

UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA
FACULTAD DE AGRONOMÍA

INDICADORES DE CALIDAD DE SUELOS PARA SEGUNDOS
TURNOS PRÓXIMOS A COSECHA DE *Eucalyptus sp.* CON DESTINO A
LA PRODUCCIÓN DE CELULOSA EN LA REGIÓN LITORAL OESTE
DEL URUGUAY

por

Maximiliano Gonzalo MARSHALL MUÑOZ
Horacio Paul ROJAS

TESIS presentada como uno de
los requisitos para obtener el
título de Ingeniero Agrónomo

MONTEVIDEO
URUGUAY
2018

Tesis aprobada por:

Director:

Ing. Agr. (PhD.) Mario Pérez Bidegain

Ing. Agr. (MSc.) Luis Bentancor

Ing. Agr. (MSc.) Jorge Hernández

Fecha:

5 de diciembre de 2018

Autores:

Maximiliano Gonzalo Marshall Muñoz

Horacio Paul Rojas

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a todo el departamento de Suelos y Aguas, especialmente a nuestros tutores, Ing. Agr. (PhD.) Mario Pérez Bidegain y Ing. Agr. MSc. Luis Bentancor, por su dedicación, orientación y buena voluntad durante la elaboración del presente trabajo.

A todas las personas por el apoyo de la realización de análisis de laboratorio.

Finalmente, a las familias y amigos por el apoyo constante durante toda la carrera.

TABLA DE CONTENIDO

	Página
PÁGINA DE APROBACIÓN	II
AGRADECIMIENTOS	III
LISTA DE CUADROS E ILUSTRACIONES	VI
1. <u>INTRODUCCIÓN</u>	1
1.1 OBJETIVOS.....	1
2. <u>REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA</u>	2
2.1 INDICADORES DE CALIDAD DEL SUELO	2
2.2 APTITUD FORESTAL DE LOS SUELOS DE URUGUAY	3
2.3 CARACTERIZACIÓN DEL GÉNERO <i>EUCALYPTUS</i>	5
2.3.1 <i>Eucalyptus globulus ssp. globulus</i>	5
2.3.2 <i>Eucalyptus dunnii</i>	6
2.4 ANTECEDENTES	7
2.4.1 <u>Geología</u>	7
2.4.2 <u>Suelos</u>	8
2.5 ALGUNAS PROPIEDADES QUÍMICAS DEL SUELO	10
2.5.1 <u>Acidez y pH</u>	10
2.5.2 <u>Bases de intercambio</u>	14
2.5.3 <u>Carbono orgánico (COS)</u>	16
2.6 EXPORTACIÓN DE NUTRIENTES DEL SUELO	21
2.7 ALGUNAS PROPIEDADES FÍSICAS DEL SUELO.....	24
2.7.1 <u>Densidad aparente</u>	24
2.7.2 <u>Resistencia a la penetración</u>	25
2.8 HIPÓTESIS.....	26
3. <u>MATERIALES Y MÉTODOS</u>	27
3.1 ZONA DE ESTUDIO.....	27
3.2 MUESTREO DE SUELOS Y RESIDUOS	30
3.3 PREPARACIÓN DE MUESTRAS.....	30
3.4 ANÁLISIS DE LABORATORIO	31
3.4.1 <u>Propiedades químicas</u>	31

3.4.2 <u>Propiedades físicas</u>	31
3.5 <u>ANÁLISIS ESTADÍSTICOS</u>	31
4. <u>RESULTADOS Y DISCUSIÓN</u>	33
4.1 <u>PROPIEDADES QUÍMICAS</u>	33
4.1.1 <u>pH en H₂O</u>	33
4.1.2 <u>pH en KCl</u>	34
4.1.3 <u>Acidez intercambiable (Al)</u>	35
4.1.4 <u>Variación en profundidad de las bases totales</u>	36
4.1.5 <u>Carbono orgánico en residuos y mantillos</u>	42
4.1.6 <u>Carbono orgánico en suelo</u>	43
4.2 <u>PROPIEDADES FÍSICAS</u>	44
4.2.1 <u>Densidad aparente</u>	44
4.2.2 <u>Resistencia a la penetración</u>	44
5. <u>CONCLUSIONES</u>	46
6. <u>RESUMEN</u>	48
7. <u>SUMMARY</u>	49
8. <u>BIBLIOGRAFÍA</u>	50
9. <u>ANEXOS</u>	58

LISTA DE CUADROS E ILUSTRACIONES

Cuadro No.	Página
1. Superficie de suelos de prioridad forestal.	4
2. Exportación de nutrientes diferentes especies de eucalipto de 9 a 11 años..	23
3. Porcentajes de biomasa y nutrientes de <i>Eucalyptus sp.</i>	24
4. Descripción del perfil modal bajo <i>E.dunnii.</i>	28
5. Descripción del perfil de suelo modal bajo <i>E.globulus.</i>	29
6. Descripción del perfil de suelo modal bajo campo natural.	29
7. Probabilidades del valor de F para el contenido de aluminio.	36
8. Kilogramos de bases intercambiables por hectárea.	37

Figura No.	
1. Mapa de las diferentes zonas del sector forestal.	5
2. Ubicación geográfica <i>E. globulus ssp. globulus.</i>	5
3. Ubicación geográfica de <i>E. dunnii.</i>	6
4. Diagrama de flujo de carbono orgánico.....	18
5. Vista general de la zona de estudio.....	27
6. Zonas de muestreos.....	28
7. pH en agua.	33
8. pH al KCl.....	34
9. Aluminio intercambiable.	35
10. Bases totales.	36
11. Concentración de calcio.....	38
12. Concentración del magnesio.	39
13. Concentración de potasio.	40
14. Concentración de sodio.	41
15. Porcentaje de carbono orgánico y peso seco de residuos	42

16. Porcentaje de carbono orgánico del suelo.	43
17. Densidad aparente.	44
18. Resistencia a la penetración.	45

1. INTRODUCCIÓN

Desde la aprobación de la segunda ley forestal No. 15939 se produjo una gran expansión de las plantaciones comerciales en Uruguay, pasando de 46 mil hectáreas en 1990 a 1.098 mil hectáreas en 2016. Los principales géneros plantados durante este periodo han sido *Eucalyptus sp.* y *Pinus sp.*, representando en el año 2013, 73% del área forestada los primeros y 26% los segundos (MGAP. DIEA, 2017).

Como consecuencia de éste rápido crecimiento, se comenzaron a generar inquietudes a nivel de diferentes instituciones y empresas, del posible impacto por el cambio de uso del suelo de pastoril o agrícola a forestal. Debido a lo anterior, el país cuenta hoy con información que se ha recabado en los últimos 18 años, pero debido a que hay sitios en los que la historia forestal es cercana a los 30 años, se hace relevante cuantificar los posibles efectos por el cambio de uso del suelo, de la misma manera que se realizaron evaluaciones por otros autores en el transcurso del primer turno.

1.1 OBJETIVOS

El objetivo general del trabajo es evaluar el impacto de la producción forestal después de 24 años de producción forestal comercial continua en la zona litoral Oeste del Uruguay en algunas propiedades físicas y químicas del suelo para dos especies diferentes del género *Eucalyptus* con respecto a un sitio bajo manejo tradicional de pastoreo sobre campo natural.

2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

2.1 INDICADORES DE CALIDAD DEL SUELO

La calidad del suelo es la capacidad del mismo para funcionar dentro de los límites de un ecosistema natural o manejado, sostener la productividad de plantas y animales, mantener o mejorar la calidad del aire y del agua, y respaldar la salud humana (Karlen et al., citados por Bautista Cruz et al., 2004).

La inquietud creciente sobre la degradación del suelo, el deterioro de su calidad y sus consecuencias en el bienestar de la humanidad y el ambiente, ha hecho necesario contar con variables que sean útiles para evaluar la condición del suelo (Arshad y Coen, citados por Bautista Cruz et al., 2004).

Los indicadores son variables que representan una característica y conllevan información sobre los cambios o tendencias de dicha característica del suelo (Dumanski et al., citados por Cruz et al., 2004). Son instrumentos de análisis que permiten simplificar, cuantificar y comunicar fenómenos complejos (Adriaanse, citado por Bautista Cruz et al., 2004).

Un indicador debe tener ciertas propiedades: sensible a los cambios, fácil de determinar, reproducible (precisión y exactitud), bajo costo, fácil de interpretar, valores de referencia y aceptado internacionalmente. Con respecto a la exactitud, se refiere al grado de aproximación de un valor medido comparado a valores de referencias obtenidos por expertos en la materia. La precisión es la similitud de los resultados entre ellos mismos.¹

Se han propuesto cuatro grupos para los atributos que pueden ser usados como indicadores de calidad de suelos: físicos, químicos, biológicos y cualitativos (Navarrete et al., 2011).

Los indicadores de calidad de suelo posibilitarán que se apliquen políticas para la conservación del suelo, mantener o mejorar su calidad y contrarrestar los procesos de degradación. Son una fuente de conocimiento de suma importancia porque facilitan la formulación de estrategias y acciones para la planeación territorial (Navarrete et al., 2011).

¹ Hernández, J.; Pérez, M.; Del Pino, A. 2016. Monitoreo de propiedades físicas y químicas de suelos afectados a la forestación. In: Curso de Manejo de Suelos en Sistemas Forestales (2016, Montevideo). Teóricos. (sin publicar).

2.2 APTITUD FORESTAL DE LOS SUELOS DE URUGUAY

Los suelos forestales se establecieron según aptitud y prioridad forestal, la primera se establece por un concepto técnico y la segunda por una definición administrativa, para constituir el ordenamiento de las plantaciones y disminuir la competencia frente a usos alternativos (Califra y Durán, 2010).

La valoración de la calidad de un sitio para la explotación de bosques comerciales, incluye tener en cuenta ciertas características de los suelos, el sustrato rocoso, el relieve y el clima (Califra y Durán, 2010).

Según Herbert, citado por Durán y García Préchac (2007), en un estudio en el litoral Oeste de Uruguay, los factores más relevantes para la definición del sitio forestal serían: la temperatura (actividad fisiológica, daño por heladas), la nutrición (desarrollo vegetal), el agua (evaporación, desarrollo del área foliar, demanda vs. suministro), y la estabilidad mecánica (profundidad de arraigamiento, anclaje).

Los parámetros más significativos de los suelos que intervienen de forma más importante en la calidad del sitio forestal, son: profundidad efectiva de arraigamiento, textura del suelo, naturaleza de la saprolita, drenaje natural y contenido de carbono orgánico (Califra y Durán, 2010).

Las litologías más propicias son las areniscas no cementadas ni endurecidas, de granulometría fina a media y bajo contenido de gravas o fragmentos más gruesos. Por el contrario, las areniscas cementadas, duras (por sílice o calcáreo) y los conglomerados gruesos, no serían propicias (Durán y García Préchac, 2007).

De acuerdo al artículo 5º. de la ley No. 15.939 los terrenos forestales son aquellos que:

A) *“Por sus condiciones de suelo, aptitud, clima, ubicación y demás características, sean inadecuados para cualquier otra explotación o destino de carácter permanente y provechoso.”*

B) *“Sean calificados como de prioridad forestal mediante resolución del Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca, en función de la aptitud forestal del suelo, o razones de utilidad pública. En este último caso, se comunicará a la Asamblea General.”*

Según el artículo 3º. del decreto 452/988 para determinar la aptitud forestal de un suelo se tendrá presente que sus condiciones admitan un buen crecimiento de los bosques, con una buena capacidad de enraizamiento y adecuado drenaje, y que sean de baja fertilidad natural. También se establece

los grupos de suelos CONEAT de prioridad forestal que poseen una aptitud agrícola ganadera menor de 100 según índice medio de productividad.

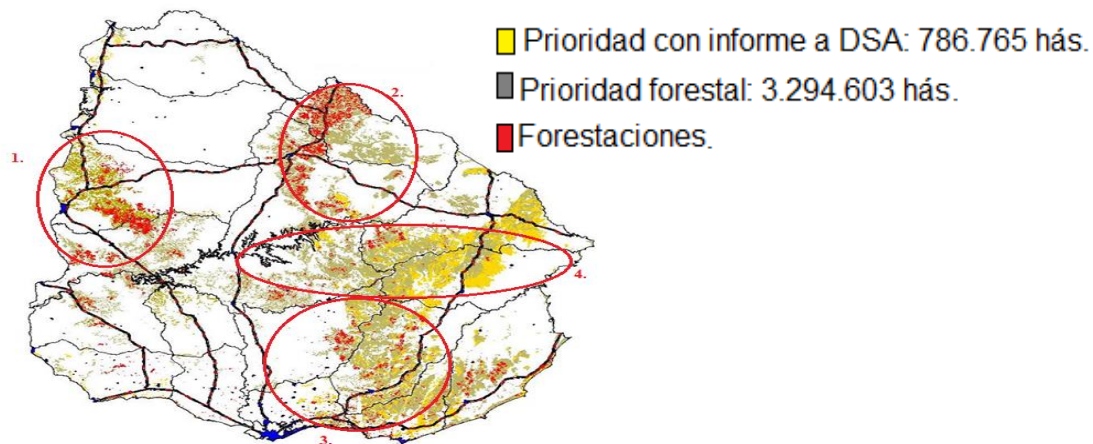
En función de la normativa vigente, los suelos de prioridad forestal según la clasificación de grupos de suelos CONEAT son los que se muestran a continuación:

Cuadro 1. Superficie de suelos de prioridad forestal.

Grupo CONEAT	Superficie (há)	Proporción (%)
2	2.122.961	49
9	660.507	15
8	505.211	12
7	494.314	12
09	185.526	4
07	122.766	3
4	95.852	2
5	56.198	1
S09	45.625	1
Total	4.288.960	100

Fuente: modificado de MGAP. OPYPA (2016).

Según la SPF (2011) los suelos de prioridad forestal se distribuyen en cuatro zonas del Uruguay que se ilustran a continuación:



1. Zona litoral Oeste (Paysandú, Río Negro, Soriano): grupo de suelo CONEAT 9, superficie afectada 250.000 há. (40 % aproximado de suelos prioridad plantados). 2. Zona Norte (Rivera y Tacuarembó): grupo de suelo CONEAT 7, superficie afectada 280.000 há. (40% aprox. de suelos prioridad plantados). 3. Zona Sureste (Rocha, Maldonado, Florida, Lavalleja): grupo de

suelo CONEAT 2, superficie afectada 186.000 hás. (25% aprox. de suelos prioridad plantados).
4. Zona centro-Este (Durazno, Cerro Largo, Treinta y tres): grupo de suelo CONEAT 8, superficie afectada 120.000 hás. (10% aprox. de suelos de prioridad plantados).

Figura 1. Mapa de las diferentes zonas del sector forestal. Fuente: modificado de SPF (2011).

2.3 CARACTERIZACIÓN BOTÁNICA DEL GÉNERO *EUCALYPTUS*

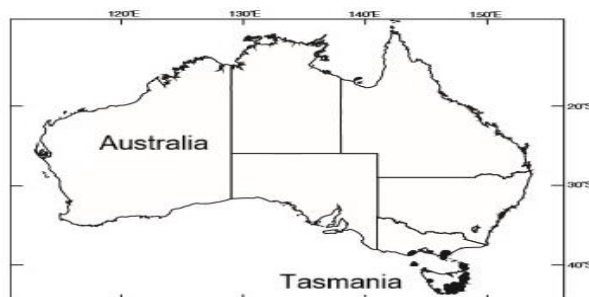
Es un género de plantas de follaje persistente, está conformado por unos 600 taxones específicos y sub-específicos originarios mayormente de Australia y algunos pocos de islas vecinas. Pertenecen a la familia de las Myrtáceas, sub-familia Leptospermoideas (Brussa, 1994).

La localización de las diferentes especies en su lugar de origen está relacionada con las distintas ecologías del paisaje, determinadas principalmente por las condiciones climáticas y tipos de suelos (Brussa, 1994).

2.3.1 *Eucalyptus globulus ssp. globulus*

Árbol de tamaño variado dependiendo su ubicación, desde 15 a 20 metros hasta 70 metros de altura total y 2 metros de diámetro a la altura del pecho. A veces en determinados lugares poco propicios, se comporta como un árbol pequeño o arbusto (Boland et al., 2006).

Es originario, de la costa Este y Sureste de Tasmania, mayormente a 20 kilómetros de la costa, pero en ciertas zonas se lo puede hallar hasta 60 a 70 kilómetros alejado de la misma. Los mejores rodales se localizan al Sur de Tasmania (Boland et al., 2006).



Referencia: ● *E. globulus ssp. globulus*.

Figura 2. Ubicación geográfica de *E. globulus ssp. globulus*. Fuente: tomado y modificado de Boland et al. (2006).

Normalmente en la base con corteza algo persistente, áspera, grisácea o marrón, descortezándose en largas fajas hacia al ápice, dejando el ritidoma

liso, amarillento o grisáceo. Hojas adultas alternas, pecioladas, falcadas, lanceoladas a angostamente lanceoladas, verde fuerte brillante, concoloras. Inflorescencias simples, axilares, comúnmente una flor, casualmente tres. Frutos sésiles, hemisféricos, con cuatro costillas muy distintivas. Madera con una densidad baja frente a otras especies comerciales (500 a 740 kg/m³, Boland et al., 2006).

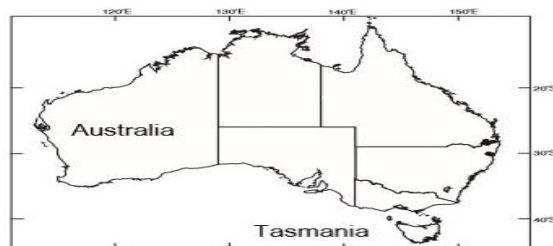
Crece desde el nivel del mar hasta 540 metros de altura, con temperaturas mínimas de 0-7 °C y máximas 18-24 °C. Incidencia de heladas, moderada a alta (hasta 50 heladas por año a altas latitudes). Régimen de lluvias, 600 a 1400 mm por año, mayormente en invierno (Boland et al., 2006).

Se desarrolla en suelos limosos a arcillosos (Kelly et al., citados por Brussa, 1994) y se adapta a gran variedad de suelos con buen drenaje, desde arenas costeras a pedregosos de serranías (Brussa, 1994).

2.3.2 *Eucalyptus dunnii*

Es un árbol que puede crecer hasta 50 metros de altura con un diámetro a la altura del pecho de 1 a 1.5 metros (a veces 2.5 metros), con el tronco claro hasta los 30-35 metros (Boland et al., 2006).

Originario de una pequeña área en la zona central-Este de Australia, se localiza generalmente en las partes más bajas de los valles y en los declives de colinas y escarpes, aunque también se desarrolla en las cimas de suelos basálticos bordeando la selva. Crece mejor en suelos húmedos y muy fértiles, con preferencia de origen basáltico o derivados de rocas sedimentarias, con buen drenaje (Boland et al., 2006).



Referencia: ● *E. dunnii*.

Figura 3. Ubicación geográfica de *E. dunnii*. Fuente: tomado y modificado de Boland et al. (2006).

Corteza persistente en la base 1-4 metros, escamosa, luego hacia arriba lisa, blanquecina, con manchas de color gris azulado, caduca en largas fajas. Hojas adultas, alternas, pecioladas, lanceoladas a angostamente lanceoladas, verdes, concoloras. Inflorescencias simples, axilares, siete flores. Frutos

pedicelados, más o menos hemisféricos, valvas 3-4 exertas. Madera con una densidad de 800 kg/m³, siendo una densidad media comparada a otras especies comerciales (Boland et al., 2006).

Crece desde 220 metros hasta 860 metros de altitud, con temperaturas mínimas de 2-5 °C y máximas de 24-29 °C. Incidencia de heladas, moderada, de 20 a 60 por año. Régimen hídrico de 1000-1600 mm por año, con predominancia estival (Boland et al., 2006).

Es una especie considerada más resistente al frío que *E. grandis* y *E. saligna* (Golfari, citado por Brussa, 1994), debido a ello en Uruguay se planta principalmente en zonas bajas del terreno.

2.4 ANTECEDENTES

2.4.1 Geología

La formación geológica representada para esta zona según la superposición de la carta geológica del Uruguay 1:500.000 (Bossi et al., 1998) versión electrónica al programa Google Earth corresponde a la formación Mercedes de la Unidad Cretácico Superior (anexo 3).

Según Ford y Gancio, citados por Bossi et al. (1998) “*la formación Mercedes se subdivide en dos miembros, el inferior formado por una secuencia estrato grano y decreciente y otro superior definido a partir de que la secuencia se uniformiza faciologicamente*”.

“*El miembro inferior se integra con depósitos de arreglo general granodecreciente y estratificación de tamaño mediano a medio, cuya base la forman diamictitas o conglomerados que pueden evolucionar raramente hasta pelitas calcáreas o calcáreos de poca potencia. Los conglomerados matriz soportados y diamictitas forman estratos macizos, lenticulares de hasta 1,5 m de potencia en la base para ir disminuyendo su importancia a medida que se sube estratigráficamente. Los clastos tienen un tamaño medio de 10 cm de eje mayor pudiendo llegar a tener 1 dm³, son subangulosos a subredondeados en una matriz areno gravillosa*” (Bossi et al., 1998).

“*Las psamitas gravillosas (...) se definen como arcósicas, a veces feldespáticas de matriz arcillosa y colores claros entre rosados y blanquecinos. Estas areniscas pueden ocasionalmente presentar estructuras cruzadas*” (Bossi et al., 1998).

“El miembro superior se define como integrado por una monótona secuencia arenosa fina a media de selección regular con granos de arena gruesa de hasta 1 mm, subredondeados a redondeados, dispersos, cuarcítica maciza de colores pardo rosados y amarillenta. En esta secuencia se intercalan niveles de calizas que llegan hasta 15 m de potencia” (Veroslavsky et al., citados por Bossi et al., 1998).

Según Lambert, citado por Bossi et al. (1998) *“esta secuencia sedimentaria se formó por un sistema fluvial efímero de carácter torrencial”*. Bossi, citado por Bossi et al. (1998) *“agrega que la misma se constituyó en condiciones semiáridas, con formación de lagos en los bordes de la cuenca que permitieron la sedimentación de las calizas y algunas pelitas”*.

2.4.2 Suelos

Los suelos estudiados se encuentran en la zona 9.3 en el departamento de Rio Negro según la clasificación CONEAT.

El material generador corresponde a areniscas con cemento arcilloso, a veces de tonos rosados, rojizos o blancos grisáceos. El relieve en general es suavemente ondulado con predominio de 1 a 3% de pendientes. Los suelos predominantes pertenecen a Planosoles Dístricos Ócricos o en ocasiones Melánicos, a veces Argisoles Dístricos Ócricos Abrúpticos o Típicos. Como suelos asociados existen Brunosoles Subéutricos y en ocasiones Dístricos Típicos o Lúvicos, en laderas medias y bajas de pendiente máxima de 1%. Son grupos de suelos con índice de productividad promedio de 88, que poseen color pardo muy oscuro, textura franco arenosa, fertilidad media y drenaje moderadamente bueno a imperfecto (MGAP. DGRN, 2016).

Según Altamirano et al. (1976) los suelos bajo estudio pertenecen al Orden Saturados Lixiviados. Estos suelos se los encuentra regularmente en terrenos planos suavemente ondulados, caracterizándolos por la diferenciación textural, generalmente debido a procesos de lixiviación de arcillas, donde presentan efectos de hidromorfismo tales como colores de matriz grisáceos, moteados y concreciones de hierro y manganeso, debido a un horizonte argilúvico muy desarrollado.

Algunos suelos pueden tener un horizonte melánico, ya que poseen un porcentaje de materia orgánica relativamente alto en superficie. Tienen una alta saturación de bases en todo el perfil aumentando en forma significativa con la profundidad. El horizonte B presenta un porcentaje de saturación de bases (a pH 7) mayor de 50% en todos sus subhorizontes (Altamirano et al., 1976).

Los perfiles característicos de estos suelos son: A-B_t-C o A-E-B_t-C, las características redoximórficas se pueden apreciar principalmente en el horizonte E álbico, que es muy común en estos suelos, aunque también dichas cualidades se pueden ver en el horizonte argilúvico. No presentan horizonte álbico, entran en este orden solo si tienen cualidades redoximórficas evidentes a consecuencia de un horizonte argilúvico de textura fina, estructura compacta y de muy baja conductividad saturada (Altamirano et al.,1976).

La alta saturación en bases en todo el perfil y su aumento significativo en profundidad, se ve acompañado por un aumento del pH, entonces el horizonte argilúvico tiene siempre una saturación mayor a 95% a pH del suelo (Altamirano et al.,1976).

El Orden se divide en dos Grandes Grupos, llamados Argisoles y Planosoles. Los suelos de la zona de estudio pertenecen predominantemente al Gran Grupo Argisoles, donde la lixiviación de arcillas es la causa predominante en la génesis de suelo (Altamirano et al.,1976).

Este tipo de suelos pueden tener horizonte álbico continuo pero menor a 3 cm, o sí es mayor tiene que ser discontinuo, a pesar de que puedan presentar casualmente horizontes transicionales AB o BA. Su característica principal, es que son bien diferenciados texturalmente, con un perfil tipo A-B_t-C, donde el horizonte argilúvico es un argipan de textura fina, estructura gruesa y compacta. El horizonte superficial es melánico u ócrico y menos probable úmbrico (Altamirano et al.,1976).

Presentan características de hidromorfismo temporario, a causa de la poca permeabilidad del horizonte argilúvico. Lo que se aprecia en el color gris de la matriz, con presencia de moteados, nódulos de hierro y manganeso. Al ser temporario el efecto hidromórfico, no se forma un horizonte E, pero si lo hace, es de corto espesor o discontinuo (Altamirano et al.,1976).

Pertenece a la Unidad Cartográfica Algorta (AI, anexo 1), en la Carta de reconocimiento de suelos del Uruguay, escala 1:1.000.000 (MAP. DSF, 1979). *“Se caracterizan por tener materiales generadores como sedimentos arcillo-arenosos de reclutamiento de materiales cretáceos, en interfluvios de lomadas suaves con escarpas asociadas”.*

Según la Carta de reconocimiento de suelos de Río Negro (escala 1:200.000) la zona de estudio se ubica en tierras onduladas suaves (menor a 6% de pendientes) y lomadas ligeramente convexas (anexo 2). Los suelos dominantes son Argisoles Dístricos arenosos, profundos, mientras que como suelos asociados se encuentran Planosoles arenosos de menor fertilidad y como suelos accesorios están presentes Luvisoles (MGAP. DGRN, 2002).

2.5 EFECTOS DE LA FORESTACIÓN EN ALGUNAS PROPIEDADES QUÍMICAS DEL SUELO

Los suelos forestales son de gran aptitud para el crecimiento de especies como *Eucalyptus sp.* y *Pinus sp.*, en cambio, para la producción agrícola son marginales debido a su baja fertilidad y otras limitantes como la pedregosidad asociada. Son suelos ácidos con bajos niveles de bases y contenido de materia orgánica, que conlleva a una baja disponibilidad de nutrientes. Dicha deficiencia se contrasta con la alta demanda por parte de los árboles, lo que puede modificar las propiedades químicas del suelo, sin embargo, existe cierto reciclaje de nutrientes por deposición de restos como hojarasca y corteza (Hernández, 2010b).

2.5.1 Acidez y pH

La acidez de los suelos está asociada con la existencia de aluminio e hidrógeno en forma intercambiable y comprende aspectos de intensidad y de cantidad. La intensidad depende de la medida de actividad del ion hidrógeno, que se expresa como pH (acidez activa), y por la cantidad, depende el monto de álcali necesario para titular el suelo hasta cierto valor de pH (acidez titulable, Black, 1975). La última se relaciona con la cantidad de ion H^+ que la parte sólida del suelo puede brindar a la solución por reacciones de hidrólisis o de disociación de distintos grupos funcionales (fenólicos, carboxílicos, oxhidrilos, etc.) a un pH establecido (Durán et al., 2000).

Según Durán et al. (2000) en condiciones naturales el desarrollo de la acidez del suelo es ocasionado principalmente por la lixiviación de bases por la acción de lavado del agua, que percola a través del perfil del suelo.

El movimiento de cationes a capas inferiores arrastrados por el agua se debe a la presencia de aniones formando pares iónicos. Inicialmente el aporte de aniones a la disolución del suelo se produce a través de la mineralización de la materia orgánica que libera nitrato (NO_3^-), sulfato (SO_4^{2-}) y cloruro (Cl^-). Además, la descomposición de la materia orgánica por microorganismos produce CO_2 que reacciona con el agua liberando H^+ (reduce el pH) y bicarbonato (HCO_3^-), promoviendo la acidez del suelo (Navarro y Navarro, 2013).

La presencia de aluminio (Al^{3+}) en la disolución del suelo es uno de los primordiales componentes que asisten a la acidificación del suelo. Los iones Al^{3+} desplazados por los coloides inorgánicos (arcillas) y por otros cationes se hidrolizan para formar complejo mono y poliméricos hidroxialuminicos. Bajo

suelos ácidos, el aluminio es fuente productora de H^+ ya que puede quedar adsorbidos a los coloides del suelo y estar en equilibrio con los aluminios de la disolución del suelo que pueden ocasionar toxicidad y por su tendencia a hidrolizarse incorporando H^+ a la disolución (Navarro y Navarro, 2013).

El hidrógeno titulable de los suelos proviene del agua que reacciona con el suelo por hidrólisis y por intercambio que puede suceder entre el hidrógeno intercambiable de las raíces de las plantas y las bases intercambiables de los suelos. Además, existe el intercambio de los ácidos solubles que aparecen por varios mecanismos, por ejemplo: el ácido carbónico es producido en grandes cantidades por microorganismos y plantas superiores pero su efecto es pequeño, ya que la mayoría se descompone y se pierde como anhídrido carbónico. Sin embargo, existe la producción microbiana de nítrico y sulfúrico que es de mayor importancia cuando el lavado es poco (Durán et al., 2000).

El pH es el logaritmo negativo de la actividad de los iones hidrógeno en solución. Un valor por debajo de 5.5 indica que el suelo puede tener problemas de aluminio intercambiable, falta de molibdeno disponible para las plantas y gran capacidad para fijar fósforo (Durán et al., 2000).

Estudios realizados por Jobbágy y Jackson (2003) en la Pampa de Argentina, midiendo los cambios de las propiedades del suelo por pasar de un uso pastoril a forestal de 10 a 100 años de edad, proponen tres posibles mecanismos complementarios de acidificación. El primero es por producción de ácidos orgánicos, a causa del mantillo y lavado de nutrientes de la copa, que causaría lixiviación de cationes y disminución de pH. El segundo es por el aporte de ácido carbónico generado por la respiración del suelo, aunque ciertos estudios confirman que son menores en los bosques (Raich et al., citados por Jobbágy y Jackson, 2003). Por último, secuestro y redistribución de cationes, ya que los árboles son capaces de almacenar más cationes que aniones, generando una diferencia de carga equilibrada con una ganancia neta de protones en el suelo (Nilsson et al., citados por Jobbágy y Jackson, 2003).

En dicho trabajo se estudiaron tres sitios, en todos los casos los bosques tuvieron un pH menor (4.6 contra 5.6 de la pastura), con los valores más bajos observados entre 10 y 35 cm, y por debajo de los 60 cm el suelo se volvió más alcalino. Estos cambios se corresponden con la ganancia de acidez intercambiable y el sodio, en capas intermedias y profundas del suelo. La ganancia anual de acidez intercambiable se incrementó de 0,5 a 1,2 kmol_c. há⁻¹ año⁻¹ en los sitios forestados. Según los patrones verticales de acidificación del suelo, estimación de balances elementales, y las mediciones de acidez en superficie, se estableció que el mecanismo responsable fue el secuestro y redistribución de cationes (Jobbágy y Jackson, 2003).

En varios estudios en nuestro país (Dieste 1999, Durán et al. 2000, Hill 2004, Cabrera y Cal 2007, Delgado et al. 2007, Varela 2009) se ha constatado que los suelos forestados presentan una disminución del pH y un aumento de la acidez intercambiable, en comparación a los que permanecen bajo la vegetación previa a la plantación. Dicho proceso fue observado en los horizontes A y B del perfil, tanto en plantaciones de rotaciones cortas (10 años) como en rotaciones largas (mayores a 15 años), en *Pinus sp.* y *Eucalyptus sp.* (Hernández, 2010b).

Pérez Bidegain et al., citados por Delgado et al. (2006) han realizado estudios para el horizonte A de siete suelos con *Eucalyptus sp.* de 6-10 años de edad, en distintas localidades del Uruguay, y se determinó que los valores de pH en KCl fueron menores del orden de 0.5 unidades a todas las profundidades muestreadas (0-2.5, 2.5-5, 5-10 y 10-15 cm), mientras que las diferencias en acidez fueron del orden de 0.5 a 1.2 cmol_c. kg⁻¹ de suelo con respecto a la vegetación previa a la plantación. El pH medido en agua no mostró diferencias.

En plantaciones de *Eucalyptus grandis* de 3 a 5 años de edad, sobre la Unidad Rivera, se muestrearon suelos hasta los 60 cm de profundidad. En plantaciones de 5 años de edad, el pH en KCl fue menor en todo el perfil excepto en los primeros 2.5 cm y entre 45-60 cm con respecto a la vegetación adyacente de pasturas nativas. Además, la acidez intercambiable también fue mayor en las plantaciones siendo significativa de 2.5-15 cm. En plantaciones de 3 años el pH fue significativamente menor hasta 10 cm de profundidad y la acidez intercambiable fue mayor en todo el perfil con respecto a la vegetación aledaña (García Préchac et al., citados por Delgado et al., 2006).

Las respectivas diferencias se acentúan en profundidad, por lo tanto, no debería ser explicado por el cambio de uso y menos aún en el caso de una plantación joven. En este caso, la acidificación en profundidad constituye una característica del tipo de suelo considerado, Desaturados Lixiviados, Alfisoles y Ultisoles (Durán, citado por Delgado et al., 2006) y las diferencias entre usos parecen estar explicadas principalmente por la variabilidad en el tipo de suelo (García Préchac et al., citados por Delgado et al., 2006).

Estudios realizados en suelos Desaturados Lixiviados con plantaciones de *Eucalyptus grandis* de más de 15 años de edad, en el departamento Rivera, demuestran la acidificación que sufre el suelo al pasar de campo natural a forestal. Los pH en agua promedios de los sitios estudiados fueron de 4.85 en campo natural, disminuyendo bajo entrefila de monte 0.46 unidades en el horizonte A y 0.37 en el B_t. Con respecto a la acidez intercambiable se contabilizaron aumentos promedios de 146% en el horizonte A y 72% en el horizonte B_t (Cabrera y Cal, 2007).

En un Argisol (Hapludalf) bajo plantaciones de *Eucalyptus dunni* de 3 años de edad, se estudió la relación entre la acidificación y la intensidad de

laboreo. El pH en KCl fue mayor bajo pastura que en la fila de plantación para todas las profundidades muestreadas y en algunas también en comparación con la entrefila. Se demostró que la acidificación es resultante del cambio de vegetación, independientemente de la intensidad de laboreo (García Préchac et al., citados por Delgado et al., 2006).

Estudios realizados sobre rocas predevonianas de la zona Este del país, en suelos afectados por la forestación se observaron niveles inferiores del pH en horizontes superficiales y un aumento en los niveles de acidez intercambiable en los horizontes A y B (Varela, 2009).

Los residuos forestales presentan compuestos orgánicos muy móviles, de cadena corta, ricos en grupos funcionales idóneos de ionizar H^+ y ser fuente de acidez en el suelo. Por su gran movilidad son capaces de infiltrar con el agua en el perfil del suelo y acumularse hasta cierto punto de restricción que generalmente es el horizonte B. El aumento de H^+ que se establece en el suelo sustituye cationes de las posiciones de intercambio y ataca estructuras cristalinas de los minerales, especialmente secundarios, liberando Al^{+3} , parte del cual pasa a ser intercambiable (Delgado et al., 2006).

Además, ocurre una alta extracción de bases de intercambio, parte de la cual es reciclada a través de residuos y parte es exportada por la cosecha forestal. A su vez, considerando sucesivos turnos de plantación, la disminución se irá marcando cada vez más, afectando la calidad del suelo sino se toman medidas preventivas como reposición de cationes al suelo vía encalado con dolomitas (aporte Ca y Mg) y fertilización con K (Delgado et al., 2006).

Estudios elaborados por García Préchac et al. (2001) en Piedras Coloradas, Paysandú, en un Argisol (Albaquic Hapludalf) de la Unidad Algorta, demuestran que los suelos que pasaron de uso pastoril al uso forestal con *Eucalyptus sp.* se han acidificado, a causa que los compuestos orgánicos formados por el mantillo son brindados al suelo mineral y aumentan la oferta de protones. De acuerdo a este estudio la acidificación del suelo es causada principalmente por la vegetación de *Eucalyptus sp.*

Aguerre y Demarco (2012) en suelos CONEAT 09.3 en la zona de Tres Bocas (Dpto. de Río Negro) con *Eucalyptus dunnii* de 10 años de edad y campo natural, observaron un aumento de la acidez del suelo bajo uso forestal en todas las profundidades de muestreo evaluadas (0-5 cm, 5-10 cm, 10-15 cm, 15-20 cm), excepto el primer estrato de 0-5 cm ya que estuvo asociado a un mayor contenido de bases de intercambio (principalmente Ca) por el aporte formado por descomposición del mantillo. El aumento de la acidez intercambiable hacia la profundidad del horizonte A estuvo acompañado de la disminución de bases de intercambio por la mayor absorción de las raíces de los árboles.

Aparicio (2003), observó un aumento de 284% de Al intercambiable, en plantaciones de *E. grandis* con respecto al campo natural siendo la tendencia del aumento correlativa con la producción de madera.

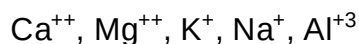
2.5.2 Bases de intercambio

Las cargas negativas que presentan los coloides del suelo genera su importancia en cuanto a la disponibilidad de los nutrientes del suelo ya que atraen positivamente iones cargados y repele los cargados negativamente (Plaster, 2000).

Los cationes intercambiables son aquellos asociados a sólidos del suelo que pueden intercambiarse con los cationes en solución, sin que el resto de los sólidos se descomponga. El proceso de intercambio de los cationes en una solución con los de forma intercambiable se define como intercambio catiónico (Black, 1975). Este proceso presenta gran importancia ya que le brinda al suelo capacidad buffer con respecto a las variaciones en la composición catiónica de la solución, estableciendo la nutrición catiónica de las plantas (Durán et al., 2000).

“A la máxima cantidad de centimoles de iones que un material coloidal es capaz de adsorber por cada kilogramo de su peso, se le llama Capacidad de Intercambio de dicho coloide (CIC)” (Durán et al., 2000).

Los principales cationes intercambiables del suelo, desde el punto de vista cuantitativo son:



A los cuatro primeros se los define como bases intercambiables y Al^{+3} aparece solvatado con seis moléculas de agua en suelos ácidos y es denominado acidez intercambiable como se mencionó anteriormente (Durán et al., 2000).

White, citado por Durán (2000) afirma que a excepción de los suelos más ácidos y de los más alcalinos, las bases están presentes aproximadamente en las siguientes proporciones: Ca^{++} 80%, Mg^{++} 15%, $\text{Na}^{+} + \text{K}^{+}$ 5%. Las cantidades adsorbidas de cada base varían relativamente de un suelo a otro en función de la capacidad de intercambio catiónico de cada uno.

La saturación de bases se define como el porcentaje de la CIC total que es ocupada por cationes básicos tales como calcio, magnesio, sodio y potasio (Durán et al., 2000).

La saturación de bases se relaciona al pH del suelo y al nivel de fertilidad del mismo. Para un suelo de una composición orgánica y mineral determinada, el pH y el nivel de fertilidad se acrecientan con un aumento en el grado de saturación de bases (Durán et al., 2000).

Según Aguerre y Demarco (2012), en capas superficiales se constata un contenido mayor de bases totales bajo el monte, disminuyendo en éste en los 10 a 15 cm de profundidad. El mayor contenido de bases totales bajo el monte respecto al campo natural en los primeros centímetros del suelo puede estar explicado por el aporte proveniente de la descomposición del mantillo. Luego en profundidad del horizonte A ocurre una disminución atribuible por una mayor extracción debido a mayores densidades radicales, coincidiendo con el aumento de la acidez intercambiable en estas profundidades.

De acuerdo a Jobbágy y Jackson (2003) el calcio intercambiable fue un 40% más bajo en los suelos bajo uso de bosques que en los de pastizales. En cambio, el sodio intercambiable mostró la tendencia opuesta siendo mayor bajo bosques en casi todos los sitios estudiados. El magnesio y el potasio intercambiables mostraron tendencias variables con diferencias significativas en ambas direcciones entre los rodales forestales y los pastizales. En cuanto a la capacidad efectiva de intercambio catiónico y saturación de bases, los valores en plantaciones fueron menores.

Aparicio (2003) encontró una disminución de 33% de potasio, 56% de calcio y 48% de magnesio, en suelos forestales con respecto al campo natural. También se observó una tendencia positiva al aumento en la extracción de nutrientes con el aumento de la producción de biomasa forestal.

En las forestaciones de *Eucalyptus sp.* de 11 años de edad, en el Noreste de Entre Ríos, se encontraron menores contenidos de calcio intercambiable con respecto con suelos de pradera. Para magnesio y potasio intercambiable no se observaron diferencias significativas (Díaz, 2006).

En plantaciones comerciales de *E. grandis* realizadas en Rivera, Cabrera y Cal (2007) observaron que para el promedio de los sitios las bases de intercambio disminuyeron 43% para el horizonte A y 26% en el B_t al pasar de uso pastoril a forestal. Dicha disminución de bases para el horizonte A sigue el siguiente orden, Ca>Mg>K>Na y para el horizonte B, K>Ca>Mg>Na. La CIC para el promedio de los sitios no registró diferencias significativas entre los usos evaluados. Y para el promedio de los sitios observaron que el porcentaje de saturación en bases disminuye para uso forestal, siendo 32% horizonte A y 23% para horizonte B_t.

Varela (2009) observó tendencias decrecientes de las bases de intercambio en el horizonte A del suelo forestal, siendo el Ca más afectado, pero un comportamiento errático para el horizonte B. Para saturación en bases se observó una disminución en el horizonte A de los perfiles afectados por la forestación, en cambio, para el horizonte B no fue clara la tendencia.

Según García Préchac et al., citados por Hernández (2010b) el contenido de bases de intercambio disminuyó al cambiar el uso del suelo de pastoril a forestal en el horizonte A de los suelos bajo *Eucalyptus* sp. En el horizonte B dicho efecto fue observado en plantaciones de edades más avanzadas. En estudios realizados en plantaciones menores de 10 años dichos cambios no fueron significativos.

En plantaciones forestales con *E. grandis* de primeros turnos en México, no se observaron cambios importantes en los contenidos de bases de intercambio en los primeros 30 cm del suelo, a excepción del contenido de potasio siendo menor con respecto a pastizales naturales (Palma et al., 2015).

2.5.3 Carbono orgánico (COS)

La materia orgánica del suelo (MOS), es una mezcla compleja y variada de sustancias orgánicas que incluye residuos vegetales y animales en diversas etapas de descomposición, células y tejidos de organismos del suelo y sustancias sintetizadas por la población del suelo (Brady y Weil, 2008).

Todas las sustancias orgánicas, contienen el elemento carbono, y en promedio, el carbono comprende aproximadamente la mitad de la masa de la materia orgánica del suelo (Brady y Weil, 2008).

El carbono es el elemento mayor de la materia orgánica, la cuantificación del COS es útil como determinación indirecta de la materia orgánica utilizando un factor de corrección aproximado. El factor "Van Bemmelen" de 1,724 se ha usado con este objetivo y se fundamenta en que la MOS posee 58% de carbono orgánico (Durán, 2004).

La MOS es originada por la descomposición de residuos de plantas y animales en el suelo en el cual constituye un proceso biológico básico. El carbono es recirculado hacia la atmósfera como dióxido de carbono y algo es asimilado adentro del tejido microbiano y parte es transformado en humus, el nitrógeno es formado como disponible como nitrato, amonio y otros elementos asociados (P, S, y varios micronutrientes) que aparecen en la forma requerida por las plantas superiores (Navarro y Navarro, 2013).

La MOS, también llamada humus, es la fracción orgánica del suelo, excluidos los restos animales y vegetales no descompuestos, que pasan por un tamiz de 2 mm. Se clasifica en sustancias húmicas y no húmicas, de las cuales las primeras forman la mayor parte en la mayoría de los suelos. Los componentes húmicos, se subdividen en ácido húmico (AH), ácido fúlvico (AF) y la humina. Los componentes no húmicos son aquellas en las que sus particularidades físicas y químicas aún se pueden apreciar, como ser los carbohidratos, proteínas,

péptidos, aminoácidos, grasas, ceras y compuestos orgánicos de bajo peso molecular. Se caracterizan por ser fácilmente atacadas por los microorganismos del suelo y su consecuente corta durabilidad en el mismo (Durán, 2004).

Los residuos orgánicos que quedan sobre la superficie del suelo crean un ciclo del carbono más lento ya que son atacados por una menor cantidad de microorganismos, por lo que disminuyen más lentamente, originando humus que es más estable y en consecuencia liberando menos dióxido de carbono a la atmósfera. La descomposición de la materia orgánica por parte de los microorganismos del suelo es un proceso aeróbico, entonces con el laboreo se incorporan los residuos al suelo junto con aire, también entran en contacto con una mayor cantidad de microorganismos, lo que acelera el ciclo del carbono. Dicha descomposición es más rápida, entonces hay una menor formación de humus estable, mayor liberación de dióxido de carbono a la atmósfera, y finalmente un descenso de la materia orgánica (FAO, s.f.).

En medios con una alta actividad biológica, aireados y poco ácidos, la descomposición de la hojarasca es rápida (1 a 2 años), este humus es llamado Mull, pero dicha descomposición se ve enlentecida en medios pocos activos, como medios muy ácidos o cuando los restos vegetales son poco biodegradables, lo cual aumenta el tiempo de biodegradación, que puede llevar varios años (hasta 10 o 20 años). Consecuentemente sobre el suelo mineral se forma un horizonte orgánico, integrado mayormente por restos vegetales sin descomponer totalmente, que caracteriza a los humus forestales, designado Mor (Duchaufour, 1984).

La mineralización de la materia orgánica, es el proceso opuesto a la humificación, provoca la disminución de la misma en el suelo. Durante dicho proceso se producen compuestos minerales solubles (fosfatos, sulfatos, nitratos, etc.) o gaseosos (CO_2 y NH_3), por la actividad de los microorganismos. La cantidad total de materia orgánica que hay en el suelo en un momento dado depende del equilibrio entre los aportes de materia orgánica fresca y la mineralización total por unidad de tiempo (Duchaufour, 1984).

Se distingue una mineralización primaria que se sucede sobre la materia orgánica fresca que aún no se ha unido al suelo mineral, y la secundaria sobre los compuestos húmicos, más lenta que la primaria, debido a que los enlaces que adquieren los compuestos minerales dificultan su mineralización (Duchaufour, 1984).

La fase sólida del suelo está compuesta por la parte mineral y orgánica, normalmente ocupan el 50% del volumen del suelo, de la cual un 38% corresponde a la primera y un 12% a la segunda. En peso seco los valores antes mencionados corresponden a la parte mineral un 95% y la materia orgánica un

5%. La otra mitad del volumen del suelo es ocupada por la solución y el aire (Durán, 2004).

La MOS está compuesta por varios pools de carbono orgánico que difieren según su susceptibilidad al metabolismo microbiano y estas son: activo, lento y pasivo (Parton et al., citados por Silva et al., 2000).

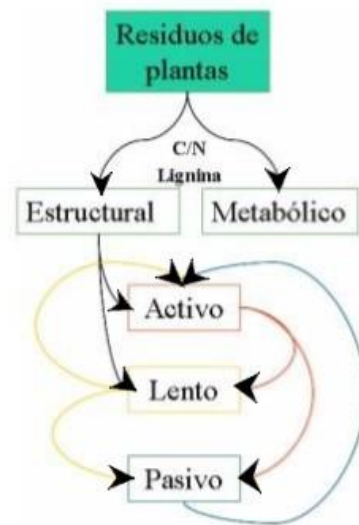


Figura 4. Diagrama de flujo de carbono orgánico. Fuente: adaptado de Parton et al., citados por Silva et al. (2000).

El pool activo posee residuos de planta (carbono metabólico), como biomasa viva, algunas partículas finas de detritus, mayoría de los polisacáridos y otras sustancias fácilmente descompuestas por los microorganismos del suelo. Con una relación relativamente alta de C/N de 15-30 y una corta vida media siendo metabolizados en pocos meses a pocos años. Este pool brinda la mayoría de la comida fácilmente accesible para los microorganismos y la mayoría del nitrógeno mineralizable (Silva et al., 2000).

El pool pasivo posee materiales muy estables, remanentes en el suelo por cientos y aún miles de años. Contiene la mayoría del humus físicamente protegido en complejos de arcilla-humus, mayoría de la humina y muchos de los ácidos húmicos. Explica el 60 a 90% de la materia orgánica de la mayoría de los suelos e influye con las propiedades coloidales del humus del suelo, además, siendo responsable de la mayor parte de la CIC y capacidad de almacenaje de agua (Silva et al., 2000).

El pool lento tiene propiedades intermedias entre el activo y el pasivo de la MOS. Engloba tejidos de planta finamente divididos, con elevados contenidos de lignina y otros elementos lentamente descomponibles y químicamente resistentes. La vida media es medida en décadas. Es fuente de nitrógeno y otros nutrientes mineralizables para las plantas y provee una marcada fuente de alimento para el metabolismo regular de los microbios autóctonos del suelo (Silva et al., 2000).

La MOS favorece la mejor estructura del suelo, ya que actúa como cementante uniendo las partículas primarias del suelo (arena, limo y arcilla), mejorando la porosidad del mismo. Los altos niveles de MOS se correlacionan con el aumento de la agregación, la disminución de la erosión y escorrentía superficial, la mejor infiltración, el movimiento y retención de agua. Aumenta la CIC y la disponibilidad de nutrientes, disminuye la presión de plagas y enfermedades, además de otros elementos favorables del suelo (Céspedes y Millas, s.f.).

Los estudios realizados en diferentes plantaciones hasta la actualidad demuestran un comportamiento poco claro en cuanto al aumento o disminución del COS (Hernández, 2010b). Por las diferentes características de ambos tipos de residuos, su sitio de deposición y descomposición, la materia orgánica y su dinámica son diferentes (Goya et al., citados por Delgado et al., 2006).

Según Foth et al., citados por Delgado et al. (2006) se difiere principalmente en ambos usos por el elemento a descomponer, siendo el sistema radicular para vegetación de pastos y hojas para el uso forestal.

Jobbágy y Jackson (2003) en casi todos los sitios muestran que suelos con uso forestal presentan mayor cantidad de carbono orgánico, con un promedio de 30% más en los 20 cm superiores del suelo mineral que en los suelos de pastizales.

Aparicio (2003) constató una disminución de un 29% de la materia orgánica en suelos forestales comparado con su homólogo de campo natural.

Pérez Bidegain et al., citados por Delgado et al. (2006) en plantaciones de 6 a 8 años, muestreando el horizonte A de siete diferentes suelos del país, en las filas bajo plantaciones comerciales observó una baja significativa del COS hasta los 5 cm de profundidad, y una disminución de 7,5% hasta los primeros 15 cm, con respecto a una vegetación aledaña.

En otro estudio, Pérez Bidegain et al. (2001) cuantificando el efecto a largo plazo de la intensidad de laboreo para plantaciones de *Eucalyptus grandis*, observó mayor porcentaje de COS en los primeros 5 cm del suelo bajo

plantaciones sembradas sin laborear (plantación al pozo) que la media de los tratamientos plantados con *Eucalyptus* sp. (laboreo intensivo y laboreo reducido).

García Préchac et al. (2001), comparando uso pastoril luego de un intenso uso agrícola con plantaciones de 3 años de *Eucalyptus dunnii*, en un Argisol franco-arenoso (Hapludalf) de la Unidad Algorta, observó diferencias significativas de baja magnitud de COS en los primeros centímetros de la fila entre ambos usos, en tanto, en la entrefila no se detectaron diferencias significativas. La baja magnitud es a causa del bajo contenido de COS bajo pasturas por su historia previa a la forestación. De acuerdo a los resultados, la disminución del COS en los primeros centímetros es causada principalmente por la intensidad de laboreo usada en la preparación del sitio.

En las microcuencas de la zona Batoví sobre un Inceptisol y un Acrisol de la Unidad Tacuarembó, se muestrearon los 15 cm superiores y además el B_t del Acrisol (Hapludult) y A₂ para el Inceptisol (Distrudept). Los resultados establecieron que el contenido de COS en los horizontes subsuperficiales tendieron a ser mayores en las cuencas forestadas (Durán et al., citados por Delgado et al., 2006).

Estudios en plantaciones en *Eucalyptus grandis* de 5 años, sobre Acrisoles (Hapludultes) y Luvisoles (Hapludalfes) de la Unidad Rivera, muestreando a diferentes profundidades en todo el horizonte A, hasta el comienzo del horizonte B a 60 cm, se determinó la distribución del COS en la entrefila de plantación (con laboreo como control de malezas) y suelo con vegetación natural. Los resultados reflejan una disminución leve en superficie bajo forestación hasta 10-15 cm, en donde pasa a tener mayores valores de COS, coincidiendo con resultados de la zona Batoví antes citados (García Préchac et al., citados por Delgado et al., 2006).

Según un estudio realizado en una plantación de *Eucalyptus dunnii* de 9 años en la zona de Algorta por Hernández et al. (2009) demuestran una acumulación de 18 Mg de mantillo há⁻¹, lo que mediante el ciclado de nutrientes sería una importante devolución de carbono orgánico al suelo.

Según estudios realizados por Cabrera y Cal (2007), Varela (2009), no se observaron tendencias claras respecto al cambio en el COS por el cambio de uso.

Según estudios por Aguerre y Demarco (2012) los contenidos de COS no demostraron diferencias significativas en los primeros 20 cm del suelo entre uso pastoril y forestal, aunque se reflejó una tendencia a incrementarse en profundidad en el suelo mineral bajo uso forestal. Esto podría estar explicado por la descomposición del mantillo forestal sobre la superficie del suelo (horizonte O) y posterior lavado de los compuestos resultantes hacia horizontes inferiores.

Del Giorgio Figuerola (2014) observó que bajo plantaciones comerciales de *Eucalyptus grandis* de 17 a 18 años, no se encontraron diferencias significativas para el contenido de COS entre el uso pastoril y el uso forestal, en cambio, se identificó una tendencia al aumento en el contenido de COS bajo el uso forestal para los primeros 5 cm del suelo asociado a la existencia del mantillo forestal que en su proceso de descomposición aporta carbono orgánico al suelo.

Por lo tanto, se puede deducir que en corto plazo el efecto que predomina es la intensidad de laboreo pre-plantación como origen de la disminución del COS en horizontes superficiales, aunque si el laboreo fue importante dicho efecto puede permanecer a largo plazo ligado a los efectos del cambio de vegetación (Delgado et al., 2006).

Los resultados anteriormente mencionados concuerdan en que el efecto del laboreo y el cambio de uso afectan en diferente medida la distribución y cantidad del carbono orgánico a través del perfil del suelo.

2.6 EXPORTACIÓN DE NUTRIENTES DEL SUELO POR EL GÉNERO *EUCALYPTUS*

Attiwill y Miller, citados por Grove et al. (1996) marcaron diferentes etapas en el crecimiento de los bosques que implican importantes cambios para el proceso de demanda bruta de nutrientes, su distribución y su almacenamiento. En la primera etapa se destaca el crecimiento del follaje con alta concentración de nutrientes para producción primaria neta (Grove y Malajczuk, Cromer et al., citados por Grove et al., 1996). Hay una mínima redistribución de nutrientes y una alta acumulación de los mismos, que es máxima al cierre de copas (Attiwill y Grove, citados por Grove et al., 1996). El crecimiento está limitado por el suministro de nutrientes, ya que hay una alta demanda de los mismos y un desarrollo radicular incipiente con baja exploración del suelo (Grove et al., 1996).

Una segunda etapa al cierre de copas, en la cual se destaca una estabilización de la biomasa foliar, comienza la formación del duramen y una máxima producción de madera. La concentración de nutrientes en el duramen es baja y la tasa de acumulación de nutrientes en el árbol decrece. La exploración del volumen del suelo por raíces finas es máxima y el proceso de ciclado de nutrientes comenzará a desarrollarse plenamente (Grove et al., 1996).

Attiwill, citado por Grove et al. (1996) reconoce una tercera etapa en la que la mayor parte de la producción primaria neta es destinada al mantenimiento de los bosques en pie.

Se ha estudiado la importancia de la retranslocación interna de nutrientes y su importancia en la demanda bruta anual de los mismos en los árboles, incluido

Eucalyptus sp. (Grove et al., 1996). En un bosque maduro de *E. obliqua* y otro de *E. grandis* de 27 años de edad, entre el 46 y 55% de los requerimientos brutos de fósforo y alrededor de un tercio del correspondiente a nitrógeno es obtenido mediante el ciclo bioquímico (Lambert y Turner, Baker y Attiwill, citados por Grove et al., 1996). En *E. obliqua*, aproximadamente el 25% de los requerimientos de potasio y magnesio son obtenidos mediante el reciclaje interno (Attiwill, citado por Grove et al., 1996). Para calcio un nutriente de baja movilidad interna, en un rodal de rápido crecimiento de *E. grandis* se halló un valor de retranslocación de un 22% del requerimiento bruto anual (Lambert y Turner, citados por Grove et al., 1996).

El reciclaje de nutrientes desde las hojas es componente fundamental del ciclo bioquímico, oscilando de 34 a 92% de nitrógeno, fósforo y potasio en *Eucalyptus sp.* (Attiwill, Lambert y Turner, citados por Grove et al., 1996). También es pieza fundamental del ciclo bioquímico la redistribución de estos nutrientes en la transición de albura a duramen, pero el aporte al mencionado ciclo es poco significativo de la corteza externa y ramas menores (Grove et al., 1996). Confirmando la baja concentración de nutrientes del duramen, en un estudio de un bosque de *E. obliqua*, presentaba menos del 10% del total de nutrientes, formando la mayor parte de la biomasa aérea (Attiwill, citado por Grove et al., 1996). Con respecto al calcio por su baja movilidad ya mencionado, es poco removido de las hojas senescentes, acumulándose en las mismas (Attiwill y Leeper, citados por Grove et al., 1996).

Se estudió la simulación de pérdida de nutrientes en cosecha de bosques nativos y plantaciones comerciales, con un largo de rotación de 80 y 20 años, respectivamente. Para *Eucalyptus sp.* se identificó dos importantes caminos de pérdidas de nutrientes: la regeneración por quema y el descortezado de las trozas comerciales fuera de sitio. Principalmente para especies de corteza lisa las cuales poseen concentraciones de calcio cinco veces superiores que aquellas de corteza fibrosa. La pérdida de nutrientes por quema es mayor a la exportación de nutrientes en las trozas comerciales. En la quema la pérdida se genera por volatilización y transporte de partículas (vuelo de cenizas). Otro factor mencionado en dicho estudio es el largo de rotación, ya que a mayor duración del mismo la cantidad de nutrientes exportados en las trozas comerciales es menor (Judd, 1996).

Los factores más importantes relacionados a la extracción de nutrientes del recurso suelo por parte del género *Eucalyptus* son: la producción total de biomasa, la especie, la densidad de plantación y el material de origen del suelo (Hernández et al., 2010a).

Estudios realizados por Grove et al. (1996) indican que los factores de mayor peso que afectan al contenido de nutrientes del suelo de un cultivo

comercial son: calidad del sitio, edad de la plantación al momento de la cosecha, componente de cosecha, distribución y contenido de nutrientes a lo largo del fuste. Pero además Santana et al. (2000) agregan a éstos, las características genéticas de la especie y la densidad de población.

Para las diferentes especies un factor común es que las hojas, ramas finas, frutos y corteza, contienen mayores nutrientes que las ramas gruesas y la madera. Debido a las transferencias internas, la albura es más rica que el duramen, lo que está relacionado al período de rotación, ya que los árboles a mayor edad tienen menor proporción de albura y corteza en relación al duramen (Laclau et al., citados por Fernández, 2002).

Según Eldridge y Cromer, citados por Fernández (2002), la formación del duramen se establece en el entorno de los ocho años de plantación, por lo que no se recomienda el corte a edades menores.

Al término de la cosecha continúa la pérdida de nutrientes, ya que las condiciones del suelo son diferentes, se eleva su temperatura, lo que aumenta la tasa de mineralización de la materia orgánica y mayor compactación del suelo por la maquinaria, por lo que disminuye la infiltración, aumenta el escurrimiento superficial y consecuentemente aumenta la erosión (Fernández, 2002).

Por lo tanto, las exportaciones de nutrientes por madera comercial están asociadas a la producción total de biomasa, la especie, la densidad de plantación, momento de cosecha (edad del rodal), método de cosecha y el material de origen del suelo.

Cuadro 2. Exportación de nutrientes por madera comercial de diferentes especies de *Eucalyptus* de 9 a 11 años, según su producción promedio de biomasa de madera en varios sitios de producción.

Especie	CONEAT	Ejempl. /Sitios	Árb. /Há	Biomasa	N	P	K	Ca	Mg
	Suelos			Mg há ⁻¹	Kg há ⁻¹				
<i>E. grandis</i> (1)	9.1, 9.3, 09.3	8/5	1030	189 (34)	117 (45)	8.9 (3.3)	80 (37)	284 (93)	32 (11)
<i>E. globulus</i> (2)	2.11, 2.12	7/5	810	100 (38)	68 (27)	5.4 (2.4)	26 (10)	70 (31)	16 (8)
<i>E. globulus</i> (3)	9.5	24/1	970	107 (28)	44 (15)	5.4 (1.1)	35 (7)	138 (25)	26 (5)
<i>E. maidenii</i> (3)	09.3	24/1	1050	199 (65)	91 (36)	12.9 (3.2)	65 (15)	322 (87)	49 (8)
<i>E. dunnii</i> (4)	9.3	6/1	1200	144 (3)	132 (33)	19 (6.7)	86 (27)	240 (92)	98 (11)

Nota: valores en paréntesis corresponden al desvío estándar. (1) Giosa (2009), (2) Varela (2009), (3) González (2008), (4) Hernández et al. (2009).

Fuente: adaptado de Hernández et al. (2010a).

Estudios realizados por González (2008), Hernández et al. (2010a) afirman que las exportaciones de nutrientes por trozas de *Eucalyptus sp.* no superan en ningún caso 50% del total, cuando se deja los restos de cosecha en campo (cuadro 3). Las hojas presentaron las mayores concentraciones para N y P, mientras que las ramas y la corteza presentaron los mayores valores para Mg, Ca y K.

Cuadro 3. Porcentajes de biomasa y nutrientes en los diferentes componentes de cosecha de *Eucalyptus sp.*

Componente	Biomasa %	N	P	K	Ca	Mg
		%				
Madera comercial	70	27	41	18	17	34
Restos de cosecha	30	73	59	82	83	66

Fuente: González, Hernández et al., citados por Hernández²

Uno de los factores con alta incidencia en la exportación de nutrientes del sitio de plantación, es el método de cosecha. En plantaciones comerciales de *Eucalyptus sp.*, la permanencia de la corteza en el lugar, permite una alta devolución de nutrientes al suelo por el proceso de descomposición de dichos restos de biomasa (Hernández et al., 2010a).

2.7 EFECTOS DE LA FORESTACIÓN EN ALGUNAS PROPIEDADES FÍSICAS DEL SUELO

2.7.1 Densidad aparente

Pérez Bidegain et al. (2001) en plantaciones de *Eucalyptus grandis* de 8 años de edad, observaron menores valores de densidad aparente bajo pastura natural con respecto a la media de los tratamientos plantados con *Eucalyptus sp.* (laboreo intensivo y laboreo reducido). Sin embargo, el suelo bajo plantaciones de *Eucalyptus sp.* sin laboreo no mostró diferencias significativas con respecto a pastizales naturales.

² Hernández, J. 2016. Propiedades químicas de los suelos afectados a la forestación. Acidez, Bases de Intercambio y Materia Orgánica. In: Curso de Manejo de Suelos en Sistemas Forestales (2016, Montevideo). Teóricos. (sin publicar).

Se observó en Chile (provincia de Cautín) la disminución de la densidad aparente de los suelos con primera y segunda rotación de *Pinus radiata* con respecto a su uso natural (bosque nativo, Ellies, 1995).

Por otro lado, Broquen et al. (2004) estudiando el efecto de 19 años bajo *Pinus ponderosa*, en el Suroeste de Neuquén (Argentina), encontraron que la densidad aparente del suelo no se diferenció respecto a su uso anterior (pasturas).

Díaz (2006) en suelos bajo plantaciones forestales de *Eucalyptus sp.* de 11 años de edad, comprobó menores valores de densidad aparente que en suelos con pradera.

Cabrera y Cal (2007) observaron mayor densidad aparente bajo plantaciones forestales, pero sólo significativa en el horizonte B_t y una tendencia en los 5-10 cm del horizonte A.

Jiménez et al. (2007) analizando el cambio en las propiedades del suelo por transformación de zonas de pastizal en bosques, en la provincia de Zamora-Chinchipe (Ecuador), observaron menores valores de densidad aparente por el cambio de uso.

2.7.2 Resistencia a la penetración

García Préchac et al. (2001) para la profundidad 0-10 cm, observaron que el suelo bajo pasturas presentó mayor resistencia a la penetración que el promedio de cuatro tratamientos de laboreo evaluados para plantaciones de *Eucalyptus sp.* Asumiendo que el contenido de agua volumétrico en los primeros 20 cm del suelo fue mayor en la pastura que en los tratamientos de laboreo y que a mayor contenido de agua menor resistencia a la penetración, la diferencia de este indicador se imputa por la abundancia de raíces y rizomas de dicha vegetación.

Ellies (1995) evaluando los efectos por el cambio de uso, observó mayores valores en la resistencia a la penetración en los primeros 75 cm de profundidad en suelos de primera y segunda rotación de *Pinus radiata*, con respecto a su uso natural (bosque nativo).

Broquen et al. (2004), comparando el uso del suelo con *Pinus ponderosa* respecto al pastoril, observaron que la resistencia a la penetración bajo uso forestal fue menor, siendo esta diferencia altamente significativa.

En la provincia del Chaco en los primeros 24 cm del suelo observaron mayor resistencia a la penetración bajo monte con respecto a suelos con uso

agrícola con laboreo cero y convencional, debido al uso intensivo para la extracción de madera (Venialgo et al., 2002).

2.8 HIPÓTESIS

Como hipótesis se plantea que existen diferencias entre los valores de los parámetros físicos y químicos de suelo entre el campo natural y 24 años de uso forestal con *Eucalytus sp.*

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 ZONA DE ESTUDIO

Los sitios evaluados se encuentran ubicados en el departamento de Río Negro, cercano a la localidad de Algorta (figura 5).

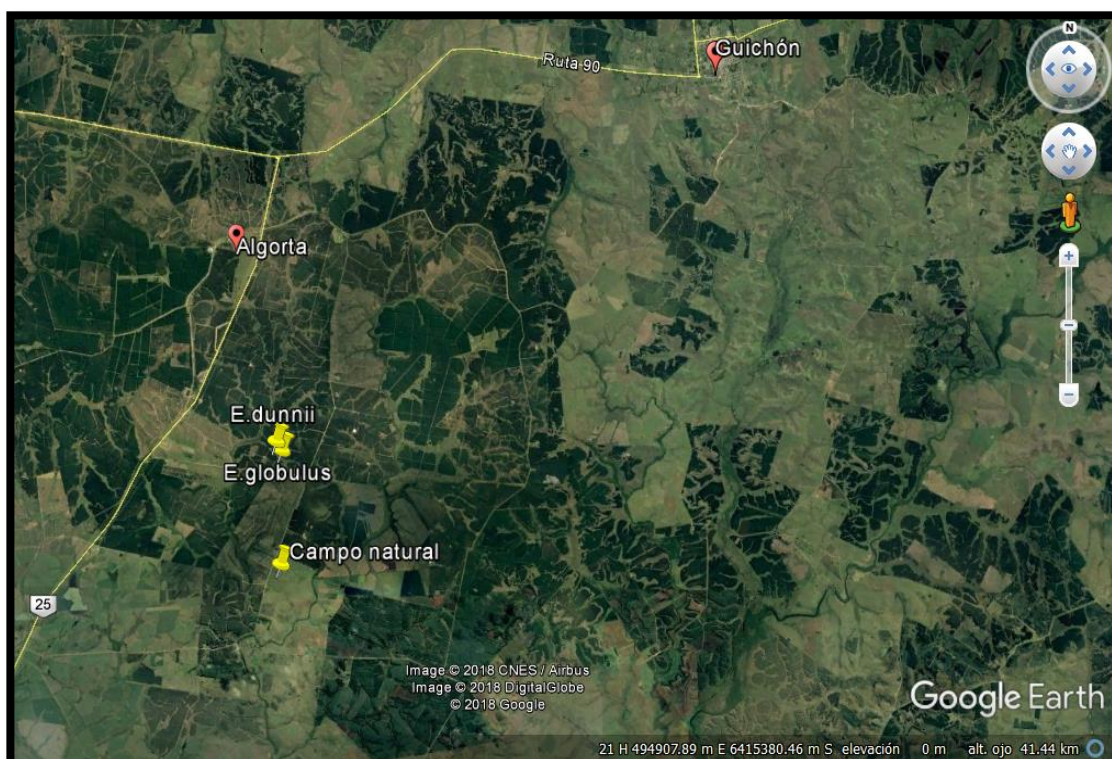


Figura 5. Localización de los sitios evaluados.

La base climática estadística de la estación meteorológica de Paysandú, define una temperatura media anual de 17,9°C, la máxima media anual de 23.8°C y la mínima de 12,2°C. El régimen de precipitaciones es de 1218 mm siendo la mensual máxima marzo con 471 mm y la mínima junio con 70 mm (INUMET, 2017).

Se seleccionaron dos rodales del género *Eucalyptus* sp. (Sur. 32° 29' 37.5"-Oeste. 57° 22' 59.68 ") de la empresa Montes del Plata y un sitio bajo campo natural propiedad de Sr. Duval (Sur: 32° 32' 17.08 " - Oeste: 57° 22' 45.96 ").



Figura 6. Zonas de muestreos.

Los rodales evaluados correspondieron al término de un segundo turno para la producción de pulpa de celulosa (24 años) de *E. dunnii* y *E. globulus*, con una productividad de 238 y 137 m³ há⁻¹, respectivamente.

Para validar que las zonas de estudio sean comparables, se realizó un muestreo de suelo y descripción morfológica de los mismos. De acuerdo a las descripciones del perfil modal, el suelo dominante se clasificó dentro del Orden Saturados Lixiviados, Gran Grupo Argisoles.

Las descripciones de los perfiles tipos se muestran en los cuadros 4, 5 y 6.

Cuadro 4. Descripción del perfil modal bajo *E. dunnii*.

	Rel. general: lomadas	Rel. local:	Ladera media	Pendiente:	1-3%	
H _z .	Espesor (cm)	Color	Textura	Transición	Moteados	Concreciones
A _p	0-15	10 YR 2/2	FAR	Gradual	-	-
AB	15-45	10 YR 2/1	FAR	Clara	-	-

B _{t1}	45-70	10 YR 2/1	AcAr	Gradual	2.5 YR 3/6	-
B _{t2}	70-90	10 YR 3/2	AcAr	Clara	2.5 YR 3/6	C. Fe-Mn
BC _k	90-105	10 YR 4/4	AcAr	Abrupta	-	CaCO ₃
C _k	105-	10 YR 6/3	FAcAr- FAr	-	-	CaCO ₃

Cuadro 5. Descripción del perfil de suelo modal bajo *E. globulus*.

Rel. general: lomadas Rel. local Ladera alta Pendiente: 0-1%						
H _z .	Espesor (cm)	Color	Textura	Transición	Moteados	Concreciones
Ap	0-20	10 YR 2/2	FAr	Gradual	-	-
AB	20-35	10 YR 2/1	FAr	Clara	-	-
B _{t1}	35-70	10 YR 2/1	AcAr	Gradual	2.5 YR 3/6	-
B _{t2}	70-90	10 YR 3/2	AcAr	Clara	2.5 YR 3/6	-
BC	90-	10 YR 4/4	AcAr	-	2.5 YR 4/6	-

Cuadro 6. Descripción del perfil de suelo modal bajo campo natural.

Rel. general: lomadas Rel. local: Ladera baja Pendiente: 1-3%						
H _z .	Espesor (cm)	Color	Textura	Transición	Moteados	Concreciones
A	0-15	10 YR 2/2	FAr	Gradual	-	-
AB	15-40	10 YR 2/1	FAr	Abrupta	-	-
B _{t1}	40-65	10 YR 2/2	FAcAr	Gradual	2.5 YR 3/6	-

B _{t2}	65-80	10 YR 5/2	FACAr	Clara	2.5 YR 3/6	C. Fe-Mn
BC	80-95	10 YR 5/4	FACAr	Clara	-	-
C	95-	10 YR 6/3	FARAr	-	-	-

Nota: Rel= relieve; Hz= horizonte; FAR= Franca Arenosa; ACAr= Arcillo Arenosa; FACAr= Franco Arcillo Arenosa; FAR= Franco Arenosa.

3.2 MUESTREO DE SUELOS Y RESIDUOS

La realización de los muestreos de suelos de los sitios tanto forestales como de campo natural se hizo siguiendo la toposecuencia: ladera alta (LA), ladera media (LM) y ladera baja (LB). Para el caso de los sitios forestales, en cada posición topográfica se tomaron 3 filas y 3 entrefilas. Para la situación de campo natural el muestreo fue similar a lo mencionado, con la diferencia que no hay fila o entrefila, solamente se diferenció por posición topográfica y profundidad.

Para las propiedades químicas se tomaron muestras compuestas de 20 tomas con calador para diferentes profundidades: 0-3 cm, 3-6 cm, 6-9 cm y 10-20 cm.

Densidad aparente: se muestrearon los primeros 3 cm, tomando dos muestras, por fila y entrefila en el caso de los sitios forestales.

Resistencia a la penetración (RP) se determinó con un penetrómetro de cono (Field Scout SC-900).

Para evaluar el contenido de humedad gravimétrica se tomaron muestras con calador, de 10 cm hasta 40 cm de profundidad.

Para estimar la cantidad de residuos de cada uso, se muestreó con una grilla metálica de 1 m², tomando 3 muestras por posición topográfica.

3.3 PREPARACIÓN DE MUESTRAS

Las muestras de suelos fueron secadas en estufa a 45°C, molidas, tamizadas y colocadas en frascos con su etiqueta correspondiente.

Para el aluminio intercambiable se midió en aquellas muestras que presentaban pH menores a 5,5.

Las muestras de residuos fueron pesadas con humedad de campo y luego fueron secadas a 65°C hasta peso constante, para obtener el contenido de materia seca. Posteriormente fueron molidas para poder analizarlas.

3.4 ANÁLISIS DE LABORATORIO

3.4.1 Propiedades químicas

El pH del suelo se realizó potenciométricamente, medido en agua y en KCl 1 molar (1M), con una relación suelo-solución de 1:2,5.

Para obtener el aluminio intercambiable las muestras de suelos fueron extractadas con KCl 1M, filtrado y titulado con hidróxido de sodio 0,05 M (NaOH) con bureta digital.

Para obtener las bases de intercambio (Ca, Mg, K y Na) las muestras de suelos fueron extractadas mediante acetato de amonio 1M con una relación suelo-solución de 1:10, para luego determinar por espectrofotometría de absorción atómica (Ca y Mg) y de emisión (K y Na).

El COS se determinó mediante el método de Walkley-Black, utilizando en la titulación la solución de Sal de Mohr.

La determinación de carbono orgánico en las muestras de residuos fue de forma indirecta, obteniendo primero el contenido de nitrógeno mediante destilación Kjeldhal y luego teniendo en cuenta una relación C/N. Según Sánchez (2011) para los dos usos forestales: *E. globulus*, *E. dunnii* y para campo natural³.

3.4.2 Propiedades físicas

La densidad aparente se determinó por el cociente del peso de la muestra secada a 105°C en estufa hasta peso constante sobre el volumen del cilindro que contiene la muestra.

La resistencia a la penetración se determinó con un penetrómetro de cono (Field Scout SC 900) que registra resistencias a la penetración a intervalos de 5 cm de profundidad hasta los 45 cm.

3.5 ANÁLISIS ESTADÍSTICOS

El análisis estadístico correspondió al de un diseño anidado o jerárquico, donde se anidaron los “tratamientos” (*E. dunnii*= t1, *E. globulus*= t2 y campo

³ Del Pino, A. 2018. Com. personal.

natural= t3) dentro de cada “sitio” (ladera alta= s1, ladera media= s2 y ladera baja= s3). En el caso de los tratamientos forestales se diferenci6 fila y entrefila.

Inicialmente, para cada propiedad se analiz6 el efecto “sitio”, en el caso de no ser significativo, se consider6 solamente los efectos de los tratamientos.

El modelo estadístico utilizado fue:

$$Y_{ijk} = \mu + \tau_i + \beta_{j(i)} + \varepsilon_{(ij)k}$$

Donde Y_{ijk} es la variable de respuesta o dependiente de cada indicador; μ es la media poblacional; τ_i el efecto de cada “sitio”; $\beta_{j(i)}$ el efecto de cada “tratamiento” anidado a cada “sitio”; $\varepsilon_{(ij)k}$ es el error experimental, es una variable aleatoria independiente e idénticamente distribuida $\sim N(0, \sigma^2_{\text{error}})$, donde las repeticiones están anidadas dentro de la combinación de los diferentes “sitios” y “tratamientos” (Montgomery, 2004).

Los datos fueron procesados utilizando el software Infostat (Di Rienzo et al., 2015), donde se establecieron diferencias utilizando el test de Tukey ($\alpha = 0.05$) y en el caso del análisis de aluminio intercambiable además se utiliz6 la prueba t de Student, para comparar los suelos forestales que fueron los de mayor concentración.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

No se observaron efectos significativos a nivel de sitio para las propiedades evaluadas (anexo 4), por lo tanto, el análisis se realizó en base a los efectos de los tratamientos.

4.1 PROPIEDADES QUÍMICAS

4.1.1 pH en H₂O

La figura 7 presenta los valores de pH en agua por uso del suelo y por profundidad, diferenciando en los usos forestales cuando se midió en la fila (7a) y en la entrefila (7b).

En la fila de plantación para pH en agua no se observaron diferencias significativas entre los tratamientos evaluados en los primeros 20 cm de suelo.

Para la entrefila (7b), de 0 a 3 cm de profundidad el pH en el suelo de los t1 y t2 fueron menores al t3, en tanto de 3 a 6 cm de profundidad el pH en t1 fue menor a t3.

De 6 a 9 cm y 10 a 20 cm de profundidad el menor pH del suelo se encontró en las entrefilas de t1, en tanto no hubo diferencias entre t2 y t3.

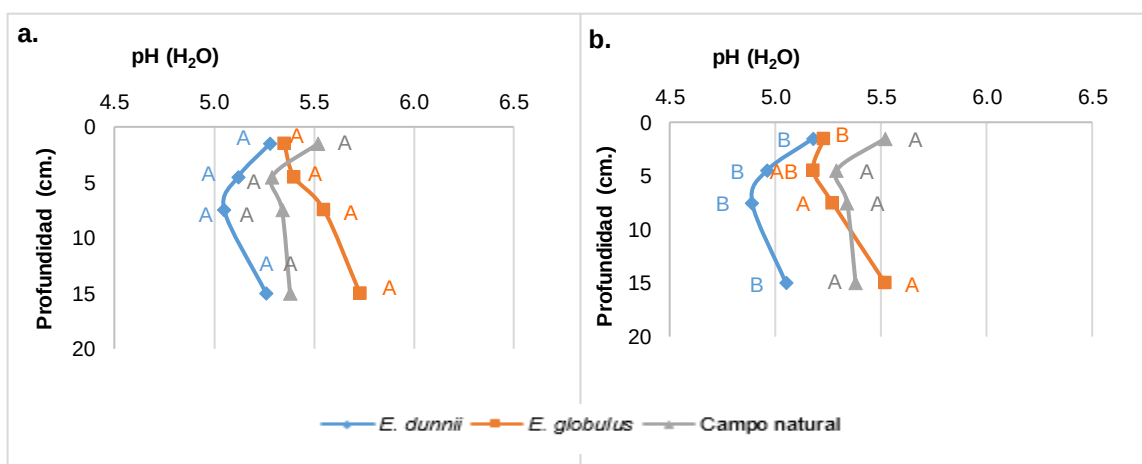


Figura 7. pH en agua en función de la profundidad para los tres tratamientos.

4.1.2 pH en KCl

La figura 8 muestra los valores de pH en KCl para los tres tratamientos en las diferentes profundidades, diferenciando en los usos forestales cuando se midió en la fila (8a) y en la entrefila (8b).

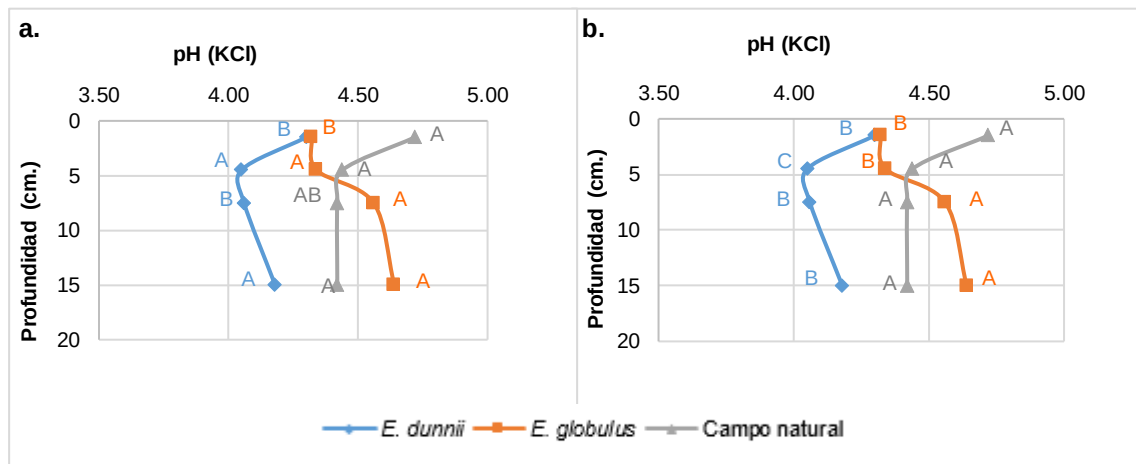


Figura 8. pH en KCl en función de la profundidad para los tres tratamientos.

En la fila, para los primeros 3 cm de profundidad existen diferencias significativas entre t1 y t2 con respecto a t3. De 6 a 9 cm de profundidad el pH del suelo bajo t1 fue menor al t2.

Para la entrefila se observó que de 0 a 3 cm de profundidad los valores de pH fueron mayores en el t3 que en los t1 y t2.

De 3 a 6 cm los valores de pH fueron mayores en el t3, luego en el t2 y por último en el t1.

Para las profundidades 6 a 9 cm y 10 a 20 cm el menor pH del suelo se encontró en las entrefilas del t1, sin embargo, no hubo diferencias entre los t2 y t3.

Los resultados de la figura 7a coinciden con estudios elaborados por Pérez Bidegain et al., citados por Delgado et al. (2006) donde no se encontraron diferencias en el pH en agua.

Los resultados de las figuras 7b y 8b estarían en coincidencia con los estudios realizados por Cabrera y Cal (2007), Aguerre y Demarco (2012), quienes observaron una reducción del pH en la entrefila con respecto al campo natural.

Por otro lado, los resultados de las figuras 7b, 8a y 8b coinciden con los estudios elaborados por García Préchac et al. (2001), García Préchac et al.,

citados por Delgado et al. (2006), Varela (2009), donde para todos los casos el pH en los primeros 20 cm de suelos fue menor bajo forestación. Además, coinciden con trabajos realizados por Jobbagy y Jackson (2003), aunque no se le adjudica uno de los mecanismos de acidificación propuesto por el autor, ya que solo se analizan los primeros 20 cm del suelo.

4.1.3 Acidez intercambiable (AI)

La figura 9 presenta los valores de acidez intercambiable, diferenciando para los usos forestales, la fila (9a) y la entrefila (9b).

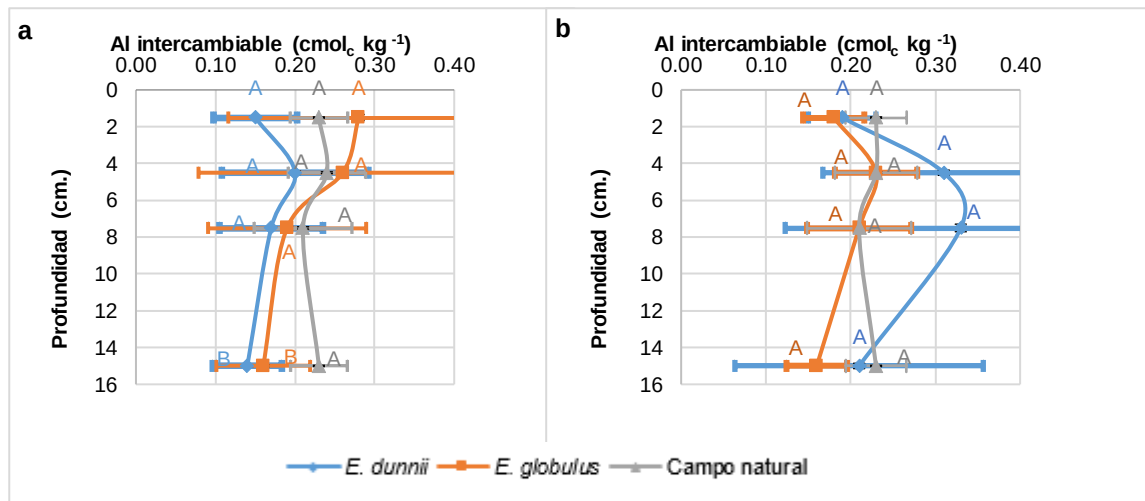


Figura 9. Aluminio intercambiable en función de la profundidad, para s2 y s3 de los tres tratamientos en estudio.

En la fila no se evidenciaron diferencias significativas entre los tratamientos evaluados para los primeros 10 cm de suelo. En cambio, a partir de allí se observaron diferencias significativas entre t1 y t2 con respecto a t3.

En la entrefila de plantación no se observaron diferencias significativas entre los tratamientos evaluados.

Para los tratamientos bajo forestación no existen diferencias significativas entre los valores de aluminio intercambiable para las profundidades evaluadas (cuadro 7).

Cuadro 7. Probabilidades del valor de F para el contenido de aluminio intercambiable entre suelos forestales.

Profundidad (cm)	P-valor	
	Fila	Entrefila
1.5	0.93	0.31
4.5	0.76	0.10
7.5	0.64	0.13
15	0.80	0.25

Estos resultados no coinciden con los de Aparicio (2003), Jobbagy y Jackson (2003), Pérez Bidegain et al., García Préchac et al., citados por Delgado et al. (2006), Cabrera y Cal (2007), Varela (2009), Aguerre y Demarco (2012), quienes observaron un aumento de la acidez intercambiable por el cambio del uso del suelo.

La diferencia que se observa para la figura 9a de 10 a 20 cm del suelo, puede deberse a la variabilidad del tipo de suelo, que arrancaron en situaciones distintas y no por causa al cambio de uso.

4.1.4 Variación en profundidad de las bases totales intercambiables

La figura 10 presenta los contenidos de bases totales en función de las profundidades consideradas, para los tres tratamientos, separando fila (10a) y entrefila (10b) en los t1 y t2.

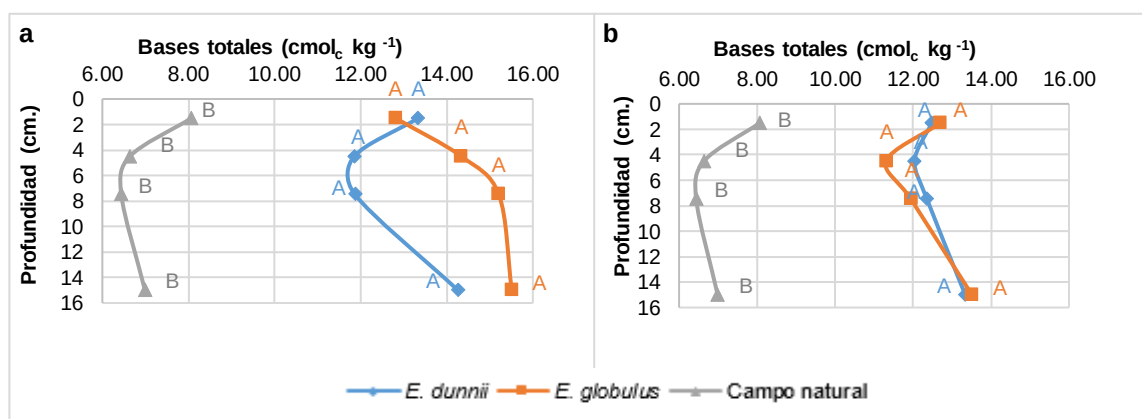


Figura 10. Bases totales en función de la profundidad para los tres tratamientos.

Independientemente de fila o entrefila, los suelos forestales poseen mayores cantidades de bases totales que el campo natural, aumentando en promedio un 50%.

En el cuadro 8 se detalla las cantidades en kilogramos por hectárea de cada base intercambiable para cada tratamiento, en todas las profundidades distinguidas, separando fila o entrefila para los usos forestales.

Cuadro 8. Kilogramos de bases intercambiables por hectárea en cada profundidad considerada, para los tres tratamientos.

	Profundidad (cm)			0-3	3-6	6-9	10-20	Total
Fila	Kg há ⁻¹	Ca	T1	855	764	778	3147	5544
			T2	868	970	1061	3615	6514
			T3	401	341	342	1328	2412
		Mg	T1	120	107	99	400	727
			T2	146	146	179	671	1142
			T3	91	70	62	182	405
		K	T1	33	24	20	81	158
			T2	30	28	28	109	194
			T3	70	43	37	106	256
		Na	T1	8	7	5	16	36
			T2	8	6	7	23	45
			T3	26	26	26	88	165
Entrefila	Kg há ⁻¹	Ca	T1	802	759	799	2902	5261
			T2	838	702	789	2913	5242
			T3	401	341	342	1328	2412
		Mg	T1	104	102	106	428	740
			T2	165	75	139	413	792
			T3	91	70	62	182	405
		K	T1	34	30	31	92	188
			T2	34	27	21	91	174
			T3	70	43	37	106	256
		Na	T1	11	8	6	29	54
			T2	9	8	5	25	47
			T3	26	26	26	88	165

4.1.4.1 Variación en profundidad de la concentración del calcio intercambiable

La figura 11 presenta los contenidos de calcio en las diferentes profundidades propuestas, para los tres tratamientos, distinguiendo para los montes forestales, fila (11a) y entrefila (11b).

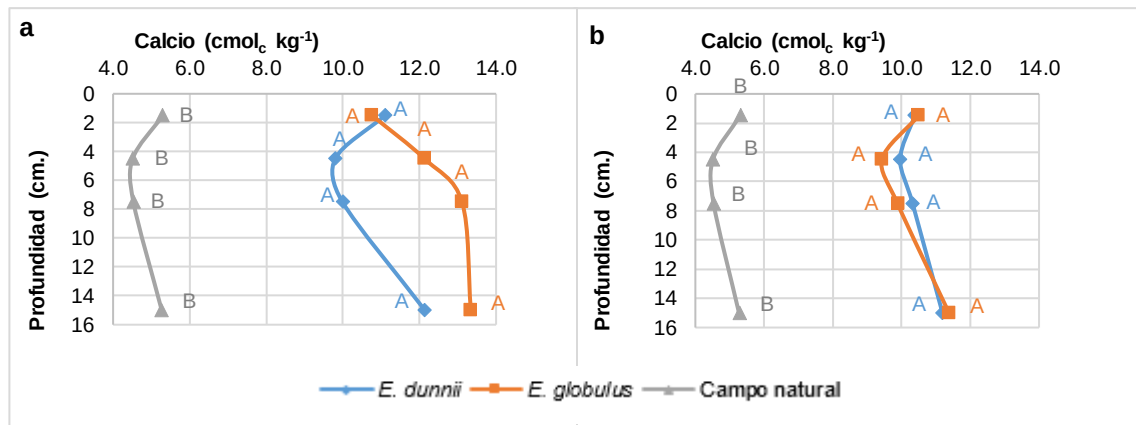


Figura 11. Concentración de calcio en función de la profundidad para los tres tratamientos evaluados.

Se encontraron valores superiores (45%) de calcio intercambiable en t1 y t2 con respecto a t3. Debido a que este catión representa la mayor proporción de las bases totales, estas últimas presentan las mismas tendencias de distribución.

Estos resultados son similares a los encontrados por Aguerre y Demarco (2012) quienes reportaron valores mayores de bases totales y calcio en los primeros 15 cm de suelo bajo uso forestal en comparación con campo natural. En cambio, no concuerdan con estudios elaborados por Aparicio (2003), Jobbagy y Jackson (2003), Díaz (2006), Cabrera y Cal (2007), Varela (2009), que encontraron menores contenidos bajo uso forestal con respecto al uso anterior. Cabe aclarar que, en éstos dos últimos trabajos se muestreó el horizonte A, el cual tenía un espesor variable según los suelos. Por lo tanto, la posible estratificación que podría haber ocurrido para calcio, podría haberse diluido al muestrear todo el horizonte.

Delgado et al. (2006), Cabrera y Cal (2007), González (2008), Hernández et al. (2009), Hernández et al. (2010a), Aguerre y Demarco (2012), Yussim (2013), reportan la extracción de nutrientes por los árboles de horizontes más profundos, los cuales pueden ser reciclados a través de la descomposición del mantillo y de los restos de cosecha, como se observan en los anexos 5 y 6. Debido a las grandes diferencias observadas en el stock de nutrientes en el suelo,

como hipótesis se plantea que las diferencias observadas estarían dadas fundamentalmente por la variación en el tipo de suelo y no por el uso que presente el mismo.

4.1.4.2 Variación en profundidad de la concentración del magnesio intercambiable

La figura 12 presenta las concentraciones de magnesio para las distintas profundidades bajo estudio, diferenciando para los montes forestales, fila (12a) y entrefila (12b).

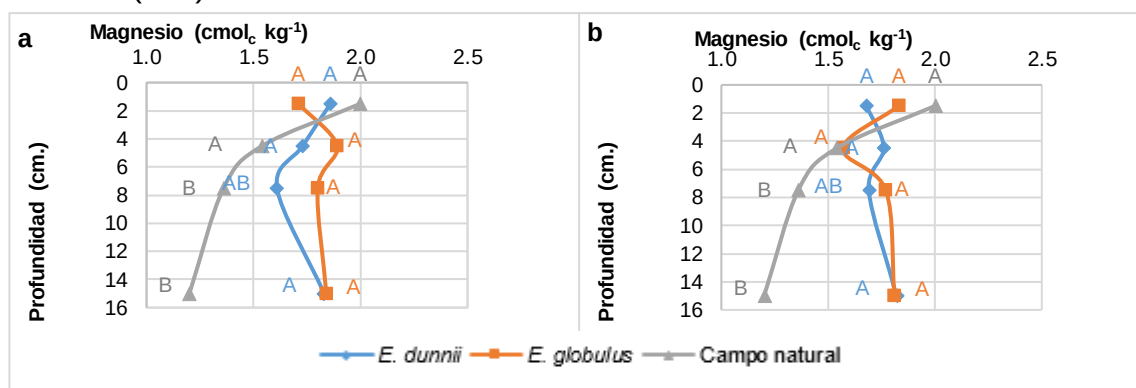


Figura 12. Concentración del magnesio en función de la profundidad para los tres tratamientos.

De 10 a 20 cm se observaron diferencias significativas tanto en la fila como en la entrefila con respecto al campo natural, observándose mayores valores en los suelos bajo uso forestal. Por otra parte, en la profundidad de 6 a 9 cm se encontraron mayores valores en el t2 con respecto al t3.

Estos resultados coinciden con los observados por Aguerre y Demarco (2012) pero se contraponen a los observados por Aparicio (2003), Cabrera y Cal (2007), quienes encontraron menores valores en el horizonte A bajo uso forestal.

Fueron estimadas las exportaciones de nutrientes para *E. globulus* por González (2008) y para *E. dunnii*, por Hernández et al. (2009). Para Mg se exportó en promedio 33% y un 41%, en las trozas comerciales, respectivamente. Teniendo en cuenta los porcentajes complementarios de restos de cosecha y mantillo que son reciclados al suelo (anexos 5 y 6), no son suficientes para justificar dicho aumento y arroja como hipótesis que las diferencias observadas estarían dadas fundamentalmente por la variación en el tipo de suelo y no por el cambio de uso.

4.1.4.3 Variación en profundidad de la concentración del potasio intercambiable

La figura 13 presenta las concentraciones de potasio a las diferentes profundidades de estudio, distinguiendo para las plantaciones forestales fila (13a) y entrefila (13b).

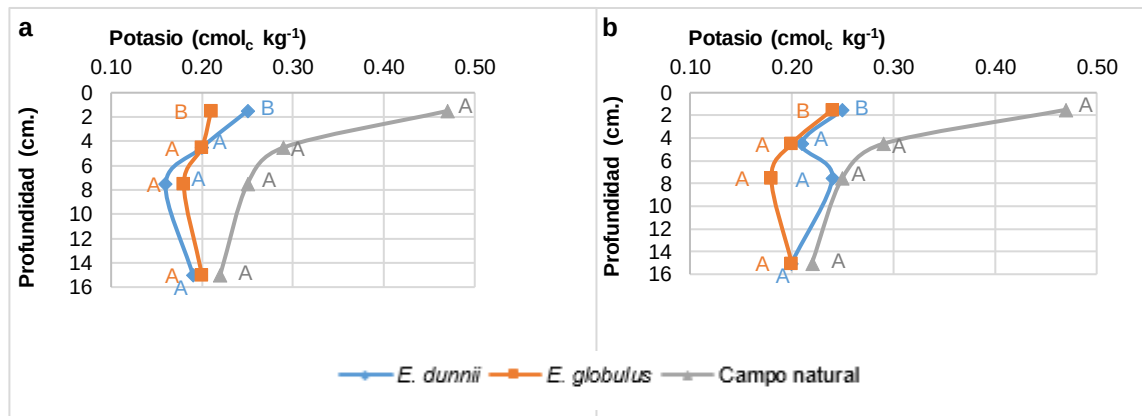


Figura 13. Concentración de potasio en función de la profundidad para los tres tratamientos.

Se observa una tendencia de valores mas elevados en t3 con respecto a t1 y t2, pero solamente de forma significativa en la profundidad de 0 a 3 cm. La fila o entrefila de usos forestales presentaron el mismo comportamiento.

Estos resultados coinciden con Aparicio (2003), Cabrera y Cal (2007), Palma et al. (2015), en cambio no concuerdan con los de Aguerre y Demarco (2012), quienes observaron un aumento del contenido de potasio al pasar de campo natural al forestal.

Una posible hipótesis para explicar dicho comportamiento puede ser porque el potasio se encuentra en la planta de forma iónica (K⁺) cumpliendo funciones osmóticas sin formar parte de las estructuras orgánicas. Consecuentemente provoca la facilidad de dilución y rápida liberación de los restos de cosecha como del mantillo, por lo que puede lixiviarse hacia mayor profundidad y mostrar una disminución en superficie, como se menciona en los estudios elaborados por González (2008), Hernández et al. (2009).

4.1.4.4 Variación en profundidad de la concentración del sodio intercambiable

La figura 14 presenta las concentraciones de sodio a las distintas profundidades bajo estudio, diferenciando para los montes forestales fila (14a) y entrefila (14b).

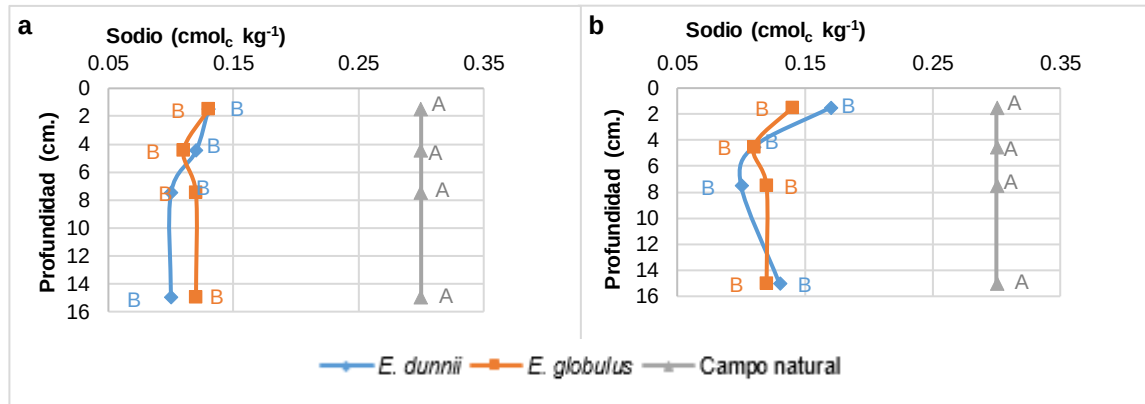


Figura 14. Concentración de sodio en función de la profundidad para los tres tratamientos.

Se observa que en todas las profundidades muestreadas las concentraciones de sodio en los suelos forestales son más bajos que en campo natural, tanto en fila como entrefila. Además, en el caso del campo natural, para todas las profundidades evaluadas, el valor fue el mismo, y para el forestal tuvo variaciones.

Estos resultados no coinciden con los estudios expuestos por Jobbágy y Jackson (2003), Cabrera y Cal (2007), Varela (2009), aunque este último observó un aumento de Na en suelos bajo monte en el horizonte B_t.

4.1.5 Carbono orgánico en residuos y mantillos

La figura 15 presenta el porcentaje de carbono orgánico (15a) y peso seco por hectárea (15b) de residuos y mantillos de los tres tratamientos en estudio.

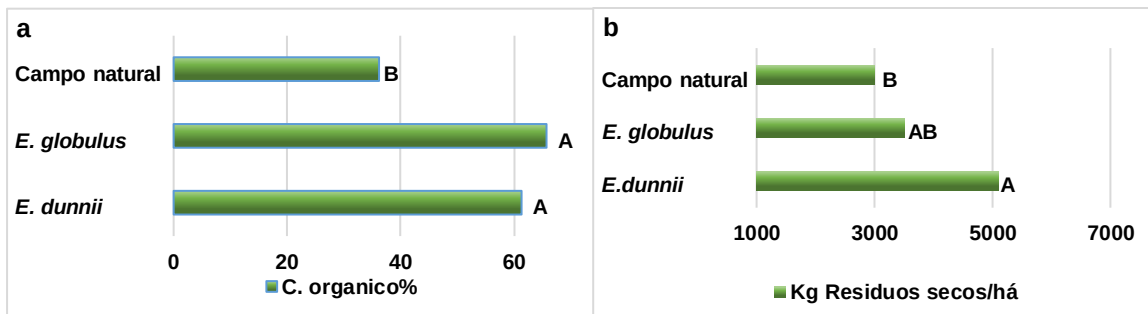


Figura 15. Porcentaje de carbono orgánico y peso seco por hectárea de residuos de los tres tratamientos en estudio.

Se muestra que el porcentaje de carbono orgánico en los residuos y mantillos forestales casi duplica los valores de la cobertura del campo natural. Según peso seco de residuos por hectárea, el de mayor valor es el residuo y mantillo de *E. dunnii*, luego *E. globulus* y campo natural, no habiendo diferencias significativas entre éstos dos últimos.

Las diferencias en cantidad y distribución del carbono orgánico entre el uso forestal y campo natural pueden estar dadas por los hábitos en crecimientos de las plantas y como los residuos son unidos al suelo (Silva et al., 2000). Mientras en el monte hay mayor productividad de la parte aérea, raíces de mayor longevidad y mantillos formados principalmente por hojas y ramas, depositados sobre el suelo, en la pradera los pastos son de menor longevidad y la mayor incorporación de raíces muertas se genera dentro del suelo (Foth, citado por Silva et al., 2000).

4.1.6 Carbono orgánico en suelo

La figura 16 muestra las concentraciones de carbono orgánico a las diferentes profundidades en estudio, para el caso de los montes forestales se diferencia fila (16a) y entrefila (16b).

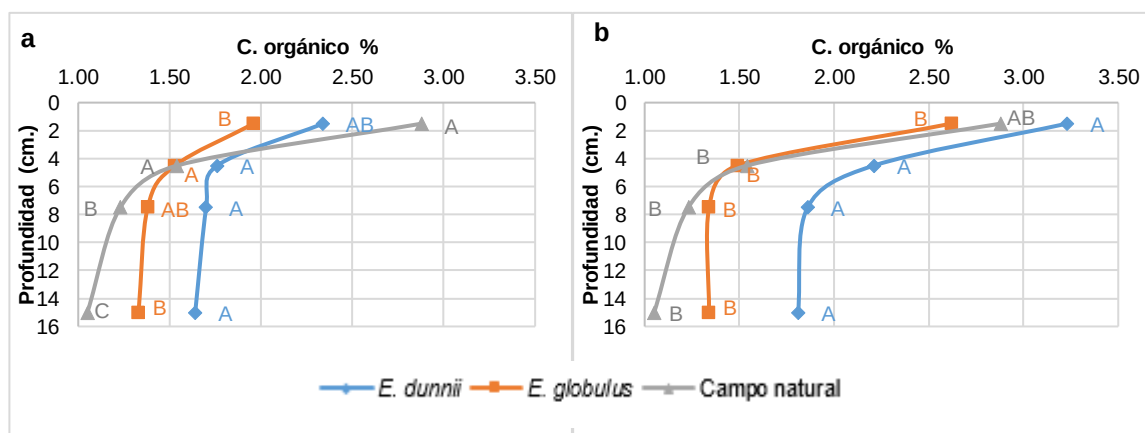


Figura 16. Porcentaje de carbono orgánico en función de la profundidad para los tres tratamientos.

En la fila de plantación para las profundidades de 0 a 3 cm y 6 a 9 cm, se observaron diferencias significativas para los porcentajes de carbono orgánico en el suelo, siendo mayores en t3 con respecto a t2. Y para la profundidad de 10 a 20 cm se observaron diferencias significativas, siendo mayores en t1 seguidos por t2 y t3, respectivamente.

Para el caso de la entrefila de 0 a 3 cm de profundidad se observaron diferencias significativas entre t1 y t2. Mientras que de 3 a 20 cm los valores más elevados se registraron en t1 con respecto a t2 y t3.

Los resultados de la figura 16a de 0 a 3 cm de profundidad coinciden con estudios elaborados por García Préchac et al. (2001), Aparicio (2003), Pérez Bidegain et al., citados por Delgado et al. (2006), Delgado et al. (2006), quienes observaron un menor contenido de COS bajo uso forestal. Los estudios de García Préchac et al. (2001), Pérez Bidegain et al. (2001), indican la importancia del efecto a largo plazo de la intensidad de laboreo para plantaciones forestales, atribuyendo una disminución de carbono orgánico en los primeros centímetros del suelo.

Por otro lado, en el caso de los resultados donde se observaron mayores contenidos de COS bajo uso forestal, la causa puede ser atribuida a la incorporación de restos de cosecha y descomposición del mantillo forestal.

4.2 PROPIEDADES FÍSICAS

4.2.1 Densidad aparente

La figura 17 presenta la densidad aparente, distinguiendo para el caso de los montes forestales fila (17a) y entrefila (17b).

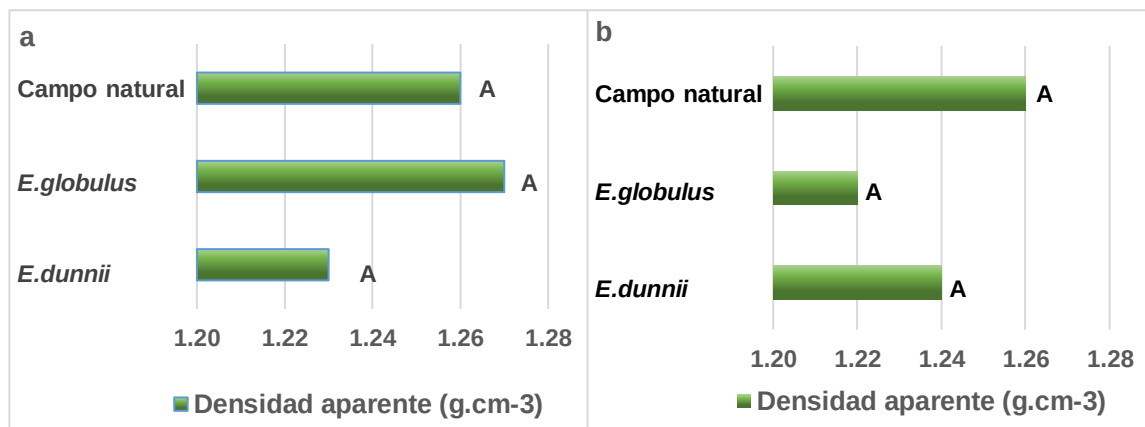


Figura 17. Densidad aparente en función de la profundidad para los tres tratamientos.

Para la fila y entrefila de plantación en la densidad aparente del suelo no se observaron diferencias significativas entre los tratamientos evaluados.

Estos resultados coinciden con Broquen et al. (2004), pero no lo hacen con estudios realizados por Pérez Bidegain et al. (2001), Cabrera y Cal (2007), quienes observaron mayores valores de densidad aparente en suelos forestales. Además, no concuerdan con Ellies (1995), Díaz (2006), Jiménez et al. (2007), que encontraron resultados opuestos a los anteriores.

4.2.2 Resistencia a la penetración

La figura 18 presenta los resultados de resistencia a la penetración, diferenciando para el caso de los montes forestales, fila (18a) y entrefila (18b).

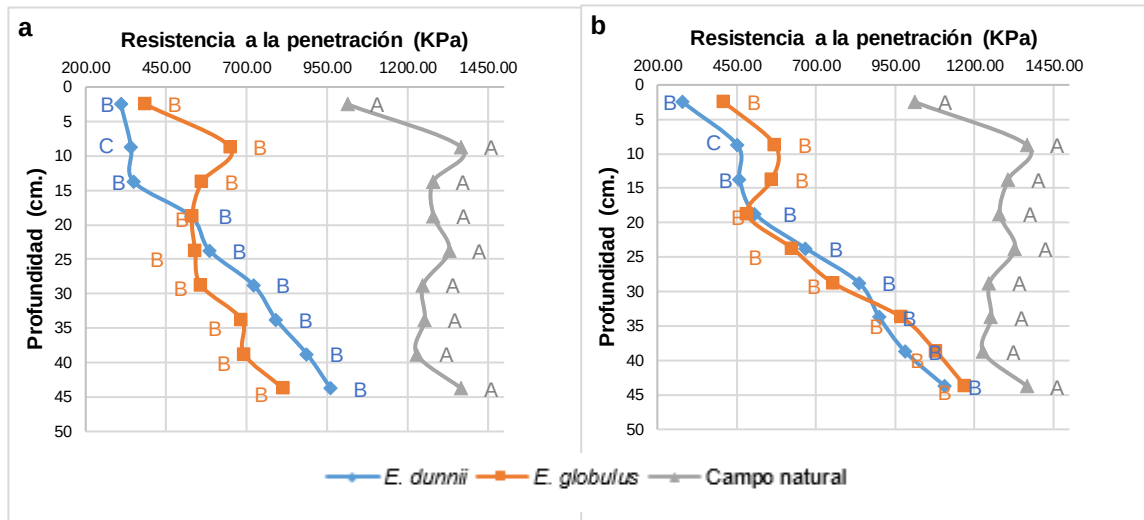


Figura 18. Resistencia a la penetración en función de la profundidad para los tres tratamientos.

Tanto en la fila como en la entrefila de plantación se observaron menores valores de RP que en el campo natural. Además, de 7,5 a 10 cm de profundidad se encontraron mayores valores en t2 con respecto a t1.

Estos resultados coinciden en parte con los de García Prechác et al. (2001), Broquen et al. (2004). Se contraponen con estudios elaborados por Elies (1995), Venialgo et al. (2002), quienes observaron mayor resistencia a la penetración en suelos forestales.

Una posible explicación de dicho comportamiento puede deberse al efecto del entramado radicular de las pasturas presentes en el campo natural. Y en lo que respecta al aumento de RP en profundidad, la causa puede estar dada por la presencia del B_t.

5. CONCLUSIONES

En lo que respecta a las propiedades químicas se puede decir que:

- Para pH en agua, en la fila de plantación, no se observaron diferencias significativas entre los tratamientos bajo uso forestal y campo natural. En cambio, para la entrefila se observaron diferencias significativas. Mientras que para el pH en KCl, se observaron diferencias significativas tanto en fila como entrefila, siendo los valores más altos en suelo bajo t3, luego t2 y por último t1.
- Para el Al intercambiable, no se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos y posiciones evaluadas.
- Debido al mayor stock de Ca y Mg, en los tratamientos forestales, el contenido de bases totales encontrado fue mayor con respecto al campo natural. Posiblemente se debe a la variabilidad en el tipo de suelo ya que la descomposición del mantillo no estaría explicando completamente las diferencias encontradas.
- Las concentraciones de potasio en suelos forestales fueron menores con respecto al campo natural, pero de forma significativa en los primeros tres centímetros del suelo. Posiblemente explicado por la liberación rápida desde el mantillo y una posterior lixiviación en el suelo hacia mayor profundidad.
- Se observaron mayores contenidos de sodio en suelo bajo campo natural con respecto a los usos forestales.
- Los mayores valores de carbono orgánico se obtuvieron en los suelos bajo *E. dunnii*, siguiendo en orden decreciente por *E. globulus* y campo natural. Probablemente el volumen y el porcentaje de carbono orgánico en residuos y mantillos expliquen dicho comportamiento.

Para el caso de las propiedades físicas:

- Para densidad aparente, no se observaron diferencias significativas entre los tratamientos evaluados.

- En la resistencia a la penetración los mayores valores se observaron en el campo natural comparado tanto en fila como en la entrefila bajo uso forestal. Probablemente explicado en parte por el entramado de raíces en el suelo bajo campo natural.

Según los resultados del presente estudio, se puede afirmar que algunas propiedades químicas y físicas cambian en los primeros 20 cm de profundidad, cuyas causas no fueron objetivo de este trabajo estudiarlas, no obstante, se pueden manejar algunas hipótesis.

El efecto del cambio depende de la especie de *Eucalyptus sp.* y según donde sea el muestreo, fila o entrefila. En cambio, no se encontraron diferencias según posición topográfica.

Para futuras investigaciones se deben hacer más hincapié en la similitud de los suelos a comparar, aunque se hace difícil ya que no se realiza un diseño y se toma la realidad como tal.

6. RESUMEN

Debido a la gran expansión de las plantaciones comerciales en Uruguay, existe el interés de cuantificar el efecto que produce el cambio del uso de suelo. Con este objetivo se muestrearon suelos con 24 años de producción forestal comercial continua de dos especies del género *Eucalyptus* en la zona del litoral Oeste del Uruguay. También se analizó un sitio sometido al manejo tradicional de pastoreo sobre campo natural ubicado en la misma zona. Las determinaciones para cada situación fueron: pH, aluminio intercambiable, bases de intercambio, carbono orgánico del suelo y en residuos, densidad aparente y resistencia a la penetración. El análisis estadístico utilizado correspondió al de un diseño jerárquico, donde se anidaron los “tratamientos” (*E. dunnii*= t1, *E. globulus*= t2 y campo natural= t3) dentro de cada “sitio” (ladera alta= s1, ladera media= s2 y ladera baja= s3). En t1 y t2 se discriminó fila y entrefila. Con el fin de evaluar las propiedades químicas se estudió la variación en profundidad a través de muestras de los estratos 0-3, 3-6, 6-9 y 10-20 cm. Para el análisis de las propiedades físicas se muestrearon los primeros 3 cm de suelo e intervalos de 5 cm en un rango de 45 cm de profundidad, para determinar densidad aparente y resistencia a la penetración, respectivamente. En los resultados estadísticos no se observaron efectos significativos de cada sitio por lo tanto se consideraron solamente los efectos de los tratamientos. En lo que refiere a pH en agua, no se observaron diferencias significativas en la fila de plantación entre tratamientos, mientras que sí se presentaron para la entrefila. Para el pH en KCl se observaron diferencias significativas tanto en fila como entrefila. Los valores más altos se dieron en suelo bajo t3, luego en t2 y por último t1. Para el aluminio intercambiable no se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos. Debido al mayor stock de Ca y Mg, en los tratamientos forestales, el contenido de bases totales encontrado fue mayor con respecto al de campo natural. Las concentraciones de potasio en suelos forestales fueron menores con respecto al de campo natural, observado de forma significativa en los primeros 3 cm del suelo. Se presentaron mayores contenidos de sodio en campo natural que en suelos forestales. En cuanto al carbono orgánico, los mayores valores se obtuvieron en los suelos bajo *E. dunnii*, siguiendo en orden decreciente por *E. globulus* y campo natural. Para densidad aparente no se observaron diferencias significativas entre los tratamientos. En la resistencia a la penetración los mayores valores se observaron en campo natural, comparados tanto con fila como con entrefila de uso forestal.

Palabras clave: Cambio de uso en el suelo; *Eucalyptus globulus*;
Eucalyptus grandis; Propiedades químicas del suelo;
Propiedades físicas del suelo.

7. SUMMARY

Due to the great expansion of commercial plantations in Uruguay, there is an interest to quantify the effect produced by the change in land use. With this objective, soils were sampled with 24 years of continuous commercial forest production of two species of the genus *Eucalyptus* in the zone of the West coast of Uruguay. A site submitted to the traditional management of grazing on a natural field located in the same area was also analyzed. The determinations for each situation were: pH, exchangeable aluminum, exchange bases, soil organic carbon and in waste, bulk density and resistance to penetration. The statistical analysis was used to designate a hierarchical design, where the "treatments" (*E. dunnii*= t1, *E. globulus*= t2 and natural field= t3) were nested within each "site" (high slope= s1, middle slope= s2 and low hillside= s3). In the case of t1 and t2, a distinction was made between row and inter-row. In order to evaluate the chemical properties, the variation in depth was studied through samples from strata 0-3, 3-6, 6-9 and 10-20 cm. For the analysis of the physical properties, the first 3 cm of soil and the 5 cm intervals in a 45 cm depth range were sampled to determine bulk density and penetration resistance, respectively. In the statistical results, the statistical effects of each site were not observed, therefore only considering the effects of the treatments. Regarding pH in water, no significant differences were observed in the row of plantations between treatments, while they did occur for the inter-row. For the pH in KCl, significant differences were observed both in row and inter-row. The highest values were in soil under t3, then in t2 and finally t1. For interchangeable aluminum there weren't comparison differences between treatments. Due to the greater stock of Ca and Mg, in the forest treatments, the content of the total bases found was greater with respect to the natural field. The concentrations of potassium in the forest were lower than in the natural field, observing the significant shape in the first 3 cm of the soil. Higher sodium contents were found in natural fields than in forest soils. As for organic carbon, the highest values were obtained in the soils under *E. dunnii*, following in decreasing order by *E. globulus* and natural field. For bulk density no significant differences were observed between the treatments. In the resistance to penetration, the highest values were observed in the natural field, compared with both row and inter-row forest use.

Keywords: Change in soil use; *Eucalyptus globulus*; *Eucalyptus grandis*; Soil chemical properties; Soil physical properties.

8. BIBLIOGRAFÍA

1. Altamirano, A.; Da Silva, H.; Durán, A.; Echeverría, A.; Panario, D.; Puentes, R. 1976. Carta de reconocimiento de suelos del Uruguay: clasificación de suelos. Montevideo, MAP. DSF. t.1, 96 p.
2. Aguerre Cazes, A.; Demarco Gastelumendi, L. 2012. Cuantificación de la variabilidad en los contenidos y distribución de carbono orgánico, pH, bases y acidez intercambiable del suelo por efecto del cambio de uso pastoril a forestal con eucalipto. Tesis Ing. Agr. Montevideo, Uruguay. Universidad de la República. Facultad de Agronomía. 66 p.
3. Aparicio, J. L. 2003. Efecto de *Eucalyptus grandis* en las condiciones químicas del suelo de 26 sitios del Sudeste de la provincia de Corrientes. In: Jornadas Forestales de Entre Ríos (17as., 2003, Entre Ríos). Trabajos presentados. Concordia, INTA. p. irr.
4. Bautista Cruz, A.; Del Castillo, R. F.; Etchevers Barra, J.; Gutiérrez, C. 2004. La calidad del suelo y sus indicadores. (en línea). Ecosistemas. 13(2): 90-97. Consultado 5 set. 2017. Disponible en <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/572>
5. Black, A. C. 1975. Relaciones suelo-planta. México, D. F., Hemisferio Sur. t. 1. 866 p.
6. Boland, D. J.; Brooker, M. I. H.; Chipendale, G. M.; Hall, N.; Hyland, B. P. M.; Johnston, R. D.; Kleinig, D. A.; McDonald, M. W.; Turner, J. D. 2006. Forest trees of Australia. 5th.ed. Victoria, Australia, CSIRO. 715 p.
7. Bossi, J.; Ferrando, L.; Montaña, J.; Campal, N.; Morales, H.; Gancio, F.; Schipilov, A.; Piñeyro, D.; Sprechmann, P. 1998a. Carta geológica del Uruguay: versión 1.0. Montevideo, Uruguay, Facultad de Agronomía. Esc. 1:500.000. 1 disco compacto.
8. Brady, N.; Weil, R. 2008. The nature and properties of soils. New Jersey, Pearson Prentice Hall. 965 p.

9. Broquen, P.; Candan, F.; Falbo, G.; Girardin, J. L.; Pellegrini, V. 2004. Impacto del *Pinus ponderosa* sobre la acidificación de los suelos de la transición bosque-estepa, SO del Neuquén, Argentina. (en línea). Bosque. 26 (3): 63-74. Consultado may. 2018. Disponible en <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=173113285007>
10. Brussa, C. A. 1994. *Eucalyptus*: especies de cultivo más frecuente en Uruguay y regiones de clima templado. Montevideo, Hemisferio Sur. 328 p.
11. Cabrera, M.; Cal, A. 2007. Cambios en propiedades físicas y químicas de suelos de la Unidad Rivera al pasar de uso pastoril a forestal con *Eucalyptus grandis* Hill (ex Maiden) y *Pinus taeda* L. Tesis Ing. Agr. Montevideo, Uruguay. Universidad de la República. Facultad de Agronomía. 96 p.
12. Califra, A.; Durán, A. 2010. Suelos de aptitud forestal: criterios para su selección, área de distribución, características morfológicas, físicas y químicas. In: Jornadas de Actualización Técnica: 10 Años de Investigación en Producción Forestal (2010, Montevideo). Productividad y preservación de los recursos suelo y agua. Montevideo, Facultad de Agronomía. pp. 1-5
13. Castellanos-Navarrete, A.; Chocobar, A.; Cox, R. A.; Fonteyne, S.; Govaerts, B.; Jespers, N.; Kienle, F.; Sayre, K. D.; Verhulst, N. 2013. Resistencia a la penetración. (en línea). México, D. F., CIMMYT. 9 p. Consultado 19 ene. 2017. Disponible en http://conservacion.cimmyt.org/es/component/docman/doc_download/1143-ralp
14. Céspedes, C.; Millas, P. s.f. Relevancia de la materia orgánica del suelo. (en línea). Chillán, Chile, INIA. pp. 30-47. Consultado oct. 2017. Disponible en <http://www2.inia.cl/medios/biblioteca/boletines/NR40198.pdf>
15. Delgado, S.; Alliaume, F.; García Préchac, F.; Hernández, J. 2006. Efecto de las plantaciones de *Eucalyptus* sp. Sobre el recurso suelo en Uruguay. (en línea). Agrociencia (Montevideo). 10(2): 95-107. Consultado may. 2018. Disponible en <http://www.acuedi.org/doc/5746/efecto-de-las-plantaciones-de-eucalyptus-sp-sobre-el-recurso-suelo-en-uruguay.html>

16. Del Giorgio Figuerola, F. 2014. Cuantificación de los cambios en el contenido y distribución de carbono orgánico del suelo por efecto del cambio de uso pastoril a forestal en plantaciones de *Eucalyptus grandis* hill ex maiden y *Pinus taeda* L. Tesis Ing. Agr. Montevideo, Uruguay. Universidad de la República. Facultad de Agronomía. 86 p.
17. Díaz, D. 2006. *Eucalyptus*, impacto social y ambiental. In: Jornadas Forestales de Entre Ríos (21as., 2006, Entre Ríos). Trabajos presentados. Concordia, INTA. p. irr.
18. Di Rienzo J. A, Casanoves F., Balzarini M. G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C. W. Infostat versión 2015. (en línea). Córdoba, AR, Universidad Nacional de Córdoba. FCA. Grupo Infostat. s.p. Consultado may. 2017. Disponible en <http://www.infostat.com.ar>.
19. Duchaufour, P. 1984. Edafogénesis y clasificación. Barcelona, Masson. 471 p.
20. Durán, A.; Ippoliti, G.; Zamalvide, J.; García Préchac, F. 2000. Propiedades físico-químicas de los suelos. Montevideo, Facultad de Agronomía. 67 p.
21. _____. 2004. Composición del suelo. Montevideo, Facultad de Agronomía. 50 p.
22. _____.; García Préchac, F. 2007. Suelos del Uruguay: origen, clasificación, manejo y conservación. 2ª. ed. Montevideo, Hemisferio Sur. v. 2, 358 p.
23. Ellies, A. 1995. Efecto del manejo sobre las propiedades físicas de suelos trumaos y rojo arcillosos. (en línea). Bosque. 16 (2): 101-110. Consultado may. 2018. Disponible en <http://mingaonline.uach.cl/pdf/bosque/v16n2/art09.pdf>
24. FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, IT). Conservación de los recursos naturales para una agricultura sostenible. (en línea). Roma. 28 p. Consultado oct. 2017. Disponible en http://www.fao.org/ag/ca/training_materials/cd27-spanish/ba/organic_matter.pdf

25. Fernández, R. 2002. Estrategias para minimizar los impactos de la cosecha forestal. Balance de nutrientes y condiciones físicas del suelo. *In*: Jornadas Forestales de Entre Ríos (17as., 2002. Entre Ríos). Trabajos presentados. Concordia, INTA. p. irr.
26. García Préchac, F.; Durán, A.; Calífra, A.; Hill, M. 2000. Propiedades hídricas del suelo. Montevideo, Facultad de Agronomía. 119 p.
27. _____; Pérez Bidegain, M.; Christie, S.; Santini, P. 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* (Montevideo). 5 (1): 1-9.
28. González, A. 2008. Extracción y reciclaje de nutrientes por cosecha de *Eucalyptus globulus* y *Eucalyptus maidenii*. Tesis Maestría en Ciencias Agrarias. Montevideo, Uruguay. Universidad de la República. Facultad de Agronomía. 49 p.
29. Grove, T. S.; Thomson, B. D.; Malajczuk, N. 1996. Nutritional physiology of eucalyptus: uptake, distribution and utilization. *In*: Attiwill, P. M. ed. *Nutrition of Eucalyptus*. Collingwood, CSIRO. pp. 77-108.
30. Hernández, J.; del Pino, A; Salvo, S.; Arrarte, G. 2009. Nutrient export and harvest residue decomposition patterns of a *Eucalyptus dunnii* Maiden plantation in temperate climate of Uruguay. *Forest Ecology and Management*. 258: 92-99.
31. _____; _____; _____; 2010a. Cuantificación de la extracción y reciclaje de nutrientes en *Eucalyptus sp.* *In*: Jornadas de Actualización Técnica: 10 Años de Investigación en Producción Forestal (2010, Montevideo). Productividad y preservación de los recursos suelo y agua. Montevideo, Facultad de Agronomía. pp. 20-24.
32. _____. 2010b. Evolución de parámetros químicos de suelos bajo forestación; acidez, bases, materia orgánica. *In*: Jornadas de Actualización Técnica 10 Años de Investigación en Producción Forestal (2010, Montevideo). Productividad y preservación de los recursos suelo y agua. Montevideo, Facultad de Agronomía. pp. 16-19.

33. INUMET (Instituto Uruguayo de Meteorología, UY). 2017. Estadísticas climatológicas. (en línea). Montevideo. Consultado oct. 2017. Disponible en <https://inumet.gub.uy/ServCli/tablasEstadisticas>
34. Jiménez, L. S.; Mezquida, E. T.; Benito Capa, M.; Rubio Sánchez, A. 2007. Cambio en las propiedades del suelo por transformación de áreas boscosas en pastizales en Zamora-Chinchipe (Ecuador). (en línea). Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales. 22: 65-70. Consultado may. 2018. Disponible en http://oa.upm.es/48545/1/Jimenez_2007_CuadSECF.pdf
35. Jobbágy, E. G.; Jackson, R. B. 2003. Patterns and mechanisms of soil acidification in the conversion of grasslands to forests. *Biogeochemistry*. 64: 205-229.
36. Judd, T. S. 1996. Simulated nutrient losses due to timber harvesting in highly productive eucalypt forest and plantations. In: Attiwill, P. M.; Adams, M. A. eds. *Nutrition of Eucalyptus*. Collingwood, CSIRO. pp. 249-258.
37. MAP. DSF (Ministerio de Agricultura y Pesca. Dirección de Suelos y Fertilizantes, UY). 1979. Carta de reconocimiento de suelos del Uruguay; descripción de las unidades de suelos. Montevideo. t. 3, 452 p.
38. MGAP. DGF (Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. Dirección General Forestal, UY). 1987. Ley de promoción forestal 15.939. (en línea). Montevideo. s.p. Consultado ene. 2017. Disponible en <http://www.mgap.gub.uy/sites/default/files/multimedia/leyno.15.939.pdf>
39. _____. _____. 1988. Decreto No. 452/988. (en línea). Montevideo. s.p. Consultado ene. 2017. Disponible en <http://www.mgap.gub.uy/sites/default/files/multimedia/decreto452-88.pdf>
40. _____. DGRN (Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. Dirección General de Recursos Naturales, UY). 2002. Carta de suelos de Rio Negro. (en línea). Montevideo. s.p. Consultado nov. 2017. Disponible en http://www.mgap.gub.uy/sites/default/files/multimedia/1634_14192_50023cartarn_0.pdf

41. _____. 2016. Descripción de grupos de suelos CONEAT. (en línea). Montevideo. s.p. Consultado may. 2017. Disponible en http://www.mgap.gub.uy/sites/default/files/descripcion_de_grupos_de_suelos_coneat.pdf
42. _____. DIEA (Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. Dirección de Investigaciones Estadísticas Agropecuarias, UY). 2017. Anuario estadístico agropecuario. (en línea). Montevideo. pp. 177-121. Consultado mar. 2018. Disponible en <http://www.mgap.gub.uy/sites/default/files/diea-anuario2017web01a.pdf>
43. _____. OPYPA (Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. Oficina de Programación y Política Agropecuaria, UY). 2016. Anuario OPYPA 2016. (en línea). Montevideo. s.p. Consultado nov. 2017. Disponible en http://www.mgap.gub.uy/sites/default/files/anuario_opypa_2016_en_baja.pdf
44. MIEM. DINAMIGE (Ministerio de Industria, Energía y Minería. Dirección Nacional de Minería y Geología, UY). 1988. Carta geológica del Uruguay. (en línea). Montevideo. Esc. 1:500.000. Consultado nov. 2017. Disponible en <http://www.dinamige.gub.uy/documents/10180/0/memoria%20carta%20geologica.pdf?version=1.1&t=1349967507000>
45. Montgomery, D. C. 2004. Diseño y análisis de experimentos. (en línea). México, Limusa. 692 p. Consultado oct. 2017. Disponible en <https://www.wyyy.files.wordpress.com/2013/02/disec3b1o-de-experimentosmontgomery.pdf>
46. Navarrete Segueda, A.; López Blanco, J.; Rodríguez Gamiño, Ma. De Lourdes; Vela Correa, G. 2011. Naturaleza y utilidad de los indicadores de calidad del suelo. Contactos. 80: 29-37.
47. Navarro García, G.; Navarro García, S. 2013. Química agrícola: química del suelo y de los nutrientes esenciales para las plantas. 3ª. ed. Madrid, Mundi-Prensa. 492 p.
48. Nelson, D. W.; Sommers, L. E. 1996. Total, carbon, organic carbon and organic matter. In: Sparks, D. L. ed. Methods of soil analysis: chemical methods. Madison, WI, American Society of Agronomy. pt. 3, pp. 961-1010.

49. Palma López, D. J.; Salgado García, S.; Martínez Sebastián, G.; Zabala Cruz, J.; Lagunes Espinoza, Luz Del C. 2015. Cambios en las propiedades del suelo en plantaciones de *Eucalyptus* de Tabasco, México. (en línea). Ecosistemas y Recursos Agropecuarios. 2(5): s.p. Consultado oct. 2017. Disponible en http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-90282015000200004
50. Pérez Bidegain, M.; García Préchac, F.; Methol, R. 2001. Longterm effect of tillage intensity for *Eucalyptus grandis* planting on some soil physical properties in an Uruguayan Alfisol. In: International Conference on the IUSS Subcommittee C Soil and Water Conservation (3rd., 2001, Rio de Janeiro, Brasil). Proceedings. s.n.t. s.p.
51. Plaster, E. J. 2000. La ciencia del suelo y su manejo. Madrid, Paraninfo. 405 p.
52. Porta, J.; López Acevedo, M.; Roquero, C. 1999. Edafología: para la agricultura y el medio ambiente. 2ª. ed. Barcelona, Mundi-Prensa. 824 p.
53. Ruck, L.; García, F.; Kaplán, A.; Ponce De León, J.; Hill, M. 2004. Propiedades físicas del suelo. Montevideo, Facultad de Agronomía. s.p.
54. Salvo, L.; Delgado, S.; García Préchac, F.; Hernández, J.; Amarante, P.; Hill, M. 2005. Régimen hídrico de un Ultisol arenoso del Noreste del Uruguay bajo plantaciones de *Eucalyptus grandis* vs. pasturas. Documentos Técnicos en Hidrología. no. 71: 65-70.
55. Sánchez, G. 2011. Descomposición de restos de cosecha de *Eucalyptus* sp. y *Pinus taeda* en condiciones controladas de humedad y temperatura. Tesis Maestría en Ciencias Agrarias. Montevideo, Uruguay. Universidad de la República. Facultad de Agronomía. 84 p.
56. Santana, R. C.; Barros, N. F.; Comerford, N. B. 2000. Above-ground biomass, nutrient content, and nutrient use efficiency of eucalypt plantations growing in different sites in Brazil. New Zealand Journal of Forestry Science. 30: 225–236.

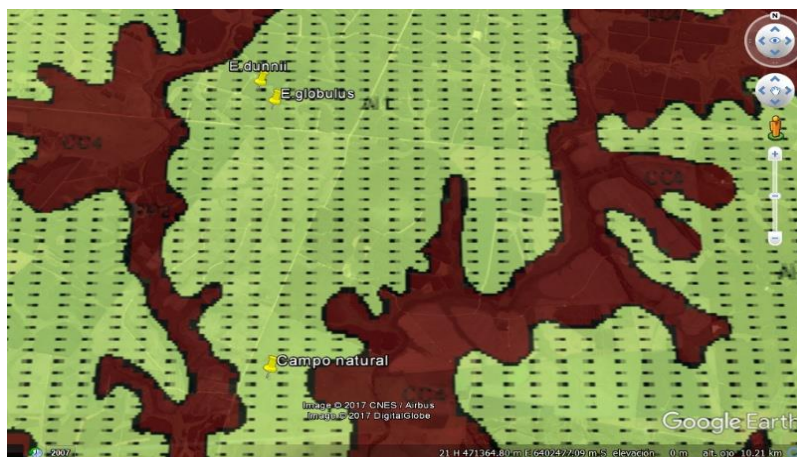
57. Silva Rodríguez, O.; Salvo, L.; Hernández, J. 2000. La materia orgánica del suelo. Montevideo, Facultad de agronomía. 49 p.
58. SPF (Sociedad de Productores Forestales del Uruguay, UY). 2011. El sector forestal en el Uruguay. (en línea). Montevideo. s.p. Consultado feb. 2017. Disponible en <http://www.fagro.edu.uy/~forestal/Archivos/Sector%20Forestal%20Uruguayo%20marzo%202011.pdf>
59. Varela, S. 2009. Cuantificación de la extracción de nutrientes por trozas comerciales de *Eucalyptus globulus* en suelos de basamento cristalino de la zona Este del país. Tesis Ing. Agr. Montevideo, Uruguay. Universidad de la República. Facultad de Agronomía. 90 p.
60. Venialgo, C.; Gutiérrez, N.; Corrales, A.; Drganc, D.; Asselborn, A. 2002. Estabilidad de agregados y resistencia a la penetración en series de suelos con distintos usos en el Sudoeste del Chaco. (en línea). Comunicaciones Científicas y Tecnológicas. A (056): s.p. Consultado may. 2018. Disponible en <http://www.unne.edu.ar/unnevieja/Web/cyt/cyt/2002/cyt.htm>
61. Yussim Broder, A. 2013. Cuantificación de la extracción de nutrientes por *Eucalyptus dunnii* en edad de cosecha en suelos del litoral Oeste uruguayo. Tesis Ing. Agr. Montevideo, Uruguay. Universidad de la República. Facultad de Agronomía. 69 p.

9. ANEXOS

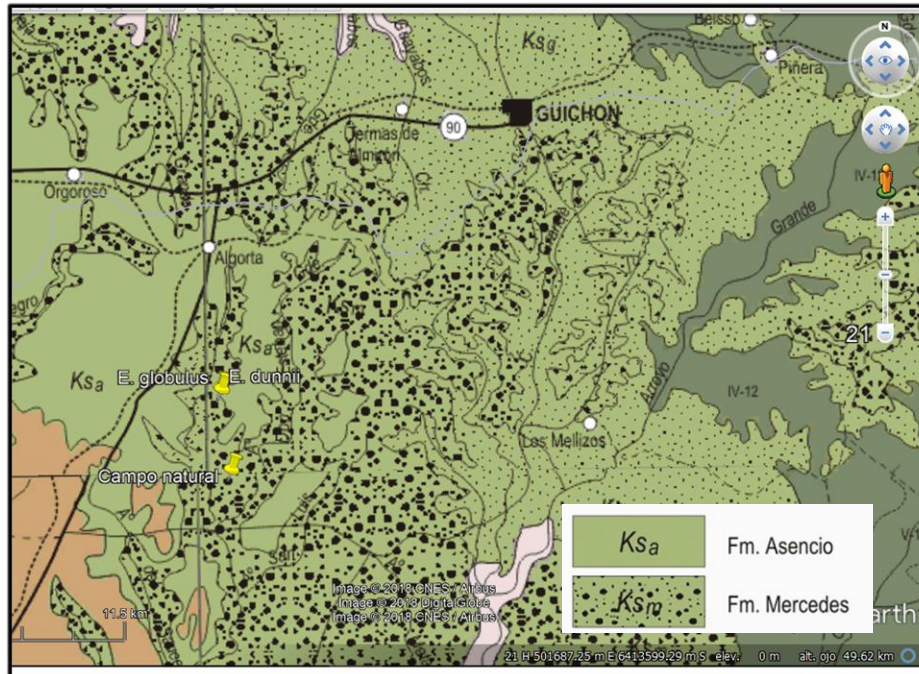
Anexo No. 1. Unidad Cartográfica Algorta (Al), escala 1:1.000.000



Anexo No. 2. Carta de reconocimiento de suelos de Río Negro, escala 1:200.000



Anexo No. 3. Mapa geológico del Uruguay, escala 1:500.000



Anexo No. 4. Resultados de análisis de varianza según efectos sitios, para propiedades físicas y químicas.

Propiedades químicas	P-valor							
	0-3 cm		3-6 cm		6-9 cm		10-20 cm	
	F	EF	F	EF	F	EF	F	EF
pH (H2O)	0,04	0,117	0,175	0,4658	0,36	0,5852	0,501	0,5437
pH (KCl)	0,14	0,2434	0,241	0,7551	0,23	0,7771	0,255	0,6139
Al	0,5	0,6365	0,082	0,7444	0,11	0,2801	0,776	0,0741
BT	0,63	0,6154	0,669	0,9466	0,68	0,8858	0,518	0,9949
Ca	0,73	0,7364	0,744	0,959	0,75	0,9217	0,556	0,9925
Mg	0,18	0,347	0,164	0,9649	0,21	0,6805	0,324	0,8505
K	0,59	0,4495	0,222	0,4197	0,2	0,3064	0,26	0,1089
Na	0,93	0,948	0,991	0,8987	0,97	0,945	0,852	0,9067
% CO	0,39	0,0875	0,671	0,9433	0,6	0,6211	0,606	0,6818

Nota: F= fila; EF= entrefila.

Anexo No. 5. Concentración y cantidad de nutrientes de biomasa área de componentes de cosecha para *E. dunnii*.

<u>Componente de cosecha</u>	%	Biomasa (Mg ha⁻¹)	Ca (g Kg⁻¹)	Ca (Kg ha⁻¹)	K (g Kg⁻¹)	K (Kg ha⁻¹)	Mg (g Kg⁻¹)	Mg (Kg ha⁻¹)
Trozas comerciales	61	116	1,7	197	0,6	70	0,7	81
Despunte	11,9	23	2,8	64	1,9	44	1,0	23
Corteza	12,2	23	27,3	628	4,7	108	2,2	51
Ramas	9,3	18	9,5	171	4,7	85	1,1	20
Hojas	5,5	10	14,5	145	7,4	74	2,2	22
Total	100	190		1205		381		197
Mantillo	7,6	14	19,3	270	1,0	14	1,5	21

Fuente: Hernández et al. (2009).

Anexo No. 6. Concentración y cantidad de nutrientes de biomasa área de componentes de cosecha para *E. globulus*.

<u>Componente de cosecha</u>	%	Biomasa (Mg ha⁻¹)	Ca (g Kg⁻¹)	Ca (Kg ha⁻¹)	Mg (g Kg⁻¹)	Mg (Kg ha⁻¹)	K (g Kg⁻¹)	K (Kg ha⁻¹)
Trozas comerciales	77,6	63,7	1,3	83	0,2	13	0,4	26
Corteza	11,5	9,4	30	284	2,4	23	5,5	52
Ramas	9,3	7,6	34,2	261	3,5	27	12,6	96
Hojas	1,7	1,4	13	18	1	1	4,5	6
Total	100	849,4		645		64		180
Mantillo	7,6	6,5	19,3	125	1,5	10	1,0	6

Fuente: González (2008).