



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SUR

TESIS DOCTOR EN AGRONOMÍA

**EFFECTOS DE LA FORESTACIÓN SOBRE CARBONO ORGÁNICO Y
PROPIEDADES FÍSICAS DE MOLISOLES Y ENTISOLES DE LA REGIÓN
SEMIÁRIDA PAMPEANA.**

DIEGO RENÉ RIESTRA

BAHÍA BLANCA

ARGENTINA

2012

PREFACIO

Este trabajo de tesis es presentado como parte de los requisitos para optar al grado académico de Doctor en Agronomía de la Universidad Nacional del Sur, y no ha sido presentado previamente para la obtención de otro título en esta Universidad u otras.

El mismo contiene resultados obtenidos en investigaciones llevadas a cabo en el ámbito del Departamento de Agronomía durante el período comprendido entre el 03/05/2007 y el 24/02/2012, bajo la dirección del Ing. Agr. Dr. Alberto Raúl Quiroga, profesor de la Facultad de Agronomía de la UNLPam y técnico de la EEA de INTA Anguil.

04/12/2012

Diego René Riestra

DEPARTAMENTO DE AGRONOMÍA

UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SUR



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SUR

Secretaría General de posgrado y Educación Continua

La presente tesis ha sido aprobada el / / , mercedo la
calificación de ().

AGRADECIMIENTOS

Estos últimos 6 años han sido para mí muy importantes, intensos y fascinantes en mi trayectoria profesional. En este tiempo he tenido la enorme satisfacción de conocer y de trabajar con personas que me han ayudado en el logro de este gran objetivo, que se ve plasmado en el presente trabajo de tesis doctoral, y a las que les estoy profundamente agradecido.

Aunque el hecho de exponer una lista de personas siempre supone el riesgo de olvidar a alguna de ellas, quisiera igualmente hacer una especial mención de agradecimiento para las siguientes...

En primer lugar quisiera mencionar a Alberto Quiroga, ya que ha sido para mí un auténtico privilegio y honor tenerlo como director, y a quien me gustaría agradecerle la confianza que ha depositado en mí al aceptar la dirección en mi formación de posgrado. Por otra parte, siento el deber de destacar su valiosísimo aporte, no solo como profesional, sino lo más importante, como persona.

Alguien más a quien debo un fuerte agradecimiento, por esta gran oportunidad que me ha dado de llevar adelante mis estudios de posgrado y por su excelente predisposición cada vez que la he necesitado, es Elke Noellemeyer, quien me ha dirigido junto a Alberto Quiroga, esta etapa que culmina.

A ellos dos quiero agradecerles el esfuerzo que han puesto y los continuos consejos que me han brindado en el transcurso de mi doctorado.

También quisiera agradecer a todos aquellos que me han ayudado en cada uno de los muestreos que he tenido que llevar a cabo y en los trabajos de laboratorio. Entre ellos Mauricio Perez, Rodolfo Repollo, Juan Cruz Bazan Salvador y Carolina Gaggioli, quienes nunca dudaron de estar presente cada vez que necesité de su ayuda.

También debo mi agradecimiento a Pablo Zalba (Co-director de mi beca de CONICET) y a Nilda Amiotti y Beatriz Scian (Consejeras en mi tesis doctoral) por sus valiosos aportes y muy buena predisposición para conmigo.

Por otra parte quiero agradecer a todo el personal de la Facultad de Agronomía de la UNLPam, del INTA Anguil y del Departamento de Agronomía de la UNS, por todos los aportes brindados y a CONICET, que me benefició en un principio con una Beca Tipo I para Áreas de Vacancia Geográfica y luego con una Beca Tipo II para

finalización de doctorado. También quiero agradecer al IAI, institución que hizo posible que todo esto comenzara allá por fines del año 2005.

A mi familia, un agradecimiento muy especial, ya que siempre me alentó en cada uno de los emprendimientos que he llevado adelante y que siempre han estado a mi lado, sobre todo en los momentos más difíciles. De corazón, muchas gracias.

A mis amigos, que estuvieron siempre presentes como tales.

A mi novia, Analía, a quien amo muchísimo, y que ha estado a mi lado dándome su apoyo y ayuda en estos últimos tiempos, sabiendo lo importante que era para mí el logro de este objetivo.

Finalmente, a mi padre que me vio arrancar hace ya seis años, pero que físicamente, hoy no está para verme finalizar.

A todos, muchas gracias y que Dios los bendiga...

RESUMEN

La forestación ha sido recomendada para la recuperación de suelos degradados por acumular carbono orgánico (CO) y mejorar propiedades edáficas. En la región semiárida pampeana (RSP), existe escaso conocimiento acerca del impacto de la forestación sobre la acumulación de CO. Los objetivos de este trabajo fueron 1) evaluar la cantidad y calidad de CO acumulado y secuestrado por bosques implantados con diferentes especies forestales; 2) evaluar los efectos de la forestación sobre CO y propiedades físicas y 3) determinar las propiedades edáficas que mejor explican los efectos de un mismo manejo en diferentes ambientes y de diferentes manejos en un mismo ambiente. El trabajo consta de dos etapas, siendo la primera, la evaluación de los efectos sobre el suelo de diferentes especies forestales (*Pinus halepensis* con y sin ectomicorrizas (PM y PH, respectivamente), *Pinus pinea* (PP), *Eucalyptus sp.* (E) y *Gleditzia triacanthos* (G)) en un mismo ambiente y a su vez contrastar con un suelo agrícola (A) y otro bajo vegetación natural (VN). La segunda etapa consistió en la evaluación de los aportes producidos por una misma especie forestal, *Pinus halepensis* (PH), en siete ambientes diferentes en cuanto a características edafoclimáticas (Maisonave (M), Trenel (T), Caleufú (CA), Santa Rosa (SR), General Acha (GA), Victorica (V) y Jaguel del Monte (JM)), contrastando también con suelos A y VN. En cada tratamiento se llevó a cabo la descripción del perfil edáfico y se tomaron muestras de 0 a 6 cm para evaluar contenidos de CO, sistema poroso y estructura de los suelos.

Los resultados muestran mayores aportes de CO en el suelo G con respecto a los demás tratamientos, lo cual generó diferencias también sobre propiedades químicas, color y estructura. Por otra parte, E y PP presentaron niveles de bases intercambiables, porcentaje de saturación de bases y pH menores incluso a los hallados en el suelo agrícola. Los efectos más benéficos sobre el suelo (0-6cm) en cuanto a contenidos de CO total y joven, estructura y porosidad del suelo, fueron producidos por PM y G, mientras que A y PP siempre presentaron los efectos menos favorables. En cuanto a la segunda parte del trabajo, los niveles de CO resultaron mayores en suelos de granulometrías más finas. En algunas variables, tales como pH y porcentaje de saturación de bases, los suelos forestales produjeron efectos adversos. Por último, en cuanto a los contenidos de CO, estructura y sistema poroso, si se considera cada ambiente en particular, los tratamientos PH y C se

diferenciaron de sus pares agrícolas en mayor grado en suelos de granulometrías más finas. Por su parte, suelos más arenosos no presentaron diferencias importantes entre prácticas de manejo. El amplio rango de variación en algunas propiedades físicas fue explicado por variaciones en los contenidos de CO.

En base a lo expuesto, la forestación sería una práctica indicada para recuperar CO y propiedades físicas en suelos de la RSP. La selección de la especie forestal es de suma importancia, debido a que se pudo demostrar claramente que *Pinus halepensis* inoculado con micorrizas y *Gleditzia triacanthos* fueron muy superiores a *Eucalyptus spp.* y *Pinus pinea* en su capacidad de secuestrar carbono y regenerar las condiciones físicas de los suelos.

ABSTRACT

Afforestation has been recommended to recover degraded soils due to the accumulation of organic carbon (OC). Several studies have shown the effect and the importance of OC for maintaining physical and chemical fertility. The soil's OC content is determined by litter and root biomass input and decomposition losses. The latter depend on the chemical composition of the residues, site conditions, soil properties, and management practices. Very little is known about the impact of afforestation on soil OC in the semiarid Pampa. The objectives of the present study were 1) evaluate the amount and quality of OC accumulated by the implantation of different forest species; 2) evaluate the effects of afforestation on OC levels and soil physical attributes in different soils and climates of the semiarid Pampa; and 3) determine which soil properties explain to a better degree the effects of the same management in different environments and of different managements in the same environment. The experimental work consisted of two stages, the evaluation of the effects of different forest species (*Pinus halepensis* with and without ectomycorrhiza (PM and PH, respectively), *Pinus pinea* (PP), *Eucalyptus sp.* (E), *Gleditzia triacanthos* (G)) in the same environment, with an agricultural (A) and a virgin (VN) soil as contrasts. In the second stage the effect of one forest species, *Pinus halepensis* (PH), referred to an agricultural (A) and a virgin (VN) soil, was studied in seven different environments (Maisonave (M), Trelat (T), Caleufú (CA), Santa Rosa (SR), General Acha (GA), Victorica (V) and Jaguel del Monte (JM)). A soil profile description was carried out in each treatment, and soil samples were taken to a depth of 6 cm in order to analyze OC contents, soil structure and pore system.

The highest OC contents were observed in G, which also affected chemical properties, color, and aggregate structure. On the contrary, soils under E and PP forests had low values for exchangeable bases, base saturation and pH. The main differences were found in the superficial soil horizons. Thus, in the first 6 cm PM and G had the highest total OC and macro-aggregate C contents, and best structural stability and porosity, while A and PP showed least favorable conditions. On the other hand, the data showed a strong relation between OC contents and soil physical parameters.

In the comparison between environments, the highest OC levels were found in fine textured soils, which also showed more pronounced differences between management practices. In all treatments OC contents diminished with soil depth, variation that partly explained the differences in other soil attributes such as color, structure, and chemical properties. Although afforestation had some adverse effects on pH and base saturation, compared with A, in general terms, an improvement of most of the chemical and physical properties was found. The loamy textures showed higher differences in terms of OC, structure and porosity between PH and VN compared to A, and in sandy textures no differences between management practices could be determined. The variation in bulk density (DA), particle density (DR) and moisture equivalent (HE) could be explained through the variation in OC contents.

The obtained results indicate that afforestation could be considered a recommended practice to improve OC contents and physical conditions of degraded soils, particularly in fine textures in the semiarid Pampa. On the other hand, it is important to take into account the effect of different forest species since PH and G were considerably superior in recovering OC and physical conditions than E or PP.

LISTA DE ABREVIATURAS

- A:** Suelo agrícola.
- A 2-8:** Agregados de 2-8mm de diámetro.
- ACP:** Análisis de componentes principales.
- AF:** Arenas finas (0,1-0,25mm).
- AG:** Arenas gruesas (0,5-2mm).
- AM:** Arenas medias (0,25-0,5mm).
- AMF:** Arenas muy finas (0,05-0,1mm).
- ANOVA:** Análisis de la varianza.
- Ar:** Estructura arenosa.
- ArF:** Estructura arenosa franca.
- Ba:** Bloques angulares.
- Bsa:** Bloques sub-angulares.
- C:** Carbono.
- Ca:** Calcio.
- CA:** Caleufú.
- CC:** Capacidad de campo.
- CI:** Carbono Inorgánico.
- CIC:** Capacidad de intercambio catiónico.
- CO:** Carbono orgánico.
- CO₂:** Dióxido de Carbono.
- COJ:** Carbono orgánico joven.
- COJ 2-3:** Carbono orgánico joven en agregados de 2-3mm.
- COJ 3-4:** Carbono orgánico joven en agregados de 3-4mm.
- COJ 4-8:** Carbono orgánico joven en agregados de 4-8mm.
- COM:** Carbono orgánico medio.
- COM 2-3:** Carbono orgánico medio en agregados de 2-3mm.
- COM 3-4:** Carbono orgánico medio en agregados de 3-4mm.
- COM 4-8:** Carbono orgánico medio en agregados de 4-8mm.
- COT:** Carbono orgánico total.
- COT 2-3:** Carbono orgánico total en agregados de 2-3mm.
- COT 3-4:** Carbono orgánico total en agregados de 3-4mm.
- COT 4-8:** Carbono orgánico total en agregados de 4-8mm.
- COV:** Carbono orgánico viejo.
- COV 2-3:** Carbono orgánico viejo en agregados de 2-3mm.
- COV 3-4:** Carbono orgánico viejo en agregados de 3-4mm.
- COV 4-8:** Carbono orgánico viejo en agregados de 4-8mm.
- CP:** Componente principal.
- DA:** Densidad aparente.
- DAP:** Diámetro altura al pecho.

DAB: Diámetro altura base.
DPM: Diámetro peso medio.
DR: Densidad Real.
E: Eucalyptus.
EEH: Estabilidad estructural en húmedo.
F: Suelo forestal
Fr: Textura franca.
FrA: Textura franco arenosa.
FrL: Textura franco limosa.
G: Gleditzia triacanthos.
GA: General Acha.
Gr: Estructura granular.
GrS: Estructura en grano suelto.
H: Hipótesis.
HE: Humedad equivalente.
JM: Jagüel del Monte.
K: Potasio.
L: Altura del árbol.
L+A: Limo más arcilla.
M: Maisonave.
Ma: Estructura masiva.
Mg: Magnesio.
MO: Materia orgánica.
N: Nitrógeno.
Na: Sodio.
PH: Pinus halepensis.
PHS: Espesor del horizonte superficial.
PM: Pinus halepensis con ecto micorrizas.
PP: Pinus pinea.
PP/T: Relación precipitación / temperatura.
PT: Porosidad Total.
RSP: Región Semiárida Pampeana.
S1: Diámetro mayor del tronco.
S2: Diámetro menor del tronco.
SB: Saturación de bases.
SR: Santa Rosa.
T: Trenel.
V: Victorica.
VM: Volumen madera.
VN: Suelo bajo vegetación natural.

INDICE

1. INTRODUCCIÓN	1
1.1- Cambio climático y captación de carbono.	1
1.2- Contribución de la forestación a la recuperación de suelos degradados.	11
1.3- Identificación de procesos y variables edáficas de mayor sensibilidad.	16
2. OBJETIVOS DE TRABAJO	19
3. MATERIALES Y MÉTODOS	20
3.1- Caracterización del área de estudio.	20
3.2- Tratamientos.	23
3.3- Metodología.	24
3.3.1- Descripción de perfiles de suelo.	25
3.3.2- Sistema poroso del suelo y CO total.	25
3.3.3- Estructura del suelo.	26
3.3.4- Biomasa aérea forestal.	27
3.3.5- Análisis estadístico.	28
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	29
4.1- Efecto de diferentes especies forestales en un mismo ambiente edafo-climático.	29
4.1.1- Descripción de perfiles.	29
4.1.1.1- Determinaciones <i>in situ</i> .	29
4.1.1.2- Fracciones granulométricas.	34
4.1.1.3- Carbono orgánico total.	34
4.1.1.4- Capacidad de intercambio catiónico y cationes intercambiables.	34
4.1.1.5- pH actual.	35
4.1.2- Carbono orgánico.	37
4.1.2.1- Contenido de carbono orgánico en superficie (0-6cm).	38
4.1.2.2- Distribución de carbono orgánico entre las fracciones.	41
4.1.3- Estructura del suelo.	46
4.1.3.1- Distribución del tamaño de agregados y EEH.	46
4.1.3.2- Carbono orgánico en distintos tamaños de agregados.	48
4.1.4- Sistema poroso.	58
4.2- Efecto de la forestación en diferentes ambientes edafo-climáticos.	64
4.2.1- Descripción de perfiles.	64
4.2.1.1- Caleufú.	66
4.2.1.2- Maisonave.	68
4.2.1.3- Trenel.	71
4.2.1.4- Santa Rosa.	74
4.2.1.5- General Acha	76
4.2.1.6- Victorica.	78
4.2.1.7- Jagüel del Monte.	80

4.2.2- Carbono orgánico.	91
4.2.2.1- Contenido de carbono orgánico en superficie (0-6cm).	91
4.2.2.2- Distribución de carbono orgánico según manejos.	93
4.2.3- Estructura del suelo.	97
4.2.3.1- Distribución del tamaño de agregados y EEH.	97
4.2.3.2- Carbono orgánico en distintos tamaños de agregados.	100
4.2.4- Sistema poroso.	107
4.2.5- Biomasa aérea forestal.	110
5. CONCLUSIONES	114
6. BIBLIOGRAFÍA	115

1. INTRODUCCIÓN

1.1- Cambio climático y captación de carbono.

En los últimos 10.000 años, que corresponden al presente período interglaciar, el clima de la Tierra ha permanecido relativamente estable. A lo largo de dicho período, las sociedades modernas han evolucionado y en muchos casos han logrado adaptarse a las condiciones climáticas locales y a su variabilidad natural.

En la actualidad, sin embargo, la sociedad enfrenta cambios potencialmente mucho más rápidos de las condiciones climáticas futuras debido a actividades humanas que afectan tanto el balance de la radiación solar como la composición de la atmósfera.

La mayor parte de la energía solar que recibe la Tierra se absorbe y se convierte en calor. A su vez, una parte de ese calor es irradiado desde la superficie terrestre hacia la atmósfera. En la atmósfera existen los gases de efecto invernadero (GEI) que tienen la capacidad de absorber calor. Dichos gases son principalmente el dióxido de carbono (CO_2), siguiendo en menor escala el metano (CH_4), el óxido nitroso (N_2O), los clorofluorocarbonos (CFC), el ozono (O_3) y el vapor de agua (IPCC, 1996). Por efecto de estos gases, parte del calor que la Tierra transmite desde su superficie, queda retenido en la atmósfera y resulta en un calentamiento de la propia atmósfera y de la superficie terrestre. Este mecanismo se denomina efecto invernadero natural, sin el cual la temperatura de la Tierra sería aproximadamente 33°C más baja que la actual.

Sin embargo, el rápido y constante incremento de la quema de combustibles fósiles, el aumento de la deforestación y la expansión de las áreas cultivadas han resultado en cambios importantes en la composición de la atmósfera. Se ha identificado que la alteración del balance para la radiación e irradiación atmosférica procede de la modificación en los contenidos de los GEI. Desde mediados del siglo XVIII se ha producido un incremento de aproximadamente el 30% en la concentración de CO₂ atmosférico, como así también de los otros GEI, lo cual ha conducido a un aumento de la temperatura media global del planeta de 0.6 °C desde el inicio de la era industrial (Lal, 2004).

El cambio climático global es considerado como una de las principales amenazas para el desarrollo sostenible, ya que tiene importantes efectos sobre la salud, la infraestructura, los asentamientos humanos, la seguridad alimentaria, la agricultura y los ecosistemas forestales y humanos. Tal como se mencionó, este fenómeno es atribuido a las variaciones en el patrón del clima debido a la intervención humana. Esta alteración ha modificado el balance de la atmósfera en su capacidad de permitir la radiación mediante el ingreso de los rayos solares y la irradiación con la que se expulsa el calor solar al espacio.

Esto ha provocado cambios en los procesos físico-meteorológicos y ambientales, responsables de que en algunas regiones del mundo ocurran inundaciones, y sequías importantes en otras, como así también un aumento en la frecuencia de ocurrencia de tornados y huracanes. Dichos cambios, a su vez, producen efectos negativos como la pérdida de estructura y carbono orgánico (CO) del suelo, mayor susceptibilidad a la erosión tanto hídrica como eólica, y alteraciones

en los ciclos del C, nitrógeno (N), fósforo (P), azufre (S) y otros elementos (Lal, 2004).

Lo expuesto permite inferir sobre una serie de consecuencias negativas tanto biológicas, como económicas y sociales, que plantean la necesidad de elaborar estrategias para mitigar la amenaza del calentamiento global.

En este sentido, los diversos sistemas suelo-planta pueden jugar un rol importante en la reducción o el aumento de la concentración de CO₂ atmosférico. Estos sistemas pueden actuar como fuente o sumidero de CO₂, dependiendo de la tasa de formación de CO del suelo y de su tasa de descomposición (Van Bremen y Feijtel, 1990). Por lo tanto, la cuantificación de la dinámica del CO y la comprensión de su relación con la vegetación cobran mayor importancia en el contexto de cambio climático global.

Los ecosistemas forestales desempeñan un doble rol en lo que se refiere al cambio climático. Por un lado, la deforestación y el manejo forestal no sostenible, sobre todo en los trópicos, constituyen una de las fuentes principales de emisión de GEI. Por otra parte, estos ecosistemas, pueden contribuir a hacer frente al problema del cambio climático, ya que dichos ecosistemas tienen la capacidad de capturar o secuestrar CO₂ de la atmósfera, durante el período de crecimiento de los árboles y de retenerlo en la biosfera (biomasa y suelo), funcionando así como sumideros. Además, la reducción de la deforestación y la promoción de prácticas de manejo sostenible de los bosques, puede reducir las emisiones de CO₂ de manera significativa.

El hombre, a través del manejo de bosques nativos existentes, y por la creación de nuevos bosques mediante forestaciones y reforestaciones, es capaz de alterar las reservas y flujos de C, modificando su papel en el ciclo del mismo y utilizando con ello su potencial para mitigar los cambios del clima (Lal, 2004; IPCC, 2000; Houghton et al., 1993), siempre y cuando dicho manejo busque maximizar el contenido de C, tanto en la biomasa aérea como en el suelo.

La forestación ha sido recomendada para la recuperación de suelos degradados, ya que debido a la no remoción del mismo y el gran aporte de residuos que genera, es de esperar que suelos forestados puedan acumular CO (Jandl, 2007; Six et al., 2002; Jandl, 2001) y mejorar, a su vez, ciertas propiedades del suelo. Silver et al. (2000) afirman que la reforestación tiene un gran potencial de secuestrar CO en el suelo y en la biomasa, especialmente cuando ésta práctica de uso de la tierra es comparada con suelos bajo pasturas y uso agrícola en regiones tropicales. Por otra parte Kelly y Maiz (2005) trabajando con forestaciones de 26 años de edad de diferentes especies de Roble, registraron aumentos en los contenidos de CO en Inceptisoles y Ultisoles disturbados previamente por el uso agrícola, en Tennessee, Estados Unidos.

Los ecosistemas forestales constituyen los mayores sumideros de C, ya que almacenan más del 80% del C presente en la biomasa y más del 70% del CO del suelo (Six et al., 2002; Jobbágy y Jackson, 2000; Batjes, 1996). Por tal motivo, el manejo de la tierra ofrece varias alternativas para influir sobre la acumulación y secuestro de CO. Algunas de ellas son:

- El aumento del área de bosques,
- El aumento de la densidad de C a partir del aumento de la densidad de esos

bosques o por medio del uso de especies más eficientes, y

- El incremento de la permanencia del C, ya sea por una prolongación en la duración de la rotación, como también a través del secuestro de CO en los suelos (Jandl, 2001).

Varios autores han estudiado la contribución de la forestación sobre el contenido de CO en suelos provenientes de tierras agrícolas (Bashkin y Binkley, 1998; Ellert y Gregorich, 1996; Huntington, 1995) habiendo encontrado efectos positivos. Al respecto, Six et al. (2002) en estudios conducidos sobre Alfisoles y Molisoles de régimen údico comprobaron incrementos del 37 y 52% en los contenidos de CO de suelos forestados respecto de suelos bajo agricultura. Por su parte, Post y Kwon (2000) mencionan que la conversión de tierras desde cultivos anuales a vegetación perenne permanente favorece los factores y procesos que determinan una mayor capacidad de almacenaje de materia orgánica (MO) en el suelo. Lemma (2006) reportó incrementos en los contenidos de CO del suelo en forestaciones de 20 años de edad con especies exóticas de rápido crecimiento, sobre suelos provenientes de cultivos anuales en Etiopía.

Si bien existe consenso en la bibliografía sobre la mayor acumulación de CO en ecosistemas forestales comparados con agro-ecosistemas, la estabilidad del CO secuestrado en sistemas forestales ha sido cuestionada por diversos estudios. Richter y Markewitz (2001) demostraron que si bien el suelo forestal actuaba como destino del CO, éste se acumulaba mayoritariamente en fracciones de suelo con tasas muy altas de reciclado que eran consideradas muy lábiles. Arrigo et al. (2002) comprobaron diferentes tasas de respiración de CO₂ a través de las distintas estaciones del año, y esta variación dependió también de la especie forestal

utilizada. Quideau et al. (2001) observaron comportamientos similares en diferentes suelos, en cuanto a la composición del CO, cuando se pasaba desde la hojarasca a fracciones de CO asociadas a partículas de limo fino. Comprobaron además que la composición del CO del suelo varió en mayor grado por efecto de distintas especies forestales que por efectos del clima. Sobre este aspecto, estudios muestran que tanto la cantidad de hojarasca como su composición son factores esenciales que controlan la tasa de humificación y consecuentemente los contenidos de CO estable en el suelo (Scholes et al., 1997: citado en Kögel- Knabner, 2002).

El contenido de CO en el suelo está determinado por un balance entre los aportes de hojarasca y raíces y las pérdidas de CO por descomposición. Estas pérdidas dependen de la calidad química de los compuestos aportados (CO lábil o estable), las condiciones del sitio (clima) y las propiedades del suelo (granulometría y mineralogía de las arcillas, humedad edáfica, pH y fertilidad química). A su vez muchos de estos factores son influenciados directa o indirectamente por las prácticas de manejo forestal (Jandl et al., 2007).

Según Post y Kwon (2000) la tasa de pérdida de los diferentes compuestos de CO varía en función de complejas interacciones entre procesos biológicos, químicos y físicos. Christensen (1996) separa estos compuestos desde un punto de vista físico en fracción de CO liviana y fracción de CO pesada, hallándose la fracción liviana en formas libres, bajo descomposición, logrando ser estabilizada dentro de macro-agregados, mientras que la fracción más estable, se encuentra estabilizada por partículas minerales como limos y arcillas a partir de la formación de complejos órgano-minerales. Por otra parte, la transformación de los residuos vegetales a MO del suelo depende en gran medida de la calidad del residuo. Los materiales con alto

contenido de lignina, presencia de ácidos grasos y alta relación C/N se degradan más lentamente que los residuos con mayor proporción de fuentes de energía fácilmente disponible y baja relación C/N que favorecen la actividad microbiana.

En este sentido, Lal (2004) afirma que el proceso de secuestro de CO en el suelo está dado a partir de procesos tales como:

- La agregación del suelo, por un incremento de la formación de micro agregados estables que protegen al CO a partir de complejos órgano-minerales,
- La humificación, mediante la cual se forman complejos húmicos químicamente recalcitrantes, que aumentan la fracción pasiva del CO del suelo,
- La translocación de CO a través del perfil del suelo y,
- La formación de carbonatos secundarios, que en regiones áridas y semiáridas puede conducir al secuestro de carbono inorgánico (CI) en el suelo.

También se puede mencionar que los mecanismos de estabilización de C en el suelo, pueden ser divididos en tres grandes grupos: recalcitrancia, interacción y accesibilidad (Christensen, 1996; Six et al., 2002). El primer término hace referencia a las características moleculares de los compuestos orgánicos aportados, que ejercen influencia sobre la degradación microbiana y enzimática (Oades, 1988). El segundo grupo se refiere a las interacciones entre las sustancias orgánicas e inorgánicas, que alteran la tasa de degradación. El último grupo se relaciona con la ubicación de los residuos orgánicos, ya sea en cuanto a la profundidad en el perfil del suelo, como así también dentro de los micro-agregados, lo cual afecta el acceso de los microorganismos para la degradación (Sollins et al., 1996).

En términos de secuestro de C en el suelo, el CO de mayor interés es el contenido en la fracción de MO más estable (asociada a partículas minerales de granulometrías menores a 50 μm). Andriulo y Guerif (1993) indican que esta fracción de CO puede alcanzar una vida media de 2760 años en horizontes B_{22t}, mientras que en horizontes B₃ puede llegar a los 1200 años, según estudios realizados en suelos representativos de la pradera nativa de la región pampeana húmeda argentina. Por otra parte se ha comprobado que el CO de enlaces débiles, presente en el follaje o en la hojarasca, es respirado dentro de los tres años en bosques tropicales y en ocho años en bosques templados (Trumbore, 2000, citado en Jandl, 2001).

Teniendo en cuenta esto último, se debe considerar también el efecto del clima en el proceso de estabilización del CO del suelo (Lal, 2001). Amundson (2001) afirma que el tiempo de residencia del CO disminuye con el aumento de las temperaturas y precipitaciones medias anuales. Por otra parte, Alvarez et al., (2006) señalan que los contenidos de MO en el oeste de la región pampeana son bajos y se incrementan hacia el este concurrentes con el aumento de las precipitaciones, lo cual es atribuible a la mayor productividad primaria neta de la vegetación en las zonas más húmedas. En contrapartida, de sur a norte se produce una disminución de los componentes orgánicos debido al incremento de la temperatura y la consecuente incentivación de los procesos de degradación. La combinación de ambas variables explica parte de la variabilidad en los contenidos de MO.

El tipo de suelo es otro factor que influye sobre el secuestro y acumulación de CO (Lal, 2001; Lugo y Sánchez, 1986). Al respecto, Jandl (2001), afirma que la formación de complejos estables, entre el CO y los componentes minerales del

suelo, depende del contenido y tipo de arcilla. En suelos arenosos, al igual que en suelos con arcillas caoliníticas son escasos los sitios de adsorción por lo que la estabilización de CO es muy reducida, mientras que en suelos con altos contenidos de arcillas y con minerales reactivos tales como esmectitas, sesquióxidos y alofanos se producirá una estabilización más efectiva del CO (Bayer et al., 2006; Von Lützow et al., 2006). Por su parte, López-Ulloa, et al. (2005), trabajando en Inceptisoles y Andisoles de Ecuador, establecieron que los procesos de estabilización fueron diferentes, ya que en los Andisoles predominó la formación de complejos mineral-humus y alofanos, mientras que en los Inceptisoles dependió de la sorción a partículas de arcilla. Por otra parte, la cantidad de CO estabilizado fue influenciada por la productividad forestal, siendo mayor en los Andisoles.

Otro aspecto importante que es influyente sobre el secuestro de carbono, es el manejo del sitio (Zinn et al., 2002; Six et al., 2002). Lal (2001), señala que suelos degradados, pueden ser recuperados a partir de la práctica forestal. Sin embargo la magnitud de secuestro y acumulación de CO a partir de plantaciones forestales, depende a su vez de factores como el tipo de suelo, el clima, especie utilizada y manejo de nutrientes. Blanco-Canqui et al. (2005), trabajando en *Hapludults* típicos en la región norte de los Apalaches (EEUU), encontró que los contenidos de CO dependieron principalmente de la práctica de uso del suelo (específicamente el efecto de la forestación y el abonado del suelo) y en segundo orden de la posición topográfica.

En este sentido Lemenih et al. (2004) afirman que la forestación puede ser utilizada para facilitar la recuperación de suelos degradados por el uso agrícola, pero que el grado, la tasa y dirección de esos cambios son dependientes de la especie

forestal utilizada. Los autores encontraron que los *Haplustands húmicos* bajo *Cupressus lusitánica* produjeron mejoras en acumulación y secuestro de CO en comparación a otros manejos contrastantes (agrícola mecanizado y tradicional), y que por el contrario los efectos producidos por *Eucalyptus saligna* fueron más perjudiciales incluso a lo encontrado en suelos agrícolas.

Otros estudios mencionan los efectos benéficos que produce la implantación de especies leguminosas fijadoras de N y la inoculación con micorrizas arbusculares en cuanto a la recuperación de los niveles de C y N en suelos degradados (Macedo et al., 2008). Al respecto, Wang et al. (2010), encontraron que especies leguminosas fueron más eficientes en la recuperación de C y N en suelos degradados en el sur de China. Resh et al. (2002), comparando niveles de secuestro de C bajo *Eucalyptus* y especies fijadoras de N, determinaron mayores tasas de acumulación bajo estas últimas en distintos ambientes tropicales, con plantaciones jóvenes sobre suelos provenientes de pasturas C₄.

Por otra parte, Paul et al. (2002) a partir de trabajos realizados bajo diferentes condiciones, establecieron que los factores que más afectan el cambio en los contenidos de CO, luego del establecimiento de plantaciones forestales, fueron el uso previo de la tierra, el clima, y la especie forestal utilizada. Sus resultados sugieren que en la mayoría de los casos el CO se pierde cuando bosques de madera blanda, especialmente de *Pinus radiata* son establecidos sobre tierras mejoradas por pastizales en regiones templadas. La acumulación de CO fue mayor cuando bosques deciduos de madera dura o plantaciones con especies fijadoras de N, fueron establecidas sobre suelos provenientes de uso agrícola en regiones tropicales o subtropicales. El manejo de largo plazo puede también influenciar la

acumulación de CO, sobre todo cuando el período de rotación se encuentra entre 20 y 50 años.

En la Argentina en general, y en la Región Semiárida Pampeana (RSP) en particular, existe muy poco conocimiento acerca del impacto de la forestación sobre el secuestro de CO, y los factores que afectan este proceso. Zalba y Peinemann (1987), en estudios realizados sobre Molisoles de Sierra de la Ventana (Provincia de Buenos Aires), registraron incrementos de CO bajo suelos forestados con coníferas, acompañado de aumento en la capacidad de intercambio catiónico y disminución de pH.

Por otra parte, resulta también escasa la información acerca de la capacidad de acumulación de CO en estos ecosistemas, donde la disponibilidad hídrica limita la producción de biomasa y los bajos contenidos de arcilla no favorecen la estabilización de MO.

No obstante ello, la forestación de regiones áridas y semiáridas puede ser una estrategia importante para recuperar suelos degradados, ya sea desde el punto de vista de su fertilidad física como química.

1.2- Contribución de la forestación a la recuperación de suelos degradados.

La conversión de pastizales naturales y plantaciones forestales a cultivos anuales conduce a un deterioro en las propiedades edáficas, especialmente en el contenido de MO. También se produce una alteración en la distribución y estabilidad de los agregados del suelo (Post y Kwon, 2000; Singh y Singh, 1996). En muchas ocasiones este cambio de uso de la tierra conduce a una rápida declinación en los contenidos de CO por la disminución en la entrada de residuos al suelo, su elevada

tasa de descomposición y los efectos negativos de la labranza que disminuyen la protección física del material orgánico aportado (Evrendilek et al., 2004; Davidson y Ackerman, 1993; Post y Mann, 1990) incrementándose la susceptibilidad del suelo a la erosión (Six, et al., 2000; Cambardella y Elliott, 1993).

En varios estudios se ha evaluado el efecto y la importancia del CO₂ o en su defecto de la MO sobre propiedades edáficas, concluyéndose en general que cumple un rol importante en el mantenimiento de las características físicas y químicas del suelo, contribuyendo a su fertilidad (Quiroga et al., 1998).

La MO es reconocida como el principal reservorio de nitrógeno y azufre para las plantas y es el factor determinante en la formación y estabilización de la estructura. En un análisis global, la MO actúa simultáneamente como fuente y destino del CO₂ atmosférico (Lupi et al., 2006). Mientras la mineralización de la MO (emisión) contribuye a la liberación de los nutrientes esenciales para la producción de los cultivos, la conservación e incremento de MO (secuestro) resulta clave para el mantenimiento de la condición física (Shang y Tiessen, 1998).

Entre las propiedades físicas, una de las más afectadas por la MO es la estabilidad estructural de los estratos superficiales del perfil. A mayores niveles de MO, los agregados son más estables, por lo tanto, la estabilidad del sistema de poros y la infiltración son mayores cuando se incrementa el contenido de MO, lo que está asociado a un incremento de la resistencia a la erosión (Wischmeier y Smith, 1978, citado en Álvarez, 2006).

Soane (1990), trabajando en suelos de la Región Pampeana, estableció que cuando los niveles de MO son mayores, se incrementa también la resistencia a la

compactación debido a una mejora del estado estructural y a una dilución volumétrica de las partículas minerales.

Otra propiedad física afectada por la MO es la capacidad de retención de agua útil, debido a que los componentes orgánicos humificados retienen más agua útil que la fracción mineral. Este efecto es también muy importante en los estratos superiores del perfil, donde los contenidos de MO son mayores (Alvarez, 2006).

La producción forestal, debido a la alta producción de biomasa, que favorece el aumento de CO y sus transformaciones, puede mejorar algunas propiedades del suelo, tales como la estructura, permeabilidad y capacidad de retención de agua (Young, 1989). Teniendo en cuenta esto último, y de acuerdo a varios estudios sobre forestación, se ha encontrado que esta práctica de uso del suelo, produce efectos positivos sobre las propiedades físicas del mismo (Lemenih et al., 2004).

Estos efectos pueden variar de acuerdo a la especie forestal utilizada, como en el caso del trabajo de Johnson-Maynard et al. (2002) quienes encontraron efectos positivos en bosques implantados con *Quercus dunosa* y *Pinus coulteri* en parámetros tales como macro porosidad, densidad aparente, capacidad de retención de agua y conductividad hidráulica saturada, con respecto a un suelo bajo vegetación natural utilizado como testigo. No obstante, bajo *Quercus dunosa*, las mejoras fueron mayores debido a los efectos causados por dicha especie forestal, y también por una mayor acción de la macro fauna asociada (lombrices de tierra).

Otro aspecto a tener en cuenta es el manejo cultural llevado a cabo en la plantación forestal. En tal sentido, Caravaca et al. (2002) mencionan que la reforestación con *Pinus halepensis* mejora la estabilidad de agregados en suelos

de regiones semiáridas del sureste de España, y disminuye los riesgos de erosión. Al mismo tiempo, la aplicación de enmiendas orgánicas y la inoculación con ectomicorrizas en edades tempranas, incrementa este beneficio a través de la proliferación de poblaciones microbianas.

Por otra parte, Farley et al. (2004) comprobaron que en plantaciones de *Pinus radiata*, los efectos sobre propiedades edáficas (densidad aparente, CO y capacidad de retención de agua) resultaron dependientes de la edad de la plantación. A su vez, las plantaciones menos añejas, no lograron superar los efectos benéficos producidos en suelos bajo pastizales naturales, en cuanto a las propiedades evaluadas.

En otros trabajos se ha evaluado el aporte que la forestación produce, si se la compara con otros manejos contrastantes del suelo, tales como pastizales naturales o suelos agrícolas. En tal sentido, Messing et al. (1997), trabajando en el sur de Suecia sobre plantaciones de 30 años, encontraron diferencias en favor de la forestación con *Populus deltoides* y *Betula pendula*, con respecto a suelos agrícolas en cuanto a estabilidad de agregados, densidad aparente, distribución en el tamaño de poros, continuidad de los poros y conductividad hidráulica saturada.

Blanco-Canqui et al. (2006), encontraron disminución en los valores de densidad real, en sistemas forestales con respecto a distintos sistemas de producción (ya sea labranza, o no labranza, con y sin abono) y pasturas, correlacionándose negativamente este valor con el contenido de CO.

Los mismos autores, trabajando con suelos agrícolas, pasturas y plantaciones forestales en *Hapludults* típicos con pendiente, en el norte de los Apalaches, hallaron que el suelo forestal presentó los mayores contenidos de CO, menores valores de

densidad aparente y resistencia a la penetración en los primeros 30 cm de profundidad, en el pie de pendiente, mientras que en las restantes ubicaciones del paisaje, no se hallaron tendencias claras en las variables estudiadas.

En la Argentina, específicamente en la provincia de Neuquén, Broquen et al. (2000), trabajaron en Andisoles con vegetación natural de *Nothofagus spp.* y plantaciones de *Pinus ponderosa*, para establecer si existe relación entre el tipo de vegetación y la porosidad, la retención hídrica y la estructura. Estos autores hallaron efecto solamente sobre la estructura, pasando en los sitios con *Pinus ponderosa*, de estructura granular a suelta, con un aumento de la micro-porosidad a expensas de la macro-porosidad.

En cuanto a la región semiárida pampeana, no hay antecedentes de efectos causados por la implantación de diferentes especies en cuanto a los atributos físicos del suelo. Sin dudas dicha actividad se presentaría como una alternativa atractiva de uso, ya que podría constituir una forma económicamente viable de recuperar suelos degradados y además se encuentra específicamente considerada en la ley de suelos de la provincia de La Pampa (Ley Provincial N° 21039), recientemente sancionada.

En base a lo expuesto se plantearon las siguientes hipótesis (H):

H1. La forestación de tierras de baja productividad produciría incrementos de CO en suelos de la Región Semiárida Pampeana y en consecuencia sobre propiedades físicas de los mismos.

H2. La cantidad de CO estabilizado en el suelo dependería de las especies forestales que se utilicen debido a diferencias en el tipo de residuo aportado al suelo.

H3. Los aportes de la forestación en relación a otras prácticas de manejo estarían influenciados por la textura y el régimen hídrico y térmico del ambiente considerado.

1.3- Identificación de procesos y variables edáficas de mayor sensibilidad.

La calidad del suelo es uno de los factores más importantes en el sostenimiento global de la biosfera y en el desarrollo de prácticas agrícolas sustentables (Wang y Gong, 1998). Los estudios parecen orientarse decididamente a identificar, en distintas regiones del mundo, indicadores confiables y sensibles que permitan estimar el estado actual y las tendencias en la calidad de los suelos como paso fundamental para definir sistemas de producción sustentables (Reeves, 1997). Los indicadores de calidad del suelo pueden ser propiedades físicas, químicas y biológicas, o procesos que ocurren en él (SQI, 1996).

La calidad de los suelos comprende el estudio y manejo de aquellas características del suelo que afectan:

- Crecimiento de las raíces,
- Captación, almacenamiento y suministro de agua,
- Almacenamiento, suministro y ciclado de nutrientes minerales,
- Intercambio gaseoso,
- Actividad biológica y
- Captación, almacenamiento y suministro de carbono (Burger and Kelting,

1999).

Todos estos atributos son, en parte, una función de las propiedades y procesos físicos del suelo. Algunos de éstos son estáticos en el tiempo y otros, dinámicos. Unos son resistentes a los cambios producidos por el manejo y otros son muy susceptibles de variación.

Los indicadores básicos de calidad de suelo, tales como la textura y la profundidad del perfil edáfico, son utilizados para comparar distintos tipos de suelos (Schoenholtz et al., 2000). La textura es una propiedad física cualitativa que controla la retención, el almacenamiento e intercambio de agua, nutrientes y gases, y también influye sobre un número importante de propiedades como la estructura e infiltración. Es considerada como el elemento que mejor caracteriza al suelo desde el punto de vista físico. Por su parte, la profundidad del suelo es una propiedad física cuantitativa que influye sobre la cantidad de recursos disponibles para la planta por unidad de área. La textura y la profundidad del suelo son propiedades edáficas que varían poco en el tiempo para un suelo dado, y por tal motivo, no son consideradas para evaluar la evolución del suelo bajo distintas prácticas de manejo (Schoenholtz et al., 2000).

La estructura es una propiedad física que hace referencia al tamaño y disposición de los agregados del suelo, y al igual que la textura, ejerce significativa influencia sobre propiedades físicas, químicas y biológicas del mismo (Bronick, 2005; Taboada y Micucci, 2004). La estabilidad de los agregados es un indicador importante que describe la habilidad del suelo de mantener ese arreglo de sólidos y espacios vacíos cuando éste es expuesto a diferentes tipos de estrés (Six et al.,

2000; Kay, 1990). Parámetros como, la forma (tipo), tamaño (clase) y resistencia (grado) son utilizados para clasificar la estructura de los suelos.

La densidad aparente, por su parte, varía entre diferentes tipos de suelos en función de la textura, estructura y contenidos de MO y, dentro de un tipo de suelo determinado, puede ser utilizada para estimar y monitorear el grado de compactación en el tiempo, cuando éste es sometido a diversos manejos. Cambios en la densidad aparente afectan a una gran cantidad de propiedades y procesos que influyen en el movimiento de agua e intercambio gaseoso.

Los indicadores de infiltración, drenaje, retención y disponibilidad de agua y el equilibrio agua / aire son importantes para el seguimiento de todas las funciones del suelo. La capacidad de retención de agua útil y la conductividad hidráulica saturada son dos de los indicadores que con mayor frecuencia se utilizan para evaluar la calidad del suelo. La capacidad de retención de agua útil mide la capacidad relativa del suelo para el suministro de agua y la conductividad hidráulica saturada es un indicador de la tasa de drenaje que puede ser utilizado para estimar el balance agua / aire en el suelo.

Teniendo en cuenta que en el presente trabajo se consideran efectos del ambiente y efectos producidos por diferentes especies forestales y diferentes prácticas de uso del suelo, es necesario tener en cuenta las propiedades que permitan caracterizar cada uno de los ambientes (propiedades estáticas), como así también las propiedades que presentan mayor sensibilidad ante diferentes tipos de manejo del suelo (propiedades dinámicas). En cada caso se determinarán las propiedades que mejor explican los efectos tanto ambientales como culturales.

2. OBJETIVOS DE TRABAJO

2.1- Evaluar la cantidad y calidad de CO acumulado y secuestrado por bosques implantados con diferentes especies forestales.

2.2- Evaluar los efectos de la forestación sobre CO y propiedades físicas en diferentes tipos de suelos y regímenes climáticos de la región semiárida pampeana.

2.3- Determinar las propiedades edáficas que mejor explican los efectos de un mismo manejo en diferentes ambientes y de diferentes manejos en un mismo ambiente.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1- Caracterización del área de estudio.

El presente estudio se llevó a cabo en siete sitios con condiciones edafoclimáticas contrastantes (Tabla 1), correspondientes a las localidades en las que se establecieron los viveros forestales que conduce el Ministerio de la Producción de la Provincia de La Pampa, entre los años 1965 y 1970 (Figura 1). Dichas localidades son Maisonave (M), Trenel (T), Caleufú (CA), Santa Rosa (SR), General Acha (GA), Victorica (V) y Jagüel del Monte (JM).

El área de estudio corresponde a una porción de la denominada RSP, que cubre una superficie de aproximadamente 22.000.000 de hectáreas y abarca el oeste de la provincia de Buenos Aires, noreste de la provincia de La Pampa, centro sur de la provincia de Córdoba y este de la provincia de San Luís. La misma ocupa el 36% de la región pampeana y el 55% de la región semiárida (Santanatoglia, 2000).

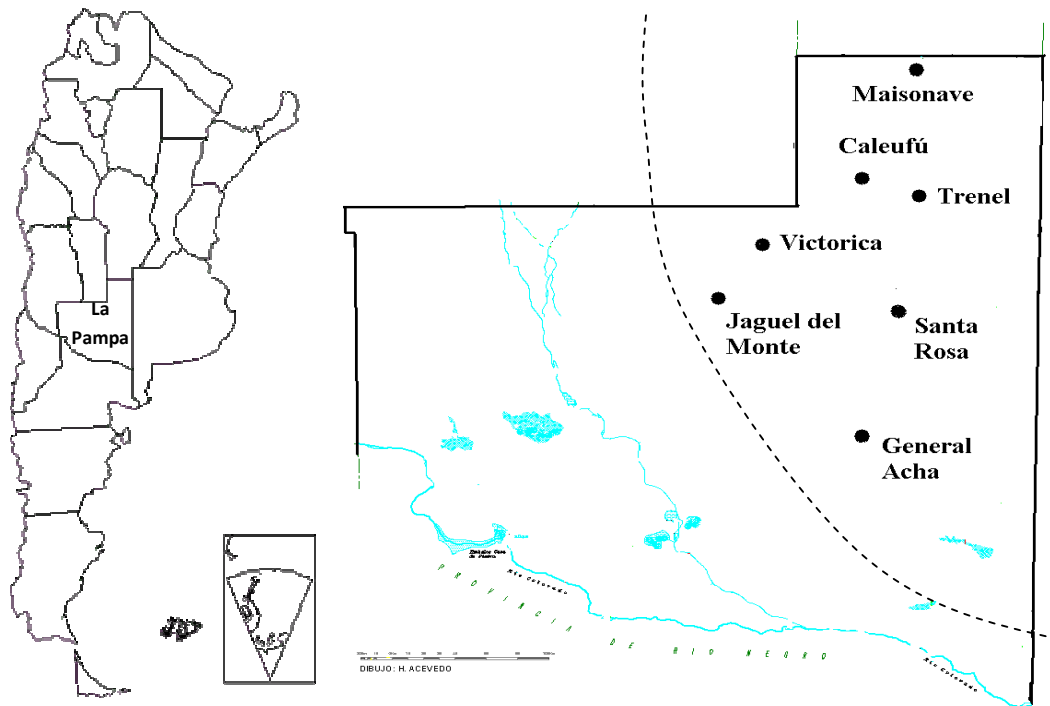


Figura 1: Ubicación de los sitios de estudio (●) y delimitación de la RSP en la provincia de La Pampa (- - -)

Desde el punto de vista climático el área de estudio se caracteriza por un clima templado con temperaturas medias anuales de 15 a 16°C, y medias de invierno y verano de 7°C y 24°C, respectivamente (INTA, 1980). El régimen hídrico (Tabla 1), se caracteriza por precipitaciones medias anuales que varían desde 550 a 850 mm, disminuyen de noreste a sudoeste y se concentran principalmente en primavera y verano. La alta variabilidad interanual de las mismas es una de las principales características de las regiones áridas y semiáridas (Santanatoglia, 2000). Dentro del régimen climático, las heladas constituyen, junto con la sequía, uno de los factores más importantes en su acción perjudicial sobre la vegetación (Santanatoglia, 2000), principalmente, las otoñales y primaverales (heladas tempranas y tardías, respectivamente), debido a su variabilidad. En este sentido el período de ocurrencia de heladas se halla aproximadamente entre mediados de abril y mediados de noviembre en el centro sur de la provincia (Victorica, General Acha), mientras que en

el norte y noreste, va desde mediados de mayo a mediados de octubre (Trenel, Maisonave).

Tabla 1: Precipitaciones mensuales, temperatura media anual y relación PP/T de los diferentes ambientes (período 1965-2005).

Ambiente	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	PP anual (mm)	T anual (°C)	PP/T
M	111	87	113	81	30	15	14	22	41	82	84	118	801	16	50
T	94	90	117	69	29	19	20	24	42	73	104	111	796	16	50
CA	110	94	130	73	31	17	23	23	45	78	106	111	844	16	53
SR	84	70	91	57	32	17	19	25	40	75	91	101	708	15,5	46
GA	80	65	80	47	22	13	19	22	36	70	75	73	607	15	40
V	96	66	77	52	21	11	15	18	35	62	89	80	628	15,5	41
JM	90	73	84	50	21	19	16	18	33	62	93	80	544	15,5	35

En cuanto al recurso suelo, si bien en la Provincia de La Pampa, se identifican los órdenes taxonómicos Molisol, Entisol y Aridisol, en el presente trabajo, solo se abordan los dos primeros (Tabla 2).

Los Molisoles predominan en la zona de las llanuras medanosas que abarcan el sector noreste de La Pampa. En general tienen régimen de humedad ústico y régimen de temperatura térmico. También presentan una evolución genética con escasa diferenciación de horizontes y débil estructuración. Son de textura franco a franco arenosa, drenaje rápido, permeabilidad rápida y reacción entre medianamente ácida y ligeramente alcalina. Sus limitantes más importantes son las climáticas (semiaridez), la costra calcárea, el drenaje algo excesivo, la deficiente capacidad de retención de agua y la susceptibilidad a la erosión (INTA, 1980).

Los Entisoles son suelos menos evolucionados que se encuentran en los médanos y planicies arenosas ubicadas en la porción oeste del área de estudio. Poseen materiales parentales escasamente alterados y con muy débil estructuración. Generalmente son de texturas arenosa franca a arenosa, con drenaje

excesivo, permeabilidad rápida, escasa retención de humedad, y no están estructurados, a excepción del horizonte superficial. En algunos casos no presentan costra calcárea y tienen reacción mediana a débilmente ácida. Sus limitaciones más importantes son de naturaleza climática (aridez), como también el drenaje excesivo y la alta susceptibilidad a la erosión eólica (INTA, 1980).

Tabla 2: Caracterización de los ambientes de estudio (INTA, 1980).

Sitio	Coordenadas	Paisaje predominante	Tipo de suelo	Arcilla+Limo (%)
Maisonave	35° 02' S 64° 22' O	Planicie medanosa con tosca	<i>Haplustol entico</i>	45
Trenel	35° 41' S 64° 08' O	Planicie con tosca	<i>Haplustol entico</i>	51
Caleufú	35° 35' S 64° 33' O	Planicie medanosa con tosca	<i>Haplustol entico</i>	50
Santa Rosa	36° 37' S 64° 37' O	Planicie con tosca	<i>Haplustol entico</i>	37
G. Acha	37° 22' S 64° 35' O	Mesetas y valles transv.	<i>Torripsamment ústico</i>	33
Victorica	36° 12' S 65° 26' O	Médanos	<i>Torripsamment Típico</i>	18
J. del Monte	36° 40' S 65° 41' O	Médanos	<i>Torripsamment Típico</i>	14

3.2- Tratamientos.

El trabajo consta de dos etapas, siendo la primera, la evaluación de los efectos sobre el suelo de diferentes especies forestales. Este estudio se realizó en los años 2007-2008, en el vivero forestal de la localidad de Santa Rosa, evaluando distintas especies implantadas entre los años 1965 y 1970: *Pinus halepensis* con y sin ectomicorrizas (PM y PH, respectivamente), *Pinus pinea* (PP), *Eucalyptus sp.* (E) y *Gleditzia triacanthos* (G), las cuales fueron comparadas con una parcela sin forestar (A), que se encuentra bajo una secuencia de cereales de invierno en siembra convencional y una situación de vegetación natural (VN) (bosque de *Prosopis caldenia*). Esta primer etapa tuvo por finalidad comparar el efecto de diferentes

especies forestales, sobre el contenido de CO y propiedades físicas del suelo y a su vez evaluar los aportes producidos por la forestación, al comparar dicha práctica con dos manejos característicos de la región (agrícola y bosque natural con aprovechamiento ganadero).

La segunda etapa consistió en evaluar los efectos de la forestación con *Pinus halepensis* en distintos sitios con características de suelo y clima contrastantes (interacción genotipo-ambiente). A su vez, en cada sitio, también se compararon los efectos de las plantaciones forestales con una parcela sin forestar que se encuentra bajo una secuencia de cereales de invierno en siembra convencional y una situación de vegetación natural (bosque de *Prosopis caldenia*).

Las plantaciones forestales fueron establecidas entre los años 1965 y 1970, y abarcan superficies de aproximadamente 10000 m² (1ha) en cada uno de los sitios evaluados. Se utilizaron densidades de 625 plantas ha⁻¹ en *Pinus* y *Eucalyptus* y *Gleditzia triacanthos*. Estas densidades son indicadas como las más adecuadas para la región semiárida y han sido utilizadas en las distintas plantaciones forestales de la Provincia de La Pampa (Comerci, 2011)

3.3- Metodología.

Durante el primer año de trabajo se desarrolló la primera etapa (evaluación del efecto de diferentes especies forestales) para lo cual se realizaron los muestreos en las parcelas forestales del vivero de la localidad de Santa Rosa, como así también en las parcelas bajo uso agrícola y de vegetación natural.

Para la segunda etapa (evaluación de los efectos de una misma especie en distintos ambientes), al año siguiente, se repitieron los muestreos en los ambientes

restantes (Tabla 2), incluyendo también los suelos agrícolas y las condiciones bajo vegetación natural. A fin de minimizar posibles efectos estacionales, los muestreos en ambas etapas del trabajo se realizaron durante los meses de otoño, cuando el régimen hídrico de los suelos resulta más favorable para el estudio de las propiedades físicas.

3.3.1- Descripción de perfiles de suelo.

Se llevó a cabo la observación y descripción del perfil del suelo en calicatas (1 por sitio) hasta la profundidad del estrato calcáreo (tosca) o hasta 200 cm de profundidad. Se extrajeron muestras de los distintos horizontes del perfil y, sobre suelo seco al aire y tamizado por 2 mm, se determinó:

- Contenidos de arcilla y limo mediante el método de la Pipeta de Robinson (Baver, 1956).
- Separación por tamizado, de las diferentes fracciones de arena: muy fina (0,05-0,1mm), fina (0,1-0,25mm), media (0,25-0,5mm), gruesa (0,5-2mm).
- Determinación de C total por digestión ácida con dicromato de potasio a 120 °C durante 1 hora y cuantificación colorimétrica (Soon y Abboud, 1991).
- pH actual (relación 2.5/1) (IRAM 29410. 1999; SAMLA 2004).
- Cationes intercambiables y Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC).

3.3.2- Sistema poroso del suelo y CO total.

En cada sitio se extrajeron 8 muestras de suelo (pseudo-réplicas), compuestas de 5 sub-muestras cada una, en cilindros para densidad aparente (DA) de 6 cm de altura por 15 cm de diámetro (1060 cm³) a una profundidad de 0-6 cm.

Se utilizó una metodología de muestreo aleatorizado, en el cual las muestras se tomaron en los espacios entre árboles, a distancia equidistante a los troncos de los mismos a fin de evaluar el “efecto bosque” (Amiotti et al., 2000; Riestra et al., 2008). Esas muestras de material contenido en los cilindros de DA fueron secadas y pesadas para luego determinar:

- Densidad Aparente (DA).
- Densidad Real (DR) (Picnómetro) (Blake, 1965).
- Porosidad Total (PT) del suelo mediante la ecuación:

$$PT = (DR - DA) / DR$$

- Fraccionamiento de suelo de acuerdo a la técnica descrita por Cambardella y Elliott (1992) modificada por Noellemeyer et al. (2006), para obtener las fracciones de partículas 100-2000 μm , 50-100 μm y < 50 μm .
- Carbono orgánico de las muestras enteras y de las fracciones por digestión ácida con dicromato de potasio a 120 °C por 1 hora y cuantificación colorimétrica (Soon & Abboud, 1991). Los distintos compartimentos del CO fueron identificados como: COT (<2000 μm), COJ (fracción 100-2000 μm), COM (fracción 50-100 μm) y COV (fracción <50 μm).
- Retención de agua a Capacidad de Campo (CC) a través del método de humedad equivalente (Montenegro Gonzalez et al., 1990).

3.3.3- Estructura del suelo.

A partir de las muestras tomadas con los cilindros para DA y, luego de las determinaciones indicadas en el apartado anterior, se utilizó el remanente de dichas muestras para la determinación de la distribución de tamaños de agregados. Para

ello se tamizó en seco cada una de las muestras (8, 4, 3, 2 y 1mm) y luego se pesaron las distintas fracciones para determinar la proporción de cada una de ellas.

Las fracciones de 4-8, 3-4 y 2-3mm se tamizaron en húmedo y a través del cambio en el Diámetro Peso Medio (DPM), de acuerdo con la técnica desarrollada por De Leenher y De Boodt (1958) se determinó el índice de estabilidad estructural en húmedo (EEH).

A su vez, en las tres fracciones de agregados utilizadas para evaluar la EEH, se realizaron las siguientes determinaciones:

- Fraccionamiento de suelo de acuerdo a la técnica descrita por Cambardella y Elliott (1992) modificada por Noellemeyer et al. (2006), para obtener las fracciones de partículas 100-2000 μm , 50-100 μm y < 50 μm .
- Carbono orgánico de las muestras enteras y de las fracciones por digestión ácida con dicromato de potasio a 120 °C por 1 hora y cuantificación colorimétrica (Soon & Abboud, 1991), determinándose COT, COJ, COM y COV.

3.3.4- Biomasa aérea forestal.

A fin de obtener información sobre la biomasa aérea y la tasa de crecimiento de *Pinus halepensis* en los diferentes sitios, se determinó el volumen de madera producida (m^3/ha) a partir de los siguientes parámetros:

- Diámetro altura pecho (DAP), (S_1),
- Diámetro altura a la base (DAB), (S_2) y
- Altura de los árboles (L).

Para determinar el volumen de cada ejemplar se utilizó la fórmula de Smalian

(Prodan et al., 1997).

$$VM = ((S_1 + S_2)/2) * L,$$

A este volumen se lo multiplicó por la cantidad de árboles por hectárea, obteniéndose así el volumen de madera para esa superficie.

Luego, para obtener el valor de biomasa aérea, se multiplicó el volumen obtenido anteriormente por la densidad de la madera (en este caso de *Pinus halepensis*), cuyo valor es de 0.610 gr.cm⁻³ (CPF, 2004). La tasa de crecimiento se obtuvo al relacionar la biomasa obtenida con la edad de la plantación.

Finalmente, para estimar la cantidad de CO fijado en la biomasa aérea, se consideró que el contenido de C para los compartimientos por encima del suelo, debajo del suelo y en la madera muerta constituye el 50% de la biomasa de los mismos, tal como lo mencionan Gasparri y Manghi, (2004).

3.3.5- Análisis estadístico.

Las medias de los valores de las variables determinadas fueron comparadas a través de análisis de varianza (ANOVA) para poder establecer diferencias entre los efectos producidos por diferentes especies forestales, como así también por efectos del uso del suelo y ambientales.

Se realizaron análisis de regresión y multivariados (componentes principales) (Seber, 1984) para establecer las relaciones entre variables de suelo, ambientales y de biomasa correspondientes a las dos etapas del trabajo. Todos los análisis estadísticos se elaboraron a partir del software estadístico InfoStat (Di Rienzo et al., 2009).

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1- Efecto de diferentes especies forestales en un mismo ambiente edafoclimático.

4.1.1- Descripción de perfiles.

En la descripción de los perfiles correspondientes a la primera etapa de este trabajo, se comienza a responder, al menos de manera generalizada, a la Hipótesis 1, que hace referencia al efecto de diferentes especies forestales sobre contenidos de CO y propiedades físicas de los suelos.

En este punto se analizan diferencias y semejanzas existentes en suelos bajo diferentes especies forestales, como así también bajo otras dos prácticas de manejo contratantes, en lo que respecta a la totalidad del perfil de cada uno de los tratamientos considerados.

4.1.1.1- Determinaciones in situ.

Los suelos del área de estudio, en general, se caracterizan por una secuencia de horizontes A-AC-C-C_k (INTA, 1980). Teniendo en cuenta esta secuencia, se han observado diferencias entre cada uno de los tratamientos (Tabla 3.1). De los siete perfiles, solo los correspondientes a los tratamientos A, PM, E y VN respondieron a la secuencia típica de suelos de la región. En el tratamiento PH, el horizonte A, se subdividió en A₁ y A₂, diferenciándose éstos principalmente por el color. En cuanto al horizonte de transición, se hallaron variaciones, tales como un AC y AC_k en G, mientras que en el resto de los perfiles se halló solo el horizonte AC. Por último solo se registraron horizontes C en los tratamientos A, PM, E y VN, mientras que en los

tratamientos PH y PP el horizonte inmediato inferior al de transición fue el C_K.

Aparte de los horizontes minerales, se hallaron horizontes orgánicos, tales como el horizonte O_i (MO sin descomponer) en todos los tratamientos forestales, siendo de 2 cm de espesor en los tratamientos PP y E, y de 3 cm en G, PM y PH. Por su parte, el suelo E también presentó un horizonte O_e (MO semi-descompuesta) de 3 cm de espesor.

El suelo VN presentó el perfil de mayor profundidad total con 177 cm, mientras que en el resto de los perfiles el espesor varió entre 106 y 139 cm. Por otra parte, el suelo A presentó el mayor espesor en el horizonte superficial con 27 cm, seguido por el del suelo PH con 26 cm (14 cm del sub-horizonte A₁ y 12 cm del A₂).

El color de los horizontes presentó variaciones que se podrían relacionar con los contenidos de CO, ya que por un lado, el suelo G presentó el horizonte superficial más oscuro, ya sea en seco como así también en húmedo, mientras que en los restantes tratamientos no se hallaron diferencias. Por otra parte, las diferencias halladas en G, disminuyeron con la profundidad, observándose similares colores en el horizonte C_K de todos los tratamientos.

La estructura de los agregados en todos los perfiles siguió un gradiente desde bloques sub-angulares en el horizonte A, hacia bloques angulares en los horizontes inferiores. La excepción fue el horizonte A del tratamiento G que presentó estructura de tipo granular, seguida de bloques sub-angulares en el horizonte AC y bloques angulares en el resto de los horizontes. Por su parte, el suelo bajo bosque de Caldén (VN), presentó bloques angulares en la totalidad del perfil (Tabla 3.2).

Un aspecto importante fue la presencia de raíces, que resultaron escasas en

todos los tratamientos, salvo en el horizonte A del sitio G, que tuvo una abundante presencia de las mismas, lo cual influyó positivamente en el contenido de CO del horizonte superficial de este suelo. En correspondencia con estas diferencias, el horizonte A del suelo G presentó un color más oscuro (10YR 2/2) y una mayor evolución de la estructura (granular).

Tabla 3.1: Descripción de los perfiles. Secuencia, profundidad, límites y color de los horizontes.

Sitios	Horizontes	Profundidad (cm)	Límites		Color	
			Tipo	Forma	Húmedo	Seco
PM	A	0-17	Abrupto	Suave	10 YR 3/2	10 YR 4/3
	AC	17-36	Gradual	Ondulado	10 YR 3/3	10 YR 5/2
	C	36-69	Claro	Ondulado	10 YR 3/3	10 YR 5/3
	C _K	69-112			10 YR 3/4	10 YR 5/3
G	A	0-18	Abrupto	Ondulado	10 YR 2/2	10 YR 3/3
	AC	18-50	Claro	Ondulado	10 YR 3/2	10 YR 4/3
	AC _K	50-71	Gradual	Ondulado	10 YR 3/3	10 YR 5/3
	C _K	71-126			10 YR 3/4	10 YR 5/3
PH	A ₁	0-14	Abrupto	Suave	10 YR 3/2	10 YR 4/2
	A ₂	14-26	Claro	Ondulado	10 YR 3/3	10 YR 4/3
	AC	26-51	Claro	Ondulado	10 YR 3/4	10 YR 5/2
	C _K	51-103			10 YR 3/4	10 YR 5/3
E	A	0-15	Claro	Ondulado	10 YR 3/2	10 YR 4/2
	AC	15-35	Claro	Ondulado	10 YR 3/3	10 YR 4/3
	C	35-92	Abrupto	Suave	10 YR 3/3	10 YR 5/3
	C _K	92-101			10 YR 3/4	10 YR 5/3
PP	A	0-22	Claro	Suave	10 YR 3/2	10 YR 4/3
	AC	22-45	Abrupto	Suave	10 YR 3/3	10 YR 5/3
	C _K	45-137	Abrupto	Suave	10 YR 3/4	10 YR 5/3
A	A	0-27	Claro	Ondulado	10 YR 3/2	10 YR 4/2
	AC	27-47	Gradual	Ondulado	10 YR 3/3	10 YR 4/3
	C	47-104	Abrupto	Suave	10 YR 3/4	10 YR 5/3
	C _K	104-127			10 YR 3/4	10 YR 5/3
VN	A	0-22	Claro	Suave	10 YR 3/2	10 YR 4/3
	AC	22-39	Gradual	Suave	10 YR 3/3	10 YR 4/3
	C	39-45	Abrupto	Horizontal	10 YR 3/3	10 YR 5/3
	C _K	45-177			10 YR 3/4	10 YR 5/3

Tabla 3.2: Descripción de los perfiles. Textura y estructura de los horizontes.

Sitios	Horizontes	Estructura			Fracciones granulométricas (g kg ⁻¹)						Clase Textural
		Tipo	Clase	Grado	A. gruesas	A. medias	A. finas	A. muy finas	Limo	Arcilla	
PM	A	Bsa	Medios	Moderados	92	211	146	208	214	129	FrA
	AC	Ma			82	293	295	0	232	98	FrA
	C	Ba	Medios	Débiles	86	307	303	0	234	72	FrA
	C _K	Ba	Medios	Débiles	103	276	329	0	213	80	FrA
G	A	Gr	Finos	Moderados a débiles	115	247	174	115	224	124	FrA
	AC	Bsa	Medios	Moderados a débiles	63	286	180	135	233	103	FrA
	AC _K	Ba	Medios	Débiles	59	300	165	133	243	101	FrA
	C _K	Ba	Medios	Débiles	157	238	153	129	249	75	FrA
PH	A ₁	Bsa	Medios	Moderados	86	105	234	176	247	152	FrA
	A ₂	Bsa	Medios	Moderados	78	147	189	213	246	128	FrA
	AC	Ba	Medios	Moderados a débiles	60	186	176	160	299	117	FrA
	C _K	Ba	Medios	Débiles	84	224	288	1	298	105	FrA
E	A	Bsa	Medios	Moderados	115	0	381	164	220	124	FrA
	AC	Ba	Medios	Moderados	186	208	253	0	218	136	FrA
	C	Ba	Medios	Débiles	103	291	295	0	246	64	FrA
	C _K	Ba	Medios	Débiles	100	263	243	68	238	87	FrA
PP	A	Bsa	Medios	Moderados	136	318	144	107	194	102	FrA
	AC	Ba	Medios	Moderados a débiles	87	294	192	134	204	90	FrA
	C _K	Ba	Medios	Débiles	81	283	193	137	216	90	FrA
A	A	Bsa	Medios	Moderados	86	195	114	259	227	119	FrA
	AC	Ba	Medios	Moderados a débiles	130	266	287	1	208	108	FrA
	C	Ba	Medios	Débiles	131	272	296	0	221	80	FrA
	C _K	Ba	Medios	Débiles	110	295	328	0	203	64	FrA
VN	A	Ba	Medios	Moderados	62	230	174	155	267	111	FrA
	AC	Ba	Finos	Débiles	67	257	187	157	256	76	FrA
	C	Ba	Finos	Débiles	60	264	166	121	260	129	FrA
	C _K	Ba	Finos	Muy débiles	64	261	171	141	252	111	FrA

Tabla 3.3: Descripción de los perfiles. CO, pH, cationes intercambiables, CIC y SB de los horizontes.

Sitios	Horizontes	CO (g kg ⁻¹)	pH	Cationes intercambiables (cmol kg ⁻¹)				CIC (cmol kg ⁻¹)	SB (%)
				Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺		
PM	A	8,1	6,3	6,7	1,9	0,6	2,2	17,2	67
	AC	4,6	6,8	6,7	2,8	0,6	2,7	15,2	84
	C	3,5	7,1	7,6	2,8	0,6	2,1	16,4	80
	C _K	3,7	8,0	25,5	0,9	0,7	1,3	16,8	168
G	A	36,3	7,0	13,8	1,7	1,4	2,6	20	97
	AC	5,3	6,4	7,1	1,9	1,2	2,6	19,6	65
	AC _K	3,9	7,8	24,1	0,9	0,4	2,7	19,2	146
	C _K	2,5	8,2	25,9	2,1	0,6	2,9	19,2	164
PH	A ₁	13,0	6,0	8,0	2,3	0,6	2,5	19,2	70
	A ₂	9,5	6,3	7,1	3,2	0,6	2,8	18,4	75
	AC	5,0	7,1	9,8	2,7	0,6	2,5	17,6	89
	C _K	4,2	7,9	27,2	0,8	0,7	2,3	16,8	185
E	A	11,8	4,9	3,1	3,3	0,8	2,3	17,2	56
	AC	8,6	5,5	4,9	2,9	0,8	3,4	16	74
	C	3,5	7,7	8,5	2,3	0,6	2,0	16,8	80
	C _K	3,3	8,0	26,1	1,3	0,7	2,3	18,1	168
PP	A	7,6	4,6	4,5	2,0	0,9	2,6	19,2	52
	AC	4,7	6,0	5,4	3,3	1,5	2,6	19,2	66
	C _K	2,7	7,9	25,9	1,3	0,7	2,7	19,6	156
A	A	10,4	7,0	8,0	2,3	0,6	2,6	16,0	84
	AC	4,5	6,8	5,8	2,8	0,6	3,0	14,8	82
	C	2,7	7,9	8,9	3,0	0,6	1,6	16,0	88
	C _K	2,9	8,1	24,6	1,3	0,6	1,6	16,0	176
VN	A	11,6	6,2	9	1,7	0,05	1,3	13,9	87
	AC	6,5	7,9	13,9	1,1	0,05	1,4	13,9	118
	C	5,6	7,8	19,8	1,1	0,6	0,7	13	171
	C _K	4,3	8,2	22,2	1,2	0,2	1	14,1	174

4.1.1.2- Fracciones granulométricas.

La totalidad de los horizontes presentaron textura franco arenosa (Tabla 3.2). Los contenidos de limo mas arcilla (L+A), variaron entre valores de 295 g kg^{-1} en PP y 399 g kg^{-1} en PH. En los horizontes inferiores, se aprecia una leve tendencia a la disminución de la proporción de partículas más finas (arcillas). En relación a las diferentes fracciones de arena (Tabla 3.2), los tamaños intermedios fueron los predominantes, presentando una baja variabilidad entre perfiles como así también dentro de los mismos.

4.1.1.3- Carbono orgánico total.

En cuanto a este parámetro se observó que en todos los tratamientos disminuyó con la profundidad (Tabla 3.3). En el horizonte A, el nivel de CO se halló entre valores de 7.6 g kg^{-1} (PP) y 13 g kg^{-1} (PH), mientras que en el tratamiento G, fue superior a 36 g kg^{-1} . Cabe destacar que en todos los perfiles, el contenido de CO disminuyó entre un 27% (PH y E) y un 57% (A), entre el horizonte superficial y el inmediatamente inferior. La excepción la presentó el perfil correspondiente a G, cuya disminución fue de aproximadamente el 85%. Esta mayor estratificación en G puede ser explicada en parte, por la alta presencia de finas raíces en el horizonte superior de dicho perfil, lo que podría explicar la presencia de estructura granular.

4.1.1.4- Capacidad de intercambio catiónico y cationes intercambiables.

La capacidad de intercambio catiónico (CIC) (Tabla 3.3), presentó diferencias entre los horizontes superficiales, con valores entre $13.9 \text{ cmol kg}^{-1}$ en VN y 20 cmol kg^{-1} en G. Los valores de calcio intercambiable de los horizontes A mostraron diferencias entre los perfiles, con niveles de alrededor de $13.8 \text{ cmol kg}^{-1}$ de suelo en

el tratamiento G, a valores de 3.1 y 4.5 cmol kg⁻¹ en E y PP, respectivamente. En los horizontes C_k, debido a la presencia de carbonatos de calcio en la masa del suelo, los valores de calcio y consecuentemente la saturación de bases del complejo de intercambio, fueron sobreestimados. Ello ocurre debido a que el acetato de amonio que se utiliza para desplazar los cationes adsorbidos, también disuelve parte del carbonato de calcio presente en la masa del suelo. En cuanto al porcentaje de saturación de bases, se observó el mayor valor en G (97%) y los menores valores en E y PP (56 y 52% respectivamente). En todos los tratamientos se apreció un aumento con la profundidad en los valores de estos dos parámetros. En cuanto a la relación Ca/Mg, si bien los valores promedio se hallaron entre 3 y 5, en E y PP fueron de 1 y 2, respectivamente y en G fue superior a 8.

4.1.1.5- pH actual.

En concordancia con las observaciones de calcio intercambiable y porcentaje de saturación de bases, también se registraron importantes diferencias en pH. Los suelos con horizontes superficiales más ácidos fueron E y PP (4.9 y 4.6 respectivamente), mientras que G fue el más alcalino (7.0). Estos resultados concuerdan con lo reportado por Zalba y Peinemann (1987), que, trabajando con diferentes especies forestales hallaron las mismas tendencias, atribuyendo esto a la composición de los residuos aportados por las diferentes plantaciones. Esta mayor acidificación por parte de algunas especies forestales como *Eucalyptus*, también ha sido registrada en distintos estudios que muestran que este efecto de E, estaría relacionado con la gran extracción de bases del complejo de intercambio que se traduce comparativamente en una importante disminución del porcentaje de saturación de bases (Jobbágy y Jackson, 2003; Prosser et al., 1993; Delgado et al.,

2006). Frecuentemente en los estratos superiores del perfil, el mismo resulta inferior al 60%. En todos los perfiles estas diferencias de pH se atenuaron a partir del horizonte C, que en todos los casos tuvo un pH levemente superior a 7, llegando a 8 en los horizontes C_k.

Estos resultados concuerdan con los hallados en estudios como el de Frank y Finckh (1997), que evaluaron en suelos de la zona centro-sur de Chile, los efectos producidos por plantaciones de *Pseudotsuga menziesii* (Pino Oregón) hallando, en comparación con bosques nativos, una tendencia al empobrecimiento de bases intercambiables y niveles significativamente menores de saturación de bases. Por su parte, Delgado et al., (2006), estudiando los efectos de plantaciones de *Eucalyptus* sp. en suelos forestados en Uruguay, observaron menores valores de pH y menor saturación de bases que sus pares bajo pastizales. Además comprobaron en algunos de estos suelos que, el carbono orgánico mostró una tendencia a la disminución en la parte superior del horizonte A. En otros horizontes no se hallaron resultados claros, aunque en algunos sitios se observó una tendencia hacia el aumento de carbono orgánico en la base del horizonte A o inicio del B en los suelos forestados, comparados con los que permanecen bajo pastura. Si bien estos cambios de distribución vertical podrían no determinar cambios en el contenido de carbono orgánico del perfil, la presencia de hojarasca (horizonte O) en los suelos forestados permitiría concluir que en las plantaciones forestales ocurre un aumento en la cantidad total de carbono orgánico en el suelo.

En base a los resultados obtenidos al menos hasta aquí, no existen evidencias para rechazar la Hipótesis 1, referente a los efectos de la forestación sobre los contenidos de CO, si consideramos que dichos efectos dependen de la especie

forestal considerada. Esto concuerda con el trabajo de Johnson-Maynard et al. (2002) que comprobaron que los efectos producidos por la forestación son dependientes de la especie utilizada, ya que bajo *Quercus dunosa*, dichos efectos resultaron ser más benéficos que los hallados bajo plantaciones de *Pinus Coulteri* en propiedades tales como color, abundancia de raíces, estructura de los agregados, pH y CO en los primeros centímetros del perfil.

Por otra parte, otros estudios mencionan también los efectos benéficos que produce la implantación de especies leguminosas fijadoras de N y la inoculación con micorrizas arbusculares en cuanto a la recuperación de los niveles de C y N en suelos degradados (Macedo et al., 2008). Al respecto, Wang et al. (2010), encontraron que especies leguminosas fueron más eficientes en la recuperación de C y N en suelos degradados en el sur de China. Resh et al. (2002), comparando niveles de secuestro de C bajo Eucaliptus y especies fijadoras de N, determinaron mayores tasas de acumulación bajo estas últimas en distintos ambientes tropicales, con plantaciones jóvenes establecidas sobre suelos provenientes de pasturas C₄.

4.1.2- Carbono orgánico.

A continuación se analizan los resultados obtenidos a partir de los muestreos llevados a cabo en los primeros 6 cm del perfil, los cuales permiten avanzar en la respuesta a las Hipótesis 1 y 2.

En un principio se evalúan los contenidos de CO bajo diferentes especies forestales y prácticas de manejo contrastantes en muestras completas de suelo, para luego abordar el estudio en diferentes tamaños de agregados y evaluar estructura y contenido de CO en los mismos. Finalmente se evalúan las propiedades

relacionadas al sistema poroso del suelo. Cabe aclarar que se trataron de establecer las relaciones más importantes entre las propiedades edáficas estudiadas para poder comprender el comportamiento del suelo bajo los diferentes tratamientos.

4.1.2.1- Contenido de carbono orgánico en superficie (0-6cm).

Se observó que PM y G presentaron los mayores contenidos, mientras que E, PP y A, los valores más bajos (Tabla 4). Las mayores diferencias entre los tratamientos resultaron ser superiores al 300% cuando se comparó el tratamiento A ($9,3 \text{ g kg}^{-1}$) con PM ($34,0 \text{ g kg}^{-1}$) y G ($32,7 \text{ g kg}^{-1}$). Estos dos últimos tratamientos como así también PH presentaron mayores contenidos de COT que el suelo bajo vegetación nativa (VN), aunque PH sin diferenciarse estadísticamente.

Tabla 4: Carbono orgánico total (COT), joven (COJ), medio (COM) y viejo (COV) en superficie en los diferentes tratamientos.

Tratamiento	COT	COJ	COM	COV
	g kg ⁻¹			
PM	34,0 a	16,2 ab A	2,9 ab B	15,2 a A
G	32,7 ab	21,4 a A	3,4 a B	8,5 c B
PH	24,3 bc	13,0 bc A	2,0 bc B	10,5 bc A
VN	22,6 c	11,2 bcd A	3,0 a B	10,0b c A
E	17,9 cd	7,8 cde B	1,6 c C	11,8 b A
PP	13,5 d	3,9 de B	1,5 c C	8,6 c A
A	9,3 d	1,9 e B	1,8 c B	8,5 c A

Letras distintas en minúscula indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre tratamientos (filas) y en mayúscula entre fracciones (columnas).

Con respecto a los valores de la fracción más lábil de CO (COJ) se pudo constatar una tendencia similar con mayores contenidos en PM y G y el menor en A, aunque este último sin diferenciarse de E y PP. En este caso se puede apreciar que G tuvo un mayor contenido que PM, si bien estadísticamente no se diferenciaron.

Analizando las relaciones entre COT y COJ (COT/COJ), se encontró la más baja en G (1,5) y las más altas en A (4,9) y PP (3,5). Los demás tratamientos, y

específicamente el suelo bajo vegetación nativa (VN), mostraron relaciones de alrededor de 2, lo cual implica que el COJ constituye el 50% del COT. Relaciones superiores, con proporciones muy bajas de COJ, indicarían un balance negativo y pérdidas de CO, mientras que relaciones bajas podrían indicar balance positivo y acumulación de CO (Noellemeyer et al., 2006).

Esto último, se ve reflejado en la Figura 2, en la cual se observan las proporciones de cada una de las fracciones de CO respecto al COT. En la misma se aprecian balances positivos en G y negativos en A y PP, mientras que en el resto de los tratamientos, como ya fuera mencionado, los balances tendieron a ser neutros o equilibrados.

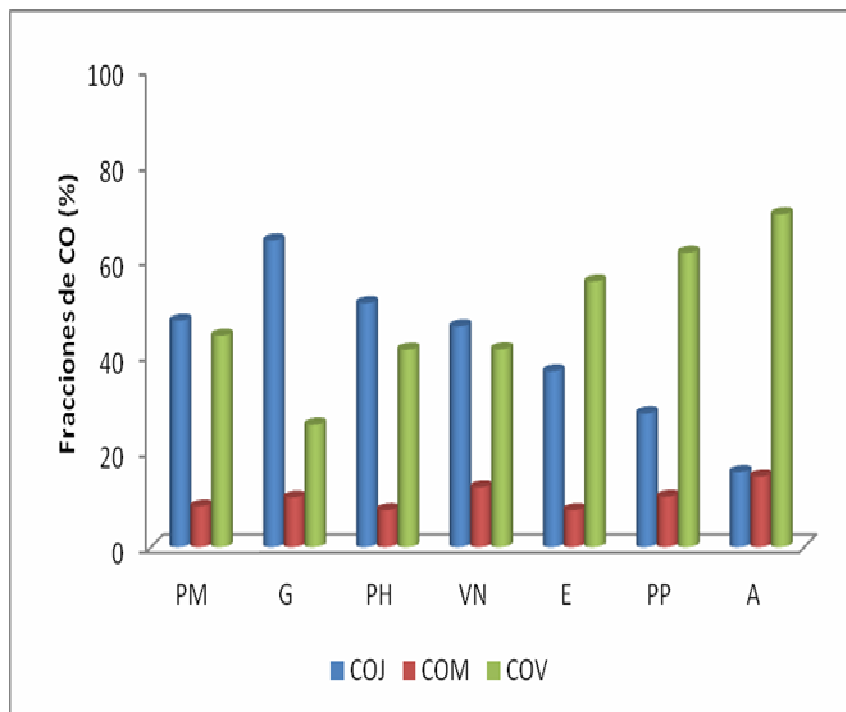


Figura 2: Proporción de cada una de las fracciones de CO, con respecto al COT en cada uno de los tratamientos.

La fracción intermedia de CO (COM) presentó los mayores contenidos en los tratamientos G y VN (3,4 y 3,0 g kg⁻¹, respectivamente), seguido por PM, mientras

que los demás tratamientos no se diferenciaron entre sí. Cabe destacar que en todos los tratamientos, esta fracción representó la menor proporción, si se la compara con la fracción lábil y la estable (Figura 2), aunque en algunos casos no se vio reflejada estadísticamente, como sucede en A y G.

En cuanto a la fracción más estable (COV), PM fue la especie que originó los mayores contenidos ($15,2 \text{ g kg}^{-1}$), seguido por E ($11,8 \text{ g kg}^{-1}$). En cambio, G motivó el más bajo contenido, al igual que A ($8,5 \text{ g kg}^{-1}$).

El comportamiento observado en los contenidos de COT, se debió principalmente a las variaciones en la fracción joven ($R^2 = 0,93$; Figura 3). Por su parte, si bien se hallaron diferencias en los contenidos de COV (aunque menores que en el caso de COJ), éstas no explicaron la variación en el COT ($R^2 = 0,28$). Esto sugiere que la recuperación de los niveles de CO en suelos degradados dependió fundamentalmente de los aportes de residuos de la vegetación que afecta en primer término los contenidos de la fracción joven del CO. Particularmente, en molisoles de la RSP, las distintas prácticas de uso del suelo han influenciado en mayor medida sobre la fracción más lábil del CO (Quiroga et al., 1996).

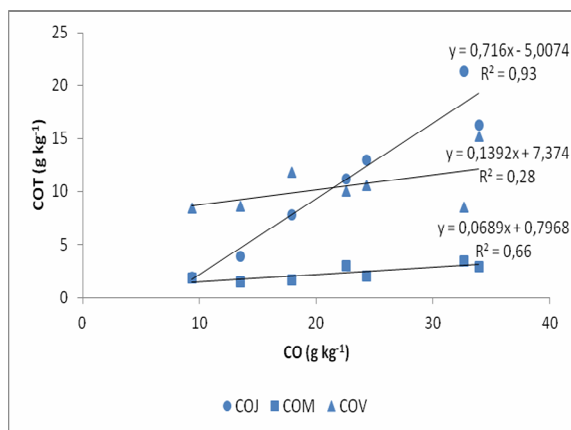


Figura 3: Relación entre COT con COJ, COM y COV.

4.1.2.2- Distribución de carbono orgánico entre las fracciones.

En la Tabla 4, se presentan también, las comparaciones entre el contenido de CO en las fracciones de cada tratamiento, mediante los cuales se analizó cuál fue la fracción predominante en la muestra de suelo. Este análisis resulta de la comparación entre columnas (letras en mayúscula). Si bien, la fracción predominante varió entre tratamientos, la fracción COM fue siempre la que representó las menores proporciones, siendo en promedio el 10,3% del COT, mientras que las proporciones de COJ y de COV en promedio fueron de 41,3 y 48,5% respectivamente. El porcentaje más alto de COM (14,8%) y de COV (69,6%) respecto a los valores de COT fueron hallados en A, mientras que PP también presentó valores muy elevados de COV con respecto al promedio (61,6%). El menor porcentaje de COV correspondió a G con solamente 25,6%. Este tratamiento a su vez presentó el porcentaje más elevado de COJ (64,1%). Esta diferencia de la distribución de CO entre las fracciones en G podría resultar de mayores aportes de residuos vegetales en este sitio comparado con los demás, pero también indicaría mayores tasas de actividad microbiana e inclusive la posibilidad de un efecto “priming” sobre la mineralización de la materia orgánica del suelo. Este efecto, de la inducción de mineralización de CO estabilizado debido al aumento de la tasa de actividad microbiana, estimulada por el aporte de residuos con baja relación C/N, ha sido descrito en varios trabajos (Smith & Bolton, 2003; Nottingham et al., 2009; Fontaine et al., 2011)

Si consideramos las especies que más CO acumularon (PM y G), se observa que si bien fueron similares los niveles de secuestro en términos de COT, la distribución entre las fracciones fue muy diferente (Figura 3), hallándose mayor proporción de COJ en G. Por su parte PM mostró una distribución más uniforme

entre fracciones con un valor superior con respecto a G y todos los demás tratamientos, en la fracción estable. Esto indicaría que en el suelo bajo PM las transformaciones del CO serían más completas, llegándose a estabilizar mayor proporción del COJ que en el suelo bajo G, que tendría mayores pérdidas de CO, posiblemente por la mineralización de dicha fracción. Estas diferencias podrían estar asociadas a la calidad de los residuos que generan ambas especies, ya que en el caso de la leguminosa (G) éstos tendrían una relación C/N menor que aquellos derivados del pino, lo cual aumentaría la tasa de mineralización (Donnelly et al., 2004). En este sentido Zalba y Peinemann (1987) registraron valores de C/N menores en suelos bajo especies forestales latifoliadas tales como *Gleditzia triacanthos* (11.1) y *Eucalyptus viminalis* (12.6) en comparación con coníferas como *Pinus halepensis* (16.5), concluyendo que bajo esta última especie existe una mayor resistencia a la descomposición de los residuos.

La baja proporción de COJ y alta de COV en el suelo agrícola podría explicarse por la remoción del suelo que estimuló una mayor disponibilidad de la fracción más lábil de CO para el proceso de mineralización. Al respecto, Casanovas et al. (1995) señalan que como consecuencia de la descomposición de la fracción liviana han quedado como remanente en suelos agrícolas formas más estables de la materia orgánica. En el mismo sentido, Quiroga et al. (1996) registraron diferencias significativas en la relación COJ/COT entre suelos A (9,4%) y suelos VN (33,2%). El tratamiento PP presentó una situación similar con baja proporción de COJ (27,9%) y alta de COV (61,6%). Esto indicaría que el aporte de CO por parte de los residuos habría sido bajo y que el suelo en este tratamiento también ha quedado con un remanente de CO más estabilizado. En cambio, en E el porcentaje de COJ fue

similar al promedio (36,8%), pero en este suelo la proporción de COM fue baja (7,7%) y la de COV muy alta (55,5%).

A modo de síntesis, se presenta el siguiente análisis de componentes principales (ACP) (Figura 4), en el que se aprecia el comportamiento de los tratamientos en cuanto a los contenidos de CO en el suelo. Dicho ACP explicó el 95,6% de la variabilidad existente en el plano de los dos primeros componentes.

En un primer análisis, se puede destacar que todas las variables se encuentran bien representadas en el primer plano (CP1), a excepción de COV, que es representado por la segunda componente (CP2). Por otra parte, dicho análisis permite confirmar lo explicado en cuanto a que los tratamientos A y PP son los que se encontraron por debajo del promedio de contenidos de CO, ya sea total o de sus fracciones (hacia la izquierda de la Figura), mientras que PM y G se hallaron ubicados hacia el otro extremo en el plano horizontal. Cabe destacar que PM se relacionó con altos contenidos de CO total y fracciones, mientras que G estuvo por debajo del promedio de COV. Otro aspecto importante que se desprende de este análisis es que el COT presentó su mayor correlación con el COJ, y no se relacionó con el COV. Finalmente en la Figura 4 también se observa la diferencia generada por la inoculación con ecto-micorrizas en PM, dada por la ubicación de este tratamiento con respecto a PH.

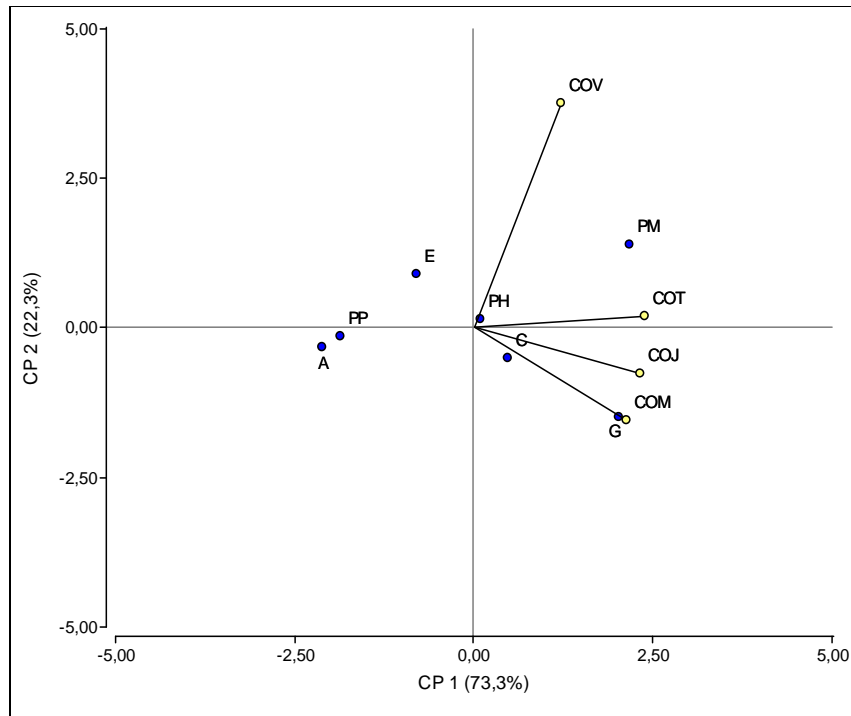


Figura 4: Análisis de componentes principales para diferentes especies forestales.

Los resultados obtenidos permiten afirmar que la forestación, con PM o G, produce mejoras en cuanto a los contenidos de COT, COJ y COM en comparación con el suelo bajo uso agrícola. Por otra parte, los únicos sitios forestales que presentaron diferencias en los contenidos de COV, con respecto al suelo agrícola fueron PM y E. Cabe destacar que dentro de las especies forestales, PP fue la única que no presentó diferencias significativas con el suelo agrícola. Finalmente se observó que el comportamiento del suelo bajo bosque de Caldén (VN), presentó contenidos intermedios de CO, si se lo compara con los sitios forestales y el suelo agrícola.

Los contenidos de CO originados por las diferentes especies forestales y prácticas de uso del suelo, presentaron diferencias en cuanto a la cantidad y a la calidad del mismo. La cantidad de CO estaría dada por características particulares de las especies forestales (ej: tasa de crecimiento), como así también por el manejo

efectuado en cada caso particular, por ejemplo en el suelo A (remoción del suelo) y en el VN (pastoreo), lo cual actuó en desmedro del contenido final de CO en el suelo. En cuanto a la distribución de las distintas fracciones de CO, se puede destacar el efecto de la presencia de ecto-micorrizas en el caso de PM y la capacidad de fijar N atmosférico por parte de G que favoreció el proceso de mineralización de la MO. En cuanto a los efectos positivos de las ecto-micorrizas, el mismo puede atribuirse a la eficiencia del micelio en la utilización de la broza (Donnelly et al., 2004) incrementando así, la capacidad del bosque para degradar el C contenido en la broza. Treseder et al. (2006) sin embargo, mostraron que las ecto-micorrizas obtienen la mayor parte del C de sus plantas huéspedes, minimizando la importancia de C proveniente de la broza. De todas maneras se sabe que las ecto-micorrizas exudan enzimas extracelulares que descomponen compuestos orgánicos (Leake et al., 2002) y de este modo contribuyen a la descomposición de la broza, lo cual podría aumentar la producción de CO disuelto (COD) en el horizonte O. El COD que se produce de esta manera en los horizontes O que contienen la broza de los bosques, se lixivia a los horizontes A donde se retiene (Fröberg et al., 2009) y contribuye al secuestro de C en el suelo a largo plazo. También cobra importancia el grado de hidrofobicidad del residuo aportado, como en el caso de E y PP, que no permitió un adecuado acceso del agua al interior del perfil (resultados de ensayos de infiltración, datos no presentados), y habría dificultado el proceso de mineralización de estos residuos por menor disponibilidad hídrica, dando lugar a un menor contenido de COT con predominancia en la fracción más estable (COV). Este aspecto es importante, sobre todo en el caso de E, debido a que, tal como se mencionó, presenta un horizonte O_e, de acumulación de MO semi-descompuesta,

que podría estar ejerciendo influencia en el nivel de MO del estrato superior del horizonte A.

4.1.3- Estructura del suelo.

4.1.3.1- Distribución del tamaño de agregados y EEH.

En cuanto a la distribución del tamaño de agregados, se aprecia que los tratamientos mostraron la misma tendencia en cuanto a las proporciones de cada uno de los tamaños estudiados (Figura 5). Los agregados correspondientes a la fracción menor a 1 mm variaron entre 47% (PM) y 67% (A), representando la mayor proporción seguidos por la fracción mayor a 8 mm. A su vez se observó que las mayores diferencias entre tratamientos se hallaron en dichos tamaños de agregados, mientras que los tamaños intermedios mostraron baja variabilidad entre sitios. Estas fracciones fueron las que se utilizaron para llevar a cabo la determinación de EEH (Tabla 5), por lo cual también fueron seleccionadas para evaluar sus contenidos de CO. Al contrastar la suma de estas fracciones en conjunto, se observó que PM es el único tratamiento que se diferenció significativamente de los demás. Por su parte, A, no presentó diferencias significativas con VN, PH, E y G. Cabe destacar que en el caso del suelo forestado con G, la estructura de los agregados fue de tipo granular, con diámetros menores a 2 mm y con altos contenidos de CO, hecho que explicaría el comparativamente menor valor en la proporción de los tamaños de agregados de 2 a 8 mm (A 2-8). Por su parte, los tamaños de agregados mayores a 8 mm y los menores a 1 mm no fueron analizados en sus contenidos de CO, por el hecho de que la primera fracción presentaba una gran variabilidad en tamaños y la fracción menor podía incluir, no solo agregados, sino también partículas individuales, lo cual habría sido difícil de separar.

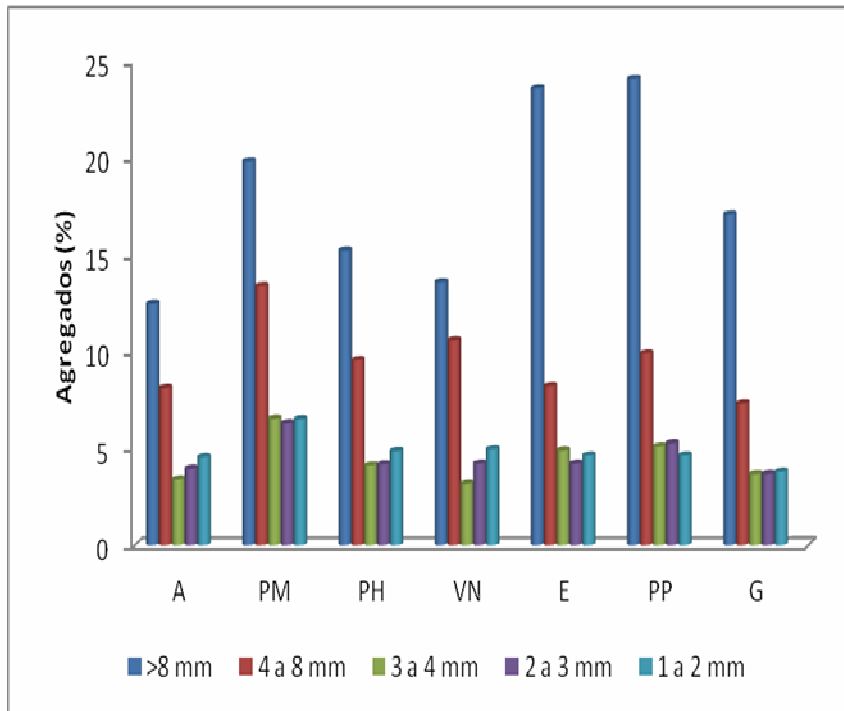


Figura 5: Porcentaje de diferentes tamaños de agregados en cada tratamiento.

Tabla 5: Índice de EEH y porcentaje de agregados de 2 a 8 mm de diámetro para los diferentes tratamientos.

Treatmento	EEH	Agregados de 2 a 8mm (%)
G	1,30 a	14,7 c
PM	1,26 a	26,2 a
PH	1,16 a	17,8 bc
E	1,13 a	17,3 bc
PP	0,96 ab	20,3 b
VN	0,82 ab	18,0 bc
A	0,47 b	15,5 c

Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0.05$)

El menor valor de EEH correspondió al tratamiento A, pero este no presentó diferencias significativas con VN y PP, aunque estos dos últimos mostraron valores superiores. El suelo correspondiente a VN presentó un índice bajo de EEH, probablemente debido al disturbio generado por el uso ganadero. Por otra parte, no se hallaron diferencias significativas entre los tratamientos forestales y VN, aunque los mayores valores de este parámetro correspondieron a G y PM. Teniendo en cuenta esto se puede afirmar que los efectos producidos sobre EEH fueron similares

a los observados en los contenidos de CO, en el sentido de que la forestación produjo, en general, una mejora en la estructura de los suelos en comparación con el suelo agrícola. Esta mejora se relacionó principalmente con el incremento de COJ y COT que produjeron las especies forestales. En este sentido se hallaron relaciones significativas entre COT y EEH ($R^2=0,65$), como así también entre COJ y EEH ($R^2=0,62$) (Figura 6), mientras que el COV y COM no afectarían la EEH, ya que la regresión entre estas variables no resultó significativa ($R^2=0,23$ y $R^2=0,15$, respectivamente). Estos resultados son coincidentes con estudios que muestran que la incidencia del manejo ha tenido lugar en las fracciones orgánicas más lábiles, las cuales tendrían una mayor participación en la estabilidad de los macro agregados (Elliott, 1986; Caravaca et al., 2004).

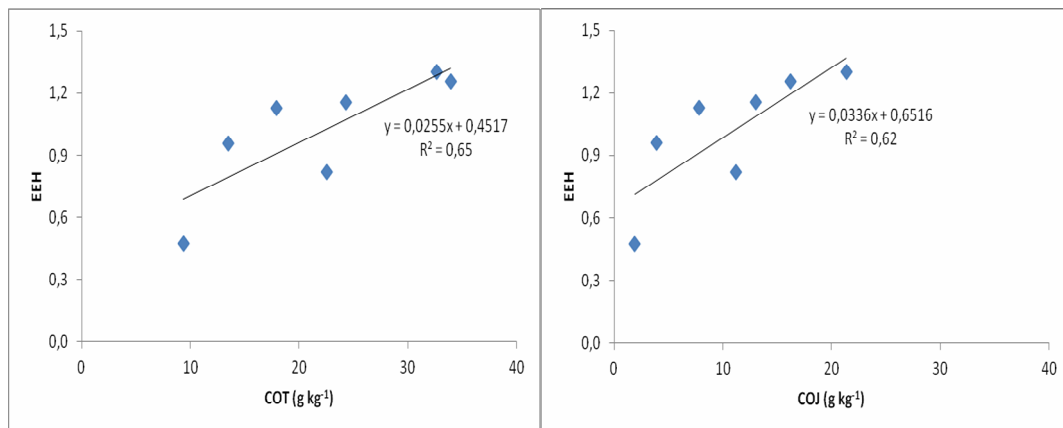


Figura 6: Correlación entre COT y COJ con EEH.

4.1.3.2- Carbono orgánico en distintos tamaños de agregados.

En agregados de 2 a 3 mm (Tabla 6), se observó que si bien los contenidos de COT fueron mayores en PM, G y E, este último presentó valores notablemente inferiores. Por otra parte el tratamiento A no presentó diferencias significativas con PP, PH, y VN, a pesar de que su contenido de COT fue considerablemente menor.

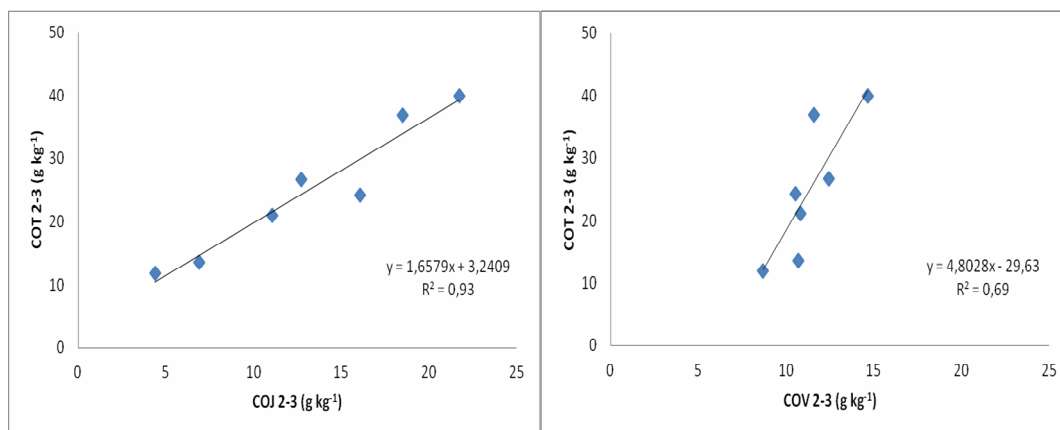
Tabla 6: Niveles de COT, COJ, COM y COV para los distintos tamaños de agregados.

Trat.	Agregados de 2-3mm				Agregados de 3-4mm				Agregados de 4-8mm			
	COT	COJ	COM	COV	COT	COJ	COM	COV	COT	COJ	COM	COV
	g kg⁻¹											
PM	39.9a	21.7a	4.1a	14.7a	26.8a	16.8a	3.2a	15.5a	20.8a	9.9a	2.4a	11.7a
G	36.9ab	18.6ab	2.4bcd	11.6b	16.8bc	13.7ab	2.0b	12.2b	16.4b	6.4ab	1.8bc	8.8b
E	26.7abc	12.7bcd	2.4bc	12.5ab	19.2ab	11.0abc	1.7bc	12.1b	12.6bcd	5.2bc	1.2d	9.3b
VN	24.2bcd	16.1abc	2.8ab	10.5bc	18.3abc	9.5bcd	2.1b	10.6b	14.8bc	5.5bc	2.2ab	9.2b
PH	21.1cd	11.1cde	2.6bc	10.9bc	15.5bc	7.9bcd	1.4bc	10.9b	11.2de	3.8bc	1.5cd	9.9b
PP	13.6cd	6.9de	1.4cd	10.7bc	11.2bc	3.8cd	1.3c	11.2b	9.7e	2.6c	1.2d	9.2b
A	11.9d	4.4e	1.0d	8.7c	9.9c	2.6d	1.0c	9.6b	8.8e	2.3c	1.1d	8.8b

Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0.05$)

En cuanto a las fracciones joven y estable de CO, PM también mostró los mayores valores. En la fracción joven G y VN presentaron valores similares, aunque ligeramente inferiores, mientras que en la fracción más estable fue E la única especie que no presentó diferencias significativas con PM. En contraste, A siempre presentó los menores contenidos de CO, tanto en la fracción joven como en la estable.

Las variaciones en los contenidos de COT de agregados de 2-3 mm de diámetro se relacionaron estrechamente con variaciones en los contenidos de COJ ($R^2 = 0,93$) y en menor grado con los de COV ($R^2 = 0,69$), (Figura 7).



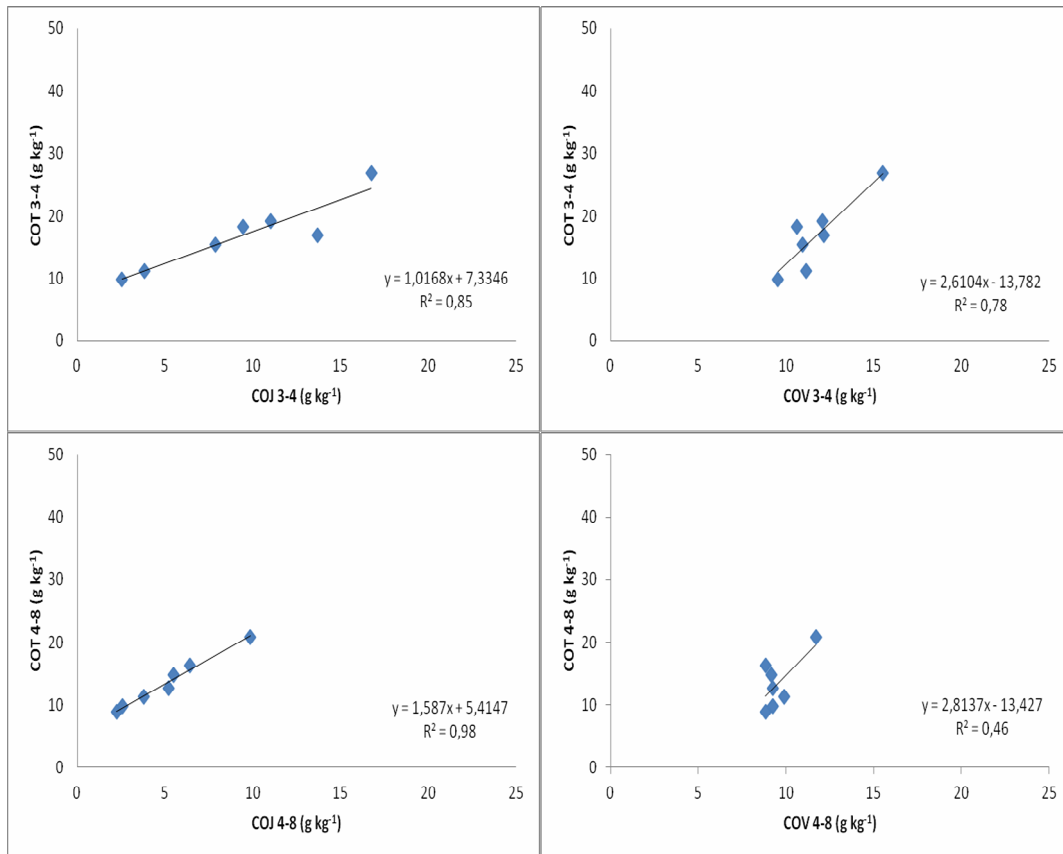


Figura 7: Correlación entre contenido de COT con COJ y COV para los diferentes tamaños de agregados.

Los agregados de 3 a 4 mm en general presentaron menores contenidos de CO, ya sea total como en sus fracciones (principalmente la más lábil) en comparación con los agregados de 2 a 3 mm (Tabla 6).

El contenido de COT fue mayor en PM, aunque no significativamente diferente de E y VN. Los menores valores correspondieron al suelo A mientras que PP, PH, G y VN presentaron valores levemente mayores, sin diferenciarse estadísticamente entre sí y con A. En cuanto a COJ, se observó que PM presentó los mayores valores junto con G y E, mientras que A mostró los menores contenidos. Para la fracción más estable de CO, PM fue el único tratamiento que se diferenció de los demás, siendo su valor, significativamente mayor, mientras que el resto de los tratamientos no presentaron diferencias estadísticas.

Los contenidos de CO en las muestras de 3-4 mm de diámetro se explicaron conjuntamente con el COJ y COV (Figura 7). Sin embargo, al igual que en los agregados de 2 a 3 mm el COJ ($R^2 = 0,85$) tuvo mayor relación que el COV ($R^2 = 0,78$).

Los agregados de 4 a 8 mm, presentaron menores contenidos de COT y fraccionado que los agregados de menores tamaños (Tabla 6). Para este tamaño de agregados PM presentó diferencias significativas, tanto en COT como en COV, mientras que en la fracción joven no se observaron diferencias con G. Por otra parte, los menores valores se hallaron en A, ya sea de COT, como en ambas fracciones.

En esta fracción de agregados se observó que los cambios en los valores de COT fueron explicados en mayor grado por el COJ ($R^2 = 0,98$), resultando comparativamente menor la influencia de variaciones en el COV ($R^2 = 0,46$) (Figura 7).

La mencionada tendencia hacia la disminución en los contenidos de COT en la medida que el tamaño de los agregados aumenta, se aprecia también en la Figura 8, en la que se observan altas correlaciones entre los contenidos de COT de los agregados de 3-4 y 4-8 mm con respecto a los de 2-3 mm ($R^2 = 0,75$ y $R^2 = 0,89$, respectivamente), lo cual se repitió para todos los tratamientos en mayor o menor medida.

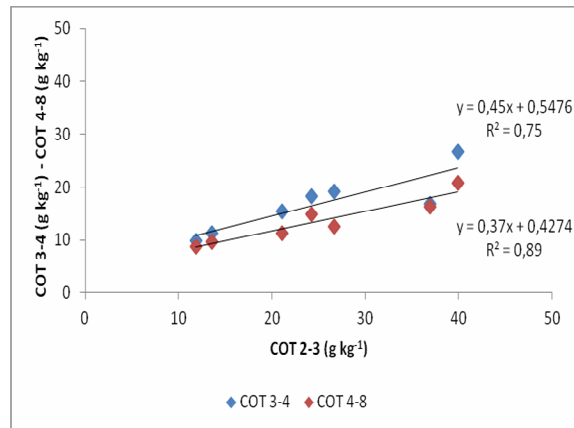


Figura 8: Correlación entre contenido de COT en agregados de 3-4 y 4-8mm de diámetro con respecto a los de 2-3 mm de diámetro.

La Tabla 6 muestra también las diferencias entre tratamientos en cuanto a la fracción de CO predominante considerando los diferentes tamaños de agregados. Se observa que la fracción intermedia siempre representó las menores proporciones. En la medida en que aumenta el tamaño de los agregados, la fracción de CO que predominó fue la más estable, debido a que los contenidos de CO en agregados fueron principalmente dependientes de la fracción más lábil, la cual disminuyó con el tamaño de los mismos, y por ende, representó menores proporciones. Por su parte, los tratamientos A y PP, siempre presentaron al COV como la fracción más importante. Este comportamiento podría ser relacionado con los bajos contenidos de COT de estos suelos y la alta correlación de esta variable con COJ, ya sea en muestras sin disturbar como en muestras correspondientes a diferentes tamaños de agregados.

Desde otro punto de vista se puede destacar que el COT y COJ presentaron una tendencia similar en todos los sitios, ya que en la medida que aumentó el tamaño de agregados disminuyeron los contenidos de CO, si bien en algunos casos no se encontraron diferencias significativas entre los tres tamaños de agregados. Esta similitud de tendencias que se apreció para COT y COJ era de esperar,

teniendo en cuenta lo mencionado en párrafos anteriores en cuanto a que las variaciones en los contenidos de COT fueron explicadas principalmente por las variaciones en los contenidos de COJ.

Cabe agregar que se hallaron correlaciones positivas entre la EEH y el contenido de COJ y COV correspondiente a los agregados de 2-3 mm de diámetro ($R^2 = 0,52$ y $R^2 = 0,62$, respectivamente) y en agregados de 3-4 mm ($R^2 = 0,62$ y $R^2 = 0,52$, respectivamente), mientras que en agregados de 4-8 mm la correlación fue menor y solo con COJ ($R^2 = 0,42$) (Figura 9). Por su parte, si se analizan los tres tamaños de agregados en conjunto, las correlaciones halladas para COJ y COV presentaron valores similares ($R^2 = 0,55$ y $0,48$, respectivamente).

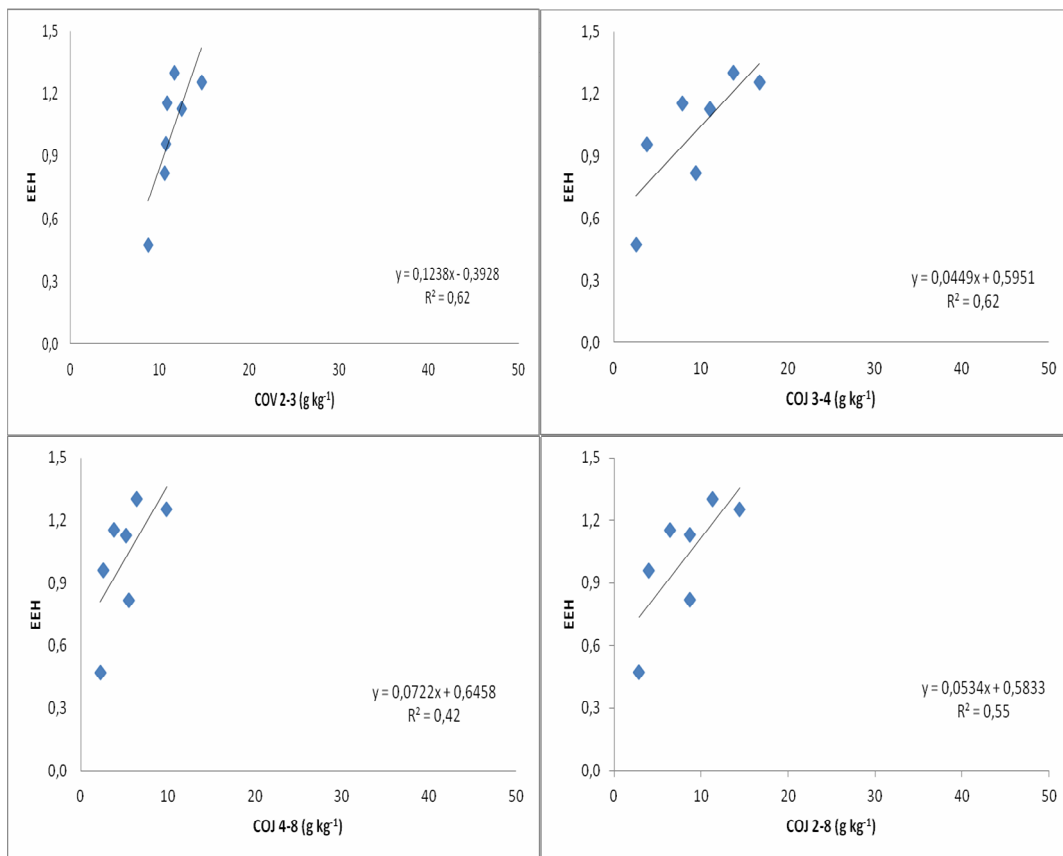


Figura 9: Correlación entre EEH y contenidos de CO en distintos tamaños de agregados.

En los diferentes tamaños de agregados podemos concluir que a medida que aumentó el diámetro, disminuyeron los contenidos de COT y COJ. En cuanto al contenido de COV, la fracción de agregados de 3-4 mm fue la que presentó los mayores contenidos seguida por la fracción de 2-3 mm. Sin embargo, dicha fracción presentó la menor variación entre los diferentes tamaños de agregados.

En las Figuras 10.1 a 10.4 se trató de explicar a partir de análisis de componentes principales (ACP) la variabilidad hallada en cuanto a las relaciones entre la estabilidad estructural de los agregados y los contenidos de CO en la muestra sin disturbar, como así también en los diferentes tamaños de agregados.

Luego de analizar los diferentes CP se puede concluir que en general la variabilidad fue explicada en un 90%, y todas las variables fueron bien representadas en el plano de las dos primeras componentes. Se observa en todos los análisis que A y PP, siempre se hallaron ubicados por debajo de los promedios de las variables estudiadas. PH, E y VN se localizaron en valores medios, mientras que PM y G, se relacionaron con altos contenidos de CO total y fraccionado y EEH, ya sea en muestras sin disturbar como así también en agregados de diferentes tamaños. No obstante, cabe destacar que PM presentó el mejor comportamiento en los ACP, mientras que G se halló ubicado más cercano a los promedios de las variables estudiadas. Las diferencias entre PM y G, se incrementaron en tamaños de agregados mayores, posiblemente por el hecho de que la fracción de CO más estable, que fue predominante hacia estos tamaños de agregados, presentó significativamente mayores contenidos en PM. En muestras sin disturbar, PM se relacionó principalmente a valores altos de EEH y altos contenidos de CO, ya sea total como fraccionado con respecto al promedio, lo cual da una idea de

proporciones más equilibradas entre las diferentes fracciones. Mientras que G, se relacionó más con las fracciones más lábiles de CO y EEH, presentando niveles de COV por debajo del promedio de todos los tratamientos. Finalmente se observó que a medida que el tamaño de agregados aumentó, la relación entre EEH y los contenidos de CO disminuyó, lo cual podría ser explicado por los menores contenidos de CO en estos tamaños de agregados. Resulta interesante considerar que el suelo con G es el que muestra mayor relación con los contenidos de COJ y esto se comprueba al considerar la muestra completa. Esta relación es menor cuando el análisis se realizó sobre las distintas fracciones de agregados. Dicho comportamiento podría ser explicado por la presencia de estructura granular a diferencia de los tratamientos restantes, donde la fracción menor a 2 mm, comparativamente de mayor importancia para G, no es considerada por la técnica utilizada (EEH a partir de la variación del DPM por la técnica de De Leenher y De Boodt, 1958).

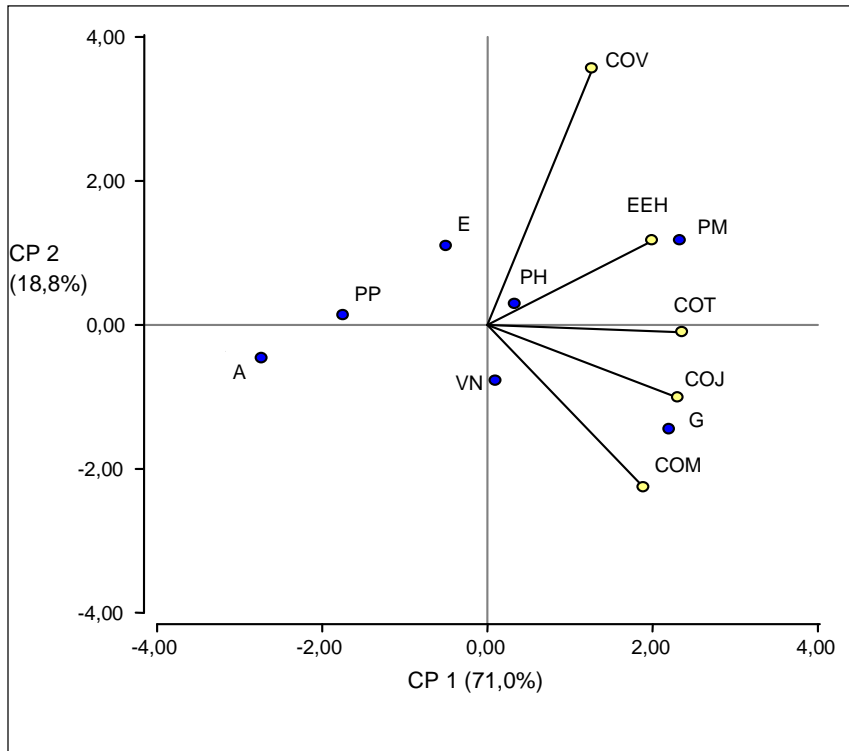


Figura 10.1: Análisis de componentes principales. Muestra completa.

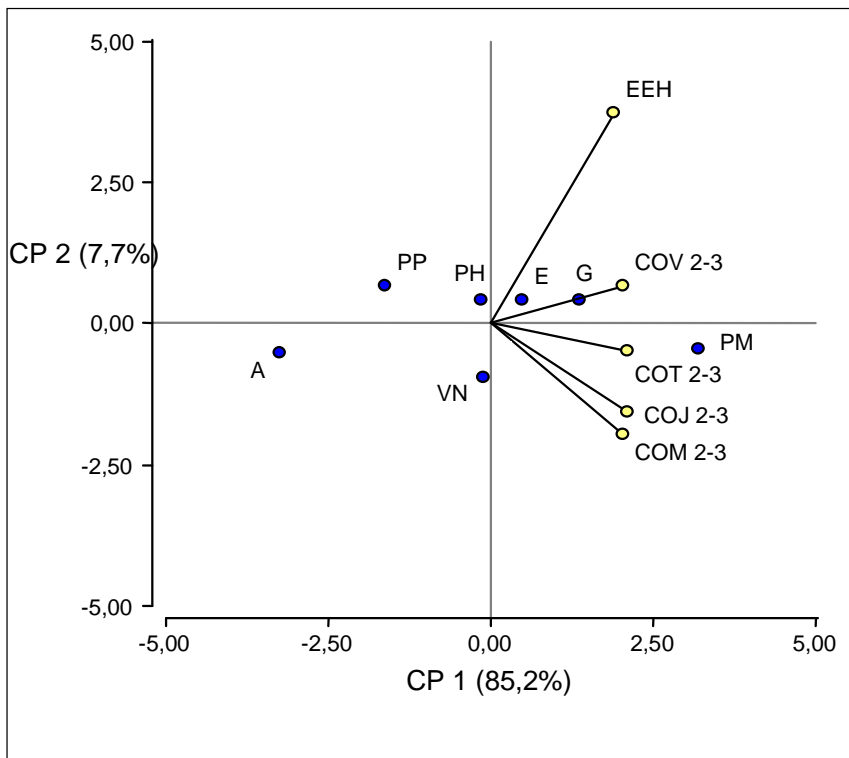


Figura 10.2: Análisis de componentes principales. Agregados 2 a 3 mm.

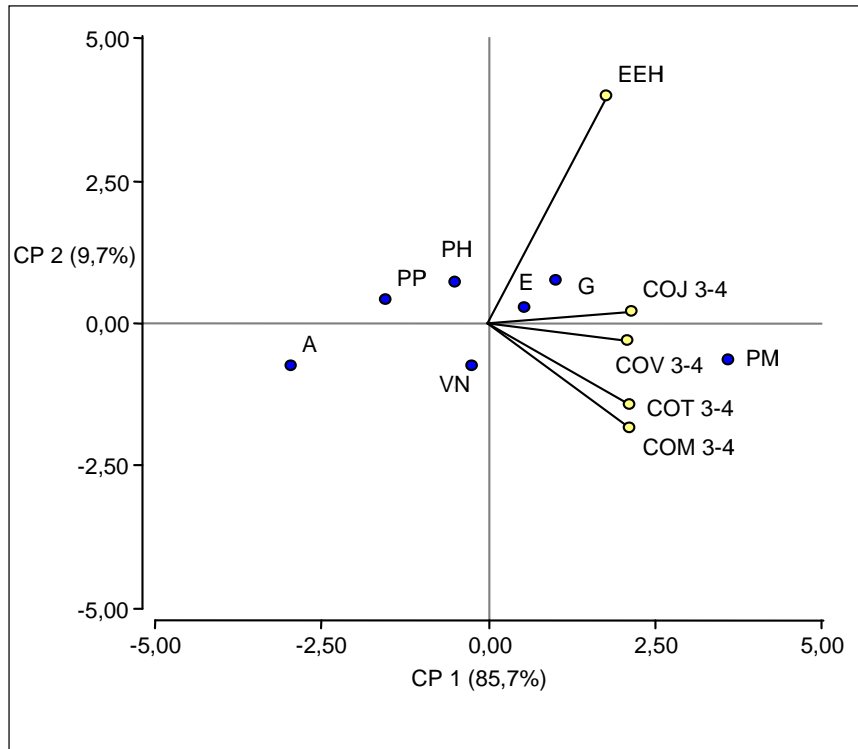


Figura 10.3: Análisis de componentes principales. Agregados 3 a 4 mm.

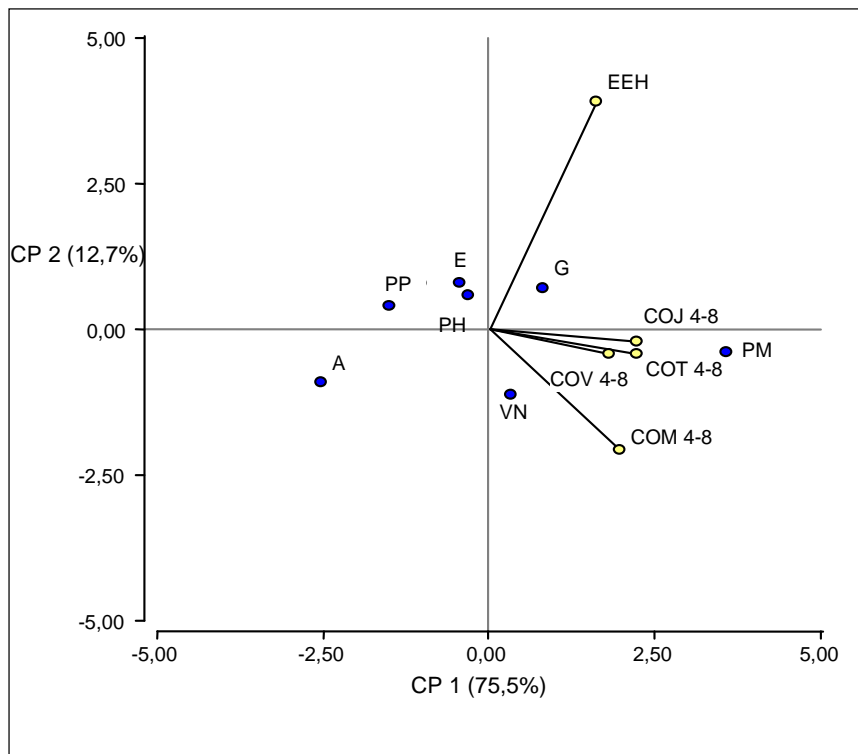


Figura 10.4: Análisis de componentes principales. Agregados 4 a 8 mm.

En conclusión, los contenidos de COT y de las fracciones joven y estabilizada, ya sea en la muestra total como en agregados de distinto tamaño, fueron mayores en suelo bajo PM, seguido de G, mientras que los menores valores siempre se encontraron bajo la situación A. El suelo del cadenal presentó tendencias variables.

Bajo estas circunstancias, se puede afirmar que la forestación, sobre todo con *Pinus halepensis* inoculado con ecto-micorrizas o *Gleditzia triacanthos* produjo mejoras en cuanto a los contenidos de CO, ya sea total como en sus fracciones, en comparación con el suelo bajo uso agrícola. El comportamiento del contenido de CO en los distintos tamaños de agregados, fue muy similar al hallado en muestras completas sin disturbar. No obstante, los resultados reflejaron una tendencia hacia la disminución de los contenidos de CO total y fraccionado en la medida que el tamaño de agregados aumenta y estaría dado principalmente por diferencias en los contenidos de COJ entre tamaños de agregados. Por ello, al resultar similares los contenidos de COV, los agregados de mayor tamaño tuvieron en proporción (no en contenido) mayor COV.

4.1.4- Sistema poroso.

Los parámetros relacionados con el sistema poroso del suelo, presentaron comportamientos similares a los hallados en cuanto a CO y estructura. En tal sentido se observa en la Tabla 7 que los valores de DA fueron menores bajo los tratamientos G y PM, si bien este último no presentó diferencias significativas con PH, VN y E. Por otra parte, el tratamiento A fue el que presentó el mayor valor para este parámetro, al igual que PP.

La DR presentó valores inferiores al valor teórico de 2.65 gr cm^{-3} (densidad del cuarzo). Estos resultados son consecuencia del efecto producido por la acumulación de COT en los suelos estudiados ($R^2=0.71$), tal como lo menciona Blanco-Canqui et al. (2006). Estos autores comprobaron disminución en los valores de densidad real, en sistemas forestales con respecto a distintos sistemas de producción (ya sea labranza, o no labranza, con y sin abono) y pasturas, correlacionándose negativamente este valor con el contenido de CO. El tratamiento PM presentó estadísticamente el menor valor, en este caso junto con PH, G y E, mientras que A y PP registraron los mayores valores de densidad real.

De la relación entre DA y DR, se obtuvo el valor de porosidad total (PT), que fue mayor en PM y G, seguido de VN y menor en A y PP. De todas maneras, todos los tratamientos superaron el 50% de PT para los primeros 6 cm de profundidad.

En cuanto al valor de humedad equivalente (HE), los tratamientos PM y G fueron los que presentaron el mayor valor para este estimador de la humedad en capacidad de campo, aunque estadísticamente solo se diferenciaron de A. Este último no se diferenció de PP, PH y VN. Estos resultados permiten inferir que la mayor influencia tuvo lugar en la macro porosidad (PT-HE), resultando prácticamente no significativas las diferencias a nivel de meso y micro poros (HE).

El sistema poroso de estos suelos presentó un comportamiento similar al hallado para la variable EEH, siendo al igual que esta última, influenciado por los contenidos de CO.

Tabla 7: Sistema poroso de los suelos estudiados.

Tratamiento	DA (g. cm ⁻³)	DR (g. cm ⁻³)	PT (%)	HE (%)
G	0,79 a	2,17 ab	63,8 a	13,9 a
PM	0,85 ab	2,09 a	59,1 ab	14,2 a
PH	0,92 bc	2,13 a	56,9 b	12,2 ab
VN	0,94 bc	2,30 bc	59,0 ab	12,5 ab
E	0,96 bc	2,17 ab	55,6 b	14,2 a
PP	1,02 cd	2,38 cd	58,0 b	12,0 ab
A	1,12 d	2,51 d	55,2 b	11,6 b

Letras distintas en la misma fila indican diferencias significativas ($p < 0.05$)

En el ACP (Figura 11), se evaluaron las relaciones entre los parámetros que hacen al sistema poroso del suelo y los relacionados al contenido de CO. Este análisis explicó el 90% de la variabilidad, y por otra parte todas las variables fueron bien representadas en el plano de los dos primeros CP. También se observó que los tratamientos A y PP, se hallaron ubicados por encima del promedio de DA y DR, pero por debajo de los contenidos de CO y valores de PT y HE. Por el contrario, PM y G, se hallaron en el extremo opuesto, lo que implica nuevamente que estas dos especies forestales produjeron los efectos más benéficos sobre las variables evaluadas. Si bien, estos dos tratamientos se relacionaron con altos contenidos de COT, PM se relacionó principalmente con COV y HE, mientras que G estuvo más relacionado con COJ y PT. Finalmente cabe destacar las relaciones negativas existentes entre DA y DR con respecto a las demás variables.

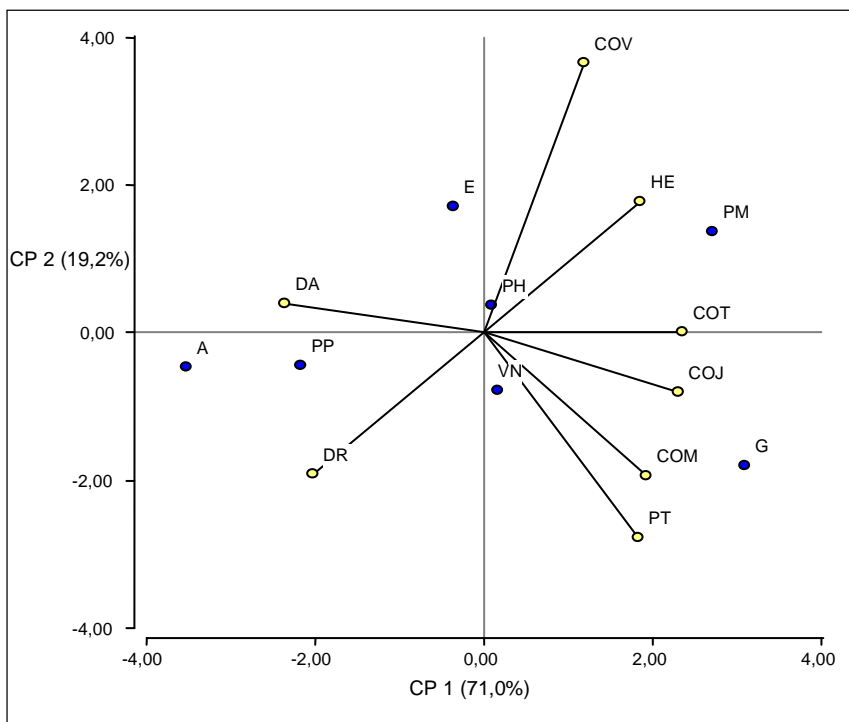


Figura 11: Análisis de componentes principales. Sistema poroso y CO.

De lo observado hasta aquí, claramente se aprecia que los efectos más benéficos sobre el suelo en cuanto a contenidos de CO total y joven, estructura y porosidad del suelo, fueron producidos por PM y G, mientras que A y PP siempre presentaron los efectos menos favorables. Por otra parte, se confirmó a partir de correlaciones, que el CO influyó sobre los parámetros físicos evaluados (Riestra et al., 2012).

Lo mencionado, permite seguir confirmando la Hipótesis 1, referente a los efectos de la forestación sobre los contenidos de CO del suelo y consecuente mejora en las propiedades físicas del mismo. Por otra parte, no se hallan evidencias para rechazar la Hipótesis 2 que hace referencia al efecto de diferentes especies forestales sobre la cantidad de CO estabilizado en el suelo.

Las dos especies forestales que afectaron más favorablemente las propiedades del suelo fueron *Pinus halepensis* con micorrizas y *Gleditzia triacanthos* mientras que *Pinus pinea* y *Eucalyptus* presentaron valores por debajo de la media, y *Pinus halepensis* mostró valores intermedios. En un estudio que comparó bosques añejos de *Pinus halepensis* con vegetación nativa, Goberna et al. (2007), encontraron que el bosque de *Pinus* no fue capaz de recuperar los niveles de CO del suelo, y Lemenih et al. (2004) también reportaron que la forestación con *Eucalyptus* en tierras agrícolas degradadas y abandonadas no mejoraba los atributos de los suelos.

En términos de secuestro de CO₂, las parcelas forestadas de PM y G prácticamente duplicaron los contenidos de COT de PP y E. Esta mayor capacidad de secuestro de C también se reflejó en los altos contenidos de COJ de PM y G. Por otra parte, PM presentó también los mayores contenidos de COV, mientras que G compartió los valores más bajos de esta fracción con PP. Tanto PM como G mejoraron los contenidos de COT y también la DA del suelo, comparado con las demás especies, mostrando el efecto positivo de la inoculación con micorrizas y de la fijación simbiótica de N sobre el secuestro de C y las condiciones físicas del suelo.

Con respecto a los beneficios de especies forestales leguminosas y la inoculación con micorrizas para la recuperación de tierras degradadas, Macedo et al. (2008), mostraron que las plantaciones con leguminosas causó la recuperación de los contenidos de C y N de suelos severamente degradados a los niveles de suelos del bosque tropical nativo en un período corto de 13 años. Del mismo modo, se halló que árboles que fijan N fueron más eficientes en restablecer el ciclo de C y N que no-leguminosas en suelos degradados del sur de China (Wang et al., 2010).

La comparación entre los tratamientos PM y PH muestra la importancia de las ecto-micorrizas para el secuestro de C. Tomando en cuenta la DA y COT, los contenidos de C en los 6 cm superiores del perfil del suelos fueron 17,3 y 13,4 Mg ha⁻¹ para PM y PH respectivamente, representando un aumento de 3,9 Mg ha⁻¹ debido a la presencia de micorrizas. Considerando una edad de aproximadamente 40 años para los bosques estudiados, PM acumuló 97,5 kg ha⁻¹ año⁻¹ de CO más que PH. Esta diferencia, como se mencionó anteriormente, puede ser atribuida a la eficiencia del micelio de las micorrizas en el uso de la broza (Donnelly et al., 2004), contribuyendo al secuestro de C en el suelo a largo plazo (Fröberg et al., 2009).

Resh et al. (2002), en una comparación de secuestro de C en plantaciones de *Eucalyptus* con árboles que fijan N encontraron mayores tasas de secuestro en especies leguminosas en diferentes sitios tropicales con plantaciones relativamente jóvenes sobre pastizales de especies C4. Los autores atribuyen los mayores contenidos de C en suelos bajo especies leguminosas a la capacidad de ellas de retener mayores cantidades de COV, debido a que hallaron que el 55% de la diferencia entre leguminosas y *Eucalyptus* resultó de la retención de C viejo, asociado a la vegetación original, mientras que el 45% se explicó por la incorporación de C joven, asociado a la plantación del bosque. Los resultados del presente estudio mostraron una distribución diferente entre las fracciones del CO, ya que la leguminosa presentó menor proporción de C viejo (COV), mientras que *Eucalyptus* mostró un valor significativamente más alto.

La comparación de los contenidos de CO en las tres fracciones entre las diferentes especies forestales indicó que el suelo bajo PM estabilizó mayor proporción de C en la fracción COV, mientras que el suelo bajo G retuvo más C en la fracción más lábil de CO. Esto también explicaría el mayor contenido de COT de

PM comparado con G. Una interpretación posible para los resultados observados podría ser que la broza en G tiene un contenido mayor de proteínas y menor de lignina que en PM. En cambio este último tiene una composición química con una relación alta de C/N, más lignina y lípidos. Las condiciones generadas por G inducirían una tasa de ciclado más rápida, mediada por bacterias, en su mayoría (Simmons y Coleman, 2008), mientras que la transformación de la broza en PM estaría más bien llevada a cabo por las ecto-micorrizas presentes en la rizósfera. Los hongos tienen una tasa metabólica menor y tienden a formar residuos orgánicos más estables (Elmholt et al., 2008), mientras que las bacterias generalmente transforman el C derivado de la broza a CO₂ que se pierde del sistema suelo-planta.

Las micorrizas también han sido identificadas en la mejora y estabilización de la estructura del suelo (Rillig y Mummey, 2006), a través de las redes de sus micelios que entrampan mecánicamente el suelo (Bogeat-Triboulot et al., 2004). Los resultados hallados en este estudio mostraron diferencias, aunque no significativas, entre PM y PH con respecto a la estabilidad estructural, DA y PT, lo cual indicaría un posible efecto benéfico de las micorrizas sobre estas propiedades físicas.

4.2- Efecto de la forestación en diferentes ambientes edafo-climáticos.

4.2.1- Descripción de perfiles.

A través de la descripción de los perfiles, se pretendió determinar de manera generalizada, si las diferentes prácticas de uso del suelo han influido sobre el desarrollo de los mismos, y así continuar respondiendo la Hipótesis 1. Para ello se analizaron los perfiles bajo las tres prácticas de uso en cada ambiente y se describieron las diferencias y semejanzas halladas en cuanto a propiedades físicas y

químicas, siguiendo un orden pre-establecido. Si bien dichas comparaciones se realizaron dentro de cada uno de los sitios, también se incluyeron comparaciones entre los mismos. El orden en que se fue haciendo la descripción no es arbitrario, sino que contempló los aspectos climáticos correspondientes a cada uno de ellos, principalmente la relación precipitación/temperatura (PP/T).

En tal sentido, en la Figura 12 se presenta la relación existente entre factores edáficos (textura del horizonte superficial) y climáticos (PP/T) que permiten caracterizar cada uno de los ambientes estudiados.

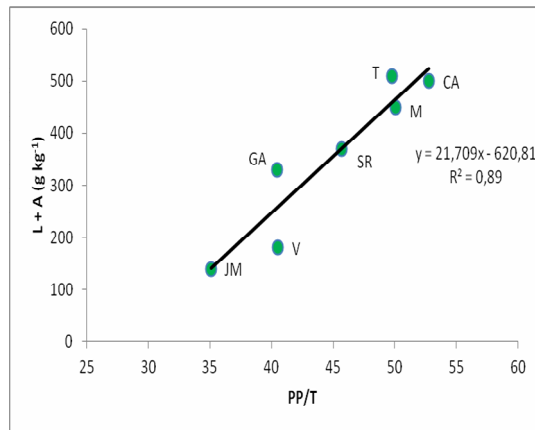


Figura 12: Textura del suelo y relación PP/T para cada uno de los ambientes considerados.

Los ambientes con mayores relaciones PP/T, coincidieron con suelos con texturas más finas ($R^2=0,89$), lo que no nos permite separar efectos y si inferir un efecto conjunto (aditivo) de ambos factores. En este sentido se plantea la necesidad de futuros estudios para poder establecer la importancia relativa de ambos factores respecto de la influencia sobre propiedades edáficas.

4.2.1.1- Caleufú:

Éste ambiente pertenece a la unidad cartográfica de la Planicie Medanosa con Tosca. Si bien en líneas generales este paisaje presenta suelos con una secuencia de horizontes A-AC-C_K, en los tres perfiles se observaron secuencias con ausencia del horizonte C (Tabla 8.1). La profundidad del perfil varió entre 140 y 145 cm en los tres suelos, mientras que el espesor del horizonte A, presentó valores de 18 cm en el perfil agrícola hasta valores de 23 cm en los dos perfiles restantes. En lo que a textura se refiere se hallaron diferencias entre perfiles (Tabla 8.2). Los datos obtenidos para los horizontes superficiales permitieron clasificar a los suelos agrícola y caldenal como francos, mientras que el suelo forestal presentó textura franco arenosa. Por otra parte, en la medida que aumentó la profundidad, en los tres suelos, aumentó también el contenido de arenas. En cuanto a las diferentes fracciones de arena, en los tres suelos predominaron las arenas medias. La fracción que se encontró en menor proporción fue la más gruesa. Por otra parte, el suelo forestal presentó contenidos superiores en las cuatro fracciones.

Tabla 8.1: Descripción de los perfiles. Secuencia, profundidad, límites y color de los horizontes.

Sitios	Horizontes	Profundidad	Límites		Color	
			Tipo	Forma	Húmedo	Seco
Agrícola	A	0-18	Claro	Suave	10 YR 3/3	10 YR 5/2
	AC _K	18-42	Claro	Suave	10 YR 4/3	10 YR 5/3
	C _K	42-140			10 YR 4/4	10 YR 5/3
Forestal	A	0-23	Claro	Suave	10 YR 3/3	10 YR 5/2
	AC	23-47	Claro	Suave	10 YR 3/4	10 YR 5/3
	C _K	47-145			10 YR 3/4	10 YR 5/3
Caldén	A	0-23	Claro	Suave	10 YR 3/2	10 YR 4/2
	AC _K	23-48	Claro	Suave	10 YR 3/4	10 YR 5/2
	C _K	48-140			10 YR 3/4	10 YR 5/3

Tabla 8.2: Descripción de los perfiles. Textura y estructura de los horizontes.

Sitios	Horizontes	Estructura			Fracciones granulométricas (g kg ⁻¹)						Clase Textural
		Tipo	Clase	Grado	A gruesa	A media	A fina	A muy fina	Limo	Arcilla	
Agrícola	A	Bsa	Medios	Débiles	20	207	155	80	411	126	Fr
	AC _K	Ba	Medios	Débiles	39	268	170	95	335	92	FrA
	C _K	Ba	Finos	Muy débiles	39	285	169	84	326	97	FrA
Forestal	A	Bsa	Medios	Moderados	63	279	172	113	241	131	FrA
	AC	Ba	Finos	Débiles	67	346	176	80	234	97	FrA
	C _K	Bsa	Muy finos	Débiles	65	343	192	98	208	93	FrA
Caldén	A	Bsa	Medios	Moderados	26	171	123	93	446	141	Fr
	AC _K	Bsa	Medios	Débiles	40	224	136	92	383	125	Fr
	C _K	Bsa	Finos	Muy débiles	36	220	148	83	379	135	Fr

Tabla 8.3: Descripción de los perfiles. CO, pH, cationes intercambiables, CIC y SB de los horizontes.

Sitios	Horizontes	CO (g kg ⁻¹)	pH	Cationes intercambiables (cmol kg ⁻¹)				CIC (cmol kg ⁻¹)	% SB
				Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺		
Agrícola	A	14,4	7,9	21,6	1,6	0,05	2,7	23,2	112
	AC _K	5,2	8,2	23,8	1,5	0,1	1,7	13,1	207
	C _K	4,0	8,3	15	2,5	0,1	0,6	12	152
Forestal	A	20,0	4,8	2,8	2,8	0,1	0,8	10,9	60
	AC	3,8	7,7	7,5	3	0,1	1	9,1	127
	C _K	2,7	7,9	14	1,8	0,2	0,8	8,3	202
Caldén	A	23,0	7,3	11,3	2,2	0,1	1,5	15,5	97
	AC _K	7,8	8	16,2	1,8	0,1	1,1	14,5	132
	C _K	6,4	8,2	16,5	2	0,1	1,0	14,7	133

4.2.1.2- Maisonave:

En este ambiente, al igual que en Calefú, el paisaje predominante es la Planicie Medanosa con Tosca, y en consecuencia, los suelos generalmente presentan la misma secuencia típica de horizontes. Se observó esta secuencia en los suelos correspondientes a los tratamientos agrícola y forestal, mientras que en el suelo bajo bosque de Caldén, se registró una división del horizonte superficial en A_1 y A_2 y, por otra parte al igual que en los suelos de Calefú, no está presente el horizonte C (Tabla 9.1). La profundidad de estos suelos varió desde 115 cm en el suelo bajo bosque de Caldén a 139 cm en el suelo agrícola, en tanto el espesor del horizonte A presentó valores de 27 cm en el suelo agrícola a 28 cm en los suelos forestal y caldenal (7 cm del sub-horizonte A_1 y 21 cm del A_2). En lo que a textura se refiere se hallaron algunas diferencias entre perfiles (Tabla 9.2). Los resultados clasificaron al suelo agrícola como franco arenoso, mientras que los dos restantes fueron francos. En la medida que aumentó la profundidad, se incrementaron las proporciones de arena en el suelo forestal, mientras que el suelo agrícola no presentó variaciones. Por su parte, el suelo bajo bosque de Caldén presentó textura franco arenosa, incluso en el sub-horizonte A_2 , lo que lleva a pensar que la diferencia existente con el horizonte superficial (franco) pudo haber sido producida por un aporte de material externo, ya que los horizontes inferiores a este presentaron proporciones muy similares de los distintos tamaños de partículas, siendo en consecuencia franco arenosos. En las diferentes fracciones de arena, se observó predominio de las arenas medias, con aumento de su contenido en profundidad, lo cual explicó en el caso particular del suelo bajo bosque de Caldén, las diferencias de textura con respecto al horizonte superficial.

Tabla 9.1: Descripción de los perfiles. Secuencia, profundidad, límites y color de los horizontes.

Sitios	Horizontes	Profundidad	Límites		Color	
			Tipo	Forma	Húmedo	Seco
Agrícola	A	0-27	Claro	Suave	10 YR 3/2	10 YR 4/3
	AC	27-50	Claro	Suave	10 YR 3/3	10 YR 5/3
	C	50-75	Claro	Suave	10 YR 3/3	10 YR 5/3
	C _K	75-139			10 YR 3/3	10 YR 5/3
Forestal	A	0-28	Claro	Suave	10 YR 2/2	10 YR 4/2
	AC	28-58	Claro	Suave	10 YR 3/3	10 YR 4/3
	C	58-80	Claro	Suave	10 YR 4/4	10 YR 5/3
	C _K	80-125			10 YR 4/4	10 YR 5/3
Caldén	A ₁	0-7	Claro	Suave	10 YR 2/2	10 YR 3/2
	A ₂	7-28	Claro	Suave	10 YR 3/2	10 YR 4/2
	AC	28-55	Abrupto	Suave	10 YR 3/3	10 YR 4/3
	C _K	55-115			10 YR 3/3	10 YR 5/3

Tabla 9.2: Descripción de los perfiles. Textura y estructura de los horizontes.

Sitios	Horizontes	Estructura			Fracciones granulométricas (g kg ⁻¹)						Clase Textural
		Tipo	Clase	Grado	A gruesa	A media	A fina	A muy fina	Limo	Arcilla	
Agrícola	A	Bsa	Medios	Moderados	44	231	182	127	286	131	FrA
	AC	Bsa	Medios	Débiles	36	275	151	129	266	144	FrA
	C	Ba	Finos	Muy débiles	39	283	174	120	275	110	FrA
	C _K	Bsa	Finos	Muy débiles	42	281	181	80	254	162	FrA
Forestal	A	Gr	Medios	Moderados	33	148	134	112	374	198	Fr
	AC	Ba	Medios	Moderados	32	216	126	101	352	173	Fr
	C	Bsa	Finos	Débiles	38	233	134	92	352	151	Fr
	C _K	Bsa	Finos	Muy débiles	40	205	181	107	341	125	FrA
Caldén	A ₁	Gr	Medios	Moderados	56	213	87	62	378	203	Fr
	A ₂	Bsa	Medios	Moderados	62	415	154	61	197	111	FrA
	AC	Bsa	Finos	Débiles	67	432	120	56	207	118	FrA
	C _K	Bsa	Finos	Muy débiles	53	424	148	62	203	111	FrA

Tabla 9.3: Descripción de los perfiles. CO, pH, cationes intercambiables, CIC y SB de los horizontes.

Sitios	Horizontes	CO (g kg ⁻¹)	pH	Cationes intercambiables (cmol kg ⁻¹)				CIC (cmol kg ⁻¹)	% SB
				Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺		
Agrícola	A	8,6	7,2	8,3	2,2	0,2	1,9	12,5	101
	AC	4,2	7	8,6	2,7	0,1	1,3	12,8	99
	C	2,9	7	8,7	2,8	0,4	1,5	13	103
	C _K	3,1	8,2	22,8	2,1	0,9	0,8	12,2	218
Forestal	A	33,5	5,6	10,3	3,5	0,4	1,3	18	86
	AC	5,8	6,7	10,8	3,5	0,7	1,8	16,9	99
	C	3,5	6,7	12,9	3,8	0,5	0,9	18,3	99
	C _K	3,6	7,7	26	3,3	1,3	1,4	15,7	204
Caldén	A ₁	64,8	4,3	5,6	1,3	0,05	1,3	22,9	36
	A ₂	6,6	6,7	8,2	2,5	0,1	0,6	11,5	99
	AC	3,4	7,1	9,7	3	0,2	0,2	13	101
	C _K	2,7	8,3	21	1,8	0,3	0,7	12,1	197

4.2.1.3- Trenel:

Los suelos correspondientes a este ambiente, a diferencia de los ambientes anteriores, pertenecen a la unidad cartográfica de la Planicie con Tosca. No obstante, presentan también, una secuencia típica de horizontes A-AC-C-C_K, la cual fue observada en los tres perfiles estudiados. Sin embargo, cabe destacar la subdivisión del horizonte superficial en A₁ y A₂ en el suelo bajo bosque de Caldén (Tabla 10.1). La profundidad de los perfiles varió entre 124 cm en el suelo forestal a 193 cm en el suelo del caldenal, siendo intermedia la profundidad en el suelo agrícola (170 cm). El espesor del horizonte A fue mayor en el suelo bajo bosque de Caldén con 38 cm (11 cm del sub-horizonte A₁ y 27 cm del A₂), mientras que los suelos agrícola y forestal presentaron 18 y 21 cm, respectivamente. En cuanto a la granulometría, se debe destacar que tanto el suelo agrícola como el forestal, presentaron textura franco arenosa en todo el perfil, mientras que la textura del suelo bajo vegetación nativa, pasó de franco limosa en el horizonte superficial (sub-horizonte A₁) a franca en el resto del perfil. Si se considera que en los horizontes inferiores de este último suelo aumentaron considerablemente los contenidos de arena, en relación al sub-horizonte A₁, se podría afirmar que ha habido un aporte externo de partículas finas hacia este suelo. Esta tendencia en el aumento de los contenidos de arena en la medida que aumenta la profundidad, se repitió en los tres suelos. Las arenas gruesas fueron las que presentaron las menores proporciones en los tres suelos (siendo más evidente esta diferencia en el suelo VN). Los tamaños intermedios fueron los predominantes, presentando una leve tendencia hacia el aumento de dichas proporciones en la medida que aumenta la profundidad (Tabla 10.2).

Tabla 10.1: Descripción de los perfiles. Secuencia, profundidad, límites y color de los horizontes.

Sitios	Horizontes	Profundidad	Límites		Color	
			Tipo	Forma	Húmedo	Seco
Agrícola	A	0-18	Claro	Suave	10 YR 3/3	10 YR 4/2
	AC	18-34	Claro	Suave	10 YR 3/3	10 YR 4/3
	C	34-62	Abrupto	Suave	10 YR 4/3	10 YR 5/3
	C _K	62-170			10 YR 4/4	10 YR 5/3
Forestal	A	0-21	Claro	Suave	10 YR 2/2	10 YR 4/2
	AC	21-43	Claro	Suave	10 YR 3/3	10 YR 4/3
	C	43-78	Abrupto	Suave	10 YR 4/4	10 YR 5/3
	C _K	78-124			10 YR 4/4	10 YR 5/3
Caldén	A ₁	0-11	Abrupto	Suave	10 YR 4/4	10 YR 4/2
	A ₂	11-38	Claro	Suave	10 YR 2/2	10 YR 3/2
	AC	38-63	Claro	Suave	10 YR 3/3	10 YR 4/3
	C	63-87	Abrupto	Suave	10 YR 4/4	10 YR 5/3
	C _K	87-193			10 YR 4/4	10 YR 5/3

Tabla 10.2: Descripción de los perfiles. Textura y estructura de los horizontes.

Sitios	Horizontes	Estructura			Fracciones granulométricas (g kg ⁻¹)					Clase Textural	
		Tipo	Clase	Grado	A gruesa	A media	A fina	A muy fina	Limo		Arcilla
Agrícola	A	Ba	Finos	Débiles	34	256	154	136	275	145	FrA
	AC	Bsa	Medios	Moderados	41	267	206	130	227	129	FrA
	C	Ba	Finos	Débiles	43	275	194	156	239	93	FrA
	C _K	Bsa	Muy finos	Débiles	36	272	202	132	253	106	FrA
Forestal	A	Gr	Medios	Moderados	44	205	158	134	321	139	FrA
	AC	Ba	Medios	Moderados	47	222	197	163	261	111	FrA
	C	Ba	finos	Débiles	51	342	155	93	266	91	FrA
	C _K	Bsa	Muy finos	Débiles	55	286	181	126	251	103	FrA
Caldén	A ₁	Gr	Finos	Moderados a débiles	4	75	81	83	519	238	FrL
	A ₂	Bsa	Medios	Moderados	8	143	129	107	352	262	Fr
	AC	Ba	Medios	Moderados	16	155	133	106	381	209	Fr
	C	Ba	Finos	Moderados	14	187	139	107	383	170	Fr
	C _K	Ba	Finos	Débiles	47	220	135	107	364	127	Fr

Tabla 10.3: Descripción de los perfiles. CO, pH, cationes intercambiables, CIC y SB de los horizontes.

Sitios	Horizontes	CO (g kg ⁻¹)	pH	Cationes intercambiables (cmol kg ⁻¹)				CIC (cmol kg ⁻¹)	% SB
				Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺		
Agrícola	A	9,8	6,8	9,6	1,8	0,6	1,1	13,1	100
	AC	5,5	7,1	9,5	1,8	0,4	0,7	12,4	100
	C	4,2	6,9	9,7	2,1	0,5	0,4	13,3	95
	C _K	4,2	7,2	22,4	2	1,1	0,4	13,5	192
Forestal	A	16,8	7,3	9,4	2,8	1,1	1,8	15,3	99
	AC	5,0	7	8,3	2,4	0,7	2	13,7	98
	C	3,7	6,9	8,6	2,9	0,7	0,6	12,6	102
	C _K	4,1	8,1	21,2	2	0,7	0,6	13,1	187
Caldén	A ₁	53,0	4	4,5	1,1	0,6	1	23,3	31
	A ₂	11,8	5,6	11,7	4	0,7	1,3	22,7	78
	AC	5,2	6,7	13,3	4,7	0,8	0,9	22,4	88
	C	3,9	6,7	14,9	4,3	1	1,3	21,2	101
	C _K	3,6	7,4	24	3,8	1,3	0,6	20,9	142

4.2.1.4- Santa Rosa:

Los suelos correspondientes a este ambiente pertenecen, al igual que los de Trenel, a la unidad cartográfica de la Planicie con Tosca. Las únicas diferencias halladas dentro de estos perfiles fueron la división del horizonte superficial en A₁ y A₂ y la ausencia del horizonte C en el suelo forestal (Tabla 11.1). El espesor de los perfiles varió entre 103 cm en el suelo forestal a 177 cm en el suelo bajo bosque de Caldén, siendo intermedia la profundidad en el suelo agrícola (127 cm). El espesor del horizonte superficial varió entre 22 cm en el suelo del caldenal y 27 cm en el suelo agrícola. Los suelos no se diferenciaron en cuanto a la clase textural, siendo franco arenosa en la totalidad de los horizontes. Si bien las tendencias no fueron muy claras, se pudo apreciar que los contenidos de arenas tendieron a aumentar con la profundidad. La fracción de arena media fue la predominante, presentando una baja variabilidad entre perfiles como así también dentro de los mismos (Tabla 11.2).

Tabla 11.1: Descripción de los perfiles. Secuencia, profundidad, límites y color de los horizontes.

Sitios	Horizontes	Profundidad	Límites		Color	
			Tipo	Forma	Húmedo	Seco
Agrícola	A	0-27	Claro	Ondulado	10 YR 3/2	10 YR 4/2
	AC	27-47	Gradual	Ondulado	10 YR 3/3	10 YR 4/3
	C	47-104	Abrupto	Suave	10 YR 3/4	10 YR 5/3
	C _K	104-127			10 YR 3/4	10 YR 5/3
Forestal	A ₁	0-14	Abrupto	Suave	10 YR 3/2	10 YR 4/2
	A ₂	14-26	Claro	Ondulado	10 YR 3/3	10 YR 4/3
	AC	26-51	Claro	Ondulado	10 YR 3/4	10 YR 5/2
	C _K	51-103			10 YR 3/4	10 YR 5/3
Caldén	A	0-22	Claro	Suave	10 YR 3/2	10 YR 4/3
	AC	22-39	Gradual	Suave	10 YR 3/3	10 YR 4/3
	C	39-45	Abrupto	Horizontal	10 YR 3/3	10 YR 5/3
	C _K	45-177			10 YR 3/4	10 YR 5/3

Tabla 11.2: Descripción de los perfiles. Textura y estructura de los horizontes.

Sitios	Horizontes	Estructura			Fracciones granulométricas (g kg ⁻¹)						Clase Textural
		Tipo	Clase	Grado	A gruesa	A media	A fina	A muy fina	Limo	Arcilla	
Agrícola	A	Bsa	Medios	Moderados	86	195	114	259	227	119	FrA
	AC	Ba	Medios	Moderados a débiles	130	266	287	1	208	108	FrA
	C	Ba	Medios	Débiles	131	272	296	0	221	80	FrA
	C _K	Ba	Medios	Débiles	110	295	328	0	203	64	FrA
Forestal	A ₁	Bsa	Medios	Moderados	86	105	234	176	247	152	FrA
	A ₂	Bsa	Medios	Moderados	78	147	189	213	246	128	FrA
	AC	Ba	Medios	Moderados a débiles	60	186	176	160	299	117	FrA
	CK	Ba	Medios	Débiles	84	224	288	1	298	105	FrA
Caldén	A	Ba	Medios	Moderados	62	230	174	155	267	111	FrA
	AC	Ba	Finos	Débiles	67	257	187	157	256	76	FrA
	C	Ba	Finos	Débiles	60	264	166	121	260	129	FrA
	C _K	Ba	Finos	Muy débiles	64	261	171	141	252	111	FrA

Tabla 11.3: Descripción de los perfiles. CO, pH, cationes intercambiables, CIC y SB de los horizontes.

Sitios	Horizontes	CO (g kg ⁻¹)	pH	Cationes intercambiables (meq.100 g ⁻¹)				CIC (meq.100 g ⁻¹)	% SB
				Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺		
Agrícola	A	10,4	7,0	8,0	2,3	0,6	2,6	16,0	84
	AC	4,5	6,8	5,8	2,8	0,6	3,0	14,8	82
	C	2,7	7,9	8,9	3,0	0,6	1,6	16,0	88
	C _K	2,9	8,1	24,6	1,3	0,6	1,6	16,0	176
Forestal	A ₁	13,0	6,0	8,0	2,3	0,6	2,5	19,2	70
	A ₂	9,5	6,3	7,1	3,2	0,6	2,8	18,4	75
	AC	5,0	7,1	9,8	2,7	0,6	2,5	17,6	89
	C _K	4,2	7,9	27,2	0,8	0,7	2,3	16,8	185
Caldén	A	11,6	6,2	9	1,7	0,05	1,3	13,9	87
	AC	6,5	7,9	13,9	1,1	0,05	1,4	13,9	118
	C	5,6	7,8	19,8	1,1	0,6	0,7	13	171
	C _K	4,3	8,2	22,2	1,2	0,2	1	14,1	174

4.2.1.5- General Acha:

Este ambiente se encuentra dentro de la unidad cartográfica de las Mesetas y Valles Transversales. Sin embargo, los perfiles estudiados, al igual que los de Caleufú, mostraron una secuencia en la que está ausente el horizonte C (Tabla 12.1). El espesor de los perfiles varió desde los 120 cm, en el caso de los suelos agrícola y forestal, hasta los 143 cm, en el caldenal. En cuanto al horizonte superficial, su espesor varió entre 19 y 23 cm. Si bien las diferencias en textura parecieran ser importantes, la totalidad de los horizontes fueron clasificados como franco arenosos (Tabla 12.2). El tamaño medio de arenas, presentó mayores proporciones, seguido por las arenas finas. En cuanto a la fracción más gruesa, se registraron mayores contenidos en el suelo del caldenal (Tabla 12.2).

Tabla 12.1: Descripción de los perfiles. Secuencia, profundidad, límites y color de los horizontes.

Sitios	Horizontes	Profundidad	Límites		Color	
			Tipo	Forma	Húmedo	Seco
Agrícola	A	0-19	Claro	Suave	10 YR 3/2	10 YR 5/2
	AC _K	19-41	Claro	Suave	10 YR 3/3	10 YR 5/3
	C _K	41-120			10 YR 3/3	10 YR 5/3
Forestal	A	0-20	Abrupto	Suave	10 YR 3/2	10 YR 5/2
	AC	20-46	Claro	Suave	10 YR 3/3	10 YR 5/3
	C _K	46-120			10 YR 3/3	10 YR 5/3
Caldén	A	0-23	Claro	Suave	10 YR 2/2	10 YR 4/3
	AC	23-51	Claro	Suave	10 YR 3/3	10 YR 5/2
	C _K	51-143			10 YR 3/3	10 YR 5/3

Tabla 12.2: Descripción de los perfiles. Textura y estructura de los horizontes

Sitios	Horizontes	Estructura			Fracciones granulométricas (g kg ⁻¹)						Clase Textural
		Tipo	Clase	Grado	A gruesa	A media	A fina	A muy fina	Limo	Arcilla	
Agrícola	A	Bsa	Medios	Débiles	18	339	205	139	210	88	FrA
	AC _K	Ba	Medios	Moderados	14	284	183	125	273	121	FrA
	C _K	Ba	Finos	Débiles	15	338	166	108	263	110	FrA
Forestal	A	Bsa	Medios	Débiles	35	388	175	134	198	70	FrA
	AC	Ba	Medios	Débiles	28	360	152	139	241	79	FrA
	C _K	Bsa	Finos	Muy débiles	30	390	142	117	245	75	FrA
Caldén	A	Bsa	Medios	Moderados	70	271	114	124	290	132	FrA
	AC	Bsa	Medios	Débiles	93	289	90	113	315	100	FrA
	C _K	Bsa	Finos	Muy débiles	85	315	96	110	302	92	FrA

Tabla 12.3: Descripción de los perfiles. CO, pH, cationes intercambiables, CIC y SB de los horizontes.

Sitios	Horizontes	CO (g kg ⁻¹)	pH	Cationes intercambiables (cmol kg ⁻¹)				CIC (cmol kg ⁻¹)	% SB
				Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺		
Agrícola	A	8,5	6,8	3,7	2,1	0,2	1,6	8	95
	AC _K	1,8	8,8	11,2	4,7	4	1	10,5	199
	C _K	1,2	9,7	11,7	3,5	4,9	0,7	9,4	221
Forestal	A	11,9	7,5	7,8	2,1	0,1	1,3	9,8	115
	AC	4,9	7,8	14,3	2,3	0,3	1,7	9,4	198
	C _K	2,5	9,5	11,4	4,6	3	2,1	8,8	240
Caldén	A	15,5	6,4	5,1	2,3	0,1	1,6	11,5	79
	AC	6,9	7,6	7,7	2,1	0,1	1,2	10,9	102
	C _K	3,3	8,6	15	4,6	0,4	1	9,6	219

4.2.1.6- Victorica:

Este ambiente se encuentra situado dentro del paisaje de Médanos. En estos perfiles, se registraron diferencias importantes en cuanto a la secuencia de horizontes, debido a que el suelo agrícola presentó horizonte superficial AC, mientras que en los otros dos suelos, se observó la secuencia de horizontes A-AC-C-C_K (Tabla 13.1). En cuanto a la profundidad total de los perfiles, se observó, a diferencia de lo hallado en los sitios ya descriptos, que el manto calcáreo (tosca) se encuentra por debajo de los 200 cm de profundidad. Por su parte, el espesor del horizonte A, fue de 20 cm en el suelo forestal y del caldenal, mientras que en el caso del suelo agrícola, el horizonte superficial (AC) presentó un espesor de 25 cm. Los horizontes superficiales de los suelos agrícola y forestal fueron de textura arenosa franca, mientras que el suelo del caldenal fue de textura franco arenosa. El contenido de arenas aumentó en profundidad. En los suelos agrícola y forestal predominó la fracción de arena media, mientras que en el suelo bajo bosque de Caldén, predominaron las fracciones gruesa y media (Tabla 13.2).

Tabla 13.1: Descripción de los perfiles. Secuencia, profundidad, límites y color de los horizontes.

Sitios	Horizontes	Profundidad	Límites		Color	
			Tipo	Forma	Húmedo	Seco
Agrícola	AC	0-25	Claro	Suave	10 YR 3/3	10 YR 5/3
	C	25-130	Abrupto	Suave	10 YR 3/4	10 YR 5/3
	C _K	130-200			10 YR 3/4	10 YR 5/3
Forestal	A	0-21	Claro	Suave	10 YR 3/3	10 YR 5/2
	AC	21-43	Claro	Suave	10 YR 3/4	10 YR 5/3
	C	43-140	Abrupto	Suave	10 YR 3/4	10 YR 5/3
	C _K	140-200			10 YR 3/4	10 YR 5/3
Caldén	A	0-20	Claro	Suave	10 YR 3/2	10 YR 4/3
	AC	20-38	Claro	Suave	10 YR 3/3	10 YR 5/2
	C	38-120	Gradual	Suave	10 YR 3/3	10 YR 5/3
	C _K	120-200			10 YR 3/4	10 YR 5/3

Tabla 13.2: Descripción de los perfiles. Textura y estructura de los horizontes.

Sitios	Horizontes	Estructura			Fracciones granulométricas (g kg ⁻¹)					Clase Textural	
		Tipo	Clase	Grado	A gruesa	A media	A fina	A muy fina	Limo		Arcilla
Agrícola	AC	GrS			61	585	138	58	88	69	ArF
	C	GrS			117	609	105	47	69	53	Ar
	C _K	GrS			91	652	101	53	63	39	Ar
Forestal	A	Bsa	Finos	Débiles	94	583	114	51	86	73	ArF
	AC	Bsa	Finos	Muy débiles	54	667	116	46	63	54	Ar
	C	Ma			78	646	99	49	68	59	ArF
	C _K	Ma			93	637	125	47	57	40	Ar
Caldén	A	Bsa	Finos	Débiles	362	329	37	34	144	94	FrA
	AC	GrS			374	384	31	25	111	75	ArF
	C	GrS			383	405	35	30	90	57	ArF
	C _K	GrS			327	447	39	28	96	63	ArF

Tabla 13.3: Descripción de los perfiles. CO, pH, cationes intercambiables, CIC y SB de los horizontes.

Sitios	Horizontes	CO (g kg ⁻¹)	pH	Cationes intercambiables (cmol kg ⁻¹)				CIC (cmol kg ⁻¹)	% SB
				Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺		
Agrícola	AC	4,1	6,6	2	2,5	0,1	0,9	5,7	96
	C	1,5	6,7	1,7	2,5	0,05	0,8	5	101
	C _K	0,9	8,0	1,9	10,2	0,1	0,6	4,8	267
Forestal	A	6,3	6,5	2,3	3	0,1	0,9	5,8	109
	AC	1,7	7,2	2	2,4	0,1	0,8	5,1	104
	C	1,5	7,1	1,8	2,6	0,1	0,7	5,1	102
	C _K	0,9	8,5	1,5	11	0,1	0,6	5,1	259
Caldén	A	14,2	4,6	1,2	2,8	0,1	0,9	9,6	52
	AC	3,1	6,5	2,1	2,9	0,1	1,1	6	103
	C	3,7	6,7	2,3	2,3	0,1	2,2	6,1	113
	C _K	1,4	8,4	1,7	5,1	0,1	1,3	5,3	155

4.2.1.7- Jagüel del Monte:

Estos suelos pertenecen, al igual que los de Victorica, al paisaje de Médanos y poseen una secuencia típica de horizontes AC-C-C_K, que los hace diferentes a los suelos hasta aquí descriptos. La ausencia del horizonte A esta dada por un menor desarrollo pedogenético, por lo que son suelos menos evolucionados que los anteriores. Los tres perfiles de este sitio respondieron a la secuencia anteriormente mencionada (Tabla 14.1). Otra diferencia registrada en los suelos correspondientes a Jagüel del Monte en comparación con los anteriores (a excepción de Victorica) fue que el manto calcáreo (tosca) se localizó por debajo de 200 cm de profundidad. El espesor del horizonte superficial (AC) varió entre 18 cm en los suelos agrícola y forestal y 22 cm en el suelo bajo bosque de Caldén. La diferencia más importante entre perfiles se observó en la profundidad a la que se halló el horizonte C_K, que en los suelos agrícola y forestal, fue descrito aproximadamente a los 200 cm de profundidad, mientras que en el suelo del caldenal se halló a los 32 cm. En lo que a textura se refiere se hallaron diferencias entre perfiles (Tabla 14.2). Si bien los contenidos de las diferentes fracciones granulométricas no parecieran ser muy diferentes, en algunos casos implicaron diferentes clases texturales, por ser muy pequeños los rangos que separan una clase de otra. En este sentido los horizontes superficiales de los suelos agrícola y caldenal fueron de textura arenosa franca, mientras que el suelo forestal presentó textura arenosa. Por otra parte, en la medida que aumentó la profundidad, en los tres suelos aumentó también el contenido de arenas, predominando las fracciones gruesas y medias. En el horizonte AC de los suelos agrícola y forestal predominó la fracción media, y en los horizontes inferiores la fracción gruesa. Por su parte el suelo del caldenal presentó a la fracción gruesa como predominante en todo el perfil (Tabla 14.2).

Tabla 14.1: Descripción de los perfiles. Secuencia, profundidad, límites y color de los horizontes.

Sitios	Horizontes	Profundidad	Límites		Color	
			Tipo	Forma	Húmedo	Seco
Agrícola	AC	0-18	Claro	Suave	10 YR 3/4	10 YR 4/3
	C	18-200	Abrupto	Suave	10 YR 4/4	10 YR 5/3
	C _K	200+			10 YR 4/4	10 YR 5/3
Forestal	AC	0-18	Claro	Suave	10 YR 3/4	10 YR 4/3
	C	18-200	Abrupto	Suave	10 YR 4/4	10 YR 5/3
	C _K	200+			10 YR 4/4	10 YR 5/3
Caldén	AC	0-22	Claro	Suave	10 YR 3/3	10 YR 5/3
	C	22-32	Abrupto	Suave	10 YR 4/3	10 YR 5/3
	C _K	32+			10 YR 4/3	10 YR 6/3

Tabla 14.2: Descripción de los perfiles. Textura y estructura de los horizontes

Sitios	Horizontes	Estructura			Fracciones granulométricas (g kg ⁻¹)						Clase Textural
		Tipo	Clase	Grado	A gruesa	A media	A fina	A muy fina	Limo	Arcilla	
Agrícola	AC	Bsa	Muy finos	Muy débiles	379	426	30	31	75	59	ArF
	C	GrS			555	305	25	28	45	42	Ar
	C _K	GrS			562	290	33	27	47	41	Ar
Forestal	AC	Bsa	Muy finos	Muy débiles	345	486	26	34	67	42	Ar
	C	GrS			637	236	19	20	43	45	Ar
	C _K	GrS			614	281	21	19	37	28	Ar
Caldén	AC	Bsa	Finos	Débiles	525	202	59	46	102	67	ArF
	C	GrS			437	320	73	44	69	57	ArF
	C _K	GrS			452	300	69	50	78	51	ArF

Tabla 14.3: Descripción de los perfiles. CO, pH, cationes intercambiables, CIC y SB de los horizontes.

Sitios	Horizontes	CO (g kg ⁻¹)	pH	Cationes intercambiables (cmol kg ⁻¹)				CIC (cmol kg ⁻¹)	% SB
				Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺		
Agrícola	AC	3,2	6,4	3,4	1,4	1,3	0,3	7,6	84
	C	1,1	6,8	3,2	1,4	0,8	0,2	6,1	92
	C _K	0,3	7,0	3,3	1,3	0,7	0,05	6,6	81
Forestal	AC	2,0	6,5	3,5	1,2	0,7	0,2	7,2	78
	C	0,8	7,0	3,3	1,3	0,4	0,3	6,5	82
	C _K	0,6	7,1	5,1	1	0,8	0,7	5,6	136
Caldén	AC	2,9	6,9	5,4	1,2	0,2	0,3	8,8	81
	C	1,3	7,5	16,1	2,3	0,4	0,7	8,6	227
	C _K	1,6	8,9	17,7	1,9	4	1	7,9	311

Al considerar los efectos generados por los diferentes manejos, se debe destacar la presencia de un horizonte O_i en los suelos forestales, siendo su espesor de 4 cm en Caleufú, Maisonave y Trenel, de 3 cm en Santa Rosa y General Acha y de 2.5 cm en Victorica. Por su parte, Jagüel del Monte, no presentó tal diferencia con respecto a las restantes prácticas de manejo.

En cuanto al color, si bien se registraron diferencias entre manejos en los horizontes superficiales, éstas dependieron del ambiente a considerar. En tal sentido, en Caleufú, General Acha, Maisonave y Victorica, el color más oscuro lo presentó el suelo bajo bosque de Caldén, en las determinaciones en húmedo y en seco. Sin embargo, en los dos últimos ambientes, el suelo forestal fue más oscuro que el suelo agrícola (en Victorica solo en la determinación en seco). En Santa Rosa y Jagüel del Monte, no se hallaron diferencias en este parámetro, entre el suelo forestal y su par agrícola. Si bien en líneas generales, se observaron colores más claros hacia los horizontes inferiores, Trenel presentó un comportamiento diferente debido a que en el suelo del caldenal, se registró un color más claro en el sub-horizonte A_1 que en el A_2 (siendo el primero más claro y el segundo más oscuro que los horizontes superficiales de los otros dos manejos). Este comportamiento es llamativo, si se considera los niveles de CO en los distintos suelos, aunque parte de la explicación podría hallarse en la diferencia en las fracciones granulométricas, teniendo en cuenta que en el sub-horizonte A_1 del suelo bajo vegetación nativa los contenidos de limos más arcillas fueron muy superiores. Finalmente, en este mismo ambiente, el suelo forestal fue más oscuro que el agrícola sólo en el horizonte superficial en la determinación en húmedo.

La estructura de los horizontes superficiales correspondientes a Caleufú y General Acha fue de bloques sub-angulares de tamaño medio, con la diferencia que en el suelo agrícola el grado fue débil y en el caldenal, moderado (el suelo forestal fue moderado en Caleufú y débil en General Acha). En los horizontes inferiores si bien se mantuvo la estructura en bloques, los tamaños disminuyeron y a su vez se presentaron más débiles que en superficie. Por su parte en Maisonave y Trenel la estructura fue de bloques (sub-angulares en Maisonave y angulares en Trenel) en el suelo agrícola y granular en los suelos forestal y caldenal. A diferencia de los dos sitios anteriores, en estos ambientes se observan diferencias a nivel de tipo de estructura. Los horizontes inferiores presentaron estructura en bloques bajo las tres prácticas de uso, pero con tendencia a agregados cada vez menores y más débiles. En Victorica, la estructura del horizonte superficial fue de bloques sub-angulares finos en los suelos forestal y caldenal, mientras que en el suelo agrícola fue de grano suelto, al igual que el resto del perfil. El suelo bajo bosque de Caldén presentó en los horizontes inferiores una estructura de grano suelto, similar a la del suelo agrícola, mientras que el suelo forestal, varió desde bloques sub-angulares finos muy débiles en el horizonte AC a una estructura masiva en los dos horizontes restantes. En Santa Rosa, la estructura fue una propiedad que no presentó diferencias importantes entre tratamientos. Los suelos agrícola y forestal presentaron estructura en bloques sub-angulares en los horizontes superficiales, y en bloques angulares en los horizontes inferiores, mientras que en el suelo del caldenal, la estructura fue siempre en bloques angulares. Por otra parte, los dos primeros suelos presentaron una clase de agregados con tamaños medios en la totalidad del perfil, mientras que en el caldenal fueron más finos a partir del horizonte AC. Otro ambiente que no registró diferencias entre prácticas de manejo fue Jagüel del Monte, que presentó suelos

menos estructurados que los anteriores, con horizontes superficiales que poseen estructura en bloques sub-angulares finos o muy finos y débiles, para pasar, en los horizontes inferiores, a una estructura de grano suelto en los tres perfiles.

El contenido de CO presentó diferencias entre los horizontes superficiales de las diferentes prácticas de manejo, registrándose los mayores contenidos en el suelo bajo bosque de Caldén, seguido del forestal en Caleufú, Maisonave, Trenel, General Acha y Victorica, siendo los tres primeros los que mostraron los mayores niveles y diferencias en este parámetro. La excepción a este comportamiento se observó en Santa Rosa, siendo el suelo forestal el que presentó mayores contenidos que el suelo del caldenal, mientras que en Jagüel del Monte no se hallaron diferencias entre manejos. Por otra parte, los valores de este parámetro disminuyeron con la profundidad, con diferencias mínimas a partir de los horizontes sub-superficiales.

La capacidad de intercambio catiónico presentó diferencias entre manejos, sin embargo, la magnitud y tendencias de dichas diferencias variaron entre ambientes. En Maisonave, Trenel, General Acha, Victorica y Jagüel del Monte, los suelos bajo bosque de Caldén presentaron mayores valores de este parámetro. En los tres primeros ambientes el suelo forestal presentó valores superiores al agrícola, mientras que en Victorica y Jagüel del Monte no existieron diferencias importantes entre estas dos prácticas de manejo. Por su parte, en Santa Rosa, el suelo forestal registró el mayor nivel de CIC. Precisamente, este ambiente presentó un mayor contenido de CO en suelos forestales en comparación al caldenal. Finalmente en Caleufú el suelo agrícola presentó la mayor CIC, seguido del suelo bajo bosque de Caldén, lo cual podría ser explicado por la granulometría más fina de estos dos suelos con respecto al forestal.

El pH y porcentaje de saturación de bases de los horizontes superficiales, presentaron una alta correlación, aunque el comportamiento de estos dos parámetros fue diferente entre ambientes. En líneas generales los suelos agrícolas superan en todos los casos el 80% de saturación de bases con valores de pH que varían entre 6.4 (Jagüel del Monte) y 7.9 (Caleufú), los cuales concuerdan con los valores extremos de saturación de bases. En los suelos forestales se observaron porcentajes de saturación más variables, con un valor mínimo de 60% en Caleufú y un máximo de 115% en General Acha. Estos sitios presentan a su vez los valores extremos de pH (4.8 y 7.5, respectivamente). Finalmente, los suelos bajo vegetación nativa, mostraron mayor variabilidad en cuanto a saturación de bases, con valores mínimos de 31 y 36% en Trenel y Maisonave, respectivamente y un máximo de 97% en Caleufú. En tanto que los valores de pH variaron desde 4.0 y 4.3 en los dos primeros sitios a 7.5 en el último. Si bien la variabilidad en estos parámetros fue mayor en suelos bajo vegetación nativa, seguido de los forestales, la tendencia es a suelos con mayor acidez y menor saturación de bases bajo estos manejos, lo cual coincide con resultados hallados por Zalba y Peinemann (1987).

De acuerdo a lo observado, en la mayoría de los ambientes, la forestación presentó efectos positivos en cuanto a la acumulación de CO₂, como así también en propiedades edáficas, lo cual concuerda con la bibliografía (Jandl, 2007; Six et al., 2002; Jandl, 2001; Silver et al., 2000; Young, 1989). Sin embargo, en Jagüel del Monte, no se hallaron diferencias a favor de la forestación en cuanto a los contenidos de CO₂ y propiedades edáficas, por lo que se debe rechazar la Hipótesis 1.

En ambientes con menores precipitaciones anuales y suelos granulométricamente más gruesos, las diferencias en cuanto al CO del suelo fueron mínimas, por lo que en el suelo forestal el principal aporte en cuanto a fijación de CO fue en biomasa aérea (Jagüel del Monte). En Santa Rosa, por ejemplo, se dio la situación que el suelo forestal generó una mayor fijación de CO en comparación con el suelo bajo bosque de Caldén, mientras que en el resto de los sitios fue este último el que tuvo los mayores contenidos. Las diferencias observadas entre ambientes fueron, en parte, explicada por los factores ambientales, tales como la textura (Bayer et al., 2006; Jandl, 2001), y la relación dada por las precipitación y la temperatura media anual del ambiente considerado (Alvarez et al., 2006).

Un aspecto que cobra importancia en los sistemas forestales es el referente a la cobertura dada por la presencia de hojarasca que varió entre 2.5 y 4 cm. Esta cobertura no solo tiene importancia en reducir a un mínimo los procesos erosivos, sino que también ha contribuido en algunos ambientes, a un mayor desarrollo de los horizontes superficiales. Estos resultados coinciden con lo hallado en trabajos con plantaciones forestales que demostraron su capacidad de controlar procesos erosivos a partir de la cobertura vegetal (Douglas y Castro, 1994; Chepil, 1945) y los aportes de MO (Prescott et al., 1993).

Por su parte, el uso agrícola, produjo un deterioro en las propiedades edáficas, especialmente en el contenido de MO. También resultó en una alteración en la distribución y estabilidad de los agregados del suelo, tal como señalaron Post y Kwon (2000) y Singh y Singh (1996). El deterioro de la estructura del suelo se debe a la pérdida de CO por la disminución en la entrada de residuos al suelo, una mayor tasa de descomposición de los mismos y los efectos negativos de la labranza que

disminuyen la protección física del material orgánico aportado (Evrendilek et al., 2004; Davidson y Ackerman, 1993; Post y Mann, 1990) incrementándose la susceptibilidad del suelo a la erosión (Six, et al., 2000; Cambardella y Elliott, 1993). Este hecho fue observado en los diferentes ambientes al considerar, por un lado, la escasa cobertura vegetal de los mismos y por el otro, los menores contenidos de CO, con efectos sobre propiedades tales como la estructura, que tendió a ser de menor tamaño y más débil. Estas diferencias entre manejos fueron mayores en suelos de granulometrías más finas.

Con el fin de analizar el efecto de las condiciones ambientales (PP/T) sobre el desarrollo del horizonte superficial (espesor) y sus atributos físico-químicos (pH, CIC, CO, L+A, Ca, SB) se realizaron análisis de componentes principales (ACP) para los datos obtenidos de los perfiles de los suelos agrícolas, forestales y bajo vegetación nativa en forma separada.

A partir del análisis de la distribución de los horizontes superficiales de suelos agrícolas (Figura 13.1) en el plano de los dos primeros componentes principales, se comprueba que el espesor del horizonte superficial (PHS) no se relaciona con las demás variables, lo cual es esperable en suelos agrícolas ya que el efecto de las labranzas causa el disturbio del horizonte superficial. También se observa que los contenidos de CO, arcilla+limo y CIC están estrechamente relacionados. Es interesante observar que en ambientes con mayor contenido de coloides (mayor capacidad buffer) y de calcio la tendencia es a un mayor pH. Los horizontes superficiales muestran además que a mayor PP/T y similar manejo presentan mayores contenidos de CO aunque no mayor desarrollo (espesor).

Cuando el ACP se realizó sobre los horizontes superficiales de suelos forestales la tendencia fue similar, aunque la distribución más desuniforme. Los contenidos de arcilla+limo, CO y CIC mantienen estrecha relación entre sí, comprobándose además relación positiva entre el espesor del horizonte superficial y el índice PP/T. A diferencia de los suelos agrícolas, el pH y el porcentaje de saturación de bases se relacionaron estrechamente entre sí pero no con los contenidos de coloides y calcio (Figura 13.2). Similar tendencia se comprueba en los ambientes bajo bosque de Caldén, aunque la contribución del CP1 es menor y se torna comparativamente más importante el CP2, determinado principalmente por el %SB y el pH (Figura 13.3).

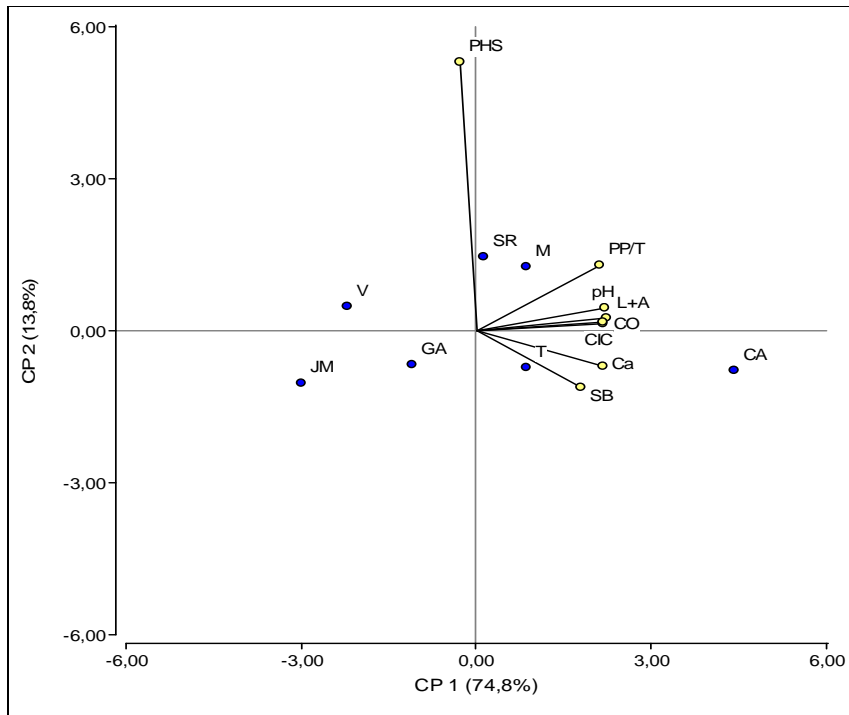


Figura 13.1: Distribución de los horizontes superficiales de suelos bajo manejo agrícola en distintos ambientes.

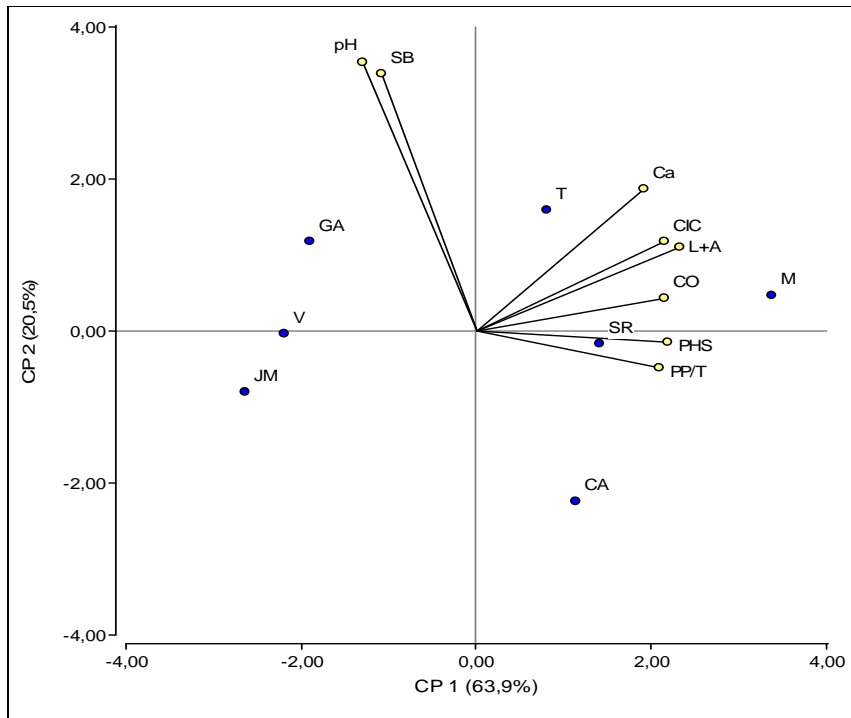


Figura 13.2: Distribución de los horizontes superficiales de suelos bajo manejo forestal en distintos ambientes.

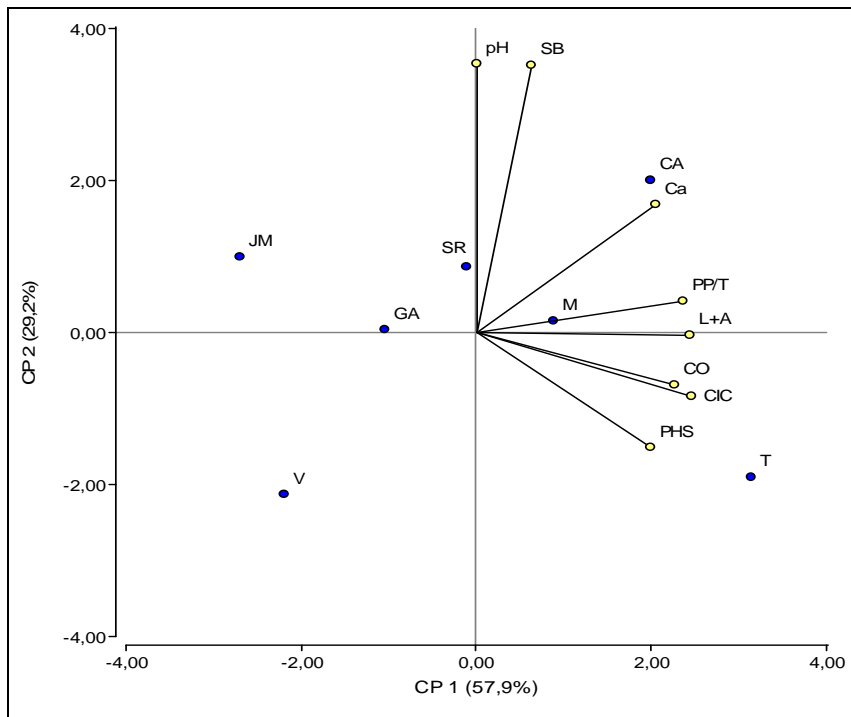


Figura 13.3: Distribución de los horizontes superficiales de suelos bajo vegetación nativa en distintos ambientes.

Finalmente, si bien se observó que en algunas variables, tales como pH y porcentaje de saturación de bases, las forestaciones produjeron efectos adversos incluso en comparación con suelos agrícolas, en general se hallaron mejoras en la mayoría de las propiedades químicas y físicas de los suelos.

4.2.2- Carbono orgánico.

A continuación se analizan los resultados de los muestreos llevados a cabo en los primeros 6 cm del perfil en cada uno de los ambientes, los cuales permiten avanzar en la respuesta a las Hipótesis 1 y 3.

En primer lugar se evaluaron los contenidos de CO bajo diferentes prácticas de manejo en ambientes contrastantes en muestras completas de suelo (Tabla 15) para evaluar diferencias entre tratamientos y fracción de CO predominante según el manejo. El mismo análisis se llevó a cabo en cada uno de los diferentes tamaños de agregados, para luego abordar el estudio de la estructura y contenidos de CO en diferentes tamaños de los mismos. Finalmente se evaluaron las propiedades relacionadas al sistema poroso del suelo. Cabe aclarar que se trataron de establecer las relaciones más importantes entre las propiedades edáficas estudiadas para poder comprender el comportamiento del suelo bajo los diferentes tratamientos.

4.2.2.1- Contenido de carbono orgánico en superficie (0-6cm).

Del análisis de la Tabla 15 (letras en minúscula, diferencias entre filas), se observa que en todos los ambientes a excepción de Jagüel del Monte, los suelos agrícolas presentaron los menores contenidos de COT, mientras que en las diferentes fracciones, si bien esta práctica de manejo presentó valores menores, en algunos casos no se diferenció estadísticamente de los restantes manejos.

Tabla 15: Contenido de COT, COJ, COM y COV en superficie (0-6 cm) en los diferentes tratamientos.

Ambientes	Tratamiento	COT (g kg ⁻¹)	COJ (g kg ⁻¹)	COM (g kg ⁻¹)	COV (g kg ⁻¹)
Caleufú	A	10,4 b	3,0 b B	1,1 b C	11,0 a A
	F	30,0 a	18,2 a A	2,3 ab C	10,8 a B
	VN	28,4 a	15,1 a A	2,6 a B	12,5 a A
Maisonave	A	9,8 c	2,4 b B	1,5 b B	6,5 b A
	F	33,5 b	11,9 b B	3,2 b C	18,5 a A
	VN	76,5 a	49,6 a A	11,5 a B	16,6 a B
Trenel	A	24,2 c	11,9 c A	4,7 b B	12,3 b A
	F	53,3 b	31,7 b A	4,6 b C	16,8 b B
	VN	95,5 a	56,7 a A	7,4 a C	27,7 a B
Santa Rosa	A	9,3 b	1,9 b B	1,8 b B	8,4 b A
	F	24,3 a	13,0 a A	2,0 b B	10,5 a A
	VN	22,5 a	11,2 a A	3,0 a B	10,0 a A
Gral. Acha	A	12,0 c	4,9 b B	2,9 a C	6,7 b A
	F	45,3 a	27,9 a A	2,6 a B	7,8 b B
	VN	29,0 b	14,4 b A	3,6 a B	12,1 a A
Victorica	A	6,8 c	2,3 b B	0,7 b B	5,5 a A
	F	30,3 a	11,0 a A	1,0 b C	5,3 a B
	VN	20,0 b	5,2 b A	1,5 a B	5,1 a A
J. del Monte	A	4,5 a	1,3 a A	0,4 a B	1,3 b A
	F	3,2 a	0,6 a B	0,3 a C	0,8 b A
	VN	4,2 a	1,2 a B	0,6 a C	1,8 a A

Letras distintas en minúscula indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre tratamientos (filas) y en mayúscula entre fracciones (columnas).

En cuanto a los suelos bajo bosque de Caldén, se puede destacar que sólo en Maisonave y Trenel (texturas más finas) presentaron los mayores contenidos de COT y COJ, mientras que en General Acha y Victorica fueron superados por los suelos forestales. Esto puede estar relacionado con el efecto producido por el uso ganadero más intenso en estos dos últimos ambientes, que a su vez se caracterizan por poseer suelos más frágiles. Por último en Santa Rosa y Caleufú no se hallaron diferencias significativas entre estas prácticas de manejo en cuanto a COT y fraccionado.

La Tabla 15, muestra también que las tendencias halladas en los contenidos de COT fueron similares a las del COJ, y en menor medida a las de COV. Esto indica

que la fracción más joven del CO explicó mejor la variación en el COT, lo cual se confirmó a partir de correlaciones entre COT y las fracciones joven, media y estable ($R^2 = 0.97$, 0.70 y 0.80 , respectivamente) (Figura 14). Esto demostraría que la recuperación de los niveles de CO en suelos degradados depende fundamentalmente de los aportes de residuos de la vegetación que afecta en primer término la magnitud de la fracción joven de CO, al menos para un período de 30-40 años de efectos acumulados.

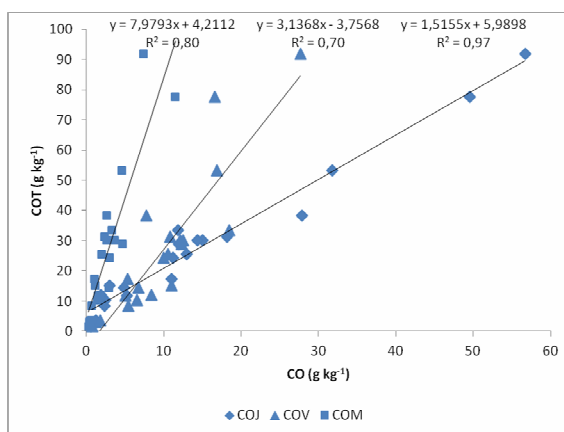


Figura 14: Correlación entre contenido de COT con COJ, COM y COV.

4.2.2.2- Distribución de carbono orgánico según manejos.

Si se analizan las fracciones de CO para determinar cuál fue la que predominó en función del manejo en los diferentes ambientes (Tabla 15, letras en mayúscula, diferencias entre columnas), se puede destacar que en líneas generales, la fracción intermedia presentó los menores valores aunque en suelos agrícolas (Maisonave, Santa Rosa y Victorica), no se observaron diferencias significativas con la fracción joven.

En suelos agrícolas, la fracción predominante fue la más estable (57,2%) con diferencias significativas sobre la fracción joven (29,2%), a excepción de lo hallado en Trenal, donde no presentó diferencias estadísticas con ésta fracción, hecho que

puede ser atribuido a la mayor producción primaria neta y un manejo más conservacionista. Este hecho puede deberse a que en suelos agrícolas, el disturbio producido por las labranzas, favoreció el proceso de mineralización y descomposición de la MO más lábil, generando pérdidas de ésta fracción del CO, lo que hizo que la fracción más estable fuese la predominante. Estos resultados concuerdan con lo hallado por Casanovas et al. (1995) que señalan que como consecuencia de la descomposición de la fracción lábil han quedado como remanente en suelos agrícolas formas más estables de la materia orgánica.

En cuanto a los suelos forestales, se observó una tendencia inversa a la explicada en suelos agrícolas, ya que la fracción predominante en la mayoría de los ambientes fue la más joven (53,8% vs 37,3% de la más estable), debido a la menor incidencia de disturbios en suelos bajo este manejo.

Por último, en los suelos de caldenal, se dio una situación similar a los suelos forestales, aunque más equilibrada entre las fracciones lábil y estable entre los diferentes ambientes, ya que presentaron valores promedio de 49,7% y 38,1%, respectivamente.

En la Figura 15, se muestran los porcentajes correspondientes a las distintas fracciones de CO, como un promedio de todos los ambientes, para representar las tendencias según las diferentes prácticas de uso del suelo. De esto se desprende que en suelos agrícolas el balance de CO tendió a ser negativo, mientras que en los suelos forestal y de caldenal fueron ligeramente positivos.

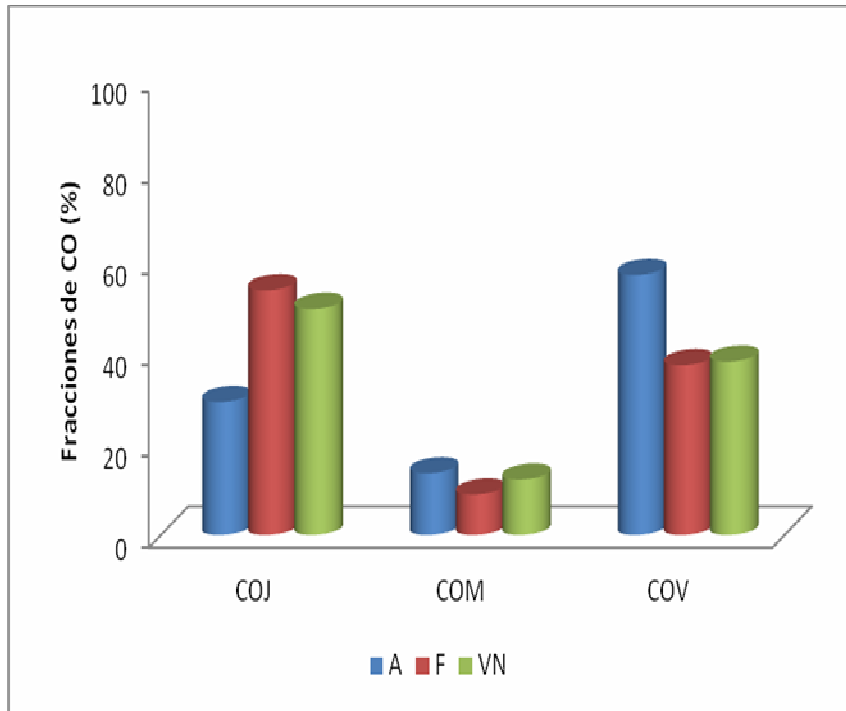


Figura 15: Promedio de porcentaje de cada una de las fracciones de CO en función de las prácticas de manejo.

A modo de síntesis, los resultados expresados en la Figura 16, demuestran el efecto de diferentes manejos sobre la capacidad de acumulación de COT, COJ, COM y de secuestro de COV en el suelo, a partir de un indicador tal como la textura (que caracteriza los diferentes ambientes). Para ello se tomaron en cuenta los contenidos promedio de Limo+Arcilla de los suelos correspondientes a los diferentes ambientes (Tabla 2) y se los relacionó con el contenido de CO, ya sea total o fraccionado presentados en la Tabla 15.

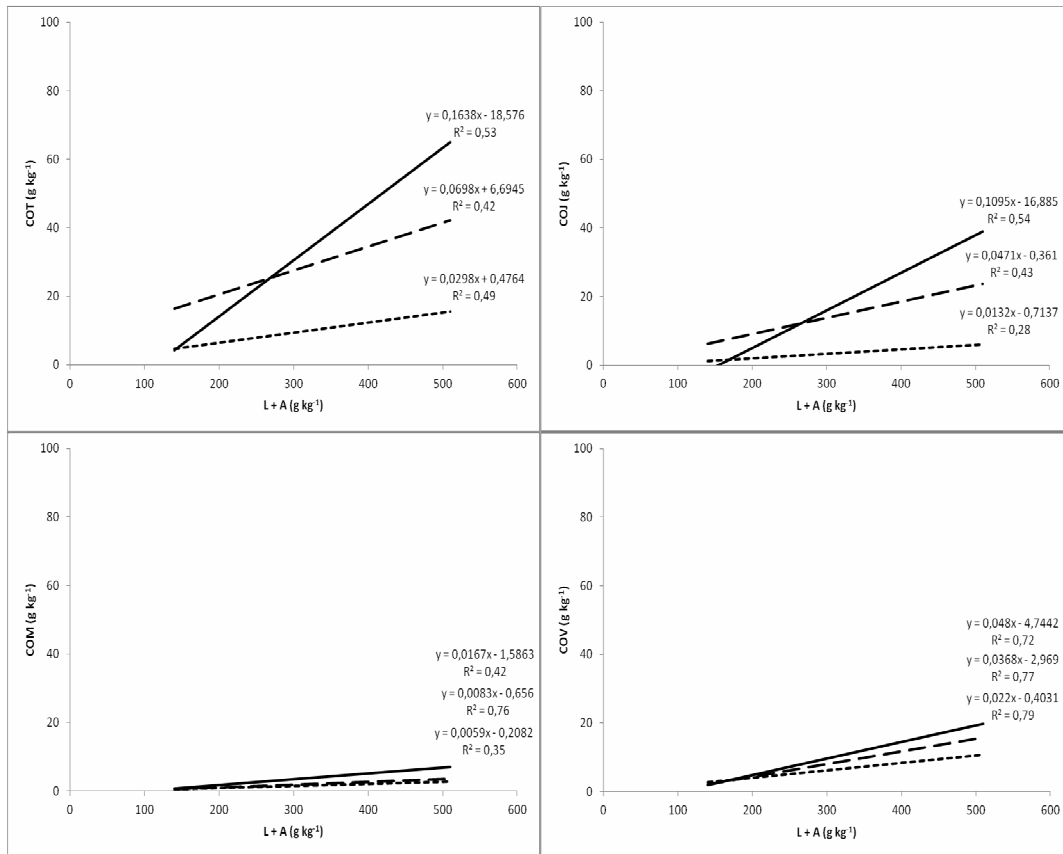


Figura 16: Correlación entre contenido de COT, COJ COM y COV con la fracción limo + arcilla. Agrícola (.....), Forestal (- - -) y Caldenal (_____)

Las regresiones indicarían que las diferencias en los contenidos de COT y COJ entre el uso agrícola y forestal son mayores en suelos de texturas finas comparado con suelos más arenosos. Esto hace suponer que la práctica forestal tiene mayores posibilidades de acumular y secuestrar CO en suelos de granulometrías más finas. No obstante en suelos más arenosos, si bien la capacidad de secuestro de CO sería muy baja, resultaría mayor a la de suelos agrícolas y de caldenal. También se observa que los cambios en los contenidos de COT fueron explicados principalmente por el COJ, de modo que se podría interpretar esta última fracción como indicador del balance de CO. Esto explicaría también las diferencias en COT en suelos más arenosos entre tratamientos forestales y de caldenal en el sentido de

que en estos últimos hubo una disminución de COJ, debido a menores aportes de residuos relacionado con un uso ganadero más intenso.

4.2.3- Estructura del suelo.

4.2.3.1- Distribución del tamaño de agregados y EEH.

La distribución del tamaño de agregados, al considerar cada práctica de manejo en distintos ambientes, presentó las mismas tendencias observadas en el estudio del efecto producido sobre los suelos por diferentes especies forestales.

Se observa bajo las tres prácticas de manejo que existe una alta correlación entre el porcentaje de agregados mayores a 2 mm y la proporción de partículas finas (Arcilla+Limo) de los suelos (Figura 17). Sin embargo, resulta interesante destacar que en todos los casos, los agregados mayores a 2 mm resultaron superiores (15%) en los suelos forestales, respecto de los agrícolas. Esto demostraría el efecto benéfico de la práctica de forestación sobre la recuperación de la estructura.

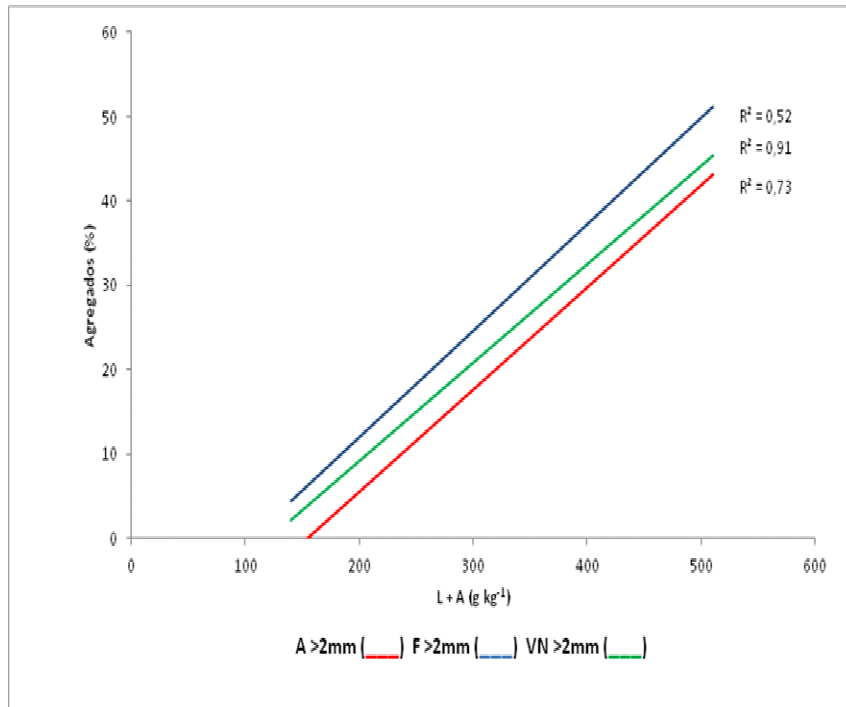


Figura 17: Porcentaje de diferentes clases de tamaños de agregados de los tratamientos.

En los suelos más arenosos (Victorica y Jagüel de Monte), la proporción de agregados mayores a 2 mm fue muy baja, no obstante se observaron diferencias estadísticamente significativas en los tamaños intermedios (2 a 8 mm), (Tabla 16). Esto muestra las limitaciones genéticas de las granulometrías más gruesas en la capacidad de formar macro agregados, secuestrar CO y en consecuencia la alta susceptibilidad a ser afectados por procesos de erosión eólica.

En el otro extremo, suelos de granulometrías más finas (Trenel y Maisonave) presentaron mayor proporción de agregados de más de 2 mm (Figura 17), diferenciándose la forestación por presentar mayor proporción de agregados intermedios (Tabla 16).

En cuanto a la EEH, cabe aclarar que en los ambientes con suelos de texturas más gruesas (Victorica y Jagüel del Monte), no se llevó a cabo esta determinación

debido a que los tamaños de agregados que se utilizaron para la misma, representaron muy bajas proporciones (menos del 5% de la masa total del suelo). Por su parte, en los restantes ambientes, los suelos forestales siempre presentaron mayores valores de EEH que los suelos agrícolas, con la salvedad que en Trenel y General Acha, las diferencias resultaron no significativas (Tabla 16).

Tabla 16: Índice de EEH y porcentaje de agregados de 2 a 8 mm de diámetro para los diferentes tratamientos.

Ambientes	Sitios	Agregados de 2 a 8mm	EEH
T	A	27,7 b	1,18 a
	F	34,5 a	1,11 a
	VN	22,6 b	1,03 a
M	A	23,6 b	0,81 b
	F	40,8 a	2,88 a
	VN	20,6 b	1,71 b
CA	A	15,3 b	0,47 b
	F	16,0 b	0,69 a
	VN	20,4 a	0,74 a
SR	A	15,5 a	0,47 c
	F	17,9 a	1,16 a
	VN	18,0 a	0,82 b
GA	A	9,2 b	1,46 a
	F	9,9 b	1,75 a
	VN	13,3 a	1,43 a
V	A	0,3 c	s/d
	F	5,5 a	s/d
	VN	2,9 b	s/d
JM	A	1,1 b	s/d
	F	2,8 a	s/d
	VN	1,2 b	s/d

Letras distintas en la misma fila indican diferencias significativas ($p < 0.05$)

Se puede concluir que la variación en las proporciones de agregados guarda relación con variaciones en la composición granulométrica y que en suelos más arenosos, las limitaciones genéticas condicionan los efectos de diferentes prácticas de manejo sobre la estructura.

4.2.3.2- Carbono orgánico en distintos tamaños de agregados.

En las Tablas 17.1, 17.2 y 17.3, se compararon los contenidos de COT y fraccionado en agregados de 2-3, 3-4 y 4-8 mm de diámetro, entre las diferentes prácticas de manejo dentro de cada uno de los ambientes. En los suelos de Maisonave y Trenel, los contenidos de COT fueron mayores en los suelos bajo bosque de Caldén y en las tres fracciones de agregados. Sin embargo, cabe destacar que sólo en Maisonave, el suelo bajo bosque de Caldén presentó diferencias significativas por sobre el forestal en todos los compartimentos del CO y tamaños de agregados. En Caleufú se dio una situación inversa a la hallada en los ambientes anteriores, dado que en general, los mayores contenidos de CO (principalmente COT y COJ) fueron observados en el suelo forestal.

Tabla 17.1: Niveles de COT, COJ y COV en agregados de 2-3 mm de diámetro.

Ambiente	Tratamiento	COT	COJ	COM	COV
		g kg ⁻¹			
M	A	12,7 c	3,4 c	2,2 c	11,3 c
	F	42,4 b	20,1 b	4,0 b	19,8 b
	VN	64,0 a	33,2 a	8,4 a	26,2 a
T	A	28,4 c	11,2 b	3,4 b	15,6 b
	F	37,9 b	17,4 b	3,0 b	19,8 b
	VN	77,8 a	65,4 a	7,2 a	36,5 a
CA	A	13,4 b	4,1 c	1,1 b	12,3 a
	F	54,8 a	29,6 a	4,1 a	14,5 a
	VN	22,6 b	16,3 b	2,1 b	15,0 a
SR	A	11,9 b	4,4 b	1,0 b	8,7 b
	F	21,1 a	11,1 a	2,6 a	10,8 a
	VN	24,2 a	16,1 a	2,8 a	10,5 a
GA	A	14,6 b	7,2 c	2,0 b	10,7 a
	F	45,6 a	29,3 a	1,9b	11,7 a
	VN	38,1 a	19,3 b	3,3 a	14,7 a

Letras distintas en la misma fila indican diferencias significativas ($p < 0.05$)

Tabla 17.2: Niveles COT, COJ y COV en agregados de 3-4 mm de diámetro.

Ambiente	Tratamiento	COT	COJ	COM	COV
		g kg ⁻¹			
M	A	12,0 c	2,8 c	2,0 c	9,8 c
	F	33,2 b	15,2 b	4,2 b	18,9 b
	VN	58,3 a	25,8 a	7,8 a	24,7 a
T	A	23,1 c	9,5 b	4,9 b	14,5 b
	F	32,0 b	14,0 b	2,8 a	17,8 b
	VN	67,4 a	51,8 a	6,9 a	31,5 a
CA	A	13,0 b	2,7 b	1,1 b	12,1 a
	F	41,2 a	19,3 a	3,1 a	11,7 a
	VN	16,2 b	9,2 b	2,2 ab	12,8 a
SR	A	9,9 b	2,6 b	1,0 c	9,6 a
	F	15,5 a	7,9 a	1,4 b	11,0 a
	VN	18,3 a	9,5 a	2,1 a	10,6 a
GA	A	12,9 b	6,0 b	2,0 a	10,1 ab
	F	31,2 a	18,2 a	2,1 a	8,3 b
	VN	19,7 b	9,8 b	3,0 a	11,9 a

Letras distintas en la misma fila indican diferencias significativas ($p < 0.05$)

Finalmente, para Victorica y Jagüel del Monte, no se pudieron llevar a cabo estas determinaciones por las razones que se expusieron para el caso de EEH.

Tabla 17.3: Niveles de COT, COJ y COV en agregados de 4-8 mm de diámetro.

Ambiente	Tratamiento	COT	COJ	COM	COV
		g kg ⁻¹			
M	A	11,3 c	2,5 c	1,6 b	9,0 c
	F	31,0 b	12,9 b	3,3 b	15,9 b
	VN	49,2 a	20,0 a	8,0 a	21,4 a
T	A	20,8 b	8,8 b	4,2 b	14,7 b
	F	28,3 b	12,0 b	11,3 a	17,2 b
	VN	59,6 a	27,3 a	6,2 b	26,8 a
CA	A	11,7 b	2,6 b	1,1 b	10,1 ab
	F	26,6 a	11,6 a	1,6 a	8,7 b
	VN	13,0 b	5,3 b	1,9 a	12,0 a
SR	A	8,8 c	2,3 b	1,1 c	8,8 b
	F	11,2 b	3,8 b	1,5 b	9,9 a
	VN	14,8 a	5,5 a	2,2 a	9,2 ab
GA	A	18,3 a	4,3 b	1,7 b	9,1 ab
	F	21,0 a	10,7 a	1,6 b	7,8 b
	VN	19,7 a	7,7 ab	2,9 a	10,5 a

Letras distintas en la misma fila indican diferencias significativas ($p < 0.05$)

En la Figura 18, se aprecian estrechas correlaciones entre COT y COJ en los tres tamaños de agregados y una menor variabilidad en agregados de mayor tamaño debido a menores contenidos de CO. Esto sugiere que el contenido de COT para los diferentes tamaños de agregados fue explicado principalmente por el contenido de COJ, tal como se observara en muestras completas sin tamizar. Esta tendencia en la disminución del contenido de COT en agregados de mayor tamaño se observó en todos los ambientes y bajo las diferentes prácticas de uso del suelo (Figura 19).

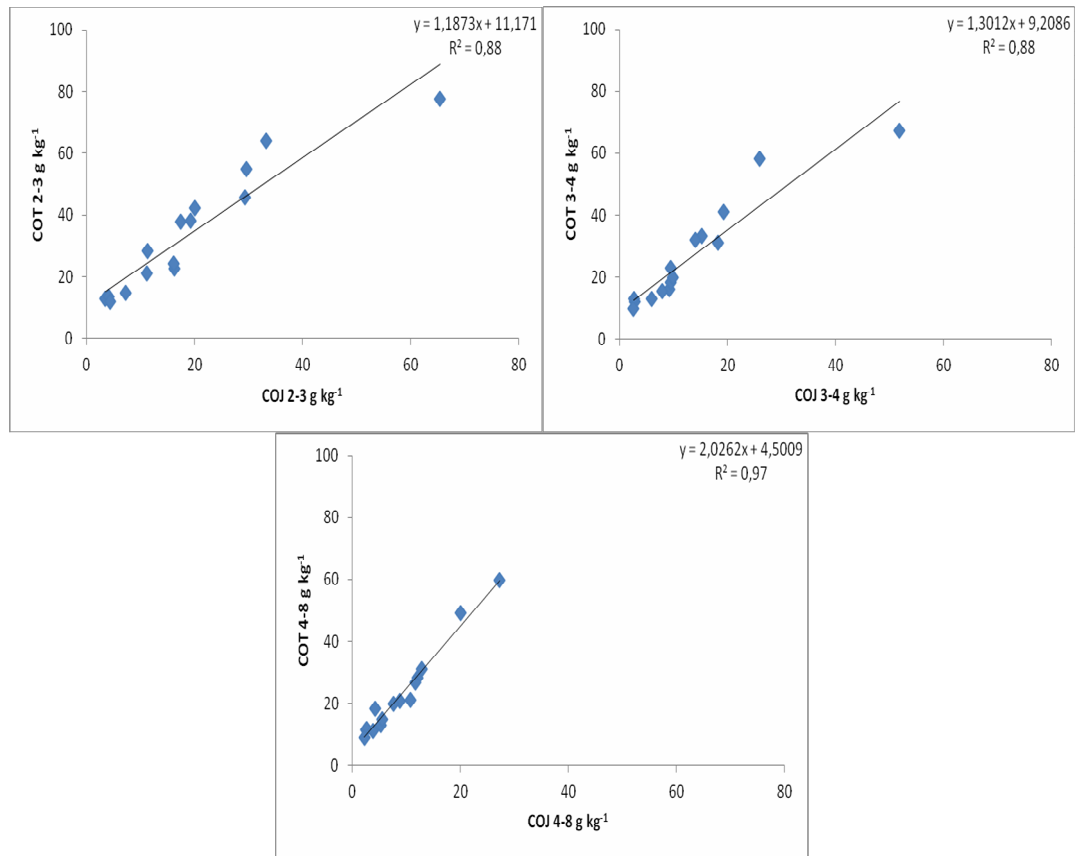


Figura 18: Correlación entre contenidos de COT con COJ en agregados de 2-3, 3-4 y 4-8 mm de diámetro.

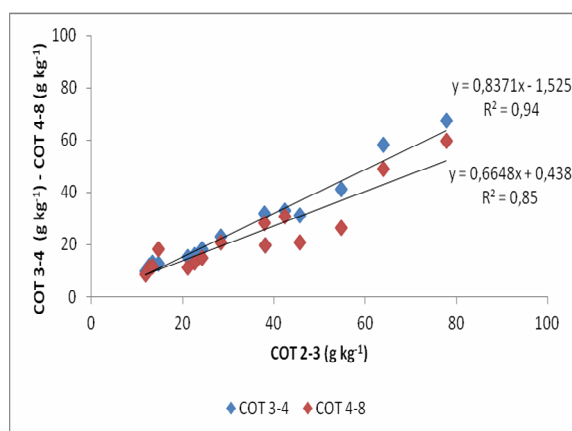


Figura 19: Correlación entre contenidos de COT en agregados de 3-4 y 4-8mm de diámetro con respecto a los de 2-3 mm de diámetro.

La Tabla 18 muestra las fracciones de CO en los diferentes tamaños de agregados, para cada uno de los sitios.

Tabla 18: Contenido de COT y fraccionado para los distintos tamaños de agregados en los distintos tratamientos.

Ambiente	Tratamiento	Fracción	Carbono orgánico (g kg ⁻¹)		
			Tamaño de agregados		
			2 a 3	3 a 4	4 a 8
M	A	COT	12,7 A	12,0 AB	11,3 B
		COJ	3,4 b A	2,8 b B	2,5 b B
		COM	2,2 c	2,0 c	1,6 c
		COV	11,3 a A	9,8 a B	9,0 a B
	F	COT	42,4 A	33,2 A	31,0 A
		COJ	20,1 a A	15,2 a A	12,9 a A
		COM	4,0 b	4,2 b	3,3 b
		COV	19,8 a A	18,9 a A	15,9 a A
	C	COT	64,0 A	58,3 A	49,2 B
		COJ	33,2 a A	25,8 a B	20,0 a C
		COM	8,4 c	7,8 b	8,0 b
		COV	26,2 b A	24,7 a AB	21,4 a B
T	A	COT	28,4 A	23,1 B	20,8 B
		COJ	11,2 b A	9,5 b A	8,8 b A
		COM	3,4 c	4,9 c	4,2 c
		COV	15,6 a A	14,5 a A	14,7 a A
	F	COT	37,9 A	32,0 A	28,3 A
		COJ	17,4 a A	14,0 a AB	12,0 b B
		COM	3,0 b	2,8 b	11,3 b
		COV	19,8 a A	17,8 a A	17,2 a A

C	COT	77,8 A	67,4 AB	59,6 B
	COJ	65,4 a A	51,8 a B	27,3 a C
	COM	7,2 c	6,9 c	6,2 b
	COV	36,5 b A	31,5 b AB	26,8 a B
A	COT	13,4 A	13,0 A	11,7 A
	COJ	4,1 b A	2,7 b B	2,6 b B
	COM	1,1 c	1,1 c	1,1 c
	COV	12,3 a A	12,1 a A	10,1 a B
C	COT	54,8 A	41,2 AB	26,6 B
	COJ	29,6 a A	19,3 a AB	11,6 a B
	COM	4,4 c	3,1 c	1,6 b
	COV	14,5 b A	11,7 b AB	8,7 a B
C	COT	22,6 A	16,2 A	13,0 A
	COJ	16,3 a A	9,2 a B	5,3 b B
	COM	2,1 b	2,2 b	1,9 c
	COV	15,0 a A	12,8 a AB	12,0 a B
A	COT	11,9 A	9,9 AB	8,8 B
	COJ	4,4 b A	2,6 b B	2,3 b B
	COM	1,0 c	1,0 c	1,1 c
	COV	8,7 a B	9,6 a A	8,8 a AB
SR	COT	21,1 A	15,5 AB	11,2 B
	COJ	11,1 a A	7,9 b AB	3,8 b B
	COM	2,6 b	1,4 c	1,5 c
	COV	10,8 a A	11,0 a A	9,9 a A
C	COT	24,2 A	18,3 B	14,8 B
	COJ	16,1 a A	9,5 a B	5,5 b B
	COM	2,8 c	2,1 b	2,2 c
	COV	10,5 b A	10,6 a A	9,2 a B
A	COT	14,6 B	12,9 B	18,3 A
	COJ	7,2 b A	6,0 b AB	4,3 b B
	COM	2,0 c	2,0 c	1,7 c
	COV	10,7 a A	10,1 a AB	9,1 a B
GA	COT	45,6 A	31,2 B	21,0 B
	COJ	29,3 a A	18,2 a B	10,7 a B
	COM	1,9 c	2,1 c	1,6 b
	COV	11,7 b A	8,3 b B	7,8 a B
C	COT	38,1 A	19,7 B	19,7 B
	COJ	19,3 a A	9,8 a B	7,7 a B
	COM	3,3 b	3,0 b	2,9 b
	COV	14,7 a A	11,9 a AB	10,5 a B

Letras distintas en mayúscula indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre tamaños de agregados (columnas) y en mayúscula entre fracciones (filas).

Al igual que lo observado cuando se desarrolló el análisis entre diferentes especies forestales, la fracción intermedia de CO fue la que presentó la menor

proporción en todos los tamaños de agregados, prácticas de manejo y ambientes (análisis entre filas, letras en minúscula).

Por su parte, la fracción más estable fue predominante en los suelos agrícolas, lo cual concuerda con lo observado en muestras sin tamizar y responde al efecto de las labranzas sobre el proceso de mineralización de la materia orgánica lábil. Estas diferencias se acentuaron en tamaños mayores de agregados, pasando de proporciones de 31% para COJ y 59% para COV en agregados de 2-3 mm a valores de 25 y 63%, respectivamente, en agregados de 4-8 mm.

En cuanto a los suelos forestales y bajo bosque de Caldén, se observó una leve predominancia de la fracción más lábil de CO, lo que significa que estos suelos tienen un mayor equilibrio entre dichas fracciones y en consecuencia se podría establecer que sus balances de CO tienden a ser ligeramente positivos. Estas diferencias disminuyeron en tamaños de agregados mayores, si consideramos que las proporciones promedio para estos dos manejos fueron desde un 54% de COJ y 38% de COV en agregados de 2-3 mm a valores de 39 y 46%, respectivamente, en agregados de 4-8 mm.

La Figura 20, sintetiza lo expresado en la Tabla 18, observándose las tendencias entre diferentes prácticas de uso del suelo y tamaños de agregados sobre las proporciones de las fracciones de CO.

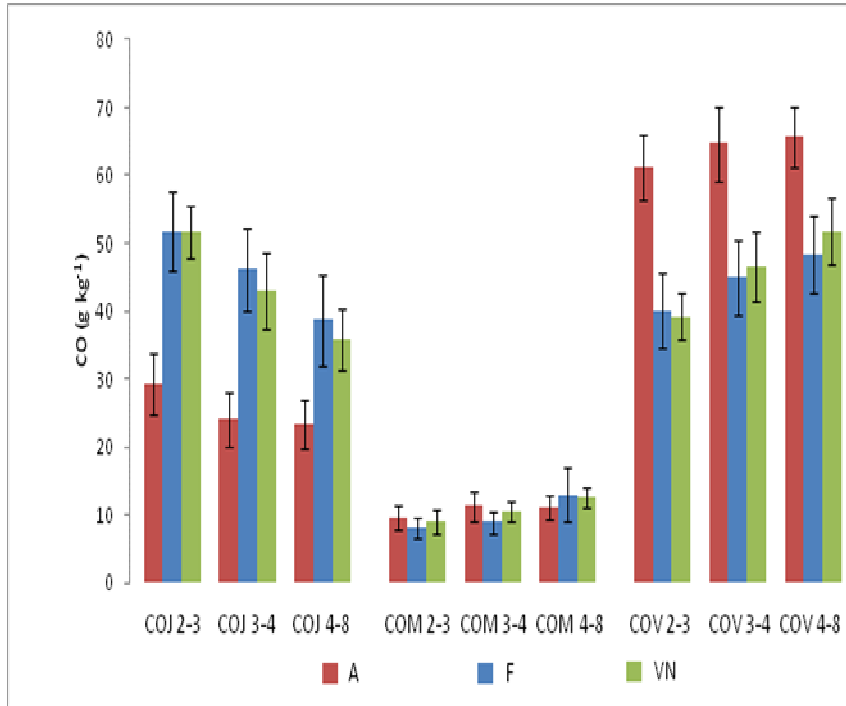


Figura 20: Promedio de porcentaje de cada una de las fracciones de CO en agregados en función de las diferentes prácticas de uso del suelo.

En la Tabla 18 se analizó también el contenido de COT y fraccionado para los diferentes tamaños de agregados, con la finalidad de determinar cómo variaron los contenidos en este parámetro en función de los tamaños de agregados y prácticas de manejo en los ambientes evaluados (análisis entre columnas, letras en mayúscula).

Se observa que en todos los ambientes y bajo las diferentes prácticas de manejo, los contenidos de CO, ya sea total como así también en las fracciones lábil y estable, disminuyeron hacia los tamaños de agregados mayores.

No obstante, se debe considerar que las diferencias fueron dependientes de las diferentes prácticas de manejo. En este sentido, en la Figura 20, se aprecia que en suelos agrícolas, las diferencias fueron menores que en suelos forestales y más aun si se considera los suelos de Caldenal.

Por otra parte, también se puede destacar que las mayores diferencias, independientemente de la práctica de manejo, siempre se hallaron en la fracción más lábil de CO, a pesar de que en los suelos agrícolas, dicha fracción fue la que menores contenidos presentó.

A partir del análisis de los contenidos de CO en diferentes tamaños de agregados, se puede concluir que el comportamiento de este parámetro fue muy similar al hallado en muestras sin tamizar, en el sentido de que la fracción de CO que explica las variaciones en el COT fue la más lábil. Otra similitud está dada por el hecho de que ésta misma fracción presentó mayores proporciones bajo suelos forestales y de caldenal, mientras que en suelos agrícolas se observaron fuertes disminuciones debido al efecto producido por las labranzas, que aumentaron la mineralización de la fracción más lábil de la MO. Al respecto, Casanovas et al. (1995) señalan que como consecuencia de la descomposición de la fracción liviana han quedado como remanente en suelos agrícolas formas más estables de la materia orgánica.

4.2.4- Sistema poroso.

Al evaluar el sistema poroso de los suelos correspondientes a los diferentes ambientes y prácticas de manejo (Tabla 19), se observó que en todos los ambientes, los valores de densidad aparente y densidad real, fueron siempre mayores en los suelos agrícolas.

Por su parte, los suelos forestales presentaron mayores valores que el caldenal en estas dos variables en Maisonave y Trenel, lo cual concuerda con menores contenidos de CO, bajo esta práctica de manejo. En Victorica se observó la situación

inversa, la cual también puede ser explicada por la misma razón. Finalmente en el resto de los sitios no se observaron diferencias importantes entre estas dos prácticas de manejo.

En lo que hace referencia a los valores de porosidad total y humedad equivalente, se debe decir que ésta última explicó mejor las diferencias entre ambientes y dentro de cada uno, lo cual es debido a efectos de la textura (diferencias entre ambientes) y de los contenidos de CO (diferencias entre manejos), hecho que es mejor observado en ambientes como Trenal y Maisonave.

Tabla 19: Sistema poroso y Humedad equivalente de suelos bajo diferentes prácticas de manejo en cada uno de los ambientes.

	Tratamiento	DA	DR	PT	HE
M	A	1,24 a	2,48 a	50,0 a	12,3 c
	F	0,94 b	1,97 b	52,7 a	17,9 b
	VN	0,73 c	1,51 c	51,8 a	21,5 a
T	A	1,01 a	2,20 a	54,1 b	15,7 c
	F	0,84 b	1,82 b	53,7 b	20,8 b
	VN	0,65 c	1,59 c	59,2 a	25,6 a
CA	A	1,21 a	2,05 a	41,2 b	12,3 b
	F	0,97 b	1,73 b	43,8 ab	13,2 b
	VN	0,99 b	1,94 a	49,3 a	16,9 a
SR	A	1,12 a	2,51 a	55,2 a	11,6 a
	F	0,92 b	2,13 c	56,9 a	12,2 a
	VN	0,94 b	2,30 b	59,0 a	12,5 a
GA	A	1,14 a	2,21 a	48,5 b	10,1 b
	F	0,87 b	1,68 b	48,3 b	12,7 a
	VN	0,89 b	2,08 a	57,5 a	12,9 a
V	A	1,29 a	2,30 a	43,8 b	3,4 b
	F	1,05 b	2,11 b	50,3 a	8,0 a
	VN	1,22 a	2,27 a	46,0 ab	6,5 a
JM	A	1,34 a	2,41 a	44,2 a	4,5 a
	F	1,32 a	2,38 a	44,7 a	3,9 a
	VN	1,27 a	2,35 a	45,9 a	4,4 a

Letras distintas en la misma fila indican diferencias significativas ($p < 0.05$)

Los resultados obtenidos en esta segunda etapa del trabajo, se pueden resumir en el análisis de componentes principales (Figura 21). En dicho ACP, se

representaron las variables correspondientes a CO, sistema poroso y estructura de los suelos correspondientes a cada uno de las prácticas de manejo de los diferentes ambientes.

De este análisis se puede destacar que el plano de las dos primeras componentes principales explicó aproximadamente el 88% de la variabilidad y que todas las variables fueron bien representadas en este primer plano de componentes.

Otro aspecto a considerar es que existió estrecha relación entre los contenidos de CO y sus fracciones con los niveles alcanzados por las propiedades físicas, principalmente DA, DR y HE.

Si se considera cada sitio en particular, los tratamientos forestal y caldenal se diferenciaron de sus pares agrícolas en mayor grado en aquellos suelos de granulometrías más finas. Por su parte, suelos más arenosos no presentaron diferencias importantes entre prácticas de manejo, hallándose estos tratamientos hacia la izquierda de la Figura, donde se representaron los efectos menos benéficos sobre el suelo, los cuales fueron influenciados por los factores climáticos y edáficos (Riestra y Pérez, 2010).

De esta manera se comprobó que de no considerar la influencia de la granulometría, suelos agrícolas de textura franca pueden presentar mayores contenidos de CO, mayor capacidad de almacenar agua y menores densidades que suelos vírgenes de textura arenosa. Esta influencia dada por variaciones en las fracciones granulométricas más finas, limita la extrapolación de resultados donde se evalúan los efectos del manejo y también el poder establecer umbrales críticos en propiedades edáficas (Riestra et al., 2012).

También puede inferirse que el efecto de la forestación como práctica de recuperación en molisoles y entisoles de la RSP, resultará en gran medida

condicionado por la granulometría de los suelos. En la medida que los suelos fueron granulométricamente más finos, las diferencias entre caldenal y forestal, fueron mayores, lo que permite inferir que en estos sitios no se ha llegado aún a la máxima capacidad de acumulación y secuestro de CO. Por su parte, suelos de texturas más gruesas, al ser menor la capacidad de secuestro de CO, no se observaron diferencias entre las diferentes prácticas de uso del suelo (Riestra et al., 2010).

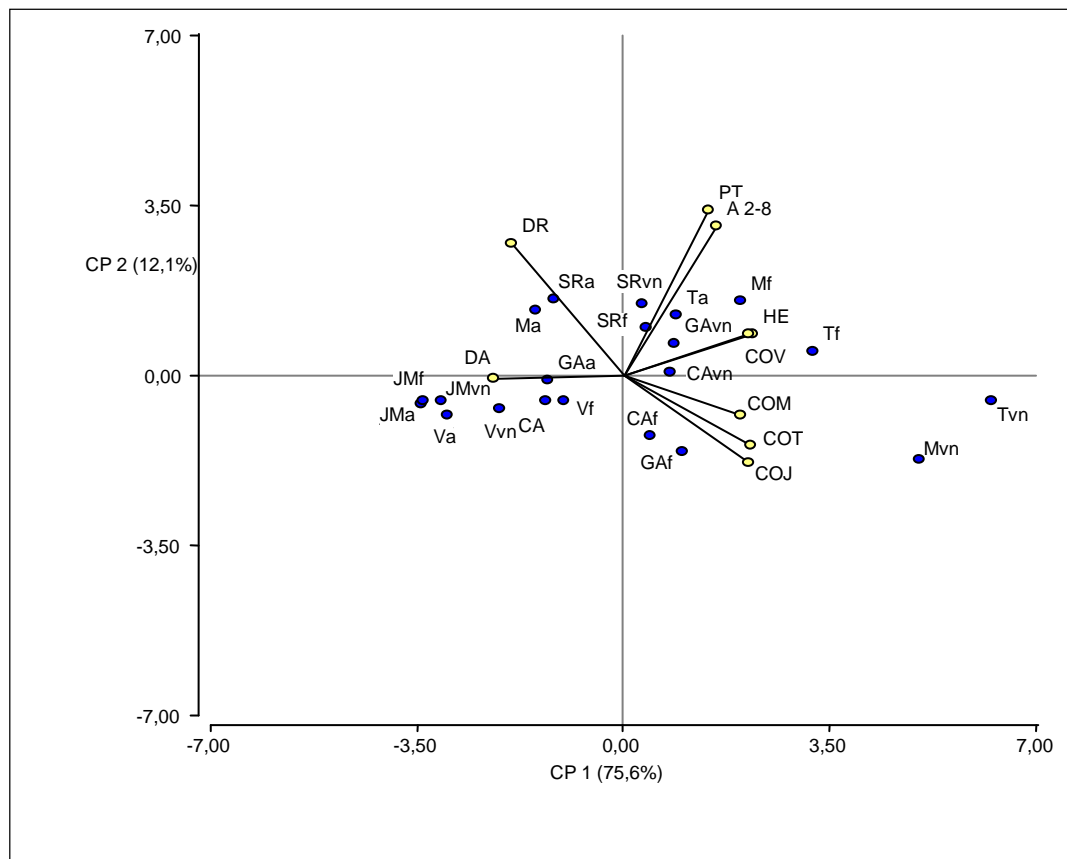


Figura 21: Análisis de componentes principales, para las variables estudiadas en los diferentes ambientes y prácticas de manejo. CA: Caleufú, M: Maisonave, T: Trenel, SR: Santa Rosa, GA: General Acha, V: Victorica, JM: Jagüel del Monte. A: Agrícola, f: Forestal, vn: Vegetación nativa.

4.2.5- Biomasa aérea forestal.

Otro aspecto que era necesario evaluar para poder estudiar los aportes de la forestación en términos de secuestro de C, es el relacionado con la fijación del

mismo en la biomasa aérea. Para esto, en la Figura 22, se presentan los valores de contenido de CO en el suelo en función de la tasa anual de acumulación de C en la biomasa aérea forestal. Se desprende que los efectos del ambiente (edáficos y climáticos) influyeron sobre la capacidad de fijación de C en la parte aérea, lo que a su vez, produjo efectos sobre los contenidos de CO en el suelo a partir del aporte de residuos al suelo. Los aportes de la forestación en suelos de texturas finas (derecha en la Figura), estarían dados por el secuestro en el suelo y en la parte aérea, mientras que en suelos granulométricamente más gruesos, dicho aporte fue principalmente a partir del C fijado en la biomasa. Esto permite diferenciar los efectos de la forestación y el uso agrícola en ambientes en los cuales la textura limita el secuestro de C en el suelo, tal como ocurre en Jagüel del Monte y Victorica.

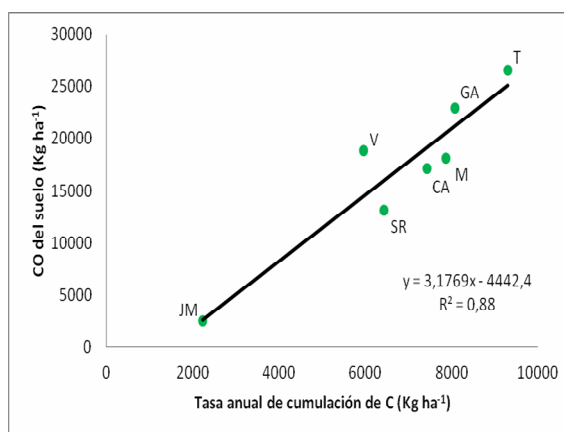


Figura 22: Relación entre el contenido de CO del suelo y la tasa anual de acumulación de C en biomasa aérea.

Estos resultados, aportan al rechazo de la Hipótesis 1 y confirman la falta de evidencias para rechazar la Hipótesis 3. En cuanto a la Hipótesis 1, ya se había mencionado que el rechazo se debía a que los efectos de la forestación sobre CO y propiedades físicas de los suelos, fueron dependientes de las condiciones del ambiente, que en el caso de Jagüel del Monte, condicionó los aportes de esta

práctica de manejo a tal punto de no hallarse diferencias con el suelo agrícola y el del caldenal.

Los resultados de este estudio demostraron que la textura del suelo condiciona el contenido de CO y muchas propiedades físicas del suelo asociadas a él. Las diferencias medias entre los tratamientos A y F fueron de 11,1, 24,2 y 53,3 g kg⁻¹ de COT para texturas arenosas, franco arenosas y francas, respectivamente. Esto confirma que si bien la forestación de suelos agrícolas degradados puede incrementar los contenidos de MO, sin embargo, la capacidad de secuestro de C fue muy afectada por la textura del suelo. Otros estudios ya indicaron la importancia de la textura en la capacidad del suelo para el secuestro de C (Noellemeyer et al., 2006), la cual está relacionada con la función de los coloides minerales en la fijación de compuestos orgánicos (Kalbitz et al., 2003).

Otros mecanismos de estabilización del CO derivado de los residuos de la vegetación están relacionados con la naturaleza química de estos materiales (Kögel-Knabner, 2002). Los resultados obtenidos indicaron que los residuos de *Pinus* de las forestaciones fueron transformados a C estabilizado en la fracción COV. Sobre todo en los suelos arenosos y franco arenosos se encontraron altas proporciones de esta fracción, lo cual podría atribuirse a la naturaleza recalcitrante de la hojarazca de *Pinus* que constituye la fuente principal de aporte de residuos en los suelos forestados. Kalbitz et al. (2003) mostraron que residuos vegetales con altos contenidos de lignina, ceras, grasa o cutinas fueron más resistentes a la descomposición y por ende se preservaron en forma selectiva en el suelo. Van Miegroet et al. (2005) encontraron que en suelos bajo *Pinus*, la MO disuelta resultó contener mayor proporción de compuestos aromáticos y ser menos degradable que

en suelos bajo pastizales mixtos adyacentes a los sitios forestados. En la mayoría de los sitios los contenidos de COJ de los suelos forestados fueron mayores o iguales que sus contrapartes de vegetación nativa, y significativamente mayores que en sus pares agrícolas, lo cual indicaría un balance favorable de C en suelos bajo bosques de *Pinus*.

Las propiedades físicas del suelo más sensibles a diferencias en textura y cambios en el uso del suelo fueron DA y HE. Ambas fueron estrechamente relacionadas con los contenidos de CO y siguieron la misma tendencia que esta variable. Esta relación entre CO, y particularmente su fracción más lábil, COJ, ya fue demostrada por diversos autores, y en particular para los suelos de la región semiárida pampeana por Quiroga et al. (2006).

5. CONCLUSIONES.

En las condiciones edafo-climáticas de la RSP la forestación sería una práctica indicada para recuperar los contenidos de CO y las condiciones físicas de los suelos degradados por el uso agrícola, sobre todo en suelos con granulometrías más finas. Sin embargo, los efectos de la forestación fueron dependientes de las condiciones del ambiente, que en el caso de Jagüel del Monte, condicionó los aportes de esta práctica de manejo a tal punto de no hallarse diferencias con el suelo agrícola.

La selección de la especie forestal es de suma importancia, debido a que se pudo demostrar que *Pinus halepensis* inoculado con micorrizas y *Gleditzia triacanthos* fueron superiores a *Eucalyptus spp.* y *Pinus pinea* en su capacidad de secuestrar carbono y regenerar las condiciones físicas de los suelos.

Los sitios forestados mostraron balances positivos de CO a través de altos contenidos de COJ y estabilización del CO en la fracción COV. La textura del suelo condicionó la magnitud de la mejora, siendo ésta menor en suelos arenosos y mayor en suelos francos. En ambientes con suelos más arenosos, el principal aporte de la forestación en términos de secuestro de C, está dado principalmente por el C fijado en la biomasa aérea, lo que permite diferenciar a la forestación del uso agrícola, ya que en los contenidos de CO del suelo, no se hallaron diferencias entre las mismas.

Los aumentos de CO observados a causa de la forestación fueron acompañados por mejoras en las condiciones físicas de los suelos. Estos efectos de la forestación con respecto a suelos agrícolas fueron mayores en ambientes con niveles de precipitaciones anuales más altos y suelos granulométricamente más finos.

6. BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez, R., H. Steinbach, R. Lavado y F. Gutiérrez Boem. 2006. *Materia orgánica: Valor agronómico y dinámica en suelos pampeanos*. Editorial Facultad de Agronomía de la UBA. Primera edición. 256 pag.
- Amiotti N.M., Zalba P., Sánchez L.F. y N. Peinemann. 2000. The impact of single trees on properties of loess-derived grassland soils in Argentina. *Ecology* 81:3283-3290.
- Amundson, R. 2001. The carbon budget in soils. *Annu. Rev. Earth Planet. Sci.* 29:535-562.
- Andriulo A. y Guérif J. 1993. Abundancia natural en ^{13}C y datación radiocarbónica en fracciones granulométricas de un suelo representativo de la pradera nativa de la región pampeana húmeda Argentina. En: 12° Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo, Salamanca, España, 19-23 Septiembre, 161-170.
- Arrigo N. M, M. P. Jiménez, D. Efron y R. Defrieri. 2002. Carbono de respiración de un suelo forestal y su relación con la calidad de la hojarasca. *Agric. Téc.* v.62 n.2 Chillán.
- Bashkin, M. A. y D. Binkley. 1998. Changes in soil carbon following afforestation in Hawaii. *Ecology* 79:828-833.
- Batjes, N. 1996. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *Eur. J. Soil Sci.* 47:151-163.
- Baver, L.D. 1956. *Soil Physics*. 3rd edition. Wiley. London, U.K.
- Bayer, C., L. Martin-Neto, J. Mielniczuk, J. Dieckow y C. Amado Jr. 2006. C and N stocks and the role of recalcitrance and organomineral interaction in stabilizing soil organic matter in a subtropical Acrisol managed under no-tillage. *Geoderma* 133:258-268.
- Blake, G.R. 1965. Particle density. Pp. 371-373. En: *Methods of soil analysis, Part 1*. C.A. Black ed. ASA. Madison Wisconsin.
- Blanco-Canqui, H., R. Lal, W. M. Post, R. C. Izaurralde y M. J. Shipitalo. 2006. Organic Carbon Influences on Soil Particle Density and Rheological Properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70:1407-1414.
- Blanco-Canqui, H., R. Lal, L. B. Owens, W. M. Post y R. C. Izaurralde. 2005. Strength Properties and Organic Carbon of Soils in the North Appalachian Region. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69:663-673.

- Bogeat-Triboulot, M.B., F. Bartoli, J. Garbaye, R. Marmeisse y D. Tagu. 2004. Fungal ectomycorrhizal community and drought affect root hydraulic properties and soil adherence to roots of *Pinus pinaster* seedlings. *Plant and Soil*. 267:213-223.
- Bronick, C. J. y R. Lal. 2005. Soil structure and management: a review. *Geoderma* 124:3-22
- Broquen, P., G. Falbo, C. Frugoni, J.L. Girardin, M. Guido y P. Martinese. 2000. Estructura y porosidad en andisoles con vegetación natural y con plantaciones de *Pinus ponderosa* Dougl. en el sudoeste de Neuquen, Argentina. *Revista Bosque UACH* 21(1):25-36.
- Burger, J.A. y D.L. Kelting. 1999. Using soil quality indicators to assess forest stand management. *For. Ecol. Manage.* 122:155-156.
- Cambardella, C.A. y E.T. Elliott. 1993. Carbon and nitrogen distribution in aggregates from cultivated and native grassland soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57:1071-1076.
- Cambardella, C.A. y E.T. Elliott. 1992. Particulate soil organic matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56:777-783.
- Caravaca F., A. Lax y J. Albadalejo. 2004. Aggregate stability and carbon characteristics of particle-size fractions in cultivated and forested soils of semiarid Spain. *Soil Till. Res.* 78:83-90.
- Caravaca, F., C. Garcia, M.T. Hernández y A. Roldán. 2002. Aggregate stability changes after organic amendment and mycorrhizal inoculation in the afforestation of a semiarid site with *Pinus halepensis*. *Applied Soil Ecology* 19:199-208.
- Casanovas E., H. Echeverria y G. Studdert. 1995. Materia orgánica del suelo bajo rotaciones de cultivos. Contenido total y de distintas fracciones. *Ciencia del suelo* 13:16-20.
- Centre de la Propietat Forestal (CPF). 2004. L'inventari Forestal: Anexe Indicadors dendromètrics.
- Chepil, W.S. 1945. Dynamics of wind wrosion. *Soil Science* 60(5):397-411.
- Christensen, B. T. 1996. Matching measurable soil organic matter fractions with conceptual pools in simulation models of carbon turnover: Revision of model structure. En: *Evaluation of soil organic matter models* (eds Powlson D.S. et al.), NATO ASI Series 1, Vol 38. Springer, Berlin.
- Christensen, B.T. 1996. Carbon in primary and secondary organic mineral complexes. p. 97-165. En: Carter M.R. y B.A. Stewart (ed.) *Structure and organic matter storage in agricultural soils*. CRC Press, Boca Raton, FL.

- Comerci, R. 2011. Forestación. En: Manual de buenas prácticas conservacionistas. Gobierno de La Pampa. 78 pp.
- Davidson, E.A. y I.L. Ackerman. 1993. Changes in soil carbon inventories following cultivation of previously untilled soils. *Biogeochemistry* 20:161-193.
- De Leenher, L. y M. De Boodt. 1958. Determination of aggregate stability by the change in mean weight diameter. Inter. Symp. On soil Structure. Medeligen Rykslandbouhogeschool, Gent. Belgie, 24:290-300.
- Delgado, S., F. Alliaume, F. García Préchac y J. Hernández. 2006. Efecto de las plantaciones de *Eucalyptus* sp. sobre el recurso suelo en Uruguay. *Agrociencia* 10(2):95-107.
- Di Rienzo, J.A., F. Cazanoves, M. G. Balzarini, L. González, M. Tablada, y C. W. Robledo. 2009. InfoStat Versión 2009. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Donnelly, D.P., L. Boddy y J.R. Leake. 2004. Development, persistence and regeneration of foraging ectomycorrhizal systems in soil microcosms. *Mycorrhiza* 14:37-45.
- Douglas, C. y C. Castro. 1994. El cultivo forestal y el cultivo agrícola desde el punto de vista de la protección del suelo contra la erosión. *Corma* 26-32.
- Ellert, B., y E. G. Gregorich. 1996. Storage of C, N, and P in cultivated and adjacent forest soils of Ontario. *Soil Sci.* 1619:587-603.
- Elliott, T. 1986. Aggregate structure and carbon, nitrogen, and phosphorus in native and cultivated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50:627-633.
- Elmholt, S., P. Schjonning, L.J. Munkholm y K. Debosz. 2008. Soil management effects on aggregate stability and biological binding. *Geoderma* 144:455-467.
- Evrendilek, F., I. Celik, y S. Kilic. 2004. Changes in soil organic carbon And other physical soil properties along adjacent Mediterranean forest, grassland, and cropland ecosystems in Turkey. *Journal of Arid Environments* 59:743-752.
- Farley, K. A., E.F. Kelly y G.M. Hofstede. 2004. Soil organic Carbon and Water Retention after Conversion of Grassland to Pine Plantations in the Ecuadorian Andes. *Ecosystems* 7:729-739.
- Fontaine, S., C. Henault, A. Aamor, N. Bdioui, J.M.G. Bloor, V. Maire, B. Mary, S. Revaillet y P. Maron. 2011. Fungi mediate long term sequestration of carbon and nitrogen in soil through their priming effect. *Soil Biology and Biochemistry*, 43:86-96.

- Frank, D. y M. Finckh. 1997. Efecto de las plantaciones de Pino oregón sobre la vegetación y el suelo en la zona centro-sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 70:191-211.
- Fröberg, M., P.J. Hanson, S.E. Trumbore, C.W. Swanston y D.E. Todd. 2009. Flux of carbon from ^{14}C - enriched leaf litter throughout a forest soil mesocosm. *Geoderma* 149:181-188.
- Gasparri, I. y E. Manghi. 2004. Volumen, biomasa y contenido de carbono de las Regiones Forestales Argentinas. Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal. Dirección de Bosques. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. Buenos Aires, Argentina. 26 pp.
- Goberna, M., J. Sánchez, J.A. Pascual y C. García. 2007. *Pinus halepensis* Mill. Plantations did not restore organic carbon, microbial biomass and activity levels in a semi-arid Mediterranean soil. *Applied Soil ecology*. 36:107-115.
- Houghton, R.A., J.D. Unruh y P.A. Lefebvre. 1993. Current land cover in the tropics and its potential for sequestering carbon. *Glob. Biogeochem. Cycles* 7:305-320.
- Hungtinton, T. G. 1995. Carbon sequestration in an aggrading forest ecosystem in the Southeastern USA. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59:1459-1467.
- Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Provincia de La Pampa, Universidad Nacional de La Pampa. 1980. Inventario Integrado de los recursos Naturales de la Provincia de La Pampa. Clima, Geomorfología, Suelo y Vegetación. 493 pág. INTA, Buenos Aires, Argentina.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2000. Land use, Land-use Change and Forestry. Cambridge University Press, Cambridge, U.K. 377 pp.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 1996. Climate Change 1995: The Science of Climate Change, Intergovernmental Panel on Climate Change; J.T. Houghton, L.G. Meira Filho, B.A. Callander, N. Harris, A. Kattenberg, y K. Maskell, eds.; Cambridge University Press, Cambridge, U.K. 71 pp.
- IRAM (Instituto de Normalización). 1999. Norma 29 410. Determinación del pH.
- Jandl R, M. Lindner, L. Vesterdal, B. Bauwens, R. Baritz, F. Hagedorn, D. Johnson, K. Minkinen y K. Byrne. 2007. How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma* 137:253-268.
- Jandl, R. 2001. Medición de tendencias en el tiempo del almacenamiento de carbono del suelo. Centro de Investigación Forestal. Simposio Internacional Medición y Monitoreo de la Captura de Carbono en los Ecosistemas Forestales.

- Jobbágy, E.G. y R.B. Jackson. 2003. Patterns and mechanisms of soil acidification in the conversion of grasslands to forests. *Biogeochemistry* 64: 205-229.
- Jobbágy, E.G. y R.B. Jackson. 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications* 10:423-436.
- Johnson-Maynard, J. L., R. C. Graham, L. Wu y P. J. Shouse. 2002. Modification of soil structural and hydraulic properties after 50 years of imposed chaparral and pine vegetation. *Geoderma* 110:227-240.
- Kalbitz, K., J. Schmerwitz, J. Schwesig y D. Matzner. 2003. Biodegradation of soil-derived dissolved organic matter as related to its properties. *Geoderma* 113:273-291.
- Kay, B.D. 1990. Rates of change of soil structure under different cropping systems. *Adv. Soil Sci.* 12:1-52.
- Kelly, J. M. y P. A Mays. 2005. Soil carbon changes after 26 years in a cumberland plateau hardwood forest. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69:691-694.
- Kogel- Knabner I. 2002. The macromolecular organic composition of plant and microbial residues as inputs to soil organic matter. *Soil Biology and Biochemistry* 34:139-162.
- Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration for mitigate climate change. *Geoderma* 123:1-22.
- Lal, R. 2001. The potencial of soil carbon sequestration in forest ecosystem to mitigate the greenhouse effect. En: Lal, R. (ed). *Soil Carbon Sequestration and the Greenhouse Effect*. Soil Sci. Soc. Am. J. Special publication, VOL. 57. Madison, WI.
- Lemenih, M., M. Olsson y E. Karlum. 2004. Comparison of soil attributes under *Cupressus lusitanica* and *Eucalyptus saligna* established on abandoned farmlands whit continuously cropped farmlands and natural forest in Ethiopia. *For. Ecol. Manage.* 195:57-67.
- Leake, J.R., D.P. Donnelly y L. Boddy. 2002. Interactions between ectomycorrhizal and saprotrophic fungi. En: van der Heiden, M.G.A., Sanders, I. (Eds.), *Mycorrhizal Ecology*. Springer. Berlin, Heidelberg. Pp. 345-372.
- Lemma, B., D. Berggren kleja, I. Nilsson y M. Olsson. 2006. Soil carbon sequestration under different exotic tree species in the southwestern highlands of Ethiopia. *Geoderma* 136:886-898.

- López-Ulloa, M., E. Veldkamp y G. H. J. de Koning. 2005. Soil Carbon Stabilization in Converted Tropical Pastures and Forests Depends on Soil Type. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69:1110-1117.
- Lugo, A. E., y M. J. Sanchez. 1986. Land use and organic carbon content of some tropical soils. *Plant Soil* 96:185-196.
- Lupi, A. M., R. A. Fernández y A. Von Wallis. 2006. Efecto de los residuos forestales sobre el carbono orgánico y el nitrógeno del suelo. Resultados a los 9 años de aplicados Los tratamientos. 12° Jornadas Técnicas Forestales y Ambientales – FCF, UNAM – EEA Montecarlo, INTA – Eldorado, Misiones. Argentina. 12 pp.
- Macedo, M.O., A.S. Resende, P.C. Garcia, R.M. Boddey, C.P. Jantalia, S. Urquiaga, E.F.C. Campello y A.A. Franco. 2008. Changes in soil C and N stocks and nutrients dynamics 13 years after recovery of degraded land using leguminous nitrogen-fixing trees. *For. Ecol. Manage.* 255:1516-1524.
- Messing, A., A. Aliksson y W. Johansson. 1997. Soil physical properties of afforested and arable land. *Soil Use Manage.* 13:209-217.
- Montenegro Gonzalez, H., D. Malagon Castro y L. Guerrero. 1990. Propiedades físicas de los suelos. IGAC (Instituto Geografico Agustin Codazzi), Subdireccion agrológica. Bogotá, Colombia. 813 pp.
- Noellemeyer, E., D. Estelrich y A. Quiroga. 2006. Soil quality in three range soils of the semiarid Pampa of Argentina. *Journal of Arid Environments* 65:142-155.
- Nottingham, A.T., H. Griffiths, P.M. Chamberlain, A.W. Stott y E.V.J. Tanner. 2009. Soil priming by sugar and leaf-litter substrates: A link to microbial groups. *Applied Soil Ecology.* 42:183-190.
- Oades, J.M. 1988. The retention of organic matter in soils. *Biogeochemistry* 5:35-70.
- Paul, K.I., P.J. Polglase, J.G. Nyakuengama y P.K. Khanna. 2002. Change on soil carbon following afforestation. *For. Ecol. Manage.* 168: 241-57.
- Post, W.M., y K.C. Kwon. 2000. Soil carbon sequestration and land-use change: Processes and potencial. *Global Change Biol.* 63:317-327.
- Post, W.M., y L.K. Mann. 1990. Changes in soil organic carbon and nitrogen as a result of cultivation. En: Bouwman, A.F. (Ed.), *Soils and the Greenhouse Effect*. Wiley, New York, pp. 401-406.
- Prescott, C. E., B.R. Taylor, W.F. Parsons, D.M. Durall y D. Pakirson. 1993. Nutrient release from decomposition litter in rocky mountain coniferous forest. En: *Can. Jour. For. Res.* 23(8):1576-1586.

- Prosser, I.P., K.J. Hailes, M.D Melville, P.P. Avery y C.J. Slade. 1993. A comparison of soil acidification and aluminium under *Eucalyptus* forest and unimproved pasture. Australian Journal of Soil Research. 31(3):245-254.
- Prodan, M., R. Peters, F. Cox y P. Real. 1997. Mensura Forestal 1. Serie Investigación y Educación en Desarrollo Sostenible. IICA-BMZ/GTZ. San José. Costa Rica. 561 p.
- Quideau, S. A., O. A. Chadwick, A. Banesi, R. C. Graham y M.A. Anderson. 2001. A direct link between forest vegetation type and soil organic matter composition. Geoderma 104:41-60.
- Quiroga, A., D. Funaro, E. Noellemeyer y N. Peinemann. 2006. Soil quality indicators and barley fertilization response. Soil & Tillage Res. 90:63-68.
- Quiroga, A., D. Buschiazzo y N. Peinemann. 1998. Management discriminant properties in semiarid soils. Soil Sci. 1637:591-597.
- Quiroga A., D. Buschiazzo y N. Peinemann. 1996. Soil Organic matter particle size fractions in soils of the semiarid argentinian pampas. Soil Science 161 (2):1-5.
- Reeves D. 1997. The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems. Soil Till. Res. 43:131-167.
- Resh, S.C., D. Binkley y J.A. Parrotta. 2002. Greater soil carbon sequestration under nitrogen-fixing trees compared with *Eucalyptus* species. Ecosystems 5:217-231.
- Richter, D. y D. Markewitz. 2001. Understanding soil change. Cambridge (MA): Cambridge University Press, Cambridge.
- Riestra, D. E. Noellemeyer y A. Quiroga. 2012. Soil texture and forest species condition the effect of afforestation on soil quality parameters. Soil Sci.177(4):279-287.
- Riestra, D. y M. Pérez. 2010. Evaluación de diferentes prácticas de uso del suelo por sus efectos sobre propiedades de molisoles y entisoles de la región semiárida pampeana. Libro y CD, Encuentro de Jóvenes Investigadores del Bicentenario Argentino - Chileno.
- Riestra, D., C. Gaggioli, M. Pérez, E. Noellemeyer y A. Quiroga. 2010. Evaluación de diferentes prácticas de uso del suelo por sus efectos sobre propiedades edáficas. Actas y CD, Taller SUCS-ISTRO.

- Riestra, D., P. Zalba, A. Quiroga y E. Noellemeyer. 2008. Distribución del tamaño de agregados en sistemas forestales: Efectos del sistema de muestreo. Actas y CD, XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Pp 37.
- Rillig, M.C. y D.L. Mummey. 2006. Mycorrhizas and soil structure. *New Phytologist* 171:41-53.
- SAMLA (Sistema de apoyo metodológico a los laboratorios de análisis de suelos, agua, vegetales y enmiendas orgánicas). 2004. pH del suelo. SAGyP, Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo. Versión en CD.
- Santanatoglia, O.J., M. Piscitelli y R. Casas. 2000. Manual de Prácticas conservacionistas para la Subregión Semiárida Pampeana. Editorial FAUBA. 146 p.
- Schoenholtz, S.H., H. Van Miegroet y J.A. Burger. 2000. A review of chemical and physical properties as indicators of forest soil quality: challenges and opportunities. *For. Ecol. Manage.* 138:335-356.
- Scholes, M. C., D. Powlson y G. Tian. 1997. Input control of organic matter dynamics. *Geoderma* 79:25-47.
- Seber G. 1984. *Multivariate observations*. J. Wiley & Sons, New York, 686 pp.
- Shang, C., y H. Tiessen. 1998. Organic matter stabilization in two semiarid tropical soils: size, density, and magnetic separations. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62:1247-1257.
- Silver, W.L., R. Ostertag y A.E. Lugo. 2000. The potential for carbon sequestration through reforestation of abandoned tropical agricultural and pasture lands. *Soc. Ecol. Restor.* 8:394-407.
- Simmons, B.L. y D.C. Coleman. 2008. Microbial community response to transition from conventional to conservation tillage in cotton fields. *App. Soil Ecol.* 40:518-528.
- Singh, S. y J.S. Singh. 1996. Water-stable aggregates and associated organic matter in forest, savanna, and cropland soils of a seasonally dry tropical region. *India Biol. Fert. Soils* 22:76-82.
- Six, J., P. Callewaert, S. Lenders, S. De Grize, S.J. Morris, E.G. Gregorich, E.A. Paul y K. Paustian. 2002. Measuring and understanding Carbon Storage in Afforested Soils by Physical Fractionation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66:1981-1987.
- Six, J., R.T. Conant, E.A. Paul y K. Paustian. 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soil. *Plant Soil* 241:155–176.

- Six, J., E.T. Elliott y K. Paustian. 2000. Soil structure and soil organic matter: II. A normalized stability index and the effect of mineralogy. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64:1042-1049.
- Smith, J.M.B.J.L. y V.L.B.H. Bolton. 2003. Priming effect and C storage in semi-arid no-till spring crop rotations. *Can. Jour. Soil Sci.* 237-244.
- Soane, B. D. 1990. The role of organic matter in soil compactability: a review of some practical aspects. *Soil Till. Res.* 16:179-201.
- Sollins, P., P. Homann y B.A. Caldwell. 1996. Stabilization and destabilization of soil organic matter: Mechanisms and control. *Geoderma* 74:65-105.
- Soon, Y. y S. Abboud. 1991. Comparison of some methods for soil organic carbon determination. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 22:943-954.
- SQI-Soil Quality Institute. 1996. *Indicators for Soil Quality Evaluation*. USDA Natural Resources Conservation Service. Prepared by the National Soil Survey Center in cooperation with The Soil Quality Institute, NRCS, USDA, and the National Soil Tilth Laboratory, Agricultural Research Service. USA. *Ecosistemas* 13(2). Mayo 2004.
- Taboada, M.A. y F.G. Micucci. 2004. Fertilidad física de los suelos. Editorial Facultad de Agronomía de la UBA. Primera reimpresión. 80 pag.
- Treseder, K.K., M.S. Torn y C.A. Masiello. 2006. An ecosystem scale radiocarbon tracer to tests use of litter carbon by ectomycorrhizal fungi. *Soil Biol. Biochem.* 38:1077-1082.
- Trumbore, S. 2000. Age of soil organic matter and soil respiration: radiocarbono constraints on belowground C dynamics. *Ecological Applications* 10:399-411.
- Van Bremen, N. y T. C. J. Feijtel. 1990. Soil procesess and properties involved in the production of greenhouse gases, with special relevante tos oil taxonomic systems. p. 195-220. En: A. F. Bouwman (ed.) *Soils and the greenhouse effect*. John Wiley & Sons, chichester, UK.
- Von Lützow, M, I. Kögel-Knabner, K. Ekschmitt, E. Matzner, G. Guggenberger, B. Marschner y H. Flessa. 2006. Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions. A review. *Eur. J. Soil Sci.* 57(4):426-445.
- Van Miegroet, H., J.L. Boettinger, M.A. Baker, J. Nielsen, D. Evans y A. Stum. 2005. Soil carbon distribution and quality in a montane rangeland-forest mosaic in northern Utah. *For. Ecol. Manage.* 220:284-299.

- Wang, F., Z. Li, H. Xia, B. Zou, N. Li y W. Zhu. 2010. Effects of nitrogen-fixing and non-nitrogen-fixing tree species on soil properties and nitrogen transformation during forest restoration in southern China. *Soil Sci. & Plant Nutrition* 56:297-306.
- Wang X. y Z. Gong. 1998. Assessment and analysis of soil quality changes after eleven years of reclamation in subtropical China. *Geoderma* 81:339-355.
- Wischmeier, W.H. y D.D. Smith. 1978. Predicting rainfall erosion losses. A guide to conservation planning. USDA, Supersedes Agriculture Handbook 282, USA, 58 pp.
- Young, A. 1989. Agroforestry for soil conservation. CAB Internacional, Londres. 276 p.
- Zalba, P. y N. Peinemann. 1987. Efecto de algunas especies forestales sobre ciertas propiedades fisicoquímicas del suelo. *Ciencia del Suelo* 5:72-76.
- Zinn, Y.L., D.V.S. Resck y J.E. Da Silva. 2002. Soil Organic Carbon as affected by afforestation with Eucalyptus and Pinus in *Cerrado* region of Brazil. *For. Ecol. Manage.* 166:285-294.