación también se recuperó parte de la calidad del MOS. Por otro lado, la aplicación de espectrometría de  $^{31}\text{P}$ -RMN mostró que tanto la forma orgánica como la inorgánica de P especialmente esta última se pierden progresivamente durante la primera rotación de las plantaciones de *E. camaldulensis*, comprometiendo las reservas de P en el corto y mediano plazo. Es posible que la próxima plantación se vea afectada por la reducción en la disponibilidad de P y otros nutrientes.

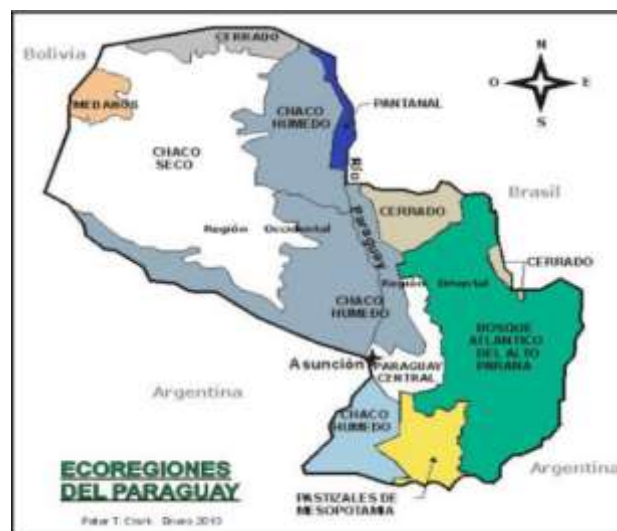
Este estudio es un primer paso hacia otras posibles investigaciones. La investigación posterior debería centrarse en la actividad microbiana del suelo o las emisiones de gases de efecto invernadero. Dado el tamaño de la superficie a forestar en la región, parece apropiado evaluar urgentemente estas cuestiones.

## 8. DISCUSIÓN GENERAL

### PROPUESTAS PARA LA MEJORA PARA EL APROVECHAMIENTO DE LOS SUELOS DE TIERRAS ALTAS Y BAJAS DE LA REGIÓN ORIENTAL DEL PARAGUAY

#### 8.1. Distribución de ecosistemas naturales e intervenidos en la región oriental de Paraguay.

La región oriental del Paraguay que se caracteriza por presentar dos tipos de ambientes generales. Por una parte, las "tierras altas" donde el 60% se encuentran dentro de la ecorregión Bosque Atlántico de Alto Paraná (Figura 1), cuyos ecosistemas naturales, consistentes en bosques con especies como Tajy hu, en guaraní, (*Handroanthus heptaphyllus*), Peterevy (*Cordia trichotoma*), Ka'i ka'y (*Cariniana estrellensis*) con suelos profundos y aireados, ideales para la producción agrícola.



*Figura 1. Mapa de ecorregiones del Paraguay y cobertura de bosque (Clay, 2013).*

En menos de 60 años el área forestal de las “tierras altas” se redujo a un 20 %, quedando fragmentos de la selva altamente aislados en la ecorregión. Estas zonas presentan altas tasas de deforestación (80 % de los bosques nativos) durante los años 1970 al 2010, para la instalación de cultivos intensivos debido a las condiciones favorables de suelo y clima con aproximadamente 4 millones de hectáreas con cultivos de soja transgénica y maíz. (Villalba-Martínez *et al.*, 2022). Para disminuir la degradación química y física de los suelos, desde hace unos años se vienen realizando prácticas de conservación, como la siembra directa con rotaciones con abonos verdes o el establecimiento de sistemas silvopastoriles. Si bien se piensa

que estas prácticas de conservación son potencialmente beneficiosas para conservar las propiedades del suelo, en la actualidad no se ha realizado una evaluación rigurosa del efecto de las mismas.

Por otro lado, el 40 % de la región oriental de Paraguay está ocupada por las denominadas “tierras bajas” (Clay *et al.*, 2005), que se encuentran en la ecorregión del Chaco Húmedo (Figura 1). Este paisaje está representado por amplias llanuras ocupadas por pastizales naturales, dominados por (*Andropogon lateralis* y *Paspalum notatum*), y son utilizados para la ganadería extensiva. Se trata de ambientes afectados por las crecidas de los ríos Paraguay y Paraná reconocidos por su gran nivel de biodiversidad y que cumplen con importantes beneficios para el medio ambiente, como reserva de C en suelos o regulación de los flujos de agua (Ávila-Torres *et al.*, 2018)

Actualmente, a pesar del reconocimiento de las valiosas funciones ambientales, este ecosistema está sufriendo la conversión masiva a plantaciones intensivas de eucaliptos. Esto supone prácticas intensivas de preparación del terreno, consistentes en drenaje y laboreo intenso (subsulado y arado), que podría generar degradación de los suelos y afectar a la dinámica del agua en el mismo. A pesar de que no existe un estudio previo, se proyecta la conversión de más 1 millón de hectáreas de pastizales naturales en plantaciones forestales para la producción de madera como fuente de energía en las industrias. Aún no se ha estudiado las posibles consecuencias de este importante cambio de uso sobre la sostenibilidad de este medioambiente.

## **8.2. Características generales de los suelos de las “tierras altas” y “tierras bajas”, como base para la conservación y uso sostenible**

Los suelos de bosques naturales o seminaturales de las tierras altas, dominados por Oxisoles, Ultisoles y Alfisoles, presentan texturas arenosas, bajos contenidos en MOS (2-2.5%) y baja CIC (normalmente inferiores a  $3.4 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ ), y arcillas dominadas por óxidos de Fe y Al. Las características de los suelos son similares a los de la región de Paraná en Brasil (Riezebos y Loerts, 1998). Estas características implican que estos suelos son extremadamente frágiles a manejos de suelos que impliquen pérdidas de MOS puesto que ello derivaría en procesos de degradación (Riezebos y Loerts, 1998; Villalba *et al.*, 2020).

Los suelos de tierras bajas, donde son frecuentes los suelos de tipo Ultisol y Alfisol que presentan características propias de condiciones hidromórficas con propiedades gleicas, como son las coloraciones que van del gris pálido al amarillo-verdoso. Muestran altos contenidos de

MOS (3-5%), acidez (pH 5), baja CIC (menor a 4 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>) y textura arenosa (mayor a 90%). Las propiedades de los suelos se corresponden, en líneas generales, a los encontrados en otros sistemas similares descritos en zona limítrofe de Corrientes, en Argentina (Navarro y Kurts, 2018).

### **8.3. La deforestación de bosques en las tierras altas para su transformación a cultivos intensivos y la introducción de plantaciones de eucaliptos en las tierras bajas ha generado pérdidas de MO en los suelos**

Los resultados de las investigaciones realizadas en este estudio muestran que los suelos de los bosques de las tierras altas y pastizales de las tierras bajas suponen un importante reservorio de MOS (50 Mg ha<sup>-1</sup> y 80 Mg ha<sup>-1</sup>, respectivamente), especialmente en estos últimos. La importante reserva de COS en las tierras bajas ya ha sido documentada en los sistemas de Corrientes (Navarro y Kurts, 2018), y están determinadas, por una parte, por el aporte significativo de restos orgánicos derivados de la alta densidad y cantidad de raíces propia de las gramíneas en este tipo de sistemas (Corbeels *et al.*, 2016). Adicionalmente, el periodo de saturación de suelo es prolongado, lo cual reduce la mineralización de la MOS (Navarro y Kurts, 2018).

El presente estudio capítulo I muestra que la deforestación del 80 % de los bosques nativos de las tierras altas de la región oriental (Da Ponte *et al.*, 2017) para la instalación de cultivos agrícolas intensivos ha ocasionado la pérdida de gran parte de la MOS acumulada por los suelos (Encina-Rojas *et al.*, 2023). Igualmente, en el capítulo II de esta tesis se muestra que la sustitución de pastizales naturales de las tierras bajas por plantaciones de eucalipto está derivando en la mineralización de las grandes reservas de MOS en este ecosistema.

La pérdida de MOS observada en los suelos de cultivo de las tierras altas se atribuye al laboreo intensivo y a la ausencia de suficientes aportes de residuos orgánicos de los cultivos. En condiciones similares a este estudio (Corbeels *et al.*, 2016; Zotarelli *et al.*, 2012; Maia *et al.*, 2010) se ha demostrado en otras zonas que parte de la pérdida de MOS se debe a la labranza convencional (arado y subsolado) posterior a la deforestación. Este sistema de labranza temporalmente mejora la aireación, la mineralización de la MO y la actividad biológica. Sin embargo, a medio plazo la alta tasa de descomposición de la MOS, favorecida por las condiciones climáticas, supone una pérdida sustancial de MOS. Se han encontrado tendencias similares en suelos de climas templados (Poeplau *et al.*, 2011; Wiesmeier *et al.*, 2015), aunque

el nivel de degradación no es tan alto como en las regiones tropicales y subtropicales, debido tanto al clima como al tipo de mineralogía que ofrece escasa protección a la MO.

Pérdidas de MO comparables a los mostrados en el capítulo I se han observado también en zonas próximas a la zona de estudio, como la región norte de Brasil (Corbeels *et al.*, 2016; Sant-Anna *et al.*, 2017; Medeiros *et al.*, 2020; Santos *et al.*, 2023) o la región de Corrientes, en Argentina (Navarro y Kurts, 2018).

Como consecuencia de la pérdida de MOS en las tierras altas y bajas se observa un importante aumento de la densidad aparente (DA) de los suelos. En los suelos agrícolas intensivos de las tierras altas y en las parcelas adultas de eucalipto establecidas en las tierras bajas, se encontraron valores de hasta  $1.5 \text{ g cm}^{-3}$ , que muestran disminuciones de la porosidad e infiltración del agua. Esta pérdida también supone una amenaza para la conservación del suelo, en este sentido, el incremento de densidad aparente observado después de la intensificación de los usos indica una disminución de la porosidad e infiltración del agua, además incrementando la escorrentía superficial, y por tanto la erosión (Shah *et al.*, 2017).

En las tierras bajas, la menor infiltración y conductividad hidráulica del suelo también podría alterar el régimen hidrológico, afectando a la carga de acuíferos y arroyos (Wang *et al.*, 2023; Lanzanova *et al.*, 2007; Bonetti *et al.*, 2019). Además, la baja porosidad y la mayor resistencia mecánica a la penetración dificulta la proliferación de raíces, lo que podría repercutir en la producción de pasto (Chan *et al.*, 2006; Suzuki *et al.*, 2020).

Es importante destacar que, para el caso de las plantaciones de eucalipto sobre los pastizales de las tierras bajas, las pérdidas iniciales de MOS durante la preparación del terreno no se recuperan al final de la rotación, lo que sugiere una progresiva pérdida de MOS en las sucesivas rotaciones. Pérdidas de MOS similares en reforestaciones sobre praderas naturales también se han documentado en otras zonas (Eclesia *et al.*, 2020; Wiesmeier *et al.*, 2009).

En ambos ambientes, tierras altas y bajas, dada la baja CIC de estos suelos (por su textura arenosa, minerales de baja carga y pH ácido), esta pérdida de MOS tiene importantes implicaciones para la sostenibilidad de los sistemas, en cuanto que afecta a la conservación de los suelos, en cuanto que afecta a la dinámica de nutrientes, aireación, actividad microbiana etc. Por su influencia directa (p.e. aporte de N, P, o S a través de la mineralización) e indirecta (CIC, formas orgánicas de P, etc...) de la MOS, las tasas netas de mineralización de C, N y P están estrechamente correlacionadas con la MOS (Angst, *et al.*, 2017) e incide sobre la dinámica de

la mayor parte de los nutrientes en el suelo. Es por ello la pérdida de MOS supone también una mayor dependencia de fertilizantes.

#### **8.4. La extracción de nutrientes por cultivos en tierras altas y por plantaciones de eucaliptos en las tierras bajas repercute en el nivel de nutrientes de los suelos**

Los estudios de la presente tesis revelan importantes pérdidas de nutrientes en los suelos derivados del uso intensivo, tanto en tierras altas (capítulo I), como en bajas (capítulo II). En las tierras altas se atribuye a la extracción de elementos por parte de los cultivos agrícolas y al escaso retorno de nutrientes en forma de residuos orgánicos o fertilizantes. En las tierras bajas el efecto se puede atribuir a la importante extracción de nutrientes del eucalipto, caracterizado en acumular elementos como Ca y Mg (Rocha *et al.*, 2016; Resquin *et al.*, 2020). Igualmente, hay que tener en cuenta otros tipos de la propia degradación del suelo, como la compactación, acidez e incrementos de Al disminuye la disponibilidad de nutrientes.

Las concentraciones y reservas de cationes básicos intercambiables disminuyeron en los suelos agrícolas en un 40% (Bosque natural:12 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>; Parcelas agrícolas:7 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>), especialmente con el monocultivo de soja que llegó hasta un 50%, en comparación a los que realizan rotación de cultivos en invierno. Relacionado con ello, en los sistemas de cultivos intensivos se observó una mayor acidez del suelo (pH 4.5) e incremento de Al de cambio, hasta 1.8 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>, similar a lo encontrados por Aquino *et al.* (2019) en suelos de Brasil bajo sistemas intensivos agrícolas.

Para el caso de los sistemas de plantación de eucaliptos en tierras bajas, el estudio muestra que la gran extracción de nutrientes del árbol implicaría una exportación neta de nutrientes si la cosecha fuera de árbol entero (whole-tree harvesting), tal como parece estar diseñado en la zona de estudio, donde las plantaciones tienen una finalidad de tipo energético. Las sucesivas rotaciones afectan a la fertilidad de los suelos, tal como se han observado en otras zonas (Merino *et al.*, 2004). El capítulo II de la presente tesis muestra que, como resultado de la importante extracción de nutrientes por el árbol, las reservas de N, P, Ca y K en el suelo en las plantaciones de eucalipto están en promedio 50% por debajo de los pastizales naturales. Esta situación genera un desequilibrio que repercute en la fertilidad del suelo y posiblemente afecte al crecimiento de la siguiente rotación, e incluso de la calidad del pasto para los animales.

Las especies forestales de rápido crecimiento, manejadas de forma intensiva, como el eucalipto, se caracterizan presentar altas necesidades de nutrientes (Fife *et al.*, 2008). El eucalipto es una

especie forestal eficiente en extraer agua a diferentes profundidades del suelo y con ello N, P, Ca y Mg a pesar de presentar una baja densidad radical (Silva *et al.*, 2011; Gonçalves, 2013; Rocha *et al.*, 2016). La investigación muestra que el eucalipto acumula altas cantidades de nutrientes, principalmente en las hojas y la corteza (Merino *et al.*, 2005; Santana *et al.*, 2008) lo que refuerza la idea de que al cosechar la madera descortezada en el sitio favorece el reciclaje de nutrientes.

Entre las posibles causas de la pérdida de nutrientes en las tierras altas y bajas se pueden mencionar:

- a- Deforestación y remoción de suelos para la implantación de cultivos agrícolas.
- b- Bajo aporte de residuos orgánicos por la soja y el maíz.
- c- Desprotección de los suelos que favorecen la erosión y mineralización de la MOS
- d- El drenaje de las tierras bajas favorece la mineralización de la MOS y lavado de los nutrientes del suelo.
- e- Alta absorción de nutrientes por las plantaciones de eucaliptos y la cosecha del árbol entero.
- f- La acidez e incrementos de Al en las tierras bajas y altas.

### **8.5. El actual manejo cultivos intensivos en tierras altas y plantaciones de eucaliptos en tierras bajas genera una mayor acidez, incrementos de Al y menor saturación de cationes generadores de bases.**

En respuesta a la extracción de las reservas de Ca y Mg, la deforestación y la introducción de cultivos agrícolas intensivos se observó una disminución del pH del suelo e incrementos del Al de cambio y reducción de la saturación de cationes generadores de bases. Este efecto fue muy notorio en suelos manejados con monocultivo como la soja, aspecto que también se ha observado en otras situaciones similares (Costa *et al.*, 2013; Martins *et al.*, 2014). En comparación con estos cultivos intensivos, los sistemas de conservación, como la siembra directa presentaron una disminución del Al, probablemente debido al ligero aumento de MOS provocado por la rotación de cultivos con abonos verdes principalmente con avena.

Al igual que en las parcelas agrícolas, con la introducción de las plantaciones de eucaliptos en las pastizales naturales se generó mayor acidez e incrementos de Al en el suelo. Resultados similares son reportados por Rocha *et al.* (2016a; 2018b) quienes encontraron alta acidez en el

suelo y muy baja disponibilidad principalmente de las bases intercambiables (Ca, Mg y K) en parcelas repobladas con eucaliptos.

La toxicidad del Al varía entre las diferentes especies vegetales y las plantaciones de eucaliptos presentan mayor tolerancia a las altas concentraciones de Al (Álvarez *et al.*, 2005). Aumentos en las concentraciones de Al en el suelo en reforestaciones de eucalipto también han sido reportados por Silva *et al.* (2004), coincidiendo con lo encontrado en este trabajo tanto en zonas altas como bajas.

La MOS del suelo se caracteriza por complejar al Al, lo que reduce el efecto tóxico para las plantas (Rout *et al.*, 2001). La pérdida de MOS de estos suelos deforestados y reforestados deriva en incrementos de la concentración de Al en disolución en el suelo, pudiendo afectar a la disponibilidad de nutrientes (Rocha, 2016; Álvarez *et al.*, 2005).

El eucalipto es una especie que muestra alta tolerancia a las concentraciones de Al en el suelo (Silva *et al.*, 2004; Gonçalves *et al.*, 2013; Ikka *et al.*, 2013), mostrando productividad incluso en pH por debajo de 4 (Pulito *et al.*, 2015; Santana *et al.*, 2008; Rocha *et al.*, 2016). Además, presenta en la raíz mecanismos para disminuir la toxicidad del Al (Silva *et al.*, 2004; Vieira *et al.*, 2017). Ikka *et al.* (2013) encontraron altas concentraciones de Al en la raíz de *E. camaldulensis* trabajando con sistemas de soluciones hidropónicas y mencionan que estas especies presentan alta adaptabilidad a estas condiciones.

Igualmente, con la extremada acidez del suelo la mineralización del nitrógeno y fósforo disminuye en los suelos, y se presentan menores concentraciones en las tierras altas y bajas.

#### **8.6. En los sistemas agrícolas de las tierras altas, las prácticas de conservación de suelos que incluyen abonos verdes mejoran la fertilidad de los suelos, pero no son suficientes para la restitución de los nutrientes extraídos.**

La labranza de conservación (labranza cero, mínima o reducida con aporte de residuos orgánicos de la cosecha) se utiliza junto con la rotación de cultivos en un intento de corregir los efectos nocivos de la labranza convencional intensiva para aumentar los niveles de MOS en los suelos; esto es especialmente necesario en las zonas tropicales y subtropicales por la alta mineralización de MOS (Calegari *et al.*, 2013; Calonego *et al.*, 2017). El menor nivel de perturbación de la superficie del suelo ayuda a mantener la concentración de COS, y con ello mejora las propiedades del suelo (García *et al.*, 2013; Calonego *et al.*, 2017; Conyers *et al.*, 2019).

En el capítulo I del presente estudio confirma que los sistemas de siembra directa con esquemas de rotación que incluyen avena en invierno (mayo a septiembre) aumentan la acumulación de COS y mejoran algunas propiedades del suelo, lo que coincide con otras investigaciones en Brasil (Santos *et al.*, 2014). Por otro lado, leguminosas y crucíferas incrementaron las concentraciones de N y P en el suelo. Los restos orgánicos de estos cultivos se descomponen rápidamente, debido a su baja relación C/N, favoreciendo así la provisión de MOS y el reciclado de nutrientes en el suelo (Carciochi *et al.*, 2019).

El uso de labranza de conservación en rotación con abonos verdes en los sistemas agrícolas permitió el reciclaje parcial de nutrientes a través del rastrojo que queda en la superficie del suelo (Conyers *et al.*, 2019). En los suelos tropicales y subtropicales donde predominan la de textura arenosa baja MOS y baja CIC (Villalba *et al.*, 2020), es recomendable la utilización de sistemas de conservación de suelos para mejorar las reservas de MOS y el reciclaje de algunos nutrientes. Cavalieri *et al.* (2009) investigaron el efecto de la siembra directa con diferentes rotaciones de cultivos en Ferralsoles en Brasil, previamente manejados bajo labranza convencional, observando que la siembra directa de diferentes rotaciones de cultivos mejora la concentración de COS en la capa superficial del suelo, también mejora la aireación y la permeabilidad al agua. La rotación de cultivos en invierno con cultivos de abono verde aumenta el COS y las concentraciones de N y P disponibles en los suelos de áreas subtropicales (Souza *et al.*, 2008; Assmann *et al.*, 2014).

### **8.7. En las tierras bajas la reposición de nutrientes es de importancia para la sostenibilidad del sistema productivo de la región oriental del Paraguay**

En el presente estudio la evaluación del crecimiento, acumulación de nutrientes en biomasa y las reservas en suelos de las plantaciones de *E. camaldulensis* a lo largo de la rotación, proporciona una información valiosa para diseñar estrategias de sostenibilidad de este tipo de reforestaciones en las tierras bajas de Paraguay. Los datos generados en el capítulo II muestran que es preciso realizar una adecuada planificación de este tipo de usos, considerando superficies de actuación y prácticas silvícolas para reducir el impacto sobre los suelos (y posiblemente sobre las aguas). El presente estudio se centra en los impactos sobre los suelos, por lo que otras futuras investigaciones sobre recursos hídricos o biodiversidad son también necesarias de forma urgente.

La exportación de nutrientes también se puede reducir si disminuye las densidades de plantaciones y también incrementando la duración de la rotación (Rodríguez-Soalleiro, et al, 2007). Además, las altas densidades en las plantaciones de eucaliptos reducen el ingreso de la luz y el agua disminuyendo el crecimiento de los pastos (Almeida *et al.*, 2007; Resquin *et al.*, 2020), por ello la reducción de la cantidad de árboles por ha, podrá contribuir no solamente a una menor extracción de las reservas del suelo, sino también a un mejor crecimiento de los pastizales naturales para generar una mayor cantidad de MOS sobre la superficie del suelo.

Otra posibilidad es implementar prácticas de reposición de nutrientes por medio de fertilizaciones (Viera *et al.*, 2016), al igual que la aplicación enmiendas agrícolas como cal agrícola para aumentar el pH del suelo y disminuir la toxicidad por Al para los cultivos.

### **8.8. Impacto de las reforestaciones de *E. camaldulensis* en praderas naturales de las Tierras Bajas sobre las dinámicas de MOS y P.**

Los resultados obtenidos en el capítulo III muestran que el establecimiento de plantaciones de *E. camaldulensis* sobre praderas naturales de las tierras bajas presenta un efecto notable sobre los diferentes parámetros edáficos analizados. Inicialmente, los pastizales nativos mostraban concentraciones de COS entre el 2 y el 3,7 %, mientras que en las parcelas reforestadas estos valores se redujeron sustancialmente en un 50 %. Esta reducción del COS se atribuye principalmente a las perturbaciones (drenaje, laboreo) durante el establecimiento de las plantaciones, que mezclan horizontes de diferentes concentraciones de MOS y potencial la mineralización (Villalba *et al.*, 2024).

En este sentido, la preparación intensiva del suelo con maquinaria (drenaje y laboreo) para el establecimiento de monocultivos provoca una mezcla de las capas superiores e inferiores del perfil del suelo, exponiendo compuestos orgánicos inicialmente ocluidos de capas más profundas del suelo que se vuelven accesibles a la descomposición microbiana (Tivet *et al.*, 2013; de Souza *et al.*, 2020). Los cambios en el uso del suelo tras la transformación de pastizales en plantaciones de *E. camaldulensis* conllevan una disminución de las reservas de COS pero también de N (Berthrong *et al.*, 2012, Sandoval *et al.*, 2020). En general, se considera que la reforestación de pastizales naturales induce cambios en las reservas de COS y N (Gmach *et al.*, 2018; Garratt et al., 2018; Cuevas *et al.*, 2018), pero este efecto negativo toma aún más relevancia si consideramos el largo plazo y las sucesivas rotaciones con esta especie.

La forestación de praderas con *E. camandulensis* provocó una notable pérdida de MOS al igual que el COS a corto plazo (>60%), aumentando progresivamente hasta los 8 años de edad. A pesar de observarse una recuperación parcial de la MOS a medida que avanzan los años, los valores finales siguen estando lejos del valor original de los pastizales naturales (32% menos).

La disminución de las diferentes fracciones de MOS con la implantación fue considerable a los 2 años, probablemente debido a la perturbación que expondría la MOS a una mayor oxidación y mejor acceso por parte de la comunidad microbiana (Tivet *et al.*, 2013; Teixeira *et al.*, 2020; Jin *et al.*, 2021).

La fracción lábil de la MOS está sometida a constantes procesos de renovación (Giannetta *et al.*, 2019; Jin *et al.*, 2021) y es altamente dependiente del clima y del tipo de vegetación dominante en el sistema, en términos cuantitativos y cualitativos (Angst *et al.*, 2021). Así, un menor aporte de biomasa por forestación de *Eucalyptus spp.* suele conllevar una disminución de las reservas de MOS de tipo lábil (Pérez-Cruzado *et al.*, 2012; Fernández *et al.*, 2018). Además, hay que añadir que las especies del género *Eucalyptus* suelen presentar altos contenidos de lignina en su composición de materia orgánica, tanto en plantas jóvenes como adultas, por lo que su contribución en términos de calidad de MOS es relativamente pobre (Rencoret *et al.*, 2013).

Al igual que la MOS las formas de P también fueron afectadas. La reforestación condujo a una disminución del P inorgánico, como ortofosfato. Esta disminución podría deberse a la mayor absorción por parte de los árboles debido al alto requerimiento nutricional de *E. camandulensis*. Las especies de crecimiento rápido, como *Eucalyptus spp.*, se caracterizan por la absorción de altas cantidades de P y otros nutrientes, principalmente en las etapas iniciales de crecimiento (Bassaco *et al.*, 2018). En este sentido, una deficiencia de P supone una limitación para el desarrollo inicial de las plantaciones de *Eucalyptus spp.* (Tng *et al.*, 2014). No obstante, dado el carácter ácido de los suelos, es posible también que el proceso de disminución del P soluble en el suelo intervenga procesos de adsorción poco reversible mediante adsorción con Al. De hecho, en zonas con acidez y baja acumulación de MOS se recomiendan fertilizaciones al momento de la implantación (Foltran *et al.*, 2019), así como prácticas silvícolas que aseguren la reposición de la MOS y de los nutrientes, entre ellos el P (Fernández *et al.*, 2018; Xu *et al.*, 2002). En este sentido, no parecen aconsejables las preparaciones que supongan fuertes perturbaciones del suelo, puesto que el descenso del nivel freático y la aireación del suelo derivan en importantes pérdidas de MOS. Igualmente, se debe considerar el tipo de

aprovechamiento de las plantaciones. Si éstas se aprovecha sólo la madera y permanecen los restos del corte sobre el suelo, la extracción de nutrientes sería limitada, al mismo tiempo que se aportan restos orgánicos que devuelven al suelo la MO y los nutrientes. Si, por el contrario, el aprovechamiento de la plantación es de árbol entero, la exportación de nutrientes y de MOS suponen una amenaza patente para la sostenibilidad del sistema. Esto aspectos se pueden acompañar con otras prácticas silvícolas, como es la densidad de la plantación o el alargamiento del turno de rotación, que moderan la exportación de nutrientes.

## 9. CONCLUSIONES GENERALES

Los resultados de esta tesis doctoral reflejan la baja fertilidad intrínseca y fragilidad de los suelos tropicales de la región oriental del Paraguay, debido a las condiciones climáticas (alta precipitación y temperatura) que favorecen la mineralización de la MOS, además de los procesos básicos del suelo que derivan en textura arenosa (90 %) y baja disponibilidad de nutrientes y baja CICe ( $4.5 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ ). En las tierras altas los suelos son de tipo Alfisol, Oxisol y Ultisol, con grandes posibilidades de aprovechamiento de mecanización, pero con importantes limitaciones intrínsecas para la agricultura intensiva. En las tierras bajas, los suelos, principalmente Ultisoles con propiedades gleicas, están afectados por el nivel freático ligado al acuífero guaraní, por lo que constituyen un importante reservorio de C orgánico del país.

La deforestación de tierras altas para uso agrícola intensivo, y escaso aporte de fertilizantes, conduce a la degradación química y física de los suelos. Las bajas concentraciones de nutrientes observadas en los suelos agrícolas en esta zona se pueden atribuir a la extracción de cultivos (principalmente, soja y maíz), así como a la degradación del propio suelo, por el incremento de la acidez y Al.

En estos ambientes, las prácticas de conservación de suelos (siembra directa, rotación de cultivos) que se vienen practicando desde los años 70, no son suficientes para la restauración total de la MOS, sin embargo, estas prácticas contribuyen a frenar el proceso de degradación del suelo.

Los sistemas agrícolas con rotación de cultivos en invierno (junio – septiembre) con nabo forrajero y avena han mejorado la recuperación del COS y el mantenimiento de los nutrientes. Los beneficios de la introducción de la avena son más claros que en el caso del nabo forrajero. Los sistemas silvopastoriles, basados en el cultivo de *Eucalyptus spp.*, y *Brachiaria brizantha* establecidos en antiguas tierras agrícolas degradadas mejoraron las concentraciones de MOS, pero generaron cierto grado de acidez debido a la extracción de nutrientes como Ca y Mg. Es por ello que se deben seguir recomendando e incluso mejorar los planes de fertilización para la restauración de los nutrientes extraídos por los cultivos. En este sentido, parece conveniente la difusión y formación de estas prácticas entre los agricultores y gestores. Es posible que una política de incentivos ayude a que estas prácticas se practiquen regularmente.

En la región Oriental de Paraguay, la deforestación afecta al 80 % de las tierras altas. De esta superficie, el 60 % corresponde a agricultura intensiva fuertemente mecanizada y el 40 % se

destina a praderas cultivadas para la ganadería extensiva. La información de la presente tesis muestra que el uso prolongando de técnicas intensivas agrícolas no es compatible con la producción sostenible. Se hace necesario una planificación de los recursos agrícolas en las que se consideren, además de las prácticas de conservación de suelos naturales (rotaciones con abonos verdes, siembra directa sin remoción) otras estrategias, como pueden ser los cambios de usos temporales a praderas, sistemas de silvopastoriles (considerando especies arbóreas nativas), barbechos e incluso restauración de bosques nativos.

En las tierras bajas ocupadas por pastizales naturales de *Andropogon lateralis* y *Paspalum notatum*, la introducción de las plantaciones de *Eucalyptus camaldulensis*, que implica importantes perturbaciones en el suelo durante su establecimiento (drenaje, laboreo), conduce a la pérdida de MO y nutrientes, comprometiendo la sostenibilidad del sistema.

Las preparaciones intensivas de los suelos, que incluyen drenaje, arado y subsolado, reducen el nivel freático y favorece la mineralización de la MOS, lo que se traduce en importantes pérdidas iniciales de MO en el suelo, y previsiblemente en fuertes emisiones de CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub> a la atmósfera.

Las pérdidas iniciales de MOS se recuperan a lo largo de la rotación, pero sin llegar a alcanzar los niveles originales de las praderas naturales. La aplicación de técnicas avanzadas de caracterización de la calidad de la MOS (análisis térmico y <sup>13</sup>C CPMAS RMN), mostraron que la mineralización acelerada conduce a un tipo de MOS menos lábil, debido a la mineralización preferencial de los compuestos de tipo carbohidratos.

Igualmente, con respecto a las praderas naturales, los suelos bajo las plantaciones forestales presentan mayor acidez e incrementos en las concentraciones de Al. Al final de la primera rotación de la plantación, las reservas de N y P en las parcelas de *Eucalyptus* fueron entre 50 y 80 % menores a la pradera natural. Parte de la pérdida de estas reservas se atribuyó a la extracción de grandes cantidades de nutrientes, que normalmente se observan en las plantaciones de *Eucalyptus* gestionadas intensivamente.

La aplicación de la espectrometría de <sup>31</sup>P RMN muestra que durante la primera rotación se pierden tanto las formas de P inorgánicas (ortofosfato), como las orgánicas (monoesteres), con lo que se comprometen las reservas de este elemento a medio plazo.

Desde hace 5 años la superficie de praderas naturales de tierras bajas que se ha reforestado con eucalipto es de 600.000 ha. Para los próximos 5 años se prevé la forestación total de 1.200.000. La información de esta tesis muestra que es necesaria una planificación de estos nuevos

sistemas, que considere ordenamiento territorial y de práctica silvícolas, para generar estrategias que aseguren la sostenibilidad (laboreo, conservación de suelos, fertilización, gestión silvícola) de estos ecosistemas. La investigación de esta tesis se limita a los efectos sobre los suelos, dadas las dimensiones de las reforestaciones que se están considerando en Paraguay, se hace necesario investigar el impacto sobre las aguas, biodiversidad y emisiones de gases de efecto invernadero en las tierras bajas para plantear estrategias que contribuyan a la sostenibilidad.

## 10. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abreu, L., Freitas, I., Santana, P., Barbosa, D., Santos, L., Santos, M., Sanglard, D., Frazão, L. (2020). Variation in soil carbon, nitrogen and microbial attributes within a silvopastoral system in the Brazilian Cerrado. *Agroforestry Systems*. 94: 1-11. <https://doi.org/10.1007/s10457-020-00554-x>.
- Aggarwal, S., Magner, J., Srinivas, R., Sajith, G., (2022). Managing nitrate-nitrogen in the intensively drained upper Mississippi River Basin, USA under uncertainty: a perennial path forward. *Environmental monitoring and Assessment*, 194, 704. [10.1007/s10661-022-10401-4](https://doi.org/10.1007/s10661-022-10401-4).
- Alleoni, L.R.F., Cambri, M.A., Caires, E.F. and Garbuio, F.J., (2010). Acidity and Aluminum Speciation as Affected by Surface Liming in Tropical No-Till Soils. *Soil Science Society of America Journal*, 4: 1010-1017. <https://doi.org/10.2136/sssaj2009.0254>.
- Almeida, A., Soares, J., Landsberg, J., Rezende, G. (2006). Water use and yields of *Eucalyptus grandis* hybrids plantations in Brazil during a rotation for pulp production. *Inpe*, 80: 07-25. [10.1016/j.foreco.2007.06.009](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.06.009)
- Álvarez, E., Fernández-Marcos, M., Monterroso, C., Fernández-Sanjurjo, M. (2005). Application of aluminium toxicity indices to soils under various forest species. *Forest Ecology and Management*, 211: 227-239. [10.1016/j.foreco.2005.02.044](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.02.044).
- Ampoorter, R., Goris, W.M., Cornelis, K., (2007). Verheyen Impact of mechanized logging on compaction status of sandy forest soils. *Forest Ecology and Management*, 241: 162–174. <http://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.01.019>.
- Andrade, G., Bognola, I., Bellote, A., Franciscan, L., Waterloo, M., Bruijnzeel, L. (2011). Site evaluation and productivity of a 3-year-old stand of *Eucalyptus urograndis* in São Paulo, Brazil. *Pesquisa Florestal Brasileira*, 31. [10.4336/2011.pbf.31.68331](https://doi.org/10.4336/2011.pbf.31.68331).

- Anghinoni, CA., Tormena, R. Lal, WH Moreira, EB Júnior, CJB Ferreira., (2017). Within cropping season changes in soil physical properties under no-till in Southern Brazil. *Soil and Tillage Research*, 166:108–112. <http://doi.org/10.1016/j.todavía.2016.10.015>.
- Angst, G., Mueller, K., Kögel-Knabner, I., Freeman, K., Mueller, C. (2017). Aggregation controls the stability of lignin and lipids in clay-sized particulate and mineral associated organic matter. *Biogeochemistry*, 132: 307-324. [10.1007/s10533-017-0304-2](https://doi.org/10.1007/s10533-017-0304-2).
- Angst, G., Mueller, K., Nierop, K., Simpson, M. (2021). Plant-or microbial-derived? A review on the molecular composition of stabilized soil organic matter. *Soil Biology and Biochemistry*, 156: 108-189. [10.1016/j.soilbio.2021.108189](https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108189).
- Anikwe, M., Ubochi, J. (2007). Short-term changes in soil properties under tillage systems and their effect on sweet potato (*Ipomea batatas* L.) growth and yield in an Ultisol in south-eastern Nigeria. *Soil Research*, 45: 351-358. [10.1071/SR07035](https://doi.org/10.1071/SR07035)
- Aquino-Alves, L., Denardin, L. G., Martins, A., Anghinoni, I., De Faccio C. P., Tiecher, T. (2019). Soil acidification and P, K, Ca and Mg budget as affected by sheep grazing and crop rotation in a long-term integrated crop-livestock system in southern Brazil. *Geoderma*. 351:197-208. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.04.036>.
- Assmann, J., Anghinoni, I., Martins, A., Costa, S., Cecagno, D., Carlos, F., Carvalho, P. (2014). Soil carbon and nitrogen stocks and fractions in a long-term integrated crop–livestock system under no-tillage in southern Brazil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 190: 52–59. [10.1016/j.agee.2013.12.003](https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.12.003).
- Assunção, S., Pereira, M., Rosset, J., Berbara, R., García, A. (2018). Carbon input and the structural quality of soil organic matter as a function of agricultural management in a tropical climate region of Brazil. *Science of The Total Environment*, 658: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.271>.
- Ávila-Torres, I., D'Elía, G., Vogt, C., Garcete-Barrett, B. (2018). Análisis crítico de la biogeografía del Paraguay. *Reportes Científicos*, 9: 42-50. [10.18004/rcfacen.2018.9.1.42](https://doi.org/10.18004/rcfacen.2018.9.1.42)

- Baeza, S. and Paruelo, J. (2020). Land use/land cover change (2000–2014) in the Rio de la Plata grasslands: an analysis based on MODIS NDVI time series. *Remote Sensing*, 12: 381. [10.3390/rs12030381](https://doi.org/10.3390/rs12030381)
- Bakhshandeh, E., Hossieni, M., Zeraatpisheh, M., Francaviglia, R. (2019). Land use change effects on soil quality and biological fertility: A case study in northern Iran. *European Journal of Soil Biology*, 95: 103-119. [10.1016/j.ejsobi.2019.103119](https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2019.103119)
- Baldassini, P., Paruelo, J. (2020). Deforestation and current management practices reduce soil organic carbon in the semi-arid Chaco, Argentina. *Agricultural Systems*, 178: 102-749. [10.1016/j.agry.2019.102749](https://doi.org/10.1016/j.agry.2019.102749)
- Baldi, G., and Paruelo, J. (2008). Land-use and land cover dynamics in South American temperate grasslands. *Ecology and Society*, 13: 2. <https://www.jstor.org/stable/26267957>
- Balesdent, J., Chenu, C., Balabane, M. (2000). Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil and Tillage Research*, 53: 215-230. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(99\)00107-5](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(99)00107-5).
- Barreto, P., Gama-Rodrigues, A., Gama-Rodrigues, E., Barros, N. (2012). Nitrogen balance in soil under *Eucalyptus* plantations. *Revista Brasileira do Ciencia do Solo*, 36: 1239–1248. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832012000400018>.
- Bassaco, M., Motta, A., Pauletti, V., Prior, A., Nisgoski, S., Ferreira, C. (2018). Nitrogen, phosphorus, and potassium requirements for *Eucalyptus urograndis* plantations in southern Brazil. *New Forests*, 49: 681-697. [10.1007/s11056-018-9658-0](https://doi.org/10.1007/s11056-018-9658-0).
- Baumann, M., Piquer-Rodríguez, M., Fehlenberg, V., Gavier Pizarro, G., Kuemmerle, T. (2016). Land-use competition in the South American Chaco. *Land use competition: Ecological, economic and social perspectives*, 9: 215-229. [10.1007/978-3-319-33628-2\\_13](https://doi.org/10.1007/978-3-319-33628-2_13).

- Bayer, C., Martin-Neto, L., Mielniczuk, J., Pavinato, A. (2004). Carbon storage in labile fractions of soil organic matter in a tropical no-tillage Oxisol. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira*, 39: 677-683. [10.1016/j.still.2017.08.008](https://doi.org/10.1016/j.still.2017.08.008).
- Berhongaray, G., Alvarez, R., De Paepe, J., Caride, C., Cantet, R. (2013). Land use effects on soil carbon in the Argentine Pampas. *Geoderma*, 192: 97-110. [10.1016/j.geoderma.2012.07.016](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.07.016).
- Berthrong, S., Plineiro, G., Jobbágy, E., Jackson, R. (2012). Soil C and N changes with afforestation of grasslands across gradients of precipitation and plantation age. *Ecological Applications*, 22: 76-86. [10.1016/j.agee.2020.106979](https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106979).
- Blagodatskaya, E., and Kuzyakov, Y. (2013). Active microorganisms in soil: critical review of estimation criteria and approaches. *Soil Biology and Biochemistry*, 67: 192-211. [10.1016/j.soilbio.2013.08.024](https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.08.024).
- Blanco, J., Durán, M., Luquin, J., San Emeterio, L., Yeste, A., Canals, R. M. (2023). Soil C/N ratios cause opposing effects in forests compared to grasslands on decomposition rates and stabilization factors in southern European ecosystems. *Science of The Total Environment*, 888: 164-118. [10.1016/j.scitotenv.2023.164118](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164118).
- Blazewski, G., Stolt, M., Gold, A., Gurwick, N., Groffman, P. (2009). Spatial distribution of carbon in the subsurface of riparian zones. *Soil Science Society of America Journal*, 73: 1733–1740. DOI: [10.2136/sssaj2007.0386](https://doi.org/10.2136/sssaj2007.0386)
- Boeni, M., Bayer, C., Dieckow, J., Conceição, P. C., Dick, D. P., Knicker, H., Macedo, M. (2014). Organic matter composition in density fractions of Cerrado Ferralsols as revealed by CPMAS <sup>13</sup>C NMR: Influence of pastureland, cropland and integrated crop-livestock. *Agriculture, ecosystems and environment*, 190, 80-86. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.09.024>
- Bolliger, A.M., Magid, J., Amado, J., Neto, F.S., Ribeiro, M.D., Calegari, A., Ralisch, R., Neergaard, A. (2006). Taking stock of the Brazilian "zero-till revolution": a review of

- landmark research and farmers' practice. *Advances in Agronomy*, 91: 47-110. [http://doi.org/10.1016/S0065-2113\(06\)91002-5](http://doi.org/10.1016/S0065-2113(06)91002-5).
- Bonetti, J., Anghinoni, I., Moraes, M., Fink, J. (2017). Resilience of soils with different texture, mineralogy, and organic matter under long-term conservation systems. *Soil and Tillage Research*, 174: 104 – 112. [10.1016/j.still.2017.06.008](https://doi.org/10.1016/j.still.2017.06.008).
- Bormann, H., Klaassen, K. (2008). Seasonal and land use dependent variability of soil hydraulic and soil hydrological properties of two Northern German soils. *Geoderma*, 145: 295-302. [10.1016/j.geoderma.2008.03.017](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.03.017).
- Boulmane, M., Oubrahim, H., Halim, M., Bakker, M. R., Augusto, L. (2017). The potential of Eucalyptus plantations to restore degraded soils in semi-arid Morocco (NW Africa). *Annals of Forest Science*, 74: 1-10. <https://doi.org/10.1007/s13595-017-0652-z>.
- Brevilieri, R., Dieckow, J., Barth, G., Veloso, M., Pergher, M., Pauletti, V., Joris, H. (2024). No-tillage and fertilization effectively improved soil carbon and nitrogen in a subtropical Ferralsol. *Soil and Tillage Research*, 241: 106-095. [10.1016/j.still.2024.106095](https://doi.org/10.1016/j.still.2024.106095)
- Brinkhoff, R., Mendham, D., Hunt, M., Unwin, G., Hovenden, M. (2022). Nitrogen fertiliser only increases leaf area in the lower crown of mid-rotation *Eucalyptus nitens* plantations. *Forest Ecology and Management*, 508: 120 – 048. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120048>.
- Brookshire, E. N. J., Weaver, T. (2015). Long-term decline in grassland productivity driven by increasing dryness. *Nature communications*, 6(1): 7148. <https://doi.org/10.1038/ncomms8148>
- Brovelli, A., Batlle-Aguilar, J., Barry, D. (2012). Analysis of carbon and nitrogen dynamics in riparian soils: model development. *Science of The Total Environment*, 429: 231 – 245. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.04.027>.

- Cabezas, A., Comin, F. (2010). Carbon and nitrogen accretion in the topsoil of the middle Ebro River floodplains (NE Spain): implications for their ecological restoration. *Ecological Engineering*, 36: 640 – 652. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.07.021>.
- Caldas, M., Goodin, D., Sherwood, S., Campos Krauer, J., Wisely, S. (2015). Land-cover change in the Paraguayan Chaco: 2000–2011. *Journal of Land Use Science*, 10: 1-18. [10.1080/1747423X.2013.807314](https://doi.org/10.1080/1747423X.2013.807314).
- Calegari, A., Tiecher, T., Hargrove, W., Ralisch, R., Tessier, D., de Tourdonnet, S., dos Santos, D. (2013). Long-term effect of different soil management systems and winter crops on soil acidity and vertical distribution of nutrients in a Brazilian Oxisol. *Soil and Tillage Research*, 133: 32-39. [10.1016/j.still.2013.05.009](https://doi.org/10.1016/j.still.2013.05.009)
- Calonego, J., Raphael, J., Rigon, J., de Oliveira Neto, L., Rosolem, C. (2017). Soil compaction management and soybean yields with cover crops under no-till and occasional chiseling. *European Journal of Agronomy*, 85: 31-37. [10.1016/j.eja.2017.02.001](https://doi.org/10.1016/j.eja.2017.02.001)
- Campos-Krauer, J., Wisely, S. (2011). Deforestation and cattle ranching drive rapid range expansion of capybara in the Gran Chaco ecosystem. *Global Change Biology*, 17: 206-218. [10.1111/j.1365-2486.2010.02193.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02193.x).
- Carballo-Balheiro, F. D. C., Pereira, M. G., Alves, B. J. R., Resende, A. S. D., Franco, A. A. (2008). Soil carbon and nitrogen in pasture soil reforested with eucalyptus and guachapele. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 32:1253-1260. [10.1590/S0100-06832008000300033](https://doi.org/10.1590/S0100-06832008000300033).
- Carciochi, W., Rosso, L., Secchi, M., Torres, A., Naeve, S., Casteel, S., Ciampitti, I. (2019). Soybean yield, biological N<sub>2</sub> fixation and seed composition responses to additional inoculation in the United States. *Scientific Reports*, 9: 19908. [10.1038/s41598-019-56465-0](https://doi.org/10.1038/s41598-019-56465-0).

- Cavaliere, K., da Silva, A., Tormena, C., Leão, T., Dexter, A., Håkansson, I. (2009). Long-term effects of no-tillage on dynamic soil physical properties in a Rhodic Ferrasol in Paraná, Brazil. *Soil and Tillage Research*, 103: 158-164. [10.1016/j.still.2008.10.014](https://doi.org/10.1016/j.still.2008.10.014).
- Celik, I. (2005). Land-use effects on organic matter and physical properties of soil in a southern Mediterranean highland of Turkey. *Soil and Tillage research*, 83: 270-277. [10.1016/j.still.2004.08.001](https://doi.org/10.1016/j.still.2004.08.001).
- Chan K., Oates A., Swan A., Hayes R., Dear B., Peoples M. (2006). Agronomic consequences of tractor wheel compaction on clay soil. *Soil and Tillage Research*, 89: 13 – 21. <https://doi.org/10.1016/j.still.2005.06.007>.
- Chillo, V., Vázquez, D., Amoroso, M., Bennett, E. (2018). Land-use intensity indirectly affects ecosystem services mainly through plant functional identity in a temperate forest. *Functional Ecology*, 32: 1390-1399. [10.1111/1365-2435.13064](https://doi.org/10.1111/1365-2435.13064).
- Christina, M., Laclau, J. P., Gonçalves, J. L. M., Jourdan, C., Nouvellon, Y., Bouillet, J. P. (2011). Almost symmetrical vertical growth rates above and below ground in one of the world's most productive forests. *Ecosphere*, 2: 1-10. <http://doi.org/10.1890/ES10-00158.1>
- Christina, M., Nouvellon, Y., Laclau, J., Stape, J., Bouillet, J., Lambais, G., le Maire, G. (2017). Importance of deep-water uptake in tropical eucalypt forest. *Functional Ecology*, 31: 509 – 519. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12727>.
- Clay, R., De Egea, J., Del Castillo, H. (2005). Ecorregiones de Paraguay. En *Atlas de las Aves de Paraguay*. Asunción: Guyra Paraguay. Pp.: 6-9. [chrome-extension://efaidnbnmnnibpcajpcglclefindmkaj/https://guyra.org.py/wp-content/uploads/2019/06/Guia-de-Aves-Chaco-Seco.pdf](https://guyra.org.py/wp-content/uploads/2019/06/Guia-de-Aves-Chaco-Seco.pdf)
- Conant, R., Cerri, C., Osborne, B., Paustian, K. (2017). Grassland management impacts on soil carbon stocks: a new synthesis. *Ecological Applications*, 27: 662-668. [10.1002/eap.1473](https://doi.org/10.1002/eap.1473)

- Conyers, M., Rijt, V., Oates, A., Poile, G., Kirkegaard, J., Kirkby, C. (2019). The strategic use of minimum tillage within conservation agriculture in southern New South Wales, Australia. *Soil and Tillage Research*, 193: 17-26. [10.1016/j.still.2019.05.021](https://doi.org/10.1016/j.still.2019.05.021).
- Cook, H.F. (2007). Floodplain nutrient and sediment dynamics on the Kent Stour. *Water and Environment Journal*, 21: 173-181. <https://doi.org/10.1111/j.1747-6593.2006.00061.x>
- Cook, R., Binkley, D., Stape, J., (2016). Eucalyptus plantation effects on soil carbon after 20 years and three rotations in Brazil. *Forest Ecology and Management*, 359: 92–9. [10.1016/j.foreco.2015.09.035](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.09.035)
- Cookson, W., Abaye, D., Marschner, P., Murphy, D., Stockdale, E., Goulding, K. (2005). The contribution of soil organic matter fractions to carbon and nitrogen mineralization and microbial community size and structure. *Soil Biology and Biochemistry*, 371: 1726 – 1737. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.02.007>.
- Corbeels, M., Marchão, R., Neto, M., Ferreira, E., Madari, B., Scopel, E., Brito, Osmar. (2016). Evidence of limited carbon sequestration in soils under no-tillage systems in the Cerrado of Brazil. *Scientific Reports*. 6. <https://doi.org/10.1038/srep21450>.
- Costa, S., Souza, E., Anghinoni, I., Carvalho, P., Martins, A., Kunrath, T., Balerini, F. (2014). Impact of an integrated no-till crop–livestock system on phosphorus distribution, availability and stock. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 190: 43-51. [10.1016/j.agee.2013.12.001](https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.12.001).
- Cravino, A., Brazeiro, A. (2021). Grassland afforestation in South America: Local scale impacts of eucalyptus plantations on Uruguayan mammals. *Forest Ecology Management* 484: 118-937. [10.1016/j.foreco.2021.118937](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.118937).
- Crespo, C., Wyngaard, N., Sainz, H., Studdert, G., Barraco, B., Gudelj, V., Barbagelata, P., Barbieri, P. (2021). Effect of the intensification of cropping sequences on soil organic carbon and its stratification ratio in contrasting environments. *Catena*, 200: 105-145. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105145>.

- Crusciol, C.A.C., Nascente, A.S., Mateus, G.P., Pariz, C.M., Martins, P.O., Borghi, E., (2014). Intercropping soybean and palisade grass for enhanced land use efficiency and revenue in a no till system. *European Journal of Agronomy*. 58: 53–62. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2014.05.001>.
- Crusciol, C.A.C., Soratto, R.P., Borghi, E., Mateus, G.P., (2010). Benefits of integrating crops and tropical pastures as systems of production. *Better Crop*, 94: 14–16.
- Cuevas, J., Little, C., Lobos, D., Lara, A., Pino, M., Acuña, A. (2018). Nutrient and sediment losses to streams after intervention of Eucalyptus plantations. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 18: 576-596. [10.4067/S0718-95162018005001702](https://doi.org/10.4067/S0718-95162018005001702).
- Cunha, E., Santos, C., da Silva, R., Panachuki, E., de Oliveira, P, de Souza Oliveira, N., dos Santos Falcão, K. (2022). Assessment of current and future land use/cover changes in soil erosion in the Rio da Prata basin (Brazil). *Science of the Total Environment*, 818: 151-811. [10.1016/j.scitotenv.2021.151811](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151811)
- Curtin, D., Beare, M, Hernandez-Ramirez, G. (2012). Temperature and moisture effects on microbial biomass and soil organic matter mineralization. *Soil Science Society of America Journal*, 76: 2055-2067. [10.2136/sssaj2012.0011](https://doi.org/10.2136/sssaj2012.0011)
- Da Costa, S., Souza, E., Anghinoni, I., Carvalho, P., Martins, A., Kunrath, T. Balerini, F. (2014). Impact of an integrated no-till crop–livestock system on phosphorus distribution, availability and stock. *Agriculture, Ecosystems Environment*, 190: 43-51. [10.1016/j.agee.2013.12.001](https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.12.001).
- Da Ponte, E., Mack, B., Wohlfart, C., Rodas, O., Fleckenstein, M., Oppelt, N., Kuenzer, C. (2017). Assessing forest cover dynamics and forest perception in the Atlantic Forest of Paraguay, combining remote sensing and household level data. *Forests*, 8: 389. [10.3390/f8100389](https://doi.org/10.3390/f8100389)

- Da Silva, N. (2013). Produtividade, demanda e eficiência nutricional de clones de eucalipto em regime de alto fuste e talhadia. Federal University of Viçosa. <https://locus.ufv.br/handle/123456789/5506>.
- De la Rosa, J., Faria, S., Varela, M., Knicker, H., González-Vila, F., González-Pérez, J., Keizer, J. (2012). Characterization of wildfire effects on soil organic matter using analytical pyrolysis. *Geoderma*, 191: 24-30. [10.1016/j.geoderma.2012.01.032](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.01.032).
- De Oliveira, J., da Silva, J., Martins, M., Pereira, E. (2018). Gasification of waste from coffee and eucalyptus production as an alternative source of bioenergy in Brazil. *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, 27:159-166. [10.1016/j.seta.2018.04.005](https://doi.org/10.1016/j.seta.2018.04.005).
- De Souza Medeiros, A., Maia, S., dos Santos, T., de Araújo Gomes, T. (2020). Soil carbon losses in conventional farming systems due to land-use change in the Brazilian semi-arid region. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 287: 106-690. [10.1016/j.agee.2019.106690](https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106690).
- De Souza, J., Vezzani, F., Lazeris, T., Kaschuk, G., de Souza, E., Balsanelli, E., Bayer, C. (2023). Composition of soil organic matter and the structure and diversity of soil bacteria and archaea, in crop systems under no-till in a subtropical ecosystem. *Soil and Tillage Research*, 234: 105-813. [10.1016/j.still.2023.105813](https://doi.org/10.1016/j.still.2023.105813).
- Dieckow, J., Bayer, C., Conceição, P., Zanatta, J., Martin-Neto, L., Milori, D., Hernani, L. (2009). Land use, tillage, texture and organic matter stock and composition in tropical and subtropical Brazilian soils. *European Journal of Soil Science*, 60: 240-249. [10.1111/j.1365-2389.2008.01101.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2008.01101.x).
- Diovisalvi, N., Reussi, C., Boxler, M., García, F. (2021). Relevamiento de calcio, magnesio, potasio y micronutrientes en zonas con diferente productividad de soja. *Ciencia de Suelo*, 39: 63-79. <http://www.suelos.org.ar/publicaciones/Volumen39n1/5-583-Texto.pdf>

- Don, A., Schumacher, J., Freibauer, A. (2011). Impact of tropical land use change on soil organic carbon stocks – A meta-analysis. *Global Change Biology*. 17: 1658 - 1670. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02336.x>.
- Dos Santos, D., Tiecher, T., Gonzatto, R., Santanna, M., Brunetto, G., Souza da Silva, L. (2018). Long-term effect of surface and incorporated liming in the conversion of natural grassland to no-till system for grain production in a highly acidic sandy-loam Ultisol from South Brazilian Campos. *Soil and Tillage Research*, 180: 222-231. <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.03.014>.
- Duchene, O., Celette, F., Ryan, M. R., DeHaan, L. R., Crews, T. E., David, C. (2019). Integrating multipurpose perennial grains crops in Western European farming systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 284: 106-591. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106591>
- Dudley, N., Gonzales, E., Hallett, J. G., Keenleyside, K., Mumba, M. (2020). The UN Decade on Ecosystem Restoration (2021–2030): what can protected areas contribute?. *Parks*, 26: 111-117. [10.2305/IUCN.CH.2020.PARKS-26-1ND.en](https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2020.PARKS-26-1ND.en)
- Durigan, G., Munhoz, C, Zakia, M., Oliveira, R., Pilon, N., do Valle, R., Pott, A. (2022). Cerrado wetlands: multiple ecosystems deserving legal protection as a unique and irreplaceable treasure. *Perspectives in ecology and conservation*, 20: 185. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2022.06.002>
- Eclesia, R., Jobbagy, E., Jackson, R., 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*, 18: 3237-3251. [10.1111/j.1365-2486.2012.02761.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02761.x)
- Encina-Rojas, A., Ríos-Velázquez, D., Sevilla-Linares, V., Villarreal, S., Moriya, M., Olivera, C., Guevara, M. (2023). First soil organic carbon report of Paraguay. *Geoderma Regional*, 32: e00611. [10.1016/j.geodrs.2023.e00611](https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2023.e00611).
- Eriksson, O., Cousins, S. A. (2014). Historical landscape perspectives on grasslands in Sweden and the Baltic region. *Land*, 3: 300-321. [10.3390/land3010300](https://doi.org/10.3390/land3010300)

- Español, E., Zas, R., Vega, G. (2000). Macro and micronutrient foliar concentrations in nine *Eucalyptus* species in northwest Spain. *Invest. Agr. Sist. Recur. For.*, 9: 209 – 218. <http://hdl.handle.net/10261/45329>.
- Fabrizzi, K., Rice, C., Amado, T., Fiorin, J., Barbagelata, P., Melchiori, R. (2008). Protection of soil organic C and N in temperate and tropical soils: Effect of native and agroecosystems. *Biogeochemistry*, 92: 129-143. <https://doi.org/10.1007/s10533-008-9261-0>.
- Fageria, N., and Nascente, A. (2014). Management of soil acidity of South American soils for sustainable crop production. *Advances in agronomy*, 128: 221-275. [1016/B978-0-12-802139-2.00006-8](https://doi.org/10.1016/B978-0-12-802139-2.00006-8)
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), (2011). State of the world's forests. FAO, Rome. <https://www.fao.org/3/i2000e/i2000e00.htm>.
- Fernández, M., Alaejos, J., Andivia, E., Vázquez-Piqué, J., Ruiz, F., López, F., Tapias, R. (2018). *Eucalyptus urograndis* biomass production for energy purposes exposed to a Mediterranean climate under different irrigation and fertilization regimes. *Biomass and Bioenergy*, 111: 22-30. [10.1016/j.biombioe.2018.01.020](https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2018.01.020)
- Ferraz, S., Rodrigues, C., Garcia, L., Alvares, C., Lima, W. (2019). Effects of *Eucalyptus* plantations on streamflow in Brazil: Moving beyond the water use debate. *Forest Ecology and Management*, 453: 117571. DOI:[10.1016/j.foreco.2019.117571](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117571).
- Ferreto, D., Reichert, J., Cavalcante, R., Srinivasan, R. (2021). Rainfall partitioning in young clonal plantations *Eucalyptus* species in a subtropical environment, and implications for water and forest management. *International Soil and Water Conservation Research*, 9: 474-484. [10.1016/j.iswcr.2021.01.002](https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2021.01.002).
- Fialho, R., Zinn, Y. (2014). Changes in soil organic carbon under *Eucalyptus* plantations in Brazil: A comparative analysis. *Land Degradation and Development*. 25. <https://doi.org/10.1002/ldr.2158>.

- Fife, D., Nambiar, E., Saur, E. (2008). Retranslocation of foliar nutrients in evergreen tree species planted in a Mediterranean environment. *Tree Physiol*, 28: 187–196. [10.1093/treephys/28.2.187](https://doi.org/10.1093/treephys/28.2.187).
- Fink, J., Inda, A., Bayer, C., Torrent, J., Barrón, V. (2014). Mineralogy and phosphorus adsorption in soils of south and central-west Brazil under conventional and no-tillage systems. *Acta Scientiarum. Agronomy*, 36: 379-387. [10.4025/actasciagron.v36i3.17937](https://doi.org/10.4025/actasciagron.v36i3.17937).
- Fink, J., Inda, A., Tiecher, T., Barrón, V. (2016). Iron oxides and organic matter on soil phosphorus availability. *Ciencia e Agrotecnologia*, 40: 369-379. [10.1590/1413-70542016404023016](https://doi.org/10.1590/1413-70542016404023016).
- Fischer, C., Leimer, S., Roscher, C., Ravenek, J., de Kroon, H., Kreuziger, Y., Hildebrandt, A. (2019). Plant species richness and functional groups have different effects on soil water content in a decade-long grassland experiment. *Journal of Ecology*, 107: 127-141. [10.1111/1365-2745.13046](https://doi.org/10.1111/1365-2745.13046)
- Fisher, J., Acreman, M. (2004). Wetland nutrient removal: a review of the evidence. *Hydrology and Earth System Sciences*, 8: 673-685. <https://doi.org/10.5194/hess-8-673-2004>.
- Foley, J., Asner, G., Costa, M., Coe, M., DeFries, R., Gibbs, H., Snyder, P. (2007). Amazonia revealed: forest degradation and loss of ecosystem goods and services in the Amazon Basin. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5: 25-32. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2007\)5\[25:ARFDAL\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2007)5[25:ARFDAL]2.0.CO;2)
- Foltran, E., Rocha, J., Bazani, J., Gonçalves, J., Rodrigues, M., Pavinato, P., Valduga, G., Erro, J., Garcia-Mina, J. (2019). Phosphorus pool responses under different P inorganic fertilizers for a Eucalyptus plantation in a loamy Oxisol. *Forest Ecology Manage*, 435: 170–179. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.10.053>.
- Franchini, J., Debiasi, H., Balbinot J. A., Tonon, B., Farias, J., Neves De Oliveira, M., Torres, E. (2012). Evolution of crop yields in different tillage and cropping systems over two decades

in southern Brazil. *Field Crops Research*, 137: 178–185.  
<https://doi.org/10.1016/j.fcr.2012.09.003>.

Freitas, M., Souto, J., Gonçalves, M., Almeida, L., Salviano, A., Giongo, V. (2019). Decomposition and nutrient release of cover crops in mango cultivation in Brazilian semi-arid region. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 43: e0170402. [10.1590/18069657rbc20170402](https://doi.org/10.1590/18069657rbc20170402)

Gama-Rodrigues, A., Sales, B., Silva, B., Comerford, N., Cropper, W., Gama-Rodrigues, E. (2014). An exploratory analysis of phosphorus transformations in tropical soils using structural equation modeling. *Biogeochemistry*. 118. <https://doi.org/10.1007/s10533-013-9946-x>.

Gama-Rodrigues, E., Barros, N., Gama-rodrigues, A., Santos, G. (2005). Nitrogênio, carbono e atividade da biomassa microbiana do solo em plantações de eucalipto. *R. Brasileira Ciencia do Solo*, 29: 393 – 901. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=180214053007>.

Gao, Y., Su, F., Liang, Y., Li, S., Zhu, Y., Xu, Y., Wu, L. (2021). Nutrient input and output in short-rotation Eucalyptus plantations. *Journal of Central South University*, 41: 56-67. <https://doi.org/10.14067/j.cnki.1673-923x.2021.08.007>

Garcia, R.A., Crusciol, C.A.C., Calonego, J.C., Rosolem, C.A. (2008). Potassium cycling in a corn-brachiaria cropping system. *European Journal of Agronomy*, 28: 579–585. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2008.01.002>.

Garcia, R.A., Li, Y., Rosolem, C.A. (2013). Soil organic matter and physical attributes affected by crop rotation under No-till. *Soil Science Society of America Journal*, 77: 1724. <https://doi.org/10.2136/sssaj2012.0310>.

Garratt, M., Bommarco, R., Kleijn, D., Martin, E., Mortimer, S., Redlich, S., Potts, S. G. (2018). Enhancing soil organic matter as a route to the ecological intensification of European arable systems. *Ecosystems*, 21: 1404-1415. [10.1007/s10021-018-0228-2](https://doi.org/10.1007/s10021-018-0228-2).

- Gelaw, A., Singh, B., Lal, R. (2014). Soil organic carbon and total nitrogen stocks under different land uses in a semi-arid watershed in Tigray, Northern Ethiopia. *Agriculture, ecosystems and environment*, 188: 256-263. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.02.035>
- Genro Junior, S. A., Reichert, J. M., Reinert, D. J. Variabilidade. (2004). Temporal da Resistência a Penetração de um Latossolo Argiloso Sobsemeadura Direta com Rotação de Culturas. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 28: 477-484. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=180214032009>.
- Gerke, J. (2022). The central role of soil organic matter in soil fertility and carbon storage. *Soil Systems*, 6:33. [10.3390/soilsystems6020033](https://doi.org/10.3390/soilsystems6020033).
- GFW (Global Forest Watch). (2019). Pérdida anual de cobertura arbórea debido al factor dominante en Paraguay.
- Ghorbani-Dashtaki, S., Homaei, M., Loiskandl, W. (2016). Towards using pedotransfer functions for estimating infiltration parameters. *Hydrological Sciences Journal*, 61: 1477-1488. <https://doi.org/10.1016/j.jhidrol.2024.130954>
- Giannetta, B., Plaza, C., Zaccone, C., Vischetti, C., Rovira, P. (2019). Ecosystem type effects on the stabilization of organic matter in soils: Combining size fractionation with sequential chemical extractions. *Geoderma*, 353: 423-434. [10.1016/j.geoderma.2019.07.009](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.07.009).
- Gmach, M., Dias, B., Silva, C., Nóbrega, J., Lustosa-Filho, J., Siqueira- Neto, M. (2018). Soil organic matter dynamics and land-use change on Oxisols in the Cerrado, Brazil. *Geoderma Regional*, 14: e00178. [10.1016/j.geodrs.2018.e00178](https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2018.e00178).
- Goldfarb, L., and Zoomers, A. (2013). The drivers behind the rapid expansion of genetically modified soya production into the Chaco region of Argentina. *Biofuels: Economy, environment and sustainability*, 9: 73-95. [10.5772/53447](https://doi.org/10.5772/53447)

- Gómez-Giráldez, P., Aguilar, C., Polo, M. (2014). Natural vegetation covers as indicators of the soil water content in a semiarid mountainous watershed. *Ecological Indicators*, 46: 524-535. [10.1016/j.ecolind.2014.06.024](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.06.024)
- Gonçalves, J., Alvares, C., Higa, A., Silva, L., Alfenas, A., Stahl, J., Ferraz, S., Lima, W., Brancalion, P., Hubner, A., Bouillet, J., Laclau, J., Nouvellon, Y., Epron, D. (2013). Integrating genetic and silvicultural strategies to minimize abiotic and biotic constraints in Brazilian Eucalyptus plantations. *Forest Ecology and Management*, 301: 6–27. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.12.030>.
- González-Sosa, M., González-Barrios, P., Bentancur, O. J., Pérez-Bidegain, M. (2024). Differential effects on soil water repellency of Eucalyptus and Pinus plantations replacing natural pastures. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 48: e0230070. <https://doi.org/10.36783/18069657rbc20230070>
- Gossner, M., Lewinsohn, T., Kahl, T., Grassein, F., Boch, S., Prati, D., Allan, E. (2016). Land-use intensification causes multitrophic homogenization of grassland communities. *Nature*, 540: 266-269. <https://doi.org/10.1038/nature20575>
- Grau, H., Torres, R., Gasparri, N., Blendinger, P., Marinaro, S., Macchi, L. (2015). Natural grasslands in the Chaco. A neglected ecosystem under threat by agriculture expansion and forest-oriented conservation policies. *Journal of Arid Environments*, 123: 40-46. [10.1016/j.jaridenv.2014.12.006](https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2014.12.006).
- Grossman J., (2012). A case study of smallholder eucalyptus plantation silviculture in Eastern Paraguay. *The Forestry Chronicle*. 88: 528-534. <https://doi.org/10.5558/tfc2012-101>.
- Haghighi, F., Gorji, M., Shorafa, M. (2010). A study of the effects of land use changes on soil physical properties and organic matter. *Land Degradation and Development*, 21: 496-502. <https://doi.org/10.1002/ldr.999>

- Hamer, U., Potthast, K., Burneo, J. I., Makeschin, F. (2013). Nutrient stocks and phosphorus fractions in mountain soils of Southern Ecuador after conversion of forest to pasture. *Biogeochemistry*, 112: 495-510.. <https://doi.org/10.1007/s10533-012-9742-z>.
- Hättenschwiler, S., Jørgensen, H. (2010). Carbon quality rather than stoichiometry controls litter decomposition in a tropical rain forest. *Journal of Ecology*, 98: 754 – 763. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01671.x>
- Hawkins, J., Vermeiren, C., Blackwell, M., Darch, T., Granger, S., Dunham, S., McGrath, S. (2022). The effect of soil organic matter on long-term availability of phosphorus in soil: Evaluation in a biological P mining experiment. *Geoderma*, 423: 115-965. [10.1016/j.geoderma.2022.115965](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.115965).
- Hayhoe, S., Neill, C., Porder, S., McHorney, R., Lefebvre, P., Coe, M., Krusche, A. (2011). Conversion to soy on the Amazonian agricultural frontier increases streamflow without affecting stormflow dynamics. *Global Change Biology*, 17: 1821-1833. [10.1111/j.1365-2486.2011.02392.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02392.x)
- Hemes, K., Eichelmann, E., Chamberlain, S., Knox, S., Oikawa, P., Sturtevant, C., Baldocchi, D. (2018). A unique combination of aerodynamic and surface properties contributes to surface cooling in restored wetlands of the Sacramento-San Joaquin Delta, California. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 123: 2072-2090. [10.1029/2018JG004494](https://doi.org/10.1029/2018JG004494).
- Henderson, J., Godar, J., Frey, G., Börner, J., Gardner, T. (2021). The Paraguayan Chaco at a crossroads: drivers of an emerging soybean frontier. *Regional Environmental Change*, 21: 72. [10.1007/s10113-021-01804-z](https://doi.org/10.1007/s10113-021-01804-z).
- Hernández, J., del Pino, A., Hitta, M., Lorenzo, M. (2016). Management of forest harvest residues affects soil nutrient availability during reforestation of *Eucalyptus grandis*. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 105: 141-155. <https://doi.org/10.1007/s10705-016-9781-2>.

[http://www.infona.gov.py/application/files/8016/1166/1066/Res\\_INFONA\\_N\\_754.20201.pdf](http://www.infona.gov.py/application/files/8016/1166/1066/Res_INFONA_N_754.20201.pdf).

Hunke, P., Mueller, E. N., Schröder, B., Zeilhofer, P. (2015). The Brazilian Cerrado: assessment of water and soil degradation in catchments under intensive agricultural use. *Ecohydrology*, 8: 1154-1180. <https://doi.org/10.1002/eco.1573>

Hussain, A., Classens, G., Guevara-Rozo, S., Cale, J., Rajabzadeh, R., Peters, B., Erbilgin, N. (2020). Spatial variation in soil available water holding capacity alters carbon mobilization and allocation to chemical defenses along jack pine stems. *Environmental and Experimental Botany*, 0098 – 8472, <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2019.103902>.

Ikka, T., Ogawa, T., Li, D., Hiradate, S., Morita, A. (2013). Effect of aluminum on metabolism of organic acids and chemical forms of aluminum in root tips of *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh. *Phytochemistry*, 94: 142 – 147. [10.1016/j.phytochem.2013.06.016](https://doi.org/10.1016/j.phytochem.2013.06.016).

Ilha, P., Rosso, S., Schiesari, L. (2019). Effects of deforestation on headwater stream fish assemblages in the Upper Xingu River Basin, Southeastern Amazonia. *Neotropical Ichthyology*, 17: e180099. [10.1590/1982-0224-20180099](https://doi.org/10.1590/1982-0224-20180099)

INFONA (Instituto Forestal Nacional. Plan Estratégico Institucional 2021-2025

Islam, M., Jiang, F., Guo, Z., Liu, S., Peng, X. (2023). Impacts of straw return coupled with tillage practices on soil organic carbon stock in upland wheat and maize croplands in China: a meta-analysis. *Soil and Tillage Research*, 232: 105786. [10.1016/j.still.2023.105786](https://doi.org/10.1016/j.still.2023.105786)

Jabro, J., Iversen, W.M., Stevens, W., Evans, R., Mikha, M., Allen, B. (2015). Effect of Three Tillage Depths on Sugarbeet Response and Soil Penetrability Resistance. *Agronomy Journal*. <https://doi.org/10.2134/agronj14.0561>.

Jabro, J., Iversen, W.M., Stevens, W., Evans, R., Mikha, M., Allen, B. (2016). Physical and hydraulic properties of a sandy loam soil under zero, shallow and deep tillage practices. *Soil and Tillage Research*, 159: 67-72. <https://doi.org/10.1016/j.still.2016.02.002>.

- Jabro, J., Stevens, W., Iversen, W.M., Evans, R. (2011). Technical Note: Bulk Density, Water Content, and Hydraulic Properties of a Sandy Loam Soil Following Conventional or Strip Tillage. *Applied Engineering in Agriculture*, 27: 765-768. <https://doi.org/10.13031/2013.39576>.
- Jackson, M. L., (1976). *Análisis químico de suelos*. Barcelona: Omega. 662 p.
- Jakab, G., Madarász, B., Masoudi, M., Karlik, M., Király, C., Zacháry, D., Szalai, Z. (2023). Soil organic matter gain by reduced tillage intensity: Storage, pools, and chemical composition. *Soil and Tillage Research*, 226: 105-584. [10.1016/j.still.2022.105584](https://doi.org/10.1016/j.still.2022.105584).
- Jakubínský, J., Prokopova, M., Raška, P., Salvati, L., Bezak, N., Cudlín, O., Lepeška, T. (2021). Managing floodplains using nature-based solutions to support multiple ecosystem functions and services. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 8: e1545. <https://doi.org/10.1002/wat2.1545>
- Jantamenchai, M., Sukitprapanon, T., Tulaphitak, D., Mekboonsonglarp, W., Vityakon, P. (2022). Organic phosphorus forms in a tropical sandy soil after application of organic residues of different quality. *Geoderma*, 405: 115-462. [10.1016/j.geoderma.2021.115462](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115462).
- Jia, X., Shao, M., Yu, D., Zhang, Y., Binley, A. (2019). Spatial variations in soil-water carrying capacity of three typical revegetation species on the Loess Plateau, China. *Agriculture, Ecosystems Environment*, 273: 25-35. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.12.008>.
- Jiménez, J., Healy, M., Daly, K. (2019). Effects of fertilizer on phosphorus pools in soils with contrasting organic matter content: A fractionation and path analysis study. *Geoderma*, 338: 128-135. [10.1016/j.geoderma.2018.11.049](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.11.049).
- Jin, V., Wienhold, B., Mikha, M., Schmer, M. (2021). Cropping system partially offsets tillage-related degradation of soil organic carbon and aggregate properties in a 30-yr rainfed agroecosystem. *Soil and Tillage Research*, 209: 104-968. [10.1016/j.still.2021.104968](https://doi.org/10.1016/j.still.2021.104968).

- Jobbágy, E., Jackson, R.B. (2004). Groundwater use and salinization with grassland afforestation. *Global Change Biology*, 10: 1299 – 1312. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2004.00806.x>.
- Jobbágy, E., Vasallo, M., Farley, K., Piñeiro, G., Garbulsky, M., Noretto, M., Paruelo, J. (2022). Grassland afforestation: towards an integrative perspective of its ecological opportunities and costs. *Agrociencia* 10: 109–124. [10.31285/AGRO.26.1114](https://doi.org/10.31285/AGRO.26.1114).
- Jones, J., Almeida, A., Cisneros, F., Iroumé, A., Jobbágy, E., Lara, A., Lima, W., Little, C., Llerena, C., Silveira, L., Villegas, J. (2017). Forests and water in South America. *Hydrological Processes*, 31: 972 – 980. <http://dx.doi.org/10.1002/hyp.11035>.
- Joris, H., Fávero, C., AR, B., Haliski, A., Scharr, D. (2016). Liming in the conversion from degraded pastureland to a no-till cropping system in Southern Brazil. *Soil and Tillage Research*, 162: 68-77. <https://doi.org/10.1016/j.still.2016.04.009>.
- Kahlon, M., Lal, R., Ann-Varughese, M. (2013). Twenty two years of tillage and mulching impacts on soil physical characteristics and carbon sequestration in Central Ohio. *Soil and Tillage Research*, 126: 151-158. <https://doi.org/10.1016/j.still.2012.08.001>
- Karami, A., Homaei, M., Afzalnia, S., Ruhipour, H., Basirat, S. (2012). Organic resource management: Impacts on soil aggregate stability and other soil physico-chemical properties. *Agriculture, Ecosystems Environment*, 148: 22-28. [10.1016/j.agee.2011.10.021](https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.10.021).
- Karp, D., Tallis, H., Sachse, R., Halpern, B., Thonicke, K., Cramer, W., Mooney, H., Polasky, S., Tietjen, B., Waha, K., Walz, A., Wolny, S. (2015). National indicators for observing ecosystem service change. *Global Environmental Change*, 35: 12–21. [10.1016/j.gloenvcha.2015.07.014](https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.07.014)
- Keller, P., Marce, R., Obrador, B., Koschorreck, M. (2021). Global carbon budget of reservoirs is overturned by the quantification of drawdown areas. *Nature Geoscience*, 14: 402 – 408. <https://doi.org/10.1038/s41561-021-00734-z>.

- Kleinman, P., Smith, D., Bolster, C., Easton, Z. (2015). Phosphorus fate, management, and modeling in artificially drained systems. *Journal of environmental quality*, 44: 460-466. [10.2134/jeq2015.02.0090](https://doi.org/10.2134/jeq2015.02.0090).
- Koutika, L., Cafiero, L., Bevivino, A., Merino, A. (2020). Organic matter quality of forest floor as a driver of C and P dynamics in acacia and eucalypt plantations established on a Ferralic Arenosols, Congo. *Forest Ecosystems*, 7: 1-15. [10.1186/s40663-020-00249-w](https://doi.org/10.1186/s40663-020-00249-w).
- Laclau, J. P., Ranger, J., de Moraes Gonçalves, J. L., Maquère, V., Krusche, A. V., M'Bou, A. T., Deleporte, P. (2010). Biogeochemical cycles of nutrients in tropical *Eucalyptus* plantations: main features shown by intensive monitoring in Congo and Brazil. *Forest ecology and management*, 259: 1771-1785. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.06.010>.
- Laclau, J., Da Silva, E., Rodrigues Lambais, G., Bernoux, M., Le Maire, G., Stape, J. L., Nouvellon, Y. (2013). Dynamics of soil exploration by fine roots down to a depth of 10 m throughout the entire rotation in *Eucalyptus grandis* plantations. *Frontiers in plant science*, 4: 243. [10.3389/fpls.2013.00243](https://doi.org/10.3389/fpls.2013.00243).
- Laclau, J., Deleporte, P., Ranger, J., Bouillet, J., Kazotti, G. (2003). Nutrient Dynamics throughout the Rotation of *Eucalyptus* Clonal Stands in Congo. *Annals of botany*, 91: 879-92. [10.1093/aob/mcg093](https://doi.org/10.1093/aob/mcg093).
- Laclau, J., Almeida, J., Gonçalves, J., Saint-André, L., Ventura, M., Ranger, R., Moreira, R., Nouvellon, Y. (2009). Influence of nitrogen and potassium fertilization on leaf lifespan and allocation of above-ground growth in *Eucalyptus* plantations. *Tree Physiology*, 29: 111–124. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpn010>.
- Lal, R. (2004). Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*, 304: 1623-1627. [10.1126/ciencia.1097396](https://doi.org/10.1126/ciencia.1097396)
- Lanzanova, M., Silveira-Nicoloso, R., Lovato, T., Eltz, F., Amado, T., Reinert, D. (2007). Atributos físicos do solo em sistema de integração lavoura-pecuária sob plantio direto.

- Revista Brasileira do Ciencia do Solo, 31: 1131–1140. <https://doi.org/10.1590/s0100-06832007000500028>.
- Larned, S., Moores, J., Gadd, J., Baillie, B., Schallenberg, M. (2020). Evidence for the effects of land use on freshwater ecosystems in New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 54: 551-591. [10.1080/00288330.2019.1695634](https://doi.org/10.1080/00288330.2019.1695634).
- Lehmann, J., Kleber, M. (2015) The contentious nature of soil organic matter. *Nature*, 528: 60–68. <https://doi.org/10.1038/nature16069>.
- Leidinger, J., Gossner, M., Weisser, W., Koch, C., Cayllahua, Z., Podgaiski, L., Meyer, S. (2017). Historical and recent land use affects ecosystem functions in subtropical grasslands in Brazil. *Ecosphere*, 8: e02032. [10.1002/ecs2.2032](https://doi.org/10.1002/ecs2.2032).
- Leite, F., Silva, I., Novais, R., Barros, N., Neves, J. (2010). Alterations of soil chemical properties by *Eucalyptus* cultivation in five regions in the Rio Doce Valley. *Revista Brasileira do Ciência do Solo*, 34: 821 – 831. [10.1590/S0100-06832010000300024](https://doi.org/10.1590/S0100-06832010000300024).
- Leite, F., Silva, I., Novais, R., Barros, N., Neves, J., Villani, E. (2011). Nutrient relations during a *Eucalyptus* cycle at different population densities. *Revista Brasileira do Ciência do Solo*, 35: 949 – 959. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832011000300029>.
- Lemaire, G., Franzluebbbers, A., de Faccio Carvalho, P. C., Dedieu, B. (2014). Integrated crop–livestock systems: Strategies to achieve synergy between agricultural production and environmental quality. *Agriculture, Ecosystems Environment*, 190: 4-8. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.08.009>
- Lian, J., Li, G., Zhang, J., Massart, S. (2024). Nitrogen fertilization affected microbial carbon use efficiency and microbial resource limitations via root exudates. *Science of The Total Environment*, 950: 174933. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174933>
- Liancourt, P., Sharkhuu, A., Ariuntsetseg, L., Boldgiv, B., Helliker, B. R., Plante, A. F., Casper, B. B. (2012). Temporal and spatial variation in how vegetation alters the soil moisture

response to climate manipulation. *Plant and Soil*, 351: 249-261.  
<https://doi.org/10.1007/s11104-011-0956-y>

Lima, A., Neves, J., Silva, I., Leite, F. (2005). Uptake kinetics and nutritional efficiency for K, Ca<sup>2+</sup> and Mg<sup>2+</sup> in four eucalypt clones seedlings. *Revista Brasileira Do Ciencia Do Solo*, 29: 903 – 909. [10.1590/S0100-06832005000600008](https://doi.org/10.1590/S0100-06832005000600008).

Lima, G., Bertolo, L., Santos, R., Silva, J. (2013). Landscape elements, water resources and ecosystem services: their relations to losses and gains in a Pantanal region. <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/handle/doc/967244>.

Lima, L., Coe, M., Soares Filho, B., Cuadra, S., Dias, L., Costa, M., Rodrigues, H. (2014). Feedbacks between deforestation, climate, and hydrology in the Southwestern Amazon: implications for the provision of ecosystem services. *Landscape ecology*, 29: 261-274. [10.1007/s10980-013-9962-1](https://doi.org/10.1007/s10980-013-9962-1)

Liu, S., Jiang, Z., Deng, Y., Wu, Y., Zhao, C., Zhang, J., Shen, Y., Wang, X. (2017). Effects of seagrass leaf litter decomposition on sediment organic carbon composition and the key transformation processes. *Science China-Earth Sciences*, 60: 2108 – 2117. <https://doi.org/10.1007/s11430-017-9147-4>.

Locatelli, J., Santos, R., Cherubin, M., Cerri, C. (2022). Changes in soil organic matter fractions induced by cropland and pasture expansion in Brazil's new agricultural frontier. *Geoderma Regional*, 28: e00474. [10.1016/j.geodrs.2021.e00474](https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2021.e00474)

Löfgren, O., Hall, K., Schmid, B., Prentice, H. (2020). Grasslands ancient and modern: Soil nutrients, habitat age and their relation to Ellenberg N. *Journal of Vegetation Science*, 31: 367-379. <https://doi.org/10.1111/jvs.12856>

Löfgren, S., Zetterberg, T. (2011). Decreased DOC concentrations in soil water in forested areas in southern Sweden during 1987–2008. *Science of the Total Environment*, 409: 1916-1926. [10.1016/j.scitotenv.2011.02.017](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.02.017).

- López-Poma, R., Pivello, V., de Brito, G., Bautista, S. (2020). Impact of the conversion of Brazilian woodland savanna (cerradão) to pasture and Eucalyptus plantations on soil nitrogen mineralization. *Science of the Total Environment*, 704: 135-397. [1.1016/j.scitotenv.2019.135397](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135397).
- Lorenz, K., and Lal, R. (2018). *Carbon Sequestration in Agricultural Ecosystems*. Springer Switzerland, 6: 175–209. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-92318-5\\_4](https://doi.org/10.1007/978-3-319-92318-5_4).
- Luna, I., Corrêa, M., Primo, D., Rolim-Neto, F., Silva, J., Cezar-Meneses, R., Oliveira-Santos, J. (2022). Phosphorus concentrations and stocks in different soil classes, uses and coverages in Agreste Pernambucano, Brazil. *Investigações Geográficas* 107: e60477. [10.14350/rig.60477](https://doi.org/10.14350/rig.60477).
- Lützw, M., Kögel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Matzner, E., Guggenberger, G., Marschner, B., Flessa, H. 2006. Stabilization of Organic Matter in Temperate Soils: Mechanisms and Their Relevance under Different Soil Conditions – a Review. *European Journal of Soil Science*, 57: 426 – 445. DOI: [10.1111/j.1365-2389.2006.00809.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00809.x)
- Lyu, C., Li, X., Yuan, P., Song, Y., Gao, H., Liu, X., Yu, H. (2021). Nitrogen retention effect of riparian zones in agricultural areas: A meta-analysis. *Journal of Cleaner Production*, 315: 128 – 143. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128143>.
- Macedo AM., Cartes JL. (2003). Socioeconomic drivers in the Interior Atlantic Forest. In: Galindo-Leal C, de Gusamo Camara I (eds) *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook*. Island Press, Washington, pp, 310–324.
- Machado, I., Moreira, L., Maltchik, L. (2012). Effects of pine invasion on anurans assemblage in southern Brazil coastal ponds. *Amphibia-Reptilia*, 33: 227-237. [10.1163/156853812X638518](https://doi.org/10.1163/156853812X638518).
- MADES (Ministerio del Ambiente y Desarrollo Sostenible), (2018). *Inventario de humedales del Paraguay*. OEA Contrato N° 366 793 – 1° Edición – Asunción. [chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/https://www.mades.gov.py/wp-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/https://www.mades.gov.py/wp-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/https://www.mades.gov.py/wp-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/](https://www.mades.gov.py/wp-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/https://www.mades.gov.py/wp-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/https://www.mades.gov.py/wp-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/https://www.mades.gov.py/wp-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/)

[content/uploads/2018/07/Dise%C2%A7o-de-Publicaci%C2%A2n-del-Inventario de humedales Paraguay-2014.pdf](content/uploads/2018/07/Dise%C2%A7o-de-Publicaci%C2%A2n-del-Inventario_de_humedales_Paraguay-2014.pdf)

MADES (Ministerio del Ambiente y Desarrollo Sostenible), 2014. Mapas de Regiones de humedales del Paraguay. [https://www.mades.gov.py/wp-content/uploads/2018/07/03\\_MapadeRegioneshumedales-1024x725.jpg](https://www.mades.gov.py/wp-content/uploads/2018/07/03_MapadeRegioneshumedales-1024x725.jpg).

Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Grizzetti, B., Barredo, J. I., Paracchini, M. L., Werner, B. (2018). Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services: An analytical framework for ecosystem condition. Publications office of the European Union, Luxembourg, 10: 12398. [10.2779/12398](https://doi.org/10.2779/12398)

Magalhães, C. A., Zolin, C. A., Lulu, J., Lopes, L. B., Furtini, I. V., Vendrusculo, L. G., Pezzopane, J. R. M. (2020). Improvement of thermal comfort indices in agroforestry systems in the southern Brazilian Amazon. *Journal of Thermal Biology*, 91: 102-636. [10.1016/j.jtherbio.2020.102636](https://doi.org/10.1016/j.jtherbio.2020.102636).

Maia, S. M., Ogle, S. M., Cerri, C. C., Cerri, C. E. (2010). Changes in soil organic carbon storage under different agricultural management systems in the Southwest Amazon Region of Brazil. *Soil and Tillage Research*, 106: 177-184. <https://doi.org/10.1016/j.still.2009.12.005>.

Maia, S., de Souza Medeiros, A., dos Santos, T., Lyra, G., Lal, R., Assad, E., Cerri, C. (2022). Potential of no-till agriculture as a nature-based solution for climate-change mitigation in Brazil. *Soil and Tillage Research*, 220: 105-368. [10.1016/j.still.2022.105368](https://doi.org/10.1016/j.still.2022.105368)

Maquere, V., Laclau, J., Bernoux, M., Saint-Andre, L., Gonçalves, J., Cerri, C., Piccolo, M.C., Ranger, J. (2008), Influence of land use (savanna, pasture, Eucalyptus plantations) on soil carbon and nitrogen stocks in Brazil. *European Journal of Soil Science*, 59: 863-877. [10.1111/j.1365-2389.2008.01059.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2008.01059.x).

- Maranguit, D., Guillaume, T., Kuzyakov, Y. (2017). Land-use change affects phosphorus fractions in highly weathered tropical soils. *Catena*, 149: 385-393. [10.1016/j.catena.2016.10.010](https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.10.010).
- Marchão, R.L., Becquer, T., Brunet, D., Balbino, L.C., Vilela, L., Brossard, M. (2009). Carbon and nitrogen stocks in a Brazilian clayey Oxisol: 13-year effects of integrated croplivestock management systems. *Soil and Tillage Research*, 103:442–450. <https://doi.org/10.1016/j.still.2008.11.002>.
- Marin, V., Fernández, V., Dacar, M., Gutiérrez, D., Fergnani, D., Pereira, J. (2020). Diet of the marsh deer in the Paraná River Delta, Argentina a vulnerable species in an intensive forestry landscape. *European Journal of Wildlife Research*, 66: 1-9. [10.1007/s10344-019-1358-3](https://doi.org/10.1007/s10344-019-1358-3).
- Martins, A., Anghinoni, I., Costa, S., Carlos, F., Nichel, ., Silva, R., Carvalho, P. (2014). Amelioration of soil acidity and soybean yield after surface lime reapplication to a long-term no-till integrated crop-livestock system under varying grazing intensities. *Soil Tillage Research*, 144: 141–149. [10.1016/j.still.2014.07.019](https://doi.org/10.1016/j.still.2014.07.019).
- Martins, A.P., Cecagno, D., Borin, J.B.M., Arnuti, F., Lochmann, S.H., Anghinoni, I., Bissani, C.A., Bayer, C., Carvalho, P.C.F. (2016). Long medium and short-term dynamics of soil acidity in an integrated crop–livestock system under different grazing intensities. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 104: 67–77. <https://doi.org/10.1007/s10705-015-9759-5>.
- Martins, A.P., Costa, S.E.V.G.A., Anghinoni, I., Kunrath, T.R., Balerini, F., Cecagno, D., Carvalho, P.C.F. (2014). Soil acidification and basic cation use efficiency in an integrated no-till crop-livestock system under different grazing intensities. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 195: 18–28. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.05.012>.
- Marzaioli, R., D’Ascoli, R., De Pascale, R. A., Rutigliano, F. A. (2010). Soil quality in a Mediterranean area of Southern Italy as related to different land use types. *Applied Soil Ecology*, 44: 205-212. [10.1016/j.apsoil.2009.12.007](https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2009.12.007).

- Mattos, T., Oliveira, P., Lucas, M., Wendland, E. (2019). Groundwater recharge decrease replacing pasture by Eucalyptus plantation. *Water*, 11: 1213. [10.3390/w11061213](https://doi.org/10.3390/w11061213).
- Mbuthia, L., Acosta-Martínez, V., DeBruyn, J., Schaeffer, S., Tyler, D., Odoi, E., Eash, N. (2015). Long term tillage, cover crop, and fertilization effects on microbial community structure, activity: Implications for soil quality. *Soil Biology and Biochemistry*, 89: 24-34. [10.1016/j.soilbio.2015.06.016](https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.06.016).
- McDowell, R., and Stewart, I. (2006). The phosphorus composition of contrasting soils in pastoral, native and forest management in Otago, New Zealand: sequential extraction and 31P NMR. *Geoderma*, 130: 176-189. [10.1016/j.geoderma.2005.01.020](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2005.01.020).
- Medeiros, J., da Silva, A., Cerri, C., Giarola, N., Figueiredo, G., Fracetto, F. (2011). Linking physical quality and CO2 emissions under long-term no-till and conventional-till in a subtropical soil in Brazil. *Plant Soil*, 338: 5–15. <https://doi.org/10.1007/s11104-010-0420-4>.
- Mendonça, V.Z., LM de Mello., LM de., M Andreotti., CM Pariz., ÉH Yano., FC Pereira. (2015). Liberação de nutrientes da palhada de forrageiras consorciadas com milho e sucessão com soja. *Revista Brasileira Ciencia do Solo*, 39: 183-193. <https://doi.org/10.1590/01000683rbc20150666>.
- Merino, A., Balboa, M., Soalleiro, R., González, J. (2005). Nutrient exports under different harvesting regimes in fast-growing forest plantations in southern Europe. *Forest Ecology and Management*, 207: 325-339. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.10.074>.
- Merino, A., Fonturbel, M., Fernández, C., Chávez-Vergara, B., García-Oliva, F., Vega, J. A. (2018). Inferring changes in soil organic matter in post-wildfire soil burn severity levels in a temperate climate. *Science of the Total Environment*, 627: 622-632. [10.1016/j.scitotenv.2018.01.189](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.189).
- Merino, A., Jiménez, E., Fernández, C., Fontúrbel, M., Campo, J., Vega, J. (2019). Soil organic matter and phosphorus dynamics after low intensity prescribed burning in forests and

- shrubland. *Journal of Environmental Management*, 234: 214-225.  
[10.1016/j.jenvman.2018.12.055](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.12.055).
- Merino, A., López, Á. R., Brañas, J., Rodríguez-Soalleiro, R. (2003). Nutrition and growth in newly established plantations of *Eucalyptus globulus* in northwestern Spain. *Annals of Forest Science*, 60: 509-517. <https://doi.org/10.1051/forest:2003044>
- Merino, A., Omil, B., Piñeiro, V., Barros, N., Souza-Alonso, P., Campo, J. (2023). Soil C dynamics after deforestation and subsequent conversion of arable cropland to grassland in humid temperate areas. *Science of The Total Environment*, 901: 165-793.  
[10.1016/j.scitotenv.2023.165793](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165793)
- Millner, J., Kemp, P. (2012). Foliar nutrients in *Eucalyptus* species in New Zealand. *New Forests*, 43: 255 – 266. <https://doi.org/10.1007/s11056-011-9279-3>
- Miotto, A., Tiecher, T., Kaminski, J., Brunetto, G., De Conti, L., Tiecher, T. L., Rheinheimer dos Santos, D. (2020). Soil acidity and aluminum speciation affected by liming in the conversion of a natural pasture from the Brazilian Campos Biome into no-tillage system for grain production. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 66: 138-151.  
[10.1080/03650340.2019.1605164](https://doi.org/10.1080/03650340.2019.1605164)
- Mondal, S., Chakraborty, D. (2022). Global meta-analysis suggests that no-tillage favourably changes soil structure and porosity. *Geoderma*, 405: 115443.  
[10.1016/j.geoderma.2021.115443](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115443)
- Montiel, R., Zaninovich, S., Bedrij, N., Insaurralde, A., Verdoljak, J., Fontana, J., Gatti, M. (2021). Eucalypt plantations for forest restoration in a fire-prone mosaic of grasslands and forests in northern Argentina. *Restoration Ecology*, 29: e13452. [10.1111/rec.13452](https://doi.org/10.1111/rec.13452).
- Moraes, M., Debiasi, H., Carlesso, R., Franchini, J., da Silva, V., da Luz, F. (2016). Soil physical quality on tillage and cropping systems after two decades in the subtropical region of Brazil. *Soil & Tillage Research*, 155: 351-362.  
<https://doi.org/10.1016/j.todavía.2015.07.015>.

- Morrison, M., Cober, E., Gregorich, E., Voldeng, H., Ma., Topp, C. (2017). Tillage and crop rotation effects on the yield of corn, soybean, and wheat in eastern Canada. *Canadian Journal of Plant Science*, 98: 183-191. [10.1139/cjps-2016-040](https://doi.org/10.1139/cjps-2016-040)
- Muñoz, E., Chanca, I., González-Sosa, M., Sarquis, A., Tangarife-Escobar, A., Sierra, C. A. (2024). On the importance of time in carbon sequestration in soils and climate change mitigation. *Global Change Biology*, 30: e17229. [10.1111/gcb.17229](https://doi.org/10.1111/gcb.17229).
- Murphy, B. W. (2015). Impact of soil organic matter on soil properties—a review with emphasis on Australian soils. *Soil Research*, 53: 605-635. [10.1071/SR14246](https://doi.org/10.1071/SR14246).
- Navarro R., Kurtz, Ditmar. (2018). Soils of Corrientes. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-76853-3\\_13](https://doi.org/10.1007/978-3-319-76853-3_13).
- Neill, C., Coe, M., Riskin, S., Krusche, A., Elsenbeer, H., Macedo, M., Deegan, L. (2013). Watershed responses to Amazon soya bean cropland expansion and intensification. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 368: 20120425. [10.1098/rstb.2012.0425](https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0425)
- Novelli, L., Caviglia, O., Melchiori, R. (2011). Impact of soybean cropping frequency on soil carbon storage in Mollisols and Vertisols. *Geoderma*, 167: 254-260. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.09.015>.
- Novelli, L., Caviglia, O., Piñeiro, G. (2016). Increased cropping intensity improves crop residue inputs to the soil and aggregate-associated soil organic carbon stocks. *Soil and Tillage Research*, 165: 128. <https://doi.org/10.1016/j.still.2016.08.008>.
- Nunes, M., Denardin, J., Pauletto, E., Faganello, A., Pinto, L. (2015). Mitigation of clayey soil compaction managed under no-tillage. *Soil and Tillage Research*, 148: 119-126. <https://doi.org/10.1016/j.still.2014.12.007>.

- Núñez, A., Schipanski, M. (2023). Changes in soil organic matter after conversion from irrigated to dryland cropping systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 347: 108-392. [10.1016/j.agee.2023.108392](https://doi.org/10.1016/j.agee.2023.108392)
- O'Mara, F. (2012). The Role of Grasslands in Food Security and Climate Change. *Annals of Botany*, 110: 1263 – 1270. <http://dx.doi.org/10.1093/aob/mcs209>.
- Oliveira, P., Nearing, M., Wendland, E. (2015). Orders of magnitude increase in soil erosion associated with land use change from native to cultivated vegetation in a Brazilian savannah environment. *Earth Surf, Processes Landforms*, 40: 1524 – 1532, <http://dx.doi.org/10.1002/esp.3738>.
- Paciullo, D., Pires, M., Aroeira, L., Morenz, M., Maurício, R., Gomide, C., Silveira, S. (2014). Sward characteristics and performance of dairy cows in organic grass–legume pastures shaded by tropical trees. *Animal*, 8: 1264-1271. <https://doi.org/10.1017/S1751731114000767>
- Paes, F., Lima, A., Hakamada, R., de Barros, N. (2013). Effect of harvest residues management, soil tillage and fertilization on *Eucalyptus* productivity. *Revista Brasileira De Ciencia Do Solo*, 37: 1081 – 1090. [10.1590/S0100-06832013000400025](https://doi.org/10.1590/S0100-06832013000400025).
- Parodi, A., Enciso, V. (2017). Rentabilidad de la producción de soja (*Glicine max L.*), en sistema de siembra al voleo y sistema de siembra directa en el distrito de Santa Fé – Alto Paraná – Paraguay. *Custos e @gronegocio online*, v. 13: 172-189.
- Pauler, C., Homburger, H., Lüscher, A., Scherer-Lorenzen, M., Schneider, M. (2024). Ecosystem services in mountain pastures: A complex network of site conditions, climate and management. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 377: 109-272. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2024.109272>
- Paustian, K., Lehmann, J., Ogle, S., Reay, D., Robertson, G. P., Smith, P. (2016). Climate-smart soils. *Nature*, 532: 49-57.

- Pereira, L., Kurtz, D. (2020). Modelagem do status de degradação em campos nativos alagáveis (malezais) no nordeste de Corrientes, Argentina. [10.11137/2020\\_2\\_255\\_262](https://doi.org/10.11137/2020_2_255_262).
- Pérez-Cruzado, C., Mansilla-Salineró, P., Rodríguez-Soalleiro, R., Merino, A. (2012). Influence of tree species on carbon sequestration in afforested pastures in a humid temperate region. *Plant and Soil*, 353: 333 – 353. <https://doi.org/10.1007/s11104-011-1035-0>
- Pérez-Cruzado, C., Sande, B., Omil, B., Rovira, P., Martín-Pastor, M., Barros, N., Merino, A. (2014). Organic matter properties in soils afforested with *Pinus radiata*. *Plant and Soil*, 374: 381-398. [10.1007/s11104-013-1896-5](https://doi.org/10.1007/s11104-013-1896-5).
- Peter, P. (2017). Soil Organic Matter/Carbon Dynamics in Contrasting Tillage and Land Management Systems: A Case for Smallholder Farmers with Degraded and Marginal Soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 48: 1-19. <https://doi.org/10.1080/00103624.2017.1406099>.
- Pezzopane, J., Nicodemo, M., Bosi, C., Garcia, A. R., Lulu, J. (2019). Animal thermal comfort indexes in silvopastoral systems with different tree arrangements. *Journal of thermal biology*, 79: 103-111. <https://doi.org/10.1016/j.jtherbio.2018.12.015>
- Pinheiro, R., De Deus J. J., Nouvellon, Y., Campoe, O., Stape, J., Aló, L., Guerrini, I., Jourdan, C., Laclau, J. P. (2016). A fast exploration of very deep soil layers by *Eucalyptus* seedlings and clones in Brazil. *Forest Ecology and Management*, 366: 143-152. <http://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.02.012>.
- Pittelkow, C.M., Liang, X., Linqvist, B.A., van Groenigen, K.J., Lee, J., Lundy, M.E., van gestel, N., Six, J., Venterea, R.T., van Kessel C. (2015). Productivity limits and potentials of the principles of conservation agriculture. *Nature*. 517: 365–368. <https://doi:10.1038/nature13809>.
- Poeplau, A. Don, L. Vesterdal, J. Leifeld, B. Van Wesemael, J. Schumacher, A. Gensior. (2011). Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone –

carbon response functions as a model approach. *Global Change Biology*, 17: 2415- 2427.  
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02408.x>

Poulton, P., Johnston, J., Macdonald, A., White, R., Powlson, D. (2018). Major limitations to achieving “4 per 1000” increases in soil organic carbon stock in temperate regions: Evidence from long-term experiments at Rothamsted Research, United Kingdom. *Global Change Biology*, 24: 2563-2584. [10.1111/gcb.14066](https://doi.org/10.1111/gcb.14066).

Powlson, D.S., Stirling, C., Thierfelder, C., White, R., Jat, M. (2016). Does conservation agriculture deliver climate change mitigation through soil carbon sequestration in tropical agro-ecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 220: 164-174.  
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.005>.

Preiti, G., Romeo, M., Bacchi, M., Monti, M. (2017). Soil loss measure from Mediterranean arable cropping systems: Effects of rotation and tillage system on C-factor. *Soil and Tillage Research*, 170: 85-93. <https://doi.org/10.1016/j.still.2017.03.006>.

Pulito, A., de Moraes Goncalves, J., Smethurst, P., Arthur Junior, J., Alvares, C., Tertulino Rocha, J., Huebner, A., de Moraes, L., Miranda, A., Kamogawa, M., Gava, J., Chaves, R., Silva, C. (2015). Available nitrogen and responses to nitrogen fertilizer in Brazilian eucalypt plantations on soils of contrasting texture. *Forests*, 6: 973–991.  
<https://doi.org/10.3390/f6040973>.

Qi, Y., Chen, T., Pu, J., Yang, F., Shukla, M. K., Chang, Q. (2018). Response of soil physical, chemical and microbial biomass properties to land use changes in fixed desertified land. *Catena*, 160: 339-344. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.10.007>

Rabelo, J., and Wendland, E. (2010). Assessment of groundwater recharge and water fluxes of the Guarani Aquifer System, Brazil. In *21st Century Watershed Technology: Improving Water Quality and Environment Conference Proceedings*, 21-24 February 2010, Universidad EARTH, Costa Rica (p. 1). American Society of Agricultural and Biological Engineers. [10.1007/s10040-009-0462-y](https://doi.org/10.1007/s10040-009-0462-y).

- Raij, B. V., Andrade, J. C. De., Cantarella, H. é Quaggio, J. A. (2001). Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais. Campinas: IAC.
- Razakamanarivo, H., Grinand, C., Razafindrakoto, M.A., Bernoux, M., Albrecht, A., (2011). Mapping organic carbon stocks in eucalyptus plantations of the central highlands of Madagascar: a multiple regression approach. *Geoderma*, 162: 335–346. <http://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.03.006>.
- Redel, Y., Escudey, M., Alvear, M., Conrad, J., Borie, F. (2015). Effects of land use change on P bioavailability determined by chemical fractionation and <sup>31</sup>P-NMR spectroscopy in a *Nothofagus* forest and adjacent grassland. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 15: 1061-1070. [10.4067/S0718-95162015005000074](https://doi.org/10.4067/S0718-95162015005000074).
- Rencoret, J., Gutiérrez, A., Nieto, L., Jiménez-Barbero, J., Faulds, C., Kim, H., Del Río, J. (2011). Lignin composition and structure in young versus adult *Eucalyptus globulus* plants. *Plant Physiology*, 155: 667-682. [10.1104/pp.110.167254](https://doi.org/10.1104/pp.110.167254).
- Resquin, F., Navarro C., Carrasco-Letelier, L., Rachid-Casnati, A., Bentancor, L. (2020). Evaluation of the nutrient content in biomass of *Eucalyptus* species from short rotation plantations in Uruguay. *Biomass and Bioenergy*, 142. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2020.105502>.
- Ricker, M., Stolt, M., Donohue, S., Blazjewski, G., Zavada, M. (2013). Soil organic carbon pools in riparian landscapes of southern new England. *Soil Science Society of America Journal*, 77: 1070. <https://doi.org/10.2136/sssaj2012.0297>.
- Riezebos, H., Loerts, A. (1998). Influence of land use change and tillage practice on soil organic matter in southern Brazil and eastern Paraguay. *Soil and Tillage Research*, 49: 271-275. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(98\)00176-7](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(98)00176-7).
- Robinson, D., Panagos, P., Borrelli, P., Jones, A., Montanarella, L., Tye, A., Obst, C. (2017). Soil natural capital in europe; a framework for state and change assessment. *Scientific Reports*, 7: 67-06. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-06819-3>

- Rocha, J., Gonçalves, J., Ferraz, A., Poiat, D., Junior, J., Hübner, A. (2019). Growth dynamics and productivity of and *Eucalyptus grandis* plantation under omission of N, P, K Ca and Mg over two crop rotation. *Forest Ecology and Management*, 447: 168. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.05.060.2>.
- Rocha, J., Gonçalves, J., Gava, J., Godinho, T., Melo, E., Bazani, J., Hubner, A., Arthur Junior, J., Wichert, M. (2016). Forest residue maintenance increased the wood productivity of a *Eucalyptus* plantation over two short rotations. *Forest Ecology and Management*, 379: 1 – 10. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.07.042>.
- Rodrigues, B., Taniwaki, C., Lane, T., Lima, P., Ferraz, W., Silvio., (2019). Eucalyptus Short-Rotation Management Effects on Nutrient and Sediments in Subtropical Streams. *Forests*. [10.3390/f10060519](https://doi.org/10.3390/f10060519).
- Rodrigues, F., Alvarez, V., de Barros, N., da Silva, I., Neves, .L. (2016). Productivity of eucalypt at 18 months of age, in Cerrado region, in response to application to application of calcium, by lime and to gypsum amendments. *Scientia Forestalis*, 44: 67 – 74. [10.18671/scifor.v44n109.06](https://doi.org/10.18671/scifor.v44n109.06).
- Rodríguez González, P. M., Abraham, E., Aguiar, F., Andreoli, A., Baležentienė, L., Berisha, N., Dufour, S. (2022). Bringing the margin to the focus: 10 challenges for riparian vegetation science and management. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 9:e1604. <https://doi.org/10.1002/wat2.1604>
- Rodríguez-González, P. M., Albuquerque, A., Martínez-Almarza, M., Díaz-Delgado, R. (2017). Long-term monitoring for conservation management: Lessons from a case study integrating remote sensing and field approaches in floodplain forests. *Journal of environmental management*, 202: 392-402. [10.1016/j.jenvman.2017.01.067](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.01.067).
- Rodríguez-Soalleiro, R., Murias, M. B., González, J. G. Á., Merino A. (2007). Evaluation through a simulation model of nutrient exports in fast-growing southern European pine stands in relation to thinning intensity and harvesting operations. *Annals of forest science*, 64: 375-384. <https://doi.org/10.1051/forest:2007014>.

- Rodríguez-Suárez, J., Soto, B., Perez, R., Diaz-Fierros, F. (2011). Influence of *Eucalyptus globulus* plantation growth on water table levels and low flows in a small catchment. *Journal of Hydrology*, 396: 321-326. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.11.027>
- Rout G., Samantaray S., Das P. (2001). Aluminium toxicity in plants: a review. *Agronomie*, 21: 3–21. [10.1051/agro:2001105](https://doi.org/10.1051/agro:2001105).
- Rovira, P., Sauras-Yera, T., Salgado, J., Merino, A. (2015). Towards sound comparisons of soil carbon stocks: A proposal based on the cumulative coordinates approach. *Catena*, 133. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.05.020>.
- Roy, E.D., Richards, P.D., Martinelli, L.A., Della Coletta, L., Rafaela, S., Lins, M., Vazquez, F.F., Willig, E., Spera, S.A., Vanwey, L.K., Porder, S., Lins, S.R.M., Vazquez, F.F., Willig, E., Spera, S.A., Vanwey, L.K., Porder, S. (2016). The phosphorus cost of agri-cultural intensification in the tropics. *Nature Plants*, 2: 2–7. <https://doi.org/10.1038/nplants.2016.43>.
- Ruiz-Blandon, B. A., Salcedo-Pérez, E., Rodríguez-Macías, R., Hernández-Álvarez, E., Campo, J., & Merino, A. (2022). Growth, biomass, carbon and nutrient pools in *Gmelina arborea* established in pure and mixed forest stand production systems in Mexico. *New Forests*, 53: 735–757 (2022). <https://doi.org/10.1007/s11056-021-09878-7>.
- Sade, H., Meriga, B., Surapu, V., Gadi, J., Sunita, M., Suravajhala, P., Kavi Kishor, P. B. (2016). Toxicity and tolerance of aluminum in plants: tailoring plants to suit to acid soils. *Biometals*, 29: 187-210. [10.1007/s10534-016-9910-z](https://doi.org/10.1007/s10534-016-9910-z).
- Sandoval, D., Arturi, M., Goya, J., Pérez, C., Frangi, J. (2020). *Eucalyptus grandis* plantations: effects of management on soil carbon, nutrient contents and yields. *Journal of Forestry Research*, 31: 601-611. [10.1007/s11676-018-0850-z](https://doi.org/10.1007/s11676-018-0850-z).
- San-Emeterio, L., Jiménez-Morillo, N., Pérez-Ramos, I., Domínguez, M., González-Pérez, J. A. (2023). Changes in soil organic matter molecular structure after five-years mimicking

- climate change scenarios in a Mediterranean savannah. *Science of the Total Environment*, 857: 159-288. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159288>
- Santana, R., de Barros, N., Novais, R., Leite, H., Comerford, N. (2008). Nutrient allocation in eucalypt plantations in Brazil. *Revista Brasileira De Ciencia Do Solo*, 32: 2723 – 2733. [10.1590/S0100-06832008000700016](https://doi.org/10.1590/S0100-06832008000700016).
- Sant-Anna, S., Jantália, C., Sá, J., Vilela, L., Marchão, R., Alves, B., Urquiaga, S., Boddey, R. (2017). Changes in soil organic carbon during 22 years of pastures, cropping or integrated crop/livestock systems in the Brazilian Cerrado. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 108:101–120. <https://doi.org/10.1007/s10705-016-9812-z>.
- Santos, H., Fontaneli, R., Pires, J., Fontaneli, R., Biazus, V., Verdi, A., Vargas, A. (2014). Rendimento de grãos e características agronômicas de soja em função de pastagens perenes em sistema de plantio direto. *Bragantia*, 73: 319-326. <https://doi.org/10.1590/1678-4499.0153>.
- Santos, Henrique., Fontaneli, Renato., Pires, João., Fontaneli, Roberto., Biazus, Valdéria., Verdi, Amauri., Vargas, Ana. (2014). Rendimento de grãos e características agronômicas de soja em função de pastagens perenes em sistema de plantio direto. *Bragantia*, 73: 319-326. <https://doi.org/10.1590/1678-4499.0153>.
- Scalenghe, R., Celi, L., Costa, G., Laudicina, A., Santoni, S., Vespertino, D., Mantia, L. T. (2015). Carbon stocks in a 50-year-old *Eucalyptus camaldulensis* stand in Sicily, Italy, Southern Forests: a Journal of Forest Science, 77: 263-267. DOI: [10.2989/20702620.2015.1055541](https://doi.org/10.2989/20702620.2015.1055541).
- Schiesari, L., Ilha, P., Negri, D., Prado, P. I., Grillitsch, B. (2020). Ponds, puddles, floodplains and dams in the Upper Xingu Basin: could we be witnessing the ‘lentification’ of deforested Amazonia?. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 18: 61-72. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2020.05.001>

- Schoenholtz, S., James, J., Kaminski, R., Leopold, B., Ezell, A. (2001). Afforestation of bottomland hardwoods in the Lower Mississippi Alluvial Valley: status and trends. *Wetlands*, 21: 602-613. [10.1672/0277-5212\(2001\)021\[0602:AOBHIT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2001)021[0602:AOBHIT]2.0.CO;2).
- Scolforo, H., McTague, J., Burkhart, H., Roise, J., Alvares, C. A., Stape, J. (2019). Modeling whole-stand survival in clonal eucalypt stands in Brazil as a function of water availability. *Forest Ecology and Management*, 432: 1002-1012. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2018.10.044>
- Shah, A. N., Tanveer, M., Shahzad, B., Yang, G., Fahad, S., Ali, S., Souliyanonh, B. (2017). Soil compaction effects on soil health and crop productivity: an overview. *Environmental Science and Pollution Research*, 24: 10056-10067. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8421-y>
- Sica, Y., Quintana, R., Radeloff, V., Gavier-Pizarro, G. (2016). Wetland loss due to land use change in the Lower Paraná River Delta, Argentina. *Science of the Total Environment*, 568: 967-978. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.200>
- Silva, E., Bouillet, J., de Moraes, J., Abreu, C., Ocheuze, P.C., Hinsinger, P., Jourdan, C., Nouvellon, Y., Stape, J., Laclau, J. (2011). Functional specialization of *Eucalyptus* fine roots: contrasting potential uptake rates for nitrogen, potassium and calcium tracers at varying soil depths. *Functional Ecology*, 25: 996 – 1006. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2011.01867.x>.
- Silva, I., Novais, R., Jham, G., Barros, N., Gebrim, F., Nunes, F., Neves, J., Leite, F. (2004). Responses of eucalypt species to aluminum: the possible involvement of low molecular weight organic acids in the Al tolerance mechanism. *Tree Physiol*, 24: 1267 – 1277. [10.1093/treephys/24.11.1267](https://doi.org/10.1093/treephys/24.11.1267)
- Silva, P., Poggiani, F., Libardi, P., Gonçalves, A. (2013). Fertilizer management of eucalypt plantations on sandy soil in Brazil: Initial growth and nutrient cycling. *Forest Ecology and Management*, 301: 67–78. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.10.033>.

- Sindico, F., Hirata, R., Manganelli, A. (2018). The Guarani Aquifer System: From a Beacon of hope to a question mark in the governance of transboundary aquifers. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 20: 49-59. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2018.04.008>
- Siqueira-Neto, M., Scopel, E., Corbeels, M., Cardoso, A.N., Douzet, J.M., Feller, C., Piccolo, M.C., Cerri, C.C., Bernoux, M. (2010). Soil carbon stocks under no-tillage mulch-based cropping systems in the Brazilian Cerrado: an on-farm synchronic assessment. *Soil Tillage Research*, 110:187–195. <https://doi.org/10.1016/j.todavía.2010.07.010>.
- Six J, Conant R., Paul E., Paustian K. (2002). Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C saturation of soils. *Plant Soil*, 241: 155–176. <https://doi.org/10.1023/A:1016125726789>.
- Smith, P., House, J. I., Bustamante, M., Sobocká, J., Harper, R., Pan, G., Pugh, T. A. (2016). Global change pressures on soils from land use and management. *Global change biology*, 22: 1008-1028. <https://doi.org/10.1111/gcb.13068>
- Soalleiro, R., Murias, M., González, J., García, A. (2007). Evaluation through a simulation model of nutrient exports in fast-growing southern European pine stands in relation to thinning intensity and harvesting operations. *Annals of Forest Science*, 64: 375-384. <https://doi.org/10.1051/forest:2007014>.
- Soil Survey Staff., 2014. *Keys to Soil Taxonomy*. 12th Edition, USDA Natural Resources Conservation Service. <https://www.nrcs.usda.gov/resources/guides-and-instructions/keys-to-soil-taxonomy>.
- Soleimani, A., Hosseini, S. M., Bavani, A. R. M., Jafari, M., Francaviglia, R. (2019). Influence of land use and land cover change on soil organic carbon and microbial activity in the forests of northern Iran. *Catena*, 177: 227-237. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.02.018>.
- Soltangheisi, A., Moraes, M., Cherubin, M., Álvarez, D., de Souza, L., Bieluczyk, V., Navroski, V., Teles, A., Pavinato, P., Martinelli, L., Tsai, S., de Camargo, P. (2019). Forest

- conversion to pasture affects soil phosphorus dynamics and nutritional status in Brazilian Amazon. *Soil and Tillage Research*, 194: 104-330.  
<https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104330>
- Soussana, J., Tallec, T., Blanfort, V. (2010). Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. *Animal*, 4: 334 – 350.  
<https://doi.org/10.1017/S1751731109990784>.
- Souza, E.D., Anghinoni, I., Meurer, E.J., Carvalho, P.C.F. (2008). Carbono orgânico e fósforo microbiano em sistema de integração agricultura pecuária submetido a in1tensidades de pastejo em plantio direto. *Rev. Brasileira Ciencia do Solo*, 32: 1273–1282.  
<https://doi.org/10.1590/S0100-06832008000300035>.
- Souza-Alonso, P., Prats, S., Merino, A., Guiomar, N., Guijarro, M., Madrigal, J. (2024). Fire enhances changes in phosphorus (P) dynamics determining potential post-fire soil recovery in Mediterranean woodlands. *Scientific Reports*, 14: 21718. [10.1038/s41598-024-72361-8](https://doi.org/10.1038/s41598-024-72361-8).
- Steffens, D., Leppin, T., Luschin-Ebengreuth, N., Min Yang, Z., Schubert, S. (2010). Organic soil phosphorus considerably contributes to plant nutrition but is neglected by routine soil-testing methods. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 173: 765-771. [10.1002/jpln.201000079](https://doi.org/10.1002/jpln.201000079).
- Sun, W., Zhu, H., Guo, S. (2015). Soil organic carbon as a function of land use and topography on the Loess Plateau of China. *Ecological Engineering*, 83: 249-257.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.06.030>
- Suzuki, L. E. A. S., Reinert, D. J., Fenner, P. T., Secco, D., Reichert, J. M. (2022). Prevention of additional compaction in eucalyptus and pasture land uses, considering soil moisture and bulk density. *Journal of South American Earth Sciences*, 120: 104113.  
<https://doi.org/10.1016/j.jsames.2022.104113>.

- Szulecka, J., Zalazar, E. (2017). Forest plantations in Paraguay: Historical developments and a critical diagnosis in a SWOT-AHP framework. *Land Use Policy*, 60: 384-394. [10.1016/j.landusepol.2016.11.001](https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.11.001).
- Taboada, FG Micucci , DJ Cosentino , RS Lavado. (1998). Comparación de compactación inducida por labranza convencional y cero en dos suelos de la Pampa ondulada de Argentina *Labranza del suelo*, 49: 57 – 63.
- Teixeira, R., Fialho, R., Costa, D., de Sousa, R., Santos, R., Teixeira, A., da Silva, I. (2020). Land-use change with pasture and short rotation eucalypts impacts the soil C emissions and organic C stocks in the Cerrado biome. *Land Degradation and Development*, 31: 909-923. [10.1002/ldr.3480](https://doi.org/10.1002/ldr.3480).
- Tellen, V., Yerima, B. (2018). Effects of land use change on soil physicochemical properties in selected areas in the North West region of Cameroon. *Environmental Systems Research*, 7: 1-29. <https://doi.org/10.1186/s40068-018-0106-0>
- Telles, T., Philip, B., Gor, A. (2018). Effects of no-tillage on agricultural land values in Brazil. *Land Use Policy*, 76: 124–129. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.04.053>.
- Thomaz, E., Numes, D., Watanabe, M. (2020). Efectos de la conversión de bosques tropicales en el suelo y los sistemas acuáticos en Amazonia brasileña suroccidental: una síntesis. *investigación ambiental*, 183: 1092-202. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109220>.
- Tiecher, T., Santos, D.R., Calegari, A. (2012). Soil organic phosphorus forms under different soil management systems and winter crops, in a long term experiment. *Soil Tillage Research*, 124: 57–67. <https://doi.org/10.1016/j.still.2012.05.001>.
- Tiechera, T., Calegari, A., Canerc, L., Rheinheimer, D. (2017). Soil fertility and nutrient budget after 23-years of different soil tillage systems and winter cover crops in a subtropical Oxisol. *Geoderma*, 308: 78–85. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.08.028>.

- Tivet, F., de Moraes Sá, J., Lal, R., Borszowskei, P., Briedis, C., dos Santos, J., Séguy, L. (2013). Soil organic carbon fraction losses upon continuous plow-based tillage and its restoration by diverse biomass-C inputs under no-till in sub-tropical and tropical regions of Brazil. *Geoderma*, 209: 214-225. [10.1016/j.geoderma.2013.06.008](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.06.008).
- Tng, D., Janos, D., Jordan, G., Weber, E., Bowman, D. (2014). Phosphorus limits *Eucalyptus grandis* seedling growth in an unburnt rain forest soil. *Frontiers in Plant Science*, 5: 527. [10.3389/fpls.2014.00527](https://doi.org/10.3389/fpls.2014.00527).
- Toohey, R., Boll, J., Brooks, E., Jones, J. (2018). Effects of land use on soil properties and hydrological processes at the point, plot, and catchment scale in volcanic soils near Turrialba, Costa Rica. *Geoderma*, 315: 138-148. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.11.044>.
- Topa, Denis., Cara, Irina., Jitãreanu, Gerard. (2021). Long term impact of different tillage systems on carbon pools and stocks, soil bulk density, aggregation and nutrients: A field meta-analysis, *Catena*, 199. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.105102>.
- Turner, J., Lambert, M. (2008). Nutrient cycling in age sequences of two *Eucalyptus* plantation species. *Forest Ecology and Management*, 255: 1701-1712. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.11.038>.
- Turrion, M., Lafuente, F., Aroca, M., López, O., Mulas, R., Ruipérez, C. (2010). Characterization of soil phosphorus in a fire-affected forest Cambisol by chemical extractions and <sup>31</sup>P-NMR spectroscopy analysis. *Science of the Total Environment*, 408: 3342-3348. [10.1016/j.scitotenv.2010.03.035](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.03.035).
- Vance, H. (1990). *Methods of soil analysis, part 1, physical and mineralogical methods* (2nd edition), A. Klute, Ed., 1986, American Society of Agronomy, Agronomy Monographs 9(1), Madison, Wisconsin, 1188 pp. *Geoarchaeology-an International Journal - Geoarchaeology*. 5. 87-89. <http://doi.org/10.1002/gea.3340050110>.

- Varela, D., and Cirignoli, S. (2018). Identificación de áreas de importancia para la conservación de la biodiversidad en pastizales de las provincias de Corrientes y sur de Misiones. Informe técnico. Centro de Investigaciones del Bosque Atlántico (CeIBA), Puerto Iguazú, 52: 10-16. [10.13140/RG.2.2.24061.10723](https://doi.org/10.13140/RG.2.2.24061.10723)
- Vidal-Riveros, C., Souza-Alonso, P., Bravo, S., Laino, R., Bieng, M. (2023). A review of wildfires effects across the Gran Chaco region. *Forest Ecology and Management*, 549: 121-432. [10.1016/j.foreco.2023.121432](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121432).
- Vieira, C., Weber, O. (2017). Fertilização mineral e calagem no crescimento de mudas de *Eucalyptus camaldulensis*. *Revista Ecologia e Nutrição Florestal – ENFLO*, 5: 45. [10.5902/2316980X27343](https://doi.org/10.5902/2316980X27343).
- Viera, M., Ruiz Fernandez, F., Rodríguez-Soalleiro, R. (2016). Nutritional prescriptions for Eucalyptus plantations: lessons learned from Spain, *Forests*: 84. <https://doi.org/10.3390/f7040084>.
- Villalba Martínez, C. J., Merino García, A., Etchevers Barra, J. (2020). Diagnóstico de la fertilidad química de suelos (Rhodic Paleudult) en sistemas agrarios y forestal de la región Oriental de Paraguay. *Investigación Agraria*, 22: 92-99. <https://doi.org/10.18004/investig.agrar.2020.diciembre.2202658%20>
- Villalba-Martínez, C. J., Merino, A., Etchervers-Barra, J. (2022). Evaluation of the effects of conservation practices carried out in the 1970s on soil properties in the Eastern Region of Paraguay. *Land Degradation and Development*, 34: 789-804. <https://doi.org/10.1002/ldr.4495>
- Villalba-Martínez, C. J., Merino, A., Etchevers, J. D. (2024). Afforestation of a floodplain system in Paraguay with eucalyptus: Effects on soil properties and nutrient stocks. *Forest Ecology and Management*, 566: 122-050. [10.1016/j.foreco.2024.122050](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2024.122050).
- Walton, C., Zak, D., Audet, J., Petersen, R., Lange, J., Oehmke, C., Wichtmann, W., Kreyling, J., Grygoruk, M., Jabłońska, E., Kotowski, W., Wiśniewska, M., Ziegler, R., Hoffmann, C.

- (2020). Wetland buffer zones for nitrogen and phosphorus retention: Impacts of soil type, hydrology and vegetation. *The Science of the total environment*, 727: 138709. DOI:[10.1016/j.scitotenv.2020.138709](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138709)
- Wang, B., Wang, G., Myo, S., Li, Y., Xu, C., Lin, Z., Tang, L. (2022a). Deforestation for agriculture temporarily improved soil quality and soil organic carbon stocks. *Forests*, 13: 228. [10.3390/f13020228](https://doi.org/10.3390/f13020228).
- Wang, J., Wang, H., Ding, Y., Zhang, Y., Cong, W., Zang, R., Liu, S. (2023b). Shifting cultivation and logging change soil organic carbon functional groups in tropical lowland rainforests on Hainan Island in China. *Forest Ecology and Management*, 549; 121-447. [10.1016/j.foreco.2023.121447](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121447).
- Wang, Y., Jingru R., Yongkang L., Yaping K., Longxi C., Wei H. (2023). Soil Macropore and Hydraulic Conductivity Dynamics of Different Land Uses in the Dry–Hot Valley Region of China. *Water*, 15, 17: 3036. <https://doi.org/10.3390/w15173036>.
- Wei, X., Shao, M., Gale, W., Li, L. (2015). Global pattern of soil carbon losses due to the conversion of forests to agricultural land. *Scientific Reports*. 4: 4062. <https://doi.org/10.1038/srep04062>.
- Weiler, A., Albertini, S., Barreto, D., Rengifo, M. G. H. (2019). Evaluación de la sustentabilidad a escala de sistemas silvopastoriles en tres ecorregiones del Paraguay. *Revista Amazónica. Ciencia y Tecnología*, 8: 24-39. <https://doi.org/10.59410/RACYT-v08n01ep03-0105>
- Wesz J., Valdemar, J. (2020). A rentabilidade dos produtores de soja no Paraguai: concentração e exclusão. *Estudos Sociedade e Agricultura*, v. 28: 156-179. <https://doi.org/10.36920/esa-v28n1-7>
- Wiesmeier, M., von Lützw, M., Spörlein, P., Geuß, U., Hangen, E., Reischl, A., Kögel-Knabner, I. (2015). Land use effects on organic carbon storage in soils of Bavaria: the importance of soil types. *Soil and Tillage Research*, 146: 296-302. <https://doi.org/10.1016/j.still.2014.10.003>.

- Wojciech, P., Ewa, B., Jarosław, L. (2019). Soil biochemical properties and stabilisation of soil organic matter in relation to deadwood of different species. *FEMS microbiology ecology*, 95(3): fiz011. <https://doi.org/10.1093/femsec/fiz011>
- Woziwoda, B., and Kopeć, D. (2014). Afforestation or natural succession? Looking for the best way to manage abandoned cut-over peatlands for biodiversity conservation. *Ecological Engineering*, 63: 143-152. [10.1016/j.ecoleng.2012.12.106](https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.12.106).
- Xu, D., Dell, B., Malajczuk, N., Gong, M. (2002). Effects of P fertilization on productivity and nutrient accumulation in a *Eucalyptus grandis* × *E. urophylla* plantation in southern China. *Forest Ecology and Management*, 161: 89-100. [10.1016/S0378-1127\(01\)00485-6](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00485-6).
- Xu, Y., Li, C., Zhu, W., Wang, Z., Wu, L., Du, A. (2022). Effects of enrichment planting with native tree species on bacterial community structure and potential impact on Eucalyptus plantations in southern China. *Journal of Forestry Research*, 33: 1349-1363. <https://doi.org/10.1007/s11676-021-01433-6>.
- Zavalin, A., Dridiger, V., Belobrov, V., Yudin, S. (2018). Nitrogen in chernozems under traditional and direct seeding cropping systems: a review. *Eurasian Soil Science*, 51: 1497-1506. <https://doi.org/10.1134/S1064229318120141>
- Zehetner, F., Lair, G., Gerzabek, M. (2009). Rapid carbon accretion and organic matter pool stabilization in riverine floodplain soils. *Global Biogeochemical Cycles*, 23. <https://doi.org/10.1029/2009GB0034>.
- Zhang, W., Hu, G., Dang, Y., Weindorf, D. C., Sheng, J. (2016). Afforestation and the impacts on soil and water conservation at decadal and regional scales in Northwest China. *Journal of Arid Environments*, 130: 98-104. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2016.03.003>
- Zhao, Y., Liu, Z., Wu, J. (2020). Grassland ecosystem services: a systematic review of research advances and future directions. *Landscape Ecology*, 35: 793-814. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-00980-3>

- Zheng, F., Liu, X., Zhang, M., Li, S., Song, X., Wang, B., van Groenigen, K. J. (2023). Strong links between aggregate stability, soil carbon stocks and microbial community composition across management practices in a Chinese dryland cropping system. *Catena*, 233: 107509. [10.1016/j.catena.2023.107509](https://doi.org/10.1016/j.catena.2023.107509).
- Zhou, X., Zhu, H., Wen, Y., Goodale, U. M., Zhu, Y., Yu, S., Li, X. (2020). Intensive management and declines in soil nutrients lead to serious exotic plant invasion in Eucalyptus plantations under successive short-rotation regimes. *Land Degradation and Development*, 31: 297-310. <https://doi.org/10.1002/ldr.3449>
- Zhu, Q., Liu, L., Liu, J., Wan, Y., Yang, R., Mou, J., Zhang, J. (2024). Land Use Change from Natural Tropical Forests to Managed Ecosystems Reduces Gross Nitrogen Production Rates and Increases the Soil Microbial Nitrogen Limitation. *Environmental Science and Technology*, 58: 2786-2797. [10.1021/acs.est.3c08104](https://doi.org/10.1021/acs.est.3c08104).
- Zotarelli, L., Zatorre, Natalia., Boddey, Robert., Urquiaga, Segundo., Jantalia, Cláudia., Franchini, Julio., Alves, Bruno. (2012). Influence of no-tillage and frequency of a green manure legume in crop rotations for balancing N outputs and preserving soil organic C stocks. *Field Crops Research*, 132: 185–195. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2011.12.013>.



Los suelos de la región oriental del Paraguay donde los suelos muestran extremada fragilidad a los cambios de usos de suelos por la textura arenosa y bajas reservas de materia orgánica, requieren una planificación que considere las limitaciones para realizar un correcto ordenamiento territorial y las prácticas de conservación de suelo más adecuadas para disminuir la degradación del recurso edáfico y también evitar impactos sobre el medio ambiente, a nivel de biodiversidad, agua y gases de efecto invernadero.