

UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA
FACULTAD DE AGRONOMÍA

**CUANTIFICACIÓN DEL CONTENIDO DE CARBONO ORGÁNICO DEL
SUELO, DENSIDAD APARENTE Y PH, BAJO DOS ESTRATOS ARBÓREOS
DEL ÁREA PROTEGIDA “ESTEROS Y ALGARROBALES DEL RÍO
URUGUAY”**

por

Albertina MAYA CROS
Sabina Matilde SILVA SOUZA

**Trabajo final de grado
presentado como uno de los
requisitos para obtener el
título de Ingeniero Agrónomo**

MONTEVIDEO

URUGUAY

2024

PÁGINA DE APROBACIÓN

Trabajo final de grado aprobado por:

Director: _____

Andrés Baietto

Co-director: _____

Maximiliano González

Tribunal: _____

Lucía Salvo

Carolina Toranza

Maximiliano González

Fecha: 30 de agosto de 2024

Estudiantes:

Albertina Maya Cros

Sabina Matilde Silva Souza

AGRADECIMIENTOS

A mi familia, por apoyarme y motivarme a seguir mi vocación.

A quienes mi corazón eligió como familia, por acompañarme en tantos momentos.

A mis amigas y amigos, que fueron parte de este largo, y a veces sinuoso camino, y siempre me impulsaron a seguir adelante.

A mi novio, que ha sido mi gran compañero en este último tramo.

Y en especial, a quienes hoy no están físicamente, pero también fueron parte de mi proceso de formación personal, y sé que están muy orgullosos, de que hoy pueda culminar esta hermosa carrera.

A Andres Baietto, por su paciencia, y aportes a este trabajo.

A la Facultad de Agronomía y Universidad de la República.

¡Muchas gracias!

Albertina Maya Cros

A mis tíos, y a mi madre que me acompañan desde siempre.

A Martin por su paciencia y apoyo, en las buenas y en las no tanto. Sin ellas no lo hubiera logrado.

A esta casa de estudio, por la formación brindada.

A Andres Baietto, Maximiliano González y Franco Schinato, por haber compartido sus conocimientos y experiencias. Y por último, pero no menos importante, a mi compañera de tesis.

¡A todos gracias!

Sabina Silva

TABLA DE CONTENIDO

PÁGINA DE APROBACIÓN.....	2
AGRADECIMIENTOS	3
LISTA DE FIGURAS Y TABLAS	5
RESUMEN.....	6
SUMMARY	7
1. INTRODUCCIÓN	8
2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA.....	10
2.1. CICLO DE CARBONO	10
2.2. CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO Y SU DINÁMICA	11
2.3. CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO Y CAMBIO CLIMÁTICO	13
2.4. SECUESTRO DE CARBONO EN ECOSISTEMAS FORESTALES	13
2.5. COBERTURAS FORESTALES NATIVAS DE URUGUAY	15
3. MATERIALES Y MÉTODOS	20
3.1. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO	20
3.2. INVENTARIO FORESTAL Y MUESTREO DE SUELOS.....	22
3.3. TÉCNICAS UTILIZADAS EN EL LABORATORIO.....	28
3.4. ANÁLISIS ESTADÍSTICOS.....	29
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	31
4.1. PERFIL MODAL BAJO CADA TIPO DE BOSQUE	31
4.2. VARIACIÓN VERTICAL DE LA DENSIDAD APARENTE	35
4.3. DISTRIBUCIÓN VERTICAL DEL COS	37
4.4. DISTRIBUCIÓN VERTICAL DEL STOCK DE COS	40
4.4.1. Comparación del stock de COS entre estratos	42
4.5. VARIACIÓN VERTICAL DEL PH DEL SUELO	43
4.5.1. pH del suelo y adaptabilidad de las especies	45
4.6. SÍNTESIS DE VARIABILIDAD ENTRE LOS ESTRATOS	47
5. CONCLUSIONES	48
6. BIBLIOGRAFÍA	49
7. ANEXOS	62

LISTA DE FIGURAS Y TABLAS

Figura No.	Página
Figura 1 Distribución de las reservas mundiales de carbono forestal por bioma	14
Figura 2 Mapa de los ecosistemas boscosos sabanas arboladas y palmar de Uruguay	17
Figura 3 Ubicación Área de Ensayos	21
Figura 4 Ubicación de parcelas en el estrato denso	24
Figura 5 Ubicación de parcelas en el estrato ralo.....	25
Figura 6 Procedimiento de laboratorio para determinar el COS	28
Figura 7 Procedimiento para la determinación del pH.....	29
Figura 8 Variación de la densidad aparente del suelo bajo el estrato denso	35
Figura 9 Variación de la densidad aparente del suelo bajo el estrato ralo	36
Figura 10 Distribución vertical de la concentración de COS bajo el estrato denso	38
Figura 11 Distribución vertical de la concentración de COS bajo el estrato ralo	40
Figura 12 Distribución vertical del stock de COS bajo el estrato denso	41
Figura 13 Distribución vertical del stock de COS bajo el estrato ralo.....	43
Figura 14 Variación de pH del suelo bajo el estrato denso.....	44
Figura 15 Variación de pH del suelo bajo el estrato ralo	45
Figura 16 Correlación entre conteo de especies de <i>Neltuma</i> y <i>Vachellia</i> , conteo total, y pH del suelo.....	47
Tabla No.	Página
Tabla 1 Datos de inventario del estrato denso.....	26
Tabla 2 Datos de inventario del estrato ralo.....	27
Tabla 3 Datos analíticos del perfil modal bajo el estrato denso	32
Tabla 4 Datos analíticos del perfil modal bajo el estrato ralo	34

RESUMEN

El aumento de gases de efecto invernadero debido a la quema de combustibles fósiles y cambios en el uso del suelo ha desencadenado el cambio climático, impactando gravemente en los ecosistemas, la biodiversidad y la vida humana. En este contexto, los suelos forestales juegan un rol fundamental debido a su capacidad para capturar carbono de la atmósfera a través de la biomasa vegetal y la materia orgánica del suelo (MOS). La cobertura forestal, no solo incrementa la disponibilidad de biomasa, sino que también contribuye significativamente al almacenamiento de carbono orgánico en el suelo (COS).

Los cambios en el uso y la cobertura del suelo, como la deforestación y la degradación de los bosques, pueden aumentar la mineralización de la MOS, liberando grandes cantidades de CO₂ a la atmósfera. Las áreas protegidas permiten conservar la cobertura forestal y su capacidad de almacenar carbono reduciendo así sus emisiones.

El objetivo principal de este trabajo fue cuantificar el stock de COS de un área protegida. Específicamente se evaluó la variación del COS en profundidad bajo dos tipos de cobertura forestal contrastantes: una con alta densidad de árboles en suelos sin niveles elevados de sodio intercambiable, y otra con baja densidad en suelos halomórficos. Para ello se tomaron muestras de los suelos, y además se midió densidad aparente, y pH. De los resultados obtenidos se puede establecer que el estrato denso; sobre Brunosol, muestra mayor COS en comparación con el estrato ralo sobre un suelo Solonetz, destacando la influencia indirecta de las características del suelo en el COS. En ambos estratos, el COS disminuye con la profundidad, siendo mayor en el estrato denso sobre Brunosol debido a las mejores características edáficas y menores contenidos de Na. El estrato ralo, sobre un Solonetz, evidenció una mayor compactación debido al efecto del alto contenido de sodio. El estrato ralo, con un pH más alto, muestra una relación positiva con la frecuencia de las especies *Neltuma* y *Vachellia*.

Palabras clave: cambio climático, carbono orgánico, bosque parque, área protegida, suelos halomórficos

SUMMARY

The increase in greenhouse gases due to the burning of fossil fuels and changes in land use has triggered climate change, seriously impacting ecosystems, biodiversity and human life. In this context, forest soils play a fundamental role due to their capacity to capture carbon from the atmosphere through plant biomass and soil organic matter (SOM). Forest cover not only increases the availability of biomass, but also contributes significantly to the storage of soil organic carbon (SOC).

Changes in land use and cover, such as deforestation and forest degradation, can increase the mineralization of SOM, releasing large amounts of CO₂ into the atmosphere. Protected areas allow the conservation of forest cover and its capacity to store carbon, thus reducing its emissions.

The main objective of this work was to quantify the SOC stock of a protected area. Specifically, the variation in SOC was evaluated in two contrasting types of forest cover: one with a high density of trees on soils without high levels of exchangeable sodium, and another with a low density on halomorphic soils. For this purpose, soil samples were taken, and bulk density and pH were also measured. From the results obtained, it can be established that the dense stratum on Brunosol shows a higher SOC compared to the sparse stratum on a Solonetz soil, highlighting the indirect influence of soil characteristics on SOC. In both strata, SOC decreases with depth, being higher in the dense stratum on Brunosol due to soil characteristics and Na content. The sparse stratum on a Solonetz showed greater compaction due to the effect of sodium content. The sparse stratum, with a higher pH, shows a positive relationship with the frequency of the *Neltuma* and *Vachellia* species.

Keywords: climate change, organic carbon, forest park, protected area, halomorphic soils

1. INTRODUCCIÓN

El cambio climático es un problema a nivel mundial, que se evidencia en el aumento de la temperatura del planeta (Grupo Intergubernamental de Expertos en el Cambio Climático, [por su sigla en inglés, IPCC], 2007), lo que se debe al incremento de la concentración de CO₂ y otros gases de efecto invernadero en la atmósfera (Weil & Brady, 2016). A partir de la Revolución Industrial, este incremento ha ocurrido de forma sostenida; debido a actividades antropogénicas, principalmente la quema de combustibles fósiles, contribuyendo en un 78% al aumento de emisiones de gases en el periodo que va de 1970 y 2010, principalmente CO₂ (IPCC, 2014). Los cambios de uso y cobertura del suelo, contribuyen a la variación de los gases de efecto invernadero, ya que promueven la mineralización de la materia orgánica, resultando en incrementos relevantes de la emisión de CO₂ (McKinley et al., 2011).

Para tratar de mitigar este gran problema, se han establecido en todo el mundo diversas áreas protegidas, con el fin de ser manejadas para la conservación de ecosistemas, mantenimiento de la biodiversidad y servicios ambientales, y a su vez contribuir al secuestro de carbono, disminuyendo las emisiones de CO₂ ocasionadas por la deforestación y degradación (Busch & Grantham, 2013).

En relación a esto, es importante destacar el potencial que tienen los bosques forestales para disminuir la tasa de incremento de CO₂, mediante el secuestro de este (Lal, 2005). En Uruguay, el área de bosque nativo corresponde al 4,5% (Brazeiro, 2018), y del total de la superficie el 70% se encuentra dentro del Registro Nacional de Bosque de la Dirección General Forestal (DGF), a su vez, del área de bosque registrado, el 37% se encuentra bajo manejo, que corresponde a 220.000 hectáreas (Bóffano et al., 2022). La superficie está dividida en seis tipos de bosque (Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca [MGAP], 2018), entre ellos el bosque de parque, ubicado en zonas próximas al litoral del río Uruguay, caracterizado por poseer baja densidad de individuos y por constituir una transición entre el bosque ribereño y las comunidades herbáceas, permitiendo el desarrollo de pasturas naturales (Delgado & Nebel, 2014). Desde principios del siglo XX, los bosques nativos han sufrido una gran presión ante el cambio de uso del suelo, y el incremento de la tala rasa (Brazeiro, 2018), y particularmente en Uruguay, las actividades que han impulsado este cambio son la agricultura, la forestación y minería (Achkar et al., 2015), y dentro de este escenario, los bosques de parque han sido uno de los más amenazados (Brazeiro, 2018).

En este contexto, en el marco del proyecto de investigación “Estimación y comparación del stock de carbono y de la biomasa alojada en un bosque parque respecto a un pastizal natural aledaño en el litoral oeste de Uruguay”, se desarrolla el presente trabajo, con el fin de estimar y comparar el contenido de carbono orgánico del suelo (concentración y stock), pH, y la densidad aparente, de dos estratos diferentes. La investigación se realiza en un área protegida que se encuentra en el litoral oeste de Uruguay, denominada como “Esteros y Algarrobales del Río Uruguay” (EARU), y perteneciente a la empresa Forestal Oriental SA, que es el único privado responsable del manejo de un área protegida a nivel nacional.

2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

2.1. CICLO DE CARBONO

El carbono (C) es un elemento constituyente de las sustancias orgánicas, y fluctúa en un ciclo que va desde la materia orgánica a la atmósfera (Martínez & Fernández Bremauntz, 2004). Este ciclo se puede dividir en una fase biológica y otra industrial, en el primero los vegetales absorben dióxido de carbono (CO_2) de la atmósfera y luego lo fijan en sus moléculas orgánicas, mientras que el segundo queda determinado por los productos fijados y su duración (Gower, 2003).

Parte de los productos fotosintéticos obtenidos en el ciclo biológico son utilizados en la respiración vegetal, devolviendo a la atmósfera una proporción del C fijado en forma de CO_2 (Weil & Brady, 2016). Se estima que entre un 25 y 50% del dióxido de carbono fijado es liberado a la atmósfera mediante este proceso (Mosquera et al., 1999). Por otro lado, una parte relevante de dichos productos fotosintéticos son utilizados para el crecimiento y mantenimiento de las plantas (Tyrrell et al., 2009).

En dicho proceso, los bosques son capaces de asimilar alrededor del 67% del CO_2 total eliminado a la atmósfera (Pan et al., 2011). Una vez que el componente vegetal completa su ciclo de vida, los restos orgánicos son incorporados directamente al suelo, controlando el ingreso de C al mismo mediante los aportes de hojarasca, ramas, raíces y exudados radiculares (Tyrrell et al., 2009). La diferencia entre la fotosíntesis bruta y la respiración determina la acumulación neta de C del sistema, bajo el supuesto de que no ocurren perturbaciones en el suelo, dado que en caso de existir (cosecha, incendios y laboreos) influyen fuertemente en el stock de C (Gower, 2003).

En términos generales, el suelo almacena más del doble del C en comparación a la vegetación y la atmósfera en conjunto, no obstante, los niveles de C varían de forma relevante entre los distintos tipos de suelos (Weil & Brady, 2016). El stock de C del suelo bajo bosques representa alrededor del 80% del C total alojado en el suelo en los ecosistemas terrestres (Ciesla, 1996). La deforestación para la conversión de los bosques a zonas de producción agrícola, ganadera o forestal, ha llevado a una disminución del carbono orgánico del suelo (COS), el cual retorna a la atmósfera en forma de CO_2 (Martínez-Mena et al., 2002). Por esto se considera que los bosques cumplen un rol relevante en la mitigación de los efectos del cambio climático, dado que son grandes sumideros de C (Lorenz & Lal, 2009). Particularmente el COS tiene gran relevancia en el stock global en dichas coberturas, siendo muy susceptible a los cambios de cobertura y uso (Bonan, 2008).

2.2. CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO Y SU DINÁMICA

El suelo se compone de material mineral, agua, gases, sustancias orgánicas y microorganismos (Weil & Brady, 2016). Es un sistema diverso, constituyendo un medio ideal para el desarrollo de las plantas mediante el aporte de nutrientes y agua (Navarro & Navarro, 2013). Además, determina la vegetación existente, asimila los productos de desechos, libera sus componentes básicos y tiene influencia en la atmósfera a través de la liberación de gases como el CO₂ y oxígeno (Weil & Brady, 2016).

El COS influye directamente en la estructura del suelo a través de su capacidad de unir las partículas minerales (Weil & Brady, 2016). Esta propiedad favorece la formación de agregados, dado que es capaz de unir las partículas minerales y constituir un sistema de poros que mejora la infiltración y la capacidad de almacenar agua (Ghisolfi, 2011). A su vez, la acción microbiana sobre la materia orgánica del suelo (MOS), promueve la obtención de nutrientes y energía, donde parte del COS sirve como fuente de C para dichos microorganismos, liberando nutrientes como nitrógeno, fósforo y otros elementos en formas disponibles para la absorción por parte de los vegetales (Cambardella & Elliott, 1992). Este proceso de mineralización está muy relacionado con la cantidad y la calidad del COS existente en el suelo (Warkentin, 1995).

Particularmente, la MOS consiste en una mezcla compleja y muy dinámica de sustancias orgánicas, que incluye a los organismos vivos, sus productos metabólicos y restos orgánicos (Weil & Brady, 2016). Las moléculas orgánicas derivadas de las plantas se estabilizan por la acción microbiana en los agregados del suelo (Tyrrell et al., 2009). Esto ocurre mediante el procesamiento variable de restos vegetales y animales, que implica pérdidas y ganancias de C, a través de vías de lixiviación y mineralización (Campbell & Paustian, 2015). En este contexto, el COS constituye la fracción de la MOS compuesta principalmente por C, el cual tiene un rol fundamental en la salud del suelo, la retención de nutrientes, la estructura del suelo y la mitigación del cambio climático (Allen et al., 2011).

La respiración de los organismos del suelo provoca la degradación de la MOS, constituyendo una salida de C de relevancia hacia la atmósfera (Tyrrell et al., 2009). Gran parte de los organismos obtienen energía metabolizando la MOS, lo que provoca la emisión de CO₂ a través de la respiración. En este proceso, los microorganismos utilizan el COS como fuente de C y liberan CO₂ al ambiente, estableciendo un flujo de dicho gas desde el suelo hacia la atmósfera (Ciesla, 1996). Esto lleva a la necesidad de incorporación de nuevas fuentes orgánicas en el suelo (sea en forma de residuos

vegetales y/o animales) para mantener el COS en equilibrio (Weil & Brady, 2016). En aquellas condiciones que favorecen de forma diferencial la producción vegetal sobre la descomposición microbiana, grandes cantidades de CO₂ atmosférico son utilizadas por las plantas en el proceso de fotosíntesis, secuestrando C en sus tejidos (Lorenz & Lal, 2009). Estos constituirán un nuevo COS al ser descompuestos e incorporados al suelo (Weil & Brady, 2016).

La descomposición de los materiales orgánicos depende principalmente de las condiciones ambientales, así como de las características del sustrato a descomponer por parte de los microorganismos (Weil & Brady, 2016). Este proceso biológico da lugar a productos microbianos y materiales resultantes con una resistencia variable a la descomposición, obteniéndose por un lado fracciones de tipo lábil (muy susceptibles a las perturbaciones, fácilmente degradables y rápidamente disponibles en condiciones que favorezcan la descomposición) y fracciones estables (lentamente disponibles, las cuales permanecen años en el suelo) (Foth, 1990).

La variación en el COS depende del equilibrio entre ganancias y pérdidas de C. Las ganancias de C provienen de los vegetales y la incorporación que se realice al suelo, mientras que las pérdidas se explican fundamentalmente por procesos de respiración microbiana, erosión y lixiviación (Weil & Brady, 2016). Un suelo con un alto contenido de MOS se podrá explicar por una tasa de descomposición más lenta; sea por una menor actividad de los microorganismos, o condiciones ambientales que favorezcan la acumulación de materia orgánica (Foth, 1990).

El nivel de COS está altamente influenciado por: el clima (siendo más alto en regiones frescas y húmedas), el drenaje (siendo más alto en suelos mal drenados), el tipo de vegetación (siendo relativamente más alto en coberturas donde la biomasa de raíces es mayor) y la textura (mayor en suelos con alto contenido en arcilla y limo, al producir más biomasa, mayor aireación y protección del material orgánico) (Weil & Brady, 2016). Cuando bajo una misma situación climática, un cultivo vuelve a ser bosque, se produce una recuperación del stock de C de ese suelo, cuando un cultivo se convierte en un pastizal se produce un incremento del C que disminuye a mayor profundidad (Guo & Gifford, 2002). En los primeros años de vida de un bosque, la acumulación de COS se incrementa, para luego alcanzar un equilibrio estable (Orellana-Rivadeneira et al., 2012).

2.3. CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO Y CAMBIO CLIMÁTICO

El cambio climático es un problema que se evidencia en incrementos reales de la temperatura de la superficie global del planeta (IPCC, 2007). Esto se debe al aumento de la concentración de gases de efecto invernadero (GEI) en la atmósfera, los cuales contienen la radiación saliente promoviendo el calentamiento global (Weil & Brady, 2016). La concentración de CO₂, así como de otros GEI, ha aumentado de forma sostenida desde de la Revolución Industrial (McKinley et al., 2011). En este contexto, se estima que el aumento de la concentración de CO₂ ocurre a una tasa anual de alrededor del 0,5 % (Weil & Brady, 2016). Esto ha resultado en un incremento acumulado de la concentración de dicho gas de aproximadamente un 40 % desde la era preindustrial (IPCC, 2013). Dicho aumento se explica principalmente por las emisiones derivadas del uso de combustibles fósiles, y aquellas debidas al cambio de uso y cobertura del suelo (Weil & Brady, 2016). Las variaciones mencionadas modifican severamente el equilibrio energético del sistema climático, lo que puede derivar en la ocurrencia de eventos extremos (IPCC, 2007).

La tala intensiva, así como la expansión de los cultivos agrícolas sin medidas de protección de uso de la tierra, disminuyen el COS, y conducen a una rápida degradación del suelo y pérdidas de servicios ecosistémicos (Villarino et al., 2017). Según estudios realizados por Hansen et al. (2013), en el siglo XXI la práctica de la silvicultura intensiva en bosques subtropicales, generó las tasas más altas de degradación forestal a nivel mundial. Estos cambios de uso y cobertura del suelo promueven la mineralización de la MOS, derivando en aumentos relevantes en la emisión de CO₂ (McKinley et al., 2011).

En este contexto, se han establecido numerosas áreas protegidas a nivel global con el objetivo de ser manejadas para la conservación de ecosistemas, mantenimiento de los servicios ambientales y la biodiversidad y, a su vez, contribuir al almacenamiento de C, evitando las emisiones de CO₂ ocasionadas por la deforestación y degradación (Busch & Grantham, 2013). Dado lo antes mencionado, es de relevancia determinar las existencias de C en los suelos bajo bosques, ya que las emisiones de CO₂ provocadas a partir de los cambios de uso del suelo tienen una gran influencia en el calentamiento global (Conti et al., 2014).

2.4. SECUESTRO DE CARBONO EN ECOSISTEMAS FORESTALES

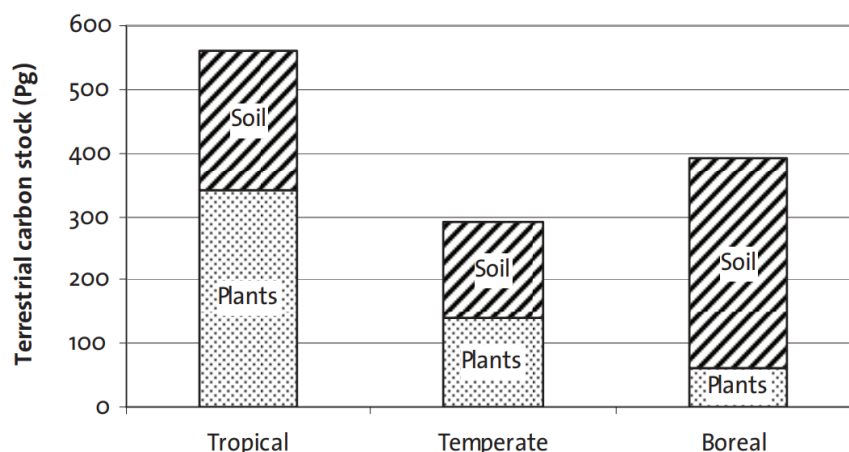
Los bosques influyen en el clima fundamentalmente a través de sus efectos en los intercambios de energía a nivel ecosistémico, agua, CO₂, así como otros elementos químicos con la atmósfera (Bonan, 2008). Según Lal (2005), el secuestro de C en los

suelos forestales tiene un gran potencial para disminuir la tasa de incremento de la concentración de CO₂ en la atmósfera.

Tyrrell et al. (2009) reportan registros aproximados del stock de C para distintos tipos de bosques (Figura 1). Se observa la existencia de marcadas diferencias en el stock de C entre biomas. En los bosques tropicales de todo el mundo, el contenido de C en las plantas vivas (340 Pg), se asemeja mucho al contenido de C que tienen los bosques boreales en el suelo (338 Pg). En los bosques templados, el C se encuentra distribuido en partes iguales entre plantas vivas y el suelo. Esto difiere en gran medida a la composición de los bosques tropicales y boreales, dado que en los primeros la mayoría del C se encuentra en las plantas, mientras que en los bosques boreales la mayor parte del C está en el suelo.

Figura 1

Distribución de las reservas mundiales de carbono forestal por bioma



Nota. Tomado de Tyrrell et al. (2009).

De los registros disponibles, se observa que el stock de C en el suelo constituye uno de los sumideros de mayor relevancia en las coberturas forestales. El incremento del stock de C en los suelos forestales se puede dar con un buen manejo forestal, es decir, una mejor preparación de sitio, utilización de enmiendas orgánicas, entre otros (Lal, 2005).

En este contexto, la conversión de coberturas de bosques a matorrales abiertos y tierras cultivadas, se asocia a grandes pérdidas de C, tanto en la biomasa aérea como en las capas superiores del suelo (Conti et al., 2014). A su vez, la utilización del suelo para fines como la agricultura, provoca grandes cambios en las propiedades tales como

el contenido de nutrientes, el pH, la proporción de COS y las propiedades físicas del suelo (Powlson et al., 2011). Según Conti et al. (2014) el cambio en el uso de la tierra no solo afecta la cantidad de C que se almacena en la biomasa vegetal y en las fracciones de COS, sino que también en la fracción de C inorgánico.

Particularmente, las sabanas arboladas son coberturas forestales que contienen aproximadamente un 17 % del C terrestre sobre el suelo a nivel global (Liu et al., 2015) y entre el 15 y el 20 % del COS a nivel mundial (Dintwe & Okin, 2018). Dichas coberturas constituyen una mezcla de parches discontinuos de árboles y arbustos combinados con un estrato herbáceo más uniforme (Bond, 2008). Este bioma cubre aproximadamente el 20% de la superficie terrestre, encontrándose tanto en regiones tropicales como en sitios subtropicales (Moore et al., 2016). Las reservas de COS en estos ecosistemas pueden variar en gran medida dependiendo de la densidad de la cobertura arbórea, oscilando entre 1,8 y 30 Mg ha⁻¹ de COS para coberturas de baja y alta densidad, respectivamente (Grace et al., 2006). Esto las convierte en un sumidero de C relevante a escala global (Ryu et al., 2011). No obstante, dichas coberturas suelen estar sujetas a cambios en el uso del suelo, pasando generalmente a sistemas de cultivo y pastoreo (Leßmeister et al., 2019).

Se han verificado caídas significativas del COS por cambios de uso de hasta 49 % en suelos de sabanas arboladas degradadas de Argentina (Stolpe et al., 2008). Por otro lado, el cambio en el uso del suelo de sabanas arboladas tropicales a sistemas de cultivo continuo, luego de 10 años de uso, generó pérdidas de hasta un 60 % del COS inicial (Murty et al., 2002). Un resultado muy similar obtuvo Villarino et al. (2017), para una zona del Chaco Semiárido de Argentina, evidenciando pérdidas muy significativas de COS en los primeros 5 cm de suelo con el pasaje a un uso agrícola. Particularmente, en Uruguay han ocurrido eventos similares, donde los bosques nativos han sufrido históricamente una presión importante ante el cambio de uso del suelo dada por eventos sucesivos de tala rasa desde principios del siglo XX (Brazeiro, 2018).

2.5. COBERTURAS FORESTALES NATIVAS DE URUGUAY

En Uruguay alrededor del 4,5% de la superficie total corresponde a bosque nativo (Brazeiro, 2018), lo que según la DGF (2018), asciende a 851.573 hectáreas (ha), considerando 16.224 ha de concentración de palmares. Del total de la superficie de bosque nativo, el 70% forma parte del Registro Nacional de Bosque de la DGF, a su vez, del área de bosque registrado, el 37% se encuentra bajo manejo, que corresponde a 220.000 hectáreas (Bóffano et al., 2022).

Según la *Estrategia Nacional de Bosque Nativo* (MGAP, 2018), en el país existen seis tipos de bosque: el bosque ribereño, bosque serrano, bosque de quebrada, bosque costero, bosque de parque, y palmares. El bosque ribereño es el más abundante y se caracteriza por acompañar cursos fluviales, y presentar una alta cantidad de rebrotes por cepas y pocos árboles monopodiales. Estos bosques presentan usualmente un solo estrato arbóreo, vegetación de sotobosque y un tapiz herbáceo. El estrato arbóreo está caracterizado por incluir árboles de fuste relativamente recto y copas estrechas debido a la alta abundancia de estos (Escudero et al., 2004). El bosque serrano ocupa zonas altas, generalmente con alta rocosidad y suelos superficiales, incluyendo árboles de fustes más cortos y copas más desarrolladas (Delgado & Nebel, 2014). El bosque de quebrada se encuentra en zonas de laderas abruptas, con árboles de copa desarrollada que superan los 20 a 25 metros de altura, asociados a un segundo estrato formado por especies tolerantes a la sombra (Escudero et al., 2004). El bosque costero, se ubica fundamentalmente en dunas de la costa platense y atlántica, presentando formaciones vegetales leñosas. El bosque de parque se localiza en zonas próximas al litoral del río Uruguay y se caracteriza por poseer baja densidad de individuos y por constituir una transición entre las comunidades herbáceas y el bosque ribereño, permitiendo el desarrollo de pasturas naturales (Delgado & Nebel, 2014). Finalmente, la formación de palmares, caracterizados por la dominancia de un estrato compuesto por palmeras asociado a un tapiz herbáceo más o menos continuo, se encuentran mayormente en dos zonas, al este (*Butia odorata*) y en el litoral oeste del país (*Butia yatay*).

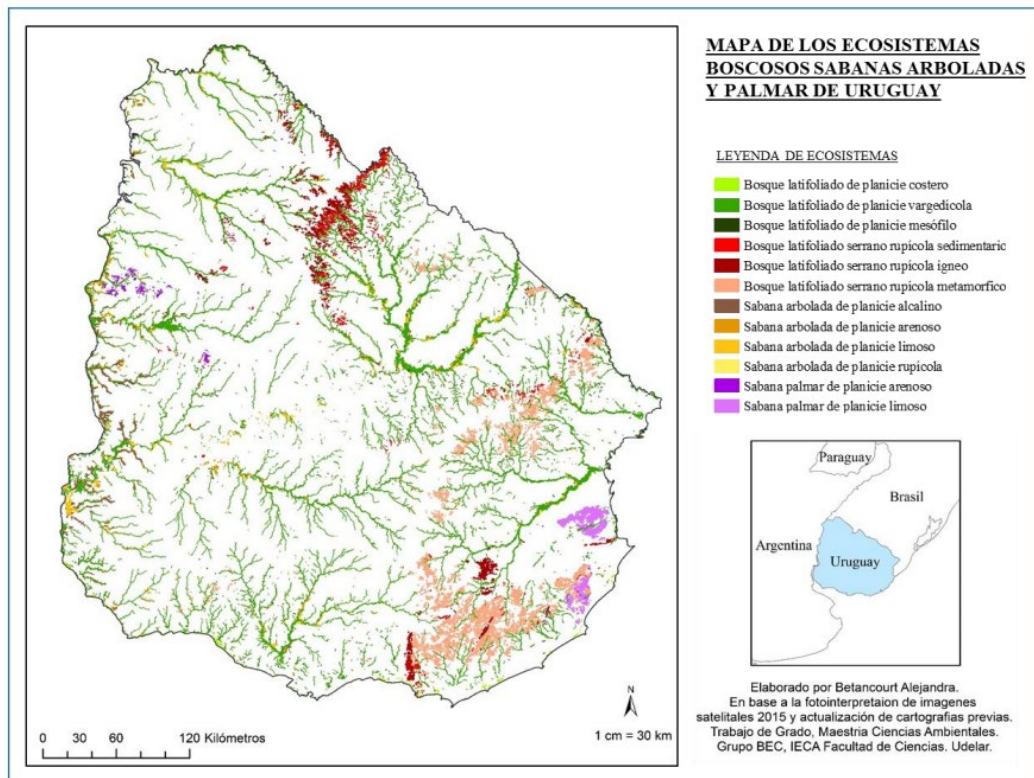
Por otro lado, Brazeiro, Bentancourt, et al. (2020), proponen una clasificación diferente a la antes descrita, generada a partir de fotointerpretación, y análisis de las características fitofisionómicas junto con condiciones ambientales del lugar. Con dicha metodología lograron diferenciar cartográficamente doce tipos de bosques, de los cuales la mitad son sabanas, y los demás bosques propiamente dichos (Figura 2). Dentro de las sabanas se diferencian: arbolada de planicie arenoso, arbolada de planicie alcalino, arbolada de planicie limoso, arbolada de planicie rupícola, palmar de planicie arenoso y palmar de planicie limoso. Por otro lado, los bosques latifoliados se dividen en de planicie (costero, vargedícola y mesófilo), y serrano rupícola (sedimentario, ígneo y metamórfico).

Los bosques nativos han sufrido una importante presión ante el cambio de uso del suelo, fundamentalmente dada por eventos sucesivos de tala rasa desde principios del siglo XX (Brazeiro, 2018). En Uruguay las principales actividades que implican un cambio en el uso del suelo, son la agricultura con rotación trigo - soja, la forestación y la

minería (Achkar et al., 2015). Actualmente, se han reducido estos eventos de tala, sin embargo, los mismos siguen ocurriendo a pequeña escala con el fin de aumentar la superficie para el desarrollo de actividades como la ganadería, agricultura, forestación y urbanización (Brazeiro, 2018). Esta disminución se ha dado gracias a la puesta en vigencia de la Ley Forestal N° 15.939 (1988).

Figura 2

Mapa de los ecosistemas boscosos sabanas arboladas y palmar de Uruguay



Nota. Tomado de Bentancourt (2021).

En particular, el bosque de parque ha sido uno de los más amenazados por el cambio de uso y cobertura del suelo, estando asociado a la realización de tala selectiva para la utilización del recurso leña, lo cual constituye una amenaza (Brazeiro, 2018). Según la clasificación de Cabrera y Willink (1973), los bosques de parque del litoral oeste integran la Provincia del Espinal. Este tipo de bosque posee una baja densidad de individuos, si se lo compara con el bosque ribereño, por ejemplo. Esta característica hace posible el crecimiento de pasturas de campo natural, lo cual es beneficioso para la ganadería (MGAP, 2018).

El bosque de parque se considera una sabana arbolada (Brussa & Grela, 2007), presentando formaciones que se caracterizan por la coexistencia de dos estratos: uno

arbóreo disperso (35-70%) y alto (3,5-5,5 m) y otro herbáceo denso (80-90%) y bajo (0,3-0,5 m) (Brazeiro, 2018). Brussa y Grela (2007), mencionan que las sabanas arboladas están restringidas al litoral oeste, a lo largo del río Uruguay, pudiendo estar asociadas a suelos halomórficos (blanqueales).

Según Grela (2004), las especies arbóreas más comunes en este tipo de bosque son: *Aspidosperma quebracho-blanco*, *Castela tweediei*, *Celtis pallida* ssp. *pallida*, *Neltuma affinis*, *Neltuma nigra*, *Acacia praecox*, *Randia armata*, *Schinus fasciculatus*, *Berberis ruscifolia*, *Colletia spinosissima*, *Geoffroea decorticans*, *Grabowskia duplicata*, *Lycium ciliatum*, *Lycium vimineum*, *Maytenus vitis-idaea*. A su vez, el estrato arbóreo se asocia a una matriz de matorrales dominado por especies como *Aster squamatus*, *Baccharis spicata*, *Eupatorium buniifolium*, *Eupatorium hecatanthum* y *Heimia salicifolia*. Finalmente, el estrato de vegetación herbácea está dominado por gramíneas estivales, como *Paspalum* spp., *Axonopus affinis*, *Cynodon dactylon*, *Coelorhachis selloana*, entre otras (Boggiano, 2010).

En el caso de los bosques de parque asociados a blanqueales, suelos que son caracterizados por presentar altos contenidos de sodio, hace que su vegetación tenga ciertas particularidades, siendo dominantes los algarrobos (*Neltuma affinis* y *Neltuma nigra*), quebrachos (*Acanthosyris spinescens*) y palma caranday (*Trithrinax campestris*) (MGAP, 2018). En el estrato herbáceo predominan gramíneas usualmente de baja productividad como *Chloris grandiflora* y *Chloris retusa*, *Eragrostis lugens*, *Papophorum* spp., *Sporobolus pyramidatus*, y hierbas enanas como *Dichondra microcalix*, *Evolvulus sericeus*, *Eleocharis* spp. y ciperáceas (Boggiano, 2010).

Los bosques de parque asociados a los blanqueales se consideran relictos de gran importancia para la conservación, siendo muy susceptibles a las perturbaciones (Brazeiro, Achkar, et al., 2020; Sosa & Brazeiro, 2010). Las especies típicas de este ecosistema están bien adaptadas a suelos con altos niveles de sodio (Pereira-Gómez et al., 2020), lo que promueve el secuestro de COS (Kumar et al., 2018; Wong et al., 2010). Aunque no existen estudios que estén orientados específicamente en la cuantificación del COS en este tipo de cobertura, las sabanas arboladas subtropicales han demostrado una gran capacidad para retener COS (Muñoz et al., 2007). Sin embargo, dicho stock de COS es altamente susceptible a procesos de mineralización en suelos sódicos (Wong et al., 2010), lo que podría agravarse por la deforestación y los cambios de uso del suelo (Lal, 2010).

En este contexto, este estudio busca brindar información y caracterizar la distribución vertical del COS bajo una cobertura de bosque de parque de alta densidad asociada a suelos sin presencia de sodio intercambiable en niveles elevados y otra de baja densidad sobre suelos halomórficos. Por otra parte, busca determinar el stock de COS del suelo en ambas condiciones con el objetivo de caracterizar la relevancia de dichas coberturas como sumideros de C.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. DESCRIPCION DEL AREA DE ESTUDIO

El área de estudio se encuentra ubicada en las coordenadas geográficas 32°53'31.44" S y 58°03'01.29" O, limitando al oeste con el Río Uruguay. Corresponde a los padrones rurales J4958 y J3377, ubicándose a unos 20 km de la localidad de Nuevo Berlín, Departamento de Rio Negro (Figura 3).

La superficie total del área de estudio abarca una superficie de 1550 ha, las que han sido manejadas como áreas de conservación desde el año 1995, aprobándose su selección y delimitación como área protegida por el decreto 341/015 en el año 2015. Dicha área fue denominada como "Esteros y Algarrobales del Río Uruguay" (EARU). Su actual propietario, Forestal Oriental SA, es el único privado responsable del manejo de un área protegida a nivel nacional.

Figura 3*Ubicación Área de Ensayos*

Nota. Elaborado con base en Google (2023b).

El clima del sitio, se caracteriza por presentar temperaturas medias máximas anuales cercanas a los 23 °C, y medias mínimas anuales de 12 °C. Las precipitaciones se ubican en torno a los 1.300 mm anuales, y se estima que se registran alrededor de 35 días con presencia de heladas agrometeorológicas (Castaño et al., 2011). Además, según datos estadísticos registrados cercanos a la zona, aportados por el “Portal INIA

Banco datos agroclimático”, en los últimos treinta años (desde 1993 hasta 2023, teniendo en cuenta los meses: enero, febrero, junio, julio y agosto), en la estación experimental “La Estanzuela” de INIA, las temperaturas más altas ocurren en el mes de enero, alcanzando los 40,9 °C, y en agosto las más bajas, alcanzando los -2,4 °C (Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria [INIA], s.f.).

En relación a los suelos, las unidades de la Carta de Reconocimiento de Suelos del Uruguay (escala 1:1000000) (Altamirano et al., 1976), presentes en el área son: Tres Bocas, Bañados de Farrapos y Fray Bentos. En ésta última los suelos dominantes son Brunosoles Éútricos Típicos, y los asociados son Brunosoles Éútricos Háplicos, el relieve se caracteriza por colinas y lomadas fuertes, y la erosión actual es de ligera a moderada. En la unidad Bañados de Farrapos los suelos dominantes son Gleysoles Lúvicos Melánicos (Hísticos) Abrúpticos, y los asociados son Brunosoles Éútricos Lúvicos y Solonetz, con un relieve de llanuras altas y bajas. Finalmente, en la unidad Tres Bocas, los suelos dominantes son Argisoles Dístricos Ócricos Abrúpticos, y los asociados son Brunosoles Subéútricos Lúvicos, y Vertisoles Rúpticos Lúvicos, presentado un relieve de lomadas suaves, con erosión moderada y ligera pedregosidad (Altamirano et al., 1976).

La vegetación arbórea predominante en el área se caracteriza por la presencia de dos tipos de bosque de parque. Uno es una sabana arbolada de planicie limosa, y corresponde al estrato denso de este sitio, donde las especies arbóreas que se encuentran en mayor proporción (alrededor del 70%) son *Allophylus edulis* (Chal chal), *Celtis tala* (Tala), y *Scutia buxifolia* (Coronilla). Por otro lado, en un estrato ralo, se encuentra una sabana arbolada de planicie alcalina, que comprende mayormente dos especies, *Neltuma affinis* (Algarrobo) y *Vachellia caven* (Espinillo) que suman el 86% de las especies presentes en dicho estrato. A la vegetación arbórea se asocia a una matriz de matorrales compuesta principalmente por *Baccharis spp.* y *Eupatorium buniifolium*; y/o a un estrato herbáceo más o menos continuo, que según la ubicación en el paisaje puede incluir *Paspalum quadrifarium*. También se asocian zonas de campo natural, que se componen de gramínoideas de bajo porte.

3.2. INVENTARIO FORESTAL Y MUESTREO DE SUELOS

Debido a la variabilidad en la cobertura del área en estudio, se realizó una fotointerpretación para el relevamiento de suelos. Se analizaron imágenes satelitales del área y se utilizó cartografía de dos fuentes principales: Carta de Reconocimiento de Suelos del Uruguay (escala 1:1.000.000, Altamirano et al., 1976), y los grupos CONEAT

presentes en el área de muestreo (Figura 3). Esta fotointerpretación permitió identificar diferentes unidades de suelo y coberturas, que fueron verificadas en el trabajo de campo. La unidad de suelo millón es Tres Bocas, con Argisoles como suelos dominantes, y como asociados Brunosoles y Vertisoles. En cuanto a los grupos CONEAT corresponden al 11.2, donde los suelos predominantes son Brunosoles Éutricos Típicos, y pueden tener asociados en las concavidades Solonetz y Planosoles Éutricos Melánicos (Dirección General de Recursos Naturales, s.f.).

Esto permitió definir unidades de fotointerpretación homogéneas dentro de ellas, y heterogéneas entre las mismas. En este sentido, se establecieron dos zonas de muestreo dentro del área total de 5 ha para cada tipo de bosque.

Considerando lo anterior y la cobertura vegetal existente en el lugar, se definieron entonces dos estratos de inventario: un estrato ralo con una densidad promedio de 705 árboles ha^{-1} , y otro denso de 1745 árboles ha^{-1} . A partir de esto, se realizó el diseño de muestreo, y se establecieron 10 parcelas cuadradas, 5 en cada estrato (Figura 4 y Figura 5). Las dimensiones de dichas parcelas fueron de 20 x 20 m (400 m^2), ubicadas en suelos con características semejantes.

Figura 4

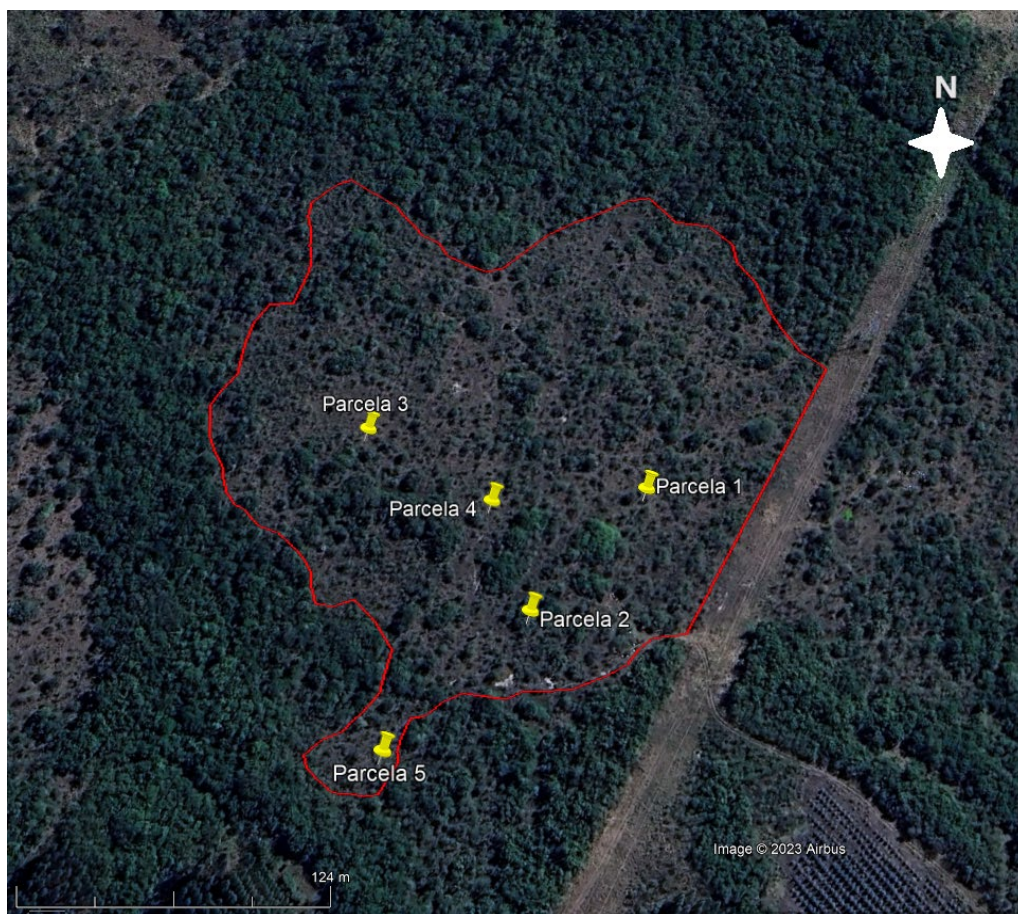
Ubicación de parcelas en el estrato denso



Nota. Elaborado con base en Google (2023a).

Figura 5

Ubicación de parcelas en el estrato ralo



Nota. Elaborado con base en Google (2023a).

Para proceder con el análisis de los recursos forestales, en el marco del proyecto donde se desarrolló la tesis, dentro de cada parcela de inventario se identificaron todos los árboles considerando la especie y el número de individuos. Sobre estos árboles se realizaron mediciones de las siguientes variables; diámetro a la altura del pecho (DAP), diámetro a la base (DAB) y altura total (H). Sólo fueron considerados aquellos tallos cuyo DAP fuera mayor a 2,5 cm. Para las actividades del relevamiento se utilizaron los siguientes instrumentos; cinta métrica, y clinómetro electrónico de Haglöf EC II D-R (Haglöf, Långsele, Sweden). En las Tablas 1 y 2 se muestra un resumen de los resultados obtenidos con el fin de caracterizar ambas coberturas. La densidad promedio del estrato denso fue de 1745 ind ha⁻¹, mientras que en el estrato ralo dicho indicador alcanzó un valor de 705 ind ha⁻¹.

A su vez, en cada parcela se realizó un muestreo de suelos con fines de descripción de perfil, otro para la caracterización de la concentración del carbono

orgánico del suelo (COS), y un tercero para la determinación de la densidad aparente (DAP).

Tabla 1

Datos de inventario del estrato denso

Especie	N	Frec.	DAB	DAP	H
	(ind ha⁻¹)	(%)	(cm)		(m)
<i>Allophylus edulis</i>	510	28.09	7.9	5.2	4.3
<i>Scutia buxifolia</i>	445	26.44	12.4	6.5	6.0
<i>Celtis tala</i>	245	14.69	16.8	10.9	6.8
<i>Schinus longifolius</i>	210	11.91	19.1	13.8	6.1
<i>Neltuma nigra</i>	175	10.16	21.1	15.9	5.8
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	50	2.79	9.5	6.0	6.2
<i>Vachellia caven</i>	30	1.67	19.1	14.3	4.5
<i>Myrsine laetevirens</i>	30	1.35	33.4	24.2	10.6
<i>Sapium haematospermum</i>	20	1.07	29.4	17.2	10.7
<i>Myrcianthes cisplatensis</i>	15	0.84	9.5	6.0	5.7
<i>Neltuma affinis</i>	10	0.60	19.6	10.5	5.8
<i>Myrrhinium atropurpureum</i> <i>var. octandrum</i>	5	0.39	23.4	16.2	8.0

Tabla 2*Datos de inventario del estrato ralo*

Especie	N	Frec.	DAB	DAP	H
	(ind ha⁻¹)	(%)	(cm)		(m)
<i>Neltuma affinis</i>	465	65.15	13.5	8.1	2.7
<i>Vachellia caven</i>	140	20.62	10.4	5.7	2.8
<i>Scutia buxifolia</i>	45	6.09	9.1	3.4	3.1
<i>Myrcianthes cisplatensis</i>	20	2.95	6.5	3.5	3.2
<i>Blepharocalyx tweediei</i>	10	1.64	8.9	2.8	3.2
<i>Apidosperma quebracho-blanco</i>	10	1.46	5.8	4.1	3.0
<i>Aloysia gratissima</i>	5	0.77	5.6	2.9	2.9
<i>Schinus longifolia</i>	5	0.69	12.5	9.6	3.3
<i>Trithrinax campestris</i>	5	0.63	20.4	20.4	3.6

Con el fin de realizar una descripción del perfil de suelo en cada parcela de inventario forestal, mediante el uso de un taladro holandés, se procedió con la extracción de una muestra en profundidad que representará la secuencia de horizontes. Siguiendo las indicaciones propuestas en el manual de descripción del perfil del suelo (Kaplán et al., 2015), se realizó una descripción detallada a nivel de campo incluyendo profundidad, textura, color, estructura, concreciones, entre otras variables. Posteriormente, se obtuvieron muestras de un perfil modal para cada tipo de bosque con el fin de realizar determinaciones analíticas para la clasificación detallada del suelo en cada área.

En función de las descripciones de los perfiles, se definió un muestreo de suelos estratificado para la determinación del COS y DAP. Las profundidades consideradas en las parcelas de muestreo bajo sabanas arboladas de planicie limosa fueron las siguientes: 0-5, 5-10, 10-15, 15-47 (B_{t1}), 47-75 (B_{t2}), 75-93 (BC) y 93 + cm (C). Para el caso de las parcelas bajo sabanas arboladas alcalinas las profundidades fueron: 0-5, 5-10, 10-15, 15-37 (B_{tn1}), 37-57 (B_{tn2}), 57-70 (BC_n) y 70 + cm (C_n). Para la determinación

de la concentración de COS en cada estrato, se extrajeron muestras compuestas (20 tomas por parcela) con un calador para los primeros 15 cm cada 5 cm de profundidad. Un muestreo análogo se llevó a cabo con taladro holandés para las profundidades mayores hasta el horizonte B_t . Las muestras obtenidas fueron secadas a 40 °C en estufa a circulación forzada a Nova Ética 400/7D-300 (Nova Ética, SP, Brasil) y luego molidas y tamizadas hasta un tamaño de partícula < 0.15 mm. Adicionalmente, para la estimación del stock de COS, tres muestras por parcela de inventario en cada profundidad fueron obtenidas utilizando un muestreador de anillos DAp.

3.3. TÉCNICAS UTILIZADAS EN EL LABORATORIO

Para la determinación de la concentración del COS se utilizó el método de Walkley-Black (Walkley & Black, 1934) (Figura 6). Las muestras secas y molidas, fueron sometidas al agregado de una solución de $K_2Cr_2O_7$ 1N y de H_2SO_4 puro, agitando para luego llevar a reposo. Posteriormente se agregó agua desionizada y se dejó enfriar la mezcla. Luego se procedió con la adición de ácido fosfórico y difenilamina. Finalmente, las muestras fueron tituladas mediante el agregado de una solución de sal de Mohr agitando continuamente hasta obtener un cambio de color. Una vez producido el cambio, se registró el gasto producido en cada muestra. Este gasto determina el % de C de la muestra, el % de MOS es el % de C por el factor de conversión 1,724.

Figura 6

Procedimiento de laboratorio para determinar el COS



La concentración de bases de intercambio (Ca, Mg, K y Na) fue obtenida mediante una extracción con acetato de amonio 1M y posterior determinación por

espectroscopía de absorción atómica (Ca y Mg) y emisión (K y Na) (Isaac & Kerber, 1971).

El pH fue determinado en agua en todos los casos. En primer lugar, se pesó 2 g de cada muestra, y se les agregó 10 ml de agua desionizada, para luego proceder a agitar y dejar en reposo. Luego, con el pH-metro calibrado y ajustado, se agitaron levemente los frascos y se determinó el pH (Figura 7).

Figura 7

Procedimiento para la determinación del pH



La capacidad de intercambio catiónico (CIC) a pH = 7 fue determinada mediante la suma de las bases de intercambio y la acidez titulable a pH 7. En este sentido, la acidez titulable se obtuvo mediante una extracción previa con una solución de acetato de bario 0.5 N, buffereado a pH = 7 y titulación posterior utilizando una solución de NaOH 0.05 M.

Finalmente, las muestras obtenidas para la determinación de DAp fueron saturadas durante 24 horas con agua y luego secadas a 105 °C hasta alcanzar peso constante (García-Préchac & Kaplán, 1974).

3.4. ANÁLISIS ESTADÍSTICOS

Las determinaciones obtenidas de COS (g kg^{-1}), pH, DAp (g cm^{-3}) y stock de COS (Mg ha^{-1}) para cada profundidad y tipo de suelo fueron analizados mediante un análisis de la varianza (ANOVA). El modelo estadístico utilizado fue el siguiente:

$$Y_{ij} = \mu + \alpha_i + \epsilon_{ij}$$

Y_{ij} es la variable de respuesta; μ es la media general; α_i es el efecto fijo de la profundidad con 5 niveles y ε_{ij} es el error aleatorio. Las profundidades analizadas para el suelo bajo el estrato denso fueron: de 0 a 5, 5 a 10, 10 a 15, 15 a 47 (B_{t1}) y de 47 a 75 cm (B_{t2}). En el caso del estrato ralo fueron: de 0 a 5, 5 a 10, 10 a 15, 15 a 37 (B_{tn1}) y de 37 a 57 cm (B_{tn2}).

Luego, en caso que el efecto de la profundidad resultase significativo, se realizó una prueba de Tukey para definir la existencia de diferencias significativas entre los promedios de cada variable para cada profundidad considerada.

En todos los casos se comprobó el supuesto de distribución normal de los residuos mediante la prueba de Shapiro-Wilk, así como la prueba de Levene para el caso de la homogeneidad de varianza.

A su vez, se realizó un análisis de correlación de spearman entre el conteo de individuos de cada parcela de inventario, el conteo de especies tolerantes a la salinidad como es el caso de *Neltuma affinis*, *Neltuma nigra* y *Vachellia caven* por parcela, y el nivel de pH en los horizontes diagnóstico superficial, y subsuperficial, de cada tipo de suelo.

Los análisis estadísticos fueron realizados mediante el software R versión 4.3.0 (R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria). En todos los casos un p-valor menor a 0,05 fue considerado significativo.

De manera de poder comparar ambos estratos se definieron intervalos de confianza para la variable stock de COS, a las profundidades de 0 a 15 cm, y de 0 a 57 cm (siendo esta profundidad la máxima a la que llega el horizonte B del estrato ralo).

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. PERFIL MODAL BAJO CADA TIPO DE BOSQUE

A partir de los datos obtenidos en el campo y los resultados de los análisis de laboratorio, se puede realizar la clasificación de los suelos presentes en cada estrato considerado. Con este fin se utilizó la Carta de Reconocimiento de Suelos del Uruguay (Altamirano et al., 1976).

Para el estrato denso (Tabla 3), podemos observar que el horizonte A es un horizonte diagnóstico superficial Melánico. Ya que presenta un color oscurecido debido al alto contenido de MOS, que es mayor a 2 %, además de una saturación en bases mayor al 50 %, una estructura moderada, y textura más fina que arenoso franco. Cabe destacar que, si bien no cumple con la característica de un espesor mayor a 20 cm, el horizonte que está debajo cumple con las características de color, saturación de bases y materia orgánica para un horizonte melánico (ver anexo A).

El horizonte B, corresponde a un horizonte subsuperficial argilúvico, dado que está enriquecido en arcilla de origen eluvial (B_t). De acuerdo a los resultados, la relación del % de arcilla del horizonte B con respecto al horizonte A, es mayor a 1,2, pero menor a 2. Además, el porcentaje de saturación en bases a pH 7, es mayor a 50%, mientras que el porcentaje de Al en el complejo de intercambio es menor a 5%. En función de lo anteriormente mencionado, y teniendo en cuenta que el perfil carece de horizonte E, se puede concluir que el suelo pertenece al Orden Melánico.

Pasando a la clasificación a nivel de Gran Grupo, debido a que este suelo presenta un horizonte argilúvico (B_t) continuo, no presenta doble perfil, ni grietas mayores a 1 cm cuando ocurren períodos secos, tampoco presenta más de 35% de arcilla en todo el perfil, por lo que se considera que pertenece al Gran Grupo Brunosol. Dentro de dicho Gran Grupo, se corresponde con la clase II. 1. B. (Subéutrico), ya que la relación del % de arcilla contenida en el horizonte B en relación al horizonte A, es mayor a 1,2, y la CIC del horizonte superficial es menor a 20 $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ y mayor a 10 $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ de suelo.

Por último, el suelo clasifica como de tipo B2. (Típico), dado que presenta un horizonte argilúvico, carece de transición abrupta entre los horizontes A y B, y la relación de porcentajes de arcilla entre los horizontes B y A es mayor a 1,2, pero menor a 2.

Tabla 3*Datos analíticos del perfil modal bajo el estrato denso*

Horizonte	Prof.	Arena	Limo	Arcilla	pH	MOS	Ca	Mg	K	Na	CIC _e	CIC _(pH 7)	SB _(pH 7)
	cm		%			%					cmol _c kg ⁻¹		%
A	0-15	38	31	31	5,3	6,27	11,30	3,07	0,73	0,23	15,33	18,78	81,63
B _{t1}	15-47	11	44	45	5,6	4,07	13,80	4,38	1,02	0,54	19,74	21,00	94,00
B _{t2}	47-75	22	33	45	6,2	2,72	15,96	5,19	1,20	0,71	23,06	23,09	96,49
BC	75-93	36	25	39	7,4	1,28	16,57	5,52	1,31	0,75	24,15	24,15	100,00
C	93+	54	8	38	7,9	0,23	15,74	5,24	1,27	0,79	23,04	23,04	100,00

Nota. Prof.: profundidad; MOS: materia orgánica del suelo; CIC_e: capacidad de intercambio catiónico efectiva; CIC_(pH 7): capacidad de intercambio catiónico a pH = 7; SB_(pH 7): saturación en bases a pH = 7.

Para el estrato ralo (Tabla 4) el horizonte A es un horizonte diagnóstico ócrico, ya que, con un espesor de 15 cm, es delgado para ser úmbrico o hístico. Además, el horizonte que está por debajo, no cumple con poseer más de un 2% MO, razón por la cual no es melánico. Este horizonte diagnóstico tiene un contenido de materia orgánica mucho mayor al 2 %. El porcentaje de saturación de bases a pH 7 es del 98 %, siendo mayor a 50 %, lo cual es característico de este tipo de horizontes.

En relación al horizonte diagnóstico subsuperficial, el mismo corresponde a un horizonte nátrico (B_{tn}). Este es un tipo especial de horizonte, que comparte muchas características con el argilúvico, pero se diferencian por el contenido de sodio intercambiable, que es mayor a 15%. Se forma por debajo de un horizonte que ha perdido arcilla por eluviación, conteniendo más arcilla que el anterior. Adicionalmente, la relación del contenido de arcilla del horizonte B respecto al horizonte A resultó mayor a 1,2. El límite inferior se encuentra a 57 cm, cumpliendo con el requisito para este tipo de horizonte cuya profundidad debe ser mayor a 20 cm. En función de las características anteriormente descritas, el suelo bajo análisis pertenece al Orden Halomórfico (ver anexo B).

Finalmente, se observa que, a lo largo de todo el perfil, los niveles de sodio intercambiable son mucho mayores al 15 %. En este sentido, en cuanto al Gran Grupo Solonetz.

Tabla 4*Datos analíticos del perfil modal bajo el estrato ralo*

Horizonte	Prof.	Arena	Limo	Arcilla	pH	MOS	Ca	Mg	K	Na	CIC _e	CIC _(pH 7)	Sna _(pH suelo)	SB _(pH 7)
	cm		%			%					cmol _c kg ⁻¹		%	
A _n	0-15	35	37	28	6,6	4,9	8,49	3,34	0,70	5,22	17,75	18,07	28,89	98,23
B _{tn1}	15-37	39	23	38	7,8	1,9	11,05	4,75	0,86	8,83	25,49	25,49	34,64	100,00
B _{tn2}	37-57	16	42	43	8,2	1,5	9,93	5,09	0,94	12,91	28,87	28,87	44,72	100,00
BC _n	57-70	20	39	41	8,2	0,9	9,21	4,97	0,95	14,77	29,90	29,89	49,41	100,00
C _n	70 +	17	42	40	8,2	0,4	7,24	4,99	1,05	15,16	28,44	28,44	53,31	100,00

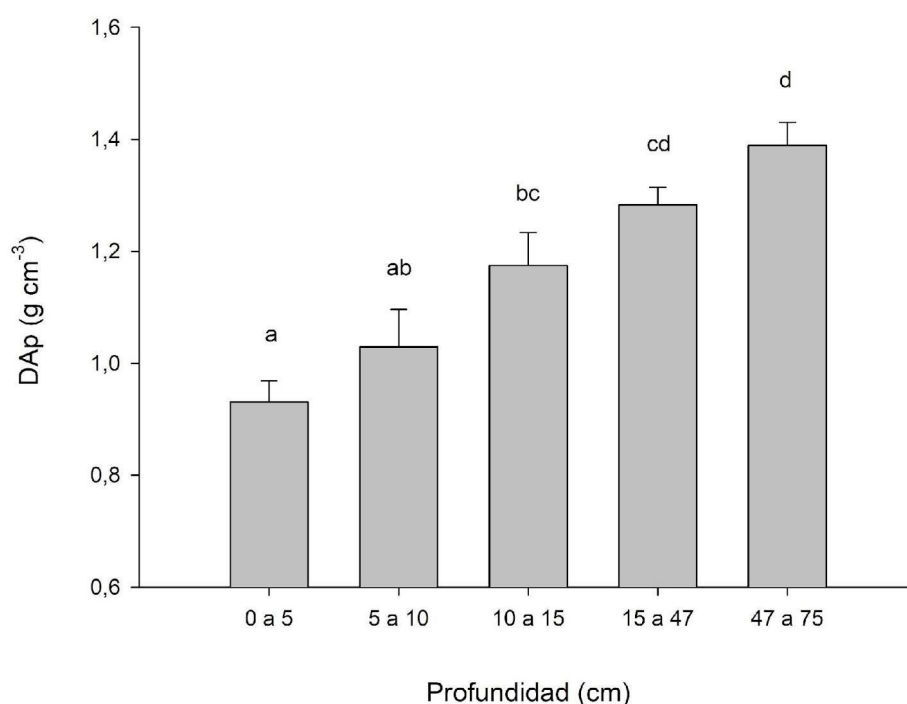
Nota, Prof.: profundidad; MOS: materia orgánica del suelo; CIC_e: capacidad de intercambio catiónico efectiva; CIC_(pH 7): capacidad de intercambio catiónico a pH = 7; Sna_(pH suelo): saturación del complejo de intercambio con Na al pH del suelo; SB_(pH 7): saturación en bases a pH =7.

4.2. VARIACIÓN VERTICAL DE LA DENSIDAD APARENTE

La DAp para el caso del estrato denso se encuentra en el rango de 0,9 y 1,3 g cm⁻³, incrementándose con la profundidad (Figura 8). Los aumentos son significativos si se comparan los primeros 5 cm con la densidad que presenta el perfil a partir de los 10 cm de profundidad, no habiendo diferencias significativas entre 5 y 10 cm. Estos valores son ligeramente inferiores a los presentados por Conti et al. (2014), quienes observaron registros en un rango de entre 1,2 y 1,3 g cm⁻³ para los primeros 20 cm de suelo en sabanas arboladas subtropicales del Chaco Argentino. A su vez, estos autores también verificaron incrementos de la DAp con la profundidad del suelo. Por otra parte, en Espinales de Chile, Stolpe et al. (2008), reportaron registros de DAp mayores, alcanzando 1,5 g cm⁻³ en promedio para los primeros 40 cm, donde si bien los suelos eran similares, presentaban una textura más liviana que los de este estudio, lo que puede explicar esa diferencia en DAp.

Figura 8

Variación de la densidad aparente del suelo bajo el estrato denso



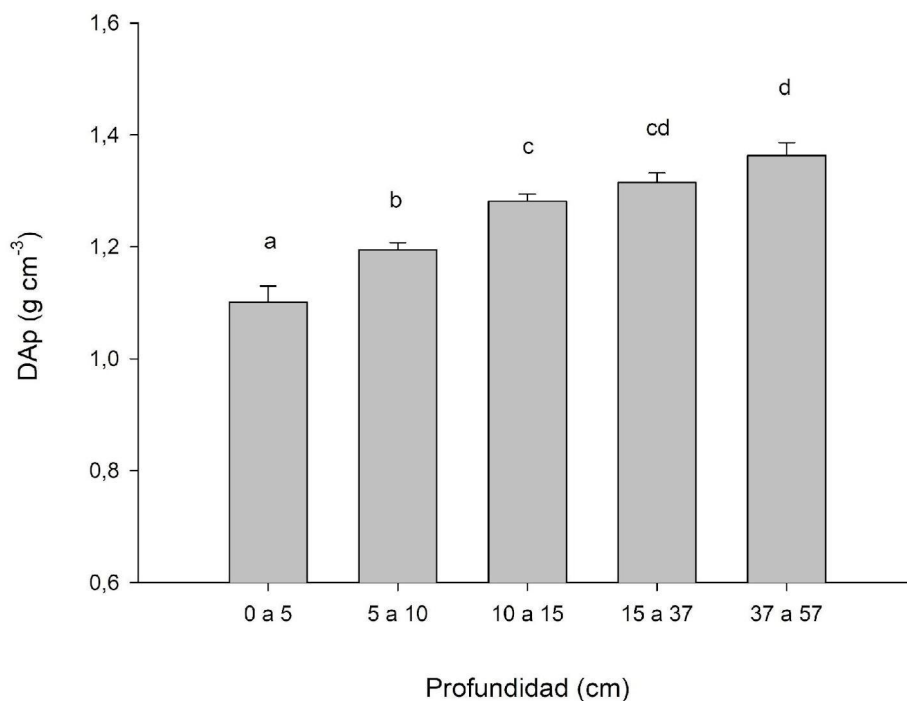
A su vez, Yusuf et al. (2015) reportan registros de DAp de entre 1,0 y 1,8 g cm⁻³ para los primeros 40 cm de suelo en sabanas arboladas africanas bajo pastoreo. Estos valores resultan ligeramente superiores a los que se obtuvieron en el presente estudio, lo que puede ser atribuido al efecto de compactación dado por el pisoteo de los

animales, considerando que el área de bosque bajo estudio se encuentra excluida al pastoreo. Esto se basa en el hecho de que el pisoteo de los animales provoca un efecto significativo de compactación en las capas superficiales del suelo, aumentando su DAp (Zhou et al., 2017).

Para el caso del estrato ralo (Figura 9), el comportamiento es similar al observado en el estrato denso, aumentando la DAp con la profundidad. No obstante, en este estrato los valores en los primeros cm son mayores, oscilando entre 1,1 y 1,3 g cm⁻³. Se espera que, en suelos sódicos, ocurra compactación superficial, causada por la formación de costras que se forman cuando el suelo se humedece rápidamente y luego se seca, incrementando así la DAp dentro de los primeros cm de suelo (Taboada & Lavado, 2009). A su vez, es importante mencionar que este tipo de suelos se caracteriza por poseer textura liviana, lo que resulta en una DAp mayor, en relación a suelos de textura más pesada (Hillel, 2003). Además, en el gráfico se observan diferencias significativas entre los primeros 0 a 5 cm, con respecto a 5 a 10 cm, y 10 a 15 cm.

Figura 9

Variación de la densidad aparente del suelo bajo el estrato ralo



Estos valores son similares a los observados por Villarino et al. (2017), en un estudio realizado en la región semiárida del Chaco Argentino, donde la DAp en los

primeros 15 cm osciló entre 1,0 y 1,2 g cm⁻³, incrementándose en función de la profundidad del perfil, alcanzando alrededor de 1,35 g cm⁻³ a los 30 cm.

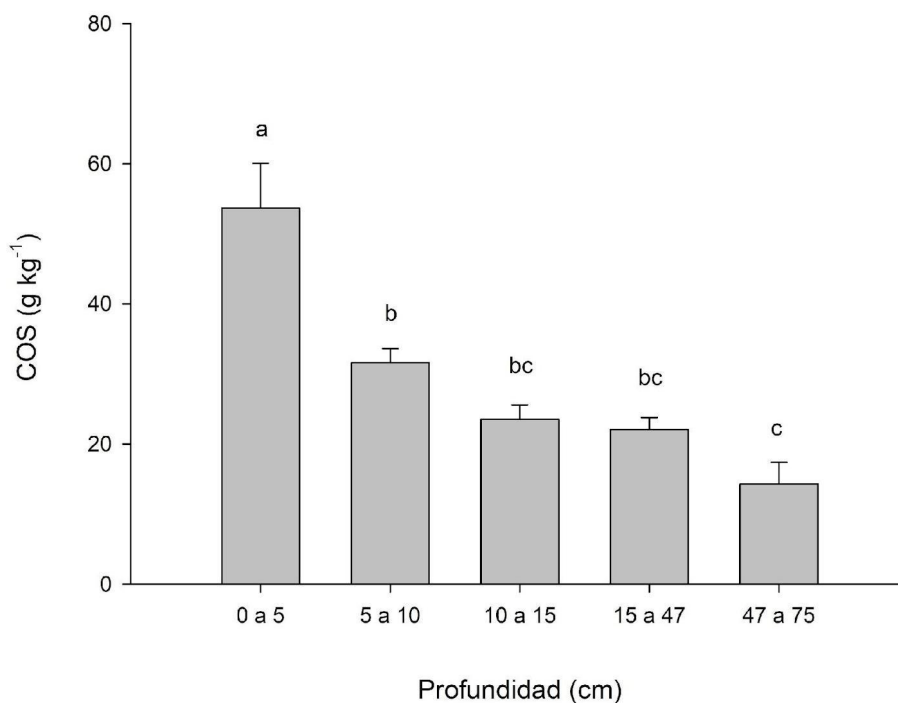
Por otro lado, considerando la vegetación predominante, diversos autores mencionan que en zonas plantadas con *Neltuma sp.* La DAp disminuyó (Kumar et al., 2021). Esto se relaciona con el gran potencial que tienen estas especies arbóreas para mejorar las propiedades físicas y químicas del suelo (Shiferaw et al., 2021). En este contexto, Villarino et al. (2017) mencionan que lo opuesto sucede en suelos originalmente ocupados por sabanas arboladas sometidos a un cambio de uso y cobertura hacia sistemas agrícolas.

4.3. DISTRIBUCIÓN VERTICAL DEL COS

En la Figura 10 se puede observar la variación vertical de la concentración del COS (g kg⁻¹) en el estrato denso, la cual oscila entre los 18 y 55 g kg⁻¹, disminuyendo a medida que aumenta la profundidad del perfil.

Figura 10

Distribución vertical de la concentración de COS bajo el estrato denso



El contenido de COS de los primeros 5 cm, en relación al resto del perfil, es significativamente superior. Esto se relaciona con la mayor incorporación y descomposición de la materia orgánica en los primeros cm del suelo debido a la

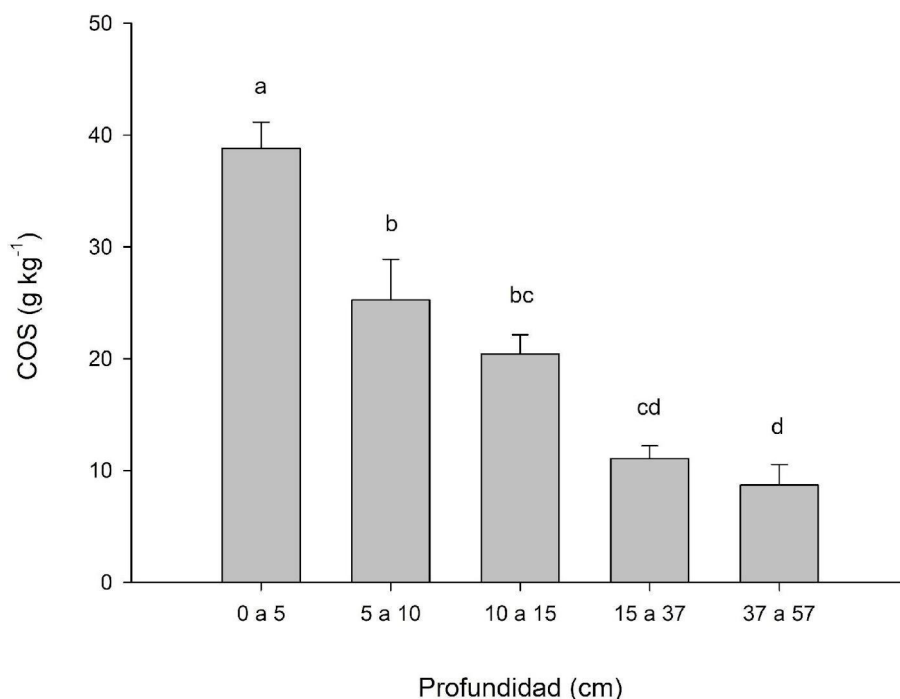
abundancia de microorganismos, disponibilidad de oxígeno y los cambios más pronunciados de temperatura que favorecen una mayor actividad microbiana (Weil & Brady, 2016). Además, según Tyrrell et al. (2009), el mayor contenido de COS en los primeros cm del perfil, se le puede atribuir a la forma en que se incorpora el C en suelos bajo coberturas de bosques, dado que, ésta se da principalmente mediante la descomposición de hojarasca, ramas, corteza, raíces y exudados radiculares. A su vez, el COS es mayor en coberturas donde la biomasa de raíces es sensiblemente mayor (Weil & Brady, 2016), disponibilidad que se incrementa en las coberturas de bosques (Guo & Gifford, 2002). En relación a esto, Chen et al. (2005) observaron que la cobertura del suelo afecta el contenido de COS, siendo mayor en suelos forestales en comparación a suelos agrícolas debido a la mayor producción de hojarasca y menor perturbación del suelo. De esta manera, en la zona más superficial del suelo se da la mayor incorporación del material vegetal por mayor disponibilidad y degradación. En un estudio realizado por Almendros et al. (2005), constataron que, en un sitio de sabanas arboladas sin perturbación, en un área húmeda y con alta densidad de árboles medianos, se produjo una mayor acumulación de COS, concentrándose en los 10 cm superiores con valores de 40,20 g kg⁻¹, que se asemejan a lo observado en el presente trabajo, que fue 42,76 g kg⁻¹ en los primeros 10 cm de suelo. También en este trabajo, se observó que, a partir de los 5 cm, la concentración de COS decrece hasta aproximadamente la mitad, lo que coincide con lo reportado por Yusuf et al. (2015), que observaron que la concentración de COS disminuye a medida que se incrementa la profundidad del perfil. Esto se relaciona con lo mencionado anteriormente sobre la disponibilidad de biomasa para ser convertida en COS, ya que se encuentra en mayor medida en los primeros centímetros de suelo, lo que hace que la concentración de COS sea mayor en dicha porción del suelo.

En el estrato ralo, al igual que en el estrato denso, la concentración de COS disminuye a medida que aumenta la profundidad del suelo (Figura 11). Se puede observar que hay diferencias significativas en la concentración de COS en los primeros centímetros, cayendo de forma gradual con la profundidad. La concentración de COS bajo esta cobertura es menor que la registrada para el estrato denso, ubicándose en un rango promedio de entre 9 g kg⁻¹ y 39 g kg⁻¹. Esta diferencia se puede explicar por la menor producción de biomasa en suelos sódicos y, por lo tanto, una menor incorporación de COS (Wong et al., 2010). El alto contenido de sodio, es una limitante en la cantidad de especies que pueden crecer y desarrollarse en estos suelos, debido a que muchas especies no toleran dicho exceso (Weil & Brady, 2016), esto se traduce en una menor incorporación de biomasa. Los valores observados son similares a los

encontrados por Almendros et al. (2005), para un sitio sin perturbación de sabanas arboladas, los cuales oscilaron de entre 8,6 a 40,2 g kg⁻¹, en los primeros 10 cm, disminuyendo con la profundidad del perfil.

Figura 11

Distribución vertical de la concentración de COS bajo el estrato ralo



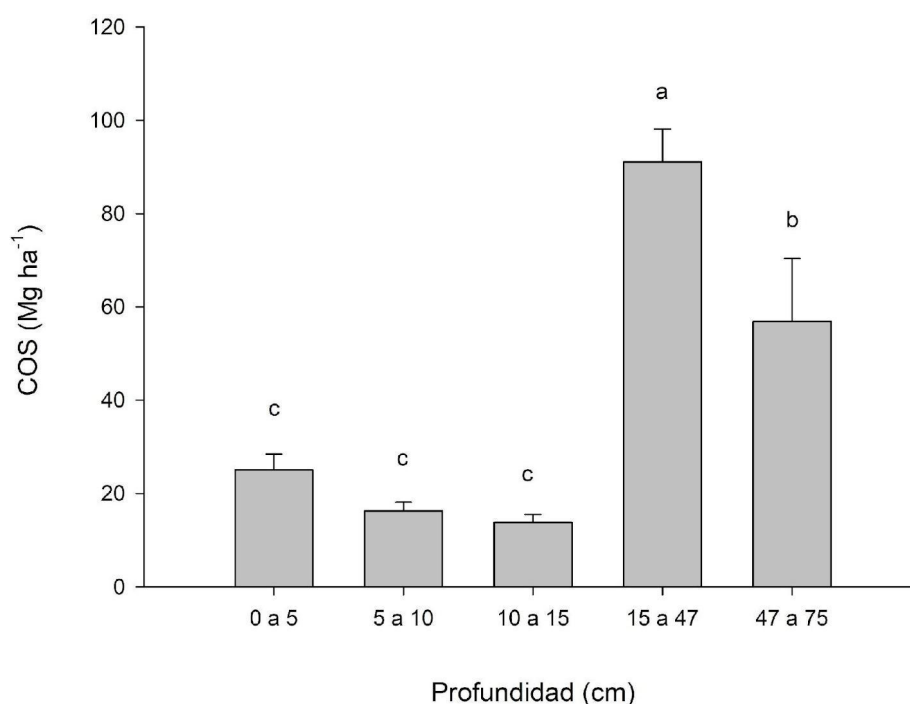
La concentración de COS es similar a los datos obtenidos por Villarino et al. (2017), en los primeros 30 cm de un suelo de características y cobertura similares, que presentaba 22,6 g kg⁻¹, y en el presente trabajo para la misma profundidad se estima un promedio de 19,7 g kg⁻¹. Es importante destacar, como ya se mencionó, que hay determinadas especies, como *Neluma sp* que son tolerantes a la salinidad, por lo que en suelos salinos donde la proporción de éstas sea mayor, se espera que también se incremente la disponibilidad de biomasa para transformarse en COS, en comparación a suelos salinos donde no predominen estas especies (Kumar et al., 2021; Wong et al., 2010). En relación a esto, autores como Garg (1998) destacan la importancia del género *Neluma* para la rehabilitación de suelos sódicos, ya que aumentan el secuestro de COS (Datta et al., 2019; Kumar et al., 2021).

4.4. DISTRIBUCIÓN VERTICAL DEL STOCK DE COS

En cuanto al stock de COS del estrato denso, se puede observar que, en los intervalos de 0 a 15 cm de profundidad del suelo, el registro oscila entre 15 y 25 Mg ha^{-1} no existiendo diferencias significativas entre ellos (Figura 12).

Figura 12

Distribución vertical del stock de COS bajo el estrato denso



Si consideramos el nivel de profundidad entre 15 y 47 cm, se da un incremento significativo con respecto al contenido de COS en el nivel de 10 a 15, pasando de alrededor de 20 Mg ha^{-1} , a valores de 90 Mg ha^{-1} , para luego disminuir significativamente a valores cercanos a 60 Mg ha^{-1} (47 a 75 cm de profundidad). En total, el stock de COS para los primeros 15 cm es de 55 Mg ha^{-1} , y para todo el perfil asciende a 204 Mg ha^{-1} . Stolpe et al. (2008), midieron el stock de COS para los primeros 20 cm del perfil, de un suelo bien conservado en sabanas del Espinal chileno, y el valor fue de 44,5 Mg ha^{-1} , siendo menor a 67,7 Mg ha^{-1} que fue lo que se midió en este trabajo. Por otro lado, Conti et al. (2014), encontraron que el stock de COS en bosques de tipo chaqueño se incrementa con la profundidad del perfil, pero luego decrece el contenido en las capas más profundas, lo que coincide con lo observado en el presente trabajo, si tenemos en cuenta el contenido total del horizonte A, es decir los primeros 15 cm, que presentan un contenido de 55 Mg ha^{-1} . En relación al stock total del perfil, a partir de un estudio

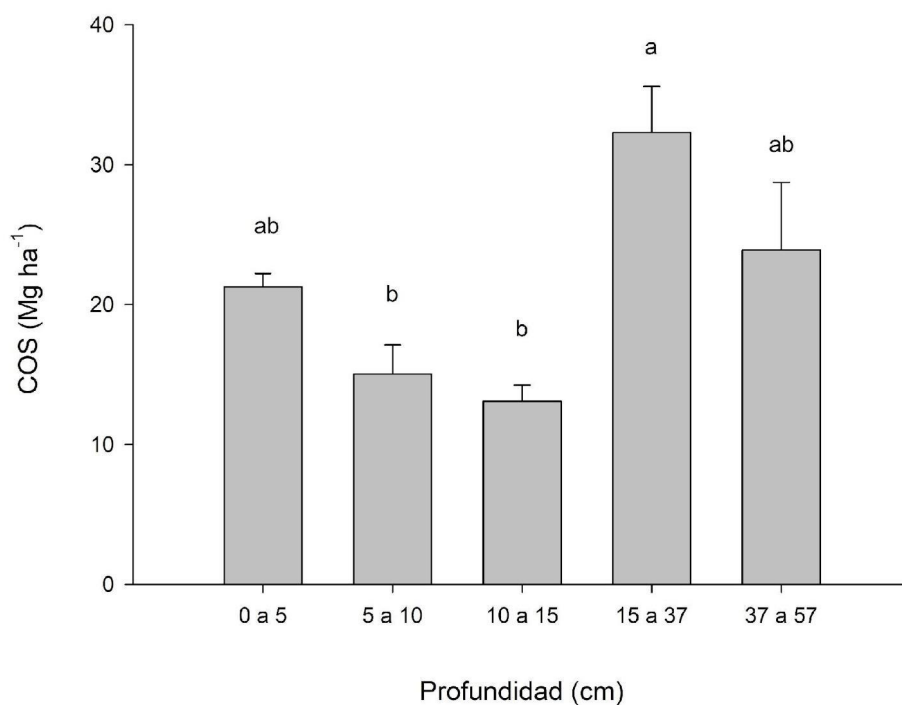
realizado por Castellano et al. (2022), sobre las sabanas arboladas sudamericanas, en un suelo con condiciones similares, para 1 m de profundidad se observó que el stock total de COS alcanzó 160 Mg ha^{-1} . Por otra parte, Tonucci et al. (2011), reportan que en un bosque nativo del cerrado de Minas Gerais (Brasil), se encontraron valores mayores, estimando un stock de COS de 414 Mg ha^{-1} , para el primer metro de profundidad de suelo. También en el cerrado brasileño, para la misma profundidad, en una revisión de Batlle-Bayer et al. (2010), mencionan valores de stock de COS en un rango de 123 y 209 Mg ha^{-1} .

El stock de COS del estrato ralo, presenta menor cantidad de COS en el perfil de suelo, si se compara con el estrato denso (Figura 13). En este perfil el stock de COS es reducido, alcanzando un valor de 106 Mg ha^{-1} . En la región del Chaco argentino, Villarino et al. (2017) estimaron el stock de COS en 114 Mg ha^{-1} en coberturas de sabanas arboladas subtropicales similares sobre suelos de características semejantes para el primer metro de profundidad. Por su parte, dicho trabajo muestra que el COS secuestrado en este tipo de suelos es muy susceptible a los cambios de cobertura y uso de los mismos, lo que está asociado a las características físicas y químicas de este tipo de suelos (Villarino et al., 2017; Wong et al., 2010), ya que presentan una estructura menos estable y baja permeabilidad, lo que puede incrementar el riesgo de erosión del suelo (Taboada & Lavado, 2009; Weil & Brady, 2016).

En este contexto, si se considera una situación hipotética de corta en ambos estratos, es esperable una reducción del COS. Esto se debe al menor aporte de biomasa, una mayor degradación de la materia orgánica (por aumento de la temperatura), mayor exposición a factores erosivos y una reducción de la actividad biológica de organismos que son fuente de aporte y conservación de materia orgánica (Don et al., 2011). Esto se intensifica en el estrato ralo por su mayor susceptibilidad a la degradación, explicada por la menor actividad microbiana, la menor agregación del suelo lo que reduce su estabilidad física y química, y la presencia de iones Na que limitan el crecimiento de los vegetales (Wong et al., 2010).

Figura 13

Distribución vertical del stock de COS bajo el estrato ralo



4.4.1. Comparación del stock de COS entre estratos

Para comparar los estratos relevados se realizaron intervalos de confianza para los primeros 15 cm de suelo de cada estrato, así como de 0 a 57 cm. Los resultados obtenidos fueron los siguientes:

- IC para 0- 15 cm:

Estrato denso: Media: 56 Mg ha⁻¹ (LI 42; LS 70).

Estrato ralo: Media: 50 Mg ha⁻¹ (LI 39; LS 60).

- IC para 0 - 57 cm:

Estrato denso: Media: 192 Mg ha⁻¹ (LI 139; LS 244)

Estrato ralo: Media: 106 Mg ha⁻¹ (LI 76; LS 135)

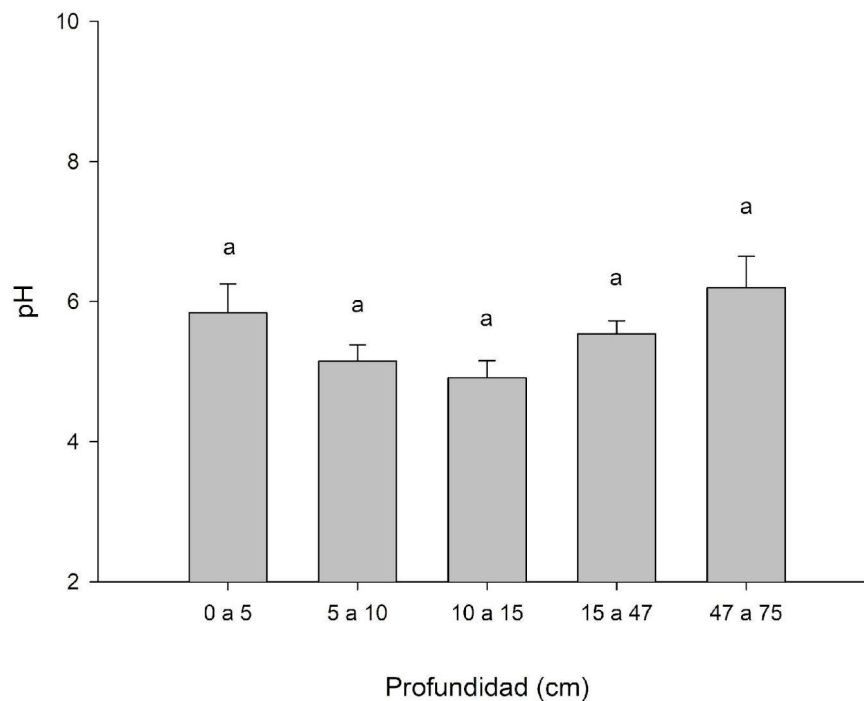
Con un 95% de confianza se puede decir que los estratos analizados no son diferentes con respecto al stock de COS para los primeros 15 cm de suelo, pero sí presentan diferencia con respecto al stock de COS en 0 - 57 cm.

4.5. VARIACIÓN VERTICAL DEL PH DEL SUELO

En el estrato denso, según lo que se puede observar en la Figura 14, no presenta diferencias significativas en las distintas profundidades del perfil. A su vez, se puede ver que el pH desciende, aunque no significativamente, a medida que se incrementa la profundidad del horizonte A, esto coincide con los resultados obtenidos por Tonucci et al. (2011) en bosques del cerrado de Brasil. El pH promedio de los primeros 15 cm corresponde a 5,31 y a partir del horizonte Bt₁, hasta los 75 cm es de 5,86.

Figura 14

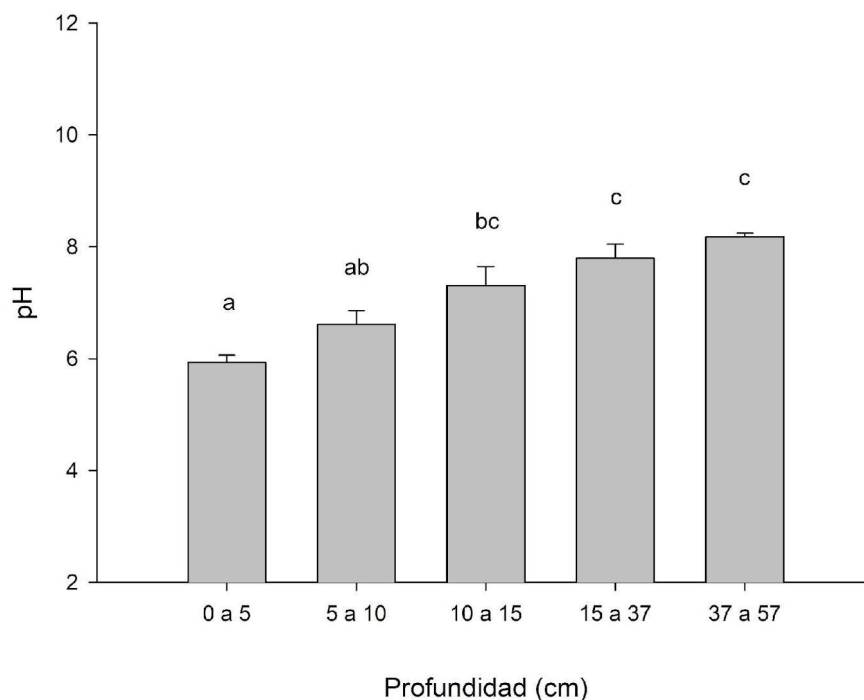
Variación de pH del suelo bajo el estrato denso



El pH del estrato ralo (Figura 15), presenta diferencias significativas según la profundidad, aumentando con el incremento de dicha variable. Se puede decir que hay diferencias entre los primeros 5 cm del perfil y el horizonte B, es decir a partir de los 15 cm, pero no hay diferencias entre la porción 5 a 10 cm y 10 a 15 cm. En promedio, los datos observados fueron de un pH de 6,63 en los primeros 15 cm, y 8,2 en el horizonte Bt_n de los 37 a 57 cm de profundidad.

Figura 15

Variación de pH del suelo bajo el estrato ralo



Los datos observados, son similares a los reportados por Villarino et al. (2017), en un trabajo realizado en un suelo sódico del Chaco argentino, donde el pH en los primeros 30 cm de suelo fue de 6,9. También coinciden, aunque son un poco inferiores, a los reportados por Datta et al. (2015), que realizaron un estudio en suelos sódicos de India, y el pH de un suelo donde la vegetación arbórea predominante era de *Neltuma alba*, fue de 7,17 para los primeros 20 cm, y alrededor de 7,9 entre los 20 y 60 cm.

En este contexto, Kumar et al. (2014) reportan que el pH en los primeros cm de un suelo salino bajo una cobertura boscosa es menor, debido a la mayor acumulación de materia orgánica a través de la hojarasca y restos de raíces, que al descomponerse liberan ácidos débiles, y junto al agua del suelo, las sales son lixiviadas a capas más profundas.

En este tipo de suelos, el sodio intercambiable afecta negativamente la capacidad de retener cationes y de neutralizar ácidos al reemplazar a cationes como el calcio y el magnesio en los sitios de intercambio catiónico, lo que puede implicar un aumento de pH del suelo, a su vez, este aumento se da porque el sodio intercambiable presenta mayor efecto alcalinizante que otros cationes como el calcio, ya que es más

soluble en agua, por lo que la disolución de las sales es más rápida, y se liberan más rápido los OH^- (Weil & Brady, 2016).

Además, la presencia de sales solubles en el suelo, aumenta el potencial osmótico de éste, generando una disminución del agua disponible para las plantas (Taboada & Lavado, 2009).

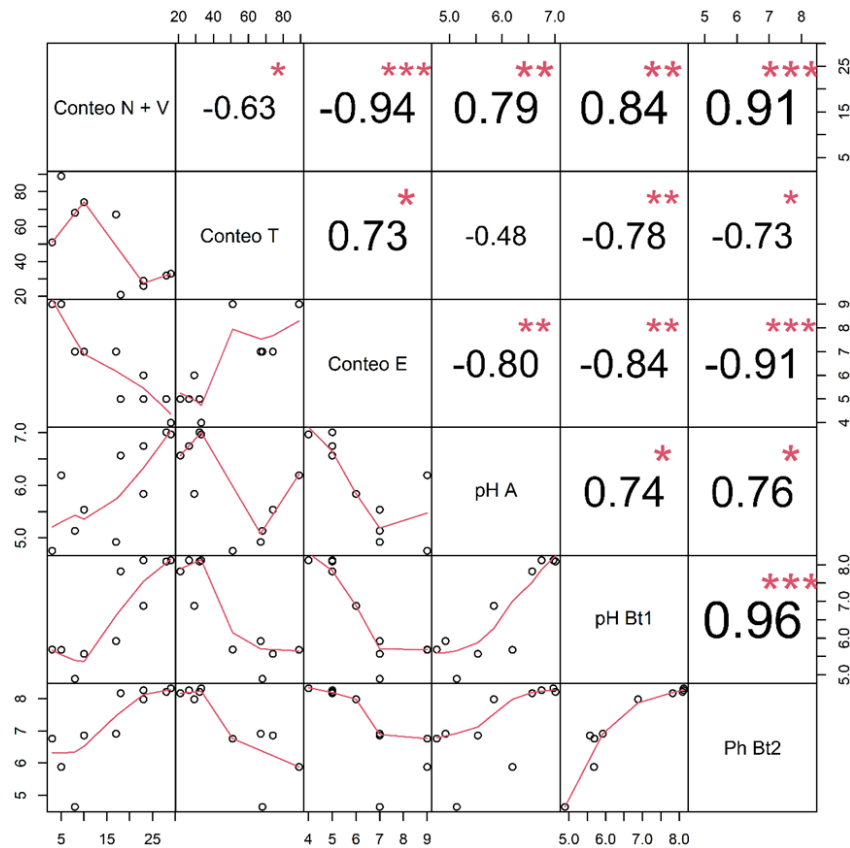
Por otra parte, el sodio adsorbido provoca hinchamiento de las partículas de suelo, por lo que las arcillas sódicas desarrollan grandes presiones dentro de los agregados, lo que debilita la unión entre las partículas y se dispersan (Taboada & Lavado, 2009). Además, según Datta et al. (2019) esta dispersión provoca obstrucción de los poros del suelo, reduciendo la permeabilidad y provocando anegamiento.

4.5.1. pH del suelo y adaptabilidad de las especies

Al considerar la cantidad de individuos pertenecientes a especies de los géneros *Neltuma* y *Vachellia* en relación al pH del suelo, se observa que tienen una relación positiva y significativa (Figura 16). Esto indica que dichas especies son más frecuentes en sitios donde el pH de suelo es relativamente elevado.

Figura 16

Correlación entre conteo de especies de *Neltuma* y *Vachellia*, conteo total, y pH del suelo



En general, elevadas concentraciones de sales en el suelo dificultan la extracción de agua por parte de las raíces, la conductancia estomática y pueden causar toxicidad (Munns & Tester, 2008). De esta forma el exceso de sodio genera una menor producción de biomasa aérea y subterránea, afectando más a una u otra especie (Taboada & Lavado, 2009). Esto podría explicar las relaciones negativas verificadas entre el conteo de individuos totales y el pH del horizonte B_t. No obstante, en el caso de las especies adaptadas, las mismas reducen el efecto problemático de la salinidad de los suelos, mejorando sus propiedades fisicoquímicas (Shiferaw et al., 2021). Son utilizadas para rehabilitar suelos salinos, ya que debido a su capacidad de adaptación y de prosperar en estos ambientes restrictivos, mejoran la estructura, el aporte de nutrientes y reducen el riesgo de erosión (Lan et al., 2022). Kumar et al. (2021) reportan que especies del género *Neltuma* mejoran los suelos afectados por la salinidad, al disminuir significativamente el pH, la conductividad eléctrica, y aumentar el COS. Esto se relaciona con la capacidad de exploración radicular y plasticidad de dichas especies, lo

que redundan en su mayor tolerancia a los efectos salinos (Villagra et al., 2011). Según Kumar et al. (2021), tanto los productos de descomposición (azúcares, ácidos orgánicos solubles, aminoácidos, etc) como los exudados radiculares pueden favorecer la disolución y translocación del sodio, aumentando el secuestro de COS.

4.6. SÍNTESIS DE VARIABILIDAD ENTRE LOS ESTRATOS

Según los resultados presentados, se puede decir que hay una marcada diferencia entre los dos estratos, en cuanto a las variables evaluadas asociadas al suelo, que para ambos fueron: concentración de COS (g kg^{-1}), DAp (g cm^{-3}), stock de COS (Mg ha^{-1}), y pH.

Las diferencias se explican principalmente por el contenido de sodio, que condiciona las especies que van a crecer en la zona donde haya un exceso de salinidad (Taboada & Lavado, 2009). A su vez, el crecimiento herbáceo y arbóreo determina la cantidad de biomasa que pueda quedar disponible en la superficie, para luego incorporarse al suelo como MOS, y convertirse en COS (Weil & Brady, 2016). Esta incorporación mejora las propiedades físicas del suelo, como la DAp, por lo que, si el contenido de MOS es menor, habrá una mayor compactación y la DAp en los primeros cm de suelo aumenta, y más aún si existe pisoteo de animales (Zhou et al., 2017).

Pero es importante mencionar, que existen algunas especies tolerantes a la salinidad, como *Neltuma sp.*, las cuales tienen la capacidad de mejorar las propiedades físicas y químicas del suelo (Kumar et al., 2021; Shiferaw et al., 2021). Esto se relaciona a que pueden crecer y desarrollarse sin limitaciones, y por ende aumentar la biomasa que queda disponible en la superficie del suelo, para convertirse en COS (Datta et al., 2019; Garg, 1998; Kumar et al., 2018). Además, como se mencionó anteriormente, Kumar et al. (2014) reportan que en suelos salinos donde se plantan especies de este género también se ve modificado el pH, tornando el suelo menos alcalino.

En este contexto, se puede mencionar el valor de pH como otra gran diferencia observada entre los dos estratos evaluados. Ya que se observó que en el estrato denso el pH es menor y esto tiene una incidencia positiva en el contenido de COS del suelo, tanto en la concentración, como en el stock, siendo mayores si se compara con los valores del estrato ralo. Esto se debe a la mayor diversidad y abundancia de especies, lo que resulta en una mayor proporción de biomasa, tanto aérea como subterránea.

5. CONCLUSIONES

A partir de los datos presentados en este trabajo, se pudo caracterizar dos estratos con suelos y vegetación diferentes, de un bosque de Parque de Uruguay, lo cual es de gran importancia ya que son datos que aún no fueron reportados en el país. Además, los mismos son relevantes a la hora de realizar inventarios de C en bosques nativos del Uruguay.

Podemos decir que el bosque parque actúa como sumidero de C, porque se evidenciaron datos semejantes a los reportados en bosques de condiciones similares. Por este motivo es fundamental el rol que cumplen las áreas protegidas como sumideros de carbono.

Analizando los dos estratos, en ambos se visualiza una disminución del COS a medida que aumenta la profundidad. Sin embargo, el estrato denso, desarrollado sobre un Brunosol Subéutrico Típico, muestra un mayor contenido, en comparación al estrato ralo, desarrollado sobre un Solonetz, por lo que se puede decir que las características edáficas influyen indirectamente en el COS, ya que determinan las características de la biomasa que crece, y luego se incorpora al suelo como MOS. En este caso, la principal diferencia entre los suelos, es el contenido de Na, por lo que la vegetación predominante y la cantidad de biomasa que crece en cada estrato, es diferente.

También se puede afirmar que el contenido de Na incrementa el pH, y esto determina que en el estrato ralo se observe una relación positiva y significativa entre el pH y la cantidad de individuos (conteo total y número de especies) pertenecientes a los géneros *Neltuma* y *Vachellia*, indicando que son más frecuentes donde el pH es mayor.

6. BIBLIOGRAFÍA

- Achkar, M., Brazeiro, A., & Bartesaghi, L. (2015). Evaluación de las principales presiones y amenazas a la biodiversidad de Uruguay. En A. Brazeiro (Ed.), *Eco-Regiones de Uruguay: Biodiversidad, presiones y conservación: Aportes a la Estrategia Nacional de Biodiversidad* (pp. 70-85). Facultad de Ciencias; CIEDUR; VS-Uruguay; SZU.
- Allen, D. E., Singh, B. P., & Dalal, R. C. (2011). Soil health indicators under climate change: A review of current knowledge. En B. P. Singh, A. L. Cowie, & K. Y. Chan (Eds.), *Soil health and climate change* (pp. 25-45). Springer.
- Almendros, G., Zancada, M.-C., & Pardo, M.-T. (2005). Land use and soil carbon accumulation patterns in South African savanna ecosystems. *Biology and Fertility of Soils*, 41(3), 173-181. <https://doi.org/10.1007/s00374-004-0823-6>
- Altamirano, A., Da Silva, H., Duran, A., Echevarría, A., Panario, D., & Puentes, R. (1976). *Carta de reconocimiento de suelos del Uruguay: Vol. 1 Clasificación de suelos*. MAP.
- Battle-Bayer, L., Batjes, N. H., & Bindraban, P. S. (2010). Changes in organic carbon stocks upon land use conversion in the Brazilian Cerrado: A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 137(1-2), 47-58. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.02.003>
- Bentancourt, A. (2021). *Evaluación del riesgo de los principales ecosistemas boscosos de Uruguay* [Tesis de maestría, Universidad de la República]. Colibri. <https://www.colibri.udelar.edu.uy/jspui/bitstream/20.500.12008/30646/1/uy24-20211.pdf>
- Bóffano, A., Boscana, M., & Martínez, G. (2022). *Manejo del bosque nativo en Uruguay: Una visión institucional*. INIA

- Boggiano, P. (2010, 10 de junio). *Pasturas del monte de parque en el litoral oeste*. Grupo Guayubira. <http://guayubira.org.uy/monte/seminario2010/Boggiano-pasturas.pdf>
- Bonan, G. B. (2008). Forests and climate change: Forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. *Science*, 320(5882), 1444-1449.
<https://doi.org/10.1126/science.1155121>
- Bond, W. J. (2008). What limits trees in C₄ grasslands and savannas? *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 39(1), 641-659.
<https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.39.110707.173411>
- Brazeiro, A. (2018). Bosques de Uruguay: Necesidades de investigación para la gestión sustentable y conservación. En A. Brazeiro (Ed.), *Recientes avances en investigación para la gestión y conservación del bosque nativo de Uruguay* (pp. 12-16). Universidad de la República; MGAP.
- Brazeiro A., Achkar, M., Toranza, C., & Bartesaghi, L. (2020). Agricultural expansion in Uruguayan grasslands and priority areas for vertebrate and woody plant conservation. *Ecology and Society*, 25(1), Artículo e15.
<https://doi.org/10.5751/ES-11360-250115>
- Brazeiro, A., Bentancourt, A., & Haretche F. (2020). Bosques nativos de Uruguay: Distribución, diversidad y propuesta de clasificación. *PLANTAE*, 3, 18-34.
- Brussa, C. A., & Grela, I. A. (2007). *Flora arbórea del Uruguay: Con énfasis en las especies de Rivera y Tacuarembó*. COFUSA.

- Busch, J., & Grantham, H. (2013). Parks vs. payments: Reconciling divergent strategies for addressing biodiversity loss and climate change from tropical deforestation. *Environmental Research Letters*, 8(3), Artículo e034028. <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/8/3/034028>
- Cabrera, A. L., & Willink, A. (1973). *Biogeografía de América Latina*. OEA.
- Cambardella, C. A., & Elliott, E. T. (1992). Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Science Society of America Journal*, 56(3), 777-783. <https://doi.org/10.2136/sssaj1992.03615995005600030017x>
- Campbell, E. E., & Paustian, K. (2015). Current developments in soil organic matter modeling and the expansion of model applications: A review. *Environmental Research Letters*, 10(12), Artículo e123004. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/12/123004>
- Castaña, J. P., Giménez, A., Ceroni, M., Furest, A., & Aunchayna, R. (2011). *Caracterización Agroclimática del Uruguay 1980-2009*. INIA
- Castellano, G. R., Santos, L. A., & Menegário, A. A. (2022). Carbon soil storage and technologies to increase soil carbon stocks in the South American Savanna. *Sustainability*, 14(9), Artículo e5571. <https://doi.org/10.3390/su14095571>
- Chen, X., Hutley, L. B., & Eamus, D. (2005). Soil organic carbon content at a range of north Australian tropical savannas with contrasting site histories. *Plant and Soil*, 268(1), 161-171. <https://doi.org/10.1007/s11104-004-0249-9>
- Ciesla, W. M. (1996). *Cambio climático, bosques y ordenación forestal: Una visión de conjunto*. FAO.

- Conti, G., Pérez-Harguindeguy, N., Quètier, F., Gorné, L. D., Jaureguiberry, P., Bertone, G. A., Enrico, L., Cuchiatti, A., & Díaz, S. (2014). Large changes in carbon storage under different land-use regimes in subtropical seasonally dry forests of southern South America. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 197, 68-76. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.07.025>
- Datta, A., Basak, N., Chaudhari, S. K., & Sharma, D. K. (2015). Soil properties and organic carbon distribution under different land uses in reclaimed sodic soils of North-West India. *Geoderma Regional*, 4, 134-146. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2015.01.006>
- Datta, A., Setia, R., Barman, A., Guo, Y., & Basak, N. (2019). Carbon dynamics in salt-affected soils. En J. Chander Dagar, R. Kumar Yadav, & P. Chander Sharma (Eds.), *Research Developments in Saline Agriculture* (pp. 369-389). Springer.
- Delgado, S., & Nebel, J. P. (2014). *Manual de manejo del bosque nativo*. MGAP.
- Dintwe, K., & Okin, G. S. (2018). Soil organic carbon in savannas decreases with anthropogenic climate change. *Geoderma*, 309, 7-16. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.08.030>
- Dirección General de Recursos Naturales. (s.f.). *Coneat, carta de suelos y cartografía de campo natural*. MGAP. <http://dgrn.mgap.gub.uy/js/visores/dgrn/>
- Dirección General Forestal. (2018). [Resultados Cartografía Forestal Nacional 2018]. MGAP. <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/sites/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/files/2020-02/superficie.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(4), 1658-1670. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02336.x>

Escudero, R., Brussa, C., & Grela, I. (2004). *Informe de consultoría: Subcomponente Bosque nativo: Compilación, sistematización y análisis de la información disponible publicada o en proceso, descripción de la situación actual y propuestas de intervención.*

<http://www.guayubira.org.uy/monte/DiagnosticoBosqueNativo.pdf>

Foth, H. D. (1990). *Fundamentals of soil science* (8th ed.). John Wiley & Sons.

García-Préchac, F., & Kaplán, A. (1974). *Evaluación de un método para determinar densidad aparente, macroporosidad y microporosidad en el suelo* [Trabajo final de grado]. Universidad de la República.

Garg, V. K. (1998). Interaction of tree crops with a sodic soil environment: potential for rehabilitation of degraded environments. *Land Degradation and Development*, 9(1), 81-93 [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-145X\(199801/02\)9:1%3C81::AID-LDR267%3E3.0.CO;2-R](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-145X(199801/02)9:1%3C81::AID-LDR267%3E3.0.CO;2-R)

Ghisolfi, E. (2011). *Contenidos de materia orgánica: Relación con la fertilidad del suelo en siembra directa*. Eduvim.

Google (2023a). [Nuevo Berlín, Rio Negro, Uruguay. Mapa]. Recuperado el 01 de noviembre de 2023, de https://earth.google.com/web/search/esteros+y+algarrobales+rio+negro/@-32.90785579,-58.04729163,5.67014682a,30117.29153185d,35y,0h,0t,0r/data=CigiJgokCZWdtcJlezRAEZWdtcJlezTAGbfq_dgKDUTAlb9Kv_w4x2HAOgMKATA

Google (2023b). [Nuevo Berlín, Rio Negro, Uruguay. Mapa]. Recuperado el 16 de abril de 2024, de

https://earth.google.com/web/search/esteros+y+algarrobales+rio+negro/@-32.90465798,-58.01976523,29.10516543a,13403.0086548d,35y,0h,0t,0r/data=CigiJgokCZWdtcJlezRAEZWdtcJlezTAGbfq_dgKDUTA1b9Kv_w4x2HAOgMKATA

Gower, S. T. (2003). Patterns and mechanisms of the forest carbon cycle. *Annual Review of Environment and Resources*, 28(1), 169-204.

<https://doi.org/10.1146/annurev.energy.28.050302.105515>

Grace, J., José, J. S., Meir, P., Miranda, H. S., & Montes, R. A. (2006). Productivity and carbon fluxes of tropical savannas. *Journal of Biogeography*, 33(3), 387-400.

<https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01448.x>

Grela, I. (2004). *Geografía florística de las especies arbóreas de Uruguay: Propuesta para la delimitación de dendrofloras* [Tesis de maestría, Ministerio de Educación y Cultura, Universidad de la República]. Grupo Guayubira.

<http://www.guayubira.org.uy/monte/seminario/ponencias/TesisGrela.pdf>

Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. (2007). *Cambio Climático 2007: Informe de síntesis*. OMM; PNUMA.

https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/ar4_syr_sp.pdf

Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. (2013). *Cambio Climático 2013: Bases físicas*. OMM; PNUMA.

https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/03/WG1AR5_SummaryVolume_FINAL_SPANISH.pdf

Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. (2014). *Cambio Climático 2014: Informe de síntesis*. OMM; PNUMA.

https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/SYR_AR5_FINAL_full_es.pdf

Guo, L. B., & Gifford, R. M. (2002). Soil carbon stocks and land use change: A meta analysis. *Global Change Biology*, 8(4), 345-360. <https://doi.org/10.1046/j.1354-1013.2002.00486.x>

Hansen, M. C., Potapov, P. V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S. A., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S. V., Goetz, S. J., Loveland, T. R., Kommareddy, A., Egorov, A., Chini, L., Justice, C. O., & Townshend, J. R. G. (2013). High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science*, 342(6160), 850-853. <https://doi.org/10.1126/science.1244693>

Hillel, D. (2003). *Introduction to environmental soil physics*. Elsevier.

Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria. (s.f.). *Banco datos agroclimático*.

<http://www.inia.uy/gras/Clima/Banco-datos-agroclimatico>

Isaac, R. A., & Kerber, J. D. (1971). Atomic absorption and flame photometry: Techniques and uses in soil, plant, and water analysis. En L. M. Walsh (Ed.), *Instrumental methods for analysis of soils and plant tissue* (pp. 17-37). Soil Science Society of America.

<https://doi.org/10.2136/1971.instrumentalmethods.c2>

Kaplán, A., Labella, S., Rucks, L., & Durán, A. (2015). *Manual para la descripción e interpretación del perfil del suelo*. Facultad de Agronomía.

- Kumar, P., Chaudhari, S. K., Mishra, A. K., Singh, K., Rai, P., Singh, R., & Sharma, D. K. (2014). Labile carbon dynamics and soil amelioration in six-year old Eucalyptus tereticornis plantation in sodic soils. *Journal of Soil Salinity and Water Quality*, 6(2), 91-95.
- Kumar, P., Mishra, A. K., Chaudhari, S. K., Basak, N., Rai, P., Singh, K., Singh, R., Pandey, C. B., & Sharma, D. K. (2018). Carbon pools and nutrient dynamics under Eucalyptus-based agroforestry system in semi-arid region of North-West India. *Journal of the Indian Society of Soil Science*, 66(2), 188-199.
<https://doi.org/10.5958/0974-0228.2018.00024.5>
- Kumar, P., Mishra, A. K., Chaudhari, S. K., Singh, R., Pandey, C. B., Yadav, R. K., & Sharma, D. K. (2021). Different prosopis species influence sodic soil ecology by favouring carbon build-up and reclamation in North-West India. *Tropical Ecology*, 62(1), 71-81. <https://doi.org/10.1007/s42965-020-00126-1>
- Lal, R. (2005). Forest soils and carbon sequestration. *Forest Ecology and Management*, 220(1-3), 242-258. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.08.015>
- Lal, R. (2010). Carbon sequestration in saline soils. *Journal of Soil Salinity Water Quality*, 1, 30-40.
- Lan, Z., Huiliang, L., Hongxiang, Z., Yanfeng, C., Lingwei, Z., Kudusi, K., Taxmamat, D., & Yuanming, Z. (2022). Potential distribution of three types of ephemeral plants under climate changes. *Frontiers in Plant Science*, 13, Artículo e1035684. <https://doi.org/10.3389/fpls.2022.1035684>
- Leßmeister, A., Bernhardt-Römermann, M., Schumann, K., Thiombiano, A., Wittig, R., & Hahn, K. (2019). Vegetation changes over the past two decades in a West African savanna ecosystem. *Applied Vegetation Science*, 22(2), 230-242.
<https://doi.org/10.1111/avsc.12428>

Ley N°15.939: *Ley Forestal: Fondo Forestal: Recursos Naturales*. (1988). IMPO.

<https://www.impo.com.uy/bases/leyes/15939-1987>

Liu, Y. Y., Van Dijk, A. I. J. M., De Jeu, R. A. M., Canadell, J. G., McCabe, M. F., Evans, J. P., & Wang, G. (2015). Recent reversal in loss of global terrestrial biomass. *Nature Climate Change*, 5(5), 470-474.

<https://doi.org/10.1038/nclimate2581>

Lorenz, K., & Lal, R. (2009). *Carbon sequestration in forest ecosystems*. Springer.

<http://dx.doi.org/10.1007/978-90-481-3266-9>

Martínez, J., & Fernández Bremauntz, A. (2004). *Cambio climático: Una visión desde México*. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales; Instituto Nacional de Ecología.

Martínez-Mena, M., Alvarez Rogel, J., Castillo, V., & Albaladejo, J. (2002). Organic carbon and nitrogen losses influenced by vegetation removal in a semiarid mediterranean soil. *Biogeochemistry*, 61(3), 309-321.

<https://doi.org/10.1023/a:1020257208048>

McKinley, D. C., Ryan, M. G., Birdsey, R. A., Giardina, C. P., Harmon, M. E., Heath, L. S., Houghton, R. A., Jackson, R. B., Morrison, J. F., Murray, B. C., Pataki, D. E., & Skog, K. E. (2011). A synthesis of current knowledge on forests and carbon storage in the United States. *Ecological Applications*, 21(6), 1902-1924.

<https://doi.org/10.1890/10-0697.1>

Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. (2018). *Estrategia Nacional de Bosque Nativo*. [https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-](https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/sites/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/files/documentos/publicaciones/estrategia_nacional_de_bosque_nativo.pdf)

[pesca/sites/ministerio-ganaderia-agricultura-](https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/sites/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/files/documentos/publicaciones/estrategia_nacional_de_bosque_nativo.pdf)

[pesca/files/documentos/publicaciones/estrategia_nacional_de_bosque_nativo.p](https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/sites/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/files/documentos/publicaciones/estrategia_nacional_de_bosque_nativo.pdf)

[df](https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/sites/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/files/documentos/publicaciones/estrategia_nacional_de_bosque_nativo.pdf)

- Moore, C. E., Beringer, J., Evans, B., Hutley, L. B., McHugh, I., & Tapper, N. J. (2016). The contribution of trees and grasses to productivity of an Australian tropical savanna. *Biogeosciences*, 13(8), 2387-2403. <https://doi.org/10.5194/bg-13-2387-2016>
- Mosquera, S. L. P., Riaño, H. N. M., Arcila, P. J., & Ponce, D.C.A. (1999). Fotosíntesis, respiración y fotorrespiración en hojas de café *Coffea* sp. *Cenicafé*, 50(3), 215-221.
- Munns, R., & Tester, M. (2008). Mechanisms of salinity tolerance. *Annual Review of Plant Biology*, 59(1), 651-681.
- Muñoz, C., Ovalle, C., & Zagal, E. (2007). Distribución del carbono orgánico del suelo almacenado en el perfil de un Alfisol en ecosistemas Mediterráneos de Chile. *Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal*, 7, 15-27.
- Murty, D., Kirschbaum, M. U. F., Mcmurtrie, R. E., & Mcgilvray, H. (2002). Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen? A review of the literature. *Global Change Biology*, 8(2), 105-123. <https://doi.org/10.1046/j.1354-1013.2001.00459.x>
- Navarro, G. G., & Navarro, G. S. (2013). *Química agrícola: Química del suelo y de los nutrientes esenciales para las plantas*. Mundi-Prensa.
- Orellana-Rivadeneira, G., Sandoval-Solís, M. L., Linares-Fleites, G., García-Calderón, N. E., & Tamariz-Flores, J. (2012). Descripción de la dinámica de carbono en suelos forestales mediante un modelo de reservorios. *Avances en Ciencias e Ingeniería*, 3(1), 123-135.

- Pan, Y., Birdsey, R. A., Fang, J., Houghton, R., Kauppi, P. E., Kurz, W. A., Phillips, O. L., Shvidenko, A., Lewis, S. L., Canadell, J. G., Ciais, P., Jackson, R. B., Pacala, S. W., McGuire, A. D., Piao, S., Rautiainen, A., Sitch, S., & Hayes, D. (2011). A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science*, 333(6045), 988-993. <https://doi.org/10.1126/science.1201609>
- Pereira-Gómez, M., Ríos, C., Zabaleta, M., Lagurara, P., Galvalisi, U., Iccardi, P., Azziz, G., Battistoni, F., Platero, R., & Fabiano, E. (2020). Native legumes of the Farrapos protected area in Uruguay establish selective associations with rhizobia in their natural habitat. *Soil Biology & Biochemistry*, 148, Artículo e107854. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107854>
- Powelson, D. S., Gregory, P. J., Whalley, W. R., Quinton, J. N., Hopkins, D. W., Whitmore, A. P., Hirsch, P. R., & Goulding, K. W. T. (2011). Soil management in relation to sustainable agriculture and ecosystem services. *Food Policy*, 36(S1), S72-S87. <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2010.11.025>
- Ryu, Y., Baldocchi, D. D., Kobayashi, H., Van Ingen, C., Li, J., Black, T. A., Beringer, J., Van Gorsel, E., Knohl, A., Law, B. E., & Roupsard, O. (2011). Integration of MODIS land and atmosphere products with a coupled-process model to estimate gross primary productivity and evapotranspiration from 1 km to global scales. *Global Biogeochemical Cycles*, 25(4), Artículo GB4017. <https://doi.org/10.1029/2011gb004053>
- Shiferaw, W., Demissew, S., Bekele, T., Aynekulu, E., & Pitroff, W. (2021). Invasion of *Prosopis juliflora* and its effects on soil physicochemical properties in Afar region, Northeast Ethiopia. *International Soil and Water Conservation Research*, 9(4), 631-638. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2021.04.003>

- Sosa, B., & Brazeiro, A. (2010). Positive ecosystem engineering effects of the ant *Atta vollenweideri* on the shrub *Grabowskia duplicata*. *Journal of Vegetation Science*, 21(3), 597-605. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2010.01170.x>
- Stolpe, N., Muñoz, C., Zagal, E., & Ovalle, C. (2008). Modeling soil carbon storage in the "Espinal" agroecosystem of central Chile. *Arid Land Research Management*, 22(2), 148-158. <https://doi.org/10.1080/15324980801958042>
- Taboada, M. A., & Lavado, R. S. (Eds.). (2009). *Alteraciones de la fertilidad de los suelos: El halomorfismo, la acidez, el hidromorfismo y las inundaciones*. Universidad de Buenos Aires.
- Tonucci, R. G., Nair, P. K. R., Nair, V. D., Garcia, R., & Bernardino, F. S. (2011). Soil carbon storage in silvopasture and related land-use systems in the Brazilian cerrado. *Journal of Environmental Quality*, 40(3), 833-841. <https://doi.org/10.2134/jeq2010.0162>
- Tyrrell, M. L., Ashton, M. S., Spalding, D., & Gentry, B. (Eds.). (2009). *Forests and carbon: A synthesis of science, management, and policy for carbon sequestration in forests*. Yale University. <https://elischolar.library.yale.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1041&context=fes-pubs>
- Villagra, P. E., Giordano, C., Alvarez, J. A., Cavagnaro, J. B., Guevara, A., Sartor, C., Passera, C. B., & Greco, S. (2011). Ser planta en el desierto: Estrategias de uso de agua y resistencia al estrés hídrico en el Monte Central de Argentina. *Ecología austral*, 21(1), 29-42.

- Villarino, S. H., Studdert, G. A., Baldassini, P., Cendoya, M. G., Ciuffoli, L., Mastrángelo, M., & Piñeiro, G. (2017). Deforestation impacts on soil organic carbon stocks in the Semiarid Chaco Region, Argentina. *The Science of the Total Environment*, 575, 1056-1065.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.175>
- Walkley, A., & Black, I. A. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, 37(1), 29-38.
<https://doi.org/10.1097/00010694-193401000-00003>
- Warkentin, B. P. (1995). The changing concept of soil quality. *Journal of Soil and Water Conservation*, 50(3), 226-228.
- Weil, R. R., & Brady, N. C. (2016). *The nature and properties of soils* (15th ed.). Pearson.
- Wong, V. N. L., Greene, R. S. B., Dalal, R. C., & Murphy, B. W. (2010). Soil carbon dynamics in saline and sodic soils: A review. *Soil Use and Management*, 26(1), 2-11. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2009.00251.x>
- Yusuf, H. M., Treydte, A. C., & Sauerborn, J. (2015). Managing semi-arid rangelands for carbon storage: Grazing and woody encroachment effects on soil carbon and nitrogen. *PLoS One*, 10(10), Artículo e0109063.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0109063>
- Zhou, G., Zhou, X., He, Y., Shao, J., Hu, Z., Liu, R., Zhou, H., & Hosseinibai, S. (2017). Grazing intensity significantly affects belowground carbon and nitrogen cycling in grassland ecosystems: A metaanalysis. *Global Change Biology*, 23(3), 1167-1179. <https://doi.org/10.1111/gcb.13431>

7. ANEXOS

Anexo A. CARACTERIZACIÓN DE SUELOS BAJO LOS DOS ESTRATOS ARBÓREOS

Figura A1

Perfil modal del estrato denso

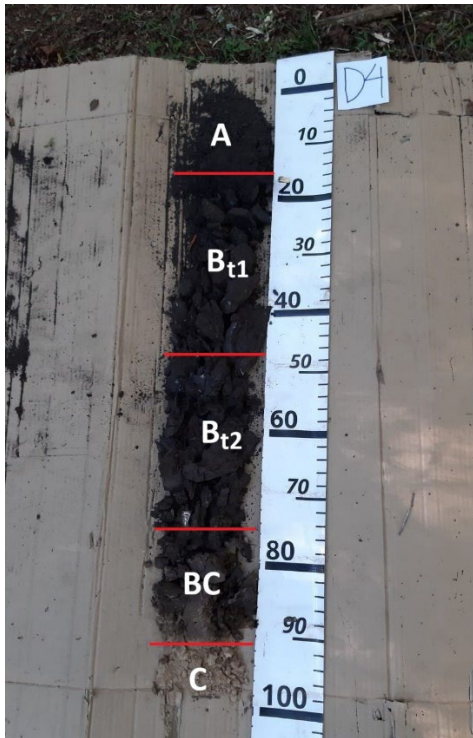
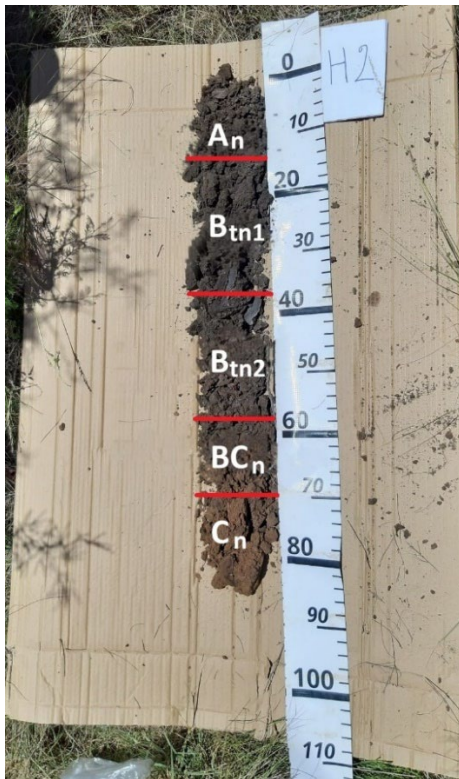


Figura A2*Perfil modal del estrato ralo***Tabla A1***Datos recabados a campo, del perfil modal del estrato denso***D4**

Horizonte	Espesor (cm)	Color	Textura	Observaciones
A	0-15	10YR3/2	Fal	Gravillas comunes pequeñas.
B _{t1}	15-47	10YR2/2	Al	Gravillas grandes 1cm, pocas.
B _{t2}	47-75	10YR3/1	Al	Gravillas grandes 1cm, pocas.
BC	75-93	7,5YR4/2	Fal	-
C	93+	10YR5/3	Fl a Fal	-

Tabla A2

Datos recabados a campo, del perfil modal del estrato ralo

H2

Horizonte	Espesor (cm)	Color	Textura	Observaciones
A _n	0-15	10YR3,5/2	F	Taladro movió material 3 cm o mas
B _{tn1}	15-37	10YR3/1	Fal	Moteados comunes, tamaño 3, contraste neto, limite claro 10YR3/4
B _{tn2}	37-57	10YR3/1	Fal a Al	-
BC _n	57-70	10YR3/3	Fal	-
C _n	70+	10YR3/4	Fl a Fal	Gravillas pocas de aprox. 3 mm

Abreviaturas	
Ac	Arcilloso
Acl	Arcilloso limoso
L	Limoso
F	Franco
Fl	Franco limoso
Fal	Franco Arcilloso Limoso
Al	Arcillo limoso
Fac	Franco Arcilloso