

TRABAJO DE INTENSIFICACIÓN

EFFECTO DE LA IMPLANTACIÓN DE PINOS SOBRE ALGUNAS PROPIEDADES EDÁFICAS EN UN AMBIENTE DE DUNAS COSTERAS



Autor: Jara, Brenda Romina



- Docente tutor: Dr. Maximiliano Garay
- Docentes Consejeros: Dr. Pablo Zalba
Ing. Agr. (Mag.) Erica Schmidt

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional del Sur y el Departamento de Agronomía por permitirme formar como profesional y por las múltiples herramientas que me brindo a lo largo de estos años.

A los profesores que estuvieron presentes en cada materia cursada, pero sobre todo al Dr. Maximiliano Garay por ser mi tutor, el que me brindo su tiempo y asistencia para que el trabajo final pueda ser posible, gracias a su predisposición en todo momento.

A mis consejeros, el Dr. Pablo Zalba y la Ing. Agr.(Mag.) Erica Schmidt por tomarse el tiempo de hacer sus aportes y correcciones, así como también al Dr. Bravo Oscar quién sin ser consejero también colaboro al momento de asistir mis consultas.

A mi familia. En especial a Digna y René, mis papás, quienes siempre me educaron y buscaron darme lo mejor, sin ellos no habría sido posible. A mi hermana Viviana y a mis sobrinos, Maxi y Leo, gracias por acompañarme.

A mis amigos, tantos los que me dejaron la universidad como los de mi vida, hicieron que el camino fuera un poco más fácil de transitar,

Por último, a cada persona que hizo esto posible de alguna manera, acompañándome en esto hermoso camino y siendo parte.

¡Muchas gracias!

EFFECTO DE LA IMPLANTACIÓN DE PINOS EN DUNAS COSTERAS SOBRE ALGUNAS PROPIEDADES EDÁFICAS

1.RESUMEN

En la localidad de Pehuén-Có situada en el partido de Coronel Rosales (Buenos Aires) en un sector de dunas adyacentes a la costa atlántica en la orla del litoral (39° S; 61° 35'O) y en el periodo comprendido entre 1940-1950, se implantó *Pinus spp.* con el fin de estabilizar las dunas costeras (suelos clasificados como Ustipsamments con 98% de arena). El trabajo se realizó con el objetivo de evaluar cambios sobre algunas propiedades edáficas consecuencia del reemplazo de la vegetación natural por un ecosistema forestal y comparar sus stocks de CO. Las propiedades evaluadas fueron carbono orgánico (CO), pH actual (1:2,5) y fósforo extractable (Pe) en horizontes minerales y fósforo total extractable (P_{text}), fósforo orgánico (Po), fósforo inorgánico (Pi) y contenido de carbono orgánico (CO) en horizontes orgánicos. El muestreo se realizó en cuatro profundidades (0-15; 15-30; 30-50 y 50-100 cm) en un tratamiento de referencia (TR) con vegetación natural psammófila en 9 puntos al azar, y en 9 árboles dentro de los rodales (TB) a un metro del tronco, totalizando N=72. Los datos se analizaron mediante ANOVA simple por bloques. Los resultados indican niveles bajos de CO en la capa superficial (0,20–0,34 %) los cuales mostraron diferencias entre tratamientos ($p < 0,08$). En cambio, el pH exhibió medias ligeramente inferiores en los rodales en 0-15 cm (pH: 6,95 vs 7,31; $p < 0,05$). Para Pe, los pinos mostraron incrementos significativos en todas las capas analizadas, las cuales poseen un elevado contenido de P total (12,55 - 30,68 mg kg⁻¹). El stock de CO en TR fue de 4,09 Mg ha⁻¹, mientras que para TB fue marcadamente superior, con 188,86 Mg ha⁻¹. La introducción de estas especies forestales ocasionó modificaciones significativas incrementando el CO y el Pe, aunque de escasa magnitud en el pH edáfico, debido en parte a la marcada inestabilidad del área de estudio y a la influencia del aporte de elementos básicos provenientes del aerosol marino (dunas costeras distantes 100-300 m del mar).

PALABRAS CLAVE: Forestación, Ustipsamments, P extractable, Acidificación, secuestro de carbono.

ÍNDICE

2. INTRODUCCION	4
3. OBJETIVOS	6
4. MATERIALES Y MÉTODOS	7
4.1 Localización del área de estudio	7
4.2 Aspectos geomorfológicos y edáficos	8
4.3 Aspectos climáticos	9
4.4 Vegetación	10
4.5 Tratamientos y toma de muestra	11
4.5.1 Mediciones dasométricas	12
4.6 Determinaciones de laboratorio	13
4.7 Tratamiento estadístico	16
5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	17
5.1 Caracterización de ambientes de estudio	17
6. Determinaciones realizadas	21
6.1. Textura del suelo	21
6.2 Reacción del suelo	22
6.3 Carbono orgánico	24
6.3.1 En horizontes minerales	25
6.3.2 En horizontes orgánicos	25
6.4 Fósforo	26
6.4.1 Fracciones de fósforo en horizontes orgánicos	27
6.4.2 Fracciones de fósforo extractable en el suelo mineral	29
7. Stock de carbono en los ecosistemas estudiados	31
7.1 Biomasa aérea	32
7.2 Hojarasca	33
7.3 Horizontes minerales	35
8. Conclusiones	38

2.INTRODUCCION

El consumo creciente de energía asociado a un elevado nivel de emisiones de gases de efecto invernadero por parte de la sociedad durante los últimos años, ha propiciado el agotamiento progresivo de los recursos energéticos con un aumento de la temperatura planetaria, constituyendo parte del denominado cambio climático.

El fenómeno atmosférico natural llamado efecto invernadero permite mantener la temperatura del planeta al retener parte de la energía proveniente del sol en forma de calor (forzamiento radiativo), pero las concentraciones atmosféricas mundiales de dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) y óxido nitroso (N₂O), reportadas por el Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC, 2007) se aceleraron por efecto de las actividades antropogénicas, donde el CO₂ es el principal gas en importancia que contribuye al aumento de los gases de efecto invernadero (GEI).

El aumento de la concentración de CO₂ proveniente del uso de combustibles fósiles, cambios en el uso de la tierra e intensos procesos de deforestación, son algunos de los contribuyentes al fenómeno con el consecuente aumento de la temperatura global, donde se espera que esta tendencia provoque cambios globales a largo plazo (MEA, 2005). Ante esta problemática, resulta prioritario reducir las emisiones futuras de los GEI presentes en la atmósfera, así como contar con formas de mitigación como alternativa válida para una creciente necesidad de fijación de carbono.

En este contexto, se propone evaluar el impacto que genera un mecanismo de desarrollo limpio como la forestación en áreas de muy baja productividad y escasas alternativas productivas. Los árboles almacenan anualmente grandes cantidades de biomasa y este cambio en el uso de la tierra puede conducir a un aumento en la tasa de secuestro de carbono (C) de la atmósfera y a la mitigación del incremento de gases de efecto invernadero (Lal, 2005). La fijación de C a través de la fotosíntesis vegetal permite captar CO₂ atmosférico, fijándolo en múltiples compartimientos del ecosistema como pueden ser: la biomasa aérea (fuste, ramas y hojas), biomasa subterránea (raíces), horizontes orgánicos (hojarasca o mantillo) y la materia orgánica del suelo (MO). Estos

compartimentos poseen diferentes características en cuanto al stock de carbono orgánico (CO) que pueden acumular, su permanencia en estado sólido a través del tiempo y la posibilidad de generar productos forestales comercializables.

La forestación puede ser considerada como un beneficio ambiental y económico pudiendo incrementar el valor de las tierras (Amiotti *et al*, 2013), siendo además una actividad que se reconoce como mecanismo limpio con múltiples funciones en los ecosistemas y apto para la mitigación de emisiones de GEI (también llamados sumideros de C). Dentro de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) de la Convención Marco de las Naciones Unidas del Cambio Climático (CMNUCC), se encuentran las metas globales post 2015, donde se discutieron instrumentos que sustituyan el Protocolo de Kyoto y se menciona la forestación como una de las medidas para combatir el cambio climático y sus efectos (Sanahuja, 2014). Esto se ha sido reafirmando internacionalmente en múltiples oportunidades y actualmente forma parte central del punto 15 (vida de ecosistemas terrestres) dentro de los 17 ODS planteados por la ONU en 2015. En este punto se menciona la necesidad de gestionar sosteniblemente los bosques, luchar contra la desertificación, detener e invertir la degradación de las tierras y detener la pérdida de biodiversidad (ODS, s.f.).

Además de los aspectos positivos ya mencionados, el cambio de vegetación ejerce profundos efectos en la génesis de los suelos, su morfología y funcionalidad (Jenny, 1994), pudiendo generar también impactos indeseables que contrarrestan los beneficios derivados de la producción forestal como la obtención de materias primas y fijación de carbono. Estos efectos están determinados por interacciones complejas entre factores bióticos y abióticos, y varían dependiendo del material parental del suelo, el clima y el tipo de vegetación (Jobbagy and Jackson, 2000)

En este sentido, investigaciones previas realizadas en Udoles derivados de loess en el sistema de Ventania (Amiotti *et al*, 2000; Garay, 2015) indicaron que existen diversos efectos en el suelo luego de la implantación de especies forestales, tales como procesos de acidificación de los horizontes superficiales y subsuperficiales bajo rodales de *Pinus radiata* D. Don. Además, otros aspectos de la calidad del suelo fueron seriamente comprometidos, lo que se tradujo en una pérdida de fertilidad en las áreas implantadas con pino y alteraciones en la

dinámica de nutrientes. Trabajos previos realizados sobre el área de estudio propuesta en el presente trabajo como el de Amiotti *et al.* (2013), también hallaron incrementos en los stocks de CO y alteración en la dinámica de nutrientes, especialmente fósforo (P) y cationes de intercambio sobre la capa superficial de suelo (0-25 cm).

Estos resultados indican la necesidad de continuar profundizando en el conocimiento sobre la dinámica de este cambio en el uso de la tierra tanto en la superficie del suelo como en capas subsuperficiales y profundas, especialmente en aquellos con escasas alternativas productivas viables como ocurre en el caso del ambiente de dunas costeras.

3.OBJETIVOS

La investigación tiene los siguientes objetivos

- ✓ Distinguir algunas alteraciones que se producen en capas superficiales y subsuperficiales del suelo como resultado del reemplazo de la vegetación.
- ✓ Evaluar cambios sobre algunas propiedades edáficas consecuencia del reemplazo de la vegetación natural psammófila por un ecosistema forestal.
- ✓ Cuantificar la capacidad de secuestro de carbono que produce la implantación de *Pinus spp.* tanto en los horizontes orgánicos, como en el suelo mineral y la biomasa aérea.

4. Materiales y Métodos

4.1 Localización del área de estudio

Las determinaciones se llevaron a cabo en cercanías a la localidad de Pehuén-Có, ubicada en el partido de Coronel Rosales, provincia de Buenos Aires, en un sector de dunas adyacentes a la costa atlántica en la orla del litoral ($39^{\circ} 00' S$; $61^{\circ}35'O$) (Figura 1).

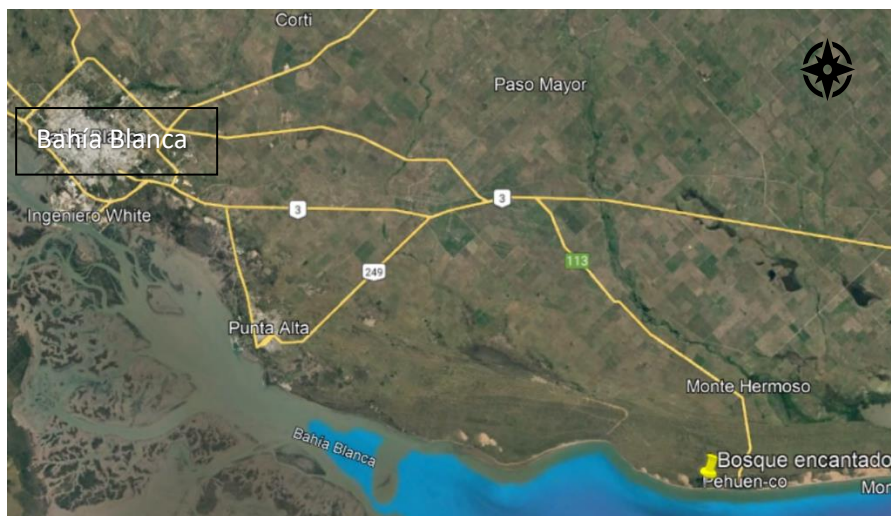


Figura 1 Ubicación geográfica del área bajo estudio.



Figura 2 Aspecto del área forestada estudiada.

Sobre parte de las dunas inicialmente carentes de árboles, durante el período 1940-1950 se implantaron especies arbóreas como *Pinus radiata*, *P. pinea*, *P. pinaster*, *P. halepensis* y *Eucalyptus spp.*, entre otras. En una superficie aproximada de 38 has localizadas en el sur del balneario, en el sitio más conocido como “Bosque encantado”, lugar donde en parte de esta superficie se llevaron a cabo las determinaciones.

4.2 Aspectos geomorfológicos y edáficos

Desde el punto de vista geomorfológico, la unidad se conforma por una faja litoral de dunas costeras con alturas variables que, en algunos sectores, se entremezcla con áreas planas u onduladas interdunícolas (Barragán *et al.*, 2016). Los suelos del área tienen predominio de arena gruesa calificando como Ustipsamments típicos (Soil Survey Staff, 2010) con más del 95% de arena y poca diferenciación de horizontes genéticos (Amiotti *et al.*, 2013), los que son además de elevada inestabilidad. La faja de ambiente de dunas ocurre paralela a la costa en una franja de aproximadamente 7 km de ancho, en donde los materiales parentales se presentan como acumulaciones espesas formando cordones aproximadamente paralelos entre sí, y el relieve de las dunas presenta pendientes que van en el rango de 6-10%.

La génesis de este sistema se asocia al ascenso de arenas marinas por el viento generando un relieve ondulado donde se pueden observar lugares altos correspondientes a las cimas de las dunas y lugares bajos donde se establecen los espacios interdunarios (simas), siendo la conexión entre estas dos áreas mencionadas la ladera (Figura 3).

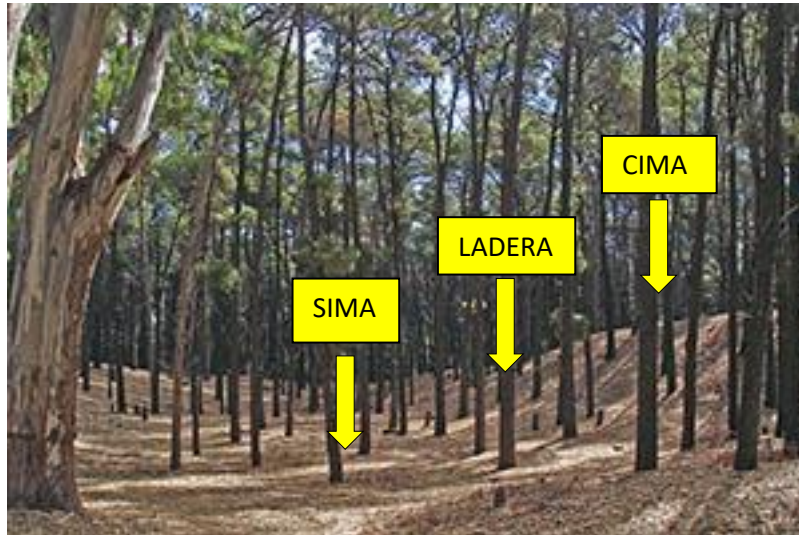


Figura 3. Aspecto del relieve bajo el rodal (situación topográfica)

Los materiales constitutivos de estas geoformas son sedimentos eólicos recientes de textura arenosa aportados por los vientos que circulan desde el mar hacia el continente. Los frentes de las dunas están expuestos a los vientos provenientes del SO (Rossi, 2008).

4.3 Aspectos climáticos

El clima es sub húmedo (Burgos y Vidal, 1951) con una precipitación anual de 669 mm (período 1983-2003) y una variabilidad interanual que va en un rango de 261-1220mm. El régimen de lluvias es irregular y estas se concentran en primavera y verano, decrecen en otoño y son mínimas en invierno. Por lo general, la evapotranspiración excede la precipitación durante todos los meses excepto mayo, junio y julio, además, es común una deficiencia importante de agua en los meses de diciembre a marzo.

La temperatura media anual es de 15,5°C y la temperatura media del aire de los meses más cálidos (enero) y más fríos (julio) son 23,2°C y 7,5°C respectivamente (Amiotti *et al*, 2013). Los vientos son moderados, registrando velocidades medias entre 9-13 km h⁻¹ con direcciones dominantes N-NO (Saldungaray *et al*, 2012).

4.4 Vegetación

La vegetación nativa que caracteriza el ambiente litoral marítimo está representada por una vegetación psammófila compuesta principalmente por *Hyalis argentea* (“olivillo”), coexistiendo con diferentes especies menores y con arbustos nativos como *Schinus fasciculatus* (“molle”), *Discaria americana* (“brusquilla”) y *Neosparton darwinii* que han colonizado las dunas continentales, constituyendo el ecosistema natural tomado como línea de base en el estudio (Figura 4).



Figura 4. Vista de la vegetación natural de referencia

Por otro lado, el ecosistema forestal se estableció con el objetivo de estabilizar las dunas costeras, además de proveer reparo y sombra. El rodal estudiado se encuentra constituido por varias especies de *Pinus spp.* en una densidad de 2500 árboles por hectárea.

Desde que fueron plantados hasta la actualidad, estos montes han crecido sin intervención humana ni manejo silvícola. Sin embargo, han manifestado un crecimiento importante, y se han desarrollado con buena sanidad y con aptitud para producir cosechas abundantes de semillas, madera y productos forestales no maderables (Furlan, 2006).

4.5 Tratamientos y toma de muestra

Se establecieron dos tratamientos en cada ambiente: 1) montes de *Pinus spp* (TB) y 2) vegetación natural de referencia (TR). Para ambos tratamientos se delimitaron tres áreas de al menos 20x20 m, una parcela por cada posición del relieve (cima, ladera y sima), alejadas aproximadamente 50 m de otro tipo de vegetación, las que constituirán las parcelas experimentales. En cada parcela se seleccionaron tres árboles al azar dentro de TB y tres puntos, también al azar, en la matriz de hábitat no alterado que los contiene (TR, línea de base) a fin de realizar las comparaciones.

En TB a un metro de distancia del tronco de cada árbol seleccionado y en cada sitio de TR se tomaron muestras de suelo mineral con barreno a diferentes profundidades: 0-15 cm; 15-30 cm; 30-50 cm; 50-100 cm totalizando n=36 en cada tratamiento (N=72). También se tomaron muestras de los horizontes orgánicos u hojarasca en TB (TR no presentaba capas orgánicas), distinguiendo los horizontes fábriico (Oi, n=12) y hémico/sáprico (Oe/Oa, n=12). Estos dos últimos se recolectaron de forma conjunta ya que no existe un límite claro entre ellos, para esto se utilizó un marco metálico de 25x25 cm (Figura 5). Las muestras fueron tomadas dentro de un radio de 1 m del tronco de cada árbol seleccionado al azar, incluyendo diferentes direcciones respecto de estos últimos a fin de minimizar la influencia de factores externos como procedencia de los vientos, forma de la corona, etc. (Amiotti *et al.*, 2000). Adicionalmente se cuantificaron parámetros de la vegetación como porcentaje de cobertura en los ecosistemas naturales (70%) y densidad de plantación (2x2m) en TB.



Figura 5. Marcos de hierro utilizados para la toma de muestra de horizontes orgánicos en el tratamiento bosque (TB).

4.5.1 Mediciones dasométricas

A fin de caracterizar el rodal, se seleccionaron 12 ejemplares, sanos y sin deformaciones, donde en cada uno de ellos se midieron a campo las siguientes variables dasométricas:

- Diámetro a la altura del pecho (DAP).
- Altura. Se estimó mediante la observación del punto más alto de cada ejemplar seleccionado y el uso de ángulos y la distancia al tronco desde el observador.
- Densidad de plantas. En este caso se determinó la cantidad de plantas vivas y totales para el área en estudio. La cantidad de plantas totales se calculó en base a la observación del esquema de plantación y presencia de tocones y árboles muertos. Se utilizó esa información para el cálculo de la densidad inicial de plantación.

4.6 Determinaciones de laboratorio

En laboratorio se realizó el secado y cuantificación de biomasa de los horizontes orgánicos (O), posteriormente cada muestra se picó en molinillo y se tamizó por 1 mm (muestras orgánicas). Las muestras de suelo mineral fueron secadas al aire y luego tamizadas para eliminar fragmentos gruesos (mayores a 2mm).

Las determinaciones de laboratorio incluyeron:

- Reacción del suelo (pH) en suspensión de suelo-agua 1:2,5 (10 g de suelo: 25 g de agua destilada) en muestras de suelo mineral. Las mediciones se realizaron con un electrodo de vidrio con la suspensión en agitación.
- Separación de fracciones granulométricas por el método de la pipeta de Robinson, en este caso solo se determinó el contenido de arena 2000-50 μm debido a su gran proporción y dificultad de separar la mínima proporción de las otras dos fracciones (limo 50-2 μm y arcilla <2 μm). Se pesaron 40 g de suelo en un vaso de precipitado de 500 ml o 1000 ml, luego se agregó agua oxigenada (200 volúmenes) para destruir la materia orgánica (MO). A fin de acelerar el proceso se calentaron las suspensiones en una plancha eléctrica. Una vez completada la destrucción de la MO, se agregaron 50 ml de solución calgón (35 g Hexametafostato de Na + 17,5 g Na_2CO_3 , llevar a 1 L con AD) y se trasvasaron las suspensiones a probetas de 1000 ml. Se dejaron enfriar a temperatura ambiente. Luego se agitaron las probetas y se tomaron alícuotas de 25 ml para separar las fracciones. Las alícuotas se tomaron a distintos tiempos teniendo en cuenta la ley de sedimentación de Stokes. Luego se secaron en estufa y se determinaron los sólidos extraídos por diferencia de peso en los vasos utilizados.
- Carbono orgánico (CO) por combustión húmeda (método de Walkley & Black) para las muestras de suelo mineral, y por combustión seca en mufla para las muestras orgánicas (Nelson & Sommers, 1996). Para las muestras de suelo mineral, se pesaron 2,00 g de suelo (se pesó mayor cantidad de lo normal a fin de tener mejor sensibilidad en los resultados)

y se pasaron a un matraz de 100 ml. Paralelamente se realizó un blanco (sin suelo) con el mismo procedimiento. Luego se agregaron 10 ml de dicromato de potasio 1N ($K_2Cr_2O_7$), 20 ml de ácido sulfúrico puro (H_2SO_4 98%) y 3 ml de ácido fosfórico (H_3PO_4 85%). Una vez que los matraces volvieron a temperatura ambiente, se enrasaron con agua destilada hasta 100 ml. Finalmente se tomaron alícuotas de 10 ml y se titularon con solución de sal de Mohr (sulfato ferroso amónico $Fe(NH_4)_2(SO_4)_2 \cdot 6H_2O$) para luego calcular el contenido de CO.

- Fósforo orgánico (Po) y P inorgánico (Pi) se determinaron por comparación de muestras calcinadas (Pi+Po) y no calcinadas (Suñer, 2007). Se pesaron 0,50 g de muestra por duplicado dado que es un material orgánico de baja densidad y se colocaron en crisoles de porcelana y sus duplicados en tubos de centrifuga. Las muestras en crisoles se llevaron a una mufla y se calcinaron los compuestos orgánicos a 550 °C durante 2 hs. Luego se pasaron las cenizas a tubos de centrifuga. A todas las muestras (calcinadas y sin calcinar) se le agregaron 15 ml de H_2SO_4 0,5 M y se agitaron durante 4 hs. Posteriormente se centrifugaron y filtraron los sobrenadantes y se tomaron alícuotas para realizar reacción de color azul de molibdeno de Murphy & Riley. La lectura de las muestras se realizó en un espectrofotómetro a 620 nm, y finalmente se compararon con aquellas obtenidas para concentraciones patrón y se realizaron los cálculos correspondientes.
- Fósforo extraíble (Pe) por el método de Bray-Kurtz (Kuo, 1996). Se pesaron 1,40 g de suelo en tubos de centrifuga y se agregaron 10 ml de solución extractante. A continuación, se agitaron los tubos durante 5 minutos y se centrifugaron. Se filtraron los sobrenadantes y se tomaron alícuotas para realizar reacción de color azul de molibdeno de Murphy & Riley. La lectura de las muestras se realizó en un espectrofotómetro a 620 nm, y finalmente se compararon con aquellas obtenidas para concentraciones patrón y se realizaron los cálculos correspondientes.
- Estimación del stock de carbono en biomasa aérea y suelo. Para el muestreo de biomasa aérea, en cada sitio de TB (cima; ladera y sima) se tomaron medidas de la vegetación leñosa, determinándose el diámetro del tallo a la altura del pecho (DAP) a 1,3 m desde el nivel del suelo

utilizando una cinta métrica y la densidad de siembra del rodal (2m x 2m), datos que se utilizaron para determinar el contenido de C a través de una ecuación alométrica específica de *Pinus* citada por Montero *et al.* (2005), donde se estima la biomasa y se asumió que el 50% de esta corresponde al contenido de carbono IPCC (2003).

$$[0,08913 * DAP^{(2,48739)}] * 0,001 * \frac{10.000}{4} * 0,5 = \text{Mg CO ha}^{-1}$$

Donde:

DAP= Diámetro promedio a la altura del pecho (1,3m).

10.000= valor para extrapolar a una hectárea.

4= superficie ocupada por cada árbol a un distanciamiento de 2x2 m.

0,5= valor tomado para tomar el porcentaje de carbono en biomasa aérea.

- Para obtener el stock de carbono orgánico en los horizontes minerales se utilizó el espesor de cada horizonte y una densidad de 1,35 Mg ha⁻¹ del suelo para obtener el contenido de carbono de la siguiente manera:

$$E * 10.000 * \frac{\%CO}{100} * DAP = \text{Mg CO ha}^{-1}$$

Donde:

E= espesor del suelo (m)

10.000= valor para extrapolar a una hectárea.

%CO= concentración de carbono orgánico en el suelo

DAP= Densidad aparente del suelo

- Contenido de CO en hojarasca o mantillo (Mg ha⁻¹). Para el procesamiento de las muestras se realizaron determinaciones por triplicado, previamente pasadas por molinillo las muestras, se llevaron a un horno de mufla por 2 hs para cuantificar el contenido de cenizas y por diferencia, el contenido de materia orgánica, dato que luego se extrapolo a Mg CO ha⁻¹, considerando que el 58% de la materia orgánica es carbono.

$$\frac{\text{Peso total}}{0,0625} 10 * \% \frac{CO}{100} = \text{Mg CO ha}^{-1}$$

Peso total= peso muestreado del marco en kilogramos.

0,0625= valor en m^2 del marco de muestro de hojarasca.

4.7 Tratamiento estadístico

Para el análisis de los datos producidos en el laboratorio se procedió de la siguiente manera:

- Se utilizó un diseño estadístico con 3 bloques a fin de manejar la variabilidad esperada *a priori* por la posición en el relieve (Cima; Ladera; Sima). Cada bloque consta de los dos tratamientos analizados, el de referencia (TR) y el de bosque (TB)
- Se particionaron los análisis por profundidades de muestreo, dado que se trata de variables no independientes entre sí por la interacción esperable entre parámetros edáficos en profundidades consecutivas para un mismo punto (Garay, 2015).
- Los datos se analizaron mediante test de ANOVA simple por bloque comparando los valores medios de cada tratamiento con el test de Fisher y una probabilidad de error del 5% u 8% en algunos casos (InfoStat, 2020).

5.RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1 Caracterización de ambientes de estudio

Los suelos del ambiente litoral del área en estudio se clasifican como Ustipsamments dado que poseen un alto contenido de arenas cuarzosas (98%) y poca diferenciación de horizontes genéticos, lo que se debe a su incipiente evolución.

La génesis del sistema se asocia al ascenso de arenas marinas por el viento, dando un relieve ondulado donde se encuentran sectores altos, laderas, y sectores bajos correspondientes a las simas o espacios interdunarios. A su vez, las dunas están compuestas por materiales eólicos recientes aportados desde el mar hacía el continente, conformando horizontes claros de escaso desarrollo de pedalidad, en concordancia a la inestabilidad de la geoforma y granulometría de los materiales constituyentes que, a su vez, se asocian a una baja fertilidad y productividad observada en el área de estudio (Figura 6).

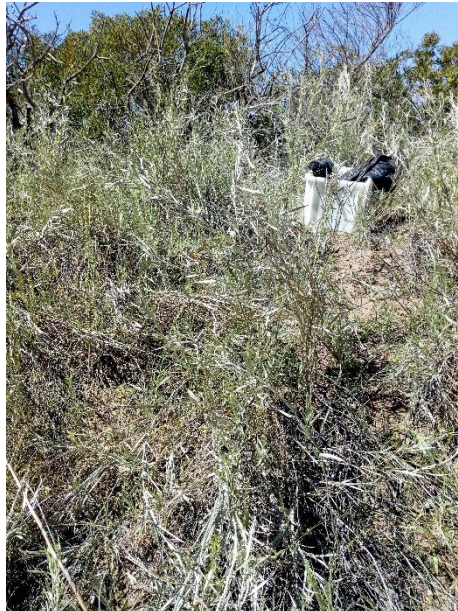


Figura 6 . Vista de las características del ecosistema natural

El escaso desarrollo pedogenético se aprecia claramente en la Figura 7, la cual exhibe los primeros 25 cm de suelo con vegetación de referencia (TR). Es notable la falta de estructura, la cual sólo muestra leves signos de agregación en

los primeros 5 cm para luego pasar a una estructura totalmente apedal de grano simple. También es evidente el escaso grado de melanización, el cual se aprecia levemente en los primeros 8 cm.



Figura 7. Aspecto morfológico del epipedón del ecosistema natural

Los distintos usos de la tierra y la variedad de organismos que se desarrollan sobre ella impactan en la génesis y variabilidad espacial de sus propiedades (Garay, 2015). La introducción de especies forestales sobre las dunas inicialmente carentes de árboles, trae consigo tanto cambios en las características físico-químicas del lugar, como estructurales y del funcionamiento del sistema. De esta forma se originan parches forestales con presencia de horizontes orgánicos, modificando la acumulación de materia seca aportada por el sistema natural. En los bosques de especies acidófilas, se desarrollan horizontes orgánicos espesos sobre la superficie mineral original (horizontes O; USDA, 1999). Estos están constituidos por MO proveniente principalmente de las hojas y ramas caídas en diferentes estados de descomposición. La acumulación de hojarasca en superficie se incrementa con el paso de los años debido a su carácter recalcitrante, alta relación C/N, alta proporción de lignina, y a la relativamente reducida actividad de la fauna encargada de incorporarlo al suelo mineral (Condrón & Newman, 1998; Stockmann *et al.*, 2013), razón por la cual la velocidad de descomposición de los materiales acumulados bajo el rodal es más lenta que la que se esperaría bajo el pastizal natural.

No obstante, el impacto de la introducción de árboles o bosques, varía ampliamente con la especie y con las condiciones iniciales del sitio en estudio (Hornung, 1985).

En el presente estudio, los horizontes orgánicos están constituidos por una capa de hojarasca o mantillo compuesto por acículas, conos, trozos de ramas y corteza (Figura 8). Se identificaron en el área de estudio subhorizontes Oi, superficiales, compuestos por restos vegetales frescos (fíbricos) suprayaciendo a subhorizontes Oe/Oa en los que predominan restos orgánicos con un estado intermedio y avanzado de descomposición (hémicos y sápricos).



Figura 8. Aspecto de las características del piso forestal

La acumulación de hojarasca en los rodales fluctúa entre 53,7 y 69,4 Mg de materia seca ha⁻¹ (Tabla 1) y se mostró independiente de la posición en el relieve.

Tabla 1. MS acumulada en los horizontes orgánicos de los rodales según posición geográfica en el paisaje

Sitio	Oi	Oe/Oa	Total
	Mg MS/ha		
Cima	9,95 (0,8) a	59,39 (17,38) a	69,39
Ladera	13,10 (0,8) b	53,49 (17,38) a	66,59
Sima	8,28 (0,7) a	45,42 (15,05) a	53,7

Valores entre paréntesis indican errores estándar. Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0,05$) entre filas (sitios) de una misma columna

Buduba (2006) indica diferencias en el aporte anual de hojarasca en distintos macizos forestales debidas a características intrínsecas de los mismos como área basal, edad y altura dominante, lo cual coincide con lo mencionado por Pérez-Cruzado *et al.* (2014) para forestaciones de *P. radiata*. Ellos reportan acumulaciones de materia seca entre 40 y 80 Mg MS ha⁻¹, siendo las mismas más elevadas a medida que las plantaciones son más añejas. Smaill *et al.* (2008) reportan, para la misma especie, acumulaciones de hojarasca comprendidas en un amplio rango desde menos de 20 hasta más de 80 Mg MS ha⁻¹ en la segunda generación de plantaciones comerciales jóvenes (16 años).

Zinke (1962) introdujo el concepto de “Patrón de influencia circular de árboles individuales”, donde menciona que el árbol tiene una corona de proyección en la cual las propiedades del suelo se modifican con mayor intensidad en la cercanía de los troncos. Numerosos autores concuerdan con ello e indican que la forestación incrementa selectivamente la concentración de algunos cationes y la acidez del suelo (Zalba & Peinemann, 1987; Amiotti *et al.*, 2000), esto se debe a la diferente forma de distribución y ciclado de los nutrientes en el suelo. Por otra parte, el cambio en el tipo de vegetación a través de sus patrones de localización, ejerce un fuerte control sobre la distribución espacial y vertical del CO₂ y de los nutrientes esenciales, mostrando marcadas diferencias con los suelos que sostienen vegetación natural (Jobbagy & Jackson, 2000).

La introducción de árboles en los suelos de dunas también afecta la morfología de la porción superior del epipedón. Es observable una coloración significativamente más oscura de la parte superior de los horizontes A en comparación al suelo bajo vegetación natural, la cual es conferida por la acumulación de MO humificada y asociada a la matriz mineral (Figura 9). Sin embargo, el proceso de melanización no es lo suficientemente intenso como para transferir color oscuro a los suelos por debajo de los 5 cm superficiales, lo cual también ha sido observado previamente por Rossi (2008), indicando que este proceso prácticamente no ha avanzado en los últimos 10 años. También es posible observar que la distribución de esta coloración no es uniforme, sino que se presenta en forma de lenguas o “chorreaduras” de MO a lo largo del horizonte debido, posiblemente, a la inestabilidad dada por la granulometría del sistema y la elevada macroporosidad derivada de la textura arenosa muy gruesa.



Figura 9. Aspecto morfológico del epipedón del ecosistema forestal

6. Determinaciones realizadas

6.1. Textura del suelo

Los resultados obtenidos mediante el método de la pipeta de Robinson sobre las muestras extraídas en el área de estudio demostraron que en promedio el contenido de arena gruesa (2000-500 μm) es superior al 98%, lo que coincide con lo mencionado en el trabajo ya citado de Amiotti *et al*, (2013) en la zona. El suelo mineral con dicha proporción mayoritaria de la fracción de arena, indica que existe una muy baja proporción de arcilla y limo en el perfil, lo que se asocia a suelos pobres de muy escasa fertilidad química, nula estabilidad estructural y baja capacidad de retención de agua en el perfil, dando como resultado una muy baja capacidad de producción de biomasa.

Es importante destacar que este tipo de ambientes difícilmente puedan tener otra aptitud productiva con bajo nivel de manejo e intervención que no sea campo natural o plantaciones forestales, como las presentes en el estudio. Esto es

debido a las limitantes mencionadas y a que se trata de un ambiente muy inestable, donde los médanos se encuentran reconfigurándose permanentemente si no son fijados con vegetación alguna.

Este cambio en el uso del suelo, además, puede proporcionar una variedad de servicios ecosistémicos, principalmente capturando carbono desde la atmósfera en la biomasa y suelos, así como una mayor retención de humedad. Otros aportes de las plantaciones forestales son el reparo de vientos, provisión de sombra y generación de recursos para la biodiversidad, entre otros.

6.2 Reacción del suelo

El pH del suelo se refiere al grado de acidez o basicidad y se expresa por medio de un valor de pH, este se relaciona fuertemente con las características inherentes del suelo y mide la actividad de los H^+ libres en la solución (acidez actual) y de los iones H^+ retenidos en el complejo de cambio (acidez potencial). El valor de pH también es un indicador de múltiples propiedades químicas, físicas y biológicas del suelo que influyen fuertemente sobre la disponibilidad de los nutrientes esenciales para las plantas, en la actividad de organismos del suelo y descomposición de la materia orgánica, así como en los procesos de pedogénesis.

La literatura señala que los cambios en el uso de la tierra, particularmente cuando se introducen especies forestales como los pinos, ocasionan modificaciones en el pH. Según Binkley *et al.*(1989) y Farley & Nelly (2004), estos cambios ocurren en una escala temporal muy pequeña (unos pocos años). Las causas del aumento de la acidificación del suelo debajo de plantaciones de coníferas han sido discutida por varios autores. En este sentido, Messenger (1980) sugiere que la principal contribución al pH más bajo puede deberse a los ácidos orgánicos e inorgánicos producidos por los rodales, si bien las condiciones de acidez del suelo y la vegetación son resultado de la sucesión de vegetación y pedogénesis interconectadas.

En la Figura 10 se presentan los valores promedio de pH obtenidos para los horizontes y su comparación estadística por profundidad para los tratamientos comparados.

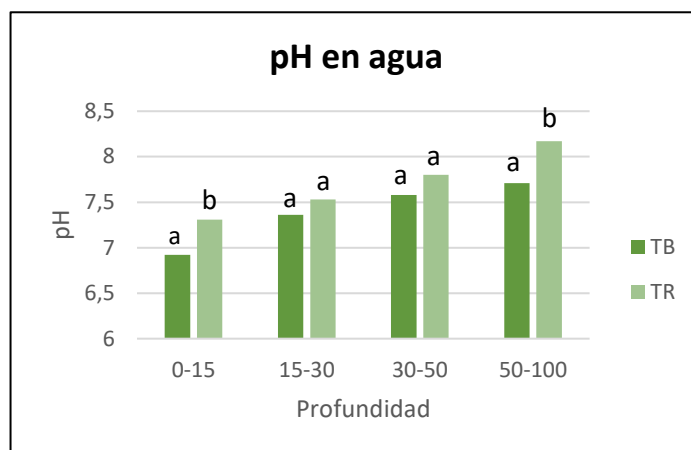


Figura 10. Comparación de valores medios de pH (suelo: agua 1:2,5) en los ecosistemas estudiados ($P < 0,05$). Letras diferentes indican diferencias significativas en la misma profundidad.

Al comparar el pH, se observa que en todos los casos la reacción del suelo resultó con valores menores respecto a la situación de referencia, exhibiéndose medias inferiores en los rodales de pinos, principalmente en los primeros 15 cm, donde se encontraron diferencias significativas (pH: 6,92 vs 7,31; $p < 0,05$). Estos resultados coinciden con lo expuesto por Hornung (1985), que indica que en la mayoría de los casos la acidificación se restringe a los horizontes cercanos a la superficie y frecuentemente a los 10-20 cm superiores. Sin embargo, la acidificación registrada se extiende también en subsuperficie, con medias inferiores en TB, aunque sólo son significativas en 50-100 cm. Si bien las diferencias entre medias no son de gran magnitud (entre 0,1 y 0,4 unidades), se extendieron hasta los 100 cm aún con el aporte continuo de aerosol marino y cationes básicos debido a la situación geográfica del rodal.

Tabla 2. Resumen de los valores medios y errores estándar (entre paréntesis) de pH en las distintas profundidades de muestreo.

Profundidad cm	TB	TR
	pH	
0-15	6,92 (0,09) a	7,31 (0,09) b
15-30	7,36 (0,11) a	7,53 (0,11) a
30-50	7,58 (0,10) a	7,80 (0,10) a
50-100	7,71 (0,15) a	8,17 (0,15) b

Tabla 3 valores medios de pH según posición en el paisaje

Sitio	TB	TR
Cima	7,42 (0,05)	7,65 (0,25)
Ladera	6,55 (0,03)	7,04 (0,14)
Sima	6,78 (0,12)	6,96 (0,15)

Respecto de la posición en el relieve y considerando todas las capas de suelo analizadas, se observó una tendencia hacia mayores diferencias de pH en las laderas (Tabla 3). Sin embargo, esto no puede afirmarse con certidumbre estadística dado que no se realizaron suficientes replicas para ello. A pesar de esta limitante, se considera que este aspecto podría requerir mayor atención en estudios posteriores.

Los procesos de acidificación observados pueden ser atribuidos a diferentes mecanismos, entre los cuales la acumulación de cationes en la biomasa de los árboles constituiría uno de los más importantes (Jobbágy and Jackson, 2003). Si bien la introducción de especies forestales acidófilas ocasionan modificaciones en el pH, esta se vió reflejada de forma incipiente con valores apenas menores a los que se encuentran en la vegetación natural tomada como línea base. La disminución del pH bajo los pinos también es atribuida al lavado de cationes y a procesos biológicos que ocurren cerca de la superficie del suelo, tales como la producción de dióxido de carbono, ácidos orgánicos y quelatos (Pallant & Riha, 1990; Urrego, 1997).

6.3 Carbono orgánico

En ambos tratamientos se realizó la determinación del contenido de carbono orgánico (CO %) por el método Walkley y Black en el suelo mineral, adicionándose en TB, su cuantificación también en los horizontes orgánicos.

Los cambios en el uso de la tierra como los aquí analizados, tienen un profundo impacto en distintos niveles del ecosistema como ya se mencionó, donde el CO afecta la mayoría de las propiedades químicas, físicas y biológicas del suelo determinando la calidad y productividad del mismo.

6.3.1 En horizontes minerales

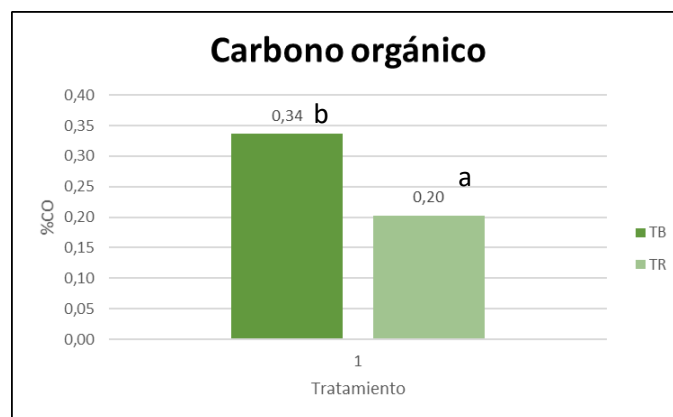


Figura 11. Valores medios de CO (%) en horizontes minerales para los ecosistemas comparados ($P < 0,08$)

Los resultados indicaron niveles bajos de CO en los primeros 15 cm del perfil (0-15 cm) para ambos tratamientos debido a las texturas tan arenosas con baja capacidad de estabilización y protección contra la mineralización. La comparación de medias indica que existen diferencias significativas con $p < 0,08$, lo que demuestra una elevada dispersión de los datos (mayor a la esperada) y la necesidad de mayor cantidad de repeticiones para alcanzar una significancia del 5%.

De acuerdo a Zinke (1962), la introducción de árboles produciría, además, un incremento de la variabilidad espacial de ciertas propiedades edáficas dentro del sistema forestal (microescala) como consecuencia del efecto circular de los árboles individuales.

Como ya sabemos, el suelo además de ser un sumidero activo, es un gran reservorio de carbono estabilizado (Sánchez *et al.*, 2011).

6.3.2 En horizontes orgánicos

En cuanto a las determinaciones en los horizontes orgánicos, la hojarasca muestra una morfología subdividida en Oi y Oe/Oa, donde el material característico está compuesto principalmente por acículas, seguido de trozos de ramitas y corteza en distintos estados de descomposición, lo que resulta en un reservorio lábil de CO, variando el espesor de este entre 3 y 7 cm aproximadamente.

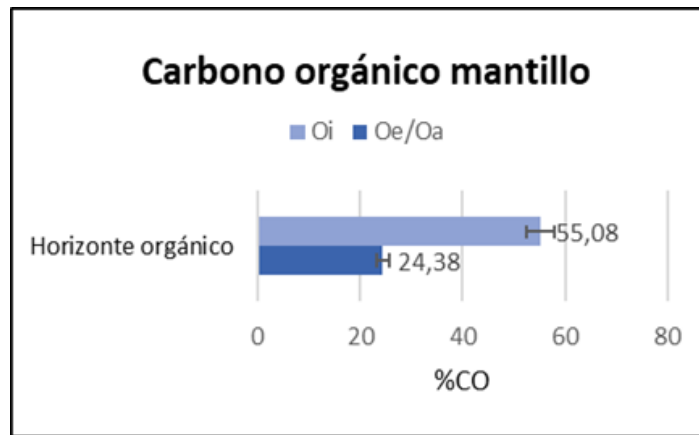


Figura 12. Valores medios de MO (%) en los horizontes orgánicos de TB.

Como era esperable, los mayores valores de CO se encuentran en el horizonte orgánico superficial (Oi) en una concentración de 55,08%, dado que en este horizonte hay un menor grado de descomposición que en Oe/Oa, donde se encontró un nivel de 24,38%, en concordancia con un proceso de mineralización más avanzado (Figura 12), donde es importante destacar que se tratan de horizontes orgánicos por tratarse de contenidos de más de un 20% de CO.

6.4 Fósforo

El fósforo (P) es un elemento esencial que forma parte de moléculas elementales y es uno de los macronutrientes primarios necesarios para el crecimiento de las plantas, este juega un papel vital en todos los procesos que requieren transferencia de energía (ADP y ATP). Su concentración en la atmósfera es mínima mientras que en el suelo su presencia se asocia a su mineralogía o al contenido de la roca madre en suelos autóctonos.

Dada la diversidad de compuestos fosforados, existen también múltiples clasificaciones de los distintos *pools* de fósforo, muchos de los cuales son definiciones “operacionales”, es decir, reflejan una fracción determinada mediante cierta técnica, como por ejemplo el P soluble en agua (Garay, 2015).

6.4.1 Fracciones de fósforo en horizontes orgánicos

En general, cambios en el uso de la tierra afectan a todas las fracciones de P, aunque el Po suele tomar relevancia por estar presente en todos los ecosistemas, ya sea en forma minoritaria o constituyendo la mayor parte del P total como ocurre en los suelos muy evolucionados de ecosistemas maduros frecuentemente asociados a la vegetación arbórea (Frossard *et al.*, 1995). La proporción de los distintos compuestos fosforados varía en forma importante en diferentes tipos de suelos y aún bajo un mismo suelo con las diferentes historias de uso (Suñer & Galantini, 2015).

En el suelo, el fósforo puede encontrarse como P no lábil (compuestos orgánicos e inorgánicos no solubles como fosfatos), lábil y P en solución (fosfatos libres). El P lábil representa un pool intermedio que se encuentra en equilibrio lento con la fracción no lábil y rápido con el P en solución. La separación de fracciones lábiles y no lábiles responde a una cuestión operativa, la cual varía en un mismo suelo dependiendo de la técnica que se utilice en su determinación (Garay, 2015).

Tabla 4. Contenidos medios de fósforo total (P_{text}), fósforo inorgánico (P_i), fósforo orgánico (P_o) y fósforo extractable (P_e) en los horizontes orgánicos, donde los valores entre paréntesis indican errores estándar.

Horizonte orgánico	P _{text}		P inorgánico		P orgánico		P _e	
	-----mg/kg-1-----							
Oi	612,24	(8,28)	207,8	(12,37)	404,44	(18,2)	181,71	(14,48)
Oe/Oa	619,29	(73,83)	245,95	(22,74)	373,33	(96,14)	84,66	(7,65)

Los horizontes orgánicos de los rodales representan una reserva importante de P (Tabla 4) con elevadas concentraciones totales tanto en el horizonte orgánico Oi como en Oe/Oa (612,24 – 619,29 mg kg⁻¹).

Con respecto a los valores de fósforo orgánico (Po) dentro de los horizontes orgánicos de TB, los mismos fueron muy similares entre sí, con una ligera tendencia a contenidos menores en Oe/Oa respecto al horizonte Oi. Esto se debe a que en ambos horizontes encontramos el mismo material con distinto grado de descomposición. En cuanto a los valores de fósforo inorgánico (Pi),

estos se mostraron similares entre sí, siendo aproximadamente la mitad del contenido del Po, reflejando, como era esperable, que la fracción orgánica es predominante en estos horizontes.

Turner (2008) señala que la fracción orgánica de P se encuentra en una proporción muy variable en los suelos, entre 20 a 80%, siendo muy diversos los compuestos que conforman esta fracción. En el presente trabajo se obtuvieron valores porcentuales de la fracción orgánica dentro del rango mencionado por el autor, (66 y 61% para Oi y Oe/Oa respectivamente), valor que se obtiene sobre el contenido de fósforo total (Figura 13). Esto indica que en la hojarasca el P orgánico representa una mayor proporción respecto al P inorgánico, posiblemente debido a que esta trata de compuestos de formas recalcitrantes de más difícil descomposición.

Para el fósforo extractable (Pe) también se encontraron contenidos importantes en ambos estratos orgánicos. En Oi se obtuvieron valores de 181,71 mg kg⁻¹ de P, mientras que en el horizonte Oe/Oa subyacente, el Pe fue menor (84,66 mg kg⁻¹), debido posiblemente a que una cierta proporción puede estar en formas menos disponibles.

Es importante resaltar entonces, la magnitud del almacenamiento de P en los horizontes orgánicos bajo el rodal forestal, especialmente en estos suelos de baja productividad y dunas costeras.

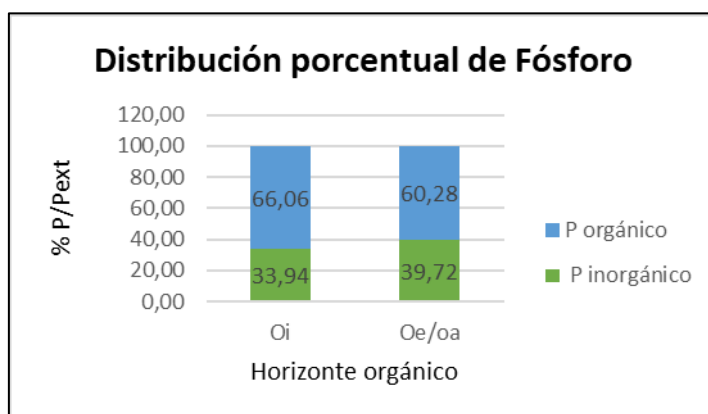


Figura 13. Distribución porcentual de fósforo orgánico e inorgánico en los horizontes orgánicos (Oi y Oe/Oa) sobre el fósforo total extractable.

6.4.2 Fracciones de fósforo extractable en el suelo mineral

En cuanto al contenido de P_{ext} , los resultados se presentan en la Figura 14, donde puede observarse un notorio patrón de distribución vertical en ambos tratamientos. Los valores encontrados variaron entre 8,31 y 15,94 $mg\ kg^{-1}$ para el tratamiento de referencia, en contraste al tratamiento del bosque que presentó valores que fueron desde 12,55 a 30,68 $mg\ kg^{-1}$ desde mayor a menor profundidad respectivamente (Tabla 5).

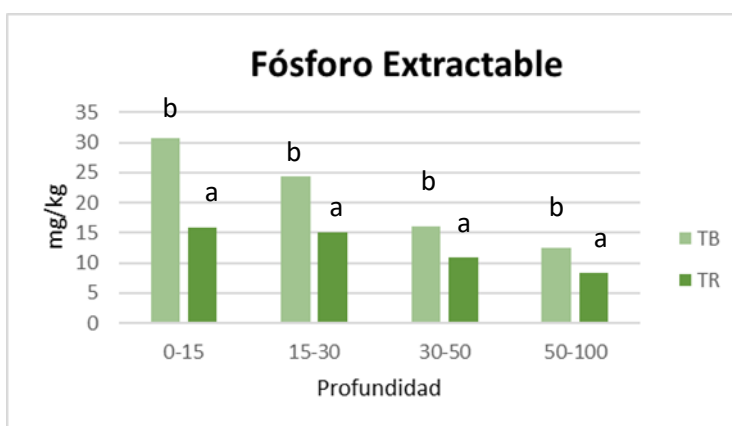


Figura 14 Valores medios del fósforo extractable por método Bray & Kurtz en las distintas profundidades de muestreo de los horizontes minerales ($P < 0,05$).

Tabla 5. Valores medios de fósforo extractable en el perfil del suelo. Entre paréntesis se indican los errores estándar de cada media.

Profundidad cm	TB	TR
	Fósforo extractable	
	mg/kg	
0-15	30,68 (1,55)b	15,94(1,55)a
15-30	24,31 (4,75)a	15,05(4,75)a
30-50	16,08(1,12)b	10,96(1,12)a
50-100	12,55 (1,09) b	8,31 (1,09)a

Los mayores valores de P hallados bajo el rodal, según lo que indica la literatura, se pueden atribuir al menor pH que se observa en TB con respecto a los valores encontrados en el TR. En la Figura 15 podemos observar esta relación, a medida que disminuye el pH en las distintas profundidades. Se observa un aumento en los contenidos de P_e , siendo estos valores mayores para la capa superficial y

con una tendencia a disminuir a medida que se aumenta en profundidad en el suelo

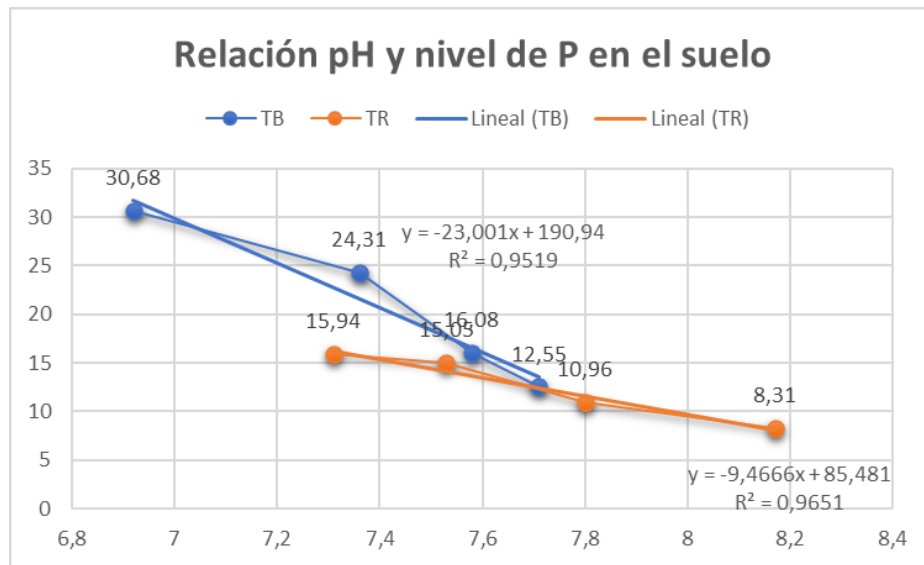


Figura 15 Gráfico de correlación de pH y P_{ext} en el suelo mineral para TB (la profundidad en el suelo aumenta desde izquierda a derecha)

Por otra parte, la génesis de horizontes orgánicos con elevado contenido de P debido a un mayor aporte de material vegetal desde los árboles, contribuye también a este mayor contenido de fósforo extractable en la fracción mineral. Contenidos de P_e superiores bajo el parche forestal se hallaron para todas las profundidades (Figura 14), encontrándose diferencias significativas en casi todas ellas ($P < 0,05$) a excepción de 15-30 cm. Esto confirma que la introducción de *Pinus* produce una alteración en la dinámica de fósforo del ecosistema, lo que puede observarse no solo en superficie (Horizontes O), sino también en subsuperficie.

Los niveles hallados de P_e en los horizontes minerales superficiales del ecosistema natural, son elevados considerando el bajo nivel de MO y minerales meteorizables presentes en los suelos de dunas (Figura 14). En estos suelos tan arenosos, donde es común una baja concentración de minerales portadores de nutrientes como la apatita, el P_e deriva principalmente de la MO y de su transformación a la forma inorgánica. Además, es importante mencionar que el P aumenta significativamente en las capas superficiales del suelo debido a una mayor mineralización de las fracciones orgánicas que subyacen los horizontes minerales (Tabla 5). Los niveles alcanzados bajo TB indican incrementos

relativos de aproximadamente 66% en promedio con respecto a los valores de la línea base.

El mismo comportamiento fue observado en suelos forestales implantados de la región de Ventania (Garay, 2015). El autor relaciona el aumento de P con el aporte de hojarasca, donde el agua de la precipitación que percola a través de esta capa transportaría la fracción lábil disuelta de P inorgánico desde los horizontes orgánicos hacia el suelo mineral, disminuyendo proporcionalmente con la profundidad. Este mayor nivel de fósforo extractable bajo el rodal se debe al mayor aporte de hojarasca respecto a la vegetación natural y a las condiciones de acidez leve generadas por la implantación del bosque en el área de estudio. Esto crearía las condiciones óptimas para la actividad de las fosfatasas ácidas y explicarían al menos en parte, los altos valores de este en los suelos de dunas, donde las fosfatasas tienen un papel importante en las reacciones involucradas en el proceso de mineralización del P ya que son las encargadas de hidrolizar fósforo orgánico volviéndolo asimilable.

7. Stock de carbono en los ecosistemas estudiados

El cambio climático producto de los GEI se manifiesta por cambios en la temperatura global y cambios en la distribución de los patrones de lluvia entre otros. Las plantaciones forestales representan una de las alternativas principales para mitigar el cambio climático, removiendo moléculas de CO₂ de la atmósfera a través del proceso de fotosíntesis y almacenándolo tanto en la biomasa como en el suelo.

El CO₂, es uno de los gases de efecto invernadero más importantes por la cantidad y velocidad en que se emite. Los datos provistos por el observatorio de Mauna Loa de Hawaii para el año 2020 fueron de casi 420ppm considerando sólo CO₂ (Global Monitoring Laboratory, s.f). El almacenamiento de este en los bosques puede utilizarse como un C admisible para compensar algunas emisiones de gases de efecto invernadero (IPCC, 2003).

La acumulación del C almacenado en plantaciones forestales se encuentra relacionado directamente con la especie, con la intensidad del manejo aplicado, con la edad de la plantación y las condiciones ambientales del sitio (Segura y

Kanninen, 2002), lo que se condice con lo postulado por Pardos (2010), que indica que la biomasa y el C que puede secuestrar una plantación depende del contenido inicial de CO del suelo, de las tasas de crecimiento y edad del rodal, de la capacidad biológica inherente al lugar y de la utilización de los productos que se obtengan.

En la presente sección se evalúan los contenidos absolutos de carbono en Mg ha⁻¹ presentes en tres estratos, biomasa aérea, hojarasca y horizontes minerales, donde se compararon los resultados de estos últimos con los obtenidos en el área base que se tomó como referencia.

La estimación de cada reservorio fue desarrollada de acuerdo a cada estrato establecido al área de estudio, donde es importante destacar que el C total almacenado por el rodal tiene una subestimación debido a que por cuestiones operativas y económicas que dificultan su evaluación, no se estudió el almacenamiento en la biomasa subterránea en ninguno de los dos tratamientos y para TR sólo se evaluó en los horizontes minerales.

7.1 Biomasa aérea

La estimación de la biomasa forestal es importante en el marco de la política mundial de mitigación de los efectos del cambio climático, estando estas acciones vinculadas a procesos que surgen a partir del protocolo de Kyoto y periodos posteriores (Paladinic *et al.*, 2009).

La biomasa, materia orgánica generada por las plantas como resultado de la actividad fotosintética, es de suma importancia para determinar la productividad de un ecosistema. La vegetación forestal absorbe CO₂ durante su dinámica de crecimiento, es decir, fija el C para la composición de su estructura (tallos, ramas, hojas y raíces) y libera el oxígeno que proporciona un beneficio ambiental a todo el planeta.

Por lo general, la biomasa aérea es la que alberga la mayor cantidad de C acumulado en especies arbóreas, por lo cual, la altura de los árboles juega un rol importante ya que este parámetro tiene fuerte correlación con el volumen total. En las determinaciones a campo, la altura promedio del rodal en estudio al momento de su medición fue de 12,23 m. El diámetro a la altura del pecho (DAP)

promedio fue de 18,67 cm con un mínimo de 17,90cm y un máximo de 19,60 cm y una densidad de plantación de 2 x 2 m.

La biomasa de un individuo puede ser caracterizada a través de funciones alométricas, conociendo la relación existente entre la densidad básica de plantación, DAP y altura total. Para la determinación de biomasa aérea se utilizó una ecuación específica para *Pinus* citada por Montero *et al.*(2005), donde se asumió que el 50% de esta corresponde al contenido de C (IPCC, 2003)

La importancia de contar con ecuaciones alométricas de biomasa es que a través de ellas es posible estimar de forma indirecta la cantidad de C fijado en árboles individuales y extrapolar a cierta área y, con ello, evaluar la contribución de las especies en el amortiguamiento de los GEI, sin necesidad de aplicar un método destructivo.

Tabla 6. Contenido medio de carbono en la biomasa aérea del ecosistema forestal.

Carbono	Biomasa
Mg/ ha	
162,08	324,15

La acumulación de C está influenciada principalmente por factores físicos, edáficos y por patrones de disturbio que afecten la reserva de biomasa y carbono en la masa forestal (ej. manejo silvícola, incendios), donde es importante mencionar que en los árboles del sitio de estudio hay ausencia de manejo alguno del rodal.

Los resultados hallados se presentan en la Tabla 6, donde se observan contenidos de carbono de 162,08 Mg ha⁻¹ contenidos en una biomasa promedio de 324,15 Mg ha⁻¹. Esto indica que la acumulación de carbono por el rodal sería de 2,31 Mg ha⁻¹ por año, considerando que la implantación de la especie se produjo en el período de los años 1940-1950.

7.2 Hojarasca

La hojarasca constituye la principal entrada de nutrientes al suelo en ambientes forestales y está conformada por restos de ramas, tallos, hojas, corteza, hierbas y otros compuestos leñosos y no leñosos entre 2 mm y 10 cm de diámetro (FAO,

2015). Este material, que conforma los horizontes orgánicos, está compuesto por componentes recalcitrantes, se correlaciona con el volumen total de la biomasa, y resulta además dependiente de la densidad de árboles y de la apertura de la canopia. Por lo tanto, la hojarasca es considerada como un parámetro clave en la medición, el modelado y la predicción de la dinámica de los ecosistemas terrestres (ciclos biogeoquímicos) (Zhang *et al.*, 2014).

Las muestras recolectadas de hojarasca fueron llevadas a laboratorio para ser secadas y calcular los contenidos de biomasa seca y CO.

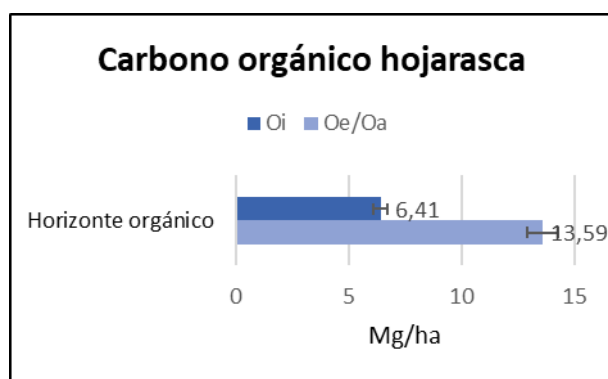


Figura 16. Valores medios de CO (Mg ha^{-1}) para los horizontes orgánicos de TB

La génesis de los horizontes O bajo los pinos responde principalmente a las características de los restos vegetales que lo constituyen. La acumulación de hojarasca, no observada bajo los pastos, indica un elevado aporte de material y condiciones menos propicias para la mineralización respecto del pastizal (Amiotti *et al.*, 2000; Buduba, 2006; Guo *et al.*, 2008).

En el horizonte fíbrico (Oi), compuesto por acículas, pequeñas ramas, restos de conos y corteza, el contenido de CO fue de $6,41 \text{ Mg ha}^{-1}$, mientras que en el horizonte hémico/saprico (Oe/Oa) los valores fueron significativamente mayores, superando el doble del contenido en el horizonte Oi, con un valor promedio de $13,59 \text{ Mg ha}^{-1}$ de CO, totalizando entre ambos 20 Mg ha^{-1} bajo el bosque. Esta disparidad en contenidos de C carbono entre los horizontes, confirma el distinto grado de descomposición y tasa de mineralización que hay en cada compartimiento orgánico.

7.3 Horizontes minerales

El carbono orgánico del suelo se estima a partir de cuatro variables: profundidad, concentración o proporción del CO, densidad aparente y fracción de fragmentos gruesos (IPCC, 2006). La profundidad de muestreo en el trabajo fue definida tomando la capa de suelo donde el CO es más dinámico, de 0-15 cm en este caso en estudio. Las profundidades subyacentes no se considerarán en este trabajo dada la baja concentración de CO hallada en ellos en algunas determinaciones preliminares.

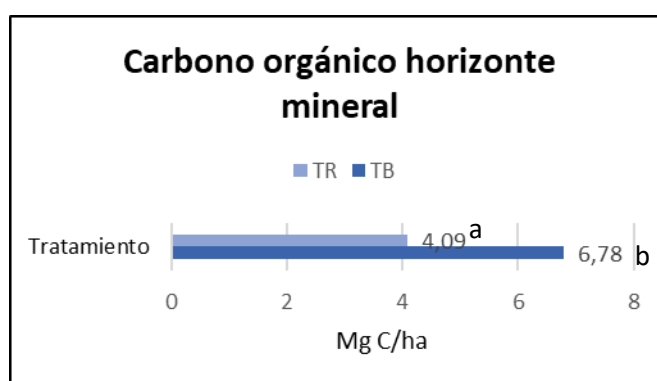


Figura 17. Valores medios de CO (Mg ha^{-1}) en los dos ecosistemas comparados (TB y TR) ($P < 0,568$)

Para el suelo mineral, bajo la vegetación natural se observó una buena provisión de CO, con valores de $4,09 \text{ Mg ha}^{-1}$. En tanto bajo los pinos, existieron incrementos del 65%, con contenidos de $6,78 \text{ Mg ha}^{-1}$ de carbono, existiendo diferencias significativas con $p < 0,06$ y una tasa de acumulación anual de $0,038 \text{ Mg ha}^{-1}$ de C, asumiendo que el contenido hallado en TR corresponde al contenido inicial de carbono desde implantados los árboles, este valor es importante mencionar ya que este reservorio representa la reserva más estable de C. La diferencia entre los contenidos reales de carbono obtenido es grande, por lo que probablemente, aumentando el número de repeticiones la significancia estadística se podría alcanzar rápidamente con valores de “p” por debajo del 5%. Los valores obtenidos indican que existe un aporte continuo de MO desde los horizontes suprayacentes (Horizontes O). Esto da como resultado que el complejo hojarasca-suelo mineral de TB, bajo una misma condición ambiental que TR, alberga contenidos mayores de carbono, lo que se traduce como un mayor secuestro de CO bajo pinos para el espesor considerado.

Distintos autores indican que los rodales de coníferas aportan mayor proporción de MO derivada de la biomasa aérea, en relación a lo observado en los pastizales gramíneos, donde hasta el 90% del CO incorporado proviene de las raíces finas (Pérez-Cruzado *et al.*, 2014). También, es ampliamente aceptado que la biomasa de raíces finas representa un elevado costo energético para las plantas, en general, debido a su rápida renovación, mientras que las raíces gruesas (>2 mm) son importantes para la productividad de los ecosistemas a largo plazo debido a un ciclado más lento de C y nutrientes asociados (Zhang & Wang, 2015). Además de los aportes provenientes de la biomasa aérea, un mayor volumen de biomasa en el ecosistema forestal pudo contribuir de forma significativa al contenido de carbono orgánico total. Sin embargo, esto debe ser confirmado mediante las determinaciones correspondientes.

Independientemente del origen de la MO aportada, resulta esperable una menor actividad microbiana en TB respecto de TR, debido al ambiente edáfico más frío existente bajo la canopia de los árboles en los rodales forestales, lo que ha sido observado por varios autores (Jackson *et al.*, 2005; Guo *et al.*, 2008; Jobbágy *et al.*, 2012).

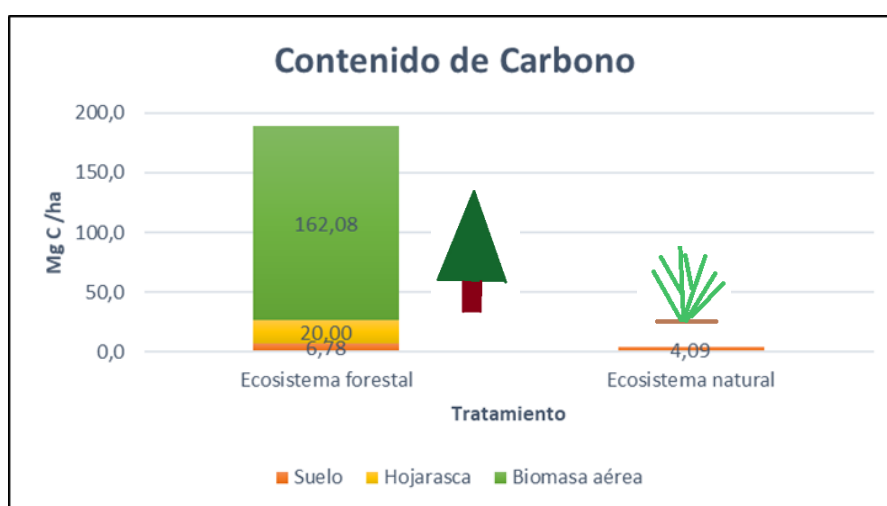


Figura 18. Resumen de los contenidos medios de CO (Mg ha^{-1}) para los distintos compartimentos (suelo, hojarasca y biomasa aérea) para los dos tratamientos en estudio.

Una vez realizados todos los cálculos de biomasa en cada uno de los componentes, se estimó el total de la biomasa en Mg de C y se extrapolaron estos valores a una hectárea (Mg ha^{-1}). En la Figura 18 se puede apreciar la gran

diferencia existente en el contenido total de carbono almacenado entre un ecosistema y otro, considerando los reservorios estudiados para cada tratamiento. El contenido total existente en el ecosistema natural de referencia tomado como línea base fue de 4,09 Mg C ha⁻¹ versus 188,86 Mg C ha⁻¹ en el ecosistema forestal, lo que indica que la introducción de especies forestales, en este caso particular *Pinus*, produce un mayor secuestro y captura de CO₂ atmosférico, incrementando el contenido de CO casi 9 veces en relación al ecosistema natural, con una tasa de acumulación anual de 2,63 Mg ha⁻¹ de carbono, valor que se obtiene de restar el contenido inicial de carbono obtenido en TB. La forestación de estas áreas incrementó el contenido de CO y P en distintas fracciones, a la vez que generó una importante cantidad de biomasa en una zona de muy baja productividad e inestable, sujeta a continuos cambios.

8. Conclusiones

La introducción de montes de *Pinus spp.* en el ecosistema natural de dunas costeras produce un gran impacto, generando cambios físico-químicos en el suelo asociados a una pronunciada alteración en la dinámica de los nutrientes y a una incipiente disminución del pH edáfico, modificando el hábitat prístino del ecosistema natural.

Este manejo antrópico producido por la introducción de una especie forestal resulta en un mayor secuestro de carbono con respecto al ecosistema natural adyacente, en un área de muy baja productividad. Esto significa que la forestación resulta una práctica factible frente a la mitigación del cambio climático, permitiendo almacenar carbono tanto en la biomasa aérea como así también en los horizontes orgánicos y minerales.

Estos cambios descritos están asociados a la cantidad y composición de la acumulación de los materiales orgánicos, a variaciones en el flujo de agua consecuencia de una nueva arquitectura de las raíces y a la modificación del pH del suelo.

Por lo expuesto a lo largo de este trabajo, se permite arribar a las siguientes conclusiones:

1. Se observaron cambios en la morfología y génesis del suelo vinculados a la acumulación de horizontes orgánicos de distinta naturaleza y con distinto grado de descomposición, que generan condiciones de acidificación y conforman un importante aporte de nutrimentos minerales y almacenamiento de carbono.
2. Se detectó una incipiente disminución del pH edáfico por la introducción del rodal, con una caída de 0,39 unidades en la porción superior del suelo. Los valores observados no fueron lo suficientemente ácidos como para ocasionar un marcado deterioro del suelo mineral.
3. Se confirma que la introducción de *Pinus spp.* produce una alteración importante de la dinámica del ecosistema. Con respecto a los contenidos de P_{text} en los horizontes orgánicos, se manifiesta la importancia del aporte de nutrientes que estos proporcionan, siendo elevada la concentración de fósforo total extraíble y proporcional a lo incorporado en los horizontes minerales subyacentes. El menor pH proporcionado por los

rodiales en los suelos del bosque explicaría, al menos en parte, los mayores valores de fósforo encontrados en los horizontes minerales, sumado a que se presume que la hojarasca es el principal ingreso de nutrientes en capas de suelo superficiales.

Los montes de *Pinus* proporcionan una gran variedad de servicios ecosistémicos que contrarrestan los efectos negativos desencadenados, considerando que estos suelos de baja productividad presentan escasas posibilidades de sostener vegetación alguna que sea diferente a especies forestales o áreas naturales de baja productividad. Además, condiciones imperantes de la forestación generan factores microambientales que condicionan la tasa de humificación y mineralización, encontrándose aumentos en los contenidos de CO respecto a los determinados bajo la vegetación natural de referencia, encontrándose un total de 188,86 Mg ha⁻¹ de carbono almacenado en los compartimentos de suelo, biomasa aérea y hojarasca, con una tasa de incorporación de 2,63 Mg C ha⁻¹ por año, comportamiento que expone la evidencia certera de que los árboles tienen una clara eficiencia para secuestrar y almacenar CO₂ atmosférico e incorporarlo como carbono orgánico, colaborando en la mitigación del efecto invernadero y ratificando la importancia de la aplicación de esta práctica de forestación como mecanismo de desarrollo limpio frente al cambio climático.

La degradación del medioambiente se manifiesta con un aumento en el uso y escasez del petróleo, escasez de agua, contaminación de los océanos, la extinción de animales y plantas. A esto se suma además la deforestación, el calentamiento global y el cambio climático, siendo estos indicadores de una problemática que está afectando a toda la humanidad. En el presente trabajo se abordaron las implicancias y cambios sobre la química edáfica que involucra el cambio de uso del suelo de un área de baja productividad, como lo son las dunas de la zona costera. Por otro lado, la introducción de especies forestales colabora en gran medida con una mayor captura y almacenamiento de carbono. Esta es una de las alternativas vigentes a utilizar para mitigar el cambio climático, reduciendo así el contenido de carbono atmosférico, principal gas en importancia en la producción de GEI de larga permanencia.

BIBLIOGRAFÍA

Amiotti, N.; Zalba, P.; Sánchez, L. & Peinemann, N. 2000. The impact of single trees on properties of loess-derived grassland soil in Argentina. *Ecology* 81: 3283-3290.

Amiotti, N.; Zalba, P.; Ares, A. & Rossi, J. 2013. Coniferous afforestation increases soil carbon in maritime sand dunes. *Archives of Agronomy and Soil Science* 59(2): 289-304.

Barragán, F.; Marini, F.; Guillero, A. y Garabito C. 2016. Determinación de uso del suelo en una zona semiárida mediante un estudio multitemporal con imágenes Landsat. Actas II Congreso Nacional de Tecnologías de la Información Geográfica y II Jornadas de Sistemas de Información Geográfica realizadas en el Campus de la Universidad Nacional de General Sarmiento, Buenos Aires, 3 y 4 de octubre 2013, 12p.

Binkley, D.; Valentine, D.; Wells, C. & Valentine, U. 1989. An empirical analysis of the factors contributing to 20-year decrease in soil pH in an old-field plantation of loblolly pine. *Biogeochemistry* 8, pp. 39–54.

Buduba, C.G. 2006. Modificaciones en el pH y contenido de materia orgánica en suelos del ecotono estepa/bosque andino patagónico por implantación de pino ponderosa. Tesis de Doctorado. Convenio Facultad de Agronomía-UBA e Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA).

Burgos, J.J. y Vidal A.L. 1951. Los climas de la República Argentina, según la nueva clasificación de Thornthwaite. *Meteoros*. 1: 3–32.

Condon, L. & Newman, R. 1998. Chemical nature of soil organic matter under grassland and recently established forest. *Eur. J. Soil Sci.* 49(4):597-603.

Di Rienzo, J.A.; Casanoves, F.; Balzarini, M.G.; González, L.; Tablada, M. y Robledo, C.W. InfoStat versión 2020. Centro de Transferencia InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>

FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación). 2015. Manual de campo: Procedimientos para la planificación, medición y registro de información del Inventario Forestal Nacional de Paraguay. Asunción, Paraguay. 184 p.

Farley, K & Kelly, F. 2004. Effects of afforestation of a páramo grassland on soil nutrient status *Forest Ecology and Management* 195 (3): 281-290.

Frossard, E.; Brossard, M.; Hedley, M. & Metherell, A. 1995. Reactions controlling the cycling of P in soils. P. 107-137. In H Tiessen (ed.) *Phosphorus cycling in terrestrial and aquatic ecosystems: A Global perspective*. John Wiley, New York.

Furlan, A.S. 2006. Secuestro y compartimentalización del carbono atmosférico por masas de *pinus radiata* D.(Don.) creciendo sobre dunas. Trabajo Final de Intensificación. Depto. de Agronomía – UNS. 29p.

Garay, M. 2015. Secuestro de carbono y patron vertical de propiedades químicas en Molisoles forestados con *Pinus radiata*. (Tesis de posgrado). Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca.

- Guo, L.; Cowie, A.; Montagu, K. & Gifford, R. 2008. Carbon and Nitrogen stocks in a native pasture and an adjacent 16 year old *Pinus radiata* D Don plantation in Australia. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 124: 205-218.
- Hornung, M. 1985. Acidification of soils by trees and forests. *Soil Use Manage.* 1(1): 24-28.
- Intergovernmental Panel on Climate Change, 2003. Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. Institute for Global Environmental Strategies, Kanagawa.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2006. Volume 4: Agriculture, forestry and other land uses. In Eggleston, HS; Buendia, L; Miwa, K; Ngara, T; Tanabe, K. (Eds.). Guidelines for national greenhouse gas inventories. Tokyo, Japan, National Greenhouse Gas Inventories Programme. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html>
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2007. Cambio climático 2007: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. Ginebra, Suiza
- Jackson, R.; Jobbágy, E.; Avissar, R.; Roy, S.; Barret, D.; Cook, C.; Farley, K.; le Maitre, D.; McCarl, B. & Murray, B. 2005. Trading water for carbon with biological carbon sequestration. *Science* 310: 1944-1947
- Jenny, H. 1994. Factors of soil formation: a system of quantitative pedology. New York (NY): Dover Publications.
- Jobbágy, E.G. & Jackson, RB. 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecol Appl.* 10:423–436.
- Jobbágy, E.G. & Jackson, R.B. 2003. Patterns and mechanisms of soil acidification in the conversion of grasslands to forests. *Biogeochemistry* 64: 205 – 229
- Jobbágy, E., Baldi, G. & Nosseto, M. 2012. Chapter 5: Tree plantation in South America and the water cycle: Impacts and emergent opportunities. In *Forest in development: A vital balance*. Schlichter T. & Montes L. (eds). DOI 10.1007/978-94-007-2576-8_5. Springer Netherlands
- Kuo, S. 1996. Phosphorus. In: *Methods of soil analysis. Part 3. Chemical methods*. SSSA Book Series nº 5. Segoe Rd., Madison, WI 53711, USA.
- Lal, R. 2005. Forest soils and carbon sequestration. *For. Ecol. Manage.* 220:242–258.
- MEA. 2005. In: Hassan, R., Scholes, R., Ash, N. (Eds.). *Ecosystems and Human Wellbeing: Current State and Trends*, vol. 1. Island Press, p. 838.
- Messenger, A, S. 1980. Spruce plantation effects on soil moisture and chemical element distribution. *Forest Ecology and Management* 3: 113-125.
- Montero, G.; Ruiz, R. y Muñoz, M. 2005. Producción de biomasa y fijación de CO₂ por los bosques españoles. Ministerio de Educación y Ciencia. Madrid: Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria. Recuperado el 28 de junio de 2019

- Nelson, D. & Sommers, L. 1996. Total carbon, organic carbon and organic matter. In: Methods of soil analysis. Part 3. Chemical methods. SSSA Book Series nº 5. Segoe Rd., Madison, WI 53711, USA.
- Paladinic, E.; Vuletic, D.; Martini, Y. Marjanovic, H.; Indir, K.S.; Benko, M. & Novotny, V. 2009. Forest biomass and sequestered carbon estimation according to main tree components on the forest stand scale. *Periodicum Biologorum* 111(4): 459 – 466.
- Pallant, E. & S.J. Riha. 1990. Surface soil acidification under red pine and Norway spruce. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54: 1124-1130.
- Pardos, J.A. INIA. 2010. Los ecosistemas forestales y el secuestro de carbono ante el calentamiento global". Madrid. 253 p.
http://www.inia.es/GCONTREC/pub/60587OT_LIBRO_WEB_1277882850828.pdf.
Consultado 12/6/20
- Pérez-Cruzado, C.; Sande, B.; Omil, B.; Rovira, P.; Martín-Pastor, M.; Barros, N.; Salgado, J. & Merino A. 2014. Organic matter properties in soils afforested with *Pinus radiata*. *Plant soil* 374: 381-398.
- Rossi, J. 2008. Secuestro de carbono, dinámica de nutrientes y patrón de acidificación en suelos de dunas forestadas con coníferas. (Tesis de grado). Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca.
- Saldungaray, C.; Adúriz, M. y Conti, V. 2012. Caracterización del sector agropecuario de los Partidos de Bahía Blanca y Coronel Rosales, Ed. Dto. de Agronomía (UNS), Bahía Blanca, 49 p.
- Sanahuja, J.A. 2014. De los Objetivos del milenio al desarrollo sostenible: Naciones Unidas y Metas Globales post-2015. Anuario CEIPAZ, ISSN 2174-3665, Nº. 7, 2014-2015 .Vol. 35: 49-84.
- Sánchez, R.; Ramos, R.; Geissen, V.; Mendoza, J.; De la Cruz, E.; Salcedo, E. y Palma, D. 2011. Contenido de carbono en suelos con diferentes usos agropecuarios en el trópico Mexicano. *Terra Latinoamericana* 29 (2): 211-219.
- Segura, M. y Kanninen, M. 2012. Inventario para estimar carbono en ecosistemas forestales. Turrialba: centro agronómico tropical de investigación y enseñanza. 12 p.
- Smaill, S.; Clinton, P. & Greenfield, L. 2008. Postharvest organic matter removal effects on LH layer and mineral soil characteristics in four New Zealand *Pinus radiata* plantations. *Forest Ecol. Manag.* 256: 558-563.
- Soil Survey Staff. 2010. Keys to Soil Taxonomy, 11th ed. Washington (DC): USDA-Natural Resources Conservation Service.
- Stockmann, U.; Adams, M.; Crawford, J.; Field, J.; Henakaarchchi, N.; Jenkins M.; *et al.* 2013. The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. *Agr. Ecosys. Environ.* 164: 80-99.
- Suñer, L. 2007. Dinámica del fósforo en suelos agrícolas de la región semiárida pampeana. Tesis Magister en Ciencias Agrarias. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina.

Suñer, L. & Galantini, J. 2015. Texture influence on soil phosphorus content and distribution in semiarid pampean grasslands. *Int. J. Plant. Soil Sci.* 7(2): 109-120.

Turner, B. 2008. Resource partitioning for soil phosphorus: a hypothesis. *J. Ecol.* 96:698-702.

Urrego, B. 1997. La reforestación con coníferas y sus efectos sobre la acidificación, podsolización y pérdida de fertilidad de los suelos. INPOFOS. *Inv. Agr.* N° 28: 6-12, Quito, Ecuador.

USDA. 1999. Soil Taxonomy. Agricultural Handbook N° 436. Second Edition, US government printing office, Washington DC 20402.

Zalba, P. & Peinemann, N. 1987. Efecto de algunas especies forestales sobre ciertas propiedades fisicoquímicas del suelo. *Ci. Suelo* 5(1): 71-76.

Zhang, H.; Yuan, W.; Dong, W.; Liu, S. 2014. Seasonal patterns of litterfall in forest ecosystem worldwide. *Ecological Complexity* 20: 240-247

Zhang, X. & Wang, W. 2015. The decomposition of fine and coarse roots: their global patterns and controlling factors. *Scient. Rep.* 5. DOI: 10.1038/srep09940

Zinke, P. 1962. The pattern of influence of individual forest trees on soil properties. *Ecology* 43 (1): 130-133.

ON LINE

Mapa de ubicación geográfica

<https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/objetivos-de-desarrollo-sostenible/> (último ingreso 21 de Septiembre de 2021)

Datos de concentración de CO2

<https://gml.noaa.gov/ccgg/trends/mlo.html> Global Monitoring Laboratory (último ingreso 12 de Octubre de 2021)