

Trabajo de intensificación

**EFFECTOS DE LA IMPLANTACIÓN DE MONTES DE ROBLES (*Quercus
robur* L.) EN SUELOS DEL SUR BONAERENSE**



Autor: Mariana Abarzúa

Docente tutor: Dr. Maximiliano Garay

Docentes consejeros: Ing. Agr. (Mag.) Luis Caro

Ing. Agr. (Mag.) Erica Schmidt

**UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SUR
DEPARTAMENTO DE AGRONOMÍA**

Abril 2022

PREFACIO

Este trabajo es presentado como parte de los requisitos para cumplir con el trabajo de intensificación de la carrera de Ingeniería Agronómica de la Universidad Nacional del Sur.

Agradecimientos

A la Universidad Nacional del Sur y en especial al Departamento de Agronomía y sus docentes, por haberme dado las herramientas para formarme como profesional y haberme acompañado en mi crecimiento como persona.

A mi tutor Dr. Maximiliano Garay, por su compañía y compromiso al haberme dado la posibilidad de realizar el trabajo con él. Por el tiempo y la ayuda brindada y por abrirme siempre las puertas de su oficina.

A mis consejeros la Ing. Agr. (Mag.) Erica Schmidt y al Ing. Agr. (Mag.) Luis Caro, por tomarse el tiempo para hacer sus aportes y correcciones.

Al Dr. Luciano Orden por su colaboración en la toma de muestras.

A la Escuela agropecuaria de Coronel Suárez, su director Daniel Maier y sus docentes, especialmente a Mercedes Botham, por abrirnos las puertas a sus instalaciones y por permitirnos visitar la trufera.

A mi mamá Mónica. Por su dedicación y esfuerzo para buscar darme siempre lo mejor. Por brindarme su amor incondicional y apoyo.

A mis amigos, los de la vida y los de la carrera y a Agustín. Por los momentos compartidos, por sus consejos y compañía que hicieron esta etapa más amena.

Finalmente, quiero expresar mi agradecimiento a todas las personas que hicieron posible la realización de este trabajo.

Índice

Resumen	5
1. Introducción	7
1.1 Efectos de la forestación	8
2. Objetivo	9
3. Materiales y métodos	10
3.1 Localización del área de estudio	
3.2 Aspectos climáticos	
3.3 Aspectos geomorfológicos y edáficos	11
3.4 Vegetación	12
3.5 Diseño experimental y muestreo	13
3.5.1 Mediciones dasométricas	15
3.6 Determinaciones de laboratorio	16
3.7 Procesamiento de datos	20
4. Resultados y discusiones	21
4.1 Caracterización de los rodales	
4.2 Horizontes orgánicos	23
4.3 Horizontes minerales	24
4.3.1 Textura del suelo	
4.3.2 Reacción del suelo	26
4.3.3 Carbono	29
4.3.4 Estimación de stock de CO en el ecosistema	33
4.3.5 Fósforo extractable	36
5. Visita a producción de robles para trufas	38
6. Conclusiones	42
7. Bibliografía	43
8. Anexo	49

EFFECTOS DE LA IMPLANTACIÓN DE MONTES DE ROBLES (*Quercus robur* L.) EN SUELOS DEL SUR BONAERENSE

Resumen

La forestación con *Quercus robur* actualmente se encuentra poco difundida en nuestro país, sin embargo, constituye una alternativa válida como mecanismo de desarrollo sustentable y secuestro de carbono. En función de ello se plantearon como objetivos: I) Evaluar el efecto que genera la implantación de *Quercus robur* sobre algunas propiedades químicas de las capas superficiales y subsuperficiales del suelo; II) Tomar contacto y analizar una producción regional de la especie a fin de evaluar su aplicabilidad productiva en un contexto actual. El objetivo I se desarrolló en la EEA INTA H. Ascasubi y contempló dos tratamientos, un rodal de *Quercus robur*, y una situación de referencia compuesta por vegetación natural (monte de *Geoffroea decorticans*). Para cada tratamiento se seleccionaron 4 árboles al azar y se determinaron variables dasométricas, como altura, densidad de plantación y diámetro de altura al pecho. Adicionalmente, se tomaron muestras de los horizontes orgánicos y del suelo mineral a cuatro profundidades (0-15; 15-30; 30-50 y 50-100 cm). Para el objetivo II se realizó una visita a una unidad experimental de producción de trufas en simbiosis con robles y otras especies similares en la Escuela Agropecuaria de Cnel. Suárez, donde también se realizaron mediciones dasométricas y se tomaron muestras de suelo. En laboratorio se determinó textura; pH en agua; conductividad eléctrica del extracto de saturación; carbono orgánico en muestras orgánicas y minerales e inorgánico en muestras minerales; fósforo extraíble; fósforo orgánico e inorgánico para las muestras orgánicas; carbonatos por volumetría de gases. Los datos se analizaron mediante test de ANOVA, cada capa de suelo se analizó en forma separada debido a la dependencia entre profundidades. Los resultados obtenidos en Ascasubi indicaron que se trata de suelos con un 70-90% de arena. Los niveles de pH fueron similares entre tratamientos, tanto para los horizontes orgánicos como para los minerales. El contenido de CO también fue similar en todas las profundidades y se evidenció una estratificación en la capa

superficial 0-15 cm en ambos tratamientos. Para Pe los robles mostraron una tendencia hacia valores ligeramente mayores, aunque sin diferencias significativas. El stock de CO para Robles fue de 122,9 Mg CO ha⁻¹ mientras que el de Testigo fue de 48,0 Mg CO ha⁻¹ cuando se consideró la misma densidad de plantación para ambas especies. Con los resultados obtenidos se concluye que la introducción de *Quercus robur* no afecta significativamente la dinámica de CO, pH y Pe en los suelos del SO bonaerense, por lo cual se considera una práctica de bajo impacto ambiental y económicamente factible a través de la producción de trufas.

Palabras claves: forestación, trufas, Ustipsament

1. Introducción

Argentina presenta cerca de 47 millones de hectáreas de monte nativo y aproximadamente 1,2 millones de hectáreas de monte implantado, los cuales tienen un enorme potencial para contribuir al desarrollo socioeconómico y ambiental nacional (www.senasa.gob.ar). Los montes implantados están conformados principalmente por especies exóticas de rápido crecimiento donde priman las coníferas, eucaliptos y salicáceas. Estos cubren la mayor demanda de materias primas por parte de la industria maderera, lo que contribuye a quitar presión sobre los bosques nativos.

Por su ubicación y extensión, nuestro país cuenta con gran heterogeneidad climática y geomorfológica, lo que da lugar a diversos ecosistemas, cada uno de los cuales posee un potencial productivo característico que hace posible el desarrollo de distintas especies forestales.

El género *Quercus* es uno de los más amplios y comprende 600 especies a nivel global. En México ocupa el primer lugar en riqueza de especies, se estima que existen más de 160, muchas de las cuales presentan alto grado de hibridación, lo que a su vez ha producido alta variación, adaptación a nuevos hábitats y diversificación (Rodríguez-Acosta & Allen, 2020).

El roble (*Quercus robur* L.) posee una madera de alto valor apreciada en el mercado mundial. Sus usos son variados, desde muebles o tonelería hasta construcciones navales. Los robles pueden vivir 1000 años, alcanzando tamaños significativos, con 30 a 40 metros de altura y diámetro al pecho (DAP) de dos metros. Desde el punto de vista ecológico y económico es uno de los más comunes e importantes árboles caducifolios en Europa, y se caracteriza por su resistencia a las sequías y a los vientos secos (Kruzhilin *et al.*, 2018).

Además, es una especie pionera, debido a su capacidad para sobrevivir entre competidores una vez que logra establecerse, para crecer en una amplia gama de suelos siendo de las especies de latifoliadas menos exigentes, y con buena dispersión de semillas (Savill, 1991).

Se encuentra en zonas con clima templado-cálido a templado-frío, desde semi-secos a muy húmedos. Requiere climas de tendencia atlántica con un mínimo de humedad (Precipitación media anual, PMA>600 mm; Loewe *et al.*, 2013). Ikauniece *et al.* (2013) y Wallraf & Wagner (2019) lo reportan en sitios continentales con climas templados fríos y con precipitaciones entre 300 a 400 mm anuales.

En nuestro país el potencial productivo del roble no ha sido tan explorado, posiblemente debido a que es una especie de muy lento crecimiento, requiriendo una inversión inicial importante y con un retorno económico a mediano o largo plazo. Este aspecto se combina con la falta de información y el desconocimiento por parte de productores resultando en una muy reducida utilización de esta especie en proyectos comerciales, los cuales se concentran en la producción de trufas (*Tuber melanosporum*) asociadas al género *Quercus* y en especial a *Quercus robur*.

1.1 Efectos de la forestación

El impacto de la forestación incluye la modificación de diversos parámetros del ecosistema, constituyendo un cambio de uso de la tierra en sitios donde no se hallaban árboles previamente. Esto tiene consecuencias en el suelo debido a la influencia de los árboles, alterando sus propiedades, las cuales varían en forma espacial (tanto horizontal como verticalmente) y de acuerdo a la especie utilizada (Zinke, 1962; Amiotti *et al.*, 2000).

La vegetación arbórea le confiere al suelo características propias a través de la incidencia de la actividad biológica sobre los procesos pedogenéticos. La actividad radicular de los árboles ejerce una importante acción de meteorización química y física sobre el material parental extrayendo los nutrientes necesarios para su desarrollo (Bengoetxea, 2009).

Algunas de las propiedades que se ven representadas en estos patrones son el pH, el contenido de nitrógeno y de materia orgánica (MO) y la capacidad de intercambio catiónico (CIC), entre otras (Garay *et al.*, 2018; Schmidt & Zalba, 2019). Las magnitudes de estos cambios en las

propiedades son función de la interacción entre los factores formadores del suelo que plantea Jenny (1941). Entre estos, la vegetación cumple un rol importante dado que representa uno de los factores pedogenéticos más activos dentro de los organismos, incluso hay autores que también incluyen a las prácticas de manejo silvícola, la densidad y disposición de los árboles como agentes que también influyen en la formación de suelo.

A diferencia de otras especies de gran utilización como *Pinus radiata* o *Eucalyptus viminalis* (Garay *et al.*, 2018; Schmidt *et al.*, 2019), *Q. robur* se identifica como una especie de menor impacto sobre el suelo de zonas templadas como el sudoeste bonaerense. En Argentina no se cuenta con registros oficiales de superficie implantada con roble europeo (www.argentina.gob.ar). Sin embargo, se reportan plantaciones en distintas regiones del país, tanto puras como en combinación con otras especies de latifoliadas. Luque (2009) evaluó la aptitud de los suelos en el Valle de Calamuchita, Córdoba para el cultivo de *Q. robur*. Este autor considera a esta especie de bajo impacto ambiental por sus características biológicas, sugiriendo que su introducción masiva no implica mayor riesgo para la salud ni para la persistencia del bosque nativo actual. Godoy *et al.* (2007) a partir de un ensayo en la Patagonia presenta al roble, entre otras especies, como una alternativa promisorio para utilizar en el país debido a su capacidad de crecimiento, gran potencial de cultivo y la proponen para diversificar las forestaciones.

La escasa información local respecto de la especie denota la necesidad de generar la misma, aprovechando las plantaciones ya establecidas. En función de ello, se establecieron los siguientes objetivos:

2. Objetivos

- Evaluar el efecto que genera la implantación de *Quercus robur* L. sobre algunas propiedades químicas de capas superficiales y subsuperficiales del suelo.
- Tomar contacto y analizar una producción regional de la especie a fin de evaluar su aplicabilidad productiva en un contexto actual.

3. Materiales y métodos

3.1 Localización del área de estudio

El área de estudio se sitúa en el sudoeste de la Provincia de Buenos Aires, en proximidades de la Colonia San Adolfo, ubicada en la Ruta Nacional 3 km 794 (Partido de Villarino). La parcela experimental se encuentra ubicada en un monte implantado con robles (*Quercus robur* L.), dentro de la Estación Experimental INTA Hilario Ascasubi (Figura 1).

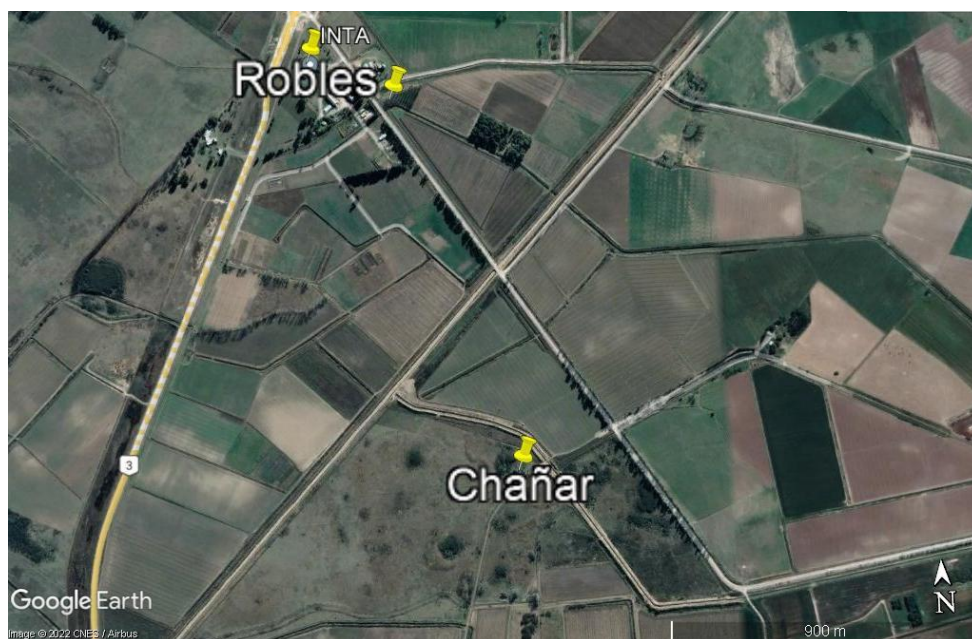


Figura 1. Ubicación de los rodales de roble (R) y chañar (T) en cercanías de la EEA INTA H. Ascasubi, Partido de Villarino.

3.2 Aspectos climáticos

El Partido de Villarino se caracteriza por un clima templado semiárido. La temperatura media anual (TMA) es de 15°C (Fig. 2), alcanzando valores medios máximos en enero con 22.3 °C y medios mínimos en julio con 7.7 °C. Las estaciones térmicas están bien diferenciadas: veranos e inviernos rigurosos, y primaveras y otoños intermedios (Rodríguez *et al.*,2018). La precipitación media anual (PMA) es de 594 mm (periodo 1968-2014) (Fig. 2) y con valores de evapotranspiración que rondan los 1135 mm existe un elevado déficit hídrico, de aproximadamente 500 mm, durante la época estival. La distribución mensual de las precipitaciones presenta sus valores máximos en

los meses de febrero - marzo y los menores entre junio - julio. Las heladas se distribuyen desde los meses de abril a noviembre, concentrándose las más intensas durante los meses de junio, julio y agosto. Sin embargo, las heladas más peligrosas son aquellas que ocurren de forma temprana y tardía afectando a los cultivos. Los vientos predominantes son del cuadrante O-NO, siendo la época de mayor frecuencia el período primavera verano. Es común que durante la época estival (diciembre- febrero) ocurran incendios a consecuencia de descargas eléctricas.

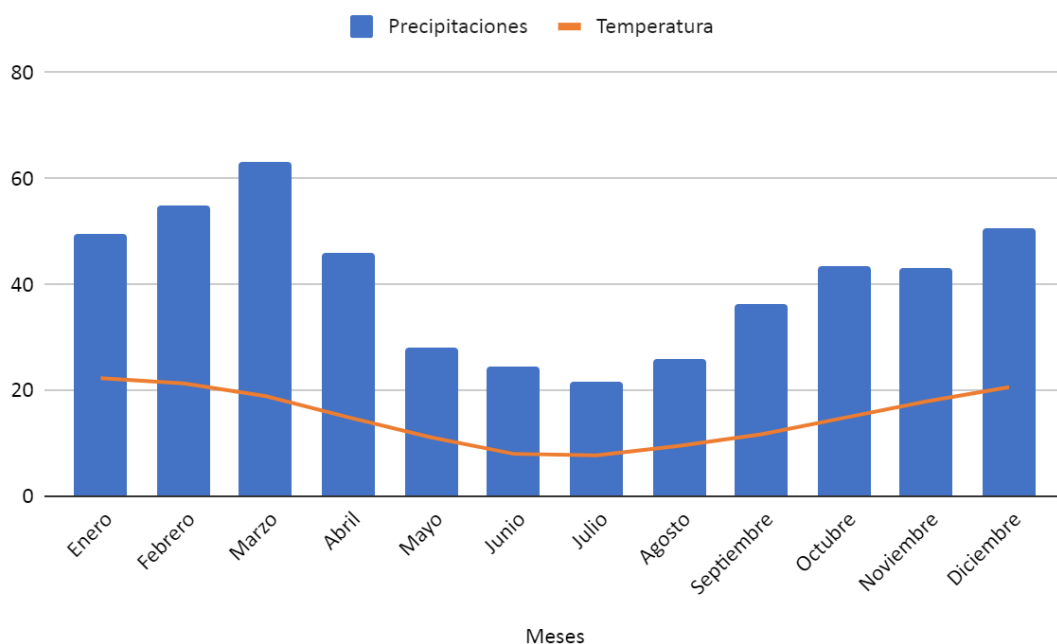


Figura 2. Datos climáticos históricos para el periodo 1964-2014. Precipitaciones medias anuales (mm) y temperaturas medias anuales (°C). Fuente: EEA INTA Hilario Ascasubi

3.3 Aspectos geomorfológicos y edáficos

La región se encuentra en el dominio geomorfológico de la Cuenca del Colorado, dentro del Ambiente fluvial principal (Afp) donde se presentan distintos subniveles en los que varía la calidad de suelo. Hacia el este crece la influencia de los depósitos marinos antiguos, por lo que los suelos presentan características salinas. Hacia el oeste, donde se encuentra el sitio de estudio, los suelos están dominados por mantos de sedimentos gruesos a moderadamente gruesos de edad reciente y escaso desarrollo pedogenético. Los suelos del área correspondiente a Hilario Ascasubi se clasificaron como

Ustipsamientos típicos y Ustifluventes típicos (Rodríguez *et al.*, 2018). Se trata de suelos con alta proporción de arena, franco-arenosos a arenosos-francos, sin horizontes petrocálcicos y napa freática oscilante entre 1 y 2 metros de profundidad durante la época estival debido al ascenso estacional de la misma como consecuencia del riego por gravedad predominante en la zona. El uso de la tierra es mixto con cultivos intensivos como cebolla, zapallo y hortalizas en general, rotaciones agrícola ganaderas y engorde a corral (feedlot) y establecimientos tamberos. El uso forestal está restringido mayormente a alamedas cortavientos y pequeños rodales ornamentales.

3.4 Vegetación

El sitio se ubica en la provincia fitogeográfica del Espinal, distrito del Caldén y su vegetación es del tipo xerófila (Cabrera, 1976). Entre las especies leñosas que predominan originalmente se mencionan *Geoffroea decorticans* (Gillies ex Hook. & Arn.) Burkart (chañar), *Condalia microphylla* Cav. (piquillín), *Larrea divaricata* Cav. (jarilla) y varios ejemplares del género *Prosopis*. En cuanto al estrato herbáceo predominan *Bromus brevis* (cebadilla pampeana), *Nassella tenuis* (flechilla fina), *Nassella clarazii* (flechilla grande), *Piptochaetium napostaense* (flechilla negra), *Poa lanuginosa* (unquillo), entre otras.

Las áreas bajo la vegetación natural descrita son escasas debido a su reemplazo por las producciones agropecuarias ya mencionadas. En el caso particular de la “línea de base” (Fig. 3), tomada como referencia en este trabajo, se trata de una sucesión secundaria de monte nativo compuesta principalmente por chañar y casi nula representación de otras especies leñosas originales. El chañar se comporta como arbusto o árbol de hasta 7 m de alto (cuando está aislado) y cuando crece en bosquecillos densos generalmente crece aproximadamente 2-3 m de altura. Se reproduce por semillas o por raíces gemíferas (Giménez *et al.*, 2013) y se observa un crecimiento en círculos concéntricos, presentando los ejemplares más antiguos del rodal en el centro y los más jóvenes en la periferia. Presenta un tronco tortuoso ramificado de 20-40 cm de diámetro (y de 10 a 15 cm de diámetro cuando forma bosquecillos, Iglesias & Barchuk, 2010).



Figura 3. Vista del tratamiento testigo (T) en Colonia San Adolfo y toma de muestras orgánicas y de suelo mineral.

Q. robur se desarrolla en clima templado Atlántico de Europa Occidental, y en el clima continental del centro de Rusia y Europa del Este. Los árboles jóvenes son relativamente sensibles al frío y pueden sufrir heladas tardías. A principios de otoño estas pueden dañar los brotes que no están lignificados (Luque, 2009). Es una especie caducifolia monoica con un largo periodo juvenil. La producción de flores no comienza hasta los 15- 25 años (Savill, 1991). Florece mejor bajo condiciones climáticas más continentales (Joyce *et al.*, 1998) y requiere una temperatura media de 12 °C en primavera-verano para el desarrollo normal.

3.5 Diseño experimental y muestreo

Se evaluó un rodal de *Q. robur* (Fig.4) ubicado en un sector de la Estación Experimental Agropecuaria INTA Hilario Ascasubi (39°23'35.72"S, 62°37'34.08"O); y se lo comparó con la "línea de base" compuesta por vegetación natural del lugar (monte de *Geoffroea decorticans*) ubicada dentro del predio San Adolfo de la Universidad Nacional del Sur y distante 1200 metros en línea recta del otro rodal (39° 24' 12.19" S, 62° 37' 20.55" O). La edad estimada del monte de chañar es de 30 años.

El monte forestal formado por robles fue implantado en 1967 con un marco de plantación a tresbolillo y un espaciamiento de 8 m entre plantas. Este lote no posee dominio de riego, por lo que la capa freática se encuentra normalmente a una profundidad mayor a 2 m.



Figura 4. Rodal de *Quercus robur* (roble europeo) estudiado en inmediaciones de EEA INTA H. Ascasubi.

Los tratamientos fueron: 1) monte de *Q. robur* (R) y 2) monte de *G. decorticans* (T), el cual servirá como tratamiento testigo o línea de base. Para cada tratamiento se determinó la densidad de plantación y se seleccionaron cuatro árboles al azar, a los cuales se les determinaron las variables dasométricas altura (m) y diámetro de altura al pecho (DAP). Se tomaron muestras de los horizontes orgánicos (hojarasca) y suelo mineral. Las muestras de suelo mineral se realizaron con barreno (Fig. 5) a cuatro profundidades (0-15; 15- 30; 30-50 y 50-100 cm) totalizando n=16 en cada tratamiento (N=32). Las mismas fueron tomadas a un 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 copa, etc. (Zinke, 1962; Amiotti *et al.*, 2000). Los muestreos de hojarasca se realizaron con ayuda de un aro metálico de 0, 25m². Se llevaron a cabo tres repeticiones por tratamiento, tomándose muestras del horizonte orgánico fábriico (Oi, n=6), el único presente en esos ambientes. Para R los

horizontes orgánicos se muestrearon a inicio de primavera (3 de octubre de 2019), mientras que para T a finales de la primavera (6 de diciembre de 2019).



Figura 5. Muestreo de suelo mineral con barreno a distintas profundidades en el tratamiento Robles (R).

También se tomaron cinco muestras de densidad aparente (Dap), utilizando cilindros de 5,0 cm de diámetro y 5,1 cm de altura (100 cm^3). Las muestras fueron tomadas a 5-10 cm de profundidad, representativo de la primera capa (0-15 cm).

3.5.1 Mediciones dasométricas

Se tomaron al azar 4 ejemplares por tratamiento, y en cada uno de ellos se midieron a campo las siguientes variables dasométricas:

- Diámetro a la altura del pecho (DAP). Determinándose el diámetro del fuste a la altura de referencia de pecho (DAP) a 1,3 m desde el nivel del suelo utilizando una cinta métrica.

- Altura. Se determinó mediante la observación del punto más alto de cada ejemplar seleccionado y la medición de ángulos al ápice y a la base y de la distancia al árbol desde el observador.
- Densidad de plantación. La cantidad de plantas totales se calculó en base al marco de plantación y del espaciamiento.
- La biomasa. La biomasa aérea se calculó mediante la ecuación alométrica 1 (Aguilar *et al.*, 2012).

$$y = a(DAP)^b \quad [1]$$

Donde:

DAP: diámetro a la altura del pecho

a=0,000065 coeficiente

b= 2,6896 exponente

y= Biomasa aérea (m³ pl⁻¹)

3.6 Determinaciones de laboratorio

Para las muestras de los horizontes orgánicos (O) se determinó:

- Cuantificación de materia seca (MS). Las muestras fueron secadas al aire, luego en estufa a 70°C y pesadas (Fig. 6) y se extrapoló el peso de la MS correspondiente a 0,25 m² a Mg MS ha⁻¹ utilizando la ecuación 2.

$$\frac{10000m^2}{ha} * \frac{MS g}{0,25m^2} * \frac{1Kg}{1000g} * \frac{1Mg}{1000Kg} = \frac{MS}{Mg ha} \quad [2]$$

Finalmente se molieron y tamizaron por 1mm (muestras orgánicas) para realizar las determinaciones químicas.



Figura 6. Pesaje de muestras orgánicas del tratamiento Robles (R) correspondientes a una superficie de 0,25 m²

- pH por el método potenciométrico, utilizando una relación 1:5 (5,0 g de hojarasca: 25 ml de agua destilada). Las mediciones se realizaron con un electrodo de vidrio con la suspensión en agitación.
- Carbono orgánico (CO) por calcinación en mufla. Para el procesamiento de las muestras se realizaron determinaciones por triplicado para cada especie. Fueron picadas con un molinillo, se pesaron 2,0 g por muestra y se llevaron a la estufa a 105°C durante un día. Al día siguiente, se pesaron y se llevaron a un horno de mufla por 2 h a 550°C para cuantificar el contenido de cenizas y por diferencia, el contenido de materia orgánica. Este dato luego se utilizó para estimar el stock de carbono en Mg CO ha⁻¹, considerando que el 58% de la materia orgánica es carbono.
- Fósforo orgánico (Po) y P inorgánico (Pi) se determinaron por comparación de muestras calcinadas (Pi+Po) y no calcinadas (Suñer, 2007). Se pesaron 2,0 g de muestra por duplicado y se colocaron en crisoles de porcelana y sus duplicados en tubos de centrifuga (muestra no calcinada). Las muestras en crisoles se llevaron a una mufla y se calcinaron los compuestos orgánicos a 550 °C durante 2 h. Luego se pasaron las cenizas a tubos de centrifuga. A todas las muestras (calcinadas y sin calcinar) se le agregaron 25 ml de H₂SO₄ 0,5 M y se

agitaron durante 2 h. 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 680 nm. Finalmente se obtuvieron los valores de Pi y Po por diferencia de lecturas.

Las muestras de suelo mineral fueron secadas al aire, mortereadas y tamizadas para eliminar fragmentos gruesos (mayores a 2 mm).

Las determinaciones de laboratorio incluyeron:

- Reacción del suelo (pH) en suspensión de suelo-agua 1:2,5 (10,0 g de suelo: 25 ml de agua destilada). Las mediciones se realizaron con un electrodo de vidrio con la suspensión en agitación.
- Conductividad eléctrica (CE dS m^{-1}) en el extracto de saturación. Se pesaron 100,0 g de suelo y se agregó agua destilada hasta formar una pasta saturada y se extrajo la solución del suelo mediante vacío. Luego se realizó la medición de CE sobre el extracto.
- Separación de fracciones granulométricas por el método de la pipeta de Robinson y se diferenciaron las fracciones de Arena 2000-50 μm , limo 50-2 μm y arcilla <2 μm . Se pesaron 50,0 g de suelo en un vaso de precipitado de 500 ml o 1000 ml, luego se agregó agua oxigenada (130 volúmenes) para destruir la 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 calgón (35,0 g NaPO_3 + 17,5 g NaCO_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 de arcilla + limo y arcilla. 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.
- Fósforo extractable (Pe) por el método de Bray-Kurtz (Kuo, 1996). Se pesó suelo en tubos de centrifuga y se agregó solución extractante en una relación 1:7. 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 680 nm, y finalmente se compararon con aquellas obtenidas para concentraciones patrón y se realizaron los cálculos correspondientes.

- Carbono orgánico total por combustión seca (COT, LECO). Para esta determinación se utilizaron muestras de ambos tratamientos sobre las capas superficiales (0-15 y 15-30 cm).
- Carbono orgánico por mufla. Para completar los valores de CO de las capas profundas (30-50, 50-100 cm) se realizó su determinación en mufla. Para ello se pesaron 5,0 g por duplicado, se colocaron en crisoles de porcelana y se llevaron a estufa a 105°C por un día. Al día siguiente, se pesaron y colocaron en el horno de mufla durante 2 h a 550°C (Rozas & Sampedro, 2013). Por diferencia se obtuvo la fracción orgánica. Este procedimiento también se realizó para las muestras superficiales (0-15 y 15-30 cm) ya evaluadas por combustión seca a fin de generar una equivalencia entre ambas determinaciones y corregir los resultados. Se determinó %MO a partir de los valores de CO con la siguiente ecuación:

$$\%MO = \frac{(\text{Peso muflado} - \text{peso seco inicial})}{\text{peso seco a estufa}} * 100 \quad [3]$$

- Carbonatos por volumetría de gases. Se pesaron muestras de suelo por duplicado entre 1,0 y 5,0 g, se sometieron a una reacción con HCl al 10 % en un Calcímetro de Bernard y se observó el desplazamiento volumétrico de una columna de agua. El porcentaje de carbonatos se calculó mediante la siguiente ecuación:

$$\%CaCO_3 = \frac{(\text{peso } CaCO_3 (g) * \text{lectura final} - \text{inicial})}{\text{lectura final} - \text{inicial} * \text{peso de } CaCO_3 (g)} * 100 \quad [4]$$

- Las muestras de densidad aparente se secaron en estufa a 105°C, se pesaron y se realizaron los cálculos correspondientes.

$$Dap = \frac{\text{peso sse (g)}}{\text{Vol del cilindro (cm}^3\text{)}} \quad [5]$$

Donde:

Dap: densidad aparente (g cm^{-3})

Peso sse: peso suelo seco a estufa

- Para obtener el stock de carbono orgánico en la capa superficial de los horizontes minerales (0-15 cm) se utilizó el espesor del horizonte y la densidad medida para obtener el contenido de carbono de la siguiente manera: [6]

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

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

- Stock de CO en biomasa aérea. Se estimó la biomasa aérea por hectárea a partir de mediciones dasométricas (altura y DAP) y se asume que el 50% de esta corresponde al contenido de carbono (IPCC, 2003).

[7]

$$Biomasa\ aérea\ (m^3\ ha^{-1}) * 0,5 = Mg\ CO\ ha^{-1}$$

3.7 Procesamiento de datos

- Los datos se analizaron mediante test de ANOVA simple comparando los valores medios de cada tratamiento con el test de Fisher y una probabilidad de error del 5%. Se partitionaron 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).
- Se realizaron regresiones lineales entre algunas variables. Para todos los análisis se utilizó el programa InfoStat (Di Rienzo, 2020).

4. Resultados y discusiones

4.1 Caracterización de los rodales

Los datos dasométricos de DAP y altura (Tabla 1) indican un crecimiento mucho mayor para R en relación a T. Las diferencias observadas en el desarrollo de los individuos de ambos tratamientos pueden adjudicarse en principio a la disparidad en cuanto a edad de los rodales, a las características de crecimiento propias de las especies y al manejo silvícola.

Tabla 1. Rango de valores de las principales características dasométricas del tratamiento Robles (R) y Testigo (T).

	DAP ^a (cm)	Altura (m)	Biomasa aérea (m ³ pl ⁻¹)
Roble (R)	26,4- 42	10,9-15,5	0,4-1,5
Chañar (T)	12,7-15,9	4-5	0,06-0,11

^aDAP: Diámetro de altura al pecho

En el caso del roble se trata de una plantación de 55 años sometida a la acción antrópica a partir de plantines, en un marco de plantación amplio (8x8 m) y al que se le asigna un mínimo manejo silvícola (poda de ramas inferiores). En cambio, el rodal de chañar analizado es parte de una sucesión secundaria de la vegetación natural compuesta casi exclusivamente por esa especie, la cual recolonizó rápidamente el sitio disturbado hace aproximadamente 30 años. El hábito de crecimiento de esta especie es diferente, dado que posee una elevada densidad de especímenes como resultado de su método de propagación por raíces gemíferas. Sin embargo, en situaciones donde se promueve el crecimiento de chañares en solitario, estos pueden alcanzar un tamaño considerable.

Los robles pueden alcanzar tamaños significativos, con 30 a 40 metros de altura y diámetro de altura al pecho de hasta dos metros con edad avanzada. Kruzhilin *et al.* (2018) en un estudio realizado en Rusia indican un desarrollo para robles de 50 años de 8,8 a 17,6 m de altura y DAP entre 13,0 a 26,6 cm. En el clima frío descrito por esos autores (TMA 8 °C), el crecimiento de los robles se vio disminuido en relación a los valores aquí observados. Wallraf & Wagner (2019) también mencionan escasos

desarrollos de robles en climas fríos (TMA 3 °C) con DAP entre 3,3 a 11,5 cm y alturas entre 5 y 10 m para ejemplares de hasta 27 años. En este sentido, los climas templados generan especímenes de mucho mayor porte.

De acuerdo a modelos promedios que consideran información edáfica/climática, las curvas de crecimiento de *Q. robur* muestran que el proceso de crecimiento en ambientes de estepa es intenso hasta los 20 años (Kruzhillin *et al.*, 2018).

Rozas (2004) estudió robles situados en un bosque del litoral de Cantabria, de clima Atlántico, inviernos templados y húmedos y períodos de sequía estival en años ocasionales (PMA 1.210 mm; TMA 14 °C). Aquí se evaluaron árboles maduros de entre 150 y 270 años, y árboles jóvenes de entre 20 y 105 años de edad, para los que se reportaron rangos de DAP de 38,3-128,9 cm y rangos de altura de 10,1- 30,3 m.

Godoy *et al.* (2007) en un trabajo llevado a cabo en la Patagonia, menciona la existencia de robles de 45-55 años que alcanzaron alturas dominantes de 20 a 24 m, mucho mayores a las registradas en el presente estudio. El rango de precipitaciones en el que estos rodales se desarrollaron iba de 550 mm año⁻¹ (Estancia Chimehuin) a 2200 mm año⁻¹ (Estancia Quechuquina). También menciona la presencia de antiguos canales de riego que en algún momento debieron suplir las necesidades de agua del rodal, lo que puede explicar las diferencias en el crecimiento. En ese estudio los compara con ejemplares presentes en Europa central, con 150 años y que han alcanzado 25- 30 m de altura.

En el caso del chañar, Iglesias & Barchuk (2010) indican alturas que van de 1,8 a 6,9 m, valores que se asemejan a los de este trabajo. En ese mismo estudio no se mencionan valores de DAP, dado que en su lugar se realizaron medición del DAB (diámetro a la altura de la base) con valores medios de 9,3 cm (0,7- 14,8 cm). En un ensayo realizado en formaciones naturales de chañar en el valle del río Copiapó (Chile) se reportan valores de DAP que van desde 2,8 a 9,9 cm y alturas de 3,2 a 4,7 m, para árboles con un mínimo manejo silvícola que se encuentran a una densidad entre 800 a 1000 árboles por hectárea (Gutiérrez *et al.*, 2017).

En relación a las referencias mencionadas, en este trabajo los indicadores de biometría forestal obtenidos para chañar reflejan un muy buen crecimiento para la edad estimada.

4.2 Horizontes orgánicos

La acumulación de restos vegetales bajo la copa de los robles y chañares, resultó en la generación de horizontes orgánicos. A campo, fue posible distinguir un horizonte fábrico (Oi) compuesto principalmente por hojas, semillas y pequeñas ramas sin descomponer. El tipo ecológico de humus se podría clasificar como “Mull” (Zanella *et al.*, 2018) dado que carece de horizonte Oa, posee un pH>5 en agua, hay presencia de lombrices y macrofauna activa y existe una transición abrupta entre los horizontes orgánicos y minerales.

Los horizontes O evaluados mostraron una amplia variabilidad en cuanto a la masa acumulada. Esto es común en muchos rodales, dado que la acumulación de restos vegetales varía de acuerdo a la época del año, la distancia al tronco, la dirección predominante del viento y manejo silvícola, entre otras causas. Comparando entre tratamientos (Tabla 2), chañar presenta una tendencia hacia una mayor cantidad de materia seca por hectárea (17-31 Mg MS ha⁻¹) respecto de roble (9- 26 Mg MS ha⁻¹).

Tabla 2. Contenido de materia seca (MS) y de carbono orgánico (CO, Mg ha⁻¹) en los horizontes Oi correspondientes a roble y chañar

Tratamiento	Muestra	Peso (g)	Mg MS ha ⁻¹	Mg CO ha ⁻¹
Roble	1	228,8	9,15	7,0
Roble	2	583,04	23,32	18,0
Roble	3	659,22	26,37	20,3
Chañar	1	438,8	17,55	11,2
Chañar	2	784,26	31,37	20,1
Chañar	3	731,5	29,26	18,7

En relación a la referencia y otras especies exóticas, *Q. robur* presenta una baja tasa de acumulación de restos vegetales en el horizonte orgánico.

Mediciones similares realizadas en *P. radiata* indican acumulaciones 53-69 Mg ha⁻¹ en zonas costeras (Jara, 2021) y hasta 233 Mg ha⁻¹ en la zona de Ventania (Garay, 2015). En este sentido, la calidad de los restos favorece la descomposición de la hojarasca de roble y dificulta su acumulación sobre el suelo mineral. Jaworski (1995) indica que el roble europeo puede ser utilizado para la mejora del suelo cuando se encuentra presente con rodales de pino, si se encuentra en una proporción de aproximadamente el 30% del número total de árboles.

En relación al contenido de fósforo de la hojarasca, los resultados indican una muy baja acumulación de este elemento (Tabla 3), especialmente si se lo compara con otras especies de coníferas como pinos (Garay, 2015). Esto se debe a que la génesis de los horizontes O responde principalmente a las características de los restos vegetales que lo constituyen. La calidad del horizonte Oi, expresada mediante la relación CO/Po, indica que tanto para chañar como para roble, existirá una inmovilización temporal de P durante su descomposición. Este fenómeno será más relevante en roble debido al escaso nivel de Po y la alta relación CO/Po (CO/Po=6603).

Tabla 3. Contenido de fósforo orgánico (Po) e inorgánico (Pi) por el método Bray y Kurtz de las muestras orgánicas de roble y chañar. Obtenidas a partir de muestras calcinadas y sin calcinar.

Tratamiento	Po (mg kg ⁻¹)	Pi (mg kg ⁻¹)	Po+Pi (mg kg ⁻¹)	CO/Po
Roble	67,7	380,0	447,7	6603,9
Chañar	101,5	363,5	465,0	3669,7

Por otro lado, la suma de Po+Pi fue similar en ambas especies y menor a otros tipos de vegetación como pinos (670-820 mg kg⁻¹, Garay, 2015). Esto se asocia con una dinámica de P similar entre robles y la vegetación de referencia con un bajo impacto en relación a este macronutriente sobre los horizontes minerales subyacentes.

4.3 Horizontes minerales

4.3.1 Textura del suelo

Los resultados obtenidos mediante el método de la pipeta de Robinson en los rodales de robles revelaron que se tratan de suelos franco arenosos con

alrededor de un 70% de arena (Tabla 4). A medida que aumenta la profundidad, se observa que el contenido de arena se incrementa, aunque la diferencia es de sólo 5% entre la capa superficial y la más profunda. En chañar, los rangos del porcentaje de arena cuantificado fueron más amplios, fluctuando de 75 a más del 90 %, dejando una baja proporción de las fracciones limo y arcilla.

La tendencia observada hacia texturas más gruesas en profundidad es similar en ambos tratamientos, por lo que se considera que los suelos estudiados son típicos de la región y comparables entre sí.

Tabla 4. Rangos de valores de cada fracción granulométrica para ambos tratamientos, en las distintas profundidades

Profundidad	Roble			Chañar		
	%arena	%limo	%arcilla	%arena	%limo	%arcilla
0-15	72,7-74,3	20,3-20,8	9,0-9,1	79,5-91,6	3,7-11,4	4,6-9,0
15-30	73,1-75,1	15,7-20,4	4,5-8,7	79,4-93,2	2,8-11,4	3,9-9,1
30-50	75,2-78,1	17,0-20,2	6,0-7,0	75,5-95,0	1,5-13,8	3,3-10,6
50-100	77,0	19,8	6,9	74,9-92,3	3,5-15,3	4,1-9,7

La predominancia de la fracción arena en estos suelos dificulta la incorporación de MO a largo plazo (Six *et al.* 2002), otorgando aún mayor importancia a un aporte permanente de restos vegetales y reposición de nutrientes y sustancias extraídos. Estos suelos donde la proporción de arena es alta y la de arcilla y limo son menores, se asocian a una escasa fertilidad química, baja o nula estabilidad estructural y baja capacidad de retención de agua en el perfil. Un adecuado y frecuente aporte de materia orgánica a través de la hojarasca y raíces contribuye al mantenimiento de la estructura y los agregados del perfil, proporcionándoles mayor cohesión y aumentando su estabilidad.

Según Bengoetxea (2009), la cantidad de MO presente en un suelo depende del balance entre las entradas mediante hojarasca (aérea y subterránea) y rizodeposición, y a las salidas que se producen por la liberación de C durante la descomposición, así como por lixiviado y procesos erosivos.

Por otro lado, el mayor contenido de fracciones gruesas como la arena aumentan el riesgo de erosión. La implementación de sistemas forestales

evitaría o reduciría el riesgo a la erosión, ya sea hídrica o eólica, puesto que no sería necesario realizar labores constantemente que impliquen la remoción del suelo, evitando la destrucción de agregados estructurales y su exposición a los distintos eventos climáticos. La superficie siempre estará cubierta por biomasa por lo que habría un constante aporte de materia orgánica.

La densidad aparente observada fue diferente entre tratamientos, con menores valores bajo la vegetación de referencia. El valor de Dap es un buen índice del grado de compactación o reducción del espacio poroso, y por ende, de la aireación del suelo; resultando ser un buen indicador de la calidad del suelo (Cid-Lazo *et al.* 2021).

Tabla 5. Valores de densidad aparente (Dap) de la capa superficial (0-15 cm) para roble y chañar.

	Roble	Chañar
Muestra	Dap (g cm⁻³)	
1	1,42	1,20
2	1,38	1,29
3	1,49	1,33
4	1,60	1,24
5	1,39	1,23
Medias	1,46 *	1,26

* indican diferencias entre tratamientos con $p < 0,05$.

La Dap varía con la textura del suelo y el contenido de MO; también puede variar estacionalmente por efecto de las labranzas. En este caso (Tabla 5), la tendencia es opuesta a lo esperado, dado que con mayores contenidos de arena como en chañar se esperaría una densidad aparente más alta. Esto no puede ser explicado con las variables evaluadas, requiriendo un análisis más profundo de las causas.

4.3.2 Reacción del suelo

Se realizó la determinación del pH en el suelo mineral y también en los horizontes orgánicos. Para los últimos, se observaron valores similares que

rondaban en 6,3 para roble y en 6,1 para chañar (Tabla 6). Estos valores ligeramente ácidos, no difieren en forma importante de lo que podría esperarse en un horizonte mineral superficial fértil, a los cuales suprayacen. Esto sugiere que no se espera un desbalance importante en la reacción del suelo debido al aporte de restos vegetales, como sucede con la implantación de otras especies forestales exóticas.

Para las capas minerales superficiales, se mantuvieron valores similares a los del horizonte O, cercanos a 6. Se observa un incremento con la profundidad, tornándose algo más alcalinos. Solo se evidenciaron diferencias significativas en 30-50 cm de profundidad, con los mayores valores para roble. A partir de los 30 cm se encuentran valores superiores a 8,5, que se asocian con la presencia de sodio en el perfil. El aumento de pH con la profundidad es normal en la región, incluso hasta valores moderada a fuertemente alcalinos. La diferencia hallada en 30-50 cm posiblemente se deba a una variabilidad edáfica, dado que la misma no está presente en capas supra e infrayacentes.

Tabla 6. Valores medios de pH y conductividad eléctrica (CE) en los horizontes orgánicos y a distintas profundidades del suelo mineral bajo Robles y el Testigo.

Profundidad (cm)	Roble	Chañar	Roble	Chañar
	pH		CE (dS m ⁻¹)	
Horizonte O	6,34	6,09	-	-
0-15	6,83	6,72	1,23*	0,49
15-30	7,44	7,14	2,90*	0,61
30-50	8,85*	7,57	4,01	3,03
50-100	9,11	8,38	5,61	5,87

*indica diferencias significativas entre tratamientos con $p < 0,05$

En función de lo observado, no hay cambios significativos para pH en los primeros 30 cm, porción del suelo donde se esperaría el mayor impacto del factor vegetación en la pedogénesis. En las capas más profundas de 30-50 y 50-100 cm, los mayores valores hallados en R, podrían deberse a una variabilidad edáfica típica de la zona, aunque esto debe confirmarse con análisis complementarios.

En relación a otras especies forestales, existen diferencias marcadas en cuanto a la reacción del suelo. En ambiente de dunas, en los horizontes

minerales bajo un monte de *P. radiata*, Jara (2021), reporta una diferencia significativa bajo la vegetación de coníferas respecto de la vegetación natural. Para 0-15 cm se hallaron valores de pH de 6,9 bajo pinos contra 7,3 de la referencia natural. La acidificación se extiende también en subsuperficie, con disminuciones de 0,4 unidades en la profundidad de 50-100 cm. A diferencia de otras situaciones, la comparación realizada por esta autora se sitúa en un ecosistema de dunas sobre el frente costero marítimo a 300 m del mar. Esta situación, vuelve aún más relevante la acidificación detectada, dado que en ese ambiente existe un aporte continuo de “aerosol marino” con presencia de cationes básicos que compensa en parte la absorción realizada por los árboles. Garay (2015) en su estudio sobre *P. radiata* en el área de Ventania también reporta acidificación desde los horizontes orgánicos (Oe/Oa) hasta una profundidad de 90 cm en el suelo mineral. En superficie, los horizontes O fueron fuertemente ácidos con valores de pH de 4,6. Subyaciendo a estos, continúa la tendencia fuertemente ácida hasta los primeros 30 cm de suelo mineral (pH 5,0-5,6). Si bien se utiliza la misma especie que en la referencia previa, existe una acidificación mucho más marcada en los ecosistemas estudiados por Garay (2015), los cuales no cuentan con aportes de sales básicas como en las dunas costeras y muestra un patrón común para la vegetación de pinos.

Estudios anteriores sobre los efectos de los árboles sobre la variabilidad de suelo indican que las coníferas tienden a producir horizontes con más ácidos orgánicos que especies de maderas duras (Riha *et al.* 1986). Sin embargo, no solo las coníferas producirían acidificación de los distintos horizontes, sino que especies como el *Eucalyptus spp.* tendrían efectos parecidos. En un estudio realizado en *E. viminalis* en la misma zona, Schmidt *et al.* (2019) mencionan que los suelos bajo los árboles presentan horizontes superficiales con una reacción moderadamente ácida (5,8).

Si bien *Q. robur* no genera una disminución marcada en la reacción del suelo, es importante destacar que soporta muy bien pH extremos. Dentro de la bibliografía consultada, hay estudios en ambientes distintos en los que se menciona el crecimiento de roble en condiciones de acidez extrema, como

Nordén (1991), que reporta que los suelos minerales presentaban un pH en superficie de 3,9 a 5,1 y Rozas & Sampedro (2013), que menciona valores de pH de 3,7-3,8.

La escasa alteración de R sobre el pH de referencia indica que esta especie no altera este parámetro edáfico y por lo tanto no modifica significativamente la evolución del suelo en comparación a otras especies exóticas.

En roble también se evidenciaron diferencias significativas para los primeros 30 cm en los valores de CE (Tabla 6), indicando suelos de salinidad media en superficie (1,23 - 2,90 dS m⁻¹) que luego se hace mayor con la profundidad (4,01- 5,61 dS m⁻¹). La presencia de sales podría ser adjudicada a que el rodal de robles está enmarcado en una zona de riego, en la que podemos encontrar una capa freática fluctuante entre 1- 2 m de profundidad, dependiendo de la estación. Para el caso del chañar, los valores son bajos en los primeros 30 cm del perfil, (0,49- 0,61 dS m⁻¹). Luego en profundidad, los valores de chañar se tornan similares a los hallados en roble (3,03- 5,87 dS m⁻¹). El rodal de chañar se encuentra alejado de los canales y drenes y se desconoce la profundidad a la que se encuentra la napa freática.

La presencia de suelos con mayor contenido de arena podría estar influyendo en los valores de CE hallados en chañar. Uno de los sitios muestreados arrojó una mayor proporción de arena, cercana a 90 %. La conductividad eléctrica del suelo se correlaciona con varias propiedades del suelo, como su textura y su capacidad de retención de agua. Se presume que los suelos arenosos tendrán una lectura de conductividad eléctrica más baja debido a su baja capacidad de retención de agua, alta tasa de percolación y elevada facilidad de lavado.

4.3.3 Carbono

Los valores porcentuales de CO (Tabla 7) se concentran fuertemente en la capa superficial del perfil (primeros 15 cm) en ambos tratamientos, para luego disminuir abruptamente en los siguientes 15-30 cm y luego mostrar un

descenso menos marcado a mayor profundidad. La distribución vertical del contenido de carbono orgánico es mucho más estable en chañar sin embargo, presenta una tendencia hacia menores valores a los observados en roble en 15-100 cm, aunque sin diferenciarse estadísticamente.

Schmidt & Zalba (2019) en un estudio sobre *Eucalyptus spp.* en suelos Psammentes, que naturalmente poseen bajos contenidos de COT (2,2 mg kg⁻¹), reportaron que el cambio en el tipo de vegetación incrementó el COT en un 100%. En un estudio de Garay (2015) en el que se comparó los efectos de *P. radiata* con los de la vegetación natural en un ambiente de sierra, reporta que bajo los pinos existieron incrementos altamente significativos de COT en 15-75 cm y significativos en 75-90 cm. Los incrementos porcentuales fueron de 14% para 0-15 cm y 27% a 67% para 15-90 cm. Las diferencias más importantes se observaron en las profundidades intermedias, de 30 a 60 cm, donde el COT bajo los árboles aumentó 59% y 67% respectivamente.

Para la misma especie en un estudio realizado en ambiente de dunas Jara (2021) encontró en los horizontes minerales niveles bajos de CO (0,34 %) en los primeros 15 cm del perfil (0-15 cm) debido a las texturas arenosas.

El carbono inorgánico (C de carbonatos, C-CaCO₃) presenta valores que van aumentando gradualmente con la profundidad en ambos tratamientos. Se observan diferencias significativas entre los tratamientos en la capa 15-30 cm.

Los suelos del área se clasifican como Ustipsamentales y Ustifluventes. Los Entisoles se caracterizan por una baja evidencia de desarrollo pedogenético, siendo los que en mayor medida reflejan las características del material original como la presencia de carbono inorgánico. La presencia de carbonatos (CaCO₃) se hace más evidente en los sitios donde se encuentran los robles, principalmente a partir de los 30 cm de profundidad (CaCO₃ > 6%). Acompañando al carbonato de calcio, el pH se incrementa a partir de esta capa, alcanzando los mayores valores, entre 8 y 9. En T el contenido de carbonato es apenas la mitad que los presentes en R y el pH 8 lo alcanza en los últimos 50-100 cm. El incremento del carbonato con la profundidad es una

situación esperada en una región semiárida con suelos de escasa evolución como los estudiados.

Tabla 7. Valores porcentuales medios de carbono orgánico (CO), carbono de carbonatos (C-CaCO₃) y carbonatos (CaCO₃) para ambos tratamientos a distintas profundidades.

Profundidad (cm)	Roble	Chañar	Roble	Chañar	Roble	Chañar
	% CO		% C-CaCO ₃		% CaCO ₃	
0-15	1,54	1,31	0,06	0,06	0,5	0,46
15-30	0,80	0,69	0,14*	0,08	1,12*	0,63
30-50	0,55	0,62	0,75	0,23	6,29	1,9
50-100	0,49	0,66	0,78	0,43	6,49	3,54

*indica diferencias significativas entre tratamientos con $p < 0,05$

La MO acumulada en los ecosistemas forestales representa una parte importante del reservorio total de carbono orgánico (Bengoetxea, 2009) y se considera un índice de calidad del suelo. Sin embargo, existe una estrecha relación entre la concentración de MO y la textura del suelo por lo cual se desarrolló el índice de materia orgánica (IMO) a fin de realizar comparaciones fiables entre suelos de diferente contenido de arcilla y limo. El índice IMO calcula un valor numérico representativo de la “saturación” con materia orgánica del suelo a partir del contenido de MO y de arcilla+limo (Six *et al.*, 2002; Quiroga *et al.*, 2006). Este indicador, sirve también para conocer el estado de conservación de la MO en horizontes superficiales del suelo, en donde valores bajos se interpretan como una cierta pérdida de calidad o bien una baja capacidad de incorporar materia orgánica estable al suelo.

En la Tabla 8 se observan porcentajes de materia orgánica, contenido de limo y arcilla y los índices de MO obtenidos para ambos tratamientos en las distintas capas para muestras individuales. En los sitios correspondientes a los robles, los valores de MO, al igual que los de CO, se concentran en superficie para luego disminuir con la profundidad. En superficie también encontramos los mayores valores de limo más arcilla. Para los sitios donde se encuentran los chañares, los valores de MO son más estables en profundidad. En todas las profundidades evaluadas, el IMO mostró una tendencia hacia valores superiores en chañar.

Tabla 8. Contenido de materia orgánica (MO) y de las fracciones granulométricas limo y arcilla de muestras individuales de suelo mineral, con su correspondiente índice de IMO.

Profundidad	%MO		% Lim +arc		IMO	
	Roble	Chañar	Roble	Chañar	Roble	Chañar
0-15	2,64	1,67	29,9	8,4	8,8	19,9
15-30	0,86	1,15	20,3	6,8	4,2	16,9
30-50	0,46	0,28	23,0	4,9	2,0	5,7
50-100	0,74	0,26	-	7,7	-	3,4
0-15	2,04	1,53	29,4	20,5	6,9	7,5
15-30	1,67	1,16	29,1	20,6	5,7	5,6
30-50	1,39	1,25	27,3	24,5	5,1	5,1
50-100	0,92	1,14	26,7	25,1	3,4	4,5

Índice IMO (MO/A+L; porcentaje de materia orgánica sobre contenido de arcilla más limo)

Teniendo en cuenta que horizontes superficiales con IMO<5 se consideran pobres en MOT (Quiroga *et al.*, 2006; Garay, 2015), los valores obtenidos, tanto para el roble como para chañar, indican elevados contenidos de fracciones orgánicas en relación a las partículas menores a 50 µm. Para chañar esta condición se mantiene hasta los 50 cm pues a mayor profundidad el IMO es menor a 5. Para R, la misma situación se da a partir de los 15 a 50 cm. En capas subsuperficiales, los bajos valores de IMO no indicarían degradación y pérdida de materia orgánica, sino que expresarían una menor capacidad de incorporación de material orgánico en forma estable.

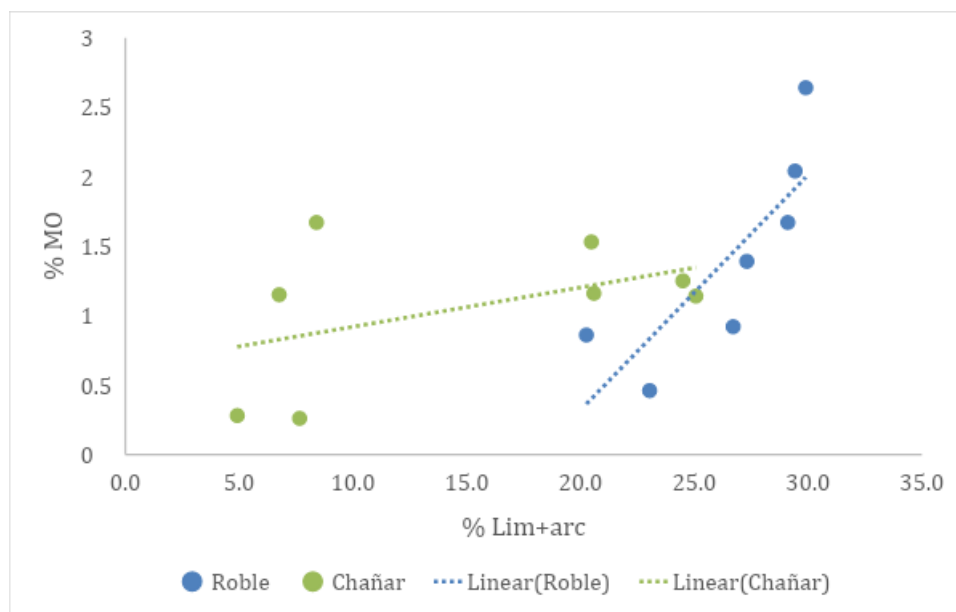


Figura 7. Análisis de regresión entre porcentaje de materia orgánica (MO) y contenido de las fracciones granulométricas limo más arcilla (lim+arc)

Al graficar el contenido de arcilla + limo vs MO, se observa para R que a medida que se incrementa el porcentaje de las fracciones finas, también se incrementan los valores de materia orgánica. También se advierte una correlación entre las variables. Sin embargo, no sucede lo mismo para el chañar, donde las diferencias en el contenido de arena no representan cambios importantes en el contenido de MO (Tabla 8). El chañar, en cambio, muestra que para valores más bajos de limo más arcilla presenta los mismos valores de MO, indicando que estos conservan un buen contenido de materia orgánica a diferentes texturas y que la misma se incorporaría en forma poco estable en el tiempo. Por otro lado, los robles parecen acumular mayor cantidad de MO.

4.3.4 Estimación de stock de CO en el ecosistema

La Convención sobre Cambio Climático y el Protocolo de Kyoto reconocen que los ecosistemas forestales pueden contribuir a mitigar el efecto invernadero inducido por el hombre. Esto ha llevado a que en los últimos años se incremente la importancia de la estimación de la biomasa forestal y del carbono (C) acumulado. Por cada kilogramo de C acumulado en la biomasa arbórea se capturan 3,67 kg de CO₂ (Gómez-García y Pérez-Rodríguez, 2015).

Galicia *et al.* (2016) reporta que el C de los bosques del mundo ha sido estimado en 861 Pg ($1 \text{ Pg} = 1 \times 10^{15} \text{ g}$), de los cuales, 383 Pg se encuentran en el suelo (44%), 363 Pg en la biomasa aérea (42%), 73 Pg en la madera muerta (8%) y 43 Pg se encuentran en el mantillo (5%). Esto supone que en promedio, aproximadamente la mitad del C de los ecosistemas forestales se encuentra en el piso forestal y en biomasa de raíces dentro del suelo. A nivel local, este valor dependería del tipo de bioma.

El stock de C en los ecosistemas es el resultado entre el balance de las tasas de acumulación y descomposición. El stock del mismo en los suelos forestales es influenciado por la interacción entre los factores que determinan la fertilidad y productividad del sitio (clima, vegetación, topografía, propiedades físicas, químicas y biológicas y el material parental) y el uso de la tierra y prácticas de manejo (Mayer *et al.* 2020). El cambio de uso de suelo es uno de los principales factores que explican los flujos de C en estos ecosistemas.

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 utilizada fue la capa de suelo donde el CO es más dinámico, de 0-15 cm. En la cuantificación del stock de CO en suelo mineral para las muestras correspondientes a los robles se obtuvieron $33,7 \text{ Mg CO ha}^{-1}$, mientras que para los suelos bajo chañar se obtuvo $24,7 \text{ Mg CO ha}^{-1}$. Esta diferencia de $9,0 \text{ Mg CO ha}^{-1}$ resulta de un mayor contenido de CO en porcentaje y mayor densidad aparente en robles. Este aporte representa el secuestro de carbono en la forma más estable dentro del ecosistema dado que se conforma por materia orgánica incorporada al suelo mineral y no es susceptible a combustión.

Los horizontes orgánicos por su parte aportaron en promedio $16,7 \text{ Mg CO ha}^{-1}$ para chañar y $15,1 \text{ Mg CO ha}^{-1}$ para robles. En total, sumando los horizontes orgánicos y la capa mineral superficial, el CO acumulado en el suelo es $48,8$ y $41,4 \text{ Mg CO ha}^{-1}$ para robles y chañares respectivamente. Esto indica

que los robles han acumulado $7,4 \text{ Mg CO ha}^{-1}$ durante un periodo de 55 años a una tasa de $0,13 \text{ Mg CO ha}^{-1}$.

En el caso de *P. radiata*, reportado por Jara (2021) en dunas de arena, los valores estimados en los horizontes orgánicos eran cercanos a 20 Mg CO ha^{-1} y para los primeros 15 cm de los horizontes minerales el contenido de CO fue de $6,78 \text{ Mg CO ha}^{-1}$. Para la misma especie, Garay (2015) reportó valores mayores en un ambiente de sierra, donde los horizontes orgánicos presentaron $42,3 \text{ Mg CO ha}^{-1}$ y los horizontes minerales $73,3 \text{ Mg CO ha}^{-1}$. En ambos casos, para una profundidad comparable, el stock de CO estimado resulta mayor al presentado en este estudio. Esto podría deberse a la mayor generación de materia seca por parte de las coníferas y mayor edad de los rodales.

Para el C contenido en la biomasa de roble y chañar se utilizó la misma densidad de plantación (8x8) a fin de hacerlo comparable. Sin embargo, hay una subestimación en el caso de chañar debido a que se encontraba en una densidad mayor a la utilizada para el cálculo. El contenido estimado en roble es de $74,1 \text{ Mg CO ha}^{-1}$, mientras que para chañar es de $6,6 \text{ Mg CO ha}^{-1}$. Esta diferencia radica en el tamaño de los árboles relativo a su hábito de crecimiento. Tal como se mencionó, los chañares crecen a una densidad mucho mayor y resulta dificultoso y laborioso evaluar su densidad en muestreos pequeños debido a la alta variabilidad en la estructura poblacional. Existen trabajos que indican densidades de montes de chañar con manejo silvícola destinados a producción, con densidades mucho mayores (entre 500 a 1100 plantas por hectárea; Gutiérrez *et al.*, 2017) a las aquí asumidas (156 plantas por hectárea). Este aspecto deberá tenerse en cuenta al considerar los resultados aquí expuestos.

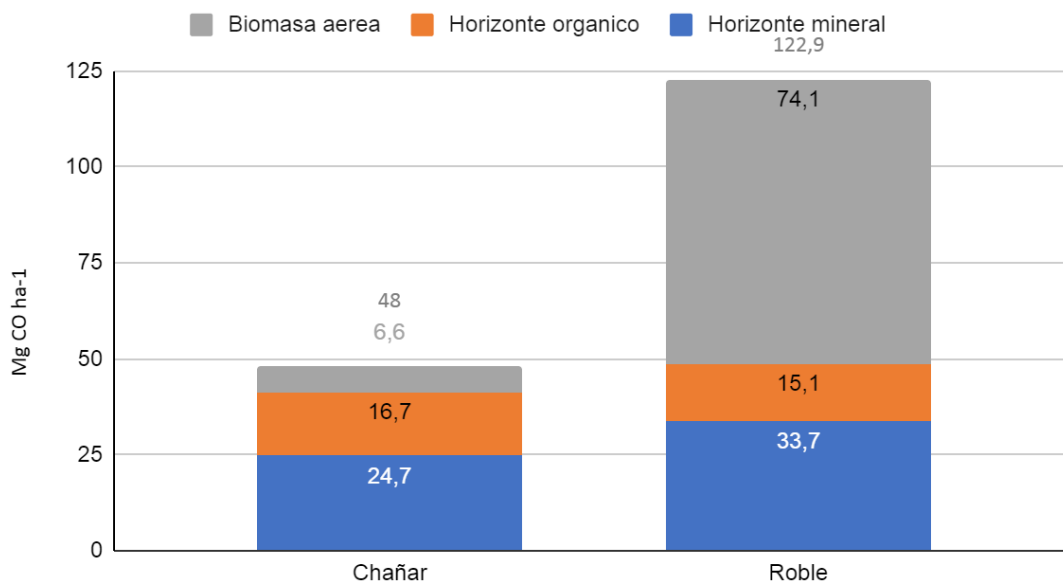


Figura 8. Estimación de stock de CO (Mg CO ha⁻¹) de biomasa aérea, horizontes orgánicos y horizontes minerales para ambos tratamientos

En conjunto, cada ecosistema forestal contiene (Fig. 8):

-Mg CO ha⁻¹ Chañar (156 pl ha⁻¹): 24,7+16,7+6,6= **48,0 Mg CO ha⁻¹**

-Mg CO ha⁻¹ Robles (156 pl ha⁻¹): 33,7+15,1+74,1= **122,9 Mg CO ha⁻¹**

En total, la implantación de robles mostró una mayor capacidad de secuestro de carbono en el suelo mineral y así como en su biomasa. La magnitud del secuestro, dependerá fuertemente del estado inicial del ecosistema del cual se parte.

4.3.5 Fósforo extractable

El fósforo es un elemento que no se encuentra en la atmósfera en concentraciones apreciables, la mayor parte del que encontramos en la tierra proviene de sustancias minerales sólidas a excepción de trazas de gas fosfín (PH₃), el cual se desprende de materia orgánica en descomposición o es liberado durante erupciones volcánicas en muy pequeñas cantidades (Vet *et al.*, 2014). Garay (2015) reporta que por esta razón, el contenido de P total en suelos no alterados se debe exclusivamente a la composición mineralógica de

los materiales parentales, por lo cual es un indicador de la fertilidad potencial original de los suelos.

En este trabajo, no se cuantificó el P total, aunque si el fósforo extractable por el método de Bray-Kurtz, lo que aporta una idea sobre la fertilidad actual y frecuentemente es un indicador que se relaciona al uso de la tierra. El Pe observado mostró valores más altos en la capa superficial del perfil (0-15 cm), para luego disminuir fuertemente en 15-30 cm y luego progresivamente con la profundidad (Tabla 9). Esto es esperable debido a que el fósforo es un nutriente poco móvil y aumenta su disponibilidad en pH ligero a moderadamente ácidos como los observados en 0-15 cm.

Autores como Göransson *et al.* (2006) y Rozas & Sampedro (2013) reportan que la mayoría de la absorción de nutrientes por parte de las raíces del árbol ocurren en la capa superficial del suelo, de los 0 a 10 cm.

Tabla 9. Valores medios de fósforo extractable (Pe) por el método de Bray y Kurtz para distintas profundidades

	Roble	Chañar
Profundidad (cm)	Pe (mg kg⁻¹)	
0-15	28,38	22,43
15-30	13,4	14,25
30-50	5,73	8,05
50-100	4,75	5,93

No se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos.

En un trabajo de Rozas & Sampedro (2013), se evaluaron distintos parámetros químicos básicos del suelo mineral en roble para una profundidad de 0- 10 cm y a 1,5 m del tronco. Se reportaron valores de Pe (por el método Olsen) que oscilaban entre 5,6 y 10 mg kg⁻¹.

Si bien los métodos difieren, en este trabajo se obtuvieron rangos de valores que duplicaban los observados por dicho autor (20 a 30 mg kg⁻¹) en la capa superficial de 0- 15 cm. Es importante destacar que incluso en la capa siguiente 15-30 cm, se observaron valores superiores a los presentados en el mencionado trabajo. Entre los tratamientos no se encontraron diferencias significativas, sin embargo en roble se observa un mayor contenido de Pe en la

capa superficial. En cuanto a la variabilidad vertical, los valores fueron similares para roble y chañar.

Schmidt *et al.* (2019) en un estudio con *Eucalyptus viminalis* en el que se realizaron muestreos en suelo mineral a 1 m del tronco, se determinó el Pe mediante el método Bray y Kurtz para la capa superficial y se obtuvieron valores de 38,0 mg Pe ha⁻¹. Bajo rodales de *Pinus radiata* se reportan elevadas concentraciones de Pe en los horizontes minerales. En ambiente de sierra se determinó un promedio de 182 mg kg⁻¹ para los primeros 15 cm y 32 mg kg⁻¹ en la capa 75-90 cm (Garay, 2015).

A diferencia de otras especies comunes en la región como pinos o eucaliptos, los cuales son capaces de modificar en profundidad la dinámica del P edáfico, la implantación de robles no alteró este parámetro. Este aspecto es relevante en cuanto a la sustentabilidad del sistema, dado que una mayor disponibilidad de fósforo puede afectar su grado de movilidad dentro del suelo, pudiendo salir del sistema. Esto es particularmente importante en un área de riego donde las napas freáticas se encuentran a poca profundidad (alrededor de 1 a 3 m) y se conectan con una red de drenaje que desemboca en el mar. En este caso, la pérdida de fosfatos por lixiviación podría significar un traslado posterior a largas distancias, o incluso terminar en el mar.

5. Visita a producción de robles para trufas

Como parte de este trabajo, se realizó una visita a una parcela experimental de distintas especies silvícolas (tres del género *Quercus spp.*) orientadas a la producción de trufas. El objetivo fue tomar contacto y conocer las alternativas productivas que existen en torno a la especie *Quercus robur* además de la producción de madera dura.

La producción de trufas en Argentina es incipiente, existiendo 2 proyectos principales y algunos pequeños productores en la provincia de Buenos Aires y Rio Negro. La época de cosecha es de mayo a septiembre y su vida útil no puede superar los 10 días. Debe ser refrigerada para su conservación y con un paño absorbente lo que la convierte en una *Delicatessen* de estación y elevado precio. El mercado de la trufa negra es muy

pequeño y se limita a la comercialización entre los productores y consumidores representados por restaurantes y clientes específicos. A pesar de ser una producción chica posee prometedoras expectativas de crecimiento ya que es posible exportarla a contraestación a otros continentes.

La Escuela agropecuaria de Coronel Suárez cuenta con una trufera de 0,5 ha (Fig. 9) desde el año 2011. El trasplante se realizó en un área del establecimiento en el que no hubo uso agrícola reciente, a más de 60 metros de otros árboles y con plantines cuyas raíces fueron inoculadas con *Tuber melanosporum*. Las especies utilizadas son encina (*Quercus ilex*), roble (*Quercus robur*), alcornoque (*Quercus suber*) y avellano (*Corylus avellana*), en un marco de plantación de 6x3 m. Estos ejemplares se encuentran provistos por un sistema de riego por aspersión para utilizar durante la época estival.

Desde su implantación, ha sido posible realizar la cosecha de una trufa de alrededor de 70 gramos. Para ello fue necesario contar con perros entrenados para su búsqueda.



Figura 9. Vista a la parcela experimental de distintas especies silvícolas orientadas a la producción de trufas. Escuela agropecuaria de Coronel Suárez

Durante la visita se observó la producción y se evaluaron algunos parámetros dasométricos y algunas propiedades edáficas.

Para la producción de trufas, las propiedades del suelo son extremadamente importantes y se realizan evaluaciones de diferentes parámetros edáficos en forma previa y luego de la implantación a fin de verificar la viabilidad productiva. En ese sentido, se realizaron muestras de suelo mineral extraídas con barreno de la capa superficial (0-20 cm) a fin de aportar información edáfica a la producción de la Escuela. Se determinaron tres sitios de muestreo: a 1 metro del tronco de los robles de 11 años (Fig. 10), entre la hilera de árboles y en un sitio que se había encalado ($6 \text{ kg CaCO}_3 \text{ m}^{-2}$) en el año 2020, cada uno de ellos con tres repeticiones.

También se midió en algunos ejemplares de roble la circunferencia del tronco a 1,20 m del suelo a fin de calcular DAP (cm).



Figura 10. Muestreo de suelo mineral con barreno de la profundidad 0-20 cm para el tratamiento en hilera de robles de 11 años

Luego en el laboratorio, las muestras de suelo mineral fueron secadas al aire, mortereadas, tamizadas en 2 mm y finalmente se determinaron los parámetros químicos básicos: pH (1:2,5), carbonatos por volumetría de gases,

Pe (Bray y Kurtz) y CO por mufla. El procesamiento de las muestras arrojó los siguientes resultados (Tabla 10):

Tabla 10. Parámetros químicos básicos a partir de muestras con barreno a 0- 20 cm

	Muestra	Prof. (cm)	pH (1:2,5)	(%CaCO ₃)	Pe (mg/kg)	% MO
Roble 11 años	R11- 1	0-20	6,95	1,25	10,2	4,7
	R11- 2	0-20	7,39	2,65	17,9	5,4
	R11- 3	0-20	7,85	2,81	17,6	4,9
Entre hileras de árboles	EH- 1	0-20	7,38	0,56	5,5	5,3
	EH- 2	0-20	7,58	4,46	8,2	5,4
	EH- 3	0-20	8,07	4,85	10,3	4,7
Encalado 2020	E- 1	0-20	8,07	8,86	4,8	4,7
	E- 2	0-20	8,16	18,52	2,1	4,1
	E- 3	0-20	8,16	12,48	4,9	4,4

Los valores de pH fueron cercanos a la neutralidad y ligera a moderadamente alcalinos tanto en la línea del arbolado como entre hileras. Los valores máximos (pH: 8,1-8,2) se observaron en la superficie encalada recientemente. Por otra parte, el contenido de carbonatos fue alto comparado con lo observado en una calicata próxima (datos no mostrados) y especialmente elevado en el área que tuvo una aplicación reciente. La concentración de Pe también se diferenció entre las situaciones muestreadas.

Estos tres parámetros (pH, % CaCO₃, Pe) fueron modificados por el manejo (aplicación de CaCO₃) y la actividad biológica. A partir de una situación inicial, en la hilera de implantación se observó un menor pH y contenido de carbonatos y mayor nivel de Pe consecuencia de la actividad biológica derivada de las raíces de las plantas en simbiosis con la micorriza. Entre hileras, este efecto fue mucho menos marcado. La superficie encalada e implantada recientemente mostró los valores más elevados para pH y contenido de carbonatos mientras que los valores de Pe fueron los más bajos. Las concentraciones de MO fueron elevadas, oscilando entre el 4-5 % y no mostraron una gran variación entre las distintas situaciones analizadas.

A partir de las mediciones dasométricas se obtuvieron valores de DAP para los robles de 11 años, los mismos oscilan entre 9 a 13 cm. En cuanto a la

altura, los árboles reciben ciertas intervenciones silvícolas de manera que la copa del árbol no supere los 3 m, y así evitar el desarrollo de las raíces. En este tipo de producciones, las decisiones de manejo de la plantación a menudo van en detrimento del árbol.

La visita realizada a la parcela experimental permitió tomar contacto con esta producción novedosa que incluye a la especie analizada. Gracias a ello, la información generada y recopilada en este trabajo podrá tener un posible uso en este ámbito y a la vez generar nuevas líneas de investigación.

6. Conclusiones

La implantación de montes de *Quercus robur* en suelos del sudoeste bonaerense evidenciaron pocos cambios en las características edáficas químicas evaluadas. Por lo expuesto a lo largo de este trabajo, podemos concluir para el objetivo I que la implantación de esta especie exótica:

1. No alteró significativamente el pH edáfico en la mayor parte del perfil, hallándose solamente diferencias en subsuperficie (30-50 cm) que posiblemente sean atribuibles al material parental.
2. La concentración de carbono orgánico fue similar entre la vegetación natural de referencia y los robles en todo el perfil mineral (0-100 cm) y también en los horizontes orgánicos generados.
3. La dinámica de fósforo extractable fue similar en ambos ecosistemas en el suelo mineral lo que se relacionó a contenidos también similares de P_o y P_i en los horizontes orgánicos.
4. La introducción de esta especie forestal resultó en un mayor secuestro de carbono con respecto al tratamiento elegido como línea de base. 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.

Con respecto al objetivo II planteado, fue posible tomar contacto y analizar una producción regional de la especie a fin de evaluar su aplicabilidad

productiva en un contexto actual. La simbiosis entre *Tuber melanosporum* y *Quercus spp.* puede llevarse a cabo en las condiciones climáticas y edáficas del sudoeste bonaerense en forma exitosa y dar lugar a una producción en un tiempo más breve que el esperable si se destinara esta especie a la producción maderera.

Con los resultados obtenidos se concluye que la introducción de *Quercus robur* no afecta significativamente la dinámica de CO₂, pH y Pe en los suelos del SO bonaerense, por lo cual se considera una práctica de bajo impacto ambiental y económicamente factible a través de la producción de trufas.

7. Bibliografía

Aguilar R., Ghilardi A., Vega E., Skutsch M. & Oyama K. 2012. Sprouting productivity and allometric relationships of two oak species managed for traditional charcoal making in central Mexico. *Biomass and Bioenergy* 36: 192-207.

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.

Bengoetxea N. G. 2009. Estructura y dinámica de la materia orgánica del suelo en ecosistemas forestales templados: de lo particular a lo general. Tesis doctoral. Universidad del País Vasco.

Cabrera, A.I. 1976. Regiones Fitogeográficas Argentinas. Pp. 1-85 en: Kugler, WF (ed.), *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería*. Segunda edición. Editorial Acme S.A.C.I, Buenos Aires, Argentina.

Cid-Lazo, Lopez-Seijas, Herrera-Puebla, Gonzalez-Robaina. 2021. Variación de la Densidad Aparente para diferentes contenidos de agua en suelos cubanos. Revista Ingeniería Agrícola 11 (2).

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

Galicia, L., A. M. Gamboa Cáceres, S. Cram, B. Chávez Vergara, V. Peña Ramírez, V. Saynes y C. Siebe. 2016. Almacén y dinámica del carbono orgánico del suelo en bosques templados de México. Terra Latinoamericana 34: 1-29.

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

Garay M., Amiotti A. & Zalba P. 2018. Response of phosphorus pools in Mollisols to afforestation with *Pinus radiata* D. Don in the argentinian pampa. Forest Ecology and Management 422: 33-40.

Giménez AM, Hernández P., Ríos N. & Calatayu F. 2013. Crecimiento de árboles individuales de *Geoffroea decorticans* Burkart, en un bosque del Chaco semiárido, Argentina. Madera y Bosques 19(1): 37-51. Doi: 10.21829/myb.2013.191345

Godoy MM, Defossé G., Thren M. 2007. Especies forestales promisorias para la diversificación de forestaciones en la Patagonia Argentina. Bosque (Valdivia) 28 (1): 25-32.

Gómez-García E., Pérez-Rodríguez F. 2015. Evolución de la biomasa y del carbono acumulado por *Quercus robur* en Galicia (España). Bosque 36(2): 255-264. DOI: 10.4067/S0717-92002015000200011

Göransson H, Wallander H, Ingerslev M, Rosengren U. 2006. Estimating the relative nutrient uptake from different soil depths in *Quercus robur*, *Fagus sylvatica* and *Picea abies*. *Plant Soil* 286:87–97

Gutiérrez, B.; Gacitúa, S.; Villalobos, E.; Pinilla, J., Cerda, L. 2017. Antecedentes para el manejo silvícola sanitario del chañar. Documento de Divulgación N° 44. Instituto Forestal, Chile. 57 p.

Iglesias M., Barchuk A. 2010 Estimación de la biomasa aérea de seis leguminosas leñosas del Chaco Árido (Argentina). *Ecología Austral* 20: 71-79.

Ikauniece S., Brumelis G., Kasparinskis R., Nikodemus O., Straupe I., Zarinš J. 2013. Effect of soil and canopy factors on vegetation of *Quercus robur* woodland in the boreo-nemoral zone: A plant-trait based approach. *Forest Ecology and Management* 295: 43–50.

IPCC (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>

Jara B. R. 2021. Efecto de la implantación de pinos sobre algunas propiedades edáficas en un ambiente de dunas costeras (Tesis de grado). Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca.

Jaworski A. 1995. Charakterystyka hodowlana drzew lesnych. [Silvicultural characteristic of forest trees]. Cracow, Gutenberg. 140 pp.

Jenny, H. 1994. Factors of soil formation: a system of quantitative pedology. New York (NY): Dover Publications.

Joyce P. M., Huss J., McCarthy R., Pfeifer A., Hendrick E. 1998. Growing broadleaves: silvicultural guidelines for ash, sycamore, wild cherry, beech and oak in Ireland. National Council for Forest Research and Development (COFORD).

Kuo, S. 1996. Phosphorus. In: Methods of soil analysis. Part 3. Chemical methods. SSSA Book Series nº 5. Segoe Rd., Madison, WI 53711, USA.

Kruzhilin S., Taran S., Semenyutina A., Matvienko E. 2018. Growth peculiarities and age dynamics of *Quercus robur* L. formation in steppe region conditions. Kuwait J. Sci. 45 (4): 52-58.

Loewe V., Siebert H., Herrera, R. 2013. Efecto del sitio y de diferentes asociaciones arbóreas en el crecimiento y calidad fustal del roble europeo (*Quercus robur* L.) en el sur de Chile.

Luque E. (2009), El cultivo de Fresno (*Fraxinus pennsylvanica* Marshall) y Roble (*Quercus robur* L.) en el valle de Calamuchita. Tesis Magíster en Ciencias agropecuarias). Univ. Nac. de Córdoba. Fac. de Ccias. Agropecuarias, Córdoba, Argentina. 122-123

Mayer M., *et. al.* 2020. Tamm Review: Influence of forest management activities on soil organic carbon stocks: A knowledge synthesis. Forest Ecology and Management 466: 118127.

Nordén U. 1991. Acid deposition and throughfall fluxes of elements as related to tree species in deciduous forests of south Sweden. Water, Air and Soil Pollution 60 (3): 209-230.

Quiroga A., Funaro D., Noellemeyer E., Peinemann N. 2006. Barley yield response to soil organic matter and texture in the Pampas of Argentina. Soil Till. Res. 90: 63-68.

Riha, S. J., James, B. R., Senesac, G. P., & Pallant, E. 1986. Spatial variability of soil pH and organic matter in forest plantations. *Soil Science Society of America Journal* 50 (5): 1347-1352.

Rodríguez D.; Schulz G.; Moretti L. 2018. Carta de suelos de la República Argentina: partido de Villarino. INTA.

Rodríguez-Acosta M. & Allen J. Coombes (Eds.). 2020. Manual de propagación de *Quercus*: Una guía fácil y rápida para cultivar encinos en México y América Central. Jardín Botánico Universitario de la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. México.

Rozas V. 2004. Efectos de la historia del dosel y el clima sobre los patrones de crecimiento radial de *Fagus sylvatica* L. y *Quercus robur* L. Departamento de Biología de Organismos y Sistemas. Universidad de Oviedo. C/ Catedrático Rodrigo Uría, s/n. 33071 Oviedo. España

Rozas V., Sampedro L. 2013. Soil chemical properties and dieback of *Quercus robur* in Atlantic wet forests after a weather extreme. *Plant and Soil* 373(1): 673-685.

Savill, P. 1991. *The Silviculture of trees used in British Forestry*. Oxford, Reino Unido, CAB. 179 p

Schmidt E., Bollo D., Garay M. 2019. *Eucalyptus viminalis* L. en el área de Ventania: efectos sobre algunas propiedades edáficas superficiales. *Cienc. Suelo* 37 (1): 91-100.

Schmidt E. & Zalba, P. 2019. Efectos de la forestación con *Eucalyptus* spp. sobre el pH, contenido de P extractable y carbono orgánico de los suelos de dunas del sur bonaerense. IV Jornadas Nacionales de Suelos de Ambientes Semiáridos. Córdoba, septiembre de 2019.

Six J., Conant R., Paul E., Paustian K. 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C- saturation of soils. *Plant Soil* 241: 155-176.

Suñer, L. 2007. Dinámica del fósforo en suelos agrícolas de la región semiárida pampeana. Tesis Magíster en Ciencias Agrarias. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina.

Vet R., Artz R., Carou S., Shaw M., Ro C., Aas W., et al. 2014. A global assessment of precipitation chemistry and deposition of sulfur, nitrogen, sea salt, base cations, organic acids, acidity and pH, and phosphorus. *Atmos. Environ.* 93: 3-100.

Wallraf A., Wagner S. 2019. Effects of initial plant density, interspecific competition, tending and age on the survival and quality of oak (*Quercus robur* L.) in young mixed stands in European Russia. *Forest Ecology and Management* 446: 272-284.

Zanella A., Ponge J. et al. 2018. Humusica 1, article 5: Terrestrial humus systems and forms – Keys of classification of humus systems and forms. *Applied Soil Ecology*. DOI: 10.1016/j.apsoil.2017.06.012

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

On line

Segundo inventario nacional de bosques nativos

<https://www.argentina.gob.ar/ambiente/bosques/segundo-inventario-nacional-bosques-nativos> Consultada última vez 31/03/2022

Bosques argentinos, actividad forestal y economías regionales

<http://www.senasa.gob.ar/senasa-comunica/noticias/bosques-argentinos-actividad-forestal-y-economias-regionales> Consultada última vez 31/03/2022

8. Anexo

Se realizó un análisis de regresión a fin de estimar la relación entre el CO obtenido mediante el método de combustión seca (LECO) y pérdida de peso en mufla. El R2 obtenido fue altamente significativo y se utilizó la ecuación de regresión para transformar los valores de CO obtenidos en 30-50 y 50-100 cm por el método de mufla a un equivalente de CO por combustión seca.

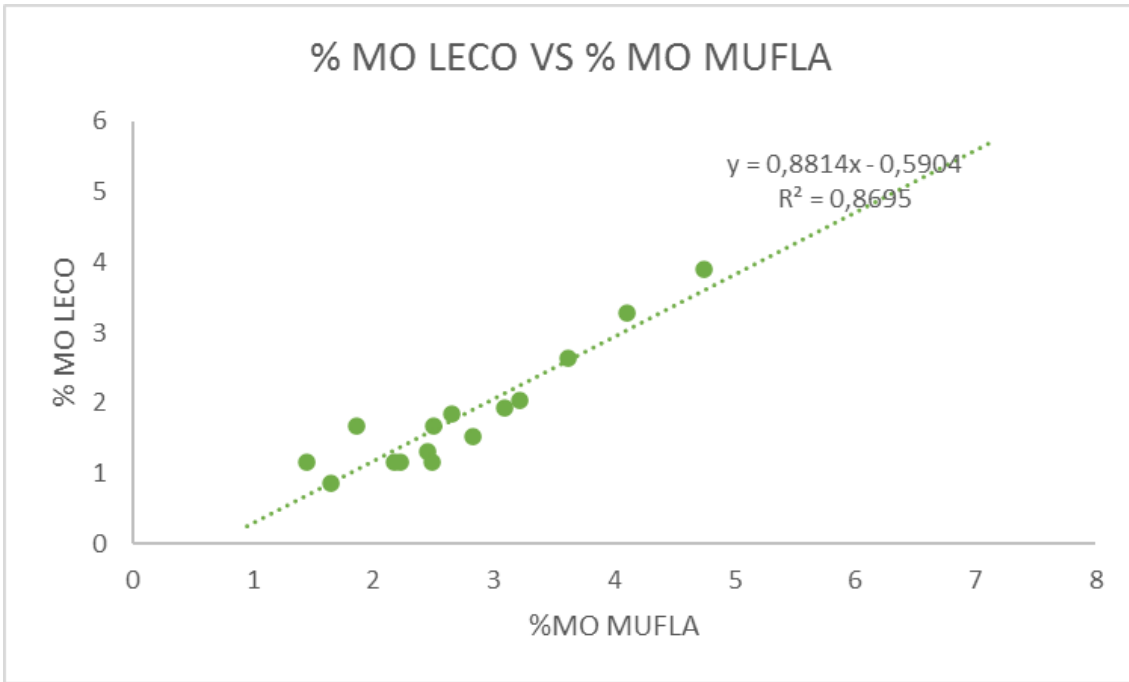


Fig.11 Análisis de regresión entre el porcentaje de materia orgánica obtenido por LECO y la obtenida por el método de mufla