

**Contenidos de materia orgánica y condición física de un Kandiuult de Misiones
bajo diferentes sistemas de preparación del terreno forestal y bosque nativo**

*Tesis presentada para optar al título de Magister de la Universidad de Buenos Aires,
Área Ciencia del Suelo*

Alejandra Von Wallis

Ingeniera Forestal – Universidad Nacional de Misiones - 2004

Lugar de trabajo: INTA – EEA Montecarlo



Escuela para Graduados Ing. Agr. Alberto Soriano
Facultad de Agronomía – Universidad de Buenos Aires

COMITÉ CONSEJERO

Director de tesis

Miguel Ángel Taboada

Ingeniero Agrónomo (Universidad de Buenos Aires)

Docteur en Eco- et Agrosystèmes (Institut Nationale Polytechnique deToulouse, Francia)

Consejero de Estudios

Silvia del Carmen Imhoff

Ingeniera Agrónoma (Universidad Nacional del Litoral)

Doctora en Agronomía, mención: Suelos y Nutricion de Plantas (Universidad de San Pablo)

JURADO DE TESIS

Miguel Ángel Taboada

Ingeniero Agrónomo (Universidad de Buenos Aires)

Docteur en Eco- et Agrosystèmes (Institut Nationale Polytechnique deToulouse, Francia)

JURADO

Celio Ignacio Chagas

Ingeniero Agrónomo (Universidad de Buenos Aires)

Doctor de la Universidad de Buenos Aires. Area Toxicología (Universidad de Buenos Aires)

JURADO

Humberto Carlos Dalurzo

Ingeniero Agrónomo (Universidad Nacional del Nordeste)

Doctor de Suelos, Agua y Medioambiente (Universidad de Lleida, España)

Fecha de defensa de la tesis: 28 de AGOSTO de 2013

DEDICATORIA

A mi hijo Nicolás y a Víctor, mi compañero de vida

AGRADECIMIENTOS

A mi Director Miguel Ángel Taboada por toda la ayuda brindada a pesar de las distancias.

A Otto Knebel por llevarme y ayudarme en los trabajos de campo.

A mis compañeros de trabajo del INTA EEA Montecarlo, Norberto Pahr, Rodolfo Martiarena y Roberto Fernández por los consejos y sugerencias.

A la Empresa PINDO SA y al Ing. Hugo Reis por permitirme realizar la tesis en el ensayo instalado en propiedad de la empresa y disponer de personal de ayuda en el campo.

A Juan Keller (QEPD), Delia Sosa, Roberto Groselj y Gabriel Sackser.

Al INTA por la financiación de la Tesis.

ÍNDICE GENERAL

CAPITULO 1

INTRODUCCION GENERAL	1
1.1. INTRODUCCION.....	1
1.1.1. Sistemas de manejo aplicados	4
1.1.2. Efectos del manejo forestal sobre las propiedades edáficas	6
1.2. OBJETIVOS E HIPÓTESIS PRINCIPALES	9
1.2.1. Objetivos generales	9
1.2.2. Hipótesis de trabajo	9

CAPITULO 2

MATERIALES Y METODOS	10
2.1. Localización del área de Estudio	10
2.2. Caracterización climática y edáfica del sitio.....	11
2.3. Muestreo y Determinaciones.....	11
2.3.1. MO.....	11
2.3.2. Estabilidad Estructural	12
2.3.3. Tasa de Infiltración	12
2.3.4. Humedad de Retención en Capacidad de Campo (CC)	13
2.3.5. Densidad Aparente.....	13
2.3.6. Test de Compactabilidad del Suelo.....	13
2.3.7. Porosidad de aireación	14
2.3.8. Correlación entre variables.....	14

CAPITULO 3

IMPACTO DE DIFERENTES ALTERNATIVAS DE MANEJO SOBRE LA MATERIA ORGANICA Y LAS PROPIEDADES FISICAS DEL SUELO	15
3.1. INTRODUCCION.....	15
3.2. MATERIALES Y METODOS	18
3.2.2. Análisis estadístico	22
3.3. RESULTADOS	22
3.3.1. MO.....	22
3.3.2. Estabilidad estructural.....	24
3.3.4. Humedad Retenida en Capacidad de Campo (CC).....	28
3.3.5. Densidad Aparente.....	29

3.3.6. Test de compactabilidad del suelo	29
3.3.7. Porosidad de aireación	31
3.3.8. Correlación entre variables: Análisis de Sendero	31
3.4. DISCUSION	32
3.5. SUMARIO Y CONCLUSIONES	39
CAPITULO 4	
CAMBIOS EN LAS PROPIEDADES FISICAS DEL SUELO CAUSADOS POR LA ACTIVIDAD FORESTAL RESPECTO DEL BOSQUE NATIVO	41
4.1. INTRODUCCION.....	41
4.2. MATERIALES Y METODOS	42
4.2.1. Caracterización del área	42
4.2.2. Metodología	42
4.2.3. Análisis Estadístico.....	43
4.3. RESULTADOS Y DISCUSION	43
4.3.1. Materia orgánica.....	43
4.3.2. Propiedades físicas	46
4.3.3. Análisis de sendero	49
4.4. SUMARIO Y CONCLUSIONES	50
CAPITULO 5	
DISCUSIÓN GENERAL Y CONCLUSIONES	51
5.1. SITUACION MOTIVADORA	51
5.2. PRINCIPALES HALLAZGOS.....	52
5.3. CONSIDERACIONES FINALES: ¿QUE OPCIÓN TOMAMOS?.....	57
5.4. CUESTIONES PENDIENTES	58
CAPITULO 6	
BIBLIOGRAFÍA	59

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 3.1	Textura del suelo del ensayo para cada uno de los espesores analizados.	21
Tabla 3.2	Características químicas del suelo del ensayo previas a la instalación del mismo.	21
Tabla 3.3	Stock de C ($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) hasta los 30 cm de profundidad para cada uno de los espesores de suelo evaluados en cada tratamiento propuesto.	23
Tabla 3.4	Valores de Relación de Estratificación de la Materia Orgánica del suelo obtenidos para los distintos tratamientos del ensayo de preparación de terreno para Pinus en el Norte de Misiones.	24
Tabla 3.5	Diámetro Medio Ponderado en Seco y Húmedo de los agregados, Cambio en el diámetro medio ponderado de los agregados e Índice de estabilidad estructural para los distintos tratamientos del ensayo.	27
Tabla 3.6	Valores de tasa de infiltración ($\text{cm}\cdot\text{h}^{-1}$) para cada uno de los tratamientos del ensayo evaluado.	28
Tabla 3.7	Valores de CC para los tratamientos del ensayo.	28
Tabla 3.8	Valores de densidad aparente ($\text{Mg}\cdot\text{m}^{-3}$) promedio registrados en los distintos sistemas de preparación de terreno forestal al cuarto año de aplicados los tratamientos a las profundidades de estudio analizadas.	29
Tabla 3.9	Valores de compactación relativa (CR) para el espesor de 0-10 cm para cada uno de los tratamientos al cuarto año de aplicados en una plantación de Pino híbrido.	31
Tabla 3.10	Valores de porosidad de aireación para los tratamientos evaluados en el ensayo de preparación de terreno forestal.	31
Tabla 3.11	Valores de r total y de p de las variables analizadas respecto del valor de MO del suelo del ensayo evaluado.	32
Tabla 4.1	Porcentajes de MOT del suelo del Bosque Nativo cuasi Prístino de la zona respecto de los valores hallados en el ensayo.	44
Tabla 4.2	Valores de r total y de p para el análisis de senderos realizado con las variables evaluadas en el ensayo y el suelo de referencia.	49

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1	Localización del sitio de estudio.	10
Figura 3.1	Diseño del ensayo y tratamientos aplicados.	19
Figura 3.2	Imágenes del ensayo correspondientes, la primera inmediatamente posterior a la instalación del mismo y la segunda al momento del muestreo.	20
Figura 3.3	Contenido de materia orgánica total en los tratamientos del ensayo de preparación de terreno para Pino híbrido y el bosque nativo de la zona.	22
Figura 3.4	MOT en los tres espesores de suelo analizados. Comparación entre quema y no quema en los tratamientos de subsolado y rastra.	23
Figura 3.5	Stock de CO total ($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) de los primeros 30cm de suelo para los distintos tratamientos del ensayo	24
Figura 3.6	DMPs de los agregados del suelo para los distintos tratamientos evaluados en un ensayo de preparación de terreno forestal en un Kandiudult.	25
Figura 3.7	Porcentajes de agregados promedios retenidos por cada tamiz en el tamizado en seco en cada tratamiento del ensayo.	26
Figura 3.8	Porcentajes de agregados promedios retenidos por cada tamiz en el tamizado en húmedo para cada tratamiento del ensayo.	27
Figura 3.9	Valores críticos de Dmax y humedad alcanzados en los tratamientos evaluados.	30
Figura 4.1	Contenido de Materia Orgánica (%) en los espesores de suelo evaluados para el bosque nativo de la zona.	43
Figura 4.2	Valores de stock de C para el manejo tradicional de la zona, el conservacionista propuesto y el existente en el bosque nativo en los primeros 30cm del suelo.	45
Figura 4.3	Valores de tasa de infiltración presentados para el ensayo analizado respecto del BNcP de la zona.	47
Figura 4.4	Comparación de la densidad aparente del suelo del bosque nativo respecto del suelo del ensayo para las tres profundidades analizadas.	48
Figura 4.5	Valores críticos de Dmax y humedad alcanzados por el suelo del	49

	bosque nativo de la zona	
Figura 5.1	Comportamiento de la materia orgánica y la humedad retenida en capacidad de campo en los tratamientos de preparación de terreno forestal y el bosque nativo.	53
Figura 5.2	Comportamiento de la densidad aparente y la tasa de infiltración en los tratamientos de preparación de terreno forestal en el ensayo evaluado y en el bosque nativo de la zona.	53
Figura 5.3	Cambios producidos en el suelo del ensayo para las variables analizadas respecto del bosque nativo.	55
Figura 5.4	Esquema de situación del uso de los suelos forestales de Misiones y posibles alternativas de prácticas mejoradoras	57

DECLARACIÓN

“Declaro que el material incluido en esta tesis es, a mi mejor saber y entender, original, producto de mi propio trabajo (salvo en la medida en que se identifique explícitamente las contribuciones de otros), y que este material no lo he presentado, en forma parcial o total, como una tesis en ésta u otra institución.”

ABREVIATURAS

Abreviatura	Significado	Unidades
SIFIP	Sistema de Información Foresto – Industrial provincial	
Cres	Conservación residuos	
Sub	Subsolado	
Qsub	Quema en escollera con subsolado	
Rast	Rastra	
Qrast	Quema en escollera con rastra	
Reg Nat	Conservación de residuos sin plantación	
BNcP	Bosque nativo cuasi prístino	
δ_{ap}	Densidad aparente	Mg.m ⁻³
Dmax	Densidad máxima del Test Proctor	Mg.m ⁻³
θ crítica	Humedad crítica del Test Proctor	g.g ⁻¹
SC	Susceptibilidad a la compactación	
CR	Compactación Relativa	%
MO	Materia Orgánica	
MOT	Materia Orgánica Total	
CO	Carbono Orgánico	g.kg ⁻¹
EE	Estabilidad Estructural	
CDMP	Cambio en el Diámetro medio Ponderado	mm
DMPs	Diámetro Medio Ponderado en seco	mm
DMP _h	Diámetro medio Ponderado en húmedo	mm
IEE	Índice de Estabilidad Estructural	
RE _{MOS}	Relación de estratificación de la materia orgánica del suelo	
PA	Porosidad de Aireación	%
CC	Humedad en Capacidad de Campo	%
r total	Coefficiente de correlación entre variables	

CONTENIDOS DE MATERIA ORGÁNICA Y CONDICIÓN FÍSICA DE UN KANDIUDULT DE MISIONES BAJO DIFERENTES SISTEMAS DE PREPARACIÓN DEL TERRENO FORESTAL Y BOSQUE NATIVO

RESUMEN

Las propiedades físicas de los suelos de ambientes subtropicales húmedos fueron tradicionalmente menos estudiadas que los de zonas templadas. Una característica de los primeros es su menor resiliencia frente a un disturbio. Un aspecto poco explorado es qué sucede con los suelos cuando la selva nativa es reemplazada por una plantación forestal o un ciclo forestal por otro. La forestación es una de las principales actividades económicas de la provincia de Misiones, y la preparación de terreno uno de los momentos de mayor impacto al suelo. En esta tesis se evaluaron sobre un suelo Kandiuult tratamientos que incluyeron a) conservación de residuos (CRes), b) subsolado (Sub) c) con quema de residuos en escollera (Qsub), d) uso de rastra (Rast) e) con quema de residuos en escollera (Qrast), y f) conservación de residuos sin plantación (Reg Nat). Todos estos contrastados con el bosque nativo (BNcP). Se halló que al cuarto año de la plantación, el contenido de materia orgánica (MO) fue significativamente mayor donde se conservaron los residuos, con mayor stock de C ($55 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$). Sin embargo este aumento de MO no logró equiparar al suelo bajo BNcP. El contenido hídrico retenido en capacidad de campo varió en similar dirección que la MO. La densidad aparente fue una las propiedades físicas más sensibles a los tratamientos, con valores significativamente más bajos hasta 30 cm de profundidad en suelo bajo Sub ($1,36 \text{ Mg}\cdot\text{m}^{-3}$). El tratamiento bajo Rast presentó los mayores valores de densidad aparente ($1,50 \text{ Mg}\cdot\text{m}^{-3}$). Los tratamientos afectados por quema tuvieron valores de densidad aparente más bajos que otros tratamientos ($1,42 \text{ Mg}\cdot\text{m}^{-3}$). De cualquier manera, puede afirmarse que el manejo forestal causó la densificación de la superficie del suelo, comparando con los menores valores de densidad del suelo bajo BNcP ($1,17 \text{ Mg}\cdot\text{m}^{-3}$). Los valores de compactación relativa calculados en base a la densidad máxima en ensayos Proctor fueron cercanos al 90%, lo cual indica la alta compactación de los suelos. La inestabilidad estructural del suelo, medida por el cambio de diámetro medio ponderado de agregados (CDMP), no se vio afectada por el reemplazo de la selva por la plantación forestal, ni por el método de preparación del terreno. La tasa de infiltración no mostró diferencias entre tratamientos, pero sí reducciones importantes respecto del bosque nativo ($1638 \text{ cm}\cdot\text{h}^{-1}$). Como conclusión, y dada la falta de impactos físicos severos sobre los suelos bajo plantación forestal, puede recomendarse la conservación de los residuos sobre la superficie como método de preparación, pues es el único que permite realizar secuestro efectivo de CO en los suelos.

Palabras Clave: plantaciones forestales, preparación de terreno, manejo de residuos forestales, materia orgánica, propiedades físicas, indicadores calidad suelo, Kandiuult.

ORGANIC MATTER CONTENTS AND PHYSICAL CONDITIONS OF A KANDIUDULT OF MISIONES UNDER DIFERENT FOREST SITE PREPARATION SYSTEMS AND NATIVE FOREST

ABSTRACT

Soil physical properties of forest soils in subtropical areas received considerably less attention than agricultural soils in temperate areas. A characteristic of subtropical soils is their lower resilience after a previous disturbance. Particularly, there is a few studies about the evolution of native forest soils after they are replaced either by forest plantations or a new forest cycle. The forestry is one of the more important economic activities for the province of Misiones, being site preparation a major disturbance upon soil properties. In this MSc thesis aims evaluating in a Kandiuult soil treatments that include: a) slash conservation (CRes); b) subsoiling (Sub); c) with burning of slash piles (Qsub); d) disc harrowing (Rast); e) with burning of slash piles (Qrast); and f) slash conservation without new planting (Reg Nat). All these treatments were compared to nearby native forest sites. Results at the fourth year of plantation showed soil organic matter (OM) content is significantly higher where slash was conserved, whit more C stock(55 Mg.ha⁻¹). However, the OM increase was lower than the soil under BNcP. Soil water retention at field capacity varied in the same way. Soil bulk density was one of the most sensitive physical properties, with values significantly lower in the first 30 cm in the Sub treatment (1,36 Mg.m⁻³). The highest bulk density (1,50 Mg.m⁻³) was observed under Rast treatment. Treatments affected by slash burning had lowest bulk density values than other treatments (1,42 Mg.m⁻³). Thus, can be said that forest management caused densification of soil surface, when compared with the low bulk density in the BNcP (1,17 Mg.m⁻³). The relative compaction values - calculated in basis at maximum density by Proctor tests were very high close to 90%, which indicates high soil compaction. The soil structural instability, measured by the change in mean weight diameter of aggregates (CMWD) was not affected by the replacement of native forest by a new forest plantation, or by the site preparation methods. Soil infiltration rate did not differ among treatments, although was greatly decreased when related to the native forest (1638 cm.h⁻¹). As conclusion because of the lack of severe soil physical impacts caused by site preparation methods, slash conservation over soil surface is a valuable preparation method, because it allow the carbon sequestration into the soils.

Key Words: forest plantations, site preparation, forest slash management, organic matter, physical properties, soil quality indicators, Kandiuult.

CAPITULO 1

INTRODUCCION GENERAL

1.1. INTRODUCCION

Uno de los principales temas pendientes de la ciencia del suelo hoy en día es el estudio de las propiedades de los suelos de ambientes tropicales y subtropicales, los cuales han tenido tradicionalmente menor atención que los de áreas templadas (Hartemink, 2002; Sánchez, 2002). A diferencia de los ambientes templados, en los trópicos existen elevadas temperaturas y lluvias, lo cual torna a sus suelos muy susceptibles a la degradación dada la pluviosidad intensa, acompañada de un rápido descenso en el contenido de materia orgánica de los suelos, y con menores posibilidades de recuperación o resiliencia a partir de un disturbio (Sánchez, 1981; Feller y Beare, 1997; Hartemink, 2002). En las zonas tropicales húmedas, hay una tendencia a la lixiviación y disolución de la sílice y, a la acumulación de óxidos de hierro y aluminio, siendo consecuentemente los suelos de color rojo, denominados “lateríticos” (Hillel 2003).

No obstante la escasez generalizada de información sobre los suelos tropicales, existe proporcionalmente mayor documentación acerca de los efectos de la deforestación sobre las propiedades de los mismos. Este es el principal disturbio que ha actuado y actúa sobre los suelos de las regiones tropicales húmedas de Latinoamérica, Sudeste de Asia, y África Central. La deforestación consiste en la eliminación y/o reemplazo de la selva nativa para destinar la tierra a un uso combinado, que incluye la extracción de madera comercial, el cultivo permanente, la ganadería y la extensión de la infraestructura de transporte terrestre (Nelson, 2005; Vosti *et al.* 2003). Estos cambios se han intensificado durante el siglo pasado, y la consecuencia más visible fue la pérdida de fertilidad o de capacidad de uso de los suelos (Hartemink 2002). Las operaciones de extracción en el bosque nativo inevitablemente impactan sobre el suelo y la biodiversidad en general, incrementándose los impactos sobre el suelo con la intensidad de intervención del bosque, afectando hasta el 40 % aproximadamente del área total (Sabogal y Nasi 2005).

En general, se cuenta con poca información sobre los efectos edáficos del reemplazo de la selva nativa por plantaciones comerciales, o el reemplazo de un ciclo de forestación por otro, los cuales poseen usualmente mayor tasa de crecimiento anual que el bosque nativo y menor turno de corta que este. Una de las conclusiones del XIII Congreso Forestal Mundial realizado en Argentina en el año 2009, dejó plasmado en la Declaración de Buenos Aires que, *“con el aumento de la población mundial y de la demanda de recursos naturales, los bosques plantados se convertirán en una parte del paisaje cada vez más importante junto con las ciudades, los pueblos, las tierras agrícolas y los bosques naturales. Estos bosques plantados proporcionan la oportunidad de producir más bienes y servicios en una superficie menor a la vez que contribuyen eficazmente a la mitigación del cambio climático, a la restauración de las tierras degradadas y a otros beneficios ambientales. Será necesario que el desarrollo y manejo de tales bosques sea realizado dentro de un marco de sostenibilidad que tenga en cuenta los riesgos potenciales, como la presión sobre otros usos de la tierra, los efectos sobre el agua y la biodiversidad, junto con los beneficios esperados.”*

En las áreas tropicales y subtropicales, dada la fragilidad de estos ambientes, deterioros físicos como la erosión y la compactación son las consecuencias nocivas más notables de los sistemas de manejo sobre el suelo. Sánchez (1981) encontró que en muchos Ultisoles ubicados en climas tropicales y subtropicales húmedos, con pendientes elevadas, el mal manejo de los suelos altera sus propiedades físicas e incrementa la susceptibilidad a la erosión. Dichos procesos surgen de daños causados a la estructura, como la densificación, la pérdida de macroporosidad y de agregación estable, que inciden directamente disminuyendo la tasa de infiltración y aumentando el escurrimiento superficial (de Castro, 1995; Chapell *et al.*, 1999; Or y Ghezzehei, 2002; Bronick y Lal, 2005). Este declinamiento en la calidad física del suelo puede afectar consecuentemente sus condiciones químicas y biológicas (Dexter, 2004b; Agele *et al.*, 2005). Desafortunadamente, los aspectos mencionados son considerados muchas veces aisladamente, sin una adecuada cuantificación del estado físico del suelo o de los procesos físicos que ocurren en el mismo, y que deben formar parte del concepto total de calidad de suelo (Dexter 2004a). La evaluación de la dinámica de las propiedades físicas del suelo, tales como la densidad aparente, la porosidad, la conductividad hidráulica y la permeabilidad de aire, entre otros, proveen importante información sobre la calidad física del mismo (Cavaliere *et al.* 2009).

La forestación es una de las principales actividades productivas de la provincia de Misiones, donde cada rotación forestal dura entre 20 y 30 años dependiendo de la especie, y que, con el mejoramiento genético alcanzado en los últimos años se logra reducir aún más. Las condiciones climáticas de la provincia permiten mayores y mejores crecimientos de las especies implantadas, principalmente las del género *Pinus* que en otras partes del mundo, incluyendo las zonas de origen en muchos casos, presentando en la actualidad la mencionada especie turnos de corta de entre 18 y 20 años dependiendo de la finalidad de la plantación. La actividad forestal está instalada en su gran mayoría sobre los suelos rojos de la provincia (Kandiudultes y Kandiudalfes) (Ligier *et al.* 1990). Estos suelos son muy susceptibles de degradación una vez despojados de su cobertura originaria, la selva paranaense, y en pocos años pierden su fertilidad natural si no son correctamente manejados y protegidos de la acción de las intensas lluvias. Sin embargo, de acuerdo con Grigal (2000) hay evidencias históricas que demuestran que los ecosistemas forestales son dinámicos y poseen elevada resiliencia.

Dadas las características geomorfológicas de la provincia y su clima de régimen tipo isohigro, alrededor de un 20% de las tierras de mejor aptitud para el cultivo en esta provincia se hallan afectadas por erosión hídrica, como consecuencia del desbosque y un manejo posterior inadecuado (Morrás 2000). La erosión del suelo, la remoción de nutrientes, la compactación y los cambios en contenido de materia orgánica y de agua son identificados como los procesos más importantes que envuelven los impactos de manejo (Worrell y Hampson 1997). La magnitud de los efectos posteriores al desbosque en Alfisoles y Ultisoles es un problema de manejo muy importante, y en parte se debe a que no se tuvieron en cuenta –o no se cumplieron- medidas de control de la erosión y protección, a pesar de la sobrada existencia de legislación provincial que refiere al tema.

En la provincia de Misiones, las primeras plantaciones forestales se realizaron en la década de 1940 con la especie conífera nativa de la provincia, el pino Paraná (*Araucaria angustifolia* Bert. O. Ktze.), en tanto que las primeras plantaciones con especies exóticas (*Pinus elliottii* y *P. taeda*) fueron en las décadas de 1950 y 1960. Debido a la

gran demanda de tierras, se desboscaron para tal fin grandes superficies de bosque nativo, siendo en los inicios muy altas las densidades de plantación (más de 2000 plantas por hectárea) y careciendo las mismas de manejos silvícolas, como podas y raleos. Actualmente la superficie forestada de la provincia alcanza las 365.000 ha, (SIFIP 2010) abarcando el 12% aproximadamente de ésta.

Los estudios que analizan las propiedades físicas del suelo en el plano agrícola están avanzados en el país, pero en lo que respecta a la actividad forestal, los trabajos son aún incipientes. Por definición, los suelos forestales son aquellos que soportan una cobertura boscosa y difieren de los agrícolas por el hecho de presentar una capa orgánica o mantillo forestal (Fisher y Binkley 2000). Estos suelos fueron históricamente menos estudiados que los agrícolas por estar ubicados en “zonas marginales”. En la actividad forestal, donde los ciclos de cultivo son largos en función del clima y la especie, recién en las últimas décadas se comenzó a tener en cuenta la condición del suelo, implementándose en algunos países más avanzados en el tema, manuales de buenas prácticas de manejo que incluyen la conservación del suelo.

El cultivo del suelo comprende un conjunto de operaciones, las que si son realizadas racionalmente, pueden mantener o elevar los índices de productividad forestal, debiéndose tener en cuenta que el efecto de la preparación no depende sólo de los implementos de labranza utilizados, sino también de la forma e intensidad de uso. Se concibe que ningún implemento de labranza promueve mejoras a la estructura del suelo, y que esto sólo se consigue por medio de la actividad de microorganismos y del sistema radical de las plantas (Gonçalves y Miranda Mello 2000). En la actividad forestal se presentan dos grandes etapas de impacto al suelo: una es durante la cosecha forestal; la otra en la preparación del terreno para una siguiente plantación. Durante este período el suelo es expuesto a procesos de degradación como la erosión, la pérdida de calidad y cantidad de materia orgánica, volatilización y lixiviación de nutrientes (Nambiar 1999), compactación, mezcla o inversión de horizontes y mayores tasas de mineralización (Lupi y Fernández 2002).

La plantación forestal generalmente envuelve un sistema integrado de prácticas culturales que tienen profundas incidencias en ciertas propiedades del suelo, particularmente en el mantillo forestal. Estas incluyen la deposición de los residuos, la preparación del sitio, la plantación y el posterior mantenimiento (Fisher y Binkley 2000). Cuando se utilizan maquinarias pesadas, suelen provocarse disturbios que generalmente se evidencian recién en el largo plazo sobre las propiedades del suelo y en la productividad del sitio. Los estudios se deben realizar por varios períodos de tiempo, para obtener una respuesta definitiva. La condición física del suelo no suele ser tenida en cuenta al momento de realizar una intervención en el sitio forestal. En el suelo, la intensidad de tránsito de la maquinaria forestal incrementa significativamente la densidad aparente (Fernández *et al.*, 2000; Sánchez *et al.*, 2009), lo cual es función del peso de la maquinaria, la superficie de apoyo, la humedad del suelo y el número de pasadas de la misma (Mac Donagh *et al.*, 2001; Eisenbies *et al.*, 2005; Ares *et al.*, 2005).

Los efectos de las actividades de preparación del suelo sobre las propiedades físicas de los mismos no fueron aún estudiados y analizados en profundidad en la actividad forestal provincial. Por otra parte, como se anticipó, la experiencia mundial tampoco es abundante. El problema es relevante desde el punto de vista de la conservación de los

suelos de la provincia. Aun cuando hasta el momento no se detectaron problemas graves de productividad forestal asociados con problemas de degradación de suelos, estos problemas bien podrían estar enmascarados por el mejoramiento genético llevado a cabo en los últimos años. Este mejoramiento favoreció una mayor productividad. Considerando que la especie que más se cultiva es el pino, la cual es muy plástica y poco exigente en sus requerimientos nutricionales y de suelo (Goya *et al.* 2003). Por ello, no resulta ser un buen indicador de cambios, lo cual representa en sí mismo un riesgo, pues no permite la identificación de posibles problemas por cambios en las propiedades de los suelos y su calidad.

Existe creciente interés actual por hallar indicadores sensibles a los cambios de calidad en los suelos. Muchos atributos físicos han sido utilizados para cuantificar las alteraciones provocadas por los diferentes sistemas de manejo, y también como indicadores de calidad del mismo (Eisenbies *et al.* 2005; das Neves *et al.* 2007). Según Cavalieri *et al.* (2009) la evaluación de las propiedades físicas dinámicas del suelo, provee importante información sobre su calidad física. Una propiedad particularmente sensible al manejo es la tasa de infiltración, la cual depende de la existencia de poros estructurales estables y bien orientados en la superficie de los suelos. La disminución de la tasa de infiltración puede resultar de un deterioro gradual de la estructura por la formación de costras superficiales (Hillel 2003). La tasa de infiltración es baja en suelos de textura fina, o donde el espacio poroso ha sido reducido, bien sea por compactación o por destrucción de sus agregados (Montenegro y Malagón 1990).

La labranza del suelo con los implementos tradicionales (arados, rastras) es una práctica que ha sido hallada causante de erosión, alteración de la estructura, compactación y pérdida de humedad del suelo entre otros, en particular cuando es utilizada en exceso. Entre las actividades de preparación del suelo para la plantación forestal, las más utilizadas tradicionalmente en Misiones son la quema de los residuos ya sea dispersos o en escolleras, el pasaje de rastras y en menor medida el subsolado. Como práctica conservacionista surgió el mantenimiento de los residuos en superficie sin roturación del suelo. La labranza cero o no labranza del suelo es percibida como una tecnología eficiente para la conservación de los suelos bajo manejo agrícola (Triplett y Dick 2008). En la actividad forestal existe aún escasa experiencia acerca de un presumible impacto positivo de la labranza cero o plantación directa. En estos sistemas, la labranza cero se traduce en dejar dispersos en el terreno los restos de la cosecha, utilizando distintas estrategias de manejo de estos residuos (Gonçalves *et al.* 2002). De alguna manera, este sistema de manejo toma cierta similitud con la cero labranza de la agricultura, pudiendo contribuir a una mejor conservación de los suelos forestales, y en la región está siendo utilizado cada vez más, principalmente por conveniencia económica, ya que se evitan las tareas de juntar los residuos de cosecha y la preparación del terreno para la posterior plantación.

1.1.1. Sistemas de manejo aplicados

1.1.1.1. Quema

Dada la gran cantidad de residuos que se generan luego de una cosecha forestal, (ramas y follaje entre otros), una de las opciones cuando se realiza la preparación del terreno para una nueva plantación es la quema de residuos. La quema genera una inmediata disponibilidad de nutrientes por mineralización, lo que favorece un mayor

crecimiento inicial de las plantas; ello puede tener efectos indeseables sobre la productividad del sitio a mediano y largo plazo, debido al empobrecimiento del capital de nutrientes del sistema a causa de las pérdidas por volatilización, lixiviación y erosión entre otros (Gonçalves *et al.*, 2002; Bosco Imbert *et al.* 2004).

La quema fue identificada como una de las prácticas de degradación del suelo que resulta en la destrucción de la estructura del mismo (Are *et al.* 2009). La quema más habitual en el sector forestal de Misiones es la que se realiza en escolleras, esto implica altas temperaturas e intensidades de fuego que afectan a determinada superficie de terreno. Propiedades del suelo como la estructura, porosidad, infiltración, régimen térmico y almacenamiento de agua son factores claves para su funcionamiento y sustentabilidad y pueden ser profundamente afectadas por el fuego (Neary *et al.* 1999). De acuerdo con estos autores, los daños a la estructura del suelo pueden persistir desde un año hasta décadas, dependiendo de la severidad del fuego y de las condiciones posteriores del sitio.

La pérdida de la materia orgánica (MO) es uno de los efectos más importantes del fuego en el suelo, acelerando los procesos normales de mineralización. Si el fuego elimina el mantillo forestal y deja al descubierto el suelo mineral y lo expone al impacto de las gotas de lluvia, puede llevar a una pérdida de estructura de las capas superficiales, reduciendo así la tasa de infiltración e incrementando la escorrentía (Kimmins 1997). La reducción de la infiltración se puede producir por taponamiento de los macroporos con cenizas o por formación de capas repelentes al agua (hidrofobicidad). La quema puede causar un aumento en la densidad del suelo, en función de la reducción de los tenores de materia orgánica, debido al colapso de los agregados órgano minerales (Giovannini *et al.* 1988 citado por Certini 2005).

1.1.1.2. Rastra

La aplicación de rastra de discos genera remoción del suelo e inversión de los horizontes superficiales del mismo, provocando un aumento de la infiltración y disminución de la densidad aparente. Dicha aplicación altera la estructura de los horizontes superficiales, produciendo la rotura de los agregados. Según Ohep *et al.* (1998), este método de preparación de suelos causa un efecto negativo sobre sus condiciones físicas, ya que produce compactación, pérdida de estructura, incrementa la resistencia a la penetración radical, dificultando así la permeabilidad al agua, aire y flujo de calor, además de aumentar los problemas de erosión hídrica al permitir incrementos en el escurrimiento del agua, con la consecuente pérdida de materiales y baja capacidad de almacenamiento de humedad.

1.1.1.3. Subsolado

El subsolado reduce la densidad y aumenta la porosidad de los horizontes del subsuelo, rompiendo, entre otros, suelos compactados y arcillosos, facilitando el desarrollo radical, la capacidad de retención de agua y la velocidad de infiltración (Ibáñez y Nuñez 2004). Para Gonçalves *et al.* (2002), en suelos friables, el subsolado no forma terrones firmes, en tanto que en suelos compactados, el subsolado causa la formación de terrones con diferentes tamaños, más grandes cuanto más seco está el suelo, generando bolsones de aire que imposibilitan el adecuado contacto suelo – raíz aumentando el estrés hídrico y nutricional.

1.1.1.4. Conservación de Residuos o Plantación Directa

Los residuos de cosecha sirven como barrera física para el libre escurrimiento superficial del agua, disminuyendo su velocidad o capacidad erosiva (Volk *et al.* 2004). Entre las ventajas que presenta la conservación de los residuos, se destaca el mantenimiento o mejora de las características físicas del suelo. Ello es así porque los residuos funcionan como una capa aislante entre la atmósfera y el suelo, con importantes efectos sobre sus características físicas y protección contra la erosión (Lal, 1997; Machado y Silva, 2001). La conservación de residuos incrementa la porosidad total, la agregación y el contenido de humedad en capacidad de campo (Mulumba y Lal, 2008), a la vez que disminuye la amplitud térmica sobre el suelo (Volk *et al.* 2004). Como desventajas, puede haber mayor heterogeneidad y menor crecimiento inicial de las plantaciones, mayor dificultad en el mantenimiento y el manejo (Gonçalves *et al.* 2002), como así también un aumento en el uso de herbicidas. El mantenimiento de los residuos forestales, debido a su tamaño y cantidad, hacen casi imposible la remoción de suelo. La no remoción puede generar en los primeros tiempos un aumento de la densidad aparente, la cual disminuye con el paso del tiempo en el que el suelo logra un equilibrio al no ser laboreado.

Las rotaciones, cultivos y sistemas de labranza inciden sobre las propiedades tanto físicas como químicas y biológicas del suelo, alterándolas. Entre las propiedades físicas que más fácilmente son alteradas, se encuentran la densidad aparente, la estructura, la infiltración y la MO que incide directamente sobre ellas.

1.1.2. Efectos del manejo forestal sobre las propiedades edáficas

1.1.2.1. MO

El carbono orgánico se encuentra en el suelo como materia orgánica y juega un rol importante en el mantenimiento de la condición física del suelo (Chan *et al.*, 2002; Dexter *et al.*, 2008), ya que tiene un profundo impacto en sus condiciones físicas y químicas (Fisher y Binkley 2000). Los suelos forestales son los únicos en los que el carbono orgánico se encuentra tanto en el suelo mineral, como también sobre la superficie de éste como un horizonte orgánico denominado mantillo. Este mantillo marca la principal diferencia entre los suelos forestales y los agrícolas. La materia orgánica en los suelos forestales es importante para el ciclo de los nutrientes, el ciclo hidrológico, la productividad forestal y el movimiento global del carbono, resultando el mantillo la parte más dinámica de la MO del suelo (Yanai *et al.* 2003).

Muchas formas de preparación de sitio en un manejo forestal intensivo destruyen temporariamente este horizonte orgánico del suelo forestal. La cosecha, las labranzas u otras acciones de preparación del sitio incrementan inicialmente las pérdidas de carbono del suelo (Nouvellon *et al.* 2008).

El rol de la MO es fundamental en la protección del suelo y es, a su vez, indicador de la calidad del mismo al ser muy sensible a los cambios que se puedan producir (Carter 2002). El contenido de MO del suelo disminuye la susceptibilidad a la formación de costras (Lado *et al.* 2004), tiene gran implicancia en la estructura del suelo ya que interviene como agente cementante en la formación de agregados estables (Bronick y Lal, 2005; Craswell y Lefroy, 2001), favorece la infiltración y permite controlar la

lixiviación, erosión y disponibilidad de agua para las plantas (Six *et al.*, 2002; Franzluebbers, 2002a).

1.1.2.2. Estabilidad Estructural

La estabilidad estructural es un factor clave en el funcionamiento del suelo (Dexter 1997), cuya disminución en calidad se asocia frecuentemente con la degradación de la estructura (Bronick y Lal 2005). La formación de agregados estables está influenciada de manera intrínseca por la textura y mineralogía propias del suelo, en tanto que el hombre interviene con el manejo del suelo y la cantidad y calidad de materia orgánica que se aporte (Feller y Beare 1997). Un suelo con alta estabilidad de agregados es importante para promover una mayor fertilidad, incrementar la productividad agronómica, mejorar la porosidad y disminuir la erodabilidad.

La agregación del suelo modera los efectos de la textura y en general reduce la densidad aparente del mismo e incrementa el movimiento del agua y la aireación (Fisher y Binkley 2000). Las labranzas alteran la formación de agregados al interferir en los mecanismos de agregación del suelo; modifican la distribución del tamaño de los agregados al quebrarlos, reducen la estabilidad estructural modificando propiedades mecánicas, físicas y agronómicas del suelo; a la vez que afectan el crecimiento de las plantas por formación de costras superficiales y capas compactadas (Santanatoglia *et al.*, 2000; Eynard *et al.*, 2004).

Dicha propiedad es susceptible a los cambios que se puedan producir con la MO y se ve fácilmente modificada por las propiedades relacionadas a la densidad aparente y la compactación. Cualquier alteración significativa en la estructura del suelo afecta la disponibilidad de agua, la difusión del oxígeno y la resistencia a la penetración. La estructura y su estabilidad gobiernan las relaciones suelo – agua, la aireación, la infiltración y permeabilidad, la penetración de las raíces, la pérdida por lixiviación de los nutrientes y por ende la productividad potencial de los suelos (Lal 1979).

1.1.2.3. Infiltración

La infiltración es el término aplicado al proceso de entrada del agua al suelo, en tanto que la tasa de infiltración es la velocidad con que éste ingresa al suelo. Esta tasa de infiltración depende en general del contenido inicial de agua del suelo, y de características internas como ser el espacio poroso y el contenido de materia orgánica entre otros (Fisher y Binkley 2000). El decrecimiento de la velocidad de infiltración puede resultar de un deterioro a la estructura del suelo o de la formación de costras superficiales (Hillel, 2003; Lado *et al.*, 2004).

Muchos suelos tropicales bajo bosque presentan una alta tasa de absorción de agua (Lal 1979). Sin embargo el uso del suelo puede provocar importantes cambios en sus propiedades, lo cual incluye la pérdida de MO, incremento de la densidad aparente, disminución de la estabilidad de agregados y consecuentemente disminución de la tasa de infiltración (Hamza y Anderson, 2005; Yimer *et al.*, 2008).

La no labranza de los suelos genera mayor cantidad de bioporos que favorecen el rápido transporte de agua y nutrientes a las plantas, además suelos bajo no labranza y que quedan cubiertos con residuos disminuyen la evaporación, manteniendo importantes

niveles de humedad cercanos a la superficie del suelo, creando un ambiente favorable para el desarrollo de las raíces (Triplett *et al.* 2008).

1.1.2.4. Densidad Aparente

La densidad aparente afecta indirectamente el crecimiento de las plantas, ya que su aumento restringe la penetración de las raíces, reduce la aireación y se produce la reducción de la tasa de infiltración como así también dificulta la absorción de nutrientes (Campbell, 1994; Fisher y Binkley, 2000; Passioura, 2002; Tan y Chang, 2007). La densidad aparente se puede ver incrementada por excesivo pisoteo, por uso inapropiado de las maquinarias de cosecha, particularmente en suelos de textura fina (Fisher y Binkley 2000). El aumento del valor inicial de densidad aparente es el primer indicador de compactación. De acuerdo con Reichert *et al.* (2009), la densidad aparente óptima y su límite crítico para las plantas dependen del tipo de suelo, la textura, mineralogía y MO, que actúan sobre la estructura del suelo, el aire y el agua del mismo, a la vez que los cultivos responden de distintas maneras dependiendo de su sistema radicular. Con relación al laboreo del suelo, Ngetich *et al.* (2008) encontraron que el subsolado y la labranza llevan a la disminución de la densidad aparente del suelo. En la agricultura, aplicando no labranza los valores de densidad pueden aumentar, disminuir o permanecer indiferentes de acuerdo al cultivo, al tipo de suelo, y a los manejos al que es sometido, a la vez que puede influir sobre otras propiedades del suelo como la infiltración y la porosidad (Cavaliere *et al.* 2009).

1.1.2.5. Compactación relativa

Para caracterizar el estado de compactación del suelo los parámetros más utilizados son la densidad aparente y la porosidad total (Hakansson y Lipiec 2000). Sin embargo, estos son insatisfactorios desde el punto de vista de la comparación de distintos suelos, ya que la densidad aparente varía fácilmente por características inherentes al suelo como la textura y también con el manejo y los factores ambientales como la lluvia.

Se puede obviar el inconveniente utilizando la compactación relativa, que surge del cociente entre la densidad aparente y un valor máximo de densidad obtenido mediante el test Proctor (Álvarez y Taboada 2006). La máxima densidad aparente puede ser usada como un valor de referencia para evaluar el estado de compactación de los suelos (Hakansson y Lipiec 2000). La densidad aparente máxima y el contenido de humedad a esta densidad son los parámetros más importantes del test (Moro *et al.* 2004).

Una cuestión crucial para conocer la aptitud de los indicadores es poder conocer el estado inicial del suelo, antes de su puesta en uso. En regiones tropicales resulta difícil hallar bosques en condiciones prístinas, pues lo más frecuente es que esos bosques hayan sufrido mermas en su riqueza florística y biomasa por extracción de productos forestales (Vosti *et al.* 2003). Una pregunta que debe ser respondida es, en qué medida la degradación debida a la utilización de productos forestales no es mayor que la causada por el manejo de los residuos en plantaciones comerciales.

Asimismo, el conocer el rango de variación de los indicadores de calidad de suelo en relación con la situación original puede indicar no sólo el nivel de degradación alcanzado, sino también el grado de resiliencia del suelo.

1.2. OBJETIVOS E HIPÓTESIS PRINCIPALES

1.2.1. Objetivos generales

La presente tesis tuvo tres objetivos principales:

a) Evaluar el efecto del cambio de método de preparación del terreno y el manejo de los residuos forestales sobre el contenido de materia orgánica y sobre las propiedades físicas ligadas al estado de compactación y al movimiento del agua, en un suelo rojo de Misiones bajo uso forestal.

b) Comparar el estado de degradación de un suelo bajo uso forestal respecto del bosque nativo, analizando en qué medida los manejos actuales de preparación del terreno son capaces de revertir los supuestos daños causados.

c) Hallar un set mínimo de indicadores de calidad física de suelo, que sean suficientemente sensibles a los manejos implementados en estos suelos subtropicales.

1.2.2. Hipótesis de trabajo

- Se hipotetiza que el manejo actual de los suelos bajo uso forestal del norte de Misiones dio lugar a la degradación física del suelo.
- El estado físico del suelo mejora como resultado de la conservación de los residuos, en comparación con la preparación mecánica del terreno.
- La mejora causada por la conservación de los residuos sobre el suelo no equipara a la situación existente en el bosque nativo cuasi-prístino.

CAPITULO 2

MATERIALES Y METODOS

2.1. Localización del área de Estudio

Para cumplir los objetivos planteados y poner a prueba la hipótesis de trabajo, se muestreó un ensayo ya instalado en el que se comparaban diferentes sistemas de manejo de los suelos forestales. El sitio de ensayo del cual se obtuvieron las muestras se encuentra al NO de la Provincia de Misiones, Departamento de Iguazú, Municipio de Puerto Esperanza (Fig. 2.1), ubicado entre los 26°00'08'' y 26°00'11'' S y los 54°38'54'' y 54°38'49''O. El lote donde se sitúa el ensayo es propiedad de la Empresa PINDO S.A.



Figura 2.1 Localización del sitio de estudio.

En el año 2005, técnicos de INTA EEA Montecarlo (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria - Estación Experimental Agropecuaria Montecarlo) instalaron un ensayo de preparación de terreno para el establecimiento de una nueva plantación forestal con *Pinus elliottii* var. *elliottii* x *P. caribaea* var. *Hondurensis*, el cual presentó varios tratamientos de preparación del suelo y manejo de los residuos forestales provenientes de la tala rasa de la plantación anterior de *P. hondurensis* de 22 años edad.

Los residuos de la cosecha fueron cuantificados previo a la instalación del ensayo y totalizaron 45,17 Mg.ha⁻¹ (Martíarena *et al.* 2007).

Como situación de referencia, se evaluaron tres áreas con bosque nativo cuasi prístino, que se ubican en cercanías del ensayo mencionado, y que presentan el mismo tipo de suelo y demás características ambientales similares al sitio del ensayo.

2.2. Caracterización climática y edáfica del sitio

El clima del área de estudio es subtropical cálido y húmedo, con régimen tipo isohigro. De acuerdo con la clasificación climática de Thornthwaite la provincia de Misiones presenta el tipo climático hídrico húmedo con pequeña o nula deficiencia de agua, y el tipo climático térmico mesotermal con concentración estival de la evapotranspiración inferior a 48%, siendo la fórmula climática B3 r B'3 a'. Las precipitaciones rondan los 1800 a 2000 mm anuales y la temperatura media es del orden de los 21° C, con una amplitud térmica anual de 11° C.

De acuerdo con los relevamientos edafológicos existentes en la provincia de Misiones (Mancini *et al.* 1964), los suelos de la zona forman parte del “Complejo 9”, caracterizados como suelos rojos profundos, muy evolucionados, lixiviados, arcillosos, permeables y ácidos derivados del basalto. En el área del ensayo, los suelos pertenecen al complejo “Esperanza”, donde los suelos dominantes son rojizos oscuros, bien drenados, arcillosos, fuertemente estructurados y profundos, fuerte a moderadamente ácidos, clasificados como Ferralsoles Ródicos, de acuerdo a la taxonomía de FAO de 1974 (Gross Braun 1979). Según Ligier *et al.* (1990), el suelo de la zona está representado por un complejo integrado por Kandiudultes y Kandiudalfes Ródicos en su mayor proporción, de acuerdo a la nomenclatura del sistema Soil Taxonomy, siendo estos denominados “tierra colorada”. Son arcillosos, bien drenados, sumamente profundos y muy fuertemente ácidos, presentando su limitación más destacada en función de la pendiente por su alta susceptibilidad a la erosión hídrica.

2.3. Muestreo y Determinaciones

Los muestreos de campo se realizaron entre julio y diciembre de 2009. En todos los casos en que se trabajó con varias profundidades de muestreo, las mismas fueron 0-10 cm, 10-20 cm y 20-30 cm.

Los muestreos y determinaciones que se realizaron fueron: densidad aparente (Burke *et al.* 1986), test de compactabilidad, tasa de infiltración (USDA 1999), estabilidad estructural por el método de De Leenheer y De Boodt (Burke *et al.* 1986), humedad de retención en capacidad de campo por el método de la olla de presión, MO (Walkley Black) y porosidad de aireación (Álvarez y Taboada 2006).

2.3.1. MO

Para la determinación de la Materia Orgánica Total (MOT) del suelo se obtuvieron muestras compuestas mediante la obtención de cinco submuestras para cada tratamiento, repetición y profundidad. Las mismas fueron secadas en estufa a 40° C y tamizadas por un tamiz de malla de 2 mm luego fueron enviadas a laboratorio donde, mediante el método de Walkley Black, se determinó el % de carbono orgánico

fácilmente oxidable considerando un 77% de recuperación y transformándolo en MOT a través del factor de Van Bemmelen de 1,724 (Jackson 1970).

Se realizó el cálculo del stock de C para cada uno de los tratamientos y espesores de suelo evaluados mediante la siguiente fórmula:

$$CO * 10000 * \delta_{ap} / 1000 = C \text{ (Mg.ha}^{-1}\text{)}$$

También se realizó el cálculo de la Relación de Estratificación de la materia orgánica del suelo (RE_{MOS}) propuesta por Franzluebbbers (2002a) quien lo considera como un indicador de calidad del suelo, basado en el hecho de que los suelos naturales forestales o de pradera tienen sus propiedades estratificadas en profundidad. La estratificación de la MO ocurre con el tiempo, cuando los suelos quedan sin disturbar después del laboreo y con suficiente material orgánico en su superficie. El cálculo de la RE_{MOS} es igual a la MO superficial dividido la MO en profundidad, y siendo que cuando mayor es el valor obtenido de RE_{MOS} , mayor es la calidad del suelo.

2.3.2. Estabilidad Estructural

Para determinar la estabilidad estructural (EE), se tomaron tres muestras por tratamiento en la profundidad de 0-10 cm del ensayo de métodos de preparación de terreno y tres muestras en cada una de las situaciones del bosque nativo.

Se utilizó el Método de Cambio en el Diámetro Medio Ponderado (**CDMP**) de De Leenheer y De Boodt (Burke *et al.* 1986), el cual es un índice de la inestabilidad estructural del suelo. El CDMP surge de la diferencia entre el diámetro medio ponderado (**DMPs**) de los agregados secados al aire y el mismo luego de ser humedecidos, incubados y tamizados bajo el agua (**DMP_h**). Cuanto mayor es CDMP: más inestable es la estructura del suelo. A fin de disponer de un indicador de la estabilidad estructural, se calculó el Índice de Estabilidad Estructural (**IEE %**) como:

$$\text{IEE (\%): } (\text{CDMP}_{\text{suelo prístino}} / \text{CDMP}_{\text{tratamiento}}) * 100$$

En este caso, el suelo considerado de referencia fue el del bosque nativo.

Para el tamizado de las muestras en seco, se utilizaron tamices apilados de 8; 4,75; 3,35 y 2 mm de malla, descartando las fracciones de más de 8 mm y de menos de 2 mm.

Para el tamizado de las muestras en húmedo, se utilizaron tamices apilados de 4,75; 3,35; 2; 1; 0,5 y 0,3 mm de malla. Se humedecieron las muestras por goteo con un tamaño de gota de 0,25 ml y una altura de caída de 39 cm, se dejaron incubar las muestras durante 24 hs, y luego se introdujeron los tamices en el yoder, se agitaron durante 5 min. Posteriormente se extrajeron las fracciones tamizadas y se secaron en estufa a $103 \pm 2^\circ \text{C}$.

2.3.3. Tasa de Infiltración

La tasa de infiltración se determinó mediante un método rápido desarrollado por USDA (1999), el que consistió en introducir en el suelo la mitad de un anillo de PVC de 6" de diámetro por 16 cm de altura y cubrirlo con una bolsa plástica para evitar

disturbar el suelo al momento de agregar el agua. Seguidamente se vertió sobre la bolsa 444 ml de agua y se retiró dicha bolsa hacia afuera cuidando de que toda el agua quede dentro del anillo, dejando que ésta ingrese al suelo. Se volvió a repetir el procedimiento anterior con otra medida de agua y se registró el tiempo que tardó en infiltrar, ya que la primera fue para homogeneizar la humedad del suelo del área ensayada.

Se realizaron 6 repeticiones en cada tratamiento del ensayo, más 12 muestras en cada sitio de bosque nativo cuasi prístino de referencia.

2.3.4. Humedad de Retención en Capacidad de Campo (CC)

Se determinó en laboratorio mediante la extracción de agua retenida con la olla de presión (Dane y Hopmans 2002), equilibrando un potencial mátrico de -33,3 kPa. Las muestras fueron obtenidas en un cilindro de 5 cm de diámetro por 2.5 cm de altura de la profundidad 0 – 10 cm y sin disturbar el suelo. Dichas muestras fueron sometidas a olla de presión hasta obtener los datos de capacidad de campo de cada muestra. Se tomaron 2 muestras por cada tratamiento y repetición al igual que en cada situación de BNcP.

2.3.5. Densidad Aparente

Esta variable se determinó mediante el método del cilindro (Burke *et al.* 1986). Se tomaron muestras sin disturbar utilizando el martillo extractor de muestras. Se utilizaron cilindros de 5 cm de altura por 5 cm de diámetro, cuyo volumen es 92,34 cm³, y en laboratorio se secaron las muestras en estufa a 103 ± 2° C hasta peso constante y se registró el peso seco de las mismas. Se determinó la densidad aparente mediante la siguiente fórmula:

$$\delta_{ap} = \frac{\text{Peso del suelo seco (g)}}{\text{Volumen del suelo saturado (cm}^3\text{)}} \\ (\text{g} \cdot \text{cm}^{-3} \text{ ó Mg} \cdot \text{m}^{-3})$$

La cantidad de muestras tomadas fue de 5 por cada tratamiento, repetición y profundidad.

El total de muestras obtenidas en el ensayo fue de 450.

En el bosque nativo se tomaron en total 30 muestras en cada sitio y profundidad (10 por cada profundidad). Siendo el total de muestras en el bosque nativo de 90.

2.3.6. Test de Compactabilidad del Suelo

Para determinar la compactación relativa del suelo se realizó el ensayo Proctor de máxima compactabilidad del suelo, usando el método estándar de laboratorio de acuerdo a las normas ASTM que utiliza un pisón o mazo de 2,5 kg con una altura de caída de 30,5 cm sobre 3 capas de suelo colocadas sucesivamente dentro de un cilindro de 943 cm³ una sobre la otra, y donde se aplicaron 25 golpes a cada una de las capas. Se trabajó con muestras compuestas obtenidas del espesor 0-10 cm de 30 kg de peso aproximadamente, fraccionadas y llevadas a distintos valores de humedad. Las muestras se compusieron entre distintos tratamientos del ensayo porque se consideró que no habría diferencias entre los tratamientos que se mencionan a continuación:

- 1- Conservación de residuos (CRes) + Conservación de residuos sin plantación (Reg Nat)
- 2- Subsolado (Sub) + rastra (Rast)
- 3- Quema de residuos en escollera más subsolado (Qsub) + Quema de residuos en escollera más rastra (Qrast)

Para comparar la compactabilidad en las distintas situaciones de preparación de suelo, se calcularon los índices que se mencionan a continuación:

- Densidad máxima: **Dmax** ($\text{Mg}\cdot\text{m}^{-3}$)
- Humedad crítica: **θ crítica** ($\% \text{ g}\cdot\text{g}^{-1}$)
- Susceptibilidad a la compactación (surge de la pendiente de la recta ascendente de la curva Proctor): **SC** ($\Delta\text{Dmax} / \Delta\theta$)
- Compactación relativa: **CR** ($\delta\text{ap} / \text{Dmax}$) *100 (%)

2.3.7. Porosidad de aireación

Se determinó la porosidad de aireación en gabinete utilizando los datos obtenidos en campo de δap y humedad retenida en CC. Con la δap se calculó la porosidad total y mediante la siguiente fórmula se obtuvo la porosidad de aireación (PA) (Álvarez y Taboada, 2006):

$$\text{PA (\%)} = \text{Porosidad total (\%)} - \text{humedad retenida en CC}_{\text{vv}}$$

2.3.8. Correlación entre variables

Mediante el análisis de senderos se realizó la comparación entre las variables evaluadas.

Un análisis de sendero es, en esencia, un estudio que permite evaluar si una relación entre dos variables es de causa–efecto, o es determinada por la influencia de otra u otras variables (Espitia Camacho *et al.* 2008). Estudia los efectos directos e indirectos en un conjunto de variables observadas, involucrando la estimación de relaciones causales. Este análisis intenta explicar por qué las variables observadas están correlacionadas. La finalidad principal del análisis de senderos es estimar aspectos causales versus no causales de correlaciones observadas.

CAPITULO 3

IMPACTO DE DIFERENTES ALTERNATIVAS DE MANEJO SOBRE LA MATERIA ORGANICA Y LAS PROPIEDADES FISICAS DEL SUELO

3.1. INTRODUCCION

Uno de los roles fundamentales de la MO es la protección del suelo, por lo que es utilizada como indicador de sustentabilidad. El contenido de MO del suelo depende del grado de fijación con que se encuentra el C en éste, lo que es de particular importancia en suelos arcillosos (Feller y Beare 1997). El incremento del stock de C en suelos forestales se puede lograr a través del manejo forestal, lo cual incluye la preparación de sitio, el manejo del fuego y la reforestación, en tanto la cosecha forestal puede hacer decrecer este stock, al menos temporalmente (Lal 2005). Si bien está demostrada la menor cantidad y calidad de MO, la mayor parte de los trabajos se hicieron en suelos agrícolas y ganaderos de clima templado, los cuales poseen marcadas diferencias en su dinámica con respecto a los suelos tropicales y subtropicales. La tasa de descomposición es significativamente mayor en los trópicos, sin embargo no hay mayores diferencias en los productos de esa descomposición respecto de zonas templadas. Al ser altos los ingresos de C en los sistemas tropicales, se da una falta general de diferencias en el CO entre zonas templadas y tropicales (Craswell y Lefroy 2001), a la vez que las altas temperaturas y precipitaciones de las regiones tropicales generan una baja estabilización del C con las arcillas (Six *et al.* 2002).

La MO juega un papel importante en el mantenimiento de la estructura del suelo, actuando como agente cementante, a través tanto de los compuestos húmicos como de los de C orgánico lábil. Un indicador muy claro del estado estructural del suelo es la tasa de infiltración, cuyo valor depende del estado y cantidad de los macroporos superficiales del suelo. Con bajos contenidos de MO, se facilita la ruptura de los agregados y la formación de costras que impiden la entrada del agua al suelo aumentando la escorrentía (Lado *et al.* 2004). La velocidad de infiltración se ve afectada por las labranzas, por lo que inmediatamente después de esta actividad, la velocidad de infiltración puede ser mayor. Sin embargo, al estarse afectando la agregación y la estructura del suelo, el efecto posterior sobre la velocidad de infiltración puede ser negativo.

La estructura es una de las propiedades físicas más importantes para evaluar los efectos de las prácticas de manejo sobre el suelo, y juega un papel importante en los trópicos (Lal 1979). La formación de agregados en suelos tropicales y subtropicales se produce a través de cuatro mecanismos: i) actividad fúngica y bacteriana; ii) el activo crecimiento de las raíces; iii) la acción de la fauna edáfica; y iv) uniones entre los minerales de arcilla por interacciones electrostáticas (Six *et al.* 2002). Los primeros tres mecanismos son biológicos y son comunes, tanto para suelos tropicales como templados, de allí la importancia de la MO como agente primario de formación de agregados. En tanto que el último mecanismo es de tipo físico – químico y es particular de suelos tropicales con arcillas de carga variable como las caolinitas. En ellos, la presencia de cargas tanto positivas como negativas explica la capacidad de formación de

este tipo de unión, que a su vez se ve fortalecida por la presencia de óxidos e hidróxidos de hierro y aluminio. Este tipo de unión es fuerte pero de limitado rango de acción.

Debido a lo mencionado anteriormente, la estabilidad estructural de un suelo se asocia con sus niveles de materia orgánica (Lupi et al. 2002). Al cumplirse un ciclo forestal e iniciar otro, se ven disminuidos los niveles de MO, lo cual puede conducir a una degradación de la estructura del suelo. Considerando la alta pluviosidad en regiones tropicales y subtropicales, como sucede en la provincia de Misiones, se puede producir la ruptura de los agregados y la reducción de su tamaño cuando el suelo se encuentra desprovisto de cobertura.

A su vez también, esta disminución de MO, sumado a las condiciones climáticas de trabajo y las características de la maquinaria utilizada en el sector forestal, de elevado peso, llevan a aumentos considerables en la densidad aparente del suelo, provocando la compactación del mismo.

Se considera compactado al suelo cuando la porosidad total, en particular la macroporosidad es tan baja que restringe la aireación, o cuando el suelo es tan denso y sus poros tan pequeños que dificultan la penetración de raíces, la infiltración y el drenaje (Hillel 2003). De acuerdo con Dexter (2004b), la compactación es la reducción del volumen de una determinada masa de suelo. Esta altera principalmente a las propiedades físicas del suelo aumentando la densidad aparente y disminuyendo su macroporosidad. La compactación afecta tanto las propiedades físicas, como químicas y biológicas del suelo. La susceptibilidad a la compactación puede estar influenciada tanto por factores internos como externos del suelo. Entre los factores internos más importantes se encuentran la composición mineralógica del suelo, la textura, materia orgánica y el contenido de agua durante el proceso de compactación, en tanto que como factores externos la energía aplicada al suelo, que puede ser natural como el impacto de las gotas de lluvia o provocados por la actividad humana como el pasaje de maquinarias (Sánchez Guirón *et al.*, 1998; Nhantumbo y Cambule, 2006).

El tráfico de maquinarias produce una densificación del suelo que afecta al crecimiento de las raíces de las plantas disminuyendo principalmente su longitud. Los daños sobre el suelo pueden ser minimizados evitando el tránsito en condiciones de humedad elevadas. Para Schack – Kirchner *et al.* (2007), las compactaciones más severas del suelo suelen estar asociadas a la cosecha forestal. De acuerdo con Balbuena *et al.* (2000), el acortamiento de los turnos de corta final y las exigencias del mercado induce a los responsables de cosecha a incursionar dentro de las plantaciones aun cuando las condiciones de humedad edáficas no son las adecuadas, lo cual acentúa los daños causados al suelo, siendo la densidad aparente una de las primeras propiedades en ser afectada por el tránsito de maquinarias.

La densidad aparente del suelo es utilizada para determinar la estimación de la condición estructural del suelo con relación al potencial de lixiviación, productividad y aspectos erosivos, siendo afectada por varios factores, como ser sistema de manejo, tipo de cobertura vegetal, cantidad de residuos en superficie y tenor de materia orgánica (Cruz *et al.* 2003; Tormena *et al.* 2004; Assis y Lanças, 2005). El aumento de la densidad aparente, provoca disminución en la porosidad, reduciéndose la capacidad de infiltración e incrementándose el riesgo de erosión (Bryant *et al.* 2007). La densidad aparente se incrementa con el disturbio al suelo y naturalmente con la profundidad

(Ares *et al.* 2005). Esos incrementos pueden afectar el crecimiento de las raíces de las plantas, la disponibilidad de agua y la aireación.

El grado de compactación de las partículas determina la capacidad del suelo para permitir el desarrollo de los cultivos y su susceptibilidad a la erosión entre otros factores. La porosidad es una característica del suelo que está relacionada con el intercambio de aire y agua del suelo y en una primera instancia de alteración, se ve reducida la macroporosidad del mismo. Los suelos tropicales de América latina se caracterizan en general por poseer entre el 40 y el 70 % de microporosidad y ser compactados por naturaleza (Lal 1979). La utilización de maquinarias pesadas provoca la modificación del volumen de poros, del cual dependen los fenómenos de transferencia de gases y agua básicamente. La porosidad es afectada por el nivel de compactación, cuanto mayor es la densidad del suelo, menor es su porosidad total, siendo la macroporosidad la fracción más afectada en un proceso de compactación (Da Costa *et al.* 2002).

Un método para evaluar el estado de compactación del suelo es el ensayo Proctor, de máxima compactabilidad (Moro *et al.* 2004; Blanco-Canqui *et al.* 2009), el cual describe los cambios de densidad a distintos niveles de humedad del suelo al aplicarse una energía de compactación constante; es utilizado para determinar la máxima compactación que puede alcanzar un suelo y el nivel de humedad crítico al que alcanza este punto. Este método permite comparar distintos tipos de suelo, describiendo los cambios producidos en la densidad del suelo. El contenido de humedad en la máxima densidad provoca una baja en la estabilidad estructural.

Las prácticas de preparación de terreno pueden modificar la densidad del suelo, disminuyéndola al romper las capas compactadas mediante la labranza, lo que también provoca cambios en la porosidad y la estructura del suelo, que influyen sobre la infiltración. Las prácticas conservacionistas como la labranza mínima o no labranza, que en la actividad forestal se traduce al mantenimiento de residuos de la cosecha en superficie intentan no alterar físicamente al suelo. El efecto de los residuos sobre la densidad aparente del suelo puede variar de acuerdo al tipo de suelo, el tipo de residuo, el clima y el uso del suelo (Mulumba y Lal 2008). De acuerdo a resultados obtenidos en numerosas investigaciones, mayoritariamente en el plano agrícola, en una parte de ellas la densidad aparente del suelo en plantación directa, sin remoción del suelo se incrementa ya que al no producirse la remoción, se mantiene la estructura del suelo sin alteraciones, disminuyendo el volumen de los macroporos y aumentando el valor de densidad aparente (Bertol *et al.* 2004; Siri Prieto *et al.* 2007; Ngetich *et al.* 2008), en tanto que para otros investigadores los residuos sobre el terreno disminuyen la densidad aparente del suelo (Lal 2000).

Los suelos de la provincia de Misiones, utilizados para la actividad forestal, son rojo profundos en su gran mayoría, los cuales son muy susceptibles de degradación dependiendo del manejo al que son sometidos luego de la eliminación de su cobertura originaria (Giuffré *et al.* 2012). La productividad del suelo y el mantenimiento de la capacidad productiva para las plantaciones forestales debe ser tomada en cuenta al momento de la cosecha forestal y la preparación del terreno, considerando los niveles de humedad del suelo al momento de la intervención para así evitar los deterioros físicos como el amasado, la compactación superficial y subsuperficial generadas.

El objetivo de este capítulo de la tesis fue poner a prueba las hipótesis de trabajo 1 y 2. Ellas comprenden analizar el nivel de MO en las situaciones propuestas, el estado de la estructura del suelo del ensayo por medio de la estabilidad de los agregados, así como evaluar los impactos de los distintos sistemas de manejo sobre el agua del suelo, a través de la medición de la tasa de infiltración, la humedad retenida en capacidad de campo y la porosidad de aireación, como así también evaluar el estado de compactación del mismo mediante la determinación de la densidad aparente y el test de compactabilidad de Proctor.

3.2. MATERIALES Y METODOS

3.2.1. Diseño del Ensayo

El ensayo presentó un diseño en bloques completos al azar con 6 tratamientos y cinco repeticiones (Figura 3.1). En el esquema se observan sólo cuatro parcelas por cada bloque, por lo que cabe aclarar que dos de los tratamientos son desdoblamientos de dos de los tratamientos originales. El tamaño de las parcelas fue de 25 x 30 m con una bordura perimetral del ensayo de cuatro líneas de plantación y doble línea entre tratamientos. La distancia de plantación es de 2.5 m entre plantas y 3 m entre líneas.

Después de la tala rasa y previo a la aplicación de los tratamientos el sitio quedó abandonado durante 8 meses a efectos de la desecación de los residuos y a continuación se aplicó una doble pasada de rastra a fines de quebrar y aplastar los residuos para facilitar las tareas (Martíarena *et al.* 2007). Posteriormente se aplicaron los tratamientos, que fueron:

- CRes: Conservación de Residuos y plantación manual
- Sub y Qsub: tratamiento desdoblado en Subsulado y Subsulado con Quema de Residuos en escollera, respectivamente y plantación manual.
- Rast y Qrast: tratamiento desdoblado en: Rastreada y Rastreada con Quema de Residuos en escollera, respectivamente y plantación manual
- Reg Nat: Conservación de Residuos sin Plantación

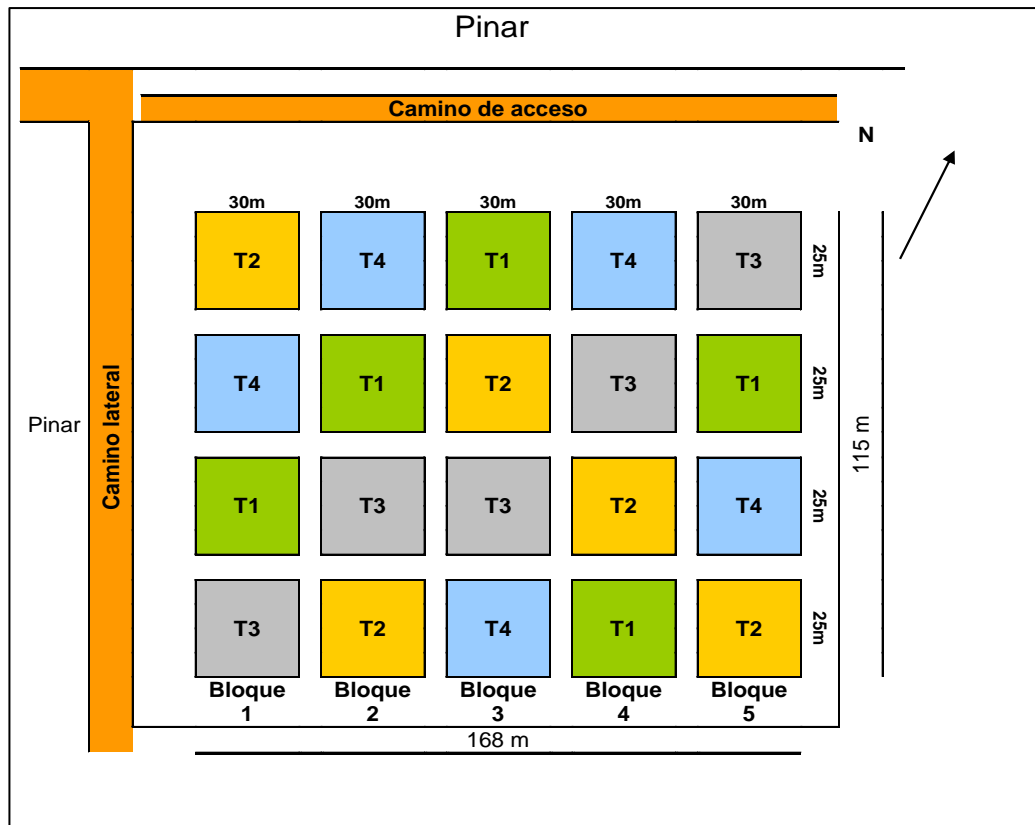


Figura 3.1 Diseño del ensayo y tratamientos aplicados.

Los tratamientos Sub y Rast son los manejos tradicionales en la región, y serán tomados como situaciones testigo. En ellos se diferenciaron situaciones “fuera de escollera” y “bajo escollera”, con el objeto de evaluar el efecto del quemado de residuos.

El tratamiento CRes consistió en dejar dispersos sobre el terreno todos los residuos correspondientes a la tala rasa de la plantación anterior. En el tratamiento Sub + Qsub se realizaron las escolleras en el centro de cada parcela aproximadamente en sentido N – S mediante motoarrastrador (skidder) y luego fueron quemadas, posteriormente se pasó el subsolador en las que serían las líneas de plantación hasta una profundidad aproximada de 30 cm. El tratamiento Rast + Qrast consistió en realizar la escollera al igual que en Qsub y posteriormente se pasó una rastra liviana de discos en toda la superficie de la parcela. Para el caso del tratamiento Reg Nat, los residuos quedaron esparcidos sobre el terreno como en CRes y no se realizó plantación a efectos de evaluar la evolución de las condiciones del suelo si se procede a abandonar el sitio.

En los tratamientos donde se plantó pino, la plantación fue manual utilizando pala. Los plantines fueron producidos en contenedores plásticos en el vivero de la empresa y el desmalezamiento pre y post plantación fue realizado manualmente, como así también el control de hormigas.



Figura 3.2: Imágenes del ensayo correspondientes, la primera inmediatamente posterior a la instalación del mismo y la segunda al momento del muestreo.

Para caracterizar el suelo del ensayo, se realizó una calicata, en la cual se describió el perfil del suelo del ensayo.

Las características del suelo de la zona responden a un Kandudulte de color rojo, arcilloso, bien drenado y cuya profundidad efectiva supera los 2 metros. A partir de estos antecedentes se procedió a la descripción del perfil, para lo cual, se utilizaron las “Normas de reconocimiento de suelos” (Etchevhere, 1998).

El paisaje que rodea el perfil de suelo descrito posee una vegetación arbórea donde predomina el bosque cultivado de *Pinus* con abundante sotobosque herbáceo principalmente. El basalto es el material que dio origen a este suelo que posee un relieve normal, ya que es un área alta con inclinación y escurrimiento medio. Su pendiente es de clase 3 siendo su inclinación entre 3 y 10%. Posee permeabilidad moderada, lo que en conjunto da como resultado un drenaje clase 4, el que se puede expresar como condición óptima de drenaje natural, siendo el ideal para los cultivos. Debajo de la plantación no existen problemas actuales de erosión, sí se puede considerar una ligera erosión potencial. De la misma forma se puede observar erosión hídrica en los caminos aledaños a la plantación. Se observa un suelo que no posee riesgos de anegamiento y tampoco presenta pedregosidad ni manto rocoso en superficie.

La descripción del perfil mostró 5 horizontes hasta la profundidad en estudio que fue de 1,5 metros. Los límites de los horizontes minerales se distribuyeron de la siguiente forma:

Horizonte A: 0-10 cm. Límites inferior de tipo claro y forma ondulada. Estructura predominante granular con algunos bloques subangulares de tamaño entre 1 y 4 cm, mientras que su consistencia es friable. Se observó una gran cantidad de raíces. No se observaron barnices, concreciones ni moteados. Color 2,5 YR 2,5/4 (pardo rojizo oscuro)

Horizonte BA: 10-30 cm. Límite inferior de tipo gradual y forma ondulada. Estructura en bloques subangulares es el tipo predominante, apareciendo también agregados del tipo granular. El tamaño de la estructura predominante varía entre 2 y 5 cm, con agregados bien formados y definidos de grado moderado. Su consistencia es

friable, no se observaron concreciones, barnices y moteados. Aquí también la cantidad de raíces fue muy abundante. El color es 2,5YR 3/4 (Pardo rojizo oscuro).

Horizonte B: 30-45 cm. Límite de tipo gradual y forma ondulada. Estructura en bloques angulares con la presencia de algunos prismas. El tamaño de la estructura predominante varía entre 2 y 5 cm, con agregados bien formados y definidos de grado moderado. Su consistencia es friable, no se observaron barnices y moteados. Escasas concreciones. La cantidad de raíces es abundante, pero menor cantidad que el horizonte anterior. El color 2,5YR 3/5 (Rojo parduzco).

Horizonte B: 45-65 cm. Límite de tipo gradual y forma ondulada. Estructura en prismas. El tamaño de la estructura predominante varía entre 2 y 5 cm, con agregados bien formados y definidos de grado moderado. Su consistencia es friable a firme. No se observaron barnices y moteados. Escasas concreciones. La cantidad de raíces es abundante. El color es 2,5YR 3/4 (Pardo rojizo oscuro).

Horizonte B: 65 a más cm. Estructura en prismas, media a gruesa, con agregados bien formados y definidos de grado moderado. Su consistencia es friable a firme. No se observaron barnices y moteados. Escasas concreciones. Aun se observa la presencia de raíces. El color es 2,5YR 3/4 (Pardo rojizo oscuro).

Se determinó la textura del suelo del ensayo por el método de Bouyoucos, y los resultados se presentan en la tabla 3.1.

Tabla 3.1 Textura del suelo del ensayo para cada uno de los espesores analizados.

Espesor	Arena	Arcilla	Limo
0 – 10	26,4	59,3	14,3
10 – 20	22,3	61,3	16,3
20 – 30	22,3	65,4	12,2

Previo a la aplicación de los tratamientos se realizó un muestreo del suelo para su caracterización química, el cual se llevó a cabo en dos diagonales cruzadas atravesando el lote donde se instaló el ensayo. Los espesores de este muestreo inicial fueron 0-10, 10-30 y 30-60 cm, tomando en cada uno de los casos 10 muestras simples para cada uno de los espesores, pasando a componer una única muestra por espesor (Martiarena *et al.* 2007), y que arrojaron los resultados que se presentan en la tabla 3.2.

Tabla 3.2 Características químicas del suelo del ensayo previas a la instalación del mismo

Profundidades	pH	MO	N	P	Ca	Mg	K
cm		%	%	mg.kg ⁻¹	cmol _c .kg ⁻¹		
0-10	4,38	2,76	0,24	5,47	0,453	0,72	0,112
10-30	4,26	1,84	0,17	2,22	0,599	0,25	0,081
30-60	4,25	1,39	0,13	1,66	1,405	0,77	0,099

pH en agua: relación Suelo : Agua = 1:2,5

Materia orgánica: Método Walkey - Black (MO)

Fósforo: Método Bray II (P)

Calcio, Magnesio, Potasio: Método Cloruro de sodio (Ca, Mg, K)

3.2.2. Análisis estadístico

Para evaluar el comportamiento de las propiedades en cada tratamiento, se realizaron análisis de varianzas bajo un diseño en bloques completos al azar con 6 tratamientos y 5 repeticiones. Se realizó la comparación de medias mediante el test de Tukey con un nivel de confianza del 95 % para cada uno de los espesores de suelo evaluados en el ensayo.

Para analizar la relación existente entre las variables evaluadas se realizó un análisis de senderos.

Se utilizó el programa estadístico Info Stat Profesional versión 2010. (Di Rienzo *et al.* 2010)

3.3. RESULTADOS

3.3.1. MO

Analizando el contenido de materia orgánica total (MOT) para el primer espesor de suelo evaluado (0-10 cm), se pudo observar que el tratamiento de conservación de residuos sin plantación (Reg Nat) presentó un contenido de MOT (3,55%) significativamente mayor ($p < 0,05$) que los demás tratamientos evaluados (Figura 3.3), mientras que el tratamiento con subsolado (Sub) fue el que menor contenido mostró.

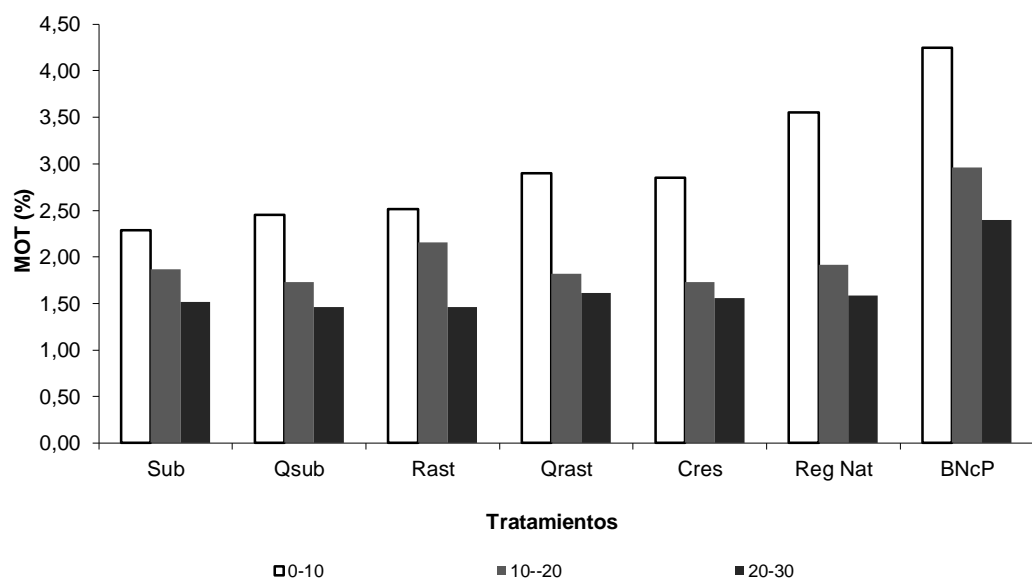


Figura 3.3. Contenido de materia orgánica total en los tratamientos del ensayo de preparación de terreno para Pino híbrido y el bosque nativo de la zona.

*Sub: Subsolado; Qsub: Quema de residuos en escolleras con pasaje de subsolado; Rast: Rastra; Qrast: Quema de residuos en escolleras con pasaje de rastra; Cres: Conservación de Residuos; Reg Nat: Regeneración Natural y BNcP: Bosque nativo cuasi Prístino.

En los espesores subsiguientes analizados no se detectaron diferencias estadísticas entre los tratamientos para los valores de MOT, aunque sí la disminución lógica del C con el aumento de la profundidad de suelo.

En la figura 3.3 además de los tratamientos del ensayo se incluyen los valores de MO obtenidos en el BNcP a modo comparativo, aclarando que los mismos no fueron incorporados en el análisis estadístico por no ser parte del ensayo y serán tratados en el capítulo correspondiente. Se observó que aquellos tratamientos que incluyeron el laboreo del suelo son los que presentaron los contenidos de MO más bajos respecto del suelo de BNcP, mientras que Reg Nat es el tratamiento que más se acercó a la situación de referencia, aunque igualmente con contenidos de MO inferiores, a la vez que no es un tratamiento que se aplique en la realidad de la actividad forestal.

Al analizar el efecto de la quema en tratamientos con subsolado y con rastra, no se hallaron diferencias en los espesores de suelo evaluados (Figura 3.4). Puede decirse, entonces, que a los cuatro años posteriores a la quema no hubo registros del fuego aplicado sobre el porcentaje de MOT del suelo.

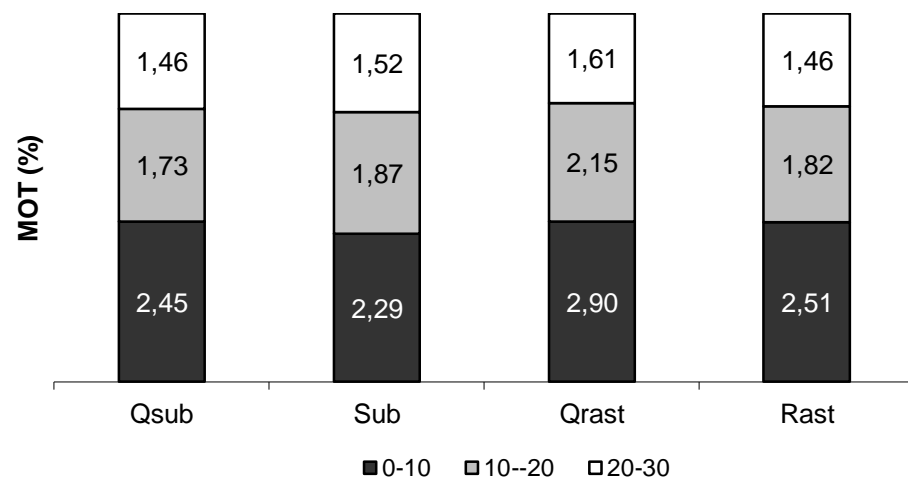


Figura 3.4. MOT en los tres espesores de suelo analizados. Comparación entre quema y no quema en los tratamientos de subsolado y rastra.

Se realizó el cálculo del stock de C para cada una de las situaciones planteadas en el ensayo hasta los 30 cm de profundidad, diferenciando cada espesor evaluado. Los resultados se presentan en la Tabla 3.3.

El tratamiento de conservación de residuos sin plantación, que promueve la regeneración natural, fue el que presentó mayor stock de C en el espesor mencionado, en tanto que donde se realizó el subsolado del suelo se dan los menores valores de stock de C. Estos resultados son similares a los que muestra la Figura 3.3.

Tabla 3.3. Stock de C ($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) hasta los 30 cm de profundidad para cada uno de los espesores de suelo evaluados en cada tratamiento propuesto.

	Sub	Qsub	Rast	Qrast	CRes	Reg Nat
0 – 10	17,9	18,9	21,1	22,4	23,5	28,4
10 – 20	14,7	14,3	16,6	18,7	15,6	17,3
20 – 30	12,0	12,4	12,7	13,9	13,6	13,9

En lo que respecta a los tratamientos que incluyen quema de los residuos en escolleras, se puede observar que el stock de C es mayor que en los tratamientos similares que no presentaron quema.

En la Figura 3.5 se presenta la distribución del Stock total de CO de los primeros 30 cm del suelo analizado, y en la misma se observa que los tratamientos que incluyeron al subsolado como parte de la preparación del terreno difieren significativamente de los demás con el menor valor de stock de C en el espesor de suelo mencionado.

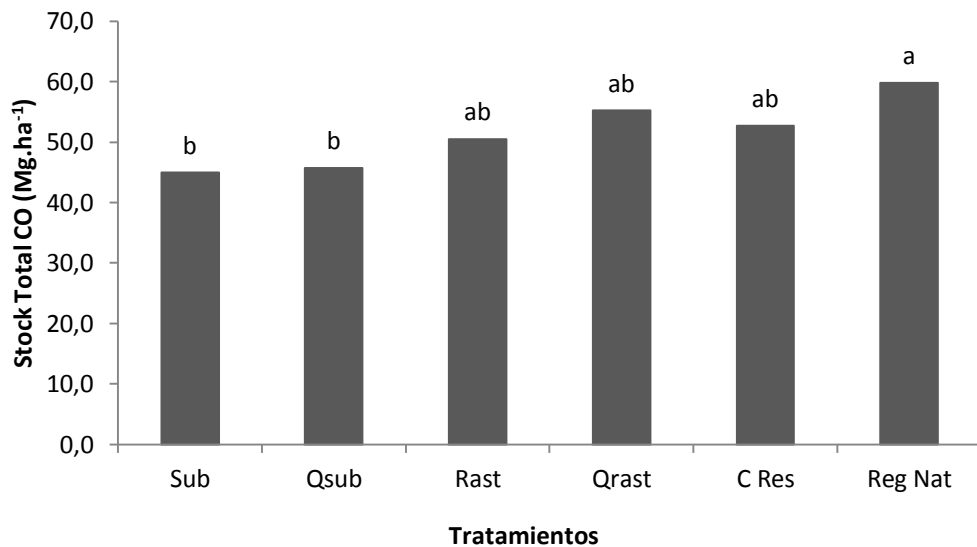


Figura 3.5. Stock de CO total (Mg.ha⁻¹) de los primeros 30cm de suelo para los distintos tratamientos del ensayo

La relación de estratificación de la MO (RE_{MOS}) mostró los valores significativamente más altos en el tratamiento Reg Nat y significativamente más bajos en el tratamiento Sub. Los restantes tratamientos no difirieron significativamente de Reg Nat y de Sub. (Tabla 3.4). Se concluye que existió una menor calidad de materia orgánica en Sub.

Tabla 3.4: Valores de Relación de Estratificación de la Materia Orgánica del suelo obtenidos para los distintos tratamientos del ensayo de preparación de terreno para Pinus en el Norte de Misiones.

Tratamientos	RE_{MOS}
Sub	1,23 b*
QSub	1,42 ab
Rast	1,38 ab
Qrast	1,43 ab
CRes	1,67 ab
RegNat	1,87 a

*letras distintas indican diferencias estadísticas significativas

3.3.2. Estabilidad estructural

El tamaño de los agregados del suelo, evaluado a través del DMPs de los agregados no presentó diferencias estadísticamente significativas ($p > 0,05$) entre los distintos tratamientos del ensayo. Se observó una mayor dispersión en el tamaño de los

agregados en los tratamientos Sub y Rast que tendieron a formar agregados de menor diámetro medio que en los otros tratamientos (Figura 3.6). El tamiz de mayor diámetro medio (6,38 mm) sólo retuvo más del 50% de los agregados en el tratamiento Reg Nat, aunque no se obtuvieron diferencias estadísticamente significativas en ninguna de las comparaciones realizadas para la mencionada fracción (Figura 3.7).

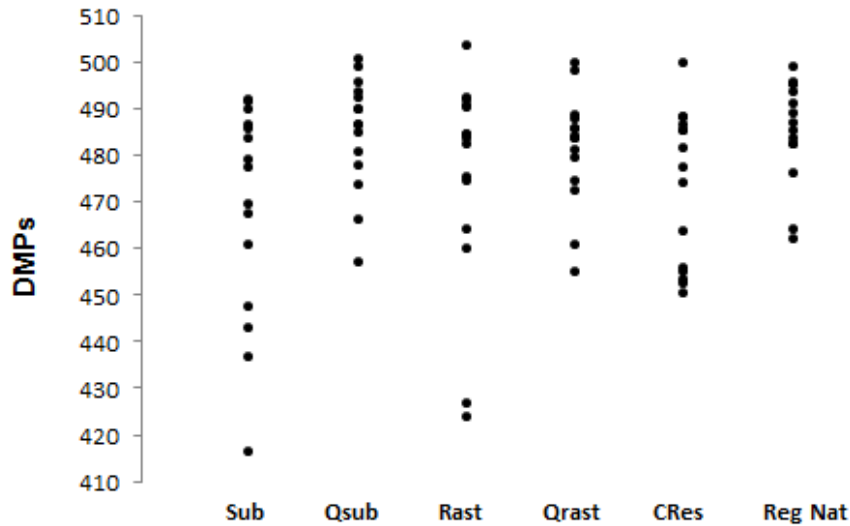


Figura 3.6: DMPs de los agregados del suelo para los distintos tratamientos evaluados en un ensayo de preparación de terreno forestal en un Kandiuult.

Los tratamientos Qsub y Qrast presentaron menor porcentaje de agregados en las fracciones 4,05 y 2,68 mm. No se dio en estas parcelas, donde se realizó la quema en escolleras de los residuos con posterior laboreo, similar dispersión de agregados que en los tratamientos Sub y Rast, sino que estos tendieron a agruparse en la fracción de agregados de mayor tamaño.

El tamiz de 4,05 mm de diámetro medio retuvo entre el 21 y el 25% de los agregados, siendo en todos los casos evaluados la fracción que menor proporción de agregados presenta. Para esta fracción de agregados se hallaron diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos Reg Nat y Qrast respecto de los demás (Fig. 3.7). Los mencionados tratamientos presentaron menores porcentajes de agregados de este tamaño que los restantes.

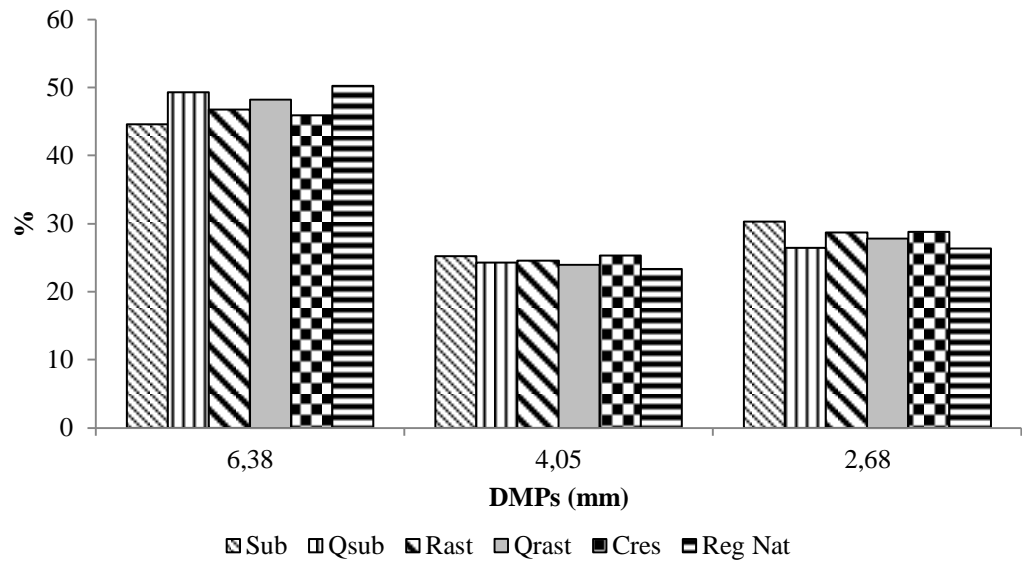


Figura 3.7: Porcentajes de agregados promedios retenidos por cada tamiz en el tamizado en seco en cada tratamiento del ensayo.

El tamiz de 2,68 mm de diámetro medio, retuvo entre el 25% y el 30% de los agregados del suelo. No se detectaron diferencias estadísticamente significativas para esta fracción de agregados.

La estabilidad estructural del suelo o DMP_h, que expresa la estabilidad de los agregados frente a la acción del agua, tampoco arrojó diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos del ensayo. Los tratamientos que consideran la conservación de los residuos mostraron una tendencia a mayor estabilidad de agregados (Fig. 3.8).

En el tamizado en húmedo de los agregados, en el tamiz mayor (6,38 mm de diámetro medio) (Fig. 3.8) quedaron retenidos entre el 23 y el 28% de los agregados, con una pequeña diferencia estadística a favor del tratamiento Reg Nat, que fue el que mayor porcentaje de agregados retuvo, siguiendo con la tendencia de lo que ocurrió en el tamizado en seco de los agregados.

En las fracciones siguientes más pequeñas, no se observaron diferencias estadísticamente significativas a nivel de los distintos tratamientos entre sí.

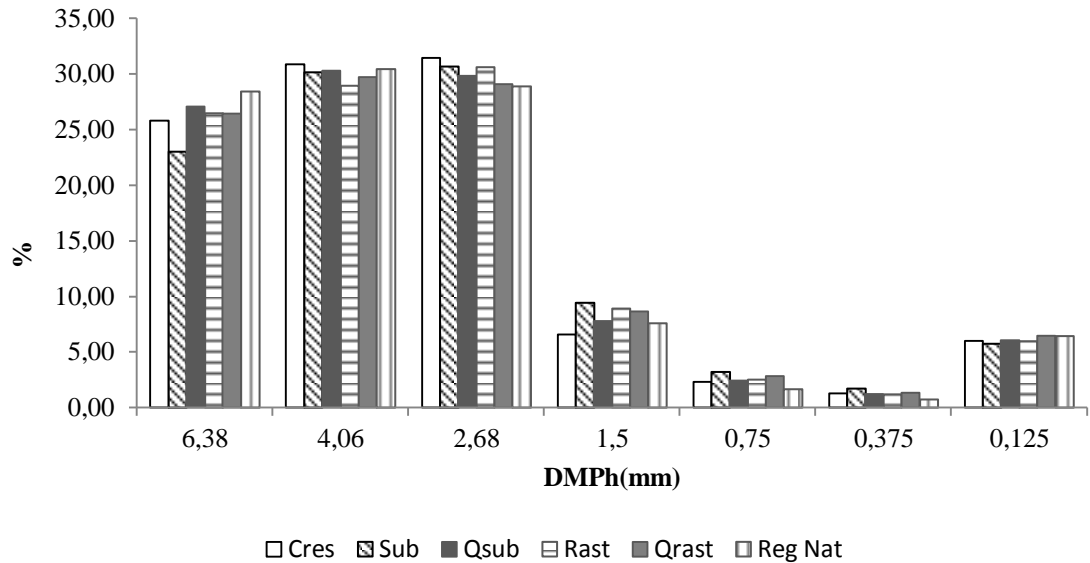


Figura 3.8: Porcentajes de agregados promedios retenidos por cada tamiz en el tamizado en húmedo para cada tratamiento del ensayo.

Las fracciones 0,75 mm y 0,375 mm retuvieron menos del 3% de los agregados en todos los casos, sin diferencias entre los tratamientos del ensayo. En la fracción menor, (0,125 mm), se acumuló todo el suelo que se perdió de las fracciones anteriores. En esta fracción quedó entre el 5% y el 6,5% de los agregados, quedando evidenciada la pérdida de agregados pequeños que se produce por la acción del agua.

Pese a las diferencias observadas a nivel de las fracciones de agregados estables (Figuras 3.7 y 3.8), el CDMP no mostró diferencias significativas para ninguno de los tratamientos del ensayo (Tabla 3.5). El tratamiento de conservación de residuos y posterior plantación es el que menor valor de CDMP o índice de inestabilidad presentó, recordando que cuanto menor es este valor, más estable es un suelo.

Tabla 3.5 Diámetro Medio Ponderado en Seco y Húmedo de los agregados, Cambio en el diámetro medio ponderado de los agregados e Índice de estabilidad estructural para los distintos tratamientos del ensayo.

Situaciones	DMPs	DMPH	CDMP (mm)	IEE (%)
Sub	4,68	3,56	1,12	88,12
Qsub	4,85	3,75	1,10	90,13
Rast	4,76	3,66	1,09	90,34
Qrast	4,8	3,58	1,22	80,93
CRes	4,73	3,7	1,03	95,7
Reg Nat	4,87	3,71	1,16	84,9

Los valores de IEE referidos al bosque nativo de la zona (100% de estabilidad) tuvieron valores elevados de estabilidad en todos los tratamientos (Tabla 3.5). Se observó similar comportamiento que para el CDMP, siendo el tratamiento CRes el que mayor estabilidad presentó, aunque sin diferencias significativas entre tratamientos.

Como marco general, puede sintetizarse que todos los indicadores de estabilidad mostraron escasa sensibilidad a los efectos del manejo.

3.3.3. Tasa de infiltración

Al realizar el análisis estadístico para la tasa de infiltración, no se detectaron diferencias estadísticas significativas entre los distintos tratamientos comparados.

Los valores obtenidos en este caso se presentan en la Tabla 3.6, donde se observa que el tratamiento Sub es el que presentó la mayor tasa de infiltración, mientras que donde se pasó la rastra liviana (Rast), la infiltración fue menor que en los demás tratamientos luego de cuatro años.

Tabla 3.6 Valores de tasa de infiltración ($\text{cm}\cdot\text{h}^{-1}$) para cada uno de los tratamientos del ensayo evaluado.

Tratamientos	Tasa de infiltración ($\text{cm}\cdot\text{h}^{-1}$)
Sub	415,32 (5,42)*
Qsub	429,12 (4,70)
Rast	286,80 (3,66)
Qrast	407,28 (5,20)
CRes	318,36 (4,25)
Reg Nat	373,68 (3,22)

* Entre paréntesis valores de desvío estándar.

Los tratamientos de conservación de residuos presentaron valores intermedios de velocidad de infiltración. Con relación a los tratamientos que incluyeron quema de los residuos se puede decir que el fuego no causó efectos sobre la velocidad de infiltración pasados cuatro años desde la misma, sino que incluso los valores de infiltración son superiores que en los demás tratamientos.

3.3.4. Humedad Retenida en Capacidad de Campo (CC)

Los resultados de humedad en CC obtenidos mostraron diferencias significativas entre la Reg Nat y los demás tratamientos, con mayor valor para el tratamiento mencionado, tal lo presentado en la Tabla 3.7. Los tratamientos que menor CC presentaron fueron Sub y Rast, es decir aquellos que tienen a la labranza sin quema como sistema de preparación del terreno.

Tabla 3.7: Valores de CC para los tratamientos del ensayo.

Tratamientos	Valor de CC (%)	
Sub	23,92	b
Qsub	25,52	ab
Rast	24,35	b
Qrast	25,38	ab
CRes	24,78	ab
Reg Nat	28,70	a*

*Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$)

No se detectó efecto del fuego sobre el suelo, presentando el suelo correspondiente a los tratamientos de quema valores superiores de CC que donde no se quemaron los residuos sobre el suelo, pasados cuatro años de aplicados los tratamientos.

3.3.5. Densidad Aparente

La densidad aparente mostró diferencias significativas entre tratamientos para el espesor de suelo de 0 a 10 cm (Tabla 3.8). Los menores valores se observaron en los tratamientos que incluyeron a la quema como método de preparación del terreno (Qsub y Qrast). La mayor densidad aparente fue observada en el tratamiento que fue rastreado en la preparación del terreno (Rast).

En el espesor de 10 a 20 cm y siguiendo la tendencia natural, los niveles de densidad fueron más elevados. La densidad aparente en el tratamiento Sub fue significativamente ($P < 0,05$) menor que la de los otros tratamientos, y los mayores valores de densidad se obtuvieron donde se conservaron los residuos y donde se pasó la rastra.

En el espesor de 20 a 30 cm, también se registraron diferencias estadísticas entre el tratamiento de subsolado respecto de los otros, que presentaron mayores valores.

Tabla 3.8: Valores de densidad aparente (Mg.m^{-3}) promedio registrados en los distintos sistemas de preparación de terreno forestal al cuarto año de aplicados los tratamientos a las profundidades de estudio analizadas.

Tratamiento	$\delta_{\text{ap}} 0 - 10 \text{ cm}$	$\delta_{\text{ap}} 10 - 20 \text{ cm}$	$\delta_{\text{ap}} 20 - 30 \text{ cm}$
Sub	1,35 ab	1,36 c	1,37 b
Qsub	1,32 b	1,43 bc	1,47 a
Rast	1,45 a	1,57 a	1,50 a
Qrast	1,33 b	1,50 ab	1,49 a
CRes	1,42 ab*	1,55 a	1,51 a
Reg Nat	1,38 ab	1,56 a	1,52 a

*Letras distintas indican diferencias estadísticas significativas ($p \leq 0,05$) entre tratamientos para una misma profundidad

Interesante de notar, que en los tratamientos CRes, Rast, Qrast y Reg Nat los valores de densidad aparente fueron más elevados en el espesor de 10 a 20 cm que en el de 20 a 30 cm.

La influencia de la quema sobre la densidad aparente del suelo fue puesta en evidencia comparando los tratamientos Qsub, Sub, Qrast y Rast. En los primeros 10 cm de suelo, que es donde se dan los efectos de la quema, se observa que en el caso del tratamiento Rast y Qrast la densidad es significativamente menor en el caso de la quema, en tanto que para Sub y Qsub, la respuesta es similar aunque no significativamente, ello debido al efecto del implemento utilizado durante la preparación del terreno (Tabla 3.8).

3.3.6. Test de compactabilidad del suelo

Los valores críticos de compactabilidad del suelo, la densidad máxima (D_{max}) y la humedad crítica (θ_c), hallados mediante el ensayo Proctor para los tratamientos evaluados se presentan en la Figura 3.9. El mayor valor obtenido de D_{max} se dio para la labranza del suelo con un valor de $1,61 \text{ Mg.m}^{-3}$ en tanto que la conservación de los residuos presentó un valor intermedio y el menor valor correspondió a los tratamientos donde se incluye la quema en escollera de los residuos con $1,57 \text{ Mg.m}^{-3}$ como valor de D_{max} .

Con respecto al contenido de humedad crítico, el menor valor se dio para las situaciones de labranza ($20\%g$), en tanto que los mayores para la conservación de los residuos o su quema en escolleras ($25\%g$). Ello indica que los suelos laboreados alcanzaron antes la humedad crítica de compactación.

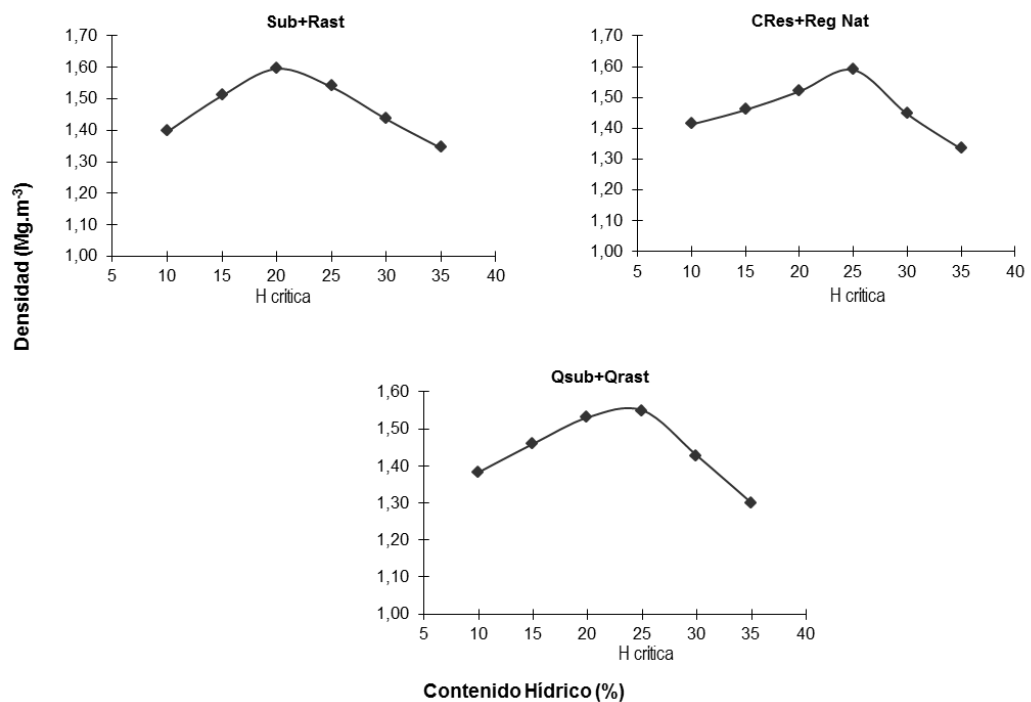


Figura 3.9: Valores críticos de D_{max} y humedad alcanzados en los tratamientos evaluados. *CRes: conservación de residuos; Reg Nat: conservación de residuos sin plantación; Sub: subsolado; Rast: rastra; Qsub: quema de residuos en escollera más pasaje de subsolador; Qrast: quema de residuos en escolleras más pasaje de rastra.

Los valores de susceptibilidad a la compactación (Tabla 3.9) obtenidos no presentaron mayores diferencias entre sí, dándose para el tratamiento Sub el mayor valor de SC.

Tabla 3.9: Valores de compactación relativa (CR) para el espesor de 0-10 cm para cada uno de los tratamientos al cuarto año de aplicados en una plantación de Pino híbrido.

Tratamientos	SC	CR Media (%)
Sub	0,022	84,60 a*
Qsub	0,015	85,47 a
Rast	0,014	90,66 a
Qrast	0,015	85,94 a
Cres	0,012	88,56 a
RegNat	0,015	86,23 a

*Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$)

Los valores de compactación relativa (CR) obtenidos a partir de la D_{max} y la δ_{ap} expresados en la Tabla 3.9, no mostraron diferencias significativas entre los tratamientos, pudiendo notarse pese a ello un menor valor de CR% donde se aplicó subsolado y mayor donde se aplicó rastra, como método de preparación del terreno.

El mayor valor de D_{max} se obtuvo en los tratamientos que comprendieron la labranza del suelo, en tanto que la compactación relativa presentó similar comportamiento que la densidad aparente. Donde mayor fue la densidad aparente del suelo, mayor fue también el valor de compactación relativa.

3.3.7. Porosidad de aireación

La porosidad de aireación, o sea, el porcentaje de poros que contienen aire cuando el suelo está en capacidad de campo, no presentó diferencias significativas entre los tratamientos evaluados en el ensayo, siendo el tratamiento Sub el que mayor valor presentó, con 16,56 % y Reg Nat el de menor valor con 8,47 % de porosidad de aireación (Tabla 3.10). Esta variable presentó mucha variación entre tratamientos.

Tabla 3.10: Valores de porosidad de aireación para los tratamientos evaluados en el ensayo de preparación de terreno forestal.

Tratamientos	Porosidad Aireación (%)
Sub	16,56 a (5,19)*
Qsub	16,34 a (6,19)
Rast	9,92 a (4,89)
Qrast	15,97 a (6,66)
CRes	11,44 a (1,1)
Reg Nat	8,47 a (5,88)

*Entre paréntesis valores de Desvío Estándar

3.3.8. Correlación entre variables: Análisis de Sendero

Los resultados del análisis de senderos se presentan en la Tabla 3.11, y en ella podemos observar la correlación entre la MO con las demás variables evaluadas en los distintos tratamientos del ensayo.

Tabla 3.11: Valores de r total y de p de las variables analizadas respecto del valor de MO del suelo del ensayo evaluado.

VARIABLES respecto de MO	r total	Valor de p
Tasa de Infiltración	- 0,07	0,7170
δ_{ap}	- 0,04	0,8290
CDMP	0,05	0,7445
Humedad en CC	0,37	0,0444
PA	- 0,17	0,3662

La única correlación significativa fue la relación positiva hallada entre la MO del suelo y la humedad en capacidad de campo (r: 0,37).

3.4. DISCUSION

De los parámetros analizados, los relacionados con la materia orgánica (MOT, Stock de C y RE_{MOS}) y la densidad aparente fueron los que mostraron ser sensibles al manejo de los suelos forestales bajo estudio. En efecto, el tratamiento Reg Nat mostró la mayor cantidad de materia orgánica en superficie. Ello puede atribuirse a que, sumado al aporte inicial de los residuos de cosecha, tuvo lugar la regeneración espontánea de la vegetación. Al cuarto año ésta presentó un gran desarrollo que cubrió toda la parcela, lo cual produjo gran cantidad de aportes y de una gran diversidad de especies. De acuerdo con Martiarena (com pers), la especie implantada utilizada logra recién entre los 18 a 24 meses desde la plantación el cierre de canopia y el aporte de materia orgánica fresca. Esta situación se contrapuso con aquellas que tuvieron preparación del terreno. De acuerdo a Nouvellon *et al.* (2008), las prácticas de preparación de terreno para una plantación forestal y sus actividades dan lugar a un significativo decrecimiento inicial del C del suelo. Aunque promueve un mayor crecimiento temprano de los árboles, el disturbio mecánico incrementa las pérdidas de carbono del suelo por diversos mecanismos, a su vez que mencionan que el efecto de las prácticas de establecimiento sobre la dinámica del C una vez establecida la plantación nunca fueron investigadas.

De alguna manera, la situación bajo Reg Nat asimiló a lo que sucede con los manejos sin labranza o de siembra directa, en agricultura. Según lo revisado por Six *et al.* (2002), la no labranza lleva a potenciales incrementos del contenido de materia orgánica del suelo debido a la mayor abundancia de masa microbiana y que se favorece la población de hongos por sobre la de bacterias, los cuales son más eficientes en el ciclo del carbono.

Es interesante notar que estos mayores valores de MO presentes en el tratamiento Reg Nat coinciden con resultados hallados por Dalurzo *et al.* (2001), en suelos rojos similares de la provincia de Misiones bajo cultivos de yerba mate. En este trabajo, tratamientos con agregado de aserrín de pino y eucaliptus presentaron valores superiores de MO respecto del manejo convencional del cultivo. Por su parte, Sánchez *et al.* (2009) mencionan que el contenido de CO en el suelo no difirió entre distintos sistemas de preparación de terreno aplicados en una plantación de pinos en el sur de Estados Unidos luego de ocho años de instalados los mismos. Lugo *et al.* (1986) demostraron que el contenido de CO de suelos subtropicales puede ser recuperado de manera relativamente rápida si se reduce el laboreo del suelo. En ese sentido, Yanai *et al.* (2003) mencionan que si las actividades de cosecha y de preparación del terreno forestal se realizan en un

marco de cuidado y de buenas prácticas, no se llegan a registrar pérdidas del CO del suelo.

Existen resultados contradictorios respecto a los efectos de la quema de residuos sobre la MO del suelo. Siete años después de la quema de los residuos para preparar el suelo para una plantación forestal en el norte de Misiones, Fernández *et al.* (2010a) no hallaron evidencias de impactos sobre el CO del suelo. En el presente trabajo la quema de los residuos tampoco generó efectos perdurables sobre la cantidad de materia orgánica presente en los primeros 10 cm del suelo. En los tratamientos Q_{sub} y Q_{rast} la cantidad de MO fue sólo algo mayor que en los respectivos tratamientos de labranza Sub y Rast (Fig. 3.4). Esta falta de diferencias puede explicarse por la presencia de residuos parcialmente quemados y restos de carbón en el sitio, lo cuales fueron captados en el muestreo del suelo. A pesar que la quema de residuos de biomasa genera la formación de carbón, que es una forma de C muy recalcitrante, el fuego genera la pérdida de C del suelo (Giardina *et al.*, 2000; Camps Arbestain *et al.*, 2004).

Se debe tener en cuenta que las respuestas de lo que ocurra tanto con el CO tanto como con otras propiedades del suelo cuando se queman los residuos de cosecha depende en gran medida de la intensidad de la quema, de la duración de la misma y del volumen del material quemado y su naturaleza (Lal 2005), de cuánto tiempo después de transcurrida la misma se realizan las evaluaciones, entre otros.

De acuerdo a lo revisado por Giardina *et al.* (2000), las pérdidas de CO por el calentamiento del suelo durante una quema suelen ser pequeñas. Las mayores pérdidas se dan en la superficie del suelo, donde el aumento de temperatura puede llevar a alterar la composición química de la materia orgánica a través de la desecación del suelo, de la modificación térmica o de la liberación de la biomasa microbiana. La quema de residuos de cosecha forestal puede llevar a aumentar la mineralización de los nutrientes del suelo con o sin pérdida del CO total del suelo. La degradación de los compuestos orgánicos y la oxidación del carbono es completa a temperaturas de 400 a 500 °C (Gray y Dighton 2006).

El cálculo del stock de C nos permitió conocer cuánto de este elemento se encuentra contenido en el suelo en los primeros 30 cm. Los menores valores de stock de CO que se registraron en los tratamientos que incluyeron el subsolado del suelo como método de preparación de terreno nos permiten decir que aquí la mineralización de la MO fue mayor inicialmente al menos por el efecto del implemento utilizado en la preparación del terreno y del cual todavía se detectaron evidencias al cuarto año.

De acuerdo con Lupi *et al.* (2006), en un ensayo de características similares al planteado, el CO del suelo en los primeros 5 cm fue en promedio 21% mayor donde se conservaron que donde se retiraron los residuos.

Donde se aplicó fuego, no se observaron mayores diferencias respecto del stock de CO en los primeros 30 cm del suelo que donde no se quemaron los residuos. En ese sentido Lal (2005) menciona que el efecto del fuego sobre el stock de CO no siempre es negativo.

Se encontraron diferencias en los índices de estratificación de la MO (RE_{MOS}), que son indicadores de la calidad de la misma (Franzluebbbers 2002a). Este cambio muestra la estratificación de MO en ausencia de labranza, a diferencia de la redistribución de la MO por el laboreo (Galantini *et al.* 2006). Los valores de RE_{MOS} obtenidos fueron más bajos que los presentados por Franzluebbbers (2010) para suelos forestales, sujetos a distintos tipos de uso. Dicho autor señala que la tasa de estratificación se incrementa

con el tiempo. Recordemos que cuanto mayor es el valor de RE_{MOS} , mejor es la calidad de la MO. De acuerdo a Six *et al.* (2002), la estratificación del CO es menor bajo suelos de labranza convencional comparado con la no labranza del suelo debido a que los implementos de labranza distribuyen el CO en la capa laboreada. Resultados coincidentes hallaron Costantini *et al.* (2010) donde los valores de estratificación del CO resultaron mayores estadísticamente bajo tratamientos de siembra directa respecto del laboreo del suelo.

De acuerdo a Álvarez *et al.* (1995) al no haber inversión de los residuos, en la siembra directa se produce una estratificación de la cantidad y calidad del carbono que determina una mejor condición física en superficie. A su vez, existe una relación positiva entre el contenido de CO del suelo y el tamaño de los agregados (Martínez *et al.* 2008). En efecto, en esta tesis, se presentan agregados de menor tamaño en los tratamientos Sub y Rast, precisamente son éstos los que también presentaron menor contenido de CO.

De las variables físicas evaluadas, las relacionadas con la porosidad y la compactación fueron las que más respondieron a los manejos implementados en el ensayo. En cambio, todo lo relacionado con la estabilidad de los agregados y la infiltración fue poco afectado, y solo mostraron tendencias de variación. De hecho, a pesar que la MO cambió, ello no generó cambios en el resto de los parámetros físicos, tal como lo demuestra la falta de relación que mostró el análisis de sendero entre la MO y el resto de las variables (Tabla 3.11).

De los parámetros físicos, la densidad aparente fue la que presentó mayores cambios por los tratamientos de preparación de terreno (Tabla 3.8) aunque no lo hizo de la manera esperada en todos los casos. En efecto, los valores de densidad fueron más bajos con el subsolado. Ello se explica porque el fin de este implemento es la ruptura de capas compactadas (Gonçalves *et al.*, 2002; Sasaki *et al.*, 2007). De acuerdo a Page-Dumroese *et al.* (2006), las prácticas de preparación de sitio como las labranzas incrementan la porosidad del suelo, pero el impacto y la duración de este efecto es dependiente de varios factores como la densidad inicial del suelo, la textura del mismo y su estado de humedad al momento de la intervención.

Trabajando en suelos rojos del norte de Corrientes, Fernández *et al.* (2000) también detectaron efectos similares del subsolado como los hallados en este trabajo, lo cual responde a que con este implemento se logra una ruptura de horizontes compactados más profundo, en las líneas donde se lo pase. Según reportes de Ngetich *et al.* (2008) el subsolado afectó a la densidad aparente del suelo, disminuyéndola, en comparación con tratamientos donde no se lo aplicó. También Gatto *et al.* (2003) evaluando sistemas de preparación de terreno para *Eucalyptus grandis* señalan diferencias significativas en densidad aparente en el espesor de suelo de 0-10cm a favor del subsolado respecto de cultivo mínimo y la quema ligera.

Llamativamente, también se hallaron bajos valores de densidad aparente en la superficie de las áreas de escollera. En esta situación los valores de densidad fueron menores que lo esperado. En referencia a ello, Varela Teijeiro (2007) menciona que la deposición de cenizas y restos vegetales parcialmente quemados provocan un aumento en el contenido de CO, y llevan a una disminución en la densidad aparente. Pero, la mayor parte de los antecedentes informan que la quema incrementa la densidad aparente

del suelo. Estos ascensos suelen relacionarse con la combustión de compuestos orgánicos, lo cual genera aumentos de densidad en los suelos. Phillips *et al.* (2000) afirman que reducciones de las raíces, la biota del suelo y la materia orgánica debido a la quema llevan a un significativo incremento de la densidad aparente del suelo. Para Gonçalves *et al.* (2002) la quema de residuos puede causar aumentos en la densidad del suelo, en función de la reducción de los tenores de MO, afectando también a otras propiedades del suelo. Otros autores en distintos sitios y condiciones indican que la quema hace aumentar la densidad del suelo (Fernández *et al.*, 2004; Certini, 2005; Are *et al.*, 2009). Por su parte Carter y Foster (2004), señalan que una quema de preparación de terreno probablemente no afecte la densidad del suelo, siendo las quemaduras repetidas cada determinados años las que lo hacen.

Otro ejemplo en este sentido es el trabajo de Zabowski *et al.* (2000), quienes evaluando distintos métodos de manejo de residuos de cosecha forestal, hallaron leves aumentos de la densidad del suelo en el primer año, luego de aplicados los tratamientos. Los valores más altos de densidad se dieron donde se quemaron los residuos en escolleras y donde se extrajeron todos los residuos. No obstante, ya en el quinto año no se evidenciaban diferencias, aunque no hacen mención de cómo fue la cosecha ni si transitaron maquinarias en el terreno.

Puede brindarse la siguiente explicación para los bajos valores de densidad hallados para el espesor 0-10 cm en los tratamientos Qsub y Qrast. De acuerdo con lo observado a campo, luego de la quema la capa superior del suelo en esos sectores quedó endurecida, y sobre ella quedaron restos de cenizas, carbón y material que no fue completamente quemado. Posteriormente, con el pasaje del implemento correspondiente a cada tratamiento, las mencionadas capas fueron quebradas, incorporadas y mezcladas con el material que había quedado sobre el suelo. Esta mezcla de materiales poco densos con el suelo pudo haber causado los descensos observados de densidad aparente. Esta aseveración se sustenta en el hallazgo de restos de carbón y cenizas entremezclados con el suelo en las muestras de suelo obtenidas en el lugar.

El tratamiento con pasaje de rastra fue el que mayores valores de densidad aparente y % de CR presentó, mostrando el desarrollo de procesos de densificación atribuibles al tránsito y al peso de la maquinaria agrícola utilizada (Gupta y Allmaras, 1987; Hamza y Anderson, 2005). Los altos valores de densidad del suelo rastreado responden a que ya al cuarto año desaparecieron los efectos del implemento y el suelo sufrió el reacomodamiento de sus partículas (Franzluebbbers *et al.* 1995). Sumado a ello, al estar el suelo descubierto en las primeras etapas del establecimiento, la elevada intensidad de las precipitaciones en la región genera un mayor impacto sobre el suelo. Respecto de ello, De María *et al.* (1999) mencionan que con el pasar del tiempo se produce nuevamente la densificación natural debido a la ausencia de remoción. Sin embargo, estos resultados difieren de los hallados por Sánchez *et al.* (2009), en donde aún ocho años después de la preparación del terreno para plantar *Pinus taeda*, la densidad de los suelos laboreados fue menor que donde se realizó la plantación directa.

Los valores elevados de densidad aparente presentados por los tratamientos que conservan residuos en superficie (CRes y Reg Nat) se deben básicamente a que no hubo remoción del suelo luego de la cosecha. Trabajando en suelos similares a los del ensayo, también bajo plantación directa, Marques Domingos *et al.* (2009) hallaron valores de densidad del suelo tan altos como $1,6 \text{ Mg.m}^{-3}$ en las primeras profundidades. Mulumba

y Lal (2008), mencionan que los efectos de los residuos o “mulch” sobre la densidad aparente es variable, y depende del tipo de suelo, el clima, el uso y los antecedentes de las propiedades del mismo, por ello, muchos investigadores encuentran aumentos de la densidad bajo residuos, otros encuentran disminución de esta propiedad física y otra parte de ellos no observan efectos de los residuos sobre la densidad aparente.

Los mayores valores de densidad aparente registrados en el espesor de suelo 10-20 cm respecto de 20-30 cm para los tratamientos Cres, Rast, Qrast y Reg Nat nos está indicando la presencia de una capa compactada posiblemente por efecto del tránsito de maquinarias. Este aumento no fue registrado en el caso del tratamiento Sub y Qsub, debido al pasaje del subsolador correspondiente al tratamiento, cuyo efecto todavía se observó al momento de realizado el muestreo.

En la actividad forestal, hay escasos resultados sobre la temática de conservación de residuos sobre la superficie de los suelos. Ello se debe a que la mayoría de los trabajos apuntan a analizar los efectos de la cosecha sobre las propiedades del suelo, en lugar de analizar los efectos de los sistemas de preparación de terreno y el manejo de los residuos. Entre los escasos resultados encontrados, se halló que la conservación de residuos sin labranza da lugar a valores de densidad aparente del suelo mayores que en las situaciones de labranza (Eisenbies *et al.*, 2005; Sánchez *et al.*, 2009). Ello se atribuyó a que durante la cosecha forestal se impacta mucho al suelo con las maquinarias utilizadas, y más aún si no se respetan las condiciones de humedad adecuadas para el tránsito. Se alcanzan valores elevados de densidad al no haber remoción posterior del suelo. A su vez, las áreas cercanas a las playas de acopio son las más afectadas por el tránsito influyendo también la cantidad de pasadas de la maquinaria y su peso por eje (Balbuena *et al.* 2000).

Pritchett (1991) menciona que los suelos con altos porcentajes de materiales finos en estado húmedo pueden resultar dañados por la compactación causada por el uso de equipo pesado, y su recuperación natural puede tardar hasta una década o más. Las condiciones ambientales del suelo en las que se realizan las actividades mencionadas ejercen gran influencia sobre las condiciones posteriores de ese suelo. En ese sentido Fernández *et al.* (2002) resaltan que aún ocho años después de una tala rasa se registran los efectos del tránsito sobre la densidad aparente en un suelo rojo del norte de Misiones, mientras que Miller *et al.* (1996) también hallaron evidencias del incremento de la densidad aparente aún ocho años después de la cosecha forestal y Matangaran y Kobayashi (1999) concluyen que 9 años después de la cosecha forestal en un suelo con más de 70% de la fracción arcilla + limo los valores de densidad aparente del suelo se redujeron, aunque no completamente.

La compactación relativa, independientemente del manejo al que fue sometido el suelo del ensayo presentó valores elevados, cercanos al umbral del 90%. No se conocen trabajos que hubieran relacionado estos valores de CR con el crecimiento y rendimiento forestales, a diferencia de lo hecho por Carter (1990) para cultivos de trigo. De todos modos, Ferreras *et al.* (2007) informan que si los valores de compactación relativa alcanzan esta cifra, significa que el suelo está muy cerca de la máxima compactación que puede admitir, con una severa disminución de los poros de mayor tamaño, afectando al crecimiento de los cultivos. Lo mencionado nos está indicando el alto grado de compactación que presenta el suelo del ensayo.

A diferencia de los parámetros de compactación, los efectos de los métodos de preparación del terreno fueron débiles en todo lo que respecta a agregación del suelo y estabilidad estructural. Se observó que el tamizado en seco (Fig. 3.7), que pone en evidencia el tamaño de los agregados, no difirió entre los distintos tratamientos evaluados. Estos resultados fueron similares a otros hallados por Lupi *et al.* (2007), quienes trabajaron en un sitio de iguales características.

El DMP_h, que expresa la estabilidad de los agregados ante el efecto del agua, tampoco arrojó diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos (Fig. 3.8). De estos resultados se desprende que el suelo del ensayo sometido a distintos métodos de preparación de terreno forestal no fue afectado en su estabilidad estructural, por el método utilizado de preparación del terreno. La homogeneidad de los valores de DMPs y DMP_h fue atribuida a la presencia de Al y Fe característicos de estos suelos, ya que la interacción de ambos elementos con la caolinita controlan la agregación en estos ambientes de suelos ácidos junto con el COS (Six *et al.* 2000). Además, la estabilidad estructural natural de los suelos rojos Ultisoles se ve fuertemente favorecida por la materia orgánica no humificada, en especial la que se produce a partir de la descomposición inicial de residuos frescos. Al tener éstos corta vida, su función en la estabilidad estructural depende de la actividad biológica del suelo (Salinas y Valencia, 1983). De acuerdo con Six *et al.* (2002), al poseer los suelos subtropicales el potencial de formar macroagregados biológicos así como físicoquímicos, la estabilidad al agua de estos agregados debería ser más independiente de las entradas de materia orgánica que en los suelos templados. Con bajos ingresos de MO, los agregados físicoquímicos pueden estabilizarse a través de la acción física de las raíces que penetran en los agregados e incrementan su estabilidad frente a fuerzas físicas desagregantes.

Es sabido que las labranzas provocan la ruptura de los agregados del suelo (Dexter, 1991; Six *et al.*, 2000; Bronick y Lal, 2005). Ello explica la tendencia hacia agregados de menor tamaño que presentaron los tratamientos de subsolado y rastra hallados en el ensayo en cuestión cuando se analizó el DMPs de los agregados. A su vez, cuando se observó en detalle cada fracción analizada en húmedo, también se vio que predominan en las fracciones de menor tamaño, agregados correspondientes a los tratamientos de labranza del suelo.

Según los resultados presentados, en las parcelas donde se utilizó fuego como práctica de preparación de terreno, se observó que para el DMPs de los agregados, se presentaron mayor cantidad de agregados en la fracción de mayor tamaño. La quema está identificada como una práctica que degrada la estructura del suelo, sin embargo, ésta incrementaría el porcentaje de macro agregados estables en la superficie del suelo, ya que de acuerdo a Are *et al.* (2009), parece ser que en suelos con altos porcentajes de partículas finas caoliníticas, como los del ensayo en cuestión, hay relativamente mayor cantidad de agregados de tamaño grande, debido a que según menciona Mataix Solera, (1999) se produce la cementación de partículas pequeñas formando agregados de mayor tamaño, ya que al alcanzarse altas temperaturas se produce una reorganización interna y recristalización de los compuestos de hierro y aluminio, que llevan a incrementar el tamaño y la resistencia de los agregados. Otros autores informan que con la quema aumentó la estabilidad de los agregados del suelo y lo atribuyen a la recristalización de los óxidos de Fe y Al y a la fusión de las partículas de arcilla a tamaño de las arenas, logrando agregados más estables (Granged *et al.* 2011).

Cuando vemos los valores de DMPH de los agregados en su conjunto, tampoco hay mayores cambios entre ellos, siendo los tratamientos de conservación de residuos los que menor diferencia presentaron para los agregados del suelo entre el estado seco y el húmedo. La existencia de agregados algo mayores en los tratamientos de conservación de residuos, CRes y Reg Nat y de quema en escolleras Qsub y Qrast, puede deberse, en el caso de la quema a lo ya mencionado, y, en el caso de la conservación de residuos a la presencia de los residuos que favorecen el desarrollo de una diversidad de agentes agregantes transitorios y temporarios (Tisdall y Oades 1982). Según menciona Franzluebbers (2002a) en los suelos bajo no labranza se encuentran mayores fracciones de macroagregados que en los suelos laboreados.

La presencia de agregados más estables en el tratamiento CRes se puede justificar de acuerdo con Lupi *et al.* (2000) a la acción de hongos, principalmente saprófitos, a una gran variedad de microorganismos que actúan sobre los residuos leñosos remanentes de la cosecha y a la presencia de hongos micorrízicos encontrados comúnmente en las plantaciones de pinos, los cuales actúan como agentes de unión temporarios a través de sus hifas. De acuerdo a Six *et al.* (2002) la no labranza del suelo favorece la población de hongos por sobre la de bacterias, que conduce a una mayor formación de glucosamina que resulta preferencial para la estructura del suelo respecto de los ácidos murámicos de las bacterias y son más eficientes para el ciclo del C.

Los bajos valores de CDMP hallados están indicando que el suelo del ensayo es estable a pesar del uso, luego de cuatro años de aplicadas las técnicas de preparación de terreno, respondiendo ello a la alta estabilidad estructural de los suelos subtropicales de arcillas caoliníticas, que poseen importantes cantidades de los principales cementantes inorgánicos del suelo como lo son los sesquióxidos de hierro y aluminio y que ayudan a formar agregados estables (Hernández Jiménez *et al.* 2010).

De los resultados obtenidos en cuanto a la estabilidad estructural del suelo también se desprende que podría haberse utilizado otro método de evaluación, o incluso el mismo pero con mayores aportes de energía, como ser mayor tiempo de tamizado en húmedo u otras modificaciones para comprobar si realmente no hay efectos de los tratamientos de preparación del suelo sobre su estructura.

La infiltración o proceso de penetración del agua al suelo está directamente afectada por las labranzas, siendo la misma alta inmediatamente después del laboreo, por la eventual ruptura de costras superficiales o capas compactadas. Sin embargo, al producirse la ruptura o fragmentación de los agregados, con el transcurso del tiempo se produce el taponamiento de los macroporos y pérdida de poros continuos conectados con la superficie, disminuyendo así la velocidad de infiltración y aumentando los riesgos de erosión y la formación de costras en superficie (USDA 1999), ello explica lo que ocurre en el tratamiento Rast del ensayo, que presenta la menor tasa de infiltración, contrariamente a lo que se registra para Sub, donde todavía se detecta el efecto del implemento utilizado, lo que lleva a una mayor tasa de infiltración respecto del resto de los tratamientos a pesar de que las diferencias no sean significativas. Castiglioni *et al.* (2006) hallaron una mayor tasa de infiltración en sitios donde el contenido de materia orgánica era alto y los valores de densidad aparente bajos, respecto a sitios con las características contrarias. Donde menores resultaron los valores de MO (tratamiento Sub), menor fue la densidad aparente determinada y mayor la tasa de infiltración hallada.

Cuando se conservaron los residuos sobre la superficie del suelo los resultados fueron intermedios. Franzluebbers (2002b) menciona que con pocos años de manejo, los valores de infiltración del agua al suelo bajo sistemas de no labranza del suelo pueden ser similares o menores que bajo sistemas de labranza convencional, debido a la compactación inicial y a la escasa actividad biológica que ésta pueda acarrear.

Independientemente del tratamiento aplicado, los valores de tasa de infiltración son elevados respecto de otros suelos, ya que en general se considera que los suelos arcillosos tienen una baja tasa de infiltración. De acuerdo a Henríquez *et al.* (2012), los altos valores de infiltración en estos suelos responden a un tipo de textura denominado “pseudoarenas”, que se dan en estos tipos de suelos que presentan predominancia de arcillas 1:1 (principalmente caolinita) y óxidos de Fe y Al. Aunque estos materiales son finos, la formación de puentes de H en las arcillas tipo 1:1, propicia que las partículas se agreguen entre sí dando estructuras más desarrolladas. Estas a su vez se recubren de óxidos y constituyen un tipo de partícula de mayor tamaño que es conocida como “pseudoarena”. La presencia de agregados estables en estructuras granulares confiere a estos suelos una condición física excelente, en particular, en lo que se refiere a sus drenajes naturales. Sin embargo, si existen prácticas de manejo como sobrepastoreo o una mecanización intensiva que modifiquen estas características naturales las condiciones físicas pueden deteriorarse irreversiblemente. A su vez, debemos considerar que al provenir el sitio de un uso forestal, las raíces de los árboles cosechados se encuentran en pleno proceso de descomposición, lo cual también genera espacios o grietas que facilitan el movimiento del agua.

La capacidad de campo de un suelo está ligada a su contenido de MO. De acuerdo con Martínez *et al.* (2008), al aumentar los contenidos de MO, aumenta la cantidad de poros de mayor tamaño, responsables de la infiltración y la CC. Esta afirmación concuerda con lo observado en el presente trabajo, ya que a mayor contenido de MO en el suelo, mayor fue el valor de capacidad de campo registrada. Mulumba y Lal (2008) también refieren sobre el aumento de la capacidad de campo del suelo cuando se mantienen los residuos sobre la superficie del mismo. Según un documento de FAO (2000), la estrecha relación de la materia orgánica con las arcillas del suelo incrementa la capacidad de retención de agua ya que esta MO puede absorber de tres a cinco veces más de su propio peso.

3.5. SUMARIO Y CONCLUSIONES

- a) Los valores de MO fueron más altos donde se conservaron los residuos sobre la superficie del suelo. El mayor stock de C en estos sitios demuestra que hay mayor captura de C en situaciones de manejo conservacionista, a la vez que la calidad de la materia orgánica es mayor. La MO definió los valores de retención hídrica en capacidad de campo.
- b) La estructura del suelo no se vio afectada por los distintos sistemas de preparación de terreno propuestos, ya que ninguno de los indicadores mostró diferencias entre tratamientos. La tasa de infiltración de agua tampoco mostró grandes diferencias entre los tratamientos.

- c) Los parámetros físicos ligados a la compactación del suelo fueron altamente sensibles a los manejos implementados. Los mayores valores de compactación correspondieron a los suelos laboreados con rastra, lo cual no pudo disminuirse mediante la conservación de residuos. El subsolado logró hacer disminuir los valores de densidad aparente hasta 30 cm de profundidad, perdurando el efecto del implemento utilizado aun al cuarto año de haber sido aplicado.
- d) La quema de residuos en escollera no generó los aumentos esperados de densidad, sino disminuciones. Estos cambios de densidad requieren mayor explicación y posiblemente estén relacionados con las condiciones y duración de la quema.

CAPITULO 4

CAMBIOS EN LAS PROPIEDADES FISICAS DEL SUELO CAUSADOS POR LA ACTIVIDAD FORESTAL RESPECTO DEL BOSQUE NATIVO

4.1. INTRODUCCION

El bosque nativo nos permite indagar acerca del probable estado que tuvo un ecosistema determinado antes de ser alterado por la actividad humana. En el caso del suelo, podemos determinar los cambios generados por las actividades productivas, así como la indagación acerca del estado de degradación del ambiente edáfico. Cuando se evalúan propiedades del suelo, se compara con suelos prístinos ya que pueden ser considerados como un punto de referencia del sistema edáfico, porque las condiciones naturales del ambiente se han encontrado poco modificadas en el tiempo respecto del uso (Sacchi y De Pauli 2002).

Las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo suelen experimentar deterioro a causa del uso agrícola y/o pecuario, lo cual se vincula con la menor productividad de los agroecosistemas con respecto a los ecosistemas originales. Estos cambios son regulados en su magnitud por las condiciones climáticas y las características propias del suelo y del cultivo de que se trate (Ruiz-Figueroa 1995). El estudio de los cambios en las propiedades y su efecto sobre la productividad de los agroecosistemas puede hacerse observando la evolución en el tiempo en los distintos agroecosistemas, teniendo como referencia al ecosistema natural (Medina Méndez et al. 2006).

En los ambientes tropicales y subtropicales, los suelos son frágiles y se degradan fácilmente ante cualquier actividad o cambio de uso, por lo que es de gran importancia el correcto uso y manejo de los suelos en las actividades productivas. La eliminación del bosque trae aparejada inmediatamente pérdida de cobertura del suelo, lo que conlleva a pérdidas de suelo por erosión, disminución de la materia orgánica y compactación del suelo por tránsito de maquinarias entre otros en el corto plazo (Sánchez 1981). A su vez, la disminución de los aportes de MO fresca o su completa eliminación generan un rápido agotamiento del suelo y en pocos años este debe ser abandonado si no es correctamente manejado.

En la provincia de Misiones, la actividad forestal disturba el suelo básicamente en el momento de la preparación del terreno para la plantación y durante la cosecha, permaneciendo el mismo sin disturbarse por lapsos de 18 a 20 años o más inclusive, dependiendo de la especie implantada, con algunas intervenciones como ser los raleos. En esos períodos de tiempo, el suelo permanece sin disturbios y con la cobertura que ofrece la forestación, por lo que una vez instalada la misma y al cierre de canopia en el segundo o tercer año de instalada la misma, se reinician los aportes de materia orgánica fresca al suelo.

Aunque los sistemas forestales sean los más parecidos en cuanto a su estructura y funcionamiento al bosque nativo, se diferencia de éste en cuanto a sus condiciones edáficas, principalmente las propiedades físicas. Un interrogante hasta ahora no resuelto

es en qué magnitud se diferencian entre si ambos sistemas forestales (nativo vs comercial), lo cual puede brindar información válida acerca del tiempo probable de recuperación de los suelos productivos.

El objetivo de este capítulo de la tesis fue contrastar el estado físico del suelo del bosque nativo cuasi prístino de la zona de estudio, con el del suelo del ensayo. De esta forma, se evaluaron los cambios producidos en el suelo por el uso forestal y los distintos sistemas de manejo respecto de la situación inicial.

4.2. MATERIALES Y METODOS

4.2.1. Caracterización del área

La selva misionera hasta mediados del siglo XX cubría la totalidad de la superficie actual de la provincia de Misiones, siendo la prolongación más meridional de la selva paranaense que abarcaba el sur de Brasil y este de Paraguay conformando el Bosque Atlántico. La vegetación predominante en la ecorregión del Alto Paraná es la del bosque subtropical semidecídúo. Las variaciones en el ambiente local y el tipo de suelo permiten la existencia de diferentes comunidades vegetales: bosques en galería, selvas de bambú, bosques de palmito (*Euterpe edulis*) y bosques de araucaria (*Araucaria angustifolia*). La mayoría de los bosques han sido explotados para obtener madera, y algunos son bosques secundarios que se están recuperando de la deforestación. Los fragmentos del bosque están, por lo tanto, compuestos por bosques primarios y secundarios en diferentes estadios de sucesión (Plací y Di Bitetti 2005) y ocupan actualmente casi un tercio de la superficie de la provincia.

La topografía de la región comprende desde áreas relativamente planas con suelos profundos, cerca del río Paraná y otros ríos principales, con altitudes de 150 a 250 m sobre el nivel del mar (msnm), hasta una meseta relativamente plana con altitudes de 550 a 800 msnm. Las áreas que se ubican entre los principales ríos y la meseta, con altitudes de 300 a 600 msnm, tienen pendientes relativamente pronunciadas y están muy expuestas a la erosión del suelo cuando se retira el bosque (Ligier 2000). Los suelos de la región son relativamente ricos en nutrientes. Los suelos rojos, que son profundos cerca de los ríos, se vuelven menos profundos y más rocosos en altitudes mayores. Hay mucha diferencia en los tipos de suelos, que varían en textura, composición química y acidez (Ligier, 2000; Fernández et al., 2000).

El área analizada en este caso se ubica en la zona cercana al río Paraná por lo que presenta características de esos ambientes, mencionadas con anterioridad.

4.2.2. Metodología

Se evaluaron tres sitios de bosque nativo cuasi prístino ubicados en cercanías de la zona del ensayo descrito en el capítulo anterior. En cada sitio se realizó el muestreo de las variables detalladas en el Capítulo 2, Materiales y Métodos de esta Tesis.

El muestreo se realizó sobre una transecta abierta en el bosque a partir de los 50 m desde el borde para evitar el efecto de bordura en sitios al azar a los lados de la transecta mencionada para obtener las muestras.

Para comparar los resultados obtenidos de las variables del bosque nativo con las variables del ensayo, y considerando que no hubieron mayores diferencias entre los tratamientos del ensayo es que se propone el siguiente agrupamiento de los tratamientos a efectos de la comparación:

- Tratamientos Sub + Qsub + Rast + Qrast = Labranza tradicional (Lab Trad)
- Tratamientos Cres + Reg Nat = Conservacionista (Conserv)
- Bosque Nativo cuasi Prístino = BNcP

4.2.3. Análisis Estadístico

Dado que el tratamiento BNcP no fue replicado, no pueden aplicarse estadísticos clásicos como ANOVA para evaluar diferencias. En su defecto, se realizaron comparaciones entre la agrupación de tratamientos propuestos del ensayo respecto del bosque nativo.

Se realizó un análisis de senderos (Espitia Camacho *et al.* 2008) a efectos de determinar posibles explicaciones causales de las correlaciones observadas entre una variable respuesta y una serie de variables predictoras o causales. Este tipo de análisis pretende construir modelos de causa – efecto entre las variables a través de la partición de la correlación entre dos variables como la suma de dos tipos de efectos, siendo estos efectos directos de una variable sobre otra e indirectos de una variable sobre otra, vía una o más variables exógenas.

4.3. RESULTADOS Y DISCUSION

4.3.1. Materia orgánica

En lo que respecta a la materia orgánica del suelo, el bosque nativo presentó mayores valores que el suelo del ensayo (figura 4.1), alcanzando en superficie valores de 4,26%.

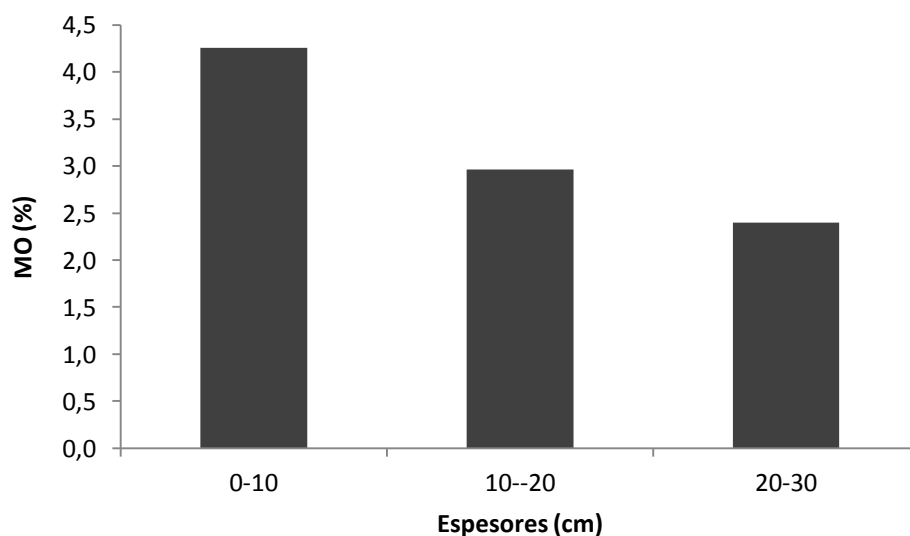


Figura 4.1: Contenido de Materia Orgánica (%) en los espesores de suelo evaluados para el bosque nativo del norte de Misiones

Realizando una comparación entre los valores hallados en el bosque y los valores de MO de los manejos propuestos en el ensayo (tabla 4.1), se aprecia que en el bosque hay poco menos del doble de MO que en el suelo cultivado. Es interesante notar que ni siquiera el tratamiento de conservar los residuos sobre el suelo y no laborearlo (Conserv) alcanzó para recuperar la MO del sitio. En cambio, solamente cuando se propone el descanso del suelo por abandono del sitio es factible un aumento en los niveles de MO, aunque sin poder alcanzar los valores del bosque nativo. En este caso se registró 3.55% de MO para los 10 primeros cm de suelo, lo cual evidencia la menor cantidad de MO en el suelo del ensayo afectado por el uso. Según Lupi *et al.* (2011), con las sucesivas rotaciones forestales existe un empobrecimiento de la calidad del suelo que queda reflejado básicamente en la caída de los niveles de materia orgánica. En este sentido, Pulido *et al.* (2010) mencionan que en suelos tropicales cultivados en forma continua la MO disminuye entre 30 y 60% en unos pocos años respecto de valores encontrados bajo vegetación natural debido al cambio de cantidad y calidad de la MO fresca que ingresa al suelo. Para el caso del ensayo analizado, con las labranzas se registraron pérdidas de hasta un 40% de MO en los primeros 10 cm del suelo, en tanto que donde se conservaron los residuos esa diferencia fue de entre el 15 y el 30%. A su vez, Martínez *et al.* (2008) mencionan que la pérdida de material húmico en suelos cultivados es superior a la tasa de formación del humus en suelos no perturbados. Reducciones del orden del 13 % fueron informadas por Lupi y Fernández (2002) para un sitio y ensayo similar al de esta tesis, pero que tenía menor historia de uso para la preparación intensiva del terreno que incluyó la labranza y la quema de los residuos forestales. Pulido *et al.* (2010) también informaron sobre reducciones de CO en un Ultisol cultivado con cítricos respecto del suelo bajo vegetación nativa y que dichas reducciones fueron más marcadas (hasta 35%) en un suelo menos evolucionado.

Tabla 4.1: Porcentajes de MOT del suelo del Bosque Nativo cuasi Prístino de la zona respecto de los valores hallados en el ensayo.

Espesor de suelo (cm)	Lab Trad (%)	Conserv (%)	BNcP (%)
0 - 10	2,54	3,20	4,25
10 - 20	1,81	1,82	2,96
20 - 30	1,51	1,57	2,4

Según Klein *et al.* (2008), existen estudios que indican que el CO del suelo se reduce sobre todo en los primeros 10 años posteriores a una implantación forestal, dependiendo de la intensidad de la cosecha anterior, la preparación de sitio y el tratamiento silvicultural aplicado. Estos autores mencionan que, cuanto más largo es el turno de cosecha, mayor será la recuperación del CO. Atento a ello y considerando que en la región los turnos de cosecha para *Pinus taeda*, principal especie implantada, es entre 18 y 20 años, podemos suponer que con el paso de las rotaciones la recuperación de CO del suelo se producirá cada vez más lentamente si no se incluye el manejo de los residuos de cosecha en el terreno.

Es de gran importancia en los sistemas forestales la presencia del mantillo forestal. En general, la cantidad de MO de un suelo prístino es superior a la de los suelos cultivados, y en la mayoría de los casos, es mayor en un suelo forestal que en uno agrícola, debido justamente a la formación del mantillo forestal una vez instalada la plantación (Pritchett, 1991). Debido a que el mantillo comprende la parte más dinámica del stock de carbono orgánico del suelo, la estimación de los efectos de esas actividades

sobre su dinámica son difíciles de predecir (Yanai *et al.* 2003). Cuando se realiza la preparación de terreno, este mantillo es incorporado al suelo con el laboreo o es quemado si se realiza esa práctica. La adopción de técnicas conservacionistas de preparación de suelo, como la plantación directa, se presenta como una alternativa para contribuir a la sustentabilidad económica y ambiental del agroecosistema.

El stock de C registrado para los primeros 30 cm de suelo bajo BNcP alcanzó un valor de $62,2 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$, en tanto que el valor promedio para el ensayo fue $11,8 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ menos de C que el suelo de referencia, es decir 19% menos. Si observamos la figura 4.2 donde se presentan los valores de stock de C para los primeros 30 cm del suelo en las situaciones de manejo tradicional, manejo conservacionista y la situación de bosque nativo, se aprecia que ya con el manejo conservacionista del suelo se logra aumentar el stock de C en el suelo en casi $7 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Ello indica que hay una mayor fijación de C en el suelo cuando se conservan los residuos de la cosecha. Al comparar las situaciones de labranza tradicional, respecto de los suelos prístinos de la zona, los suelos labreados poseen $13 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ menos de carbono que los suelos de referencia, en tanto que el manejo conservacionista posee $6 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ menos.

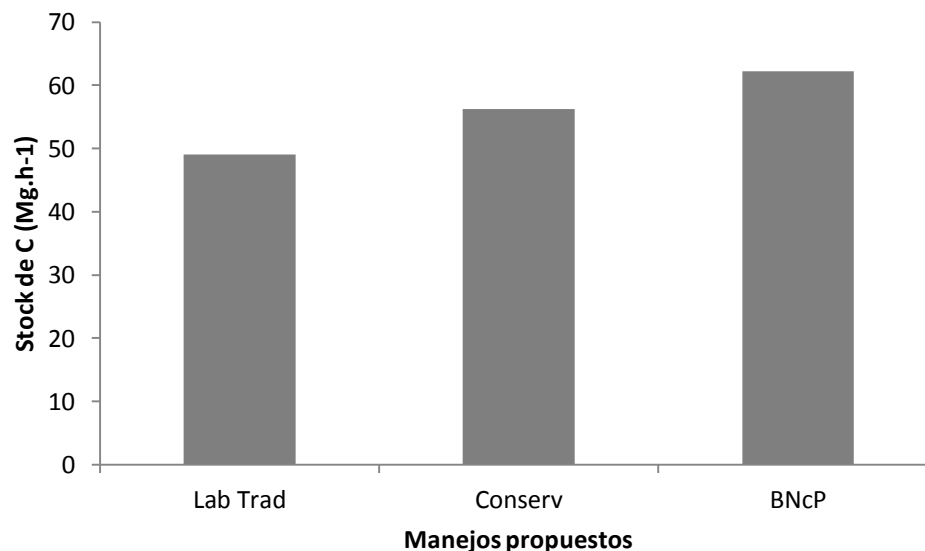


Figura 4.2: Valores de stock de C para el manejo tradicional de la zona, el conservacionista propuesto y el existente en el bosque nativo en los primeros 30cm del suelo.

De acuerdo con Lal (2001) la velocidad media de secuestro de C en reforestaciones sobre tierras labreadas es de $0,5$ a $1 \text{ Mg}\cdot\text{ha}\cdot\text{año}^{-1}$. Por otra parte, en un estudio realizado para *Eucalyptus dunnii*, García-Préchac *et al.* (2001) concluyen que al tercer año de establecida la plantación y aplicados varios sistemas de preparación del terreno que incluían el laboreo del suelo, comparando éste respecto de una situación de campo natural regenerado, esta última presentó mayor contenido de CO en superficie que el tratamiento que implicaba laboreo del suelo.

La estratificación de la MO en profundidad es común que ocurra en muchos ecosistemas naturales y en suelos trabajados ocurre con el tiempo, cuando no son disturbados por las labranzas (Franzluebbers, 2000a).

El valor de RE_{MOS} del suelo para el BNcP fue de 1,44, siendo este valor menor que los determinados para los tratamientos de conservación de residuos del ensayo analizado en el capítulo anterior.

4.3.2. Propiedades físicas

El suelo del BNcP presentó similar DMPs de los agregados que el suelo del ensayo, viéndose en las tres fracciones de agregados analizados similares respuestas. El porcentaje de agregados retenidos en la fracción de 6,38 mm fue de 48,5%, siendo este valor similar al del suelo del ensayo.

El DMP_h de los agregados tampoco mostró diferencias entre el suelo del bosque nativo respecto del suelo del ensayo. En el tamizado en húmedo de los agregados, en la fracción de agregados de mayor tamaño - 6,38 mm - quedaron retenidos el 35% de los mismos, resultando ser siete puntos más que lo retenido por el tratamiento Reg Nat del ensayo que fue el que mayor retención presentó para esta fracción (Figura 3.8).

En el caso de las fracciones siguientes de menor tamaño, a excepción de la última – de 0,125mm -, el suelo del bosque presentó menor porcentaje de agregados retenidos en todas ellas respecto de los distintos tratamientos del ensayo, reforzando lo mencionado para la fracción de mayor tamaño.

Pese a esta falta de fragmentación de agregados tamizados al agua, el CDMP no difirió entre el suelo del ensayo y del bosque nativo de la zona (CDMP = 0,99 mm), por lo que no se detectaron cambios en la estabilidad estructural del suelo bajo las condiciones en que se desarrolló esta experiencia. Lo más frecuente es que se presenten cambios en la estabilidad de los agregados una vez que el suelo es despojado de su cobertura originaria (García Aratani *et al.* 2009). Ellies *et al.* (1993) concluyen que al eliminar un bosque nativo y reemplazarlo por otro de pino, se observaron modificaciones estructurales en el suelo con la disminución de la macroporosidad. Es posible que esta fuese la situación del presente estudio, ya que si bien no se registraron cambios en la estabilidad del suelo, sí se produjeron cambios en los tamaños de los agregados. Ello lo demuestra la mayor cantidad de agregados de mayor tamaño en el suelo de BNcP respecto del ensayo, lo que se origina en la ruptura de los agregados durante las labranzas, que luego producen el taponamiento de macroporos. Según Bronick y Lal (2005), la agregación es controlada por diversos factores en los distintos tipos de suelos, y en el caso de los Ultisoles, predomina el humus complejado con el hidróxido de Al³⁺, que protegen a la MO de la descomposición microbiana y favorecen la agregación. Según Loveland y Webb (2003) sólo una parte de la materia orgánica del suelo influye sobre la estabilidad de los agregados, la cual es la materia orgánica fresca o activa, rica en mono y polisacáridos, raíces e hifas de hongos lo que logra la permanencia de los agregados de mayor tamaño. Es justamente ésta la situación de los bosques y en parte de los sitios de conservación de residuos.

Independientemente de ello, al no registrarse cambios ni entre los tratamientos del ensayo, ni entre éstos respecto del suelo del bosque nativo de referencia, el comportamiento de la estructura del suelo de la zona resultó indiferente respecto al uso y al tipo de manejo. Por consiguiente, esta propiedad no resulta ser buena indicadora de degradación de los suelos. En efecto, los valores de índice de estabilidad obtenidos fueron altos en todos los casos, demostrando que estos suelos presentan una alta estabilidad natural.

La tasa de infiltración presentada por el bosque nativo fue considerablemente mayor que la de los distintos tratamientos del ensayo, ya que en promedio fue cuatro veces más rápida, presentando un valor de 1638 cm.h⁻¹. Los valores de tasa de infiltración fueron

altos aún para el suelo correspondiente al ensayo, lo cual se atribuye al método de evaluación utilizado, el cual debe ser reconsiderado. No obstante, se denota una importante disminución de la tasa de infiltración entre ambas situaciones (Figura 4.3). Wahl *et al.* (2003) señalan que la mayoría de los suelos tropicales de bosque tienen la capacidad de absorber agua a un ritmo rápido: Sin embargo y concordando con Yimer *et al.* (2008), el cambio de uso del suelo de vegetación nativa a cultivos o pasturas hace que muchos suelos tropicales hayan sufrido importantes cambios en sus propiedades, lo cual incluye la pérdida de materia orgánica e incrementos en la densidad aparente del suelo. Ambos deterioros afectan a su vez a los macroporos del suelo, resultando en una disminución de éstos que influyen a su vez sobre la tasa de infiltración del agua. Cambios en la tasa de infiltración tiene una influencia directa sobre el escurrimiento de agua (Yimer *et al.*, 2008; Franzluebbers, 2002a) consecuentemente sobre la erosión del suelo.

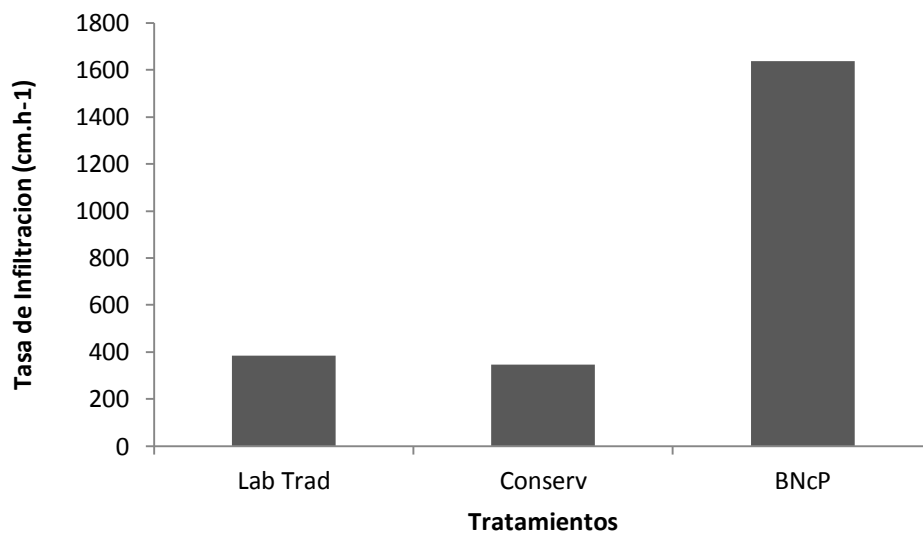


Figura 4.3: Valores de tasa de infiltración presentados para el ensayo analizado respecto del BNcP de la zona.

De igual manera que la tasa de infiltración, la humedad retenida en capacidad de campo del suelo del bosque nativo fue entre 10 y 14 puntos superior a la CC del suelo del ensayo. En BNcP el suelo retuvo 39% de humedad en capacidad de campo, mientras que para labranza tradicional y aún el manejo conservacionista ese valor varió entre sólo 24,8 y 26,7%. Ello demostró que respondían a los valores de MO presentes en cada situación. De acuerdo con Medina Méndez *et al.* (2006), el contenido de MO afecta directa y positivamente a la humedad en CC del suelo, de manera tal que a mayor cantidad de MO se incrementa el valor de la misma, ello explica la mayor CC del suelo del BNcP.

Los valores de densidad aparente del suelo BNcP fueron en promedio 24% inferiores que los encontrados en el ensayo. En la figura 4.4 se puede observar que la densidad aparente que presenta el bosque nativo fue considerablemente menor que la registrada en el ensayo, principalmente en el horizonte superficial. En este caso presentamos los valores de densidad para cada tratamiento, sin la agrupación propuesta, ya que el tratamiento Sub presenta características particulares debido al implemento utilizado.

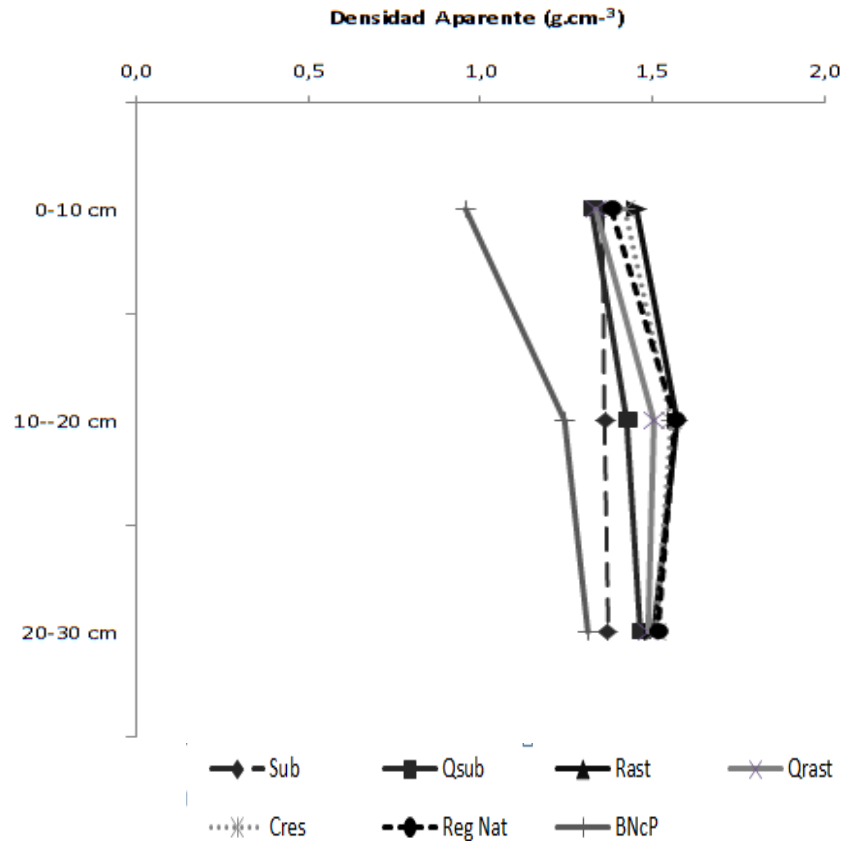


Figura 4.4: Comparación de la densidad aparente del suelo del bosque nativo respecto del suelo del ensayo para las tres profundidades analizadas.

Queda así evidenciado el impacto sobre la densidad causado por el uso del suelo en el sitio de estudio. Los resultados hallados concuerdan con otros autores (Cantú *et al.* 2007).

En ambientes húmedos y de suelos arcillosos es muy difícil revertir la compactación causada al suelo por el pasaje de maquinarias y ésta es perdurable por muchos años, incluyendo el riesgo de compactar también el subsuelo (Balbuena *et al.* 2000). En un estudio realizado por Ares *et al.* (2005), se halló que la densidad aparente en parcelas forestales fue 27% superior que en áreas no compactadas. Este estado de compactación se va acumulando con cada intervención que se realice en el sitio. Otros estudios indican que los mayores efectos sobre la densidad del suelo se dan cuando la cosecha forestal se realiza en condiciones de suelo húmedo (Eisenbies *et al.* 2005), pero que el laboreo del suelo revierte esta situación y prácticamente no disminuye la productividad de la plantación posterior.

El valor de D_{max} obtenido para el suelo de bosque sometido a test Proctor fue menor que aquellos registrados en el ensayo, siendo de $1,51 \text{ Mg.m}^{-3}$, (Fig. 4.5). En tanto que la humedad crítica a la que se obtiene ese valor fue 28%g, resultando en una CR de 63,5%. Este valor fue sensiblemente inferior al suelo del ensayo, donde rondaron valores cercanos al 90%. De acuerdo a algunos autores (Horn y Lebert, 1994; Ferreras *et al.*, 2007) existe una correlación negativa entre la máxima compactabilidad de los suelos y su contenido de CO, lo que significa que cuanto menor sea el valor de CO del suelo, mayor será su compactabilidad.

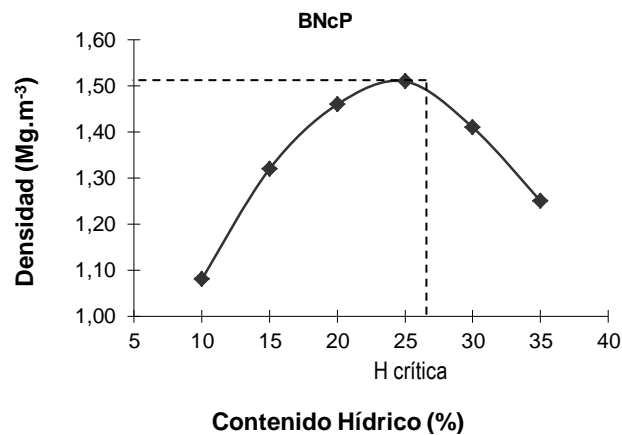


Figura 4.5. Valores críticos de D_{max} y humedad alcanzados por el suelo del bosque nativo de la zona

La porosidad de aireación en este caso resultó ser elevada, presentando el suelo de BNcP un valor promedio de 38,7%. Ello queda explicado en el bajo valor de densidad aparente de suelo que posee el bosque nativo.

4.3.3. Análisis de sendero

Al incluir los valores de bosque nativo en el análisis de sendero, se halló una situación distinta respecto al capítulo anterior. Se hallaron correlaciones significativas entre las distintas variables evaluadas, presentándose los resultados en la tabla 4.2.

Tabla 4.2: Valores de r total y de p para el análisis de senderos realizado con las variables evaluadas en el ensayo y el suelo de referencia.

Variables respecto de MO	r total	Valor de p
Tasa de infiltración	0,68	<0,0001
δ_{ap}	-0,60	0,0003
CDMP	0,17	0,3518
Humedad en CC	0,69	<0,0001
PA	0,36	0,0380

Existe una correlación positiva y significativa respecto de la MO con la tasa de infiltración y la humedad en CC, por lo que es posible afirmar que a mayor contenido de MO del suelo, mayor es la tasa de infiltración del agua al suelo y también mayor la humedad retenida en CC, en tanto que existe una correlación negativa y significativamente estadística entre la MO del suelo y la densidad aparente del mismo que nos permite decir que en general, cuanto menor es el contenido de MO del suelo, mayor será su densidad aparente.

La baja correlación presentada por el CDMP nos está confirmando lo ya mencionado con anterioridad, de que la estructura del suelo no se vio afectada desde ningún punto de vista, ni por los tratamientos de preparación de suelo aplicados ni por el cambio de uso del suelo, de bosque nativo a la actividad forestal.

4.4. SUMARIO Y CONCLUSIONES

- a) La cantidad de materia orgánica del suelo se vio afectada por el uso, habiéndose encontrado siete puntos de diferencia entre el ensayo y el bosque nativo. El stock de C mostró una diferencia de $13 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ entre ambas situaciones.
- b) La estabilidad de los agregados del suelo no mostró cambios atribuibles al reemplazo del bosque nativo, con valores siempre altos de estabilidad estructural. Se concluye que no fue un buen indicador de los cambios ocurridos.
- c) La tasa de infiltración del agua al suelo, si bien fue siempre elevada, presentó importantes disminuciones entre el suelo del ensayo y el suelo de referencia. La humedad retenida en CC disminuyó en concordancia con lo sucedido con la MO.
- d) El manejo forestal, cualquiera sea el caso, causó la densificación y compactación de la superficie de los suelos estudiados, en comparación con la situación teóricamente inicial del bosque nativo.

CAPITULO 5

DISCUSIÓN GENERAL Y CONCLUSIONES

A modo de recordatorio de los objetivos a ser abordados en esta tesis, mencionaremos que los mismos tratan sobre evaluar el impacto del cambio de método de preparación del terreno y el manejo de los residuos a través de las propiedades físicas de un suelo bajo uso forestal en la provincia de Misiones, analizar el estado de avance de la degradación de estos suelos respecto a la situación original, y hallar un set mínimo de indicadores de calidad física sensibles a los manejos implementados en estos suelos subtropicales. Los mismos fueron tratados en los capítulos 3 y 4.

5.1. SITUACION MOTIVADORA

La actividad forestal en la provincia de Misiones, cuyos suelos responden a un clima subtropical húmedo, es una de las principales actividades económicas de la provincia. Las plantaciones, básicamente de coníferas, están entrando en un tercer ciclo de rotación y desde el medio privado se percibe un avance en el estado de degradación de los suelos. En particular, es muy poco lo que se sabe respecto de la condición física de este tipo de suelos, no sólo a nivel local, sino también internacional.

No obstante esta percepción, hasta el momento no se experimenta demandas desde el sector productivo respecto del tema. Ello se debería a que la especie utilizada en la gran mayoría de los casos, *Pinus sp.*, presenta alta plasticidad, además del importante mejoramiento genético que ha alcanzado. Pese a ello se sabe que los sitios luego de una cosecha forestal quedan compactados tanto superficial como subsuperficialmente y relativamente descubiertos hasta tanto se alcance el cierre de canopia de la siguiente rotación, y que, las tareas de preparación de terreno para la plantación alteran las propiedades físicas de los suelos (Grigal 2000) ya sea en el corto o en el largo plazo.

Lo que debemos saber identificar es el significado de esos efectos, su severidad, su extensión, certeza, duración, desviación de los rangos naturales e implicancias biológicas y económicas. Algunos de los efectos indirectos del manejo de los suelos no son tan claros y deben ser tenidos en cuenta. También son importantes las condiciones climáticas cuando se realiza el manejo dependiendo del tipo de suelo del que se trate, y esto principalmente no es tenido en cuenta al momento de las intervenciones.

Por un lado, el escaso conocimiento existente en cuanto a las propiedades físicas de los suelos subtropicales dedicados a la actividad forestal, y por otro lado, la gran generación de residuos de biomasa y su tratamiento en la preparación del terreno para una nueva plantación, motivaron el deseo de investigar sobre los sistemas de preparación de terreno aplicados, el manejo de estos residuos mediante plantación directa como un sistema conservacionista más amigable con el ambiente y los efectos de ello sobre las propiedades físicas por un lado, y por el otro, determinar el estado de degradación de ese suelo forestal respecto de la situación original y hallar un set mínimo de indicadores de calidad física.

5.2. PRINCIPALES HALLAZGOS

Se plantearon aquí una serie de interrogantes que fueron respondidos con los resultados hallados en los dos capítulos precedentes de resultados de la tesis.

¿Influyó la técnica de preparación del terreno forestal sobre las propiedades físicas del suelo?

La comparación entre los distintos sistemas de preparación de terreno resultó ser en algunos casos la esperada, mientras que en otros se dieron respuestas contrarias a las esperadas. Se debe tener en cuenta que la evaluación de las propiedades físicas se llevó a cabo al cuarto año de realizada la preparación del terreno.

La técnica de preparación del terreno forestal afectó solamente algunas de las variables analizadas. Con respecto a la MO del suelo, el mantenimiento de los residuos de tala rasa sobre el terreno sin laboreo del suelo promovió el aumento del stock de C como así también de su calidad medida por el valor de estratificación. Solamente cuando se abandona el sitio esos aumentos demostraron ser significativos, llegando así a asemejarse a los valores del bosque nativo. Obviamente, esta opción no puede ser considerada en un esquema productivo. De acuerdo con FAO (2002), los ecosistemas forestales contienen más carbono por unidad de superficie que cualquier otro tipo de uso de la tierra y sus suelos -que contienen cerca del 40 por ciento del total del carbono- son de importancia primaria cuando se considera el manejo de los bosques. Debemos tener en claro que un manejo conservacionista favorece la acumulación de C en formas orgánicas dentro del suelo, en tanto que las labranzas promueven la liberación del C hacia la atmosfera (Martínez *et al.* 2008).

Respecto a la estructura del suelo, no se halló ningún parámetro entre los analizados que indiquen la existencia de deterioro estructural, tal como lo manifiesta la inexistencia de cambios significativos por los tratamientos evaluados (Tabla 3.5) En realidad el suelo estudiado mostró elevada estabilidad estructural, atributo natural que presenta este tipo de suelos (Sánchez 1981).

Puede afirmarse que la materia orgánica del suelo y la densidad aparente actuaron como conductores (“*drivers*”) separados del resto de las propiedades físicas del suelo. Por un lado, la humedad del suelo en capacidad de campo respondió netamente a la cantidad de MO presente en cada tratamiento, al registrarse los mayores valores de CC en los tratamientos donde se conservaron los residuos y menores donde menos MO había en el suelo (Fig. 5.1).

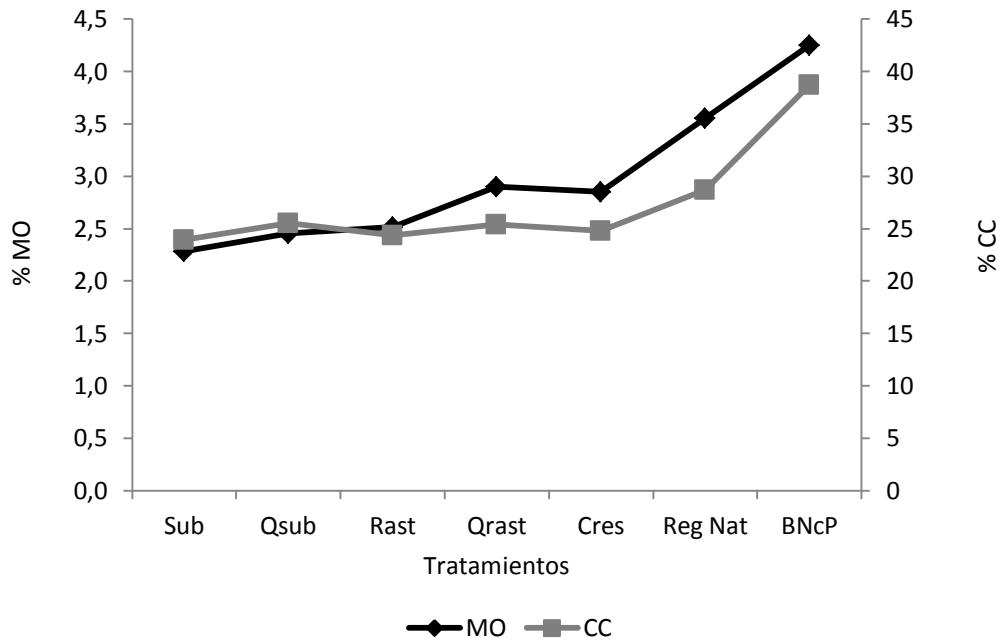


Figura 5.1. Comportamiento de la materia orgánica y la humedad retenida en capacidad de campo en los tratamientos de preparación de terreno forestal y el bosque nativo.

Por el otro lado, la densidad aparente que fue disminuida por el subsolado, - independientemente de lo sucedido con la materia orgánica- afectó directamente a la tasa de infiltración (Fig. 5.2). Donde menores fueron los valores de densidad, mayores resultaron ser las tasas de infiltración del agua al suelo, siendo así el tratamiento subsolado el de mayor tasa de infiltración.

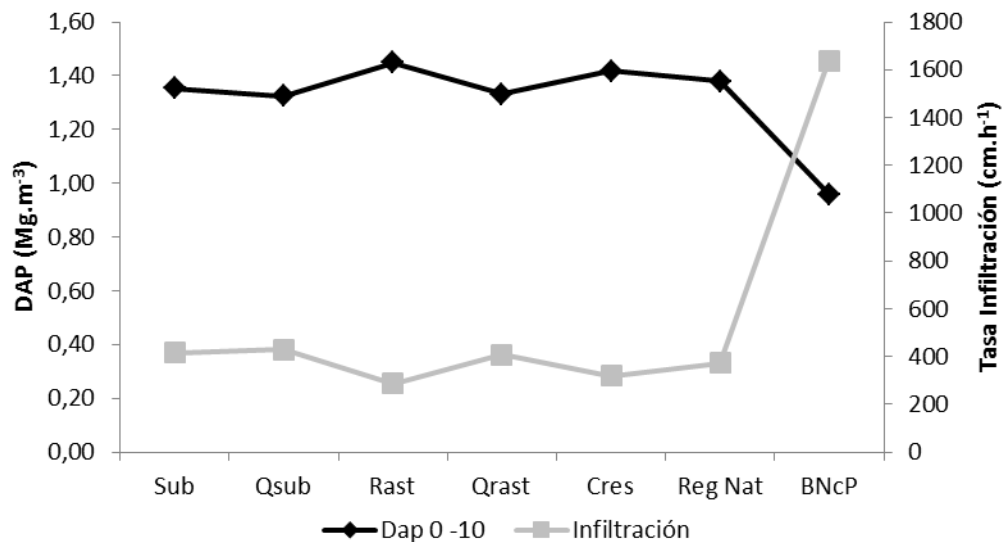


Figura 5.2. Comportamiento de la densidad aparente y la tasa de infiltración en los tratamientos de preparación de terreno forestal en el ensayo evaluado y en el bosque nativo de la zona.

Respecto de los otros tratamientos, los valores de densidad respondieron a la ausencia de remoción en el caso de la conservación de los residuos y al lapso transcurrido desde la aplicación del tratamiento en el caso de la rastra.

Como se mencionó anteriormente, fue en el tratamiento con subsolado donde menores resultaron los valores de densidad aparente del suelo, respondiendo al implemento utilizado, pero menores fueron aún los valores en los sectores de suelo con quema de residuos en escolleras, cuando lo más frecuente es que en las zonas quemadas se produzcan aumentos en la densidad aparente del suelo.

Entonces, retomando el interrogante planteado al inicio, la técnica de preparación del terreno forestal no llegó a afectar a todas las propiedades físicas evaluadas. A menudo, el sentido de estos cambios siguió el camino esperado, otras veces fue diferente al esperado, como en el caso puntual de la quema de los residuos.

La actividad que más marcadamente influyó sobre la condición física en el lapso transcurrido desde la preparación del terreno fue el subsolado del suelo, que si bien esta práctica no fue favorable en cuanto a la cantidad de MO que se almacenó en el suelo, produjo descensos en los valores de densidad aparente del suelo y aumentó la tasa de infiltración del agua. Por el contrario, la conservación de los residuos sobre el suelo promueve el incremento del stock de C y una mayor calidad de MO, lo que permite retener mayor humedad en capacidad de campo. Como efecto negativo, debe notarse el aumento de la densidad aparente por la no remoción del suelo. Hasta el presente, estos valores de densidad y compactación relativa no parecen afectar visiblemente el crecimiento de pino, pero debieran ser tenidos en cuenta dentro de los criterios de decisión en caso que se adopten otras especies más sensibles a la compactación, como ser las del género *Eucalyptus* o *Araucaria*.

¿Cuál es el estado del suelo forestal respecto de la situación originaria?

Todas las variables físicas analizadas, con la excepción de la estabilidad estructural presentaron diferencias importantes entre el suelo forestal y la situación prístina. Como ya habíamos mencionado, se considera a los suelos de los ecosistemas naturales como puntos de referencia del sistema edáfico y nos permiten conocer los cambios que se producen en el suelo a causa de su tipo de uso y del manejo que se realiza.

Es normal que el suelo se vaya degradando por el uso. La materia orgánica es fundamental para mantener las condiciones físicas de un suelo, por lo que en tanto se mantenga la cobertura del mismo y los aportes de materia orgánica, mejor responderá un suelo ante el uso y el tipo de uso del mismo. De acuerdo a lo mencionado por Loveland y Webb (2003), con menos de 2% de carbono orgánico los suelos se vuelven físicamente inestables y más susceptibles de sufrir daños por su uso, y teniendo en cuenta ese valor, se debe prestar atención a los valores del ensayo, ya que el suelo estaría en condiciones de susceptibilidad con excepción del sitio con Reg Nat.

En la Figura 5.3 se presentan las diferencias en porcentaje de las distintas variables analizadas respecto del suelo del bosque nativo, considerando al suelo de bosque como 100% respecto al promedio de los tratamientos del ensayo. No se considera en este caso el tratamiento donde se propone el abandono del sitio, ya que no es una práctica que se lleve a cabo en la zona. En dicha figura se observa que la variable más afectada por la preparación del terreno forestal fue la tasa de infiltración del agua, que se redujo

prácticamente en un 78% respecto de suelos prístinos. No obstante, la tasa de infiltración fue igualmente alta en los tratamientos de manejo de la plantación forestal.

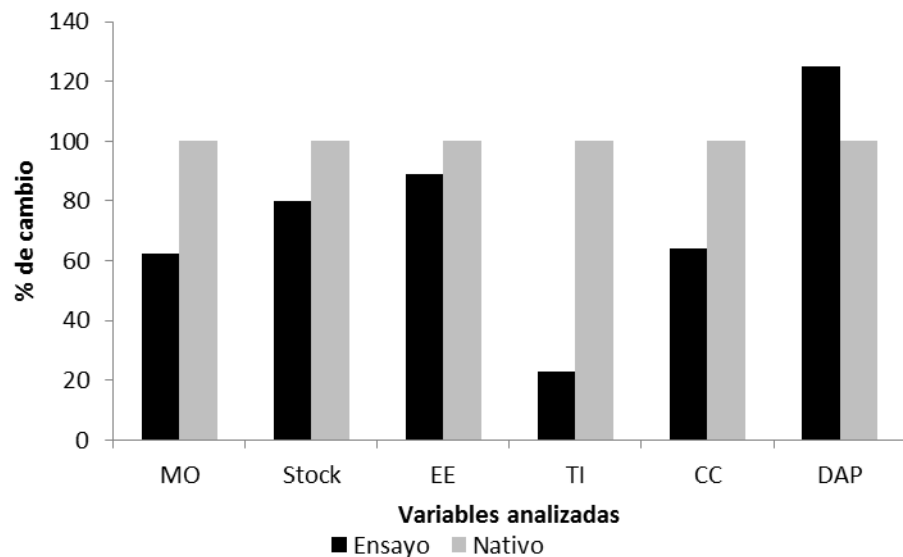


Figura 5.3: Cambios producidos en el suelo del ensayo para las variables analizadas respecto del bosque nativo.

MO: Materia Orgánica, Stock: Stock de C en los primeros 30cm del suelo, EE: Estabilidad Estructural, TI: Tasa de Infiltración, CC: Humedad retenida en capacidad de campo, DAP: densidad aparente del suelo

¿Es factible proponer un set mínimo de indicadores de calidad física sensibles para los manejos implementados?

Para comparar los efectos de una práctica de manejo del suelo a través del tiempo son necesarios indicadores del suelo sensibles a las variaciones. Si ellos no son sensibles a los cambios producidos, entonces son de poca utilidad en el monitoreo del cambio de la calidad del suelo (Doran y Parkin 1994). Según mencionan Burger y Kelting (1999) la calidad del suelo se debe medir en momentos específicos durante la rotación forestal, para determinar los efectos de las diferentes prácticas de manejo que se llevan a cabo. Si no se separan los impactos de la cosecha de los de la preparación del terreno, entonces la calidad del suelo no podrá ser controlada, y los cambios no serán comprendidos, no sabremos a que practica atribuir la calidad del suelo.

Los suelos forestales presentan diversos atributos como promover el crecimiento de las raíces, el abastecimiento del agua, mantener, proporcionar y reciclar los nutrientes minerales, promover el intercambio gaseoso, promover la actividad biológica y almacenar carbono (Burger y Kelting 1999). Todos estos atributos son, en parte, función de las propiedades físicas del suelo. Algunas de estas propiedades son estáticas en el tiempo, y algunas otras son dinámicas a diferentes escalas de tiempo. Algunos se resisten al cambio con las prácticas de manejo forestal, mientras que otros se cambian fácilmente de manera positiva o negativa. Si se cambian algunas propiedades y procesos se recuperarán a diferentes tasas, mientras que otras son irreversibles. Todos estos factores determinarán en qué medida cada propiedad es útil para medir la calidad del suelo y supervisar el mantenimiento de la calidad del mismo a través del tiempo (Schoenholtz *et al.* 2000).

Cuando comparamos los distintos tratamientos del ensayo entre sí, prácticamente no hallamos diferencias entre las propiedades físicas del suelo al cuarto año de establecida la plantación. Por ello, resulta difícil proponer indicadores sensibles a los cambios generados. En cambio, cuando se realizaron las comparaciones respecto del suelo de referencia de la zona, fue más fácil detectar indicadores sensibles a los cambios de uso de suelo. En el suelo del ensayo, las diferencias más importantes se deben a la utilización del subsolador en la preparación de terreno, cuyo efecto todavía persiste al momento de realizarse el muestreo, y es factible decir que lo que sucede con las propiedades físicas depende en gran medida de cuando fue usado el implemento mencionado.

Considerando lo analizado en los capítulos anteriores, y en el análisis de senderos realizado, puede afirmarse que las propiedades más adecuadas como indicadores de calidad física del suelo son las siguientes:

- MO: Si bien sólo se dan cambios entre algunos tratamientos, la materia orgánica es un factor clave para el funcionamiento del suelo, el stock de C que se aporta al suelo es esencial para mantener un buen funcionamiento del suelo como así también contribuir con la fijación de C que permite mitigar en parte el cambio climático. Además de ser una variable fácil de obtener, nos puede dar también una idea del estado nutricional del suelo.
- TI: La Tasa de Infiltración a pesar de no haber mostrado cambios entre los distintos tratamientos del ensayo entre sí, mostró una gran disminución respecto de los suelos de referencia, por lo tanto se considera que debe ser tenida en cuenta y puede ser utilizada como indicador de calidad física. De acuerdo con Schoenholtz *et al.* (2000) los indicadores de infiltración, retención y disponibilidad de agua son importantes para el seguimiento de todas las funciones del suelo. Probablemente deba buscarse otro método de evaluación de esta variable que sea mejor indicador de cambios.
- CC: La humedad retenida en capacidad de campo es una variable ligada directamente con la MO del suelo. Nos permite tener una idea de cuánta agua puede quedar retenida en el suelo de acuerdo con su contenido de MO.
- δ_{ap} : La densidad aparente del suelo es una de las primeras propiedades físicas del suelo en ser alteradas por su uso. Cambios producidos en la densidad aparente del suelo afectan y modifican otras funciones y procesos del suelo que afectan el abastecimiento de agua y aire del suelo. Un aumento excesivo en la densidad del suelo, además de afectar el normal desarrollo de las raíces, lleva a que se genere la degradación del suelo por erosión entre otros factores.
- CR: La compactación relativa nos permite conocer cuál es la humedad crítica del suelo a la cual se debe evitar el tránsito o la aplicación de alguna fuerza que compacte al suelo, si bien es un dato interesante a tener en cuenta, es un método laborioso como para utilizar de indicador de la calidad física del suelo, pero que debe ser considerado.

5.3. CONSIDERACIONES FINALES: ¿QUE OPCIÓN TOMAMOS?

Viendo la situación desde que comienzan las actividades productivas en la zona y su efecto sobre el suelo, podemos plantear la siguiente cuestión:

Indefectiblemente la actividad forestal manejada de una manera tradicional ha llevado a una disminución de la MO del suelo y a un aumento de la densidad aparente, hecho atribuible al peso de las maquinarias utilizadas en la actividad forestal (Fig. 5.4).

En esta tesis se ha comprobado que incorporando un manejo conservacionista de preparación del terreno, podemos lograr incrementar el stock de C en los primeros 30 cm del suelo, aunque el problema de la compactación persiste y solamente se logra disminuirla mediante la utilización de subsolado, ya que naturalmente es muy difícil de revertir esa situación. Sin embargo, cuando se logra disminuir la compactación del suelo mediante subsolado, el stock de C disminuye, ya que la remoción del suelo que implica este tratamiento lleva a aumentos en la tasa de mineralización de la MO.

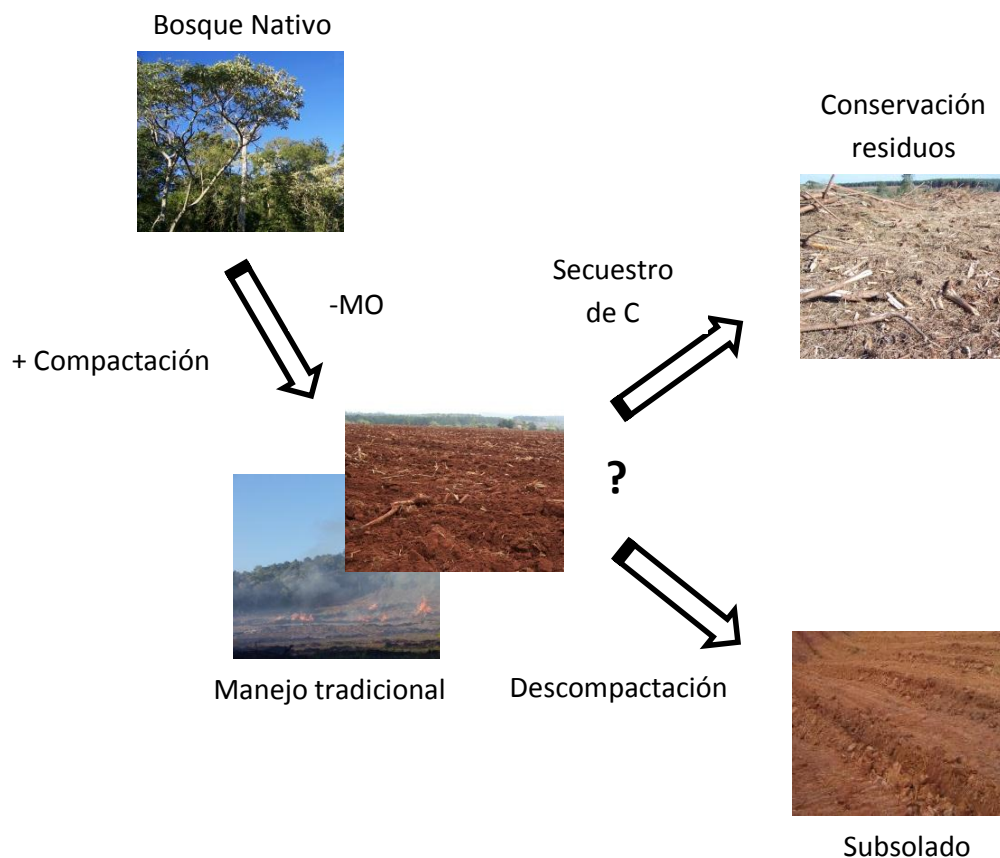


Figura 5.4. Esquema de situación del uso de los suelos forestales de Misiones y posibles alternativas de prácticas mejoradoras

Ante esta situación cabe preguntarse cuál es la opción más adecuada. O bien se opta por la descompactación del suelo aplicando subsolado, o bien se decide por la conservación de los residuos de la cosecha y el secuestro de carbono que trae aparejado.

Considerando la plasticidad de la especie forestal de este ensayo (pino), y frente a antecedentes que indican que su productividad no se ve afectada por la condición tanto

física como química del suelo (Fernández *et al.* 2010b) es que puede optarse por la conservación de los residuos en superficie y el consecuente secuestro de carbono, en tanto y en cuanto la especie utilizada sea perteneciente al género *Pinus*.

Otra posibilidad no evaluada en esta tesis, pero que puede ser interesante para investigar, es incluir el subsolado del suelo bajo un esquema de conservación de los residuos de cosecha forestal sobre el suelo.

5.4. CUESTIONES PENDIENTES

Teniendo en cuenta que en la actualidad en la provincia se están comenzando a realizar forestaciones con especies de otros géneros como eucalipto en los sitios provenientes de forestaciones de pinos, es necesario incursionar en la investigación de las propiedades físicas propuestas como indicadoras debido a que se tiene conocimiento que el eucalipto es más sensible que el pino a la compactación, por lo que es probable que sí presente inconvenientes para el normal desarrollo del sistema radical.

CAPITULO 6

BIBLIOGRAFÍA

- Agele, SO; BS Ewulo and IK Oyewusi. 2005. Effects of some soil management systems on soil physical properties, microbial biomass and nutrient distribution under rainfed maize production in a humid rainforest Alfisol. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 72:121–134.
- Álvarez, CR & MA Taboada. 2006. Indicadores de la fertilidad física del suelo. [6]. Pp 180 – 206, en: Editorial Facultad de Agronomía. Taboada, MA & CR Álvarez. *Fertilidad física de los suelos*.
- Alvarez, R; RA Diaz, N Barbero, OJ Santanatoglia y L Blotta. 1995. Soil organic carbon, microbial biomass and C-CO₂ production from three tillage systems. *Soil and Tillage Research*. 33: 17-28.
- Are, KS; GA Oluwatosin; OD Adeyolanu and AO Oke. 2009. Slash and burn effect on soil quality of an Alfisol: Soil physical properties. *Soil and tillage research* 103: 4 – 10.
- Ares, A; T Terry; R Miller; H Anderson and B Flaming. 2005. Ground – based forest harvesting on soil physical properties and Douglas – Fir growth. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69:1822 – 1832
- Assis, RL & PK Lanças. 2005. Avaliação dos atributos físicos de um Nitossolo Vermelho distrófico sob sistema plantio direto preparo convencional e mata nativa. *R. Bras. Ci. Solo, Viçosa, v 29, 515 – 522*.
- Balbuena, RH; AM Terminiello; JA Claverie; JP Casado y R Marlats. 2000. Compactación del suelo durante la cosecha forestal. Evolución de las propiedades físicas. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.4, n.3, p.453-459*.
- Bertol, I; JA Albuquerque; D Leite; AJ Amaral y WA Zoldan. 2004 Propriedades físicas do solo sob preparo convencional e semeadura direta em rotação e sucessão de culturas, comparadas às do campo nativo. *R. Bras. Ci. Solo, 28: 155-163*.
- Blanco-Canqui, H; LR Stone; AJ Schlegel; DJ Lyon; MF Vigil et al. 2009. No – till induced increase in organic carbon reduces maximum bulk density of soils. *Soil Sci. Am. J.* 73: 1871 – 1879.
- Bosco Imbert, J; JA Blanco; FJ Castillo. 2004. Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante. Páginas 479-506. Ministerio de Medio Ambiente, EGRAF, S. A., Madrid. ISBN: 84-8014-552-8.
- Bronick, CJ & R Lal. 2005. Soil structure and management: Review. *Geoderma* 124: 3-22.
- Bryant, R; SH Doerr; G Hunt and S Conan. 2007. Effects of compaction on soil surface water repellency. *Soil Use and Management, September, 23, 238–244*
- Burger, JA & DL Kelting. 1999. Using soil quality indicators to assess forest stand management. *Forest Ecology and Management* 122: 155-166.
- Burke, W; D Gabriels & J Bouma. 1986. *Soil Structure Assessment*. A.A. Balkema Publishers, Rotterdam.
- Campbell, DJ. 1994. Determination and use of soil bulk density in relation to soil compaction. [6] Pp 113 – 139. In: *Soil compaction in crop production*. Soane BD., van Ouwerkerk C (eds.). Elsevier

- Camps Arbestain, M; I. Martínez de Arano, S. Mendarte, A. Aizpurua, M. Pinto. 2004. Pautas para inducir una acumulación adicional de carbono orgánico en biomasa forestal y en suelos agrícolas, pascícolas y forestales en la comunidad autónoma del país Vasco. *Edafología*, Vol. 11(2), pp. 171-196.
- Cantú, MP, A Becker; JC Bedano & HF Schiavo. 2007. Evaluación de la calidad de suelos mediante el uso de indicadores e índices. *Ci Suelo* 25 (2): 173 – 178.
- Carter, MR. 1990. Relative measures of soil bulk density to characterize compaction in tillage studies. *Can. J. Soil Sci.* 70: 425 - 433
- Carter, MR. 2002. Soil Quality for sustainable land management: Organic matter and aggregation interactions that maintain soil functions. *Agron. J.* 94: 38 – 47
- Carter, MR & CD Foster. 2004. Prescribed burning and productivity in southern pine forests: a review. *For. Eco. Manage.* 191: 93 – 109
- Castiglioni, MG; MJ Massobrio; CI Chagas; OJ Santanatoglia & A Bujan. 2006. Infiltración del agua con labranza cero del suelo en una microcuenca agrícola de Argentina *TERRA Latinoamericana*, Vol. 24, Núm. 3, julio-septiembre, 423-430 Universidad Autónoma Chapingo
- Cavalieri Vieira, KM; A Pires da Silva; CA Tormena; T Paiva Leao; AR Dexter and I Hakansson. 2009. Long-term effects of no-tillage on dynamic soil physical properties in a Rhodic Ferrasol in Parana, Brazil. *Soil Till. Res.* 103: 158 – 164.
- Certini, G. 2005. Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia* 143: 1–10.
- Chan, KY; DP Heenan & A Oates. 2002. Soil carbon fractions and relationship to soil quality under different tillage and stubble management. *Soil Till. Res.* 63: 133 - 139
- Chappell, NA; JL Ternan and K Bidin. 1999. Correlation of physicochemical properties and sub-erosional landforms with aggregate stability variations in a tropical Ultisol disturbed by forestry operations. *Soil Till. Res.* 50: 55-71.
- XIII Congreso Forestal Mundial. 2009. FAO. 18 – 23 Octubre, Buenos Aires, Argentina. CD Actas del Congreso.
- Costantini, A; C Alvarez; CR Álvarez; E Martellotto & E Lovera. 2010. Uso de la relación de estratificación del carbono orgánico como indicador de efectos del manejo sobre el suelo y el secuestro de carbono. Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Rosario – Argentina, Junio 2010.
- Craswell, ET & RDB Lefroy. 2001. The role and function of organic matter in tropical soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 61: 7–18.
- Cruz, AC; EA Pauleto; CA Flores; JB Silva. 2003. Atributos físicos e carbono orgânico de um Argissolo Vermelho sob sistemas de manejo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v 27, 1105 – 1112.
- Da Costa, LM; OV Costa; N Olszewski; PG Nacif. 2002. Influencia das características morfológicas, estruturais e texturais do solo na definição do seu preparo. [4]. In: *Conservação e cultivo de solos para plantações florestais*. Gonçalves y Stape Editores. IPEF. Piracicaba, S P.
- Dalurzo, H.C., R.C. Serial, S. Vázquez, y S. Ratto. 2001. Indicadores químicos y biológicos de calidad de suelos en Oxisoles de Misiones (Argentina). *Jornadas Científicas y Tecnológicas de la Universidad Nacional del Nordeste*.
- Dane, JH & JW Hopmans. 2002. Pressure plate extractor. [3]. In: *Methods of Soil Analysis. Part 4. Physical Methods*. JH Dane and GC Topp (eds.). Book series: 5, Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, USA: 688-690.
- Das Neves, CN; ML Silva; N Curi; EL Cardoso; RL Macedo; MM Ferreira; F de Souza. 2007. Atributos indicadores da qualidade do solo em sistema

agrossilvopastoril no noroeste do estado de Minas Gerais. *Scientia Forestalis* n 74, 45 – 53.

- De Castro, MO. 1995. Cultivo mínimo e propriedades físicas do solo. 1º Seminário sobre Cultivo Mínimo do Solo em Florestas, Curitiba.
- De Maria, IC; OM Castro & H Souza Dias. 1999. Atributos físicos do solo e crescimento radicular de soja em Latossolo Roxo sob diferentes métodos de preparo do solo. *R. Bras. Ci. Solo*, 23:703-709.
- Dexter, A R. 1991. Amelioration of soil by natural processes. *Soil Till. Res.* 20: 87-100.
- Dexter, AR. 1997. Physical properties of tilled soils. *Soil Till. Res.* 43: 41 - 63
- Dexter, AR. 2004 a. Soil Physical Quality. *Soil Till. Res.* 79, 129 – 130
- Dexter, AR. 2004 b. Soil Physical Quality. Part I. Theory, effects of soil texture, density, and organic matter, and effects on root growth. *Geoderma* 120, 201 – 214.
- Dexter, AR; G Richard; D Arrouays; EA Czyz; J Jolivet & O Duval. 2008. Complexed organic matter controls soil physical properties. *Geoderma* 144: 620 - 627
- Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C.W. InfoStat versión 2010. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>
- Doran, JW, TB Parkin. 1994. Defining and assessing soil quality. In: Doran, J.W., Coleman, D.C., Bezdick, D.F., Stewart, B.A. (Eds.), *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. Soil Science Society of America, Special Publication No. 35, pp. 3-21.
- Eisenbies, MH; JA Burger; WM Aust and SC Patterson. 2005. Soil Physical Disturbance and Logging Residue Effects on Changes in Soil Productivity in Five-Year-Old Pine Plantations. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, Vol. 69.
- Ellies, A; C Ramírez Y H Figueroa. 1993. Modificaciones estructurales de un suelo sometido a distintos usos forestales. *Bosque* 14(2): 25-30
- Espitia Camacho, MM; H Araméndiz Tatis & J Cadena Torres. 2008. Correlaciones y análisis de sendero en algodón (*Gossypium hirsutum* L.) en el caribe colombiano. *Rev. Fac. Nal. Agr. Medellín* 61 (1): 4325 - 4335
- Etchevere, P. 1998. Normas de reconocimiento de suelos. Actualización. Universidad Nacional de Lomas de Zamora. Editorial Artes Gráficas NesDan SRL.
- Eynard, A; TE Schumacher; MJ Lindstrom & DD Malo. 2004. Aggregate sizes and stability in cultivated South Dakota prairie Ustolls and Usterts. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68: 1360 - 1365
- FAO. 2000. Manual on integrated soil management and conservation practices. http://mazinger.sisib.uchile.cl/repositorio/ap/ciencias_agronomicas/c20021221046edafo_factoresambientalesysuelos.pdf Consultado 18/04/2012.
- FAO, 2002. Captura de carbono en los suelos para un mejor manejo de la tierra. [96]. Pp 73 en: *Informes sobre recursos mundiales de suelos*. ISBN 92-5-304690-2
- Feller, C & M Beare. 1997. Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. *Geoderma* 79: 69-116.
- Fernández, C; JA Vega; JM Gras; T Fonturbel; P Cuiñas; E Dambrine; M Alonso. 2004. Soil erosion after *Eucalyptus globulus* clearcutting: differences between logging slash disposal treatments. *Forest Ecology and Management* 195: 85–95.
- Fernández, R; A Lupi; P Mac Donagh; N Pahr; J Garibaldi; M Alvez; M Marek y P Cortez. 2000. Compactación de suelos causada por el aprovechamiento de bosques subtropicales en Misiones, Argentina. *Avances En Ingeniería Agrícola*. Ed. Facultad Agronomía. (UBA). P: 50-55.

- Fernández, R; P Mac Donagh; AM Lupi; R Martiarena; P Cortéz. 2002. Relations between Soil Compaction and Plantation Growth of a 8 Years-Old Loblolly Pine Second Rotation, In Misiones, Argentine. Paper Number: 025012 An ASAE Meeting Presentation
- Fernández, RA; RA Martiarena; AM Lupi; A Von Wallis & N Pahr. 2010a. Manejo de residuos para el establecimiento de *Pinus taeda* L. y la condición química del suelo. Impacto a los 86 meses. XXII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo.
- Fernández, RA; R Martiarena; AM Lupi; A Von Wallis & N Pahr. 2010b. Crecimiento del *Pinus taeda* a los 12 años y condición química del suelo en el NE de Argentina: efectos del manejo de residuos de cosecha en el establecimiento. Reunión Dinámica de las propiedades del suelo en diferentes usos y manejos. Soc. Uruguay de Ciencia del Suelo. Internacional Society Tillage Reserch Organization Colonia, Uruguay.
- Ferreras, L; G Magras; P Besson; E Kovalevski & F García. 2007. Indicadores de calidad física en suelos de la región pampeana norte de argentina bajo siembra directa. Ci. Suelo 25 (2): 159 - 172
- Fisher, RF & D Binkley. 2000. Ecology and Management of Forest Soils. John Wiley & Sons, Inc. Third Edition.
- Franzluebbers, AJ; FM Hons & DA Zuberer. 1995. Tillage and crop effects on seasonal dynamics on soil CO₂ evolution, water content, temperature, and bulk density. Appl. Soil Ecol., 2, 95-109.
- Franzluebbers, AJ. 2002a. Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality. Soil Till. Res. 66: 95–106.
- Franzluebbers, AJ. 2002b. Water infiltration and soil structure related to organic matter and its stratification with depth. Soil Till. Res. 66: 197–205
- Franzluebers AJ. 2010. Depth distribution of soil organic carbon as a signature of soil quality. 19th World Congress of Soil Science, Soil Solutions for a Changing World. 1 – 6 August 2010, Brisbane, Australia.
- Galantini, JA; JO Iglesias; C Mainero; L Santiago & C Kleine. 2006. Sistemas de labranza en el sudoeste bonaerense. Efectos de largo plazo sobre las fracciones orgánicas y el espacio poroso del suelo. RIA 35 (1): 15 - 30
- García Aratani, R; O da Silva; JF Centurión; I Andrioli. 2009. Qualidade física de um latossolo vermelho acriférrico sob diferentes sistemas de uso e manejo. R. Bras. Ci. Solo, 33: 677-687.
- García Préchac, F; M Pérez Bidegain; S Christie & P Santini. 2001. Efecto de la intensidad de laboreo en el crecimiento aéreo y radicular de *Eucalyptus dunnii* y sobre algunas propiedades físicas y químicas del suelo. Agrociencia Vol. V (1), pág 1 – 9.
- Gatto, A; NF de Barros; R Ferreira de Novais; LM da Costa & JC Lima Neves. 2003. R Arbore, Vicosá. 27 (5): 635 - 646
- Giardina, CP; RL Sanford; IC Dockersmith & V Jaramillo. 2000. The effects of slash burning on ecosystem nutrients during the land preparation phase of shifting cultivation. Plant and Soil 220: 247-260
- Giovannini, G; S Lucchesi; M Giachetti. 1988. Effects of heating on some physical and chemical parameters related to soil aggregation and erodibility. Soil Sci 146:255–261
- Giuffré, L; G Piccolo; R Romaniuk & Juan Prat. 2012. Deforestación y sistemas productivos en suelos de Misiones.
<http://www.estrucplan.com.ar/articulos/verarticulo.asp?IDArticulo=2876>
 Consultado 02/10/2012

- Gonçalves, JL & SL Miranda Mello. 2000. The root system of trees. [9] Pp 224 – 267 in: Gonçalves, JL y V Benedetti eds. Forest Nutrition and Fertilization. 2ª ed. IPEF. ISBN 85-89142-02-7
- Gonçalves, JL; JL Stape; MC Wichert; & JL Gava. 2002. Manejo de resíduos vegetais e preparo de solo. [3] Pp 131-204 In: Gonçalves y Stape Editores. Conservação e cultivo de solos para plantações florestais. IPEF. Piracicaba, S P.
- Goya, JF; C Pérez; JL Frangi; R Fernández. 2003. Impacto de la cosecha y destino de los residuos sobre la estabilidad del capital de nutrientes en plantaciones de *Pinus taeda* L. Ecología Austral 13: 139 - 150
- Granged AJP, LM Zavala, A Jordán, G Bárcenas-Moreno. 2011. Post-fire evolution of soil properties and vegetation cover in a Mediterranean heathland after experimental burning: A 3-year study. Geoderma 164: 85 – 94.
- Gray, DM & J Dighton. 2006. Mineralization of forest litter nutrients by heat and combustion. Soil Biology & Biochemistry 38: 1469–1477
- Grigal, F. 2000. effects of extensive forest management on soil productivity. For. Eco. Manage. 138: 167-185
- Gross Braun, EH; MB Temporelli & CG Ríos. 1979. Informe final sobre suelos. En: Proyecto para el desarrollo integrado de la provincia de Misiones. Secretaría de Planificación y Control. Prov. de Misiones. 158 p.
- Gupta, SC & RR Allmaras. 1987. Models to assess the susceptibility of soils to excessive compaction. En: Advances in Soil Science. Vol. 6; p. 65-100.
- Hamza, MA & WK Anderson. 2005. Soil compaction in cropping systems. A review of the nature, causes and possible solutions. Soil Till. Res. 82: 121 - 145
- Hakkanson, I & J Lipiec. 2000. A review of the usefulness of relative bulk density values in studies of soil structure and compaction. Soil Till. Res. 53: 714 - 85
- Hartemink, AE. 2002. Soil science in tropical and temperate regions. Adv. Agron.77: 269-291.
- Henríquez, C, G Cabalceta, F Bertsch & A Alvarado. 2012. Principales Suelos de Costa Rica. Sociedad Costarricense de la Ciencia del Suelo. http://www.mag.go.cr/biblioteca_virtual_ciencia/suelos-cr.html.
- Consultado: 30/08/2012
- Hernández Jiménez, A; J Bojorquéz Serrano; F Morell Planes; A Cabrera Rodríguez; M Ascanio García; J García Paredes; A Madueño Molina; O Nájera González. 2010. Fundamentos de la estructura de suelos tropicales. Instituto nacional de Cs Agrícolas, Cuba, Universidad Autónoma de Nayarit, México. 1º edición.
- Hillel, D. 2003. Introduction to Environmental Soil Physics. Elsevier Academic Press. 494 Pags. ISBN 0-12-348655-6
- Horn, R & M Lebert. 1994. Soil Compactability and Compressibility. [3]. Pp 45-69 in Soane, BD & C van Ouwerkerk editors. Soil Compaction in Crop Production. Elsevier Science. ISBN 0-444-88286-3
- Ibáñez, C; P Nuñez. 2004. Efectos de la roturación del suelo y fertilización con fósforo en el crecimiento. Bosque (25) 2: 69 – 76.
- Jackson, ML. 1970. Determinación de la materia orgánica en los suelos. [9], Págs. 282 - 310. En: Ediciones Omega. Análisis químico de suelos. 2ª edición.
- Kimmins, JP. 1997. Forest Ecology. A foundation for sustainable management. Chapter 11: Water. Second edition. Pag. 269-295
- Klein, D; JP Fuentes; A, Schmidt; H, Schmidt; A, Schulte. 2008. Soil organic C as affected by silvicultural and exploitative interventions in *Nothofagus pumilio* forests of the Chilean Patagonia. For. Ecol. Manage. 255: 3549 – 3555.

- Lado, M; A Paz & M Ben-Hur. 2004. Organic matter and aggregate size interactions in infiltration, seal formation, and soil loss. *Soil Sci. Soc Am. J.* 68: 935 – 942
- Lal, R. 1979. Physical characteristics of soils of the tropics: determination and management. In: Lal, R., Greenland, D.J. (Ed.), *Soil Physical Properties and Crop Production in the Tropics*. J. Wiley and Sons. Chichester, UK, pp. 7-44.
- Lal R. 1997. Residue management, conservation tillage and soil restoration for mitigating greenhouse effect by CO₂-enrichment. *Soil & Tillage Research* 43: 81-107.
- Lal, R. 2000. Mulching effects on soil physical quality of an Alfisol in western Nigeria. *Land Degradation & Development*. (11) 4: 383 – 392
- Lal, R. 2001. Soil Carbon Sequestration and the Greenhouse Effect, vol. 57 *Soil Sci. Soc. Am. Special Publication*, Madison, WI, 236 pp.
- Lal, R. 2005. Forest soils and carbon sequestration. *Forest Ecology and Management* 220: 242–258.
- Ligier, H; H Matteio; H Polo & J Rosso. 1990. *Atlas de Suelos de la República Argentina*, INTA.
- Ligier, H. 2000. *Caracterización Geomorfológica y Edáfica de la provincia de Misiones*. EEA INTA Corrientes.
- Loveland, P & J Webb. 2003. Is there a critical level of soil organic matter in the agricultural soils of temperate regions: a review. *Soil Tillage Research* 70: 1 – 18
- Lugo, AE; MJ Sánchez & S Brown. 1986. Land use and organic carbon content of some subtropical soils. *Plant and soil*. 96: 185 - 196
- Lupi, AM; R Fernández; D Cosentino & C Venialgo. 2000. Cambios en las propiedades físicas de un Kandudult debido a la aplicación de diferentes técnicas de manejo de residuos de cosecha forestal. XVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Mar del Plata.
- Lupi, A & R Fernández. 2002. Plantación Directa Versus Preparación Intensiva ¿Cómo responde el suelo? El sitio Agrícola.
- Lupi, A; RA Fernandez; D Cosentino; C Venialgo. 2002. Preparación del terreno para la segunda rotación forestal. ¿Qué sucede con la estabilidad de los agregados del suelo? XVII Jornadas Forestales de Entre Ríos. Disco Compacto. Concordia.
- Lupi AM; RA Fernández & 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. 12as Jornadas Técnicas Forestales y Ambientales – FCF, UNAM – EEA Montecarlo, INTA 8, 9 y 10 de Junio de 2006 – Eldorado, Misiones. Argentina
- Lupi, AM; M Conti; R Fernández; D Cosentino & G López. 2007. Efecto de las prácticas de repoblación forestal sobre el carbono orgánico del suelo y la estabilidad de los agregados en el noreste de Argentina. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales* 16(3): 230-240. ISSN: 1131-7965
- Lupi AM; MA Cuenca; T Pirolo. 2011. Efecto de la intensidad de uso forestal sobre la calidad química del Suelo. VI Congreso Iberoamericano de Física y Química ambiental. 25 al 29 de abril. México. ISBN: 978 607 7533 95 5. 7 p
- Mac Donagh, P. 2001. La compactación de suelos inducida por el tránsito de la maquinaria forestal. *SAGPyA Forestal* N° 19.
- Machado, P & C Silva. 2001. Soil management under no-tillage systems in the tropics with special reference to Brazil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 61: 119–130.

- Mancini, F; G Sanesi; S Lasserre. 1964. Informe Edafológico. Compañía Argentina de Relevamientos Topográficos y Aerofotogramétricos (C.A.R.T.A.)
- Martiarena, R; A Von Wallis; R Fernández & O Knebel. 2007. Efecto de prácticas de preparación de terreno sobre el contenido de nutrientes y el crecimiento en plantaciones forestales. Avances en Ingeniería Agrícola 2005 – 2007. ISBN 978-987-1253-29-6. Pg. 303-310
- Martínez, E; JP Fuentes & E Acevedo. 2008. Carbono Orgánico y propiedades del suelo. R. C. Suelo Nutr. Veg. 8(1): 68 – 96
- Marques Domingos, MM; Lovatto Gasparetto NV; P Nakashima; R Ralisch & T Tavares Filho. 2009. Estructura de um Nitossolo vermelho latossólico eutroférico sob sistema plantio direto, preparo convencional e floresta. R. Bras. Ci. Solo 33: 1517 – 1524
- Mataix – Solera, J. 1999. Alteraciones físicas, químicas y biológicas en suelos afectados por incendios forestales. Contribución a su conservación y regeneración. Tesis Doctoral. Universidad de Alicante. España.
- Matangaran, JR & H Kobayashi. 1999. The effect of tractor logging on forest soil compaction and growth of *Shorea selanica* seedlings in Indonesia. J. For. Res. 4(1): 13 - 15
- Medina-Méndez, J; VH Volke-Haller; J González-Ríos; A Galvis-Spínola; MJ Santiago-Cruz; JI Cortés-Flores. 2006. Cambios en las propiedades físicas del suelo a través del tiempo en los sistemas de maíz bajo temporal y mango bajo riego en Luvisoles del estado de Campeche. Universidad y Ciencia. Trópico Húmedo. 22 (2): 175 – 189.
- Miller, RE; W Scott & J Hazard. 1996. Soil compaction and conifer growth after tractor yarding at three coastal Washington locations. Can. J. For. Res. 26: 225 - 236
- Montenegro González, H & D Malagón Castro. 1990. Propiedades Físicas de los Suelos, Cátedra de Edafología, Instituto Geográfico Agustín Codazzi; Bogotá.
- Moro, E; C Venialgo; N Gutierrez & O Ingarano. 2004 Variabilidad temporal de la compactación máxima en suelos de la provincia del Chaco. Comunicaciones Científicas y Tecnológicas 2004. Universidad Nacional del Nordeste.
- Morrás, HJ. 2000. La erosión de los suelos en nuestro país. Revista "Ciencia Hoy", Vol. 9, Nro. 54 Pags.
- Mulumba, LN & R Lal. 2008. Mulching effects on selected soil physical properties. Soil and Tillage Research 98, 106 – 111.
- Nambiar, S. 1999. Productivity and sustainability of plantation forests. Bosque 20 (1): 9 – 21.
- Neary, DG; CC Klopatek; LF DeBano; PF Ffolliott. 1999. Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. For. Eco. Manage. 122: 51 – 71.
- Nelson, GC. 2005. Drivers of change in ecosystem condition and services, pp. 175 – 222. In R. Watson and A. H. Zakri (co-chairs), Ecosystems and Human Well-Being: Scenarios, Vol. 2. Island Press, Washington DC.
- Ngetich, F; P Wandahwa and IC Wakindiki. 2008. Long-term effects of tillage, sub-soiling, and profile strata on properties of a Vitric Andosol in the Kenyan highlands. Journal of Tropical Agriculture 46 (1-2): 1–8.
- Nhantumbo, ABJC & AH Cambule. 2006. Bulk density by Proctor test as a function of texture for agricultural soils in Maputo province of Mozambique. Soil & Tillage Research 87: 231–239.
- Nouvellon, Y; D Epron; A Kinana; O Hamel; A Mabiala; et al. 2008. Soil CO₂ effluxes, soil carbon balance, and early tree growth following savannah afforestation

- in Congo: Comparison of two site preparation treatments. *For. Eco. Manage.* 255: 1926 - 1936
- Ohep, C; F Marcano; O Sivira. 1998. Efecto de la labranza sobre las propiedades físicas del suelo y el rendimiento del frijol (*Vigna unguiculata* L. Walp) en el Yaracuy Medio. *Bioagro* 10 (3), 68 – 75.
 - Or, D & TA Ghezzehei. 2002. Modeling post-tillage soil structural dynamics: a review. *Soil & Tillage Research* 64:41–59.
 - Page-Dumroese, DS; MF Jurgensen; AE Tiarks; F Ponder; FG Sanchez; et al. 2006. Soil physical property changes at the North American Long-Term Soil Productivity study sites: 1 and 5 years after compaction. *Can. J. For. Res.* 36: 551 – 564. doi:10.1139/X05-273
 - Passioura, JB. 2002. Soil conditions and plant growth. *Plant, Cell and Environment* 25: 311 – 318.
 - Phillips, DH; JE Foss; ER Buckner; RM Evans & EA FitzPatrick. 2000. Response of surface horizons in an Oak forest to prescribed burning. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 754 - 760
 - Plací, G & M Di Bitetti. 2005. Situación Ambiental en la Ecoregión del Bosque Atlántico del Alto Paraná (Selva Paranaense). Pp. 197-210 en: Brown, AD; U Martínez Ortiz; M Acerbi & J Corcuera (eds.). *La Situación Ambiental Argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre Argentina. Buenos Aires, Argentina.
 - Porta Casanellas, J; M López Acevedo & C Roquero de Laburu. 2003. *Edafología para la agricultura y el medio ambiente*. 3ª edición ampliada y revisada. Ediciones mundi – prensa.
 - Pritchett, WL. 1991. Manejo intensivo y productividad del suelo a largo plazo. [23] En: Grupo Noriega editores. *Suelos Forestales: Propiedades, Conservación y Mejoramiento*. Segunda reimpression. 634 Pág. ISBN 968-18-1784-2
 - Pulido Moncada, M; B Flores; T Rondón; RM Hernández & Z Lozano. 2010. Cambios en fracciones dinámicas de la materia orgánica en dos suelos, Inceptisol y Ultisol, por el uso con cultivo de cítricas. *Bioagro* 22 n(3): 201 - 210
 - Reichert, JM; LEA Sanches Suzuki; DJ Reinert; R Horn & I Hakansson. 2009. Reference bulk density and critical degree of compactness for no till crop production in subtropical highly weathered soils. *Soil Till. Res.* 102: 242 - 254
 - Ruiz-Figueroa, F. 1995. Estrategias en la planeación del manejo de los recursos del suelo para una agricultura sostenible. En: *Manejo de suelos arcillosos para una agricultura sustentable*. Universidad Autónoma Chapingo. Pp 25-33
 - Sabogal, C & R Nasi. 2005. *Forest Restoration on Tropical Landscape*. [52] *Restoring Over logged Tropical Forests*. Pages 361 – 369. Springer New York.
 - Sacchi, G & C de Pauli. 2002. Evaluación de los cambios en las propiedades físicas y químicas de un Argiustol Udico por procesos de degradación. *Agrociencia* VI(2): 37-46
 - Salinas, J & C Valencia. 1983. *Oxisols y Ultisols en América Tropical*. II. Mineralogía y características químicas; Guía de estudio. Centro Internacional de Agricultura Tropical. Cali, Colombia. CIAT. 68p.
 - Sánchez Guirón, V; E Andreu, JL Hernanz. 1998. Response of five types of soils to simulated compaction in the form of confined uniaxial compression test. *Soil and tillage research* 1-2 48: 37 - 50
 - Sanchez, FG; EA Carter y ZH Leggett. 2009. Loblolly pine growth and soil nutrient stocks eight years after forest slash incorporation. *For. Ecol. Manage.* 257: 1413 – 1419.

- Sánchez, PA. 1981. Suelos del Trópico. Características y Manejo. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura, San José, Costa Rica.
- Sánchez, PA. 2002. Soil Science as a major player in world development. Plenary session. Keynote Lecture. 17^o World Congress on Soil Science, Bangkok, Thailand.
- Santanatoglia, OJ; CI Chagas; JR Fernandez & MG Castiglioni. 2000. Distribución de carbono orgánico en agregados estables al agua bajo distintos sistemas de labranzas en Pergamino, Buenos Aires, Argentina. XVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Mar del Plata del 11 al 14 de abril de 2000
- Sasaki, CM; JL Goncalves & A Pires da Silva. 2007. Ideal subsoiling moisture content of Latosols used in forest plantations. For. Eco. Management 243: 75 - 82
- Schack-Kirchner, H; PT Fenner & EE Hildebrand. 2007. Different responses in bulk density and saturated hydraulic conductivity to soil deformation by logging machinery on a Ferralsol under native forest. Soil Use and Management, 23: 286 – 293
- Schoenholtz, SH; H Van Miegroet; JA Burger. 2000. A review of chemical and physical properties as indicators of forest soil quality: challenges and opportunities. For. Ecol. Manage. 138: 335-356.
- SIFIP. 2010. Sistema de información foresto-industrial provincial. Ministerio del Agro y la producción, Misiones, Argentina – Facultad de Cs Forestales - UNaM. <http://extension.facfor.unam.edu.ar/sifip/inventario.htm>
- Siri-Prieto, G; D Wayne Reeves; RL Raper. 2007. Tillage systems for a cotton-peanut rotation with winter-annual grazing: Impacts on soil carbon, nitrogen and physical properties. Soil & Tillage Research 96 (2007) 260–268
- Six, J; K Paustian; ET Elliot; C Combrink. 2000. Soil structure and organic matter. I. Distribution of aggregate – size classes and aggregate associated carbon. Soil Sci. Soc. Am. J. 64: 681 – 689.
- Six, J; C Feller; K Denef; S Ogle; JC Moraes Sa; A Albrecht. 2002. Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils. Effects of no tillage. Agronomie 22 (2002) 755 – 775.
- Tan, X & SX Chang. 2007. Soil compaction and forest litter amendment affect carbon and net nitrogen mineralization in a boreal forest soil. Soil Till. Res. 93: 77 – 86
- Tisdall, JM & JM Oades. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. J. Soil Sci. 62, 141–163
- Tormena, CA; R Friedrich; JC Pintro; AC Costa; J Fidalski. 2004. Propriedades físicas e taxa de estratificação de carbono orgânico num Latossolo Vermelho após dez anos sob dois sistemas de manejo. R. Bras. Ci Solo, Viçosa, v 28, 1023 – 1031.
- Triplett, GB & W Dick. 2008. No tillage crop production: A revolution in agriculture! Agron. J. 100: S-153 – S-165. Celebrate the Centennial.
- USDA. 1999. Soil Quality Test Kit Guide. USDA-Agriculture Research Service. SCS. USA. 82 pp.
- Varela Teijeiro, ME. 2007. Efecto de los incendios forestales en la degradación física de los suelos de Galicia. Tesis Doctoral. Universidad de Vigo, España.
- Volk, LBS; NP Cogo & EV Streck. 2004. Erosão hídrica influenciada por condições físicas de superfície e subsuperfície do solo resultantes do seu manejo, na ausência de cobertura vegetal. R. Bras. Ci. Solo, 28:763-774.
- Vosti, SE; E Muñoz; B Chantal; L Carpentier; MVN d'Oliveira & J Witcover. 2003. Rights to Forest Products, Deforestation and Smallholder Income: Evidence from the Western Brazilian Amazon. World Develop. 31: 1889-1901.

- Wahl, NA; O Bens; B Schafer & RF Hüttl. 2003. Impact of changes in land-use management on soil hydraulic properties: hydraulic conductivity, water repellency and water retention. *Physics and Chemistry of the Earth Parts ABC* 28 (33-36) p. 1377-1387
- Worrell, R & A Hampson. 1997. The influence of some forest operations on the sustainable management of forest soils – a review. *Forestry* 70 (1):61-85.
- Yanai, RD; WS Currie & CL Goodale. 2003. Soil carbon dynamics after forest harvest: An ecosystem paradigm reconsidered. *Ecosystems* 6: 197 - 212
- Yimer F; I Messing; S Ledin & A Abdelka. 2008. Effects of different land use types on infiltration capacity in a catchment in the highlands of Ethiopia. *Soil Use and Management*, 24: 344–349
- Zabowski, D; B Java; G Scherer; RL Everett & R Ottmar. 2000. Timber harvesting residue treatment: Part 1. Response of conifer seedlings, soil and microclimate *For. Ecol. Manage.* 126: 25–34