

N° d'ordre : 2535

THÈSE

présentée

pour obtenir

LE TITRE DE DOCTEUR DE L'INSTITUT NATIONAL POLYTECHNIQUE DE TOULOUSE

École doctorale : ENSAT

Spécialité : Sciences agronomiques

Par M. Carlos CÉSPEDES PAYRET

Titre de la thèse **DINÁMICA DE LA MATERIA ORGÁNICA Y DE ALGUNOS.
PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS EN MOLISOLES, EN LA
CONVERSIÓN DE UNA PRADERA A CULTIVO FORESTAL EN LA
REGIÓN DE PIEDRAS COLORADAS-ALGORTA (URUGUAY)**

Soutenue le 09 novembre 2007 devant le jury composé de:

M. Daniel PANARIO	Professeur à la Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Uruguay	Président
M. Armando RABUFETTI	Directeur de l'INIA - Las Brujas, Uruguay	Rapporteur
M. Miguel TABOADA	Professeur associé à la Facultad de Agronomía de la UBA, Argentina	Rapporteur
M. Jean-Claude REVEL	Professeur à l'ENSAT-INPT	Directeur de thèse
M. Michel KAEMMERER	Maitrê de Conference - INPT	Membre

AGRADECIMIENTOS

Al *Institut National Polytechnique* (INPT) de Toulouse, Francia por haberme aceptado como tesista de la *Ecole Supérieure d'Agronomie de Toulouse* (ENSAT).

En especial a mi tutor, el Dr. *Jean-Claude Revel*, docente e investigador de la ENSAT, quien me ha honrado al aceptar ser el orientador de mi proyecto de tesis.

Al Dr. *Michel Kaemmerer*, colega del Dr. Revel y ex-docente e investigador de la ENSAT, coordinador general del Proyecto *ATLANTIS*, por su orientación y por haber facilitado la realización de mi tesis.

Al Proyecto *ATLANTIS* de la Red Académica *ALFA* de la Unión Europea, quien financió una primera parte de mi estancia en la ENSAT (Francia).

Al *Programa de Desarrollo Tecnológico (PDT)* de Uruguay, por la beca otorgada. En especial a su Coordinadora General, la Cra. *Myriam Aldabalde*, y a sus colaboradores la Sra. *Graciela Burgueño* y Sr. *José Carreras*, por compartir las mismas expectativas.

Al Prof. *Daniel Panario*, geomorfólogo, Director de UNCIEP (Facultad de Ciencias) y coordinador de la Maestría en Ciencias Ambientales (UdelaR), por su incondicional apoyo y estímulo a lo largo de todo el proyecto y sus aportes sustanciosos a la discusión, así como su apoyo en los relevamientos de campo.

A los compañeros de UNCIEP: Lic. *Gustavo Piñeiro*, geólogo, por su invaluable y activa colaboración en el análisis de los resultados, así como por sus importantes aportes durante las horas compartidas de discusión; Lic. *Ofelia Gutiérrez*, geógrafa, por su invaluable colaboración en los relevamientos de campo; pero muy especialmente, por su contribución en la difícil y tediosa tarea de corrección y edición del documento final; *Yolanda González*, responsable del Laboratorio de Suelos, por su dedicación y permanente orientación durante el tratamiento y análisis de las muestras de suelo.

Al *Laboratorio de Ecología Isotópica* del CENA (Centro de Energía Nuclear en Agricultura), Universidad de Sao Paulo, Piracicaba, Brasil; en particular al Dr. *Marcelo Zacarias Moreira*, por la realización de los análisis isotópicos.

A la MSc *Verónica Berriel*, bioquímica y especialista en espectrometría de masa de isótopos pesados de la UdelaR, cuya colaboración facilitó el análisis de las muestras en el CENA.

Al *Centro Forestal de Caja Bancaria* en Piedras Coloradas por su generoso apoyo logístico, provisión de información de campo y permitirme el muestreo en sus predios.

Al *Centro Forestal de Caja Notarial* en Algorta por la provisión de información de campo y permitirme el muestreo en sus predios.

A mis compañeros de tareas: *Carola Castiñeira*, *Alicia Crosara*, *Adriana Dardanelli*, *Laura del Puerto*, *Gabriela Eguren*, *Hugo Inda* y *Noelia Rivas*; y en especial a *Alejandro Brazeiro* y *Leonidas Carrasco* por sus aportes en temas de su especialidad.

A todos mis compañeros tesisistas de la *Ecole Supérieure d'Agronomie de Toulouse* (ENSAT), y en especial a *Ricardo Bidegain*, *Javier Scheiner* y *Victor Ndira* por su entrañable amistad y cooperación.

Este trabajo se llevó a cabo con la ayuda de una subvención del *Inter-American Institute for Global Change Research (IAI)* CRN-2031 que cuenta con la financiación de la US National Science Foundation (Grant GEO-0452325).

SUMARIO

Agradecimientos	i
Sumario	ii
Indice de tablas	vi
Indice de figuras	ix
Lista de abreviaturas y principales notaciones químicas	xiii
RESUME	1
RESUMEN	3
INTRODUCCIÓN GENERAL	5
PRIMERA PARTE - Antecedentes	9
1. INTRODUCCION	10
2. FACTORES QUE INFLUYEN EN LA MATERIA ORGÁNICA DEL SUELO.....	12
2.1 Conclusiones.....	16
3. SUELOS DE PRADERA, DE BOSQUE Y BAJO CULTIVO FORESTAL.....	18
3.1 Los suelos de pradera	18
3.2 Los suelos de bosques y de <i>Eucalyptus</i> sp	22
3.2.1 <i>Los suelos de bosque templado</i>	22
3.2.2. <i>Los suelos de bosques de Eucalyptus sp.</i>	25
3.2.3 <i>Manejo y características de las plantaciones de eucaliptos</i>	26
3.2.4 <i>Producción de biomasa en cultivos de Eucalyptus sp.</i>	30
3.3 Conclusiones.....	37
4. INFLUENCIAS DEL CULTIVO DE EUCALIPTOS SOBRE LOS SUELOS DE PRADERA	39
4.1 Cantidad y calidad de los residuos orgánicos.....	40
4.2 Acumulación y descomposición de los residuos orgánicos bajo <i>Eucalyptus</i> sp.	42
4.3 Producción de biomasa en pradera y eucaliptos.....	43
4.4 Influencia sobre otras propiedades del suelo de pradera	46
4.4.1 <i>Acidez</i>	47
4.4.2 <i>Cationes</i>	47
4.4.3 <i>Hierro</i>	48
4.4.4 <i>Arcillas</i>	48
4.5 Estudios en Uruguay sobre los efectos del cultivo de eucaliptos.....	49
4.6 Conclusiones.....	58
5. CONCLUSIONES GENERALES	60

SEGUNDA PARTE - Materiales y Métodos.....	61
1. INTRODUCCION.....	62
2. EL URUGUAY Y LA ZONA DE ESTUDIO.....	64
2.1. Uruguay.....	64
2.1.1. Zona de estudio.....	65
2.2. Geomorfología del Uruguay.....	67
2.2.1 Geomorfología de la zona de estudio.....	70
2.3. Clima del Uruguay.....	71
2.3.1 Clima de la zona de estudio.....	71
2.4 Geología del Uruguay.....	71
2.4.1 Geología de la zona de estudio.....	73
2.5 Vegetación del Uruguay.....	74
2.5.1 Vegetación de la zona de estudio.....	75
2.6 Suelos y uso de la tierra en el Uruguay.....	76
2.6.1 Suelos y uso de la tierra en la zona de estudio.....	79
3. UBICACIÓN DE LAS PARCELAS DE ESTUDIO.....	82
3.1 Estudio t ₂₅	83
3.2 Estudio t ₁₀₋₃₀	83
4. MATERIALES Y METODOS.....	85
4.1 Estudio t ₂₅	85
4.1.1 Perfiles.....	85
4.1.2 Parcelas.....	90
4.1.3 Muestreos.....	92
4.1.4 Métodos de análisis.....	93
4.1.5 Tratamiento de los datos.....	96
4.2 Estudio t ₁₀₋₃₀	97
4.2.1 Perfiles.....	97
4.2.2 Parcelas.....	108
4.2.3 Muestreos.....	112
4.2.4 Métodos de análisis.....	113
4.2.5 Tratamiento de los datos.....	116
TERCERA PARTE - Estudio t₂₅ - Resultados y discusión.....	119
1. MATERIA ORGÁNICA.....	120
1.1 MO de T y T ₁	120
1.2 MO de T y E ₂₅	120
2. CAPACIDAD DE INTERCAMBIO CATIONICO.....	124
2.1 CIC de T y T ₁	124
2.2 CIC de T y E ₂₅	124
3. pH.....	127
3.1 pH de T y T ₁	127
3.2 pH de T y E ₂₅	127

4. CATIONES	130
4.1 Ca ²⁺ de T y T ₁	130
4.2 Ca ²⁺ de T y E ₂₅	130
4.3 Mg ²⁺ de T y T ₁	131
4.4 Mg ²⁺ de T y E ₂₅	131
4.5 Na ⁺ de T y T ₁	132
4.6 Na ⁺ de T y E ₂₅	132
5. ALUMINIO INTERCAMBIABLE	135
5.1 Al ³⁺ de T y T ₁	135
5.2 Al ³⁺ de T y E ₂₅	135
6. HIERRO AMORFO (Fe₀) Y LIBRE (Fe_d).....	137
6.1 Fe ₀ de T y T ₁	137
6.2 Fe ₀ de T y E ₂₅	137
6.3 Fe _d de T y T ₁	137
6.4 Fe _d de T y E ₂₅	138
7. FRACCIÓN GRANULOMÉTRICA ARCILLA	140
7.1 Arcilla (%) de T y T ₁	140
7.2 Arcilla (%) de T y E ₂₅	140
8. DISCUSIÓN GENERAL	143
8.1 Materia orgánica.....	143
8.2 CIC.....	144
8.3 pH.....	144
8.4 Textura.....	145
8.5 Cambios en la evolución del suelo.....	145
9. CONCLUSIÓN GENERAL	146
CUARTA PARTE - Estudio t₁₀₋₃₀ - Resultados y discusión.....	148
1. INTRODUCCION	149
2. MATERIA ORGÁNICA.....	150
2.1 MO de T' ₁₀ a T' ₃₀	150
2.2 MO de T' ₃₀ y T ₂₅ (Estudio t ₂₅).....	152
2.3 MO de E' ₃₀ / E ₂₅ y E' ₂₅ / E ₂₅ (Estudio t ₂₅).....	152
2.4 MO de E' ₁₀ a E' ₃₀	154
2.5 MO de T' ₁₀ a T' ₃₀ / E' ₁₀ a T' ₃₀	157
2.6 Conclusiones.....	168
3. DINÁMICA DE LA MATERIA ORGÁNICA BAJO EUCALIPTOS	170
3.1 Relación δ ¹³ C del C _{C4} y C _{C3}	170
3.2 Sustitución de C _{C4} por C _{C3} aportado por los eucaliptos.....	174
3.3 Tasa de decaimiento (<i>k</i>) y <i>turnover</i> bajo eucaliptos.....	177
3.4 Cinética del C bajo eucaliptos.....	181
3.5 Conclusiones.....	184

4. DENSIDAD APARENTE	186
4.1 DA de T'_{10} a T'_{30} / E'_{10} a T'_{30}	186
4.2 Conclusiones.....	191
5. pH.....	192
5.1 pH de T'_{10} a T'_{30} / E'_{10} a T'_{30}	192
5.2 Conclusiones.....	197
6. FRACCIÓN ARCILLA	198
6.1 Análisis de XRD	198
6.1.1 T'_{30}	198
6.1.2 E'_{30}	198
6.1.3 T'_{30} / E'_{30}	203
6.2 Análisis de microsonda (EDS)	204
6.2.1 T'_{30}	204
6.2.2 E'_{30}	205
6.2.3 T'_{30} / E'_{30}	205
6.3 Conclusiones.....	212
7. CONCLUSIONES	213
CONCLUSIONES GENERALES	215
PERSPECTIVAS.....	220
BIBLIOGRAFÍA	222
ANEXOS A TERCERA PARTE	243
ANEXOS A CUARTA PARTE	267

INDICE DE TABLAS

Tabla I.	Índice medio de productividad anual (IMA) y potencial (IMAI)* de <i>E. globulus</i>	30
Tabla II.	Producción promedio de biomasa* anual (kg/ha/año) de <i>Eucalyptus</i> sp. y pradera.....	30
Tabla III.	Contenido de nutrientes (kg.ha ⁻¹) en la biomasa (Mg.ha ⁻¹) de plantaciones de 5 y 8 años en suelos arenosos.....	33
Tabla IV.	Cantidad de biomasa seca y su distribución entre compartimentos.....	34
Tabla V.	Concentración media de nutrientes (%) en los diferentes compartimentos de <i>E. grandis</i> de 9 años.....	34
Tabla VI.	Estimación (%) de la masa mineral absorbida*, acumulada en árboles y devuelta al suelo por la caída de hojas (kg/ha/año).....	34
Tabla VII.	Comparación entre nutrientes anualmente almacenados (kg/ha/año) en la madera y disponibles en el suelo (kg/ha), entre 0 y 150 cm de profundidad.....	35
Tabla VIII.	Parámetros de descomposición foliar (materia seca) para <i>E. grandis</i> en distintos tipos de suelos.....	37
Tabla IX.	Rango de valores de $\delta^{13}\text{C}$ para especies C ₃ y C ₄	45
Tabla X.	Biomasa microbiana en suelo de pradera y bajo cultivo de <i>E. grandis</i>	52
Tabla XI.	Características químicas de muestras de suelos de pradera y bajo <i>E. grandis</i> (Uruguay).....	53
Tabla XII.	Concentración de CO (gL ⁻¹) de ácidos húmicos y rendimiento.....	53
Tabla XIII.	Análisis elemental (%) C, H, N, O y relación H/C, O/C y C/N de ácidos húmicos dializados.....	53
Tabla XIV.	Propiedades físicas y químicas de un suelo bajo pastura y después de 10 años de plantación de eucaliptos.....	54
Tabla XV.	Valores promedios de acidez, C orgánico y parámetros cinéticos.....	57
Tabla XVI.	Pradera T: descripción del perfil (pareada al cultivo).....	87
Tabla XVII.	Pradera T: descripción del perfil.....	87
Tabla XVIII.	Pradera T ₁ : descripción del perfil.....	88
Tabla XIX.	Pradera T ₁ : descripción del perfil.....	88
Tabla XX.	E ₂₅ : descripción del perfil.....	89
Tabla XXI.	E ₂₅ : descripción del perfil.....	89
Tabla XXII.	Praderas: historia de uso y uso actual.....	91
Tabla XXIII.	Valores de algunos parámetros del cultivo de <i>E. grandis</i>	92
Tabla XXIV.	Descripción del perfil de T' ₃₀	99
Tabla XXV.	Descripción del perfil de T' ₃₀	99
Tabla XXVI.	Descripción del perfil de T' ₂₅	100
Tabla XXVII.	Descripción del perfil de T' ₂₅	100
Tabla XXVIII.	Descripción del perfil de T' ₂₀	101
Tabla XXIX.	Descripción del perfil de T' ₂₀	101
Tabla XXX.	Descripción del perfil de T' ₁₅₋₁₀	102
Tabla XXXI.	Descripción del perfil de T' ₁₅₋₁₀	102
Tabla XXXII.	Descripción del perfil de E' ₃₀	103
Tabla XXXIII.	Descripción del perfil de E' ₃₀	103

Tabla XXXIV.	Descripción del perfil de E'25	104
Tabla XXXV.	Descripción del perfil de E'25	104
Tabla XXXVI.	Descripción de perfiles de E'20	105
Tabla XXXVII.	Descripción del perfil de E'20	105
Tabla XXXVIII.	Descripción del perfil de E'15	106
Tabla XXXIX.	Descripción del perfil de E'15	106
Tabla XL.	Descripción del perfil de E'10	107
Tabla XLI.	Descripción del perfil de E'10	107
Tabla XLII.	Praderas: historia de uso y uso actual.	109
Tabla XLIII.	Forestación: uso actual e historia de uso.	111
Tabla XLIV.	Valores dasométricos de <i>E. grandis</i> por edad.	112
Tabla XLV.	Valores de Al ³⁺ sobre una muestra compuesta (cmol _c /kg).	135
Tabla XLVI.	Relación textural (%) de E ₂₅ , T y T ₁	141
Tabla XLVII.	Valores de %MO en praderas, por sitio y por profundidad (promedio total y agrupados por altura de ladera).	150
Tabla XLVIII.	Contenido de MO de la parcela T ₂₅ luego de 5 años (T'30).	152
Tabla XLIX.	Contenido de MO de la parcela E ₂₅ y E'30 (5 años antes).	153
Tabla L.	Comparación de los valores promedios de MO entre E'25 y E ₂₅	153
Tabla LI.	Valores de %MO bajo <i>E. grandis</i> , por sitio y por profundidad.	155
Tabla LII.	MO (%): diferencias netas* entre T ₁₀₋₃₀ y E ₁₀₋₃₀ según la profundidad.	159
Tabla LIII.	Pérdida (%) entre valores de %MO de eucaliptos y praderas por profundidad.	159
Tabla LIV.	Comparación de valores de CV%MO* bajo eucaliptos.	160
Tabla LV.	Comparación de valores de CV%MO* bajo pradera.	161
Tabla LVI.	Análisis isotópico del δ ¹³ C.	170
Tabla LVII.	Análisis elemental de MO (%C y N) del suelo bajo pradera y cultivo de <i>E. grandis</i> (30 años).	172
Tabla LVIII.	Tasa de sustitución (T.S.) de C nativo (C ₄) por el C aportado desde los eucaliptos (C ₃) calculado mediante el balance de masa (Boutton et al, 1998).	174
Tabla LIX.	Contribución efectiva de de C _{C3} y C _{C4} al total de C en E'30.	174
Tabla LX.	Valor de la tasa de decaimiento (k) en E'30.	177
Tabla LXI.	Valores de TMR y t _{1/2} (en años) de C _{C4} en E'30, próximo a la superficie del suelo.	179
Tabla LXII.	Valores de densidad aparente* de T'30-10.	186
Tabla LXIII.	Valores de densidad aparente* de E'30-10.	186
Tabla LXIV.	DA: diferencias* entre E ₁₀₋₃₀ y T ₁₀₋₃₀	188
Tabla LXV.	pH: diferencias* entre T ₁₀₋₃₀ y E ₁₀₋₃₀ , según la profundidad.	195
Tabla LXVI.	Diferencia de pH entre pradera y cultivo forestal, por profundidad (en porcentaje)	196
Tabla LXVII.	Elementos presentes en la fracción arcilla de T'30 (subhorizontes A ₁₁ y B ₁).	206
Tabla LXVIII.	Elementos presentes en la fracción arcilla de E'30 (subhorizontes A ₁₁ y B ₁).	207
Tabla LXIX.	Verificación de supuestos paramétricos.	244
Tabla LXX.	Coefficientes de Correlación (r).	244
Tabla LXXI.	CIC (meq/100 gr) – pH – MO (%) (Horizonte A y B).	245

Tabla LXXII.	Resultados del ANOVA para MO (%).....	249
Tabla LXXIII.	Resultados del ANOVA para CIC (cmol _c /Kg).....	250
Tabla LXXIV.	Resultados del ANOVA para pH.	251
Tabla LXXV.	Calcio (cmol _c /100 gr) – Magnesio (cmol _c /100 gr) (Horizonte A y B).....	252
Tabla LXXVI.	Resultados del ANOVA para Ca (%).....	255
Tabla LXXVII.	Resultados del ANOVA para Mg (%).....	256
Tabla LXXVIII.	Na (cmol _c /100 gr) (Horizonte A y B).....	257
Tabla LXXIX.	Resultados del ANOVA para Na (%).....	261
Tabla LXXX.	Valores de Aluminio intercambiable (Horizonte A y B).....	262
Tabla LXXXI.	Fe amorfo (%) – Fe libre (%) (Horizonte A y B).....	263
Tabla LXXXII.	Valores de %MO en E' 10-30 y T' 10-30 (entre 0-10 y 10- 20 cm) ...	268
Tabla LXXXIII.	Valores de pH en E' 10-30 y T' 10-30 (entre 0-10 y 10- 20 cm)	270
Tabla LXXXIV.	Valores de Densidad Aparente (DA).....	272

INDICE DE FIGURAS

Figura 1.	Representación gráfica de los límites de las Unidades Algorta y Bacacué, ubicadas entre los departamentos de Paysandú y Río Negro, en el litoral oeste de Uruguay. A la derecha, la Provincia de Entre Ríos (Argentina).	32
Figura 2.	Influencia del cambio de uso del suelo de pastura (PS) a cultivo forestal (FS) sobre el coeficiente de mineralización del C orgánico del suelo, determinado en diferentes estaciones del año y profundidades del perfil (0-10 y 10-20 cm).	55
Figura 3.	Influencia del cambio de uso del suelo de pastura (PS) a cultivo forestal (FS) sobre la respiración del suelo, determinado en diferentes estaciones del año y profundidades del perfil (0-10 y 10-20 cm).	55
Figura 4.	Influencia del cambio de uso del suelo de pastura (PS) a cultivo forestal (FS) sobre el C de la biomasa microbiana, determinado en diferentes estaciones del año y profundidades del perfil (0-10 y 10-20 cm).	56
Figura 5.	América de Sur con la ubicación de Uruguay.	64
Figura 6.	Zona de estudio donde se remarcan las unidades Algorta y Bacacué	66
Figura 7.	Principales rasgos morfoestructurales de Uruguay.	69
Figura 8.	Paisaje característico de la zona de estudio.	70
Figura 9.	Esquema geológico de la zona de estudio.	74
Figura 10.	Evolución del sector forestal en los últimos tiempos (década de 1990-2000).	78
Figura 11.	Esquema representado los tiempos comparados entre tratamientos. (Los recuadros en gris representan los tiempos (o tratamientos) no incluidos en el Estudio t ₂₅).	82
Figura 12.	Imagen ilustrativa del contraste entre muestras pareadas bajo pradera (izquierda) y eucaliptos (derecha).	86
Figura 13.	Las referencias en amarillo claro indican la ubicación de las parcelas sobre una imagen satelital del año 2006. Las localidades referidas en el texto son indicadas con un círculo. La latitud y longitud son indicadas sobre el recuadro externo. Las parcelas E ₃₀ y T ₃₀ coinciden con la ubicación de las parcelas E ₂₅ y T del Estudio t ₂₅	90
Figura 14.	Diagrama indicando la distribución de los puntos de muestreo (parcela forestada y pradera pareada).	93
Figura 15.	Vista de una plantación joven (<10 años). Obsérvese la ausencia de sotobosque.	111
Figura 16.	Patrón de materia orgánica en el perfil bajo eucaliptos (Δ 1,3%) y praderas (Δ 1,4 -1,5%). Obsérvese que en A ₁₁ y A ₁₂ , eucaliptos difiere en ~1%.	121
Figura 17.	Patrón de CIC en el perfil bajo eucaliptos y praderas. Obsérvese el comportamiento dispar de E ₂₅ en el horizonte B (14,9 cmol _c k/g) en donde supera a T en ~3 cmol _c k/g en promedio.	125
Figura 18.	Patrón de pH en el perfil entre parcelas.	128

Figura 19.	Patrón de Ca^{+2} (cmol _c /kg) en el perfil entre parcelas.	131
Figura 20.	Patrón de Mg^{2+} (cmol _c /kg) en el perfil entre parcelas.	132
Figura 21.	Patrón de Na^{+} (cmol _c /kg) en el perfil entre parcelas.	133
Figura 22.	Porcentaje de Al^{3+} por uso y por horizonte del suelo.	136
Figura 23.	Porcentaje de Fe amorfo en el perfil de E ₂₅ , T ₁ y T.	137
Figura 24.	Porcentaje de Fe libre en el perfil de E ₂₅ , T ₁ y T.	138
Figura 25.	Porcentaje de arcilla por uso y por horizonte del suelo.	140
Figura 26.	Expresión gráfica de la relación de los valores del contenido de MO promedio con respecto al CV para el conjunto de las parcelas de pradera.	151
Figura 27.	Comparación del valor medio de MO y su desvío estándar, entre E ₂₅ y E'30 (5 años más tarde).	153
Figura 28.	Valores medio de MO y desvío estándar entre ambos cultivos de E. grandis de 25 años de los Estudios t ₂₅ y t ₁₀₋₃₀	154
Figura 29.	Expresión gráfica de la relación de los valores promedios del contenido de MO con respecto a la edad de los cultivos de eucaliptos.	156
Figura 30.	Expresión gráfica de la relación de los valores promedios del contenido de MO con respecto al CV para el conjunto de las parcelas de eucaliptos.	156
Figura 31.	Evolución del contenido de MO (0-10 cm) bajo plantaciones de eucaliptos de diferentes edades (10 a 30 años) en relación a sus pares bajo vegetación de pradera (y distintas historia de uso).	157
Figura 32.	Comparación del valor medio de MO y \pm DS (0-10 cm) en el total de tratamientos (eucaliptos versus pradera).	157
Figura 33.	Evolución del contenido de materia orgánica del suelo (10-20 cm) bajo plantaciones de E. grandis de diferentes edades (10 a 30 años) en relación a sus pares bajo vegetación de pradera (y distintas historia de uso).	158
Figura 34.	Comparación del valor medio de MO y \pm DS (10-20 cm) en el total de tratamientos (eucaliptos versus pradera).	158
Figura 35.	Expresión gráfica de las diferencias en %MO entre T'10-30 y E'10-30 según la profundidad.	159
Figura 36.	Pérdida (%) entre valores de MO del suelo de eucaliptos y bajo pradera por profundidad. Observación: al inicio de la implantación de los eucaliptos (t ₀), la pérdida o variación de MO se considera nula (= 0%).	160
Figura 37.	Comparación del los valores del CV%MO bajo eucalipto. Nótese que las sin laboreo previo (E'30 y E'10), presentan valores de %CV extremos.	161
Figura 38.	Comparación del los valores del CV%MO bajo pradera. Nótese que las parcelas sin laboreo previo (T'30 y T'10) como era esperable, presentan los valores de CV más bajos.	161
Figura 39.	Expresión gráfica de la relación del CV %MO en función del tiempo bajo eucaliptos.	163
Figura 40.	Relación entre el contenido de MO y su coeficiente de variación en las parcelas bajo eucalipto.	163
Figura 41.	Relación entre el contenido de MO y su coeficiente de variación en las parcelas bajo pradera.	164

Figura 42.	Comportamiento del $\delta^{13}\text{C}$ en el perfil estudiado luego de la conversión de pradera a cultivo de E. Grandis. Nótese que bajo eucaliptos (E'_{30}), hacia el subhorizonte A_{12} , la curva tiende a aproximarse a T'_{30}	171
Figura 43.	Comportamiento del %C en relación con la profundidad bajo pradera y eucaliptos (30 años).....	172
Figura 44.	Comportamiento del %N en relación con la profundidad bajo pradera y eucaliptos (30 años).....	173
Figura 45.	Relación C/N bajo pradera y eucaliptos acorde a la profundidad.....	173
Figura 46.	Distribución en el perfil de E'_{30} del %C nativo remanente (C_{C4}) y del %C ingresado desde el cultivo de los eucaliptos (C_{C3}). A la derecha, contenido inicial del % C_{C4} en t_0 (T'_{30}).	175
Figura 47.	Relación porcentual en el perfil de E'_{30} del C remanente de pradera (C_{C4}) y el C aportado por el cultivo de eucaliptos (C_{C3}) en 30 años.....	175
Figura 48.	Patrón de la tasa de decaimiento (k) en el perfil de E'_{30}	178
Figura 49.	Valores del % C_{C4} en función del tiempo en los subhorizontes A_{11} y A_{12} . (Nótese la ubicación en el eje x del valor de $t_{1/2}$ y su correspondiente tenor de %C C_4 en el eje y, el cual es la mitad del tenor inicial).....	180
Figura 50.	Proyección en el tiempo del C_{C3} en el subhorizonte A_{11} en E'_{30}	181
Figura 51.	Proyección en el tiempo del C_{C3} en el subhorizonte A_{12} en E'_{30}	182
Figura 52.	Densidad aparente (Mg m^{-3}) bajo praderas y E. grandis (0-10 cm) en función de la edad del cultivo.....	187
Figura 53.	Comparación de los valores promedios de DA (0-10 cm) y sus respectivos desvíos estándares, en el total de tratamientos.	187
Figura 54.	Expresión gráfica de las diferencias en DA entre T'_{10-30} y E'_{10-30}	188
Figura 55.	Cociente (%) entre valores de DA de eucaliptos versus pradera.	189
Figura 56.	Comparación entre los coeficientes de variación del %MO y DA del suelo (0-10 cm) bajo cultivo de E. grandis.	190
Figura 57.	Comportamiento del pH del suelo (0-10 cm) bajo plantaciones de E. grandis de diferentes edades (10 a 30 años) en relación a sus pares bajo vegetación de pradera (y distintas historia de uso y manejo).	193
Figura 58.	Comparación del valor medio de pH y $\pm\text{DS}$ (0-10 cm) en el total de tratamientos (eucaliptos versus pradera).....	193
Figura 59.	Comportamiento del pH del suelo (10-20 cm) bajo plantaciones de E. grandis de diferentes edades (10 a 30 años) en relación con sus pares bajo vegetación de pradera (y distintas historia de uso y manejo).	194
Figura 60.	Comparación del valor medio de pH y $\pm\text{DS}$ (10-20 cm) en el total de tratamientos (eucaliptos versus pradera).	194
Figura 61.	Expresión gráfica de las diferencias de valores medios de pH (0-20 cm) entre T'_{10-30} y E'_{10-30}	195

Figura 62..	Diferencia de pH (%) entre praderas y eucaliptos, por profundidad.....	196
Figura 63.	Diffractograma de rayos X de la fracción arcilla en el subhorizonte A ₁₁ , de pradera (T' ₃₀).....	199
Figura 64.	Diffractograma de rayos X de la fracción arcilla en el subhorizonte A ₁₂ , de pradera (T' ₃₀).....	199
Figura 65.	Diffractograma de rayos X de la fracción arcilla en el subhorizonte A ₃ , de pradera (T' ₃₀).....	200
Figura 66.	Diffractograma de rayos X de la fracción arcilla en el subhorizonte B ₁ , de pradera (T' ₃₀).....	200
Figura 67.	Diffractograma de rayos X de la fracción arcilla en el subhorizonte A ₁₁ de eucaliptos (E' ₃₀).....	201
Figura 68.	Diffractograma de rayos X de la fracción arcilla en el subhorizonte A ₁₂ de eucaliptos (E' ₃₀).....	201
Figura 69.	Diffractograma de rayos X de la fracción arcilla en el subhorizonte A ₃ de eucaliptos (E' ₃₀).....	202
Figura 70.	Diffractograma de rayos X de la fracción arcilla en el subhorizonte B ₁ de eucaliptos (E' ₃₀).....	202
Figura 71.	Representación cuantitativa de los elementos presentes en la fracción arcilla analizada por microsonda (subhorizontes A11 y B1 de T 30 y E'30).	208
Figura 72.	Relación del % de átomos entre elementos obtenidos por análisis de microsonda.....	209
Figura 73.	Comportamiento de la CIC en cada horizonte (A y B) según el uso, el subhorizonte y la interacción entre ambos factores.	250
Figura 74.	Comportamiento del pH en cada horizonte (A y B) según el uso, el subhorizonte y la interacción entre ambos factores.....	251
Figura 75.	Comportamiento del Mg ²⁺ en cada horizonte (A y B) según el uso, el subhorizonte y la interacción entre ambos factores	256
Figura 76.	Comportamiento de la Na en cada horizonte (A y B) según el uso, el subhorizonte y la interacción entre ambos factores	261

LISTA DE ABREVIATURAS Y PRINCIPALES NOTACIONES QUÍMICAS

%MO : Por ciento de materia orgánica
μ : Micras
μm : Milimicras
Al : Aluminio
BI : Bases intercambiables
C : Carbono
C/N : Relación carbono - nitrógeno
Ca : Calcio
CAM : Crassulacean acidic metabolism
CIC : Capacidad de intercambio catiónico
CIDE : Comisión de Inversiones y Desarrollo Económico
CIEDUR : Centro Interdisciplinario de Estudio del Desarrollo de Uruguay
CONEAT : Comisión Nacional de Estudios Agroecómicos de la Tierra
CV%: Coeficiente de variación (en porcentaje)
CVDA : Coeficiente de variación de la densidad aparente del suelo
CV%MO: Coeficiente de variación del %MO del suelo
DA : Densidad aparente
DI : Agua deionizada
DINAMIGE : Dirección Nacional de Minería y Geología
EDS : Energy Dispersive X-Ray Spectroscopy - Microsonda Vantage
Eh : Potencial redox
FDAsa : Fluoresceindiacetato hidrolasa
Fe : Hierro
H : Hidrógeno
Hz : Horizonte
IGBP : International Global Biophere Programe
IPCC : International Programme of Climate Change
K : Potasio
MDL : Mecanismos de desarrollo limpio
MEB : Microscopio electrónico de barrido
Mg: megagramos (= tonelada)
Mg : Magnesio
Mo : Molibdeno
N : Nitrógeno
Na : Sodio
nm : Nanómetros
P : Fósforo
PDB : PeeDee Belemnite
PEP : Fosfoenol piruvato
Pg : Picogramo
PPN : Producción primaria neta
S: azufre
SMOW : Standard Mean Ocean Water
Ti : Titanio
TMR : Tiempo medio de residencia
USDA : United State Department of Agriculture

RESUME

Ces dernières décennies, l'expansion de la foresterie à l'échelle mondiale, fait partie d'une politique globale, encouragée par différents secteurs internationaux. Des nombreux pays situés dans des zones bioclimatiques de sols de prairie et non de forêt, ont adhéré à cette politique d'expansion. C'est le cas de l'Uruguay, où l'expansion de la culture forestière d'espèces exotiques, s'est développée rapidement, même si nous ne disposons pas encore d'études environnementales préalables qui permettraient d'adhérer à cette politique.

Cet état de fait nous a conduit à réaliser cette étude afin d'évaluer, les effets à long terme de la conversion de prairies en cultures forestières. Avec ce propos, nous avons délimité une zone d'étude au nord ouest de l'Uruguay (Piedras Coloradas-Algorta) où l'activité forestière s'est développée depuis plus de trois décennies. Le couvert végétal naturel des sols (Mollisols) est constitué essentiellement par des espèces de cycle estival (C4). La comparaison a été réalisée avec des parcelles ayant eu des conduites culturales différentes et présentant donc divers états de conservation.

L'étude a été réalisée en deux étapes ; dans la première étape (Eude t_{25}) une seule culture d'eucalyptus (*Eucalyptus grandis*) de 25 ans d'âge a été considérée, un total de huit paramètres pédologiques ont été analysés (matières organiques, pH, capacité d'échange des cations (CEC), Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , Fe libre et Fe amorphe) et les échantillonnages ont été effectués sur deux horizons (A et B).

A partir des résultats obtenus, dans la deuxième étape (Eude t_{10-30}) le nombre de parcelles d'*Eucalyptus grandis* a été augmentée à cinq et les échantillonnages ont été effectués par profondeur (0-10 et 10-20 cm). L'âge des cultures allait de 10 à 30 ans afin de pouvoir évaluer leurs effets dans le temps et le nombre de paramètres étudiés a été diminué : teneur en matières organiques, pH, et densité apparente (DA). Afin de d'étudier dans le temps la dynamique du C du sol sous eucalyptus ($\text{C}_{\text{C4}} + \text{C}_{\text{C3}}$) nous avons déterminé le δ^{13} de la culture la plus ancienne. Ceci a permis de différencier l'apport de C réalisé par les eucalyptus (C_3) du C naturel du sol (C_4).

A partir des résultats des deux études (t_{25} et t_{10-30}), nous démontrons que : 1) il existe une perte effective de carbone organique dans les sols cultivés avec eucalyptus ; 2) la perte de carbone affecte principalement le C_{C3} apporté par les eucalyptus. Cette perte a été associée positivement avec l'âge de la plantation d'eucalyptus, mais elle est indépendante de l'historique d'utilisation du sol dans lequel la culture a été implantée.

Dans tous les cas étudiés, cette perte de carbone a été clairement associée à un changement significatif des valeurs normales des autres paramètres analysés (pH, CEC, Ca^{2+} , Mg^{2+} et densité apparente). L'acidification du sol n'est pas corrélée directement avec le contenu de matière organique mais avec la perte de Ca^{2+} . Parallèlement, la densité apparente des sols cultivés avec eucalyptus a montré une corrélation positive avec les valeurs initiales des parcelles témoin, mais pas avec l'âge de la culture.

Les résultats permettent de conclure que la culture d'eucalyptus sur sol de prairie affecte, de façon négative et significative, le bilan du carbone du sol particulièrement sur les premiers centimètres du profil (0-10 cm). Ceci a lieu malgré la grande production de biomasse aérienne et la déposition majoritaire des résidus à la surface du sol. Ce phénomène peut être expliqué par un accroissement du *turnover*, résultat d'une relation minéralisation/immobilisation comparativement plus élevée que sur un sol de prairie.

Les résultats obtenus s'opposent aux nombreuses estimations nationales disponibles actuellement. Ceci demanderait d'approfondir les connaissances actuelles sur ce sujet afin d'adopter des décisions politiques moins incertaines.

Mots clés: prairie, eucalyptus, turnover, $\delta^{13}\text{C}$, foresterie, Uruguay.

RESUMEN

En las últimas décadas se ha producido una expansión de la forestación a escala mundial como parte de una política global promovida por distintos acuerdos internacionales. A esta propuesta se han suscrito incluso países ubicados en regiones bioclimáticas, no de bosques, sino de pradera. Este es el caso de Uruguay, en donde la expansión del cultivo forestal –con especies no nativas sino exóticas– ha venido expandiéndose rápidamente, aún cuando no cuenta con los estudios ambientales necesarios que puedan avalar su adhesión a dicha política. Esta realidad estimuló a emprender el presente estudio con el propósito de evaluar los efectos en el tiempo, de la conversión de praderas a cultivo forestal. Con estos propósitos, se delimitó como zona de estudio, Piedras Coloradas–Algorta ubicada en el litoral norte de Uruguay, en donde la actividad forestal se viene desarrollando desde hace más de tres décadas. La cobertura vegetal natural de sus suelos (Mollisols) es constituida básicamente por especies de ciclo estival (C_4). Al presente, como resultado de su historia de uso y manejo agrícola, estos suelos presentan estados de conservación contrastantes entre sí.

El estudio procedió en dos etapas; la primera (Estudio t_{25}) consideró un único cultivo de eucaliptos (*E. grandis*, C_3) de 25 años de edad y un total de ocho parámetros edáficos (materia orgánica, pH, capacidad de intercambio catiónico, Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , Fe libre y Fe amorfo), los que además fueron muestreados por horizontes (A y B). A partir de los resultados, en una segunda etapa (Estudio t_{10-30}) el número de parcelas de *E. grandis* fue aumentado a cinco y los muestreos se efectuaron por profundidad (0-10 y 10-20 cm). La edad de los cultivos incluyó una antigüedad de entre 10 y 30 años, para poder así evaluar sus efectos en el tiempo. A su vez, los parámetros estudiados fueron acotados a: contenido de materia orgánica, pH y la densidad aparente (DA). Para proyectar en el tiempo la dinámica C del suelo bajo eucaliptos ($C_{C_4} + C_{C_3}$), se determinó la relación de sus respectivos valores de $\delta^{13}C$. Esto permitió determinar el aporte de C realizado por

los eucaliptos (C_3), del C remanente (C_4). A partir de los datos obtenidos en ambos estudios (t_{25} y t_{10-30}) surge que: 1) hay una pérdida efectiva de carbono orgánico en los suelos cultivados con eucaliptos; y 2) esa pérdida de carbono afecta principalmente al C_{C3} aportado por los eucaliptos.

Dicha pérdida fue positivamente asociada con el aumento de la edad de la plantación de eucalipto y fueron independientes de la historia de uso del suelo en el cual se implantaron. En todos los casos, esta pérdida estuvo claramente asociada a un cambio significativo del rango normal de valores de otros parámetros analizados (pH, CIC, Ca^{2+} , Mg^{2+} y DA). El aumento de acidez registrado no se correlacionó de forma directa con el contenido de materia orgánica, mientras que la densidad aparente bajo cultivo de eucaliptos mostró una correlación con los valores iniciales de su pradera testigo, pero no así con la edad del cultivo.

Estos resultados permiten concluir que el cultivo de eucaliptos en el suelo pradera, afecta de forma negativa –y significativa– el balance de C del suelo, particularmente en los primeros centímetros del perfil (0-10 cm). Esto ocurre a pesar de la gran producción de biomasa aérea y de la deposición mayoritaria de sus residuos en la superficie del suelo. Ello puede ser explicado por un aumento del *turnover*, como resultado de una relación mineralización/inmovilización comparativamente más alta que en el suelo de pradera.

Los resultados obtenidos se contraponen a muchos de las estimaciones nacionales disponibles al presente. Ello sugiere profundizar los actuales conocimientos sobre el tema, con el propósito de adoptar decisiones políticas con un menor margen de incertidumbre.

Palabras claves: pradera, eucalyptus, turnover, $\delta^{13}C$, forestación, Uruguay.

INTRODUCCIÓN GENERAL

INTRODUCCION

En las últimas décadas ha sido posible observar el creciente interés por el estudio de los ciclos de la materia orgánica en la biosfera, en particular, la dinámica del carbono orgánico del suelo bajo el impacto del cambio de uso de la tierra. En alguna medida, este interés tiene su origen a partir de dos grandes fenómenos de escala mundial, por un lado, la expansión de la frontera agrícola y por otro, la deforestación, principalmente en las zonas tropicales y ecuatoriales.

A pesar del amplio consenso existente sobre las bondades de la reforestación como política de gran escala, han surgidos duros cuestionamientos a aquellos programas forestales cuyo objetivo no es la re-forestación (o reposición con especies nativas), sino la forestación (o cultivo de especies exóticas) con variedades de rápido crecimiento. Estos cuestionamientos surgieron en países como Sudáfrica, Brasil y Chile, con grandes extensiones de floresta nativa, donde las plantaciones de árboles exóticos no constituyen una acción tendiente a compensar o reponer los ecosistemas que han sido deforestados. Sin embargo, la situación resulta aún más conflictiva cuando la región bioclimática sobre la cual se implanta el cultivo arbóreo es de pradera. Esta es la situación de Uruguay; país que tampoco ha quedado ajeno a la mundialización de la política forestal. En Uruguay, en el que no existe un ecosistema de bosque que responda a factores bioclimáticos (zonales o de gran escala), sino comunidades arbóreas que responden a factores locales o intrazonales (riberas o serranías), las plantaciones forestales con especie de rápido crecimiento, pueden potencialmente constituirse en un conflicto ambiental, no fácil de visualizar ni de resolver. Quizás, el hecho que la superficie de suelos de pradera bajo cultivo forestal, sea aún comparativamente menor a la superficie potencialmente forestable, ha condicionado la existencia de vacíos entorno a los impactos ambientales esperados.

En tal sentido, profundizar los conocimientos entorno a los cambios ocurridos en la dinámica de la materia orgánica del suelo de pradera luego de la implantación de los árboles resulta un factor clave; más aún, cuando este suelo podría adoptar un comportamiento opuesto a muchas de las predicciones, al actuar como fuente de C y no como sumidero. Ello a su vez conduce a otro planteo: ¿cuál es el efecto del cambio en la cantidad y calidad de los residuos orgánicos incorporados al suelo de pradera sobre sus propiedades fisicoquímicas originales?

Con el propósito de dilucidar una parte de la compleja trama de interacciones potencialmente afectadas en un suelo de pradera, a partir de su conversión a cultivo forestal con especies de rápido crecimiento, se llevó a cabo un estudio comparativo en una de las regiones forestales más representativas del país. Esta se ubica en el litoral oeste de Uruguay, comprendiendo el límite sur del Departamento de Paysandú y el límite norte del Departamento de Río Negro (Figura 1). Los suelos asignados al cultivo forestal, en general, son de baja capacidad productiva desde el punto de vista pecuario tradicional. Su textura arenosa condiciona una serie de propiedades fisicoquímicas supuestamente no aptas para la producciones típicas de la región (pecuaria u oleaginosa). Entre sus propiedades naturales –al menos a nivel del horizonte A (0–35 cm)– estos suelos se destacan, por un lado, por su contenido de materia orgánica relativamente bajo (<2%) en comparación con otros suelos de pradera de la zona de estudio (>4%) debido a su bajo tenor de arcilla, y por otro, por su baja capacidad de intercambio catiónico ($\cong 10$ cmol_c/kg) y por su bajo pH (5.0–5.5). Estas propiedades pueden incluso alcanzar valores aún más bajos en función de la historia de uso del suelo (campo pastoreado, chacra, barbecho o campo natural,).

Sobre la base de lo señalado, el estudio se centró en comparar en el tiempo los posibles efectos de las plantaciones de eucaliptos sujetas a un manejo intensivo. Es decir,

aquellas plantaciones caracterizadas fundamentalmente por la alta densidad de árboles, como las destinadas a la producción de pulpa de celulosa y/o aserrío). El estudio comparativo procedió en dos etapas; la primera (Estudio t_{25}) incluyó a dos praderas testigo sin laboreo del suelo. En tanto, la segunda etapa (Estudio t_{10-30}) incluyó además praderas con laboreo previo, con distintas historia de uso y manejo. Se buscó así comprobar si los efectos de la forestación pueden sobreponerse con el tiempo a los efectos del uso y manejo del suelo, previo a su implantación. Ello responde a la necesidad de verificar fehacientemente si los cambios observados bajo eucaliptos, responden o no al laboreo del suelo durante la implantación del cultivo; o por el contrario, estos cambios ocurren como consecuencia de su propia naturaleza y de su gradual crecimiento y su condición de cultivo permanente. Así, el ciclado de C orgánico (C_3), acumulado mayoritariamente en su biomasa aérea, constituye una de las diferencias sustanciales con la vegetación de pradera estudiada, cuya fijación y reserva de C orgánico (C_4) ocurre fundamentalmente en su biomasa subterránea.

Los resultados obtenidos finalmente permitieron constatar que el cultivo de eucalipto influye fuertemente sobre algunas propiedades del suelo, con independencia de los efectos que pueda haber generado el uso y manejo previo a su implantación. De este modo, ha sido posible demostrar la pérdida de C del suelo bajo eucalipto. Ello es contrario a una mayoría de afirmaciones, nacionales e internacionales, que sostienen que la forestación con especies de este género, contribuye a mitigar o contrarrestar el “efecto invernadero” gracias a su captura y acumulación de C en suelo. Tampoco lo sería su biomasa, en la medida que el manejo predominante hoy día, involucra un tiempo medio de residencia del C, de escasa significación en el balance global de CO_2 .

PRIMERA PARTE

Antecedentes

1. INTRODUCCION

La primera parte del trabajo consistió en una revisión de antecedentes entorno a las diferencias y similitudes existentes entre los suelos de pradera y de bosque, y en particular, aquellos suelos convertidos a la silvicultura. En este último caso, se ha dado énfasis a sus efectos sobre algunas las propiedades fisicoquímicas relevantes, a partir del cambio de la cobertura vegetal nativa. Un cambio de esta naturaleza puede conducir a un reequilibrio entre la nueva vegetación y el suelo, fundamentalmente, a partir de un cambio cuantitativo y cualitativo de los residuos orgánicos aportados. Así, un cultivo arbóreo deposita la mayoría de sus residuos en la superficie, a diferencia de la pradera que incorpora sus residuos al interior del mismo, dado que éstos provienen mayoritariamente de su biomasa radical. Sin embargo, uno de los cambios más notorios es la sustitución de una diversidad hierbas de ciclo anual, por una única especie de ciclo mucho más extenso, dado que ello incide directamente sobre la distribución anual del aporte de residuos orgánicos. Este conjunto de fenómenos se traduce en un cambio gradual de las propiedades originales del suelo, asociado a un cambio en la tasa de ingreso de materia orgánica al suelo y a su distribución en el perfil (Bolin and Sukumar, 2000; Guo and Gifford, 2002; Jackson *et al*, 2002). La magnitud de estos cambios depende en gran medida de la permanencia del cultivo y de las características eco-fisiológicas de la especie utilizada; por ejemplo, la demanda de nutrientes, el consumo de agua, el pH, la calidad y cantidad de residuos devueltos al suelo, etc.

En el caso de los cultivos de *Eucalyptus* sp., una de las diferencias fundamentales con la vegetación de pradera está precisamente relacionada con la dinámica impuesta por los nuevos residuos orgánicos. Ello determinó que la revisión se centrara en aquellos estudios relacionados con el cambio en el balance de la materia orgánica del suelo. Por otro lado, con el propósito de establecer el ingreso efectivo de residuos aportados por los eucaliptos se recurrió a la determinación de la relación $\delta^{13}\text{C}$ del suelo de pradera

antes y después del cultivo de eucaliptos, en base a la diferencia existente en su metabolismo fotosintético (C_4 y C_3 , respectivamente). Con los datos obtenidos se estableció la tasa de sustitución de C_{C4} por C_{C3} a partir de una ecuación de balance de masas (Boutton *et al.*, 1998).

En cuanto a los antecedentes en Uruguay, los estudios publicados por lo en general coinciden en que las plantaciones forestales pueden inducir a cambios significativos en algunos parámetros fisicoquímicos del suelo. Así, han sido señalados cambios negativos en el pH y en el contenido de MO del suelo (Pérez Bidegain *et al.*, 2001), aunque algunos adjudican estos menores contenidos de MO al laboreo practicado para la implantación del cultivo de eucaliptos (García Préchac *et al.*, 2004). En tanto que otros afirman que en el total del perfil, incluyendo el A_0 , no se registraría pérdida de MO (Delgado *et al.* 2006).

Finalmente en la revisión se incluye un análisis general acerca de los distintos manejos de cultivos y su relación con la producción de biomasa, para lo cual se recurrió a algunas experiencias desarrolladas en países con similitud climática a la de Uruguay. La diversidad de manejo del cultivo de eucaliptos, sólo permite realizar un apretado resumen sobre las prácticas más extendidas en la zona de estudio.

2. FACTORES QUE INFLUYEN EN LA MATERIA ORGÁNICA DEL SUELO

La existencia de una multiplicidad de factores que en condiciones naturales controlan el balance de materia orgánica del suelo, constituye un aspecto central a considerar luego de ocurrido un cambio en la cobertura vegetal original. No obstante, en la medida que estos factores responden a variables ambientales externas e internas; que la influencia de los mismos incide de modo diferencial sobre la materia orgánica y que su accionar puede ser directo o indirecto, aislado o sinérgico, sólo es posible contemplarlos en forma global. Esta diversidad de factores, pueden ser resumidos en: *climáticos* (humedad y temperatura), *mineralógicos* (cantidad y tipos de arcillas), *biológicos* (cantidad y calidad de residuos frescos aportados, biodegradabilidad), *electroquímicos* (CIC, pH, Eh, entre otros) y *químicos* (composición química del propio suelo).

El clima es el principal factor exógeno que actúa sobre la materia orgánica a través de la influencia que ejerce el aporte de agua y la temperatura sobre la producción primaria (Parton *et al.*, 1987). Esta influencia actúa en distintas escalas; así, en una escala global, la humedad y temperatura son las que condicionan la distribución geográfica de los biomas, su producción de biomasa, el aporte y acumulación de residuos orgánicos, la actividad biológica y en consecuencia, su tasa de biodegradación. Esta en particular, finalmente es la que ejerce una acción directa sobre la cantidad y tipo de materia orgánica ingresada y efectivamente acumulada en el suelo.

En general, es posible encontrar una marcada relación entre estos elementos climáticos (humedad y temperatura) con el grado de evolución de esos complejos orgánicos. Es posible incluso que las diferencias entre tasas de degradación de la materia orgánica, estén correlacionadas con la capacidad de retención de agua y su contenido volumétrico (Thomsen *et al.*, 1999). Al respecto cabe observar, que en el caso de cultivos de *Eucalyptus* sp existen fenómenos de hidrofobicidad, asociado a su alto consumo de agua, que pueden influir fuertemente la dinámica del agua dentro del perfil (e.g. Sevink

et al., 1989; Scott and Van Wyk, 1990; Caffera *et al.*, 1991; Lavabre *et al.*, 1993), pudiendo incluso conducir al déficit hídrico del suelo (Jungerius and Jong, 1989; Ritsema and Dekker, 1994).

En líneas generales, es posible concluir de la revisión bibliográfica que –a igualdad de otros factores– existe con el aumento de la precipitación, un aumento de los porcentajes de materia orgánica (aumenta el desarrollo de la cobertura vegetal y, por tanto, aumenta sus aportes al suelo), mientras que con el aumento de la temperatura, hay una disminución del contenido de materia orgánica (aumenta la tasa de descomposición). A su vez, la distribución de materia orgánica en el suelo es condicionada por el clima; así, es mayor en ambientes cálidos que en los fríos, y en los secos que en los húmedos. En cambio, el efecto del clima en la superficie del suelo es reemplazado en los horizontes profundos por el efecto del contenido de arcilla. Por su parte, dentro de un mismo bioma, la temperatura media es la que mayormente incide sobre la distribución de materia orgánica en el perfil. Así, en los bosques, en los que la temperatura sigue un gradiente latitudinal de ambientes fríos a cálidos, este es acompañado por una distribución más profunda de la materia orgánica. Este patrón está en consonancia con el reparto de la materia orgánica entre mantillo-suelo mineral, el que desciende desde los bosques bajo clima templado hacia los tropicales. De modo que el tipo y estructura de la comunidad vegetal (pastizales, matorrales y bosques) tiene una acción directa sobre la distribución vertical de la materia orgánica, por lo que un cambio de uso del suelo puede afectar sensiblemente esta distribución. Asimismo, debe contemplarse que un aumento de la temperatura incrementa ostensiblemente la tasa de mineralización en los horizontes superficiales. Por otra parte, debe observarse que la textura del suelo afecta prácticamente a todos los factores que participan en el crecimiento de las plantas. Ello es debido a su íntima relación con algunas propiedades como la composición mineral, el área superficial específica y el espacio de poros del suelo. Asimismo, la

textura tiene influencia directa sobre el movimiento y la disponibilidad de la humedad del suelo, la aireación, la disponibilidad de nutrientes y la resistencia a la penetración por las raíces. Pero la precipitación y la temperatura son los factores que condicionan la cantidad y la calidad de las arcillas presentes en el suelo, determinando así su capacidad de reserva de materia orgánica. Esta acción del clima también queda reflejada en muchas otras propiedades del suelo como la capacidad de intercambio catiónico, la que aumenta –dentro de un cierto rango– de forma proporcional a las precipitaciones, e incluso los iones fijados en las posiciones de cambio también muestran una dependencia.

En cuanto a los factores que determinan que un suelo tenga una cierta capacidad de intercambio catiónico, éstos incluyen: a) el tamaño de las partículas (cuanto más pequeña sea la partícula, mas grande será su CIC; b) la naturaleza de las partículas (su composición y estructura). A su vez, la CIC del suelo varía con el pH; a pH bajos los hidrogeniones están fuertemente retenidos en las superficies de las partículas, pero a pH más altos los H^+ se disocian, siendo intercambiados por cationes (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , H^+ , Al^{3+} , Fe^{3+} , Fe^{2+} , NH_4^+ , Mn^{2+} , entre otros). Esto es uno de los factores que determina que la CIC aumente con el pH. En el caso de suelos con pH alcalinos predominan las bases, fundamentalmente el Na^+ , en los neutros el Ca^{2+} , mientras que en los suelos ácidos predominan el H^+ y el Al^{3+} . La relación en el complejo de intercambio entre los cationes bases y H^+ y Al^{3+} , expresado en %, representa el grado de saturación.

Por otra parte, las condiciones de oxidación-reducción del suelo revisten también gran importancia, dado que incide en los procesos de meteorización, de pedogénesis y en los procesos biológicos, así como en la disponibilidad de ciertos nutrientes. Los valores de potencial redox (Eh) y pH son lo que delimitan los campos de estabilidad de los minerales del suelo. Así, los compuestos de Fe y Mn son muy sensibles al cambio de estos parámetros.

En condiciones naturales, el suelo presenta un equilibrio entre los agentes oxidantes y reductores. La materia orgánica se encuentra reducida y tiende a oxidarse, es reductora, ya que al oxidarse tiene que reducir a otro de los materiales del suelo. Por el contrario, el oxígeno es oxidante. No obstante, existen muchos elementos químicos que funcionan con valencias variables, pudiendo oxidarse o reducirse según el ambiente que predomine. En un suelo normal o típico el ambiente es aireado y por tanto, la tendencia general es oxidante. En cambio en un suelo hidromorfo, la saturación en agua tiende a provocar un ambiente reductor.

Otros de los factores que influyen directamente sobre la materia orgánica son las propiedades químicas del propio suelo. Estas propiedades dependen fundamentalmente de su composición mineralógica (y granulométrica); en particular, de su susceptibilidad a la alteración.

Por su parte, un cambio en la cantidad y calidad de la materia orgánica del suelo puede a la vez afectar a otras propiedades edáficas a través de su fuerte influencia sobre el pH, la CIC, la capacidad buffer, la densidad aparente, la infiltración y retención de agua, la aireación, el color, la actividad biológica, e incluso sobre la adsorción de pesticidas (Huntington *et al.*, 1989; Sikora and Stott, 1996; Seybold *et al.*, 1997; Povirk *et al.*, 2001).

Sin embargo existen aún ciertas dificultades para determinar el alcance de algunos factores capaces de influir sobre la materia orgánica del suelo. Este es el caso de la sustitución de la cobertura vegetal natural por un cultivo. Una de las alternativas propuestas es valerse de las posibles diferencias naturales en el metabolismo fotosintético de las plantas sustitutas y las nativas. Así, en aquellos perfiles en que la cubierta vegetal ha sido estable en su composición de especies, los valores $\delta^{13}\text{C}$ en los primeros centímetros del suelo (~20 cm) son similares a los valores de estas especies (e.g. Balesdent *et al.* 1993; Collins *et al.*, 1999). A esta profundidad ocurren los

primeros estadios de la descomposición, por lo que el fraccionamiento o discriminación de isótopos es aún insignificante (Balesdent and Mariotti, 1996). De modo que, en el caso de haber un cambio de la cubierta vegetal, la diferencia isotópica entre el nuevo residuo y la MO original, será mayor inmediato de haber ocurrido el cambio. Esta diferencia isotópica habrá de persistir un cierto tiempo, relativamente largo, determinado por el *turnover* de la materia orgánica. Es decir, la tasa en la que el valor $\delta^{13}\text{C}$ del C original se acerca al $\delta^{13}\text{C}$ de la nueva comunidad, da una medida directa del *turnover* del sistema (Balesdent and Mariotti, 1996).

A los propósitos del presente estudio, un aporte inicial en ese sentido es conocer algunas de las diferencias básicas, en una región climática comparable, entre un suelo de pradera y un suelo de bosque. El hecho de conocer algunas de estas diferencias, facilita luego interpretar los posibles efectos que puedan derivarse como resultado de la conversión de una pradera a un cultivo de árboles.

2.1 Conclusiones

- La sustitución de la cobertura natural del suelo, así como también su laboreo, son dos factores principales que influyen a corto y mediano plazo, la reserva original de materia orgánica.
- Todo cambio en la reserva original de materia orgánica afecta, directa o indirectamente, otras propiedades fisicoquímicas del suelo también relevantes (pH, CIC, porosidad, contenido de agua, actividad biológica, entre otras tantas).
- Los efectos de la sustitución de la vegetación nativa sobre la reserva de materia orgánica adquieren una mayor complejidad cuando esa sustitución implica el reemplazo de especies anuales por especies permanentes (o viceversa).

- Una de las diferencias principales entre las especies herbáceas (anuales) y arbóreas (permanentes), es su deposición y distribución de residuos orgánicos en relación con el perfil.
- Las especies anuales difieren de aquellas especies permanentes, también en la calidad de los residuos orgánicos aportados al suelo, lo que a su vez condiciona la presencia/ausencia de determinados grupos de organismos degradadores, así como su eficiencia en el proceso de descomposición/humificación.

3. SUELOS DE PRADERA, DE BOSQUE Y BAJO CULTIVO FORESTAL

3.1 Los suelos de pradera

En la pradera, la mayoría de los residuos orgánicos son producidos por las raíces y en consecuencia, son directamente incorporados en el interior de perfil. Esto en si mismo constituye una diferencia sustancial con el bosque o la plantación forestal, en donde sus residuos son mayoritariamente producidos por el dosel y por ende, depositados en la superficie del suelo. Esta diferencia resulta sumamente significativa, debido al rol de la materia orgánica en la orientación de los procesos de pedogénesis (Duchaufour, 1984). Este último aspecto, es el que determina que otras propiedades fisicoquímicas relevantes del suelo de pradera, deban ser analizadas asociadas en relación con el comportamiento de la materia orgánica acumulada en el suelo, tanto desde el punto de vista cuantitativo como cualitativo.

En general, cuando las praderas y sabanas son sustituidas por árboles o arbustos, se asume por lo general que los ecosistemas ganan C. Esta presunción surge del menor contenido de C de las gramíneas y herbáceas en relación con las plantas leñosas. Sin embargo, ello no se cumple cuando el contenido de C de los suelos pradera es analizado a escala mundial (Jackson *et al*, 2002). Según los autores, cuando las praderas de regiones más húmedas son reemplazadas por plantas leñosas, tienden a perder C orgánico. Por ejemplo, en áreas con más de 1.000 mm anuales de precipitación, las tierras invadidas por plantas leñosas presentaron 43% menos de C orgánico total en el suelo. Además, según estos autores, al cambiar la calidad de los tejidos también cambia la cantidad de C que entra al suelo, dado que los tejidos de los árboles son comparativamente más difíciles de biodegradar que los tejidos de las herbáceas.

En el balance del C del suelo, el C más importante es el más estable, por presentar comparativamente un menor riesgo de mineralización (Trumbore, (2000). En su

estabilización, la protección física dada por la relación entre la textura, la superficie específica mineral y la mineralogía del suelo jugaría un papel preponderante. No obstante, esta relación puede ser modificada por la acción de otros parámetros físicos o fisicoquímicos del suelo como la porosidad, capacidad de retención de agua y el pH (Krull *et al.*, 2001). Por otro lado, algunos autores sugieren que la capacidad del suelo para acumular materia orgánica, muy probablemente esté limitada por la superficie disponible para la adsorción, por lo que el ingreso de grandes cantidades de materia orgánica al suelo conduce potencialmente a reducir la superficie disponible de adsorción, debido probablemente a la saturación y consecuente reducción de los microporos; uno de los sitios preferenciales de adsorción (Kaiser and Guggenberger, 2003). Sin embargo, debido al pequeño tamaño de los microporos (<2 nm), su penetración por moléculas normales de materia orgánica parece improbable dado que su tamaño mínimo es de 1 nm (Buffle *et al.*, 1998). De modo que la adsorción en la entrada del poro, y su consecuente obstrucción, sería la explicación más razonable (Kaiser and Guggenberger, 2003). Otros autores sostienen que la capacidad de sorber y proteger el C orgánico no sólo es definida por la mineralogía de las arcillas, sino también por el tipo de cargas superficiales, así como la precipitación de óxidos de Al y Fe amorfos sobre la superficie (Sollins *et al.*, 1996). La porción predominante de la materia orgánica del suelo está dentro de la fracción de densidad $>1.6 \text{ g cm}^3$, lo que sugiere su íntima asociación con los minerales (Shang and Tiessen, 1998; Baldock and Skjemstad, 2000).

Por lo general, los autores coinciden en que existe una correlación positiva entre el contenido de arcilla y la preservación del C orgánico del suelo (Amato and Ladd, 1992). Sin embargo, otros consideran que en un gradiente climático amplio, el contenido de arcilla más limo, o de ambos por separado, son los mejores parámetros texturales en la predicción de la reserva de C del suelo (Parton *et al.*, 1987; Burke *et al.*, 1989). No

obstante, los distintos modelos propuestos han recibido críticas por usar la textura como clase (ejemplo, arenoso, suelo liviano) y no como una variable continua. Los estudios han sido también criticados por haberse focalizado en las capas superiores del suelo, en donde el efecto de la textura sobre el C orgánico no es tan claro. Ello sería debido a:

i) la alta variabilidad espacial del C orgánico del suelo debido al manejo, la bioturbación y los pedotúbulos, entre otros factores; y *ii)* el más alto porcentaje de materia orgánica particulada, lo que agrega variabilidad y enmascara la interacción del C orgánico húmico con la matriz mineral (Zinn *et al.* 2005).

Por otro lado, están aquellos autores que cuestionan el valor de la textura en la determinación del contenido del C orgánico del suelo. Así, algunos estudios han planteado dudas sobre el alcance de esta relación, llegando incluso a sugerir que no hay una relación directa entre el contenido de materia orgánica del suelo y el contenido de arcilla (Percival *et al.*, 2000; Krull *et al.*, 2001; Müller and Höper, 2004). En cambio, proponen que el contenido de C está en relación con la superficie específica de las partículas minerales. Al respecto, Saggar *et al.* (1996) habrían demostrado experimentalmente la existencia de una fuerte correlación entre el área de superficie específica y el tiempo medio de residencia del ^{14}C . Sin embargo, Kaiser y Guggenberger (2003) sugieren que la superficie específica tendría una correlación positiva con el contenido de oxihidróxidos de hierro, pero no con el contenido de C orgánico, cuya correlación sería negativa. Por su parte, Müller and Höper (2004) sugieren que la variabilidad del C orgánico del suelo puede ser mayormente explicada por el contenido de Al extraíble con pirofosfato, solo o en combinación con otros minerales (óxidos de hierro, arcillas, alófanos). Esto concordaría con las observaciones de Kaiser y Guggenberger (2003) que sugieren que, dentro de un mismo compartimiento del perfil, el control primario de la relación entre el área superficial y la adsorción de materia orgánica, sería ejercido por la mineralogía del suelo. Por otra

parte, estos autores sostienen que el potencial de estabilización de la materia orgánica en la superficie de una partícula, está limitado a aquellas moléculas orgánicas que logran adherirse a las superficies con menor carga; de este modo, las primeras moléculas adsorbidas son las mejor estabilizadas. Por consiguiente, los valores del *turnover* de la materia orgánica están probablemente relacionadas al tiempo en que estas moléculas están adsorbidas. En consecuencia, la materia orgánica del subsuelo sería preservada de modo más efectivo que las grandes cantidades de materia orgánica confinadas en las proximidades de la superficie del suelo. Complementariamente, los estudios de Balabane (1996) y Besnard *et al.* (1996) sugieren que los microagregados son los sitios primarios de preservación de la materia orgánica frente a los procesos de mineralización. Asimismo, sugieren que dentro de un mismo tamaño de partícula, el C orgánico presenta diferentes *turnovers* según su ubicación, entre o dentro de los agregados del suelo.

Ante la multiplicidad de mecanismos físicos que potencialmente pueden condicionar el contenido de C orgánico de un suelo, Phillips y Marion (2004) han propuesto utilizar como indicador de cambios de la matriz física del suelo, a la densidad aparente de los primeros centímetros del perfil. Esta propuesta puede ser apoyada por estudios como los de Krull *et al.* (2001), quienes sostienen que un cambio textural en el perfil influye sobre la arquitectura del suelo, y en consecuencia, sobre la estabilidad biológica de los materiales orgánicos, debido a su incidencia sobre la dinámica de los agregados, la disponibilidad de agua y oxígeno, o el aislamiento de los microorganismos descomponedores. Por lo tanto, es posible inferir que los diferentes arreglos espaciales de los minerales en la matriz del suelo, definen en gran medida la disposición del C orgánico dentro del perfil, y en consecuencia, su estabilidad y permanencia en el perfil. De modo, que el empleo de la densidad aparente podría resultar un indicador más fiel de los cambios de la matriz física del suelo.

La multiplicidad de interacciones que puede potencialmente influir la estabilización del C del suelo, y en consecuencia, incidir en su balance a escala global, conducen a buscar alternativas que reflejen sintéticamente esos cambios. Así, ciertas alteraciones de la matriz física del suelo asociadas al cambio de otras propiedades edáficas, pueden podrían ser evaluadas a través de los valores de la densidad aparente, lo que permitiría además reducir el esfuerzo de muestreo y los costos económicos asociados.

3.2 Los suelos de bosques y de *Eucalyptus* sp

En este punto habrá de analizarse de modo resumido, por un lado, los suelos de bosques y por otro, los suelos bajo cultivo de árboles. Su tratamiento por separado responde a las diferencias estructurales y funcionales de ambos sistemas arbóreos, a pesar que alguna literatura incluye a las plantaciones forestales dentro del concepto de bosque. Como es conocido, en el caso del cultivo de eucaliptos, su actual manejo casi no admite el desarrollo de otras especies, como herbáceas y arbustivas, en el entendido que éstas pueden resultar competitivas, particularmente, desde el punto de vista nutricional. De ahí, que frecuentemente se le denomine a este tipo de manejo como “monocultivo”, por su condición de comunidad monoespecífica. Por el contrario, el bosque, como resultado de un largo proceso de co-evolución con otras especies, se caracteriza por su enorme diversidad biológica, distribuida en múltiples estratos al interior del dosel. En razón de ello, es que habrán de ser tratados separadamente, el suelo de bosque y el suelo bajo plantación de *Eucalyptus* sp.

3.2.1 Los suelos de bosque templado

Las regiones biogeográficas de latitudes medias están representadas por una gran diversidad de ecosistemas, determinada por el gradiente de temperatura y humedad que se establece entre aquellas latitudes comparativamente más altas (templado-frío) y aquellas más bajas (templado-subtropical). A ello se agregan factores intrazonales o

locales, dados por variaciones pronunciadas del relieve como la cordillera de los Andes (al oeste), la planicie mesopotámica o a la influencia de la plataforma atlántica (al este). Ello determina que los intentos de resumir esa diversidad de condiciones ambientales en un bosque templado “*tipo*”, resultan poco reales. Del mismo modo, los suelos del denominado “bosque de clima templado”, condicionados en el espacio y en el tiempo por la interacción de una multiplicad de factores ambientales, no resultan fácil de caracterizarlos en forma resumida. No obstante, en términos generales, según la latitud media considerada, es posible identificar dentro de la zona templada a: 1) bosques de hoja perenne de climas subtropicales; 2) bosques de hoja caduca de climas templados y húmedos; 3) bosques de coníferas de clima subártico.

En el caso del bosque característico del territorio uruguayo y zonas aledañas, el mismo estaría comprendido dentro del primer grupo mencionado. Sin embargo, a pesar que se registran diferencias en los parámetros climáticos entre distintos puntos del territorio uruguayo, estas diferencias no son de magnitud suficiente como para distinguir diferentes tipos de clima de acuerdo a clasificaciones clásicas como la de Koeppen. Esto determina que todo el territorio quede comprendido dentro de las categorías siguientes: clima templado, moderado y lluvioso (temperatura del mes más frío entre -3° y 18°C), o sea de “*tipo C*”; con lluvias irregulares, de condiciones intermedias, o sea de “*tipo f*”; y con una variabilidad específica de temperatura, en el que el mes más cálido es superior a 22°C , o sea de “*tipo a*”. Dicho clima (*Cfa*) usualmente ocurre en el interior de continentes o en los litorales al este de tales continentes, entre latitudes de 25° y 40° . Además de Uruguay, otras zonas con clima *Cfa* incluyen sitios muy diversos como Houston (Texas), con precipitación uniforme a lo largo del año; o Brisbane (Australia), con veranos más húmedos que los inviernos.

Las características particulares de las comunidades vegetales encontradas en Uruguay han determinado que las mismas sean agrupadas dentro de la denominada Provincia

Uruguayense (Chebataroff, 1960). Esta Provincia fitogeográfica también incluye a gran parte de la mesopotamia argentina y a la porción meridional de Río Grande del Sur. Al interior de esta Provincia es posible reconocer dos sub-regiones: a) occidental y b) oriental. La primera comprende la mesopotamia argentina, incluyendo los litorales oeste del río Paraná y este del río Uruguay. Al interior del territorio uruguayo, esta sub-región se extiende a ambos márgenes del río Uruguay y de sus principales afluentes. Se trata de una intrusión de especies subtropicales favorecida por factores climáticos intrazonales (*corredor biológico*), y representa el límite austral de dispersión de estas especies. En tanto, la sub-región oriental comprende al resto de territorio de Uruguay, así como el sector costero del sur del Estado de Río Grande del Sur (Brasil); aunque sus límites no son muy precisos, como en el caso anterior.

En cuanto al tipo de comunidad de bosque encontrada en Uruguay, ésta ha sido agrupada en función de la naturaleza del paisaje geomorfológico en que es ubicada; lo que a su vez guarda una estrecha correlación con el tipo de suelo allí desarrollado. De este modo, es posible identificar tres grandes grupos de comunidades arbóreas: 1) bosque de planicies fluviales; 2) bosque de suelos superficiales de serranía y 3) bosque de suelos arenosos del litoral sur (costa del estuario de Río de la Plata y costa atlántica).

En el caso concreto de la región de estudio, en el litoral oeste de Uruguay, predomina el bosque asociado a planicies fluviales, en el que puede distinguirse: 1) el bosque ribereño o de galería, que acompaña las márgenes de los cursos de agua de cierta importancia; b) el bosque litoral ralo, denominado también algarrobal, espinillar o "de parque". Este tipo de bosque, si bien acompaña las márgenes del río Uruguay, o a los tramos finales de sus principales afluentes, se ubica tras el bosque ribereño, en una zona de transición a la pradera.

Las características del bosque ribereño –el de mayor porte, densidad y diversidad de especies– promueven la producción de una importante cantidad de residuos orgánicos,

cuyo mantillo da origen a un horizonte humífero bien desarrollado, particularmente en aquellos suelos de textura más pesada. En general, los suelos son ligeramente ácidos, de color pardo oscuro en su superficie y de color pardo rojizo a mayor profundidad. La existencia de un horizonte A relativamente delgado y un contenido de materia orgánica que decrece con la profundidad, es una de las características propias de estos suelos. Ello difiere de las praderas, dado que su horizonte A es más espeso y su contenido de materia orgánica permanece alto aún en profundidades considerables.

3.2.2. Los suelos de bosques de *Eucalyptus* sp.

Los bosques de *Eucalyptus* sp. son endémicos de la costa oriental del continente australiano e islas cercanas, entre las latitudes 7° N y 43° S. Sin embargo, la mayoría especies comerciales de mayor demanda a nivel mundial, son originarias de la región ubicada al sur del Trópico de Capricornio (~23° S). Los suelos predominantes de esta región son suelos lixiviados, ácidos (Alfisoles), caracterizados por una rápida descomposición del humus *mull* (a veces, *moder*). Así, los compuestos orgánicos solubles que genera la hojarasca de eucaliptos, son rápidamente descompuestos en el propio horizonte A₀ o en el A₁, no alcanzando los horizontes profundos.

Dentro de la clasificación climática de Walter (1979), la región de la que son originarias especies de valor comercial, como *E. grandis*, *E. globulus* y *E. saligna*, corresponde a un clima cálido-templado húmedo (zonobioma V). Según Walter (1979) esta región bioclimática no puede ser delineada rigurosamente, puesto que es una zona de transición entre la región tropical-subtropical y la región templada típica. Pero a su vez, es demasiado grande para ser considerada un ecotono. No obstante, puede sí distinguirse dos subzonobiotomas:

a) *Clima muy húmedo con lluvias durante todo el año o con un mínimo en la estación más fresca.* Las regiones afectadas se extienden sobre el lado *este* de los continentes, en ambos hemisferios, entre las latitudes 30° y 35°, estando influidas por los vientos alisios

y monsonicos. En el caso de Australia, los bosques perennes lluviosos, de clima tropical–subtropical, de la costa *este*, posee algunos elementos indomalayos, extraños al dominio australiano que se extienden hasta el sur de Nueva Gales del Sur, sobre suelos generalmente volcánicos. Sólo en el *sur* de Victoria y en Tasmania, el género *Eucalyptus* se hace el elemento australiano dominante; combinado, no obstante, con algunos elementos antárticos (como *Notophagus cunninghamii*).

b) Clima con lluvias principalmente de invierno y ningún verano seco. Esta región se extiende a lo largo de la costa marina oeste de los continentes, más cercana a los polos que la primera, contigua al zonobioma IV de humedad variable e invierno lluvioso. En el hemisferio sur, dicho clima corresponde a la región sur de Chile, a los bosques lluviosos valdivianos, área de distribución de algunas especies de *Nothofagus*. En esta región, dentro de las especies forestales cultivadas se destaca *E. globulus*; además de *Pinus radiata*.

Debe observarse que las características climáticas de ambos subzonobiotomas no guardan correspondencia con el clima imperante en el territorio uruguayo. Si bien éste se ubica dentro del mismo rango latitudinal del que son originarias las especies de eucaliptos de valor comercial, su clima actual no permite el dominio de comunidades arbóreas.

3.2.3 Manejo y características de las plantaciones de eucaliptos

Se presenta a continuación una visión general acerca de las principales pautas de gestión y manejo forestal aplicadas a plantaciones eucaliptos, así como otros aspectos tales como la producción de biomasa, el aporte de nutrientes desde el dosel, el manejo de los residuos de cosecha, entre otros. Sin embargo, debido a que los antecedentes nacionales presentan importantes vacíos al respecto, fue necesario recurrir a otras fuentes bibliográficas; en particular, aquellas generadas en regiones con cierta similitud climática con el área de estudio (litoral oeste de Uruguay), pero sobretodo con el tipo manejo de la plantación de eucaliptos.

En la zona de estudio, el manejo del cultivo está principalmente dirigido a la producción de celulosa y madera para las industrias de transformación. En el primer caso, se busca que la plantación tienda a producir la mayor cantidad de fibra útil, no importando mayormente del diámetro de las trozas, por lo que se utilizarán plantaciones de alta densidad inicial y de rotaciones cortas (7-10 años). En el segundo caso, el destino es principalmente el procesamiento de troncos de un diámetro no mayor a 40 cm con fines madereros.

En los inicios, la forestación con *Eucalyptus* sp. (*E. grandis*, *E. Saligna* y *E. dunnii*) fue realizada pensando en turnos largos, pero la actual realidad del sector forestal, ha orientado la producción a la exportación de trozas para la industria de la celulosa. De este modo, muchas de las plantaciones han venido siendo planificadas en turnos extremadamente cortos (6 a 8 años), con altas densidades originales (1.600 a 2.000 árboles por hectárea) y preferentemente con especies de alto rendimiento para pulpa, como *E. grandis* y *E. globulus* y sus variedades. Aunque más recientemente, también *E. dunnii* ha sido plantado en proyectos a gran escala en el litoral oeste, con destino a la producción de celulosa (Van Hoff, 2002).

En general, existen dos situaciones en relación con la superficie afectada a proyectos forestales. Por un lado están aquellos proyectos de hasta 500 ha, dirigidos al cultivo de *E. grandis*, en densidades bajas, con destino al aserrío; por otro lado, están aquellos mayores a 500 ha, en los que además de *E. grandis* (50%), aparece *E. globulus* (50%), en los que el manejo de la plantación también es en densidades altas, pero cuyo destino es la producción de pulpa de celulosa (PRAIF, 1994).

Las etapas del manejo forestal, por lo general, incluyen el control de malezas con agroquímicos una vez implantado el cultivo; sobre todo en las grandes superficies forestadas. Posteriormente, se realiza una poda de árboles, cuyo fin es la eliminación temprana de ramas inferiores, aunque en plantaciones de *Eucalyptus* sp, la poda es una

práctica de manejo bastante reciente. Otra práctica asociada a la poda es el raleo, cuyo propósito es erradicar los árboles defectuosos o enfermos (raleo pre-comercial). También existe un raleo con fines comerciales, cuyo fin es la extracción de aquellos ejemplares factibles de ser comercializados. En las plantaciones más antiguas, esta operación se realiza mediante cuadrillas de operarios. En la actualidad, las plantaciones más jóvenes están ya diseñadas con espaciamiento y distancias de madereo apropiadas para la mecanización del trabajo de raleo.

En caso de *E. grandis*, los sistemas de manejo y la intensidad de los mismos, son muy diversas, respondiendo a la dimensión del establecimiento forestal y la antigüedad de la plantación. De modo que es por demás habitual encontrar una gama muy amplia de prácticas de manejo. Por otro lado, debe considerarse que dentro del manejo predominante hoy día, la gran mayoría de las plantaciones no han completado un ciclo completo de manejo (25 años); asimismo, dentro de este manejo, no siempre se utilizan los mismos criterios para determinar la forma, momento y cantidad de árboles a retirar de una plantación. De modo que se presentará un breve resumen de aquellas prácticas de manejo más comúnmente desarrolladas en plantaciones de *Eucalyptus sp* en el litoral oeste del país; se trata de una síntesis realizada por Van Hoff (2002) para FAO. La misma señala que las plantaciones parten de dotaciones iniciales de 1000 a 3000 pies por hectárea, para que en turnos de 18 a 20 años, se llegue a la cosecha de 80 y 300 árboles de diámetros importantes. Luego de la plantación se hace el control de malezas hasta que los árboles tocan sus copas entre sí, limitando así el ingreso de luz al interior del dosel. En tanto que el ciclo completo de manejo, incluye:

- A los 2 años de implantado el cultivo se procede a la primer poda (poda baja) hasta una altura de 3,5 m, así como a la eliminación de árboles defectuoso (5 a 8%), denominado “raleo pre-comercial”.

- Al cuarto año normalmente se realiza la segunda poda en los 600 mejores individuos de la hectárea; se trata de una “poda alta”, la que alcanza hasta los 6,5 m de altura.

Debe observarse que, debido a la proximidad de las plantaciones de la región litoral oeste a puertos de ultramar, esto hace viable la comercialización de trozas (o rolos) para celulosa en el primer raleo. Esta situación particular, determina que la plantación sea recién intervenida en el sexto año, con un raleo en el que por lo menos se retira en promedio 400 árboles por hectárea.

En el caso del aérea de estudio, ésta incluye también rodales más antiguos, anteriores a 1990; en consecuencia, los mismos no necesariamente han sido manejados bajo las actuales pautas. De hecho, su propósito ha sido ajustado en forma recurrente, en función de la demanda. En general, el manejo de estos rodales puede incluir otras etapas, condicionadas por la edad del rodal en cuestión. Estas suceden a las ya mencionadas e incluyen:

- Una poda a 3 m, inmediato al raleo, para llevar el fuste libre de ramas hasta los 9,5 m en aquellos árboles que se destinarán para turno final (~300 árboles).
- En el noveno año, se realiza la tercera poda, hasta 12 o 14 m en los individuos que van a completar el turno final.
- En el décimo año, se realiza un raleo por segunda vez; se trata también de un raleo por lo bajo en el que son retirados el 50% de los árboles aún existentes.
- A los quince años, se procede al tercer raleo comercial, momento en que la dotación alcanza a 300 árboles por hectárea.
- A los veinte años se llega al turno final, en el que quedan en pie unos 200 árboles.

Como se señaló al inicio, realizar una síntesis acabada sobre el tema resulta complejo, en la medida que la expansión del sector forestal es reciente en el país. Ello determina la existencia de gran diversidad de factores que inciden sobre la gestión de las

plantaciones, particularmente, en lo que concierne a sus propósitos finales (pulpa de celulosa, aserrío, leña, biocombustibles, etc.).

3.2.4 Producción de biomasa en cultivos de *Eucalyptus* sp

La información disponible sobre la producción de biomasa de las plantaciones de eucaliptos y su aporte potencial al suelo, es escasa y no siempre permite su extrapolación al área de estudio, debido a diferencias de manejo, de suelos, y aún climáticas. Consecuentemente, no se disponen de mayores datos sobre el aporte de los residuos orgánicos (hojarasca, ramas y corteza), natural o producto del manejo (poda, raleo, etc.).

Entre los datos disponibles cabe mencionar aquellos referidos al *índice medio anual de productividad* (IMA) por hectárea de *E. globulus* (Tabla I).

Tabla I. Índice medio de productividad anual (IMA) y potencial (IMAI)* de *E. globulus*.

Edad del rodal	IMA	AI (15%)
10 años	18 m ³	20,7 m ³
15 años	21 m ³	24,15 m ³

(*) Incremento proyectado (15%) por mejoras potenciales de los actuales manejos de rodales.
Fuente: PRAIF, 1994 (informe no publicado, sobre la base de datos de 1992).

Así como también la estimación de la biomasa total de *Eucalyptus* sp. para la zona de estudio, en base a imágenes satelitales de 2003, con una cobertura de 12000 hectáreas (Tabla II) realizada por Achkar (*com. pers.*). En esta Tabla también se incluyen los valores estimados de biomasa para pradera, con el propósito de comparar los valores de ambas coberturas vegetales.

Tabla II. Producción promedio de biomasa* anual (kg/ha/año) de *Eucalyptus* sp. y pradera.

Cobertura vegetal	Biomasa (kg/ha/año)	C (kg/ha/año)
<i>Eucalyptus</i> sp.	42633,0	19185,0
Pradera	36851,0	16583,0

(*) Incremento proyectado (15%) por mejoras potenciales de los actuales manejos de rodales.
Fuente: Achkar (*com. pers.*)

Los cálculos realizados por Achkar (*com. pers.*) incluyen el total de la productividad anual (peso seco/ha/año); es decir, la biomasa aérea y subterránea, así como la biomasa senescente que retorna anualmente al suelo. Este cálculo refleja mejor la capacidad de fijar C globalmente, que el cálculo tradicional (basado en el peso total de biomasa cosechada), al incluir también el estado sanitario o vigor del conjunto de la plantación en determinado momento. Esto resulta sumamente importante, en la medida que la densidad de una plantación está sujeta a variaciones en el tiempo, como respuesta a factores naturales (vientos, rayos, enfermedades). Sin embargo, estos datos habitualmente no son incluidos en los registros disponibles en las empresas. Debe sumarse a ello, el desarrollo desigual de individuos de la misma edad, debido a las variaciones propias de la topografía, el suelo y el nivel de humedad.

En lo que respecta a los valores de biomasa radical, las enormes dificultades para su estimación, conllevan a la casi inexistencia de datos. En cuanto a la biomasa aérea, algunos datos indican que el volumen de residuos orgánicos devueltos por los eucaliptos alcanzaría a $16,38 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$. Este en términos de porcentaje representa entre un 38-40% de la biomasa aérea producida anualmente. Estos datos corresponden a una plantación de *E. grandis* en suelo arenoso (Goya *et al.*, 1997), en las proximidades de la ciudad de Concordia (Entre Ríos, Argentina). Se trata de una región relativamente cercana al área de estudio, con una productividad promedio similar, debida a su similitud climática y edáfica (Figura 1).

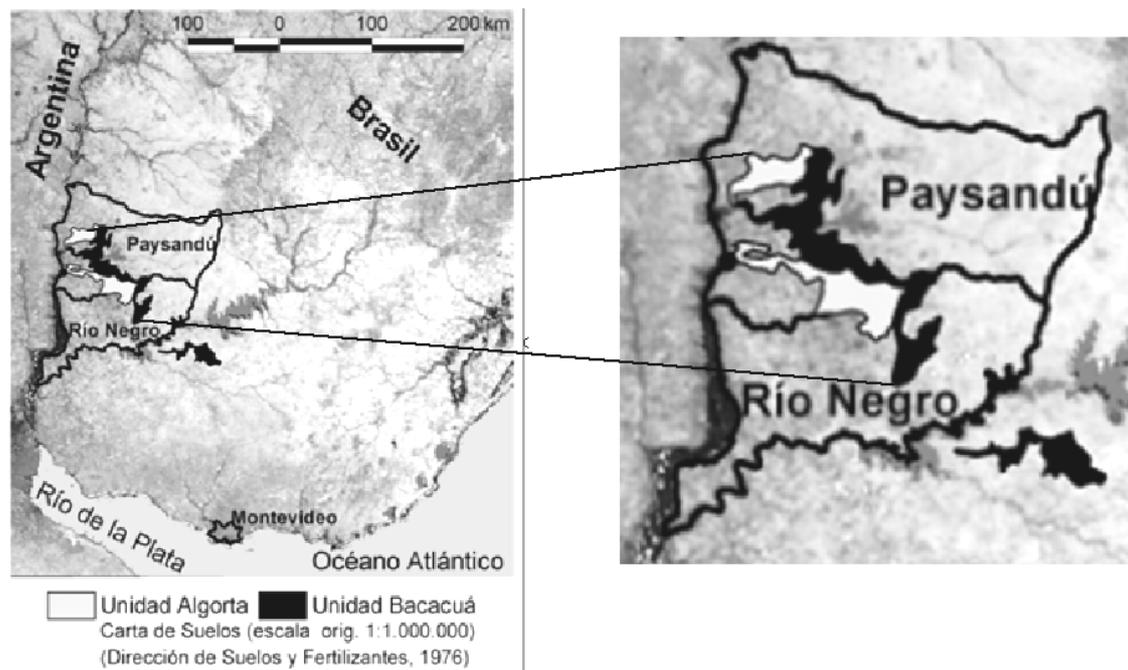


Figura 1. Representación gráfica de los límites de las Unidades Algorta y Bacacúa, ubicadas entre los departamentos de Paysandú y Río Negro, en el litoral oeste de Uruguay. A la derecha, la Provincia de Entre Ríos (Argentina).

En cuanto al contenido de nutrientes en la biomasa, su distribución por compartimentos y su retorno al suelo, existen también importantes vacíos. No obstante, los datos aportados por Goya *et al.* (1997) indican que el contenido de nutrientes varía en función de la edad de la plantación (Tabla III). La aplicación de distintos modelos alométricos ajustados, no mostraron diferencias entre sitios para los compartimentos (fuste, copa, hojas) y para el total de la biomasa. El compartimiento de mayor aporte fue el fuste, con un 92 a 94% del total. El resto de la biomasa estuvo representada por un 5% de ramas, 2% de hojas y 1% de frutos, más las ramas del año.

Dentro de los distintos compartimentos del árbol, los citados autores sostienen que la corteza es el que resulta de mayor impacto en la remoción de los principales nutrientes. La excepción la constituye el N, el cual presentó sus mayores valores en hojas y fustes en las plantaciones de los suelos arenosos (Tabla III).

Tabla III. Contenido de nutrientes ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) en la biomasa ($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) de plantaciones de 5 y 8 años en suelos arenosos.

Sitio de 5 años

Compartimento	Biomasa ($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$)	N	P	K	Ca	Mg
Fuste s/corteza	71,5	168,1	4,4	13,6	150,2	3,9
Corteza	7,2	35,2	2,6	45,1	183,2	10,7
Ramas	8,4	22,3	1,3	15,7	25,3	3,9
Hojas	8,1	169,6	5,8	53,6	112,6	15,6
Total	95,2	395,2	14,2	128,0	471,9	43,2

Sitio de 8 años

Compartimento	Biomasa ($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$)	N	P	K	Ca	Mg
Fuste s/corteza	117,5	228,0	15,3	112,7	112,8	19,1
Corteza	9,4	40,9	9,0	49,8	206,7	13,6
Ramas	10,6	28,4	3,6	23,0	53,9	9,1
Hojas	4,2	77,8	5,0	29,5	60,7	11,1
Total	141,7	375,1	32,9	215,0	434,1	52,9

Fuente: Goya *et al.*, 1997.

En términos generales, los valores alcanzado por la remoción de estos nutrientes es comparable a los obtenidos en plantaciones fertilizadas de Brasil y Australia, para la misma especie y edades. De modo que es posible considerar que el costo de nutrientes con la cosecha decrece con la edad de la plantación. Sin embargo, la remoción de calcio se comporta de manera inversa, dado que la acumulación aumenta con la edad.

Por su parte, el retorno de nutrientes al suelo desde la plantación, sigue el mismo patrón que la caída de hojarasca (38-40%). En los sitios de suelos arenosos, el retorno neto de nutrientes totales al suelo representa el 40% del retorno total. Es decir, este el porcentaje de nutrientes que ingresaría al proceso de la descomposición (Goya *et al.*, 1997).

Complementariamente, se presentan algunos datos sobre biomasa arbórea en *E. globulus* y su distribución en las distintos compartimentos del árbol (Tabla IV), obtenidos en Galicia (España) por Brañas *et al.*, (1999); región que guarda cierta similitud climática.

Tabla IV. Cantidad de biomasa seca y su distribución entre compartimentos.

Compartimento	Jóvenes*		Maduras**	
	Mg ha ⁻¹	%	Mg ha ⁻¹	%
Madera	54,9	71,2	258,4	76,0
Corteza	9,1	12,3	33,1	10,4
Ramas gruesas	2,4	3,4	11,8	3,4
Ramas finas	3,1	4,2	10,2	3,1
Ramillos	1,3	1,7	5,6	1,4
Hojas	5,2	7,2	20,8	5,8

*/ Plantaciones jóvenes incluyen a aquellas entre 6-9 años

**/ Plantaciones maduras incluyen a aquellas entre 14-18 años

Por su parte, los estudios realizados en Brasil por Schumacher y Poggiani (1993) en el estado de San Pablo, señalan a *E. grandis* como la especie con mayor capacidad de remoción de nutrientes del suelo, así como también, la especie con menor porcentaje de devolución de nutrientes desde el dosel (Tabla V y VI), a pesar de ser la especie que

Tabla V. Concentración media de nutrientes (%) en los diferentes compartimentos de *E. grandis* de 9 años.

Compartimento	N %	P %	K %	Ca %	Mg %
Hojas	1,40	0,09	0,98	0,75	0,23
Ramas	0,73	0,03	0,56	0,78	0,26
Corteza	0,35	0,04	0,70	1,46	0,31
Madera	0,22	0,00	0,06	0,04	0,01

Fuente: Schumacher y Poggiani, 1993.

Tabla VI. Estimación (%) de la masa mineral absorbida*, acumulada en árboles y devuelta al suelo por la caída de hojas (kg/ha/año).

Nutriente	Absorbido	Acumulado	Devuelto
N (%)	104,3 (100,0)	80,3 (77,0)	24,0 (23,0)
P (%)	3,9 (100,0)	2,9 (74,3)	1,0 (25,7)
K (%)	53,6 (100,0)	41,3 (77,0)	12,3 (23,0)
Ca (%)	77,6 (100,0)	54,0 (69,5)	23,6 (30,5)
Mg (%)	18,9 (100,0)	12,8 (67,7)	6,1 (32,3)

Fuente: Schumacher y Poggiani, 1993.

Observaciones: Entre paréntesis, la relación porcentual de nutrientes con respecto al total absorbido (100%).

*/ La masa mineral absorbida incluye no sólo los nutrientes minerales acumulados en la fitomasa, sino también los que han sido devueltos al suelo en la caída del follaje.

presentó la mayor productividad. Estos estudios incluyeron en su comparación a cultivos de *E. camaldulensis*, *E. grandis* y *E. torelliana* implantados en suelos de textura arenosa, de baja fertilidad. Los objetivos de Schumacher y Poggiani (1993) incluían entre otros, el análisis comparativo de la remoción y la devolución (desde y hacia el suelo) de los nutrientes almacenados en los distintos compartimentos de *Eucalyptus* sp. (hojas, ramas, corteza y madera).

En virtud del elevado cúmulo de nutrientes acumulados en la biomasa, así como su baja reserva en el suelo bajo *E. grandis* (Tabla VII), dichos autores advierten sobre el posible déficit nutricional a corto plazo; particularmente de calcio y de potasio.

Tabla VII. Comparación entre nutrientes anualmente almacenados (kg/ha/año) en la madera y disponibles en el suelo (kg/ha), entre 0 y 150 cm de profundidad.

Elemento	Madera	Suelo
N	63,67	s/d
P	1,93	21,6
K	31,49	414,0
Ca	42,87	279,0
Mg	9,36	140,0

Fuente: Schumacher y Poggiani, 1993.

Finalmente, en relación con el tema, se aportan algunos datos para la zona de estudio con fines ilustrativos: de la biomasa acumulada en el dosel (42 Mg/ha/año), es posible estimar que un 38% retorna al suelo., acorde a los datos de Achkar (*com. pers.*) y de Goya *et al.* (1997, lo que equivaldría a unas 16 Mg.ha⁻¹.año⁻¹ de residuos orgánicos. Si se considera como válido, en base a los antecedentes, que la tasa de descomposición (*k*) es de 0,21 – 0,25 por año, la vida media de la hojarasca alcanzaría apenas a 2,5–3 años. Sin embargo, las condiciones climáticas locales de micro y mesoescala determinadas por factores tales como el tipo de manejo, la especie utilizada y la edad del cultivo, al incidir sobre la vida media del mantillo, pueden potencialmente afectar el valor estimado de esta tasa de descomposición.

- Degradación del mantillo en plantaciones de *Eucalyptus* sp.

La determinación de valores de acumulación de mantillo y su tasa de descomposición, es uno de los temas que ha recibido comparativamente un interés menor en la región. Ello quizás esté asociado más que nada a que las plantaciones en gran escala son relativamente recientes. Ello determina que las condiciones iniciales de fertilidad de los suelos, no han exigido aún concentrar mayores esfuerzos en analizar el aporte de los residuos de cosecha al ciclo de nutrientes de la plantación. Si bien luego de la cosecha, y por razones más bien prácticas, estos residuos son dejados en el terreno, no se conocen estimaciones acerca del aporte real de nutrientes que implica esta devolución de residuos orgánicos al suelo.

En los últimos tiempos ha surgido un renovado interés por el estudio del mantillo en sistemas forestales y de los procesos asociados de degradación, como resultado de los estudios relacionados al cambio climático global y balance de carbono. Esto ha permitido un significativo avance en la comprensión a algunos aspectos vinculados a la dinámica de los residuos orgánicos aportados por las plantaciones forestales. Así, es posible sostener que el aporte de C por la descomposición del mantillo está fuertemente determinado por la cantidad y calidad de mantillo depositado en el piso forestal. A su vez, la descomposición del mantillo en relación con su calidad de mantillo ha sido definida como su relativa facilidad de mineralización por organismos descomponedores (Paustian *et al.*, 1997). Sin embargo, a pesar de los avances en tal sentido, es aún incierto saber cuáles son los efectos de la calidad del mantillo depositado por los eucaliptos en los descomponedores nativos, y cómo los compuestos orgánicos que alcanzan a ingresar al interior del suelo afectan a la reserva estable de materia orgánica acumulada por la pradera.

En regiones de clima y suelos comparables a los de Uruguay, los estudios en relación con el tema son aún incipientes. Entre ellos puede mencionarse las estimaciones de

Goya *et al.* (1997) en relación con la tasa de descomposición (k) de hojas de *E. grandis* cultivados en suelos diferentes, en Entre Ríos (Argentina). Los valores obtenidos no presentaron entre sí diferencias significativas; sí lo hizo el suelo de textura arcillosa (Tabla VIII). La descomposición de las hojas fue más lenta en los suelos arenosos, alcanzando valores de k entre 49-58% por debajo del valor registrado en el suelo arcilloso. En consecuencia, el tiempo de recambio en los suelos arenosos se duplica.

Tabla VIII. Parámetros de descomposición foliar (materia seca) para *E. grandis* en distintos tipos de suelos.

Suelo	k (año ⁻¹)	1/ k (años)	Vida media (años) *
Arenoso rojizo	0,21	4,7	3,2
Arenoso pardo	0,25	3,9	2,7
Arcilloso	0,44	2,3	1,6

*/ La vida media es el tiempo teórico que requiere la descomposición del 50% de la biomasa.

Fuente: Goya *et al.*, 1997.

3.3 Conclusiones

- Los suelos bajo vegetación de pradera y de bosque difieren sustancialmente entre sí en la distribución de su biomasa área y subterránea. En los suelos de pradera existe una mayor proporción de raíces, no así en los suelos de bosques, en donde la biomasa se concentra en el dosel.
- Los suelos de pradera difieren de los suelos bajo cultivo forestal, fundamentalmente, en cómo se establece el ingreso de residuos orgánicos, dado que ello condiciona su posterior distribución en el perfil.
- En una pradera, la deposición y distribución de materia orgánica ocurre mayoritariamente al interior del perfil; por el contrario, en el cultivo de eucalipto, ello ocurre en la superficie del suelo.
- La deposición y potencial incorporación de residuos orgánicos en un suelo de pradera, responde fundamentalmente al ciclo vital anual/estacional de la

comunidad de herbáceas. En cambio, en un cultivo arbóreo como el de eucalipto, la deposición de residuos y su eventual ingreso y distribución en el perfil, responde a su ciclo vital continuo, en su condición de cultivo permanente (no anual), constituido por especies perennes (no estacionales).

4. INFLUENCIAS DEL CULTIVO DE EUCALIPTOS SOBRE LOS SUELOS DE PRADERA

La rápida expansión de las plantaciones masivas de *Eucalyptus* sp. en las últimas décadas, es un tema que ha captado la atención de muchos investigadores; fundamentalmente, los aspectos relacionados a sus impactos en el suelo (e.g. Burch *et al.* 1989; Imeson *et al.*, 1992; Scottt and Schulze, 1992; Scott, 1993; Ferreira *et al.*, 2000; Oliver *et al.*, 2000; Soares and Almeida, 2001; Madeira *et al.*, 2002; Fabião *et al.*, 2002; Mendham *et al.*, 2002; Ngugi *et al.*, 2003; Whitehead and Beadle, 2004; O'Connell *et al.*, 2004). En su mayoría, estas investigaciones señalan como rasgo distintivo de las plantaciones de eucaliptos fuera de su área de dispersión natural, un cambio en la dinámica de la materia orgánica y concomitantemente, un aumento de la acidez del suelo. Esto es debido a la fuerte influencia que ejerce la calidad y cantidad de la materia orgánica en las propiedades del suelo y en procesos químicos relevantes como la acidificación y el intercambio de cationes en suelo (McBride, 1994).

No obstante, debe observarse que los temas en relación a los mecanismos que podrían explicar las pérdidas de materia orgánica del suelo, han recibido comparativamente una atención mayor que aquellos que buscan explicar las posibles causas de reducción en su ingreso al suelo. Por otro lado, los estudios en relación con las praderas han estado mayoritariamente dirigidos a determinar los efectos de la conversión de los suelos a un uso agrícola (e.g. Haas *et al.*, 1957; Schlesinger, 1986; Mann, 1986; Davidson and Ackerman, 1993; Kern and Johnson, 1993; Lal *et al.*, 1998; Fearnside and Barbosa, 1998; Abril and Bucher, 1999; Conant and Paustian, 2001). En cambio, aquellos estudios que involucran al cultivo forestal, son aún escasos (e.g. Scott *et al.*, 1999; Jobbágy and Jackson, 2003; Carrasco *et al.*, 2004; Sicardi *et al.*, 2004).

Los estudios referidos específicamente a los efectos de la forestación en suelos de pradera desarrollados en condiciones bioclimáticas similares a las de Uruguay, son aún

escasos. En consecuencia, se presentará una revisión del tema a partir de la literatura existente a nivel mundial, cuyas áreas de estudio no siempre guardan una estricta relación con el litoral oeste de Uruguay, en términos edáficos y fitogeográficos, pero que igualmente constituyen un referente.

4.1 Cantidad y calidad de los residuos orgánicos

Es necesario previamente resaltar que las diferencias naturales que hacen a un bosque y a una pradera, no sólo radican en la composición bioquímica de sus residuos orgánicos, sino también, en dónde estos residuos son depositados. Entre especies herbáceas y arbóreas existe una importante diferencia cuantitativa en la distribución de sus biomásas aéreas y radicales. Esta relación es en promedio 1:2 en la pradera y 5:1 en el bosque (Jackson *et al.*, 1997; Jónbágy and Jackson, 2000); aunque en el caso de algunas especies como el eucalipto, algunos datos indican que esta relación sería en promedio 2,5:1. Esta relación desigual entre la biomasa aérea y subterránea de pradera y bosque, se traduce inevitablemente en un desbalance en la distribución de los residuos orgánicos en el perfil. La pradera incorpora sus residuos al suelo *in situ*, al interior del propio perfil, mientras que los árboles lo hacen mayoritariamente en la superficie. Por otro debe contemplarse que la conversión de una pradera a cultivo forestal, involucra también el reemplazo de plantas de ciclo anual por una especie única de ciclo notoriamente más extenso, lo que afecta directamente la tasa de retorno de residuos orgánicos al suelo.

El hecho que un sistema arbóreo deposite y acumule la mayor parte de sus residuos en la superficie, determina que el contenido materia orgánica en el perfil decrezca rápidamente con la profundidad, así como que el horizonte A sea comparativamente más delgado. Por el contrario, bajo vegetación de pradera, su contenido en materia orgánica permanece alto aún cuando la profundidad del perfil (isohúmicos) y su

horizonte A sea más espeso (Birkeland, 1984). En consecuencia, estas diferencias entre ambos tipos de vegetación se traducen en la existencia de una lixiviación mayor bajo bosque y de un reciclado de cationes mayor bajo pradera (Birkeland, 1984). En el caso de los bosques, este proceso de lixiviación más intenso está asociado a compuestos orgánicos solubles generados en el mantillo, capaces de descomponerse rápidamente en el propio horizonte A₀ o en el A₁ (Duchaufour, 1984). En síntesis, el conjunto de cambios cuantitativos y cualitativos mencionados, asociados con el ingreso y distribución en el perfil de la materia orgánica, pueden conducir a un cambio gradual de las propiedades originales del suelo (Bolin and Sukumar, 2000; Guo and Gifford, 2002; Jackson *et al*, 2002). No obstante, algunos autores sugieren que tales cambios se centren en los primeros centímetros del perfil. Así, Richard (2002) sostiene que el cultivo de eucaliptos puede inducir a una modificación de la estructura de los ácidos húmicos del suelo nativo, pero el mismo no afectaría a los horizontes profundos.

Como se mencionó, también la calidad o constitución bioquímica de los residuos orgánicos es otro factor principal a tener en cuenta. En general, en la vegetación perenne, los compuestos solubles ácidos y de bajo peso molecular adquieren relevancia por su acción complejante sobre los cationes metálicos. Bajo esta vegetación se tiende a un ciclo biogeoquímico de bases; las raíces extraen bases que, en parte, son luego devueltas al suelo a través de la deposición de residuos orgánicos, para ser en parte tomadas nuevamente por las plantas (Ford, 1998). Los cambios en el suelo centrados en la pérdida de parte de los cationes pueden ser atribuidos a su acumulación en la biomasa y a la lixiviación (Johnson *et al.*, 1988; Jobbágy y Jackson, 2003).

Al respecto, Richard (2002) sugiere que el cultivo de eucaliptos modifica la estructura de los ácidos húmicos del suelo original, aunque este cambio no afectaría al horizonte profundo, sino únicamente a los primeros centímetros del suelo.

4.2 Acumulación y descomposición de los residuos orgánicos bajo *Eucalyptus* sp.

El mantillo generado por las plantaciones de *Eucalyptus* sp. generalmente varía en sus tasas de deposición y acumulación. Esta variación depende primariamente del microclima al interior del cultivo, del estado de crecimiento de los árboles, así como de características propias de la especie y del manejo utilizado. En el total de residuos aportados por el dosel, las hojas representan el mayor porcentaje, por lo que pueden constituir cerca del 80% de los elementos minerales aportados al suelo (Bernhard-Reversat, 1997) o la fotólisis. En una primera etapa, la mineralización actúa sobre el mantillo no incorporado al suelo (mineralización primaria); en una segunda etapa, por lo general más lenta, el proceso de mineralización conduce a la formación de compuestos húmicos (mineralización secundaria) y a su incorporación gradual al interior del perfil. El tiempo involucrado en estos procesos depende fundamentalmente de la naturaleza bioquímica de los residuos orgánicos. Así, compuestos como las ligninas son de más lenta descomposición que la celulosa (Bonneau et Souchier, 1994). Ello es coincidente con un estudio de Bernhard-Reversat y Schwartz (1997) en el que se compararon un cultivo de *Eucalyptus hybrids* (y cultivos de *Acacia mangium* y *A. auriculiformis*) y un bosque natural. Los resultados demuestran que la lignina exhibe patrones diferentes a medida que envejece el mantillo. Mientras que bajo eucalipto hubo acumulación de lignina, en los tratamientos restantes la lignina desapareció o alcanzó valores intermedios. Aunque el contenido de lignina en las hojas frescas de eucaliptos fue comparativamente más bajo, su contenido de taninos era considerablemente más alto. Es decir, el contenido de lignina no estaría relacionado con la producción del cultivo en términos de residuos caídos anualmente. Según los autores, los resultados sugieren una fuerte influencia del N y contenido de taninos sobre la relación de lignina contenida en el mantillo. Asimismo, sostienen que si bien la productividad de la plantación con bajo contenido de lignina en el mantillo podría relacionarse con un *turnover* (o ciclado) más

alto, el contenido de taninos sería el principal factor que contribuye a la caída del *turnover* bajo los eucaliptos. El contenido alto de taninos en el mantillo podría provenir del crecimiento de hongos de la “podredumbre blanca” (*white rot fungi*) bajo los eucaliptos. Por su parte, los compuestos solubles del mantillo (~23%) son los que originan la rápida pérdida de biomasa en las primeras semanas de descomposición. Luego de este periodo, las pérdidas son lentas y responden principalmente a la mineralización de aquellas sustancias no solubles y/o a la división mecánica de los residuos o de fragmentos de residuos, por la fauna del suelo (Bernhard-Reversat, 1988). Este proceso de pérdida de biomasa y de masa mineral en el mantillo es debido, según algunos autores (Louméto, 1986; Bernhard-Reversat, 1988), a factores como la composición bioquímica de los residuos de eucalipto, el efecto lixivante del agua de lluvia y el ritmo estacional del ciclo biológico de los descomponedores (hongos y bacterias). El proceso de lixiviación probablemente es más intenso cerca de la superficie que en profundidad. Ello explicaría en parte la cinética más rápida de pérdida de biomasa y masa mineral en los periodos lluviosos con respecto a los periodos secos (Kazzotti (2003). Según este autor, una vez degradada la pared pectocelulósica de las células vegetales bajo los efectos de la temperatura y los cambios de humedad del medio, la mayor disponibilidad de agua produciría la lixiviación de las sustancias solubles. En cambio, en los periodos secos, la ganancia y acumulación de masa mineral aportada por los residuos en descomposición es escasa, debido a la menor lixiviación (Kazzotti, 2003).

4.3 Producción de biomasa en pradera y eucaliptos

Complementariamente, ha de presentarse una síntesis sobre la producción de biomasa de algunas comunidades de herbáceas y *Eucalyptus* sp; en particular, sus diferencias en el metabolismo fotosintético. Este constituye un dato fundamental para establecer el

balance el ingreso de C desde los eucaliptos y el egreso de C nativo desde el suelo nativo, en el total de C almacenado luego de la implantación del cultivo forestal. De hecho, los suelos convertidos a cultivo de eucalipto presentan en su perfil una mezcla de compuestos orgánicos constituida por la reserva preexistente y el nuevo aporte de materia orgánica, incorporado a partir del cambio de uso del suelo.

En clima templado la mayoría de las herbáceas son C₃; sin embargo, en aquellas regiones de transición hacia un clima subtropical, las C₄ pueden emerger como las especies dominante, respondiendo a condiciones particulares paleoclimáticas y de manejo (Panario and Bidegain, 1997). Uno de estos casos ocurre precisamente en el área de estudio, en donde la comunidad de pradera es básicamente compuesta por C₄. Esta diferencia con los eucaliptos (C₃) es lo que permite discriminar en aquellos suelos convertidos a forestación, los aportes de materia orgánica realizado por uno y otro tipo de planta (C₄ *versus* C₃).

Como es conocido, en el total de CO₂ fijado por las plantas, el isótopo estable (¹³CO₂) es discriminado durante la fotosíntesis en función de las características ecofisiológicas intrínsecas de la especie en cuestión. Según la especie, las enzimas que fijan el C primario establecen un límite para capturar CO₂. A su vez, cada especie determina en este proceso, el nivel de isótopo estable fijado. Así, las plantas C₃ incorporan menos ¹³CO₂ que las plantas C₄ (Balesdent *et al.*, 1987) (Tabla IX). Como el ¹³C es muy estable, su cantidad no disminuye luego de la muerte del organismo como ocurre con el ¹⁴C. Sin embargo, el porcentaje de ¹³C en relación con el ¹²C, sorprendentemente, es menor en la materia viva que el material que ingresa al suelo. No se conoce bien aún el proceso molecular por el cual las enzimas de los organismos del suelo “discriminan” negativamente las moléculas de CO₂ que tienen el isótopo pesado (¹³C), y “escogen” preferentemente aquellas que tienen ¹²C. Lo mismo ocurre en el caso de las moléculas

de oxígeno, nitrógeno o azufre. Esta discriminación isotópica es indicada por la letra *delta* minúscula (δ).

Tabla IX. Rango de valores de $\delta^{13}\text{C}$ para especies C_3 y C_4

Fotosíntesis	$\delta^{13}\text{C}(\text{‰})$
plantas C_3	-32 a -22
plantas C_4	-17 a -9

Fuente: Boutton *et al.*, 1998

Si bien la lignina presenta un registro de ^{13}C diferente al de los carbohidratos de las plantas (Benner *et al.*, 1987), durante el ataque microbiano y la humificación hay una escasa discriminación del ^{13}C (Boutton *et al.*, 1998). De este modo, la composición isotópica del C orgánico del suelo resulta comparable a la del material vegetal fuente (Schwartz *et al.*, 1986; Balesdent *et al.*, 1993). De modo que el $\delta^{13}\text{C}$ del C orgánico del suelo integra la contribución relativa de las especies de plantas con fotosíntesis C_3 , C_4 y CAM (*Crassulacean acidic metabolism*) a la producción primaria neta de la comunidad (Boutton *et al.*, 1998). Según estos autores, donde la vegetación ha sido estable en su composición, el valor de $\delta^{13}\text{C}$ del C orgánico del suelo en la parte superior del perfil (0-20 cm) es similar al de la comunidad de plantas (Balesdent *et al.*, 1993). Esta concordancia entre la composición isotópica de la materia orgánica del suelo en la porción superior del perfil y aquella de la comunidad de plantas ocurre precisamente debido a que el fraccionamiento de isótopos es insignificante durante los estadios tempranos de la descomposición de la materia orgánica al menos en suelos bien drenados (Melillo *et al.*, 1982). No obstante, la materia orgánica antigua, localizada a mayor profundidad en el perfil (debajo de 20 cm), tiene valores de $\delta^{13}\text{C}$ que son generalmente 1 a 3‰ mayores que aquellos para C orgánico de la porción superior del perfil (Balesdent *et al.*, 1993). Estos valores más altos a mayor profundidad del perfil, pueden reflejar efectos pequeños pero acumulativos, atribuibles a: i) la respiración por

invertebrados y microorganismos descomponedores; ii) la descomposición diferencial de compuestos bioquímicos isotópicamente distintos del mantillo; y/o iii) al decrecimiento del 1,5‰ en el valor del $\delta^{13}\text{C}$ del CO_2 atmosférico durante los pasados 200 años (Boutton *et al.*, 1998).

En otros términos, el patrón de incrementos de los valores de $\delta^{13}\text{C}$ con la profundidad puede ser atribuido al fraccionamiento isotópico durante la descomposición y la humificación de la materia vegetal (Agren *et al.*, 1996). Asimismo, debe observarse que esta tendencia parece ser independiente de las condiciones físicas y químicas del suelo (Balesdent *et al.*, 1993). Por otro lado, estos valores de $\delta^{13}\text{C}$ se incrementan cuando decrece el tamaño de las fracciones físicas de la materia orgánica (Cerri *et al.*, 1985; Vitorello *et al.*, 1989; Desjardins *et al.*, 1991; Feigl *et al.*, 1995).

4.4 Influencia sobre otras propiedades del suelo de pradera

La influencia de la materia orgánica sobre otras propiedades del suelo (pH, CIC, capacidad buffer, densidad aparente, infiltración y retención de agua, aireación, color, actividad biológica) ha sido ampliamente tratada en los estudios (Huntington *et al.*, 1989; Sikora and Stott, 1996; Seybold *et al.*, 1997; Povirk *et al.*, 2001). No obstante, debe también observarse que una mayoría de los estudios han sido dirigidos a evaluar los efectos de la conversión de los suelos a un uso agrícola (e.g. Haas *et al.*, 1957; Schlesinger, 1986; Mann, 1986; Davidson and Ackerman, 1993; Kern and Johnson, 1993; Lal *et al.*, 1998; Fearnside and Barbosa, 1998; Abril and Bucher, 1999; Conant and Paustian, 2001), y no a la sustitución de la pradera natural por un cultivo forestal. En función de ello se presentará una síntesis de aquellos trabajos que más atañen al presente estudio.

4.4.1 Acidez

Los autores son concluyentes en cuanto la incidencia del cultivo de eucaliptos en el descenso del pH del suelo de pradera (e.g. Binkley and Giardina, 1998; Condrón and Newmann, 1998; Alfredsson *et al.*, 1998, Jobbágy and Jackson, 2003; Pérez Bidegain *et al.*, 2001; Carrasco-Letelier *et al.*, 2004); aunque puede haber diferencias en el rango de caída de sus valores según los autores.

En general, existe consenso entre los autores que el ingreso de compuestos ácidos desde el mantillo provocaría el descenso del pH, junto a la lixiviación de cationes (Ugolini *et al.*, 1988). Sin embargo, recientemente autores como Jóbbagy y Jackson (2003), sostienen que bajo cultivo de eucaliptos, el proceso de acidificación está directamente relacionado al reciclado y redistribución del calcio por los árboles, más que a la lixiviación provocada por ácidos orgánicos o al aumento en la producción de ácido carbónico en el suelo.

4.4.2 Cationes

El calcio, en particular, ha sido objeto de estudios de muchos autores por su capacidad de proteger a la materia orgánica de la mineralización (e.g. Sokoloff, 1938; Duchaufour, 1976; Muneer and Oades, 1989; Sollins *et al.*, 1996). De ahí que su captura por la biomasa aérea de los eucaliptos y su retención bajo forma de oxalatos adquiriera un doble interés (Johnson *et al.*, 1988); por un lado, por su rol en la retención de la materia orgánica del suelo, y por otro, por su rol en el proceso de acidificación.

Otros cationes como el Mg, Na y K presentan un comportamiento dispar frente a la conversión del suelo a cultivo forestal, por lo que los resultados obtenidos no son concluyentes.

4.4.3 Hierro

En el caso del hierro, a pesar de su extenso tratamiento en la literatura, no es posible identificar resultados concluyentes, quizás más que nada debido a su compleja dinámica y a la diversidad de condiciones ambientales contemplada entre los estudios. Algunos trabajos pioneros como los de Segalen (1965) indicarían que su migración por descenso en un gran número de perfiles sería la más frecuente. No así, su migración por ascenso, la que ha podido ser demostrada sólo en condiciones experimentales. Ello puede ser interpretado como un proceso irreversible. Este proceso de lixiviación de hierro, así como la translocación de arcilla, es comparativamente mayor bajo forestación (Ugolini and Edmonds, 1983). Estas observaciones han sido también constatadas en perfiles bajo cultivo de eucaliptos (Bernhard-Reversast, 1999).

4.4.4 Arcillas

Los estudios en relación con los posibles cambios de las arcillas bajo cultivo de eucalipto, a nivel tanto cuantitativo como cualitativo, son aún escasos; en particular, aquellos dirigidos a conocer los posibles cambios mineralógicos de las arcillas que han sido translocadas en el perfil. Algunos autores sugieren que, en ciertos casos, el enriquecimiento en la fracción arcilla en profundidad, estaría asociado a la ocurrencia de procesos de destrucción y de neoformación de arcilla mineral. Tales procesos serían favorecidos por la mayor tasa de evapotranspiración (Dye *et al.*, 1997), así como por el aumento de la acidez del suelo, como resultado de la implantación de eucaliptos.

La existencia de un posible cambio en la cantidad y calidad arcillas en el perfil, como fuera mencionado, reviste un gran interés por su estrecha correlación con la reserva de C orgánico del suelo (e.g. Amato and Ladd, 1992). No obstante, las opiniones al respecto, no son siempre concordantes (Percival *et al.*, 2000; Krull *et al.*, 2001; Müller and Höper, 2004). En cambio, otros autores proponen a los microagregados como el

principal factor en la determinación de la capacidad en acumular C orgánico (Balabane, 1996; Besnard *et al.*, 1996).

A pesar que en general, existe entre los autores un cierto acuerdo en cuanto a la importancia de la relación entre cambios texturales y formación de microagregados; y la influencia de ambos en la determinación de la estructura (o arquitectura) del suelo (Krull *et al.*, 2001), sus interacciones no resultan prácticas de determinar o medir en el terreno. Esta limitante ha estimulado la búsqueda de parámetros capaces de sintetizar la diversidad de cambios estructurales que potencialmente pueden ocurrir en un suelo sometido a un cambio de uso. En tal sentido, algunos autores han reivindicado el uso de la densidad aparente como un indicador sintético de la matriz física del suelo, con el propósito de determinar la suma de cambios en la estructura del perfil (Phillips and Marion, 2004).

4.5 Estudios en Uruguay sobre los efectos del cultivo de eucaliptos

Dentro de los primeros trabajos referidos a los posibles efectos de las plantaciones de eucaliptos, cabe mencionar los trabajos de Kaemmerer y Sacco (1977) y Kaemmerer (1979). Este trabajo estuvo principalmente orientado a comparar la relación entre ácidos fúlvicos, ácidos húmicos (pardos y grises) y huminas de las principales unidades de suelos de Uruguay, bajo distintos usos (cultivo forestal, pastura y cultivo agrícola). Sin embargo, el manejo forestal considerado por los autores fue el “monte de de abrigo” para el ganado, por lo que además no especifican las especies de eucalipto ni sus edades. Los datos indican que en general este tipo de manejo forestal es de una densidad árboles algo más baja que los cultivos de producción. Asimismo, presentan una menor concentración de mantillo y una mayor compactación del suelo debido al pisoteo intenso del ganado, así como una alta concentración de sus deyecciones, tanto líquida como sólida. Tampoco los autores proveen datos de la condición de la pradera natural

utilizada como testigo, no obstante las tendencias generales de la evolución de la materia orgánica entre suelos forestados *versus* pradera tienden a mostrar resultados similares a los encontrados en la bibliografía reciente.

A fines de la década de 1980, luego de establecida la nueva ley forestal en Uruguay, CIEDUR¹ llevó a cabo un estudio sobre el desarrollo forestal y sus potenciales impactos ambientales (Caffera *et al.*, 1991). Este consistió fundamentalmente en una revisión y síntesis de la información existente hasta entonces. Los datos revisados, así como los obtenidos en el terreno, permitieron a los autores confirmar la existencia de algunos efectos sobre las propiedades fisicoquímicos de los suelos bajo eucaliptos.

Una década después, Durán (1998) y Durán y Califra (1998) realizan una revisión sobre el contenido y distribución territorial del C en los suelos de Uruguay. Se trata de una síntesis de la información cartografía recabada para la elaboración de la Carta de Reconocimiento de Suelos del Uruguay a escala 1:1.000.000 y de su memoria explicativa (Altamirano *et al.*, 1976) a la que se le adjuntó información aportada por otros estudios de suelos del país. La escala de trabajo con que es abordado dicho estudio, así como la desactualización de los datos luego de tres décadas de la publicación de la mencionada Carta de Suelos, no permite extraer mayores conclusiones sobre el estado actual de la reserva de materia orgánica de los suelos de Uruguay. Asimismo, debe observarse que en el cómputo del contenido de C, los autores consideraron los suelos dominantes y asociados² de cada unidad cartográfica, ponderando su contenido de C acorde a su proporción espacial en esta Carta. Ello determinó en una mayoría de casos, al no disponerse de los valores de densidad aparente, que la estimación se realizara mediante un modelo (Fernández, 1979; en Durán, 1998).

^{1/} Centro Interdisciplinario de Estudio del Desarrollo de Uruguay.

^{2/} Se trata de asociaciones de suelo que integran el Gran Grupo; es decir, unidades del mapa básico (1:1.000.000) de la Carta de Reconocimiento de Suelos del Uruguay (Altamirano *et al.*, 1979).

En la última década se registró un sensible aumento de trabajos vinculados a los suelos bajo forestación; particularmente, con *Eucalyptus* sp. Uno de estos trabajos, es el de García Préchac *et al.* (2001) el que estuvo dirigido a determinar el efecto de la intensidad de laboreo en cultivos de *E. dunnii* en un Argisol arenoso de la Unidad Algorta (Albaquic Hapludalf), en el entorno de Piedras Coloradas (Paysandú; Uruguay). Los resultados obtenidos indican que a los tres años de implantación del cultivo –sin laboreo en las entrefilas– se produjeron diferencias significativas en el contenido de C en los primeros 5 cm del suelo entre las filas del tratamiento con mayor intensidad de laboreo y la pastura original. En el caso de la acidificación, se constató un aumento en la mayor parte del perfil, tanto en la fila como en la entrefila. Los restantes tratamientos sólo mostraron una tendencia, no significativa, a disminuir su pH. Los autores sostienen que el efecto del cambio de vegetación no se evidenciaría a los pocos años de implantado el cultivo, por lo que predominaría el efecto de la intensidad de laboreo, así como también si el sitio de muestreo ha sido previamente laboreado o no.

Otro de estos trabajos es el de Durán *et al.* (2001). El mismo tuvo un alcance nacional y su propósito fue establecer los efectos de plantaciones forestales jóvenes sobre el contenido de C de los suelos. Los resultados obtenidos indican que el contenido de C orgánico en los horizontes subsuperficiales tendió a ser comparativamente mayor bajo forestación. Según los autores, este nivel del perfil coincide con una mayor lentitud del flujo de agua libre como consecuencia de la menor conductividad hidráulica del material de origen (Inceptisol) o del B (Acrisol).

Pérez Bidegain *et al.* (2001) realizaron un estudio para determinar los efectos del cambio de uso del suelo de pastura a *Eucalyptus* sp., en plantaciones de entre 6 y 10 años de edad. El mismo incluyó el horizonte A de tres sitios ubicados en el litoral oeste, así como también otros sitios de Uruguay. En todos casos, los valores promedios de pH (medido en KCl) fueron comparativamente menores bajo *Eucalyptus* sp., mientras que

los del Al^{3+} fueron mayores. Según los autores, los resultados muestran también una disminución del C orgánico significativa en los primeros 5 cm del suelo, la que alcanza a un 7,5% cuando se incluye los primeros 15 cm del perfil.

Otro de los estudios, el realizado por Molteni (2001), estuvo dirigido evaluar los efectos de *E. grandis* sobre la actividad microbiológica del suelo de pradera; se trata de un suelo de textura franco-arenosa (Acrisol), de pH ácido, de bajo contenido de materia orgánica y pobre drenaje, ubicado al norte de Uruguay (Tacuarembó). Los resultados demuestran la existencia de efectos negativos del cultivo de *E. grandis*, tanto sobre la biomasa microbiana (Tabla X) como sobre indicadores microbiológicos utilizados (actividad enzimática).

Tabla X. Biomasa microbiana en suelo de pradera y bajo cultivo de *E. grandis*.

Profundidad Suelo (cm)	Primavera		Verano	
	Pradera	<i>E. grandis</i>	Pradera	<i>E. grandis</i>
	Biomasa microbiana (mg C-CO ₂ /100g suelo seco)			
0 – 2,5	43,04 (3,01) *	49,91 (,39)	52,55 (3,57)	29,24 (2,04)
2,5 – 5	29,48 (2,75)	39,25 (3,67)	53,33 (4,98)	20,59 (1,92)
5 – 10	41,72 (4,63)	12,47 (1,38)	22,57 (2,51)	16,65 (1,85)
10 – 20	41,51 (5,10)	11,94 (1,49)	29,26 (3,66)	12,42 (1,55)

Fuente: Molteni (2001).

* Los valores entre paréntesis corresponden a $(C\text{-biomasa microbiana}/C\text{-total}) \times 100$

Por su parte, Richard (2002) realizó un estudio en la zona de Piedras Coloradas, el que incluyó una parcela de *E. grandis* ubicada en la zona del presente estudio. Esta investigación estuvo dirigida a caracterizar y comparar las sustancias húmicas obtenidas por procedimientos de compostaje con las sustancias húmicas naturales de un suelo convertido a cultivo forestal. Con estos propósitos, este autor analizó mediante distintos métodos analíticos, muestras compuestas de suelo de una plantación de 20 años (Tabla XI). Los análisis incluyeron la concentración de C orgánico de soluciones no dializadas de ácidos húmicos, así como el nivel de rendimiento de extracción de ácidos húmicos en función de la concentración de C (Tabla XII).

Tabla XI. Características químicas de muestras de suelos de pradera y bajo *E. grandis* (Uruguay).

Uso/Horizonte	C.O. (% m.s.)	pH (agua)	Humedad
PA	1,31	5,29	1,55
PB	0,98	4,70	5,33
EA	0,64	5,72	0,82
EB	0,61	4,29	4,74

Fuente: Richard (2002)

Códigos: C.O: carbono orgánico; m.s.: materia seca; PA y PB: horizontes A y B de pradera; EA y EB: horizontes A y B de eucalipto, respectivamente.

Tabla XII. Concentración de CO (gL⁻¹) de ácidos húmicos y rendimiento.

Parámetros	Pradera Horizonte A	Pradera Horizonte B	Eucalyptus Horizonte A	Eucalyptus Horizonte B
Carbono orgánico	2,24	1,56	2,34	0,49
Rendim. extracción	15,6	7,4	15,6	5,4

Fuente: Richard (2002)

Al respecto, Richard (2002) sugiere que el cultivo de eucaliptos modifica la estructura de los ácidos húmicos del suelo original, aunque este cambio no afectaría al horizonte profundo, sino únicamente a los primeros centímetros del suelo.

Por su parte, el análisis elemental comparativo realizado por Richard (2002), evidencian también algunas diferencias significativas entre ambos usos del suelo (Tabla XIII):

Tabla XIII. Análisis elemental (%) C, H, N, O y relación H/C, O/C y C/N de ácidos húmicos dializados.

Elemento	Pradera Hz A	Pradera Hz B	<i>Eucalyptus</i> Hz A	<i>Eucalyptus</i> Hz B
C	47,13	48,32	44,52	48,91
H	5,06	5,06	5,20	4,47
N	3,18	3,06	3,19	2,26
O	44,63	43,56	47,09	44,37
H/C	1,29	1,26	1,40	1,10
O/C	0,71	0,68	0,79	0,68
C/N	17,29	18,42	16,28	25,25

Fuente: Richard (2002)

Observación: los porcentajes de los diferentes elementos orgánicos son llevados a 100% de la materia orgánica; las relaciones H/C, O/C y C/N son expresadas en función del número de moles.

En resumen, el estudio de Richard (2002) confirmaría la existencia de efectos significativos sobre la calidad de la materia orgánica del suelo; en su gran mayoría concentrados en los primeros centímetros del perfil (15-20 cm). No obstante, es poco lo que actualmente se conoce acerca del alcance de estos efectos en el conjunto de procesos que ocurren en el suelo una vez forestado.

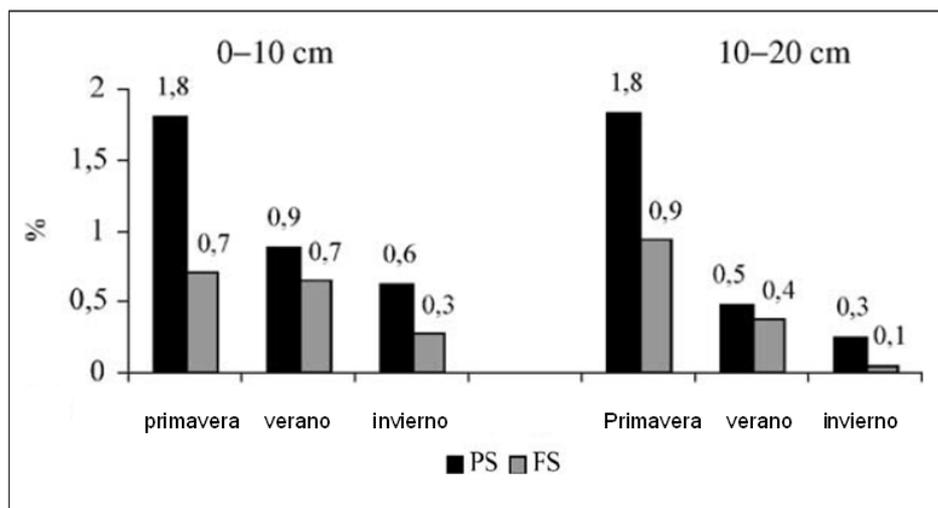
En la misma zona de estudio de Molteni (2001), Sicardi *et al.* (2004) realizaron una investigación con el objetivo de identificar microorganismos indicadores de los efectos de *E. grandis* en suelos de pastizales. El estudio incluyó los primeros 20 cm del perfil, aunque los resultados más significativos, según los autores, fueron obtenidos en los primeros 10 cm. A esta profundidad del perfil, la respiración del suelo y el coeficiente de mineralización demostraron ser los indicadores más sensibles al cambio de uso de la tierra. Este último fue significativamente mayor en el suelo de pradera comparado al suelo bajo eucaliptos (Figura 2). El comportamiento de este indicador fue similar a la respiración del suelo (Figura 3). Las mayores diferencias entre ambos tratamientos, fueron observadas en las muestras colectadas en primavera. El estudio también se presenta un cuadro comparando algunos parámetros fisicoquímicos luego de 10 años de cultivo de eucaliptos (Tabla XIV).

Tabla XIV. Propiedades físicas y químicas de un suelo bajo pastura y después de 10 años de plantación de eucaliptos.

Propiedades	Pradera		<i>E. grandis</i>	
	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm
pH (1:5 agua)	4,8	4,6	4,2	4,1
C orgánico (%)	1,13	0,80	0,96	0,83
Al (cmol kg ⁻¹)	0,51	1,02	2,02	3,02
K (cmol kg ⁻¹)	0,82	0,21	0,43	0,31
Na (cmol kg ⁻¹)	0,24	0,23	0,32	0,22
Ca (cmol kg ⁻¹)	1,12	1,04	0,94	0,63
Mg (cmol kg ⁻¹)	0,71	0,52	1,32	0,72
CIC (cmol kg ⁻¹) (pH 7.0)	6,2	5,8	8,7	9,5
Contenido de agua*	30	21	25	19

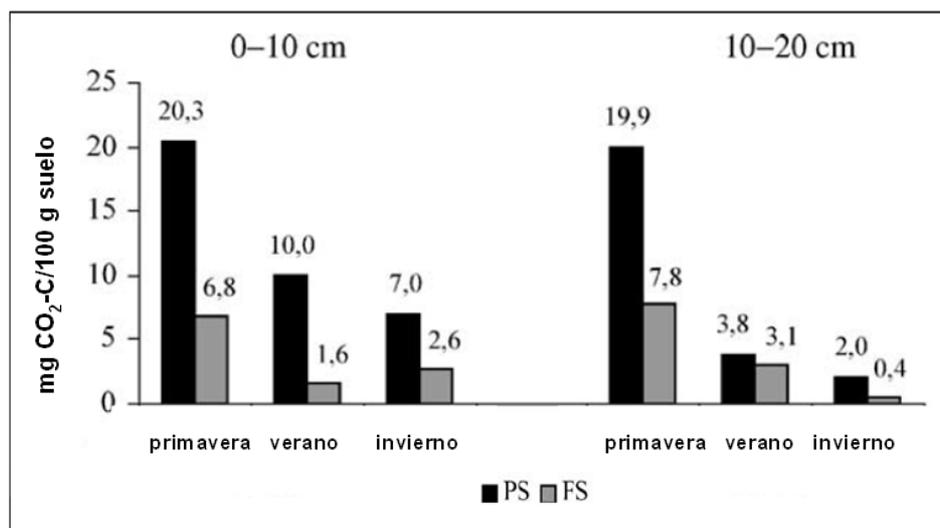
Fuente: Durán *et al.* (2001); en Sicardi *et al.* (2004)

* Contenido volumétrico de agua a potencial matricial -10 kPa (%)



Fuente: Sicardi *et al.* (2004).

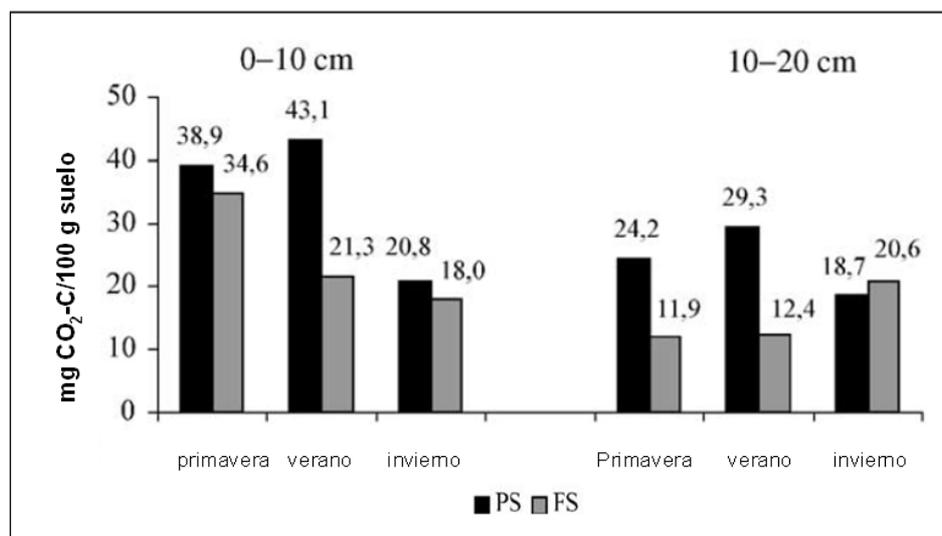
Figura 2. Influencia del cambio de uso del suelo de pastura (PS) a cultivo forestal (FS) sobre el coeficiente de mineralización del C orgánico del suelo, determinado en diferentes estaciones del año y profundidades del perfil (0-10 y 10-20 cm).



Fuente: Sicardi *et al.* (2004)

Figura 3. Influencia del cambio de uso del suelo de pastura (PS) a cultivo forestal (FS) sobre la respiración del suelo, determinado en diferentes estaciones del año y profundidades del perfil (0-10 y 10-20 cm).

No se observó diferencias significativas en el C de la biomasa microbiana entre ambos usos del suelo, con la excepción de la diferencia registrada a la profundidad de 10-20 cm entre ambos usos del suelo, la que fue marginalmente significativa (Figura 4).



Fuente: Sicardi *et al.* (2004)

Figura 4. Influencia del cambio de uso del suelo de pastura (PS) a cultivo forestal (FS) sobre el C de la biomasa microbiana, determinado en diferentes estaciones del año y profundidades del perfil (0-10 y 10-20 cm).

En tanto, los valores de C-biomasa para los muestreos de primavera y verano, calculados como porcentajes del total de C orgánico, fueron 4,2% y 1,5%, en pradera y eucaliptos respectivamente.

Según los autores, la interacción entre el suelo y la estación del año muestran variaciones significativas entre los distintos usos (mayor en primavera), aunque la actividad microbiana siempre fue mayor bajo pastura que bajo *E. grandis*.

Un seguimiento realizado por García Préchac *et al.* (2004) sobre la intensidad del laboreo en plantaciones de eucaliptos y sus posibles efectos en el suelo, sugiere que las diferencias encontradas, en su mayor parte, podrían ser explicadas por la variabilidad propia de los suelos. Los estudios fueron realizados en suelos arenosos del norte de Uruguay (Unidad Rivera), en plantaciones de *E. grandis* de entre 3 y 5 años de edad. Ambas plantaciones registraron cambios en el perfil, en su patrón de pH y MO con respecto a la pradera.

Por su parte, Carrasco-Letelier *et al.* (2004) realizaron un estudio con el propósito de establecer diferencias en la actividad microbiana en suelos de pradera luego de 20 años de cultivo de *Eucalyptus* sp (Tabla XV). Los resultados obtenidos indican la existencia de procesos de metabolización de la materia orgánica del suelo con propósitos de mineralización –total o parcial– y no de estabilización (o acumulación de C como compuestos húmicos).

Tabla XV. Valores promedios de acidez, C orgánico y parámetros cinéticos.

Determinación (Unidades)	Pradera	<i>Eucalyptus</i> sp
Acidez (pH agua)	5,6	5,3
Carbono orgánico del suelo (%)		
Fracción 0,5 mm (tamiz)	1,8	1,6
Fracción 2 mm (tamiz)	2,8	2,1
Parámetros cinéticos		
Km [*]	45,4	16,0
Vmax ^{**}	8,6	5,6

Fuente: Carrasco-Letelier *et al.* (2004)

* Constante de *Michaelis-Menten*

** Velocidad máxima enzimática (μg Fluoresceína/g seco de suelo)

Por su parte, Salvo *et al.* (2005) llevaron a cabo un estudio en un Ultisol arenoso del nordeste del Uruguay bajo plantaciones de *Eucalyptus grandis*, en el que habrían detectado cambios en el ciclo hidrológico en relación con el suelo bajo pastura.

Recientemente, Delgado *et al.* (2006) publicaron un estudio experimental en el que se evalúa el crecimiento de eucaliptos implantados en Acrisoles típicos (Typic Hapludult) en el norte de Uruguay (Departamento de Rivera). Los tratamientos incluyeron condiciones de campo natural y suelos degradados por uso agrícola. Los resultados indican la existencia de diferencias significativas en el crecimiento de los árboles entre los suelos con un uso previo, pero no en aquellos suelos con diferente intensidad de laboreo. Según los autores, el efecto del uso agrícola previo, si bien era esperable, sorprendió por su magnitud. De ello deducen que un buen control químico de la

vegetación preexistente y de las “malezas”, haría innecesario el laboreo del suelo, con independencia de su uso previo.

Delgado *et al.* (2006) publican una síntesis de antecedentes de los últimos años (incluye algunos de los ya citados). Si bien se trata de una revisión, dicho trabajo permite conocer la visión de sus autores respecto al tema tratado. Entre otros, sostienen que bajo plantaciones de eucalipto los suelos registran un descenso de pH, un aumento del porcentaje de Al^{3+} y una disminución del porcentaje de saturación en bases en relación con las praderas. En cuanto al contenido de C orgánico, una mayoría de los casos muestran una tendencia a disminuir sus valores en los primeros centímetros del perfil. En cambio, con el aumento de la profundidad, si bien los resultados no son tan claros y no alcanza a todos los tratamientos, es posible observar una tendencia a aumentar el contenido de C entre los horizontes A y B bajo eucaliptos.

4.6 Conclusiones

- La conversión de un suelo de pradera a cultivo de eucaliptos es acompañada por una caída de los valores de pH en todo el perfil.
- El aumento de la acidificación registrado bajo eucaliptos es acompañado por una disminución en el porcentaje de saturación de bases y por un aumento de Al^{3+} .
- El conjunto de cambios observados están asociados a una caída de la reserva de C orgánico en los primeros centímetros del perfil. Ello determina la existencia de un predominio de los procesos de mineralización de la materia orgánica sobre los procesos de humificación y estabilización de los compuestos orgánicos.
- La actividad biológica del suelo muestra también diferencias significativas luego de la sustitución de la pradera por el cultivo de eucalipto, aunque las investigaciones al respecto son aún incipientes.

- Los efectos del eucalipto en el suelo guardan una cierta relación con la edad del cultivo. Ello determina que los cultivos jóvenes tengan una incidencia comparativamente menor que los efectos del laboreo utilizado en su implantación.

5. CONCLUSIONES GENERALES

A pesar de existir un importante disenso de opiniones en relación con los efectos de la implantación de eucaliptos en una pradera –debido más que nada a los vacíos que aún persisten al respecto– puede igualmente concluirse, que:

- 1) Se constata en el suelo una pérdida de materia orgánica y un aumento de acidez, asociados a su vez a la alteración de los valores normales de otras propiedades fisicoquímicas (cationes intercambiables, CIC y porcentaje de saturación). El rango que adoptan estos valores es principalmente determinado por la característica del suelo, el manejo del cultivo y la edad del mismo.
- 2) El ingreso de residuos orgánicos desde los eucaliptos ocurre principalmente fuera del perfil, mientras que en la pradera ocurre al interior del propio perfil. A ello se suma la naturaleza bioquímica del residuo orgánico aportado, el cual difiere notoriamente entre ambos tipos de vegetación.
- 3) El conjunto de efectos registrados en el suelo como resultado de la implantación de eucaliptos alcanza su mayor expresión en el horizonte A (≈ 20 cm).
- 4) Los cambios fisicoquímicos detectados en el suelo influyen, directa o indirectamente, sobre la estructura física del suelo.
- 5) La edad del cultivo es uno de los factores que mayor incide sobre la tendencia y significación de los cambios registrados en el suelo de pradera..
- 6) Los antecedentes dejan en evidencia la existencia de ciertos vacíos entornos a la dinámica de la materia orgánica del suelo de pradera convertido a cultivo forestal, así como su relación con otras propiedades edáficas.

SEGUNDA PARTE

Materiales y Métodos

1. INTRODUCCION

En la segunda parte del trabajo se aborda la estrategia metodológica aplicada para evaluar los posibles cambios que ocurren luego de la implantación de los cultivos de eucaliptos en los suelos de pradera. Esta estrategia incluyó, por un lado, un análisis mono-temporal en el que fue considerado un único cultivo de eucaliptos (t_{25}), y por otro, un análisis multi-temporal (t_{10-30}) en el que se incluyó otros cultivos con el propósito de comparar los efectos del cultivo en el tiempo. En el primer caso (Estudio t_{25}), el estudio se centró en identificar los posibles cambios producidos bajo un cultivo de edad conocida (25 años), tomando como referencia una parcela pareada bajo pradera (T) en condiciones de mínima perturbación. La selección de los parámetros ($n=8$) se restringió a aquellos parámetros utilizados por la Carta de Reconocimiento de Suelos del Uruguay (Almirano *et al.*, 1976) para así facilitar la comparación e interpretación de los datos ($n=1200$). Estos incluyeron: pH, porcentaje de materia orgánica (%MO), capacidad de intercambio catiónico (CIC), bases intercambiables (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^{2+}), hierro libre (Fe_d) y hierro amorfo (Fe_o). Los análisis mencionados incluyeron además al aluminio intercambiable Al^{3+} y la textura de los suelos.

En el caso del estudio mono-temporal, su propósito fue identificar cuáles parámetros edáficos respondieron de forma más notoria a la implantación de los eucaliptos. A partir de la información obtenida fue posible identificar las restricciones metodológicas de la primer etapa (Estudio t_{25}), permitiendo así realizar los ajustes pertinentes hacia el desarrollo de la siguiente etapa (Estudio t_{10-30}). Estos ajustes, entre otros cambios, implicaron la exclusión o bien la sustitución de algunos de los parámetros considerados en el estudio mono-temporal, así como también la incorporación de otras técnicas analíticas. De esta manera, el estudio multi-temporal (Estudio t_{10-30}) fue orientado a analizar la evolución de los parámetros finalmente seleccionados (%MO, pH y densidad aparente) en el lapso de 20 años bajo cultivo de eucaliptos (de edades entre 10 y 30

años). Para ello se consideró más adecuado aumentar el número de puntos de muestreo, así como sustituir el muestreo por horizontes por un muestreo por profundidad (0-10 y 10-20 cm). En el caso de la MO y el pH, el total de análisis realizados alcanzó un $n=394$ en el total de muestras colectadas ($n=192$). Se buscó así disponer de los elementos suficientes que permitieran verificar si los cambios promovidos por la forestación alcanzaban a afectar a suelos que ya habían estado sometidos a un uso agrícola y si los cambios guardaban una relación con la antigüedad del cultivo forestal.

2. EL URUGUAY Y LA ZONA DE ESTUDIO

2.1. Uruguay

Uruguay está ubicado sobre la costa del océano Atlántico de América del Sur, entre las latitudes 30°-35° S y longitudes 53°-58° W (Figura 5), posee una superficie de aproximadamente 177.000 km², la que es integrada por su área terrestre, así como por sus aguas jurisdiccionales en el Río de la Plata.



Figura 5. América de Sur con la ubicación de Uruguay.

El territorio uruguayo limita al Oeste con Argentina a través del río Uruguay y al Norte y Noreste con Brasil, a través del río Cuareim, las cuchillas de Santa Ana y Negra, el río

Yaguarón, la Laguna Merín y los arroyos San Miguel y Chuy. Presenta un relieve de escasa altura y su punto más alto supera ligeramente los 500 m. Las llanuras y penillanuras constituyen el paisaje dominante; se trata de un paisaje caracterizado por suaves ondulaciones de origen erosivo que varían espacialmente acorde a la naturaleza del material geológico. Ello permite discriminar dos grandes regiones, las que son delimitadas naturalmente por el Río Negro: i) al Norte, areniscas y basaltos a cuchillas aplanadas y cerros chatos; y ii) al Sur, la penillanura cristalina, con un contraste mayor de formas de relieve.

Desde el punto de vista hidrológico, el territorio uruguayo presenta una red de ríos y arroyos, en la que el río Uruguay constituye su principal vertiente, con afluentes de gran caudal, tales como los ríos Negro, Queguay, Dayman, Arapey y Cuareim. Mientras que al Sur del territorio, la principal vertiente es el río Santa Lucía, el que en el desemboca directamente al Río de la Plata, al igual que el río Uruguay.

2.1.1. Zona de estudio

La zona de estudio está ubicada en la región litoral oeste de Uruguay, entre las latitudes S32°27' y S32°17' y las longitudes W57°39' y W57°21', en el límite de los departamentos de Paysandú y Río Negro, entre los pueblos de Piedras Coloradas y Algorta (Figuras 6), en el entorno de la Ruta Nacional N° 90. Se trata de una de las áreas de mayor concentración de plantaciones *Pinus* sp. y *Eucalyptus* sp.; en particular, la especie *E. grandis*

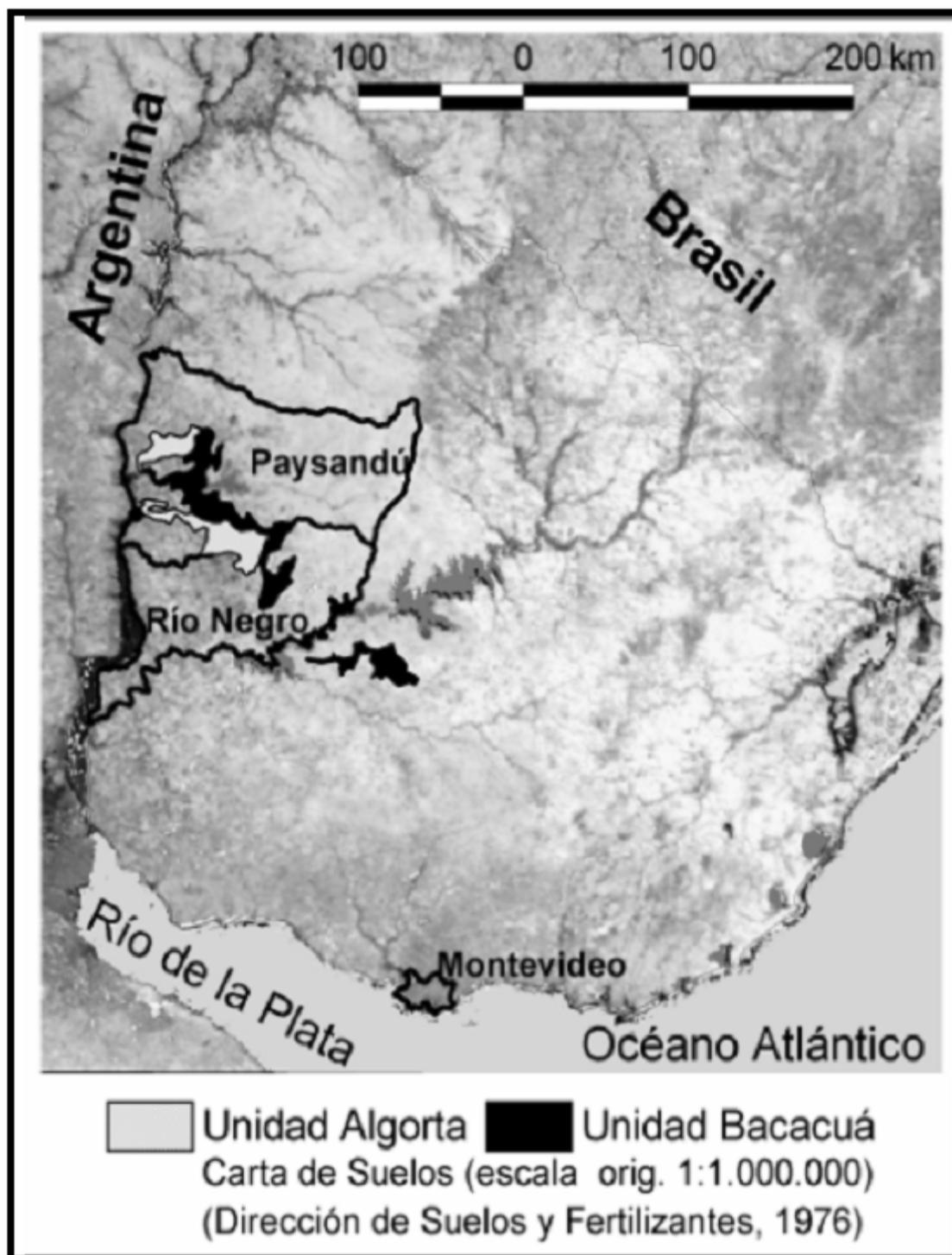


Figura 6. Zona de estudio donde se remarcan las unidades Algorta y Bacacúa .

La superficie total es de unos 28.400 km² e incluye a la Unidad Algorta (9.800 km²) y a la Unidad Bacacú (18.600 km²) de la Carta de Reconocimientos de Suelos del Uruguay (Dirección de Suelos y Fertilizantes, 1979). Ambas Unidades comprenden grandes extensiones de suelos categorizados “de prioridad forestal”, por su aptitud de uso apropiada para la silvicultura. En la clasificación americana³, estos suelos corresponden a Molisoles (Argiudoles aquicos) y en algunos casos, a Alfisoles. Mientras que en la Clasificación de Suelos del Uruguay (Altamirano *et al.*, 1976), pertenecen al Orden II, suelos Melánicos; del Gran Grupo II.1, Brunosoles; de la Clase II.1.C, Brunosoles Dútricos; Tipo 1.C₃, Brunosoles Dútricos Lúvicos, de la Unidad Algorta. Al igual que en el resto del país, los suelos del área de estudio afectados a cultivos de *Eucalyptus* sp., comprenden la gran mayoría de los denominados “suelos de prioridad forestal”.

Para la delimitación y caracterización de la zona de estudio se emplearon fotografías aéreas escala 1:20.000 (año 1943 y 1966), cartografía topográfica escala 1:50.000, Carta Geológica del Uruguay escala 1:500.000 (DINAMIGE, 1988), Carta de Reconocimiento de Suelos escala 1:1.000.000 (Altamirano *et al.*, 1976), Carta de Índices de Productividad de Suelos escala 1:20.000 (CONEAT, 1979), y la base de datos de la Dirección Forestal.

2.2. Geomorfología del Uruguay

El origen y desarrollo de los principales rasgos geomorfológicos de Uruguay se remontan a tiempos previos al Eoceno (Figura 7). Durante este periodo, bajo un clima cálido y húmedo, se produce una profunda meteorización acompañada por el desarrollo de oxisoles y la formación de ferricretas (Panario and Gutiérrez, 1999). Las condiciones generales de aridez del Oligoceno promueven luego procesos de erosión intensos, los que resultan en el desarrollo de extensas superficies de aplanamiento.

^{3/} Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 1999).

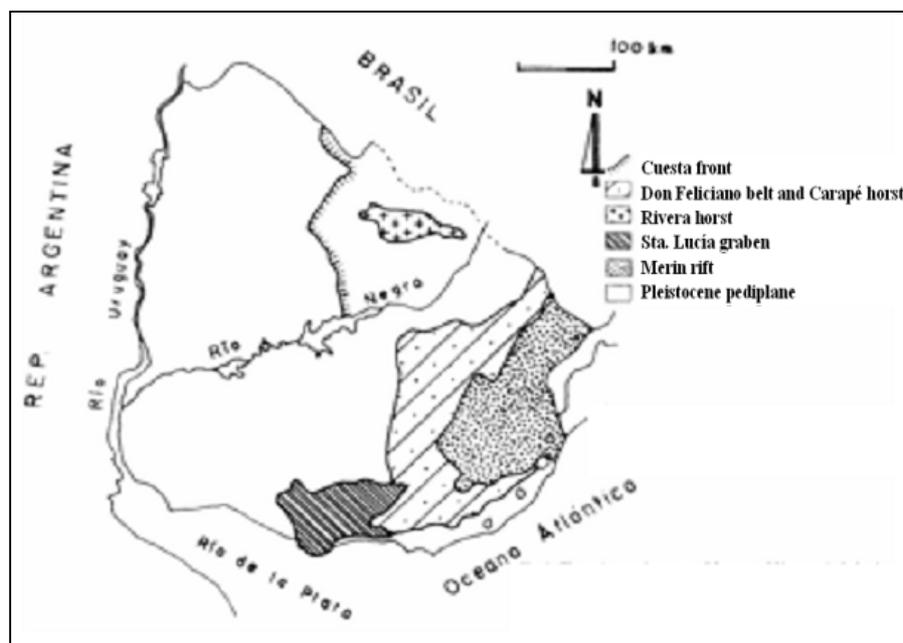
Concomitantemente, se produce el retransporte y la deposición de cantos de plintitas en abanicos aluviales (Ford, 1988; en Panario and Gutiérrez, 1999). Estos pasan hacia arriba a una zona de transición conformada por *loess* denominados Formación Fray Bentos (definida por Bossi, 1966; en Panario and Gutiérrez, 1999). Posteriormente, durante el Plioceno, ocurren nuevos eventos erosivos fruto de condiciones generales de aridez, los que dan lugar a la formación de cursos fluviales anastomosados y abanicos aluviales con depósitos sedimentarios espesos (Panario and Gutiérrez, 1999).

Durante el Cuaternario, las condiciones húmedas asociadas con periodos transgresivos favorecieron la disección de antiguas superficies, mientras que las condiciones frías y secas asociadas con periodos regresivos, estimularon en aquellos niveles topográficos más bajos, la formación de nuevas superficies. Ello resultó en el desarrollo de un paisaje escalonado en el cual: a) las superficies antiguas son más altas y contienen los depósitos eólicos más tempranos; b) las superficies nuevas son más bajas y contienen al inicio material eólico retransportado; luego, material eólico y cenizas volcánicas, así como material rocoso local derivado de las escarpas y lomadas.

En cuanto a los *loess* del Cuaternario, éstos tienen el mismo origen que los de la Pampa Argentina, particularmente aquellos encontrados en las provincias de Entre Ríos y Corrientes. En Uruguay hay al menos dos formaciones loésicas cuaternarias: Libertad I y Libertad II. La primera corresponde a material eólico del Pleistoceno Inferior, más o menos masivo y por lo general, fuertemente calcáreo, el cual recubre rocas de varias edades y ocurre en la cima de lomadas de paisaje estables. Por su parte, la Formación Libertad II (Goso, 1985; en Panario y Gutiérrez, 1999) de menor espesor (<10 m) es retrabajada por el agua y contiene estructuras edáficas prismáticas, concreciones calcáreas, películas arcillosas y otros caracteres indicadores de procesos de lixiviación, típicos de un horizonte B.

Desde el punto de vista fisiográfico, el territorio presenta dos importantes geoformas, Cuchilla Grande y Cuchilla de Haedo, las que constituyen las principales divisorias de aguas. La primera se extiende en dirección noreste-suroeste y está constituida por rocas ígneas y metamórficas, en tanto la segunda, está conformada por basaltos y areniscas y se caracteriza por una sucesión de superficies altas aplanadas, con suaves convexidades, disectadas por cañadas, zanjas y arroyos, hasta quiebres de pendiente que se desarrollan en el contacto entre coladas, donde las laderas desarrollan una fuerte concavidad. La pendiente general de la denominada “Cuesta Basáltica” buza en dirección oeste hacia el río Uruguay, en tanto al oeste culmina abruptamente en la denominada “Escarpa Basáltica”.

La principal cuenca sedimentaria es la Gondwánica, aunque también existen también otras cuencas menores, tectónicas y de sedimentación, sobre la costa del Océano Atlántico y en el litoral del Río Uruguay y Río de la Plata, en las que se acumularon principalmente depósitos aluviales y lacunares.



Fuente: Panario y Gutiérrez, 1999.

Figura 7. Principales rasgos morfoestructurales de Uruguay.

2.2.1 Geomorfología de la zona de estudio

Desde el punto de vista geomorfológico, los 28.400 km² delimitados como área de estudio comprenden tres grandes unidades de paisaje, las que incluyen lomadas, laderas (2,5-3,5% de pendiente), laderas fuertes (3-10% de pendiente) con algunas escarpas y planicies medias (Figura 8). Al sur de la ruta 90, que marca el interfluvio de la región de estudio, la orientación media de las vías de drenaje es hacia el SW en tanto al norte de esta ruta es hacia el NW. Las altitudes máximas hacia el interfluvio principal y los secundarios se sitúan en el entorno de los 90 a 115 metros (localidades de Algorta y Piedras Coloradas, respectivamente). Las altitudes mínimas se sitúan en el sur del área hacia los 50 a 60 metros sobre el Arroyo Negro. La delimitación de cada unidad estuvo dada naturalmente por el predominio de una o más formas de relieve, al que se asocia algún grado de variación de la matriz mineral.



Figura 8. Paisaje característico de la zona de estudio.

2.3. Clima del Uruguay

El clima de Uruguay es templado, subtropical, subhúmedo con variabilidad estacional, correspondiéndose al tipo “Cfa” en la clasificación de Köppen (1936), presenta variaciones espaciales pequeñas de temperatura y precipitación

La temperatura anual es de alrededor de 16° C, con medias mensuales que van desde una máxima media mensual de 21.5° en el mes de enero y una mínima media mensual de 10.9° en el mes de julio. Los vientos predominantes en la región están dados por la circulación horizontal determinada por la alta presión semipermanente del Atlántico Sur. Esto provoca que la dirección predominante del viento sobre Uruguay sea del Noreste al Este. El anticiclón del Pacífico provoca los ingresos de aire de origen polar con dirección predominante Suroeste. Estas masas de aire pueden ser de trayectoria marítima, en cuyo caso transportan abundante humedad en capas bajas o de trayectoria continental, las cuales son de un menor contenido hídrico (Severova, 2007; en http://www.rau.edu.uy/uruguay/geografia/Uy_c-info.htm).

2.3.1 Clima de la zona de estudio

La región de estudio tiene en base a los datos (periodo 1960-1989) de la estación meteorológica Piedras Coloradas (Paysandú) una temperatura media anual de 17,8 °C (desviación estándar de 4,83) una precipitación media anual de 1192 mm (desviación estándar de 204) el número promedio de días de lluvia anual son 80 (desviación estándar de 7,8) en tanto la evaporación media anual es de 1893 mm (desviación estándar de 952).

2.4 Geología del Uruguay

Uruguay se ubica en el margen continental pasivo de la denominada placa Sudamericana, factor que explica la ausencia de plegamientos modernos, así como la relativa estabilidad del subsuelo (Preciozzi *et al*, 1988). Su escudo cristalino está

dividido por una gran línea estructural de dirección N15°-20°E que nace en la región sureste del territorio, en Sierra de Animas (Lavalleja). Al oeste de este límite, las rocas desarrolladas forman parte del Ciclo Orogénico Transamazónico (alrededor de 2 Ga); mientras que al este, las rocas son parte del Ciclo Orogénico Moderno (0,7 a 0,5 Ga).

En el escudo antiguo, las rocas constituyen un complejo *granito-greenstone-belt* (Fesefeldt, 1988), el cual incluye granitoides, gneises y metamorfitos de diversos grados, con orientaciones N70°-90°E. En tanto que en el escudo moderno, las rocas constituyen un complejo granito-gneisico, el que además incluye granitoides posttectónicos y metamorfitos de diversos grados y composición, con orientaciones N0°-30°E (Bossi y Navarro, 1991)

Las dos grandes áreas de subsidencia existentes en el territorio uruguayo corresponden al periodo comprendido entre el Paleozoico y Mesozoico (Sprechmann *et al*, 1981). Una de estas áreas, comprende la depresión intracratónica que cubre la mitad noroeste del territorio; activa desde el Devónico. La otra área de subsidencia, comprende las cuencas pericratónicas de Santa Lucía y Laguna Merín; activas desde el Cretácico Inferior y rellenas de rocas efusivas y sedimentarias.

A partir del Cretácico Superior se inicia una actividad tectónica distensiva que genera las condiciones para el desarrollo de derrames basálticos extensos. Estos afectan fundamentalmente un tercio del territorio noroeste del país; concomitantemente promueve la subsidencia de parte del litoral oeste y suroeste, en la que se acumulan sedimentos clásticos (tipos de arena en general) en ambientes continentales, bajo condiciones climáticas áridas (Formaciones Guichón, Mercedes y Asencio) con espesores del orden de los 250 m.

Durante el Cenozoico continuaron las condiciones de subsidencia en el litoral oeste y en las fosas mencionadas. En el Paleoceno y Eoceno el clima se torna tropical húmedo, provocando una ferrificación generalizada. En el Oligoceno reaparecen las condiciones

de aridez, reflejadas en los depósitos de areniscas muy finas y carbonatadas de la Formación Fray Bentos, las que constituyen las rocas sedimentarias más modernas. Al final del Terciario y durante el Cuaternario, las condiciones deposicionales estuvieron más vinculadas a cambios climáticos y del nivel de los mares, que a fenómenos tectónicos. La sucesión de depósitos está relacionada a la alternancia de episodios marinos y continentales, particularmente observables en las áreas topográficamente bajas, cercanas a la costa (Antón y Goso, 1974).

Las Formaciones Raigón, Libertad y Dolores se vinculan a ambientes continentales en clima frío; al principio sedimentos clásticos fluviales, luego limos arenosos producto de flujos de barro y transporte eólico (*loess*). En tanto que las Formaciones Camacho y Villa Soriano se asocian con ambientes de influencia marina en clima subtropical, caracterizadas por arenas, limos y arcillas grises, así como depósitos biogénicos, de turbas, playas y dunas fósiles.

2.4.1 Geología de la zona de estudio

La geología del conjunto del área (Figura 9) está constituida predominantemente por las formaciones sedimentarias Guichón, Mercedes y Asencio acumuladas durante el Cretácico que han estado expuestas a procesos erosivos y de retransporte. La formación Guichón constituye el substrato rocoso sobre el cual se desarrollan los suelos estudiados. Al respecto, Goso *et al* (1999) sugieren para esta formación una edad Cretácica Inferior en base a su contenido fosilífero. A través de análisis de facies, datos de campo y el estudio de perforaciones los autores sostienen que esta unidad está compuesta por un conjunto de sistemas fluviales-aluviales, controlados por los lineamientos NW-SE y E-W. El sistema fluvial está caracterizado por canales de baja sinuosidad. Se propone que la sedimentación durante esta fase tuvo un carácter endorreico. En la zona de influencia del poblado de Piedras Coloradas existen importantes afloramientos de areniscas ferrificadas “del Palacio”, pertenecientes a

Formación Asencio (Cretácico Superior). La Formación Asencio está constituida por areniscas finas con arcilla, con procesos secundarios de ferrificación y silicificación.

Los depósitos cretácicos son cubiertos en forma discontinua por depósitos cenozoicos-cuaternarios. En los sitios de muestreo la formación Guichón consiste de areniscas arcillosas rojizas de grano fino, algo irregular, ocasionalmente con guijarros.

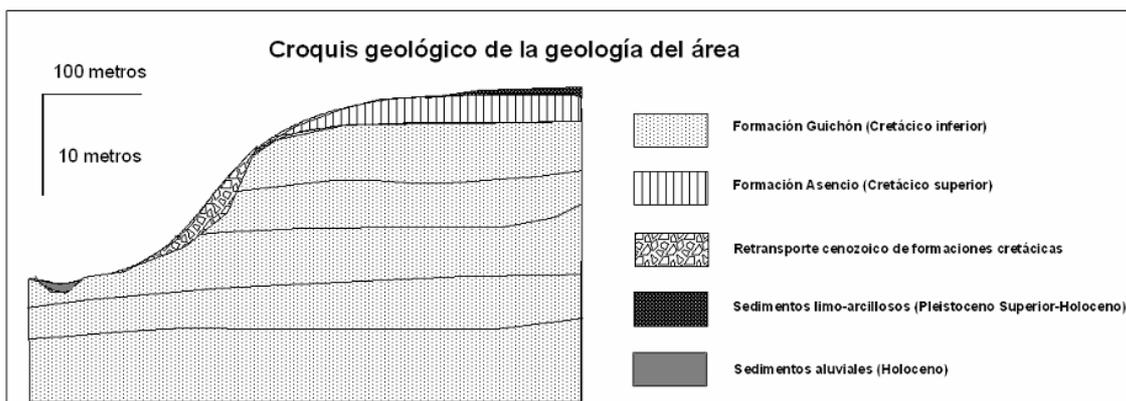


Figura 9. Esquema geológico de la zona de estudio.

2.5 Vegetación del Uruguay

La vegetación predominante en todo el territorio es la de pradera. Esta representa una transición entre las provincias fitogeográficas de la región (del Sur de Brasil y de la Pampa húmeda y de la mesopotamia de Argentina). Al presente, en su mayoría, se trata de comunidades de hierba de bajo porte, que varía espacialmente en su composición de especie, según los suelos y la topografía. En cada comunidad es posible diferenciar dos estratos de plantas, uno inferior formado por gramíneas tiernas que reflejan el ciclo climático anual, en especial de lluvias y temperaturas, y un estrato superior compuesto de gramíneas más altas, arbustos y subarbustos de tallos leñosos. Tanto la relación de estratos como la composición de especie han sufrido cambios, como resultado del desarrollo histórico de la ganadería.

Las condiciones de fertilidad, textura, nivel freático, insolación, efectos de las heladas, entre otros parámetros, son algunos de los factores que condicionan la existencia de

distintos tipos de pradera. Esto permite agruparlas en sub-regiones: Este, Centro Sur, Nordeste y Noroeste. En las praderas del Este predominan las especies de ciclo estival.

La sub-región Centro sur presenta una mayor heterogeneidad que las otras sub-regiones, debido a que se trata de una zona muy modificada por las actividades agropecuarias.

La sub-región Noroeste agrupa paisajes variados en los que se destaca el predominio de una gran matriz de vegetación de pradera de ciclo predominantemente estival.

Por otra parte, asociado a los cursos de agua, existe una vegetación de monte nativo que junto al de las serranías, constituyen las áreas –casi exclusivas– de desarrollo de montes naturales del país.

2.5.1 Vegetación de la zona de estudio

Las especies que integran la comunidad de pradera de la zona de estudio, al igual que en el resto de territorio, es una gran diversidad de especies. Sin embargo, como consecuencia de las actividades agrícolas y pecuarias (pastoreo vacuno y ovino), las comunidades presentan un cambio generalizado en su relación de riqueza y abundancia de especies, según la historia de uso y manejo de los predios. En el caso de las praderas bajo pastoreo, los campos tienden a estar formados por vegetación herbácea, con predominancia de gramíneas del género *Paspalum*, *Andropogon*, *Axonopus*, *Setaria*, *Briza*, *Cenchrus*, *Chloris*, *Stipa* (Symonds and Salvaberry, 1978) y escasa proporción de matorrales o arbustos (*Eupatorium buniifolium*, *Baccharis trimera*, *B. notoserghia* y *B. articulata*).

En general, el resultado es el predominio de algunas pocas especies debido a su mayor abundancia y distribución, por lo que pueden ser reconocidas como más representativas dentro la comunidad. Esto determina habitualmente que la caracterización de las distintas praderas se realice en función de las especies dominantes, las que varían dentro de los géneros mencionados para la zona (*Paspalum*, *Andropogon*, *Axonopus*, *Setaria*, *Briza*, *Cenchrus*, *Chloris*, y otras).

En los suelos arenosos predominan las gramíneas de ciclo estival (C₄), mientras que en aquellas zonas con suelos más fértiles, las de ciclo invernal (C₃), adquieren una mayor riqueza y abundancia. Esto determina a veces la existencia de un gradiente dado por el predominio de especies de uno u otro ciclo, acompañando los eventuales cambios de la fertilidad de los suelos. En el caso del área de estudio, existe un predominio de especies estivales, representadas principalmente por: *Paspalum notatum*, *Paspalum plicatulum*, *Andropogon* sp., *Setaria* sp., *Digitaria* sp., *Axonopus* sp., *Coelorcharis selloana*, *Schizachyrium condensatum*, *Vulpia australis*, *Botriochloa laguroides*, *Piptochaetium montevidense*, *Stipa setigera*, *Rynchospora luzuliformis*, *Axonopus affinis*, *Briza subaristata*, así como algunas especies exóticas como *Cynodon dactylon*. También es posible identificar algunas arbustivas de porte pequeño de los géneros *Bacharis* y *Eupatorium*.

En cuanto a la productividad primaria de las praderas de ciclo estival, las estimaciones realizadas indican que las mismas alcanzan un promedio de 36851,0 kg/ha/año, lo que equivaldría a 16583,0 kg/ha/año de carbono (Marcel Achkar, *com. pers.*).

2.6 Suelos y uso de la tierra en el Uruguay

La diversidad de sustrato mineral, la topografía y el clima predominante en el país, ha permitido el desarrollo de una gran variedad de suelos, de los cuales el 22% de su extensión son considerados de excelente aptitud de uso agrícola. En general, en las sierras y colinas se desarrollan suelos poco profundos, aptos para el pastoreo ovino. En tanto que las llanuras y zonas débilmente onduladas, con suelos profundos, se concentra la actividad agrícola.

La diversidad de suelos asociada a la heterogeneidad de paisajes puede ser resumida en: i) suelos poco desarrollados (aluviales recientes y suelos costeros); ii) suelos melánicos (pardos y negros), de fertilidad moderada a alta y vertisoles, de alta fertilidad pero de

difícil laboreo; iii) argisoles, de drenaje imperfecto; iv) planosoles, de drenaje lento, de baja fertilidad natural, arenosos, desaturados lixiviados; vi) halomórficos (blanqueales), de baja fertilidad; y vii) hidromórficos, con fuerte influencia acuática.

La aptitud de uso de los suelos ha determinado históricamente un desarrollo esencialmente agropecuario del país, en el que la ganadería y la agricultura han constituido los principales rubros exportadores (> 85 %). No obstante, en los últimos tiempos, ambos sectores han venido reduciendo su área de producción frente a la acelerada expansión de la actividad forestal (Figura 10) y la producción de soja. En un inicio, los cultivos forestales estuvieron asociados a la expansión de las actividades agrícola y ganadera, como cortinas cortavientos, abrigo para el ganado y para la provisión de combustible.

En el caso de la actividad ganadera se basa en la explotación del campo natural y alcanza actualmente más del 8% de las explotaciones agropecuarias en departamentos del Norte del país (Artigas, Cerro Largo, Paysandú, Salto y Tacuarembó).

El manejo ganadero por lo general es mixto, en el que combina la cría de ganado vacuno y ovino, y tiene como destino la producción de carne, cuero y lana. En tanto que la cría de ganado para la producción de leche se concentra en el Sur (San José, Florida y Colonia), donde supera el 19% de la producción.

En particular, la región litoral oeste presenta suelos dentro un amplio rango de aptitud de uso, incluyendo desde suelos agrícolas a los exclusivamente pastoriles. Al norte de esta región, en la zona de basalto, se desarrolla la ganadería extensiva, fundamentalmente ovina. Los suelos tienen una escasa capacidad de almacenar agua, por lo que son susceptibles a las sequías. En tanto que en las áreas de suelos más profundos se desarrolla la ganadería vacuna asociada a la ovina. En algunos lugares

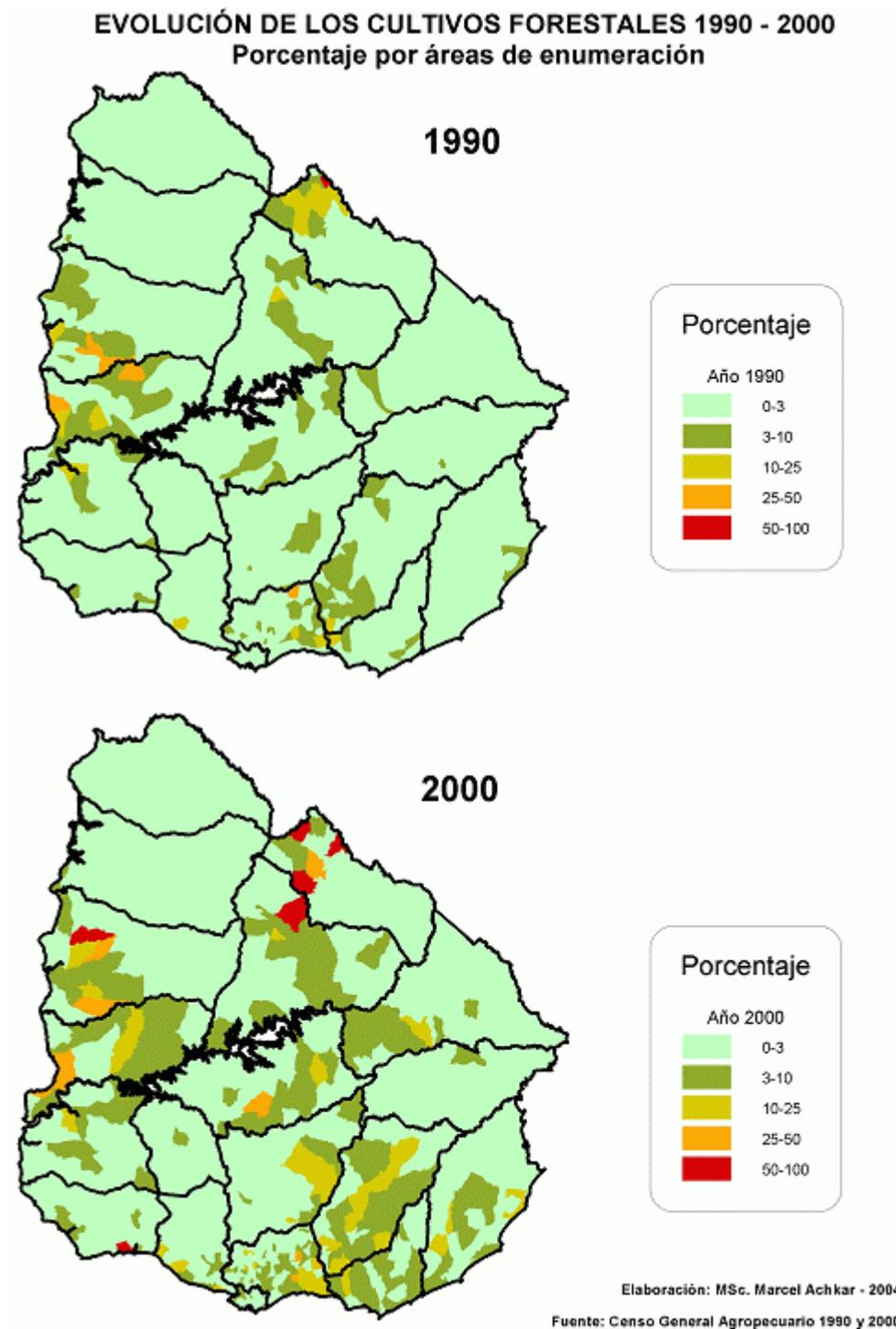


Figura 10. Evolución del sector forestal en los últimos tiempos (década de 1990-2000).

también se practica el cultivo de arroz, en rotaciones con pasturas artificiales, a través de riego por gravedad desde represas. Mientras que al Sur de esta región, desde los

últimos tiempo, existe un importante desarrollo de cultivos forestales, principalmente en las unidades de suelo Algorta, Bacacué, Chapicuy y Constitución.

2.6.1 Suelos y uso de la tierra en la zona de estudio

Al igual que el conjunto del territorio uruguayo, esta zona presenta una gran diversidad de suelos desarrollados bajo vegetación de praderas. El uso de la tierra ha estado principalmente asociado a los suelos Dominantes de la Unidad Algorta son Argisoles Dústricos (Carta de Reconocimientos de Suelos del Uruguay, escala 1:000.000; DSF-MGAP, 1979), caracterizados por los siguientes parámetros:

Horizonte A:

Espesor:	20 a 35 cm
Color:	Pardo muy oscuro a negro.
Textura:	Franco-arcillo-arenoso a franco-arenoso
Transición:	gradual
pH:	5,5 a 6,5
% MO:	3,0%
C.I.C.:	14 a 20 cmol _c /100 gr
% V:	56 a 75

Horizonte B:

Espesor:	50 a 60 cm
Color:	Pardo grisáceo muy oscuro con moteados abundantes.
Textura:	Arcillo-arenoso a arcilloso.
Transición:	Clara
pH:	6,5
% MO:	1,2 a 2%
C.I.C.:	26 a 30 cmol _c /100 gr
% V:	95 a 100

Horizonte C:

Espesor:	>60 cm
Color:	Pardo.
Textura:	Arcillo-arenosa.
pH:	>6,5
% MO:	<1,2 %
C.I.C.:	20 a 25 cmol _c /100 gr
% V:	100

Por su parte, los suelos Asociados de esta Unidad, son Brunosoles Subéutricos, caracterizados por los siguientes parámetros:

<i>Horizonte A:</i>	
Espesor:	42 a 55 cm
Color:	Pardo grisáceo muy oscuro.
Textura:	Franco arenoso a areno-francoso
Transición:	Abrupta/clara
pH:	5,2 a 6,3
% MO:	1,7%
C.I.C.:	6 cmolc/100 gr
% V:	82
<i>Horizonte B:</i>	
Espesor:	57 a 64 cm
Color:	Gris muy oscuro a pardo grisáceo, moteados abundantes.
Textura:	Franco-arcillo-arenoso a arcillo-arenoso.
Transición:	Clara
pH:	5,4 a 5,7
% MO:	1,2%
C.I.C.:	20 cmol _c /100 gr
% V:	71 a 78

En general, las actividades agropecuarias más características han sido la ganadería y los cultivos agrícolas. No obstante, la región históricamente se ha caracterizado por el fuerte desarrollo del sector forestal, el que afecta gran parte de los Departamentos de Paysandú, Río Negro y Soriano (Tabla XVII). Particularmente el límite entre los departamentos de Paysandú y Río Negro ha sido una zona pionera en la implantación de extensos cultivos forestales con propósitos industriales.

Tabla XVII. Distribución de la superficie forestada en Uruguay por departamento.

Región	Superficie	Departamento
Litoral	42%	Paysandú, Río Negro y Soriano
Este	28%	Maldonado, Rocha, Lavalleja, Treinta y Tres, Cerro Largo
Norte	16%	Rivera, Tacuarembó
Centro	9%	Durazno
Resto	5%	Colonia, San José, Canelones, otros

Fuente: Dirección Forestal – MGAP, 2004.

Los suelos de “prioridad forestal” están incluidos dentro de las zonas 9 y 09 (CONEAT, 1979) y abarcan una superficie de 210.145 y 341.633 has, respectivamente. No obstante, debe observarse que no todos los suelos de “prioridad forestal” son apropiados para el cultivo de eucaliptos; en particular, para aquellas especies con mayor demanda, como las destinadas a la industria de celulosa. La baja fertilidad, las heladas, el drenaje deficiente y otros factores hacen que muchos de estos suelos, no sean aptos para estos eucaliptos, o bien, no rentables para fines comerciales.

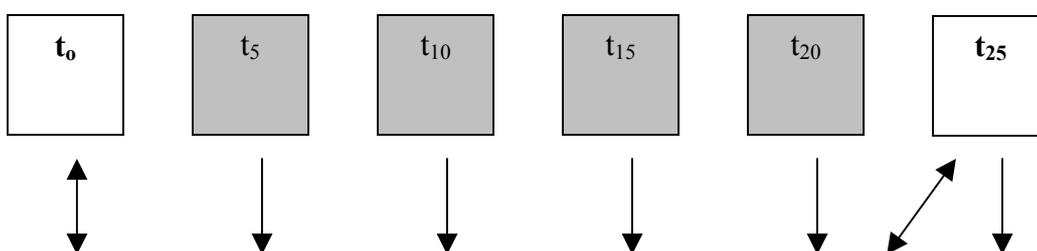
Debido a que la actividad forestal en la zona de estudio tuvo inicio en las décadas de 1960-1980, aún conserva plantaciones de antigüedad suficiente como para permitir investigar los efectos inducidos al suelo durante un tiempo relativamente prolongado. En tanto que en otras regiones del país, el gran desarrollo de la forestación ocurrió fundamentalmente a fines de la década de 1990, por lo que las plantaciones alcanzan una edad de alrededor de 10 años. Edad en que precisamente una mayoría de estos rodales son cortados con destino a la industria de pulpa de celulosa.

3. UBICACIÓN DE LAS PARCELAS DE ESTUDIO

La ubicación de las parcelas fue sujeta en gran medida al diseño seleccionado de muestreo para cada una de las etapas contempladas en la investigación (t_{25} y t_{10-30}).

Los tiempos involucrados en los tratamientos son presentados esquemáticamente en la Figura 11.

Estudio t_{25}



Estudio t_{10-30}



Figura 11. Esquema representado los tiempos comparados entre tratamientos. (Los recuadros en gris representan los tiempos (o tratamientos) no incluidos en el Estudio t_{25}).

A partir del esquema anterior es posible observar que los tiempos contemplados en las etapas del estudio, incluyen la comparación entre:

- 1) el punto de partida (t_0), dado por la pradera (T) usada como referente en el Estudio t_{25} y el punto de partida (t'_0), dado por las praderas (T'_{10-30}) usadas como referentes en el Estudio t_{10-30} ;
- 2) el tiempo del cultivo de eucaliptos (t_{25}) contemplado en el Estudio t_{25} , dado por la parcela E_{25} y el cultivo de eucaliptos de la misma edad (t'_{25}) del Estudio t'_{10-30} , dado por la parcela E'_{25} ; y

- 3) el tiempo del cultivo de eucaliptos (t_{25}), contemplado en el Estudio t_{25} , dado por la parcela E_{25} y el mismo cultivo de eucaliptos 5 años después (t'_{30}), del Estudio t'_{10-30} , dado por la parcela E'_{30} .

3.1 Estudio t_{25}

Las parcelas pareadas (E_{25} y T) fueron ubicadas en el predio del Centro Forestal de Caja Bancaria, al Suroeste del pueblo de Piedras Coloradas, en las proximidades de un camino vecinal que comunica a este pueblo, y distante unos 4 km. Ambas parcelas estaban separadas 55 m, aunque guardando una similar ubicación en el paisaje. La segunda parcela bajo pradera (T_1) fue ubicada al Este del pueblo, a unos 4 km, en las cercanías de la Ruta Nacional N°90 (Figura 13) El área de cada parcela era de 625 m^2 y eran representativas del uso del suelo predominante en la zona, tanto en el caso de E_{25} como de T y T_1 .

3.2 Estudio t_{10-30}

Las parcelas pareadas fueron ubicadas dentro del área comprendida por los pueblos de Piedras Coloradas y Algorta. En las cercanías de Piedras Coloradas fueron ubicadas las parcelas E'_{30} - T'_{30} y E'_{25} - T'_{25} . En tanto que al Este, en las proximidades de Algorta, en predio del Centro Forestal de Caja Bancaria, fueron ubicadas las parcelas E'_{20} - T'_{20} , E'_{15} - T'_{15} y E'_{10} - T'_{10} (Figura 12). Para su ubicación en el interior de la zona de estudio, se identificaron aquellos sitios que más se ajustaban a los requerimientos exigidos desde el punto de vista edafogeomorfológico. Para esto se recurrió al apoyo de los datos provistos por el primer estudio (Estudio t_{25}), lo que facilitó establecer los criterios para la ampliación del área de estudio. En esta ampliación, los nuevos suelos incluidos son también de textura *franco arenosa*, aunque algunos de ellos pueden presentar, espacialmente, diferencias en su capacidad de acumular materia orgánica. Esto condujo a no constreñir la caracterización física del suelo a su categorización textural, en

términos de relación granulométrica, por lo que finalmente se optó por la densidad aparente.

En el conjunto de tratamientos, una posible excepción quizás la constituye aquellas parcelas delimitadas en un suelo, aunque desarrollado también sobre material cretáceo, su textura varía de franco arenoso a franco arenoso pesado con gravillas (E'_{15} , E'_{10} y T'_{15-10}). Sin embargo, esta ligera variación textural constituye una oportunidad para evaluar su posible incidencia en el conjunto de cambios que potencialmente ocurren bajo un cultivo de eucalipto.

De un total de nueve sitios seleccionados, cuatro fueron bajo pradera con distintas historias de uso y grados de perturbación y cinco sitios bajo plantación de *E. grandis* de diferentes edades (\cong 10, 15, 20, 25 y 30 años) y manejos (ver Capítulo 4.2.2.1). Debe observarse que en el caso de E'_{15} , la imposibilidad de ubicar una parcela pareada bajo pradera, se consideró igualmente válido contrastar los datos de esta parcela con T'_{10} ; situada a corta distancia de la anterior

La inclusión de cultivos de *E. grandis* de edades diferentes, en similares condiciones pedológicas, dota a la investigación de una “ventana temporal” más amplia, permitiendo así establecer la tendencia de los cambios en el tiempo para las variables seleccionadas.

4. MATERIALES Y METODOS

4.1 Estudio t₂₅

4.1.1 Perfiles

Como se mencionó, las parcelas fueron ubicadas en la ladera media, en suelos Asociados de la Unidad Algorta (Brunosoles Dústricos) según la Clasificación de Suelos del Uruguay (Altamirano *et al.*, 1976). Dos de estas parcelas fueron ubicadas sobre campo natural y una tercer parcela, bajo cultivo de *E. grandis* (tratamiento).

a) Pradera

La pradera (T), pareada al cultivo de eucaliptos, presenta el perfil típico de la pradera natural que caracteriza a la zona (Tabla XVI y XVII). Su condición de “natural” está dada básicamente por la ausencia de laboreo y el desarrollo de una cobertura vegetal en un estado de mínima perturbación. En su selección se buscó que la cobertura no presentara especies invasoras y/o el predominio de algunas especies nativas que indicaran condiciones de sobre-pastoreo, quema u otra perturbación. Los mismos criterios fueron utilizados en la selección de la segunda pradera (T₁), cuyo propósito era establecer la variación intrínseca al suelo de la zona (Tabla XVIII y XIX). A pesar que el perfil de T₁ fue disímil a T en algunos parámetros, se consideró igualmente oportuno incluirlo en el estudio, en el entendido que este perfil en alguna medida podía representar la variabilidad del suelo, del área delimitada en el estudio y además, comparable en la mayoría de los parámetros seleccionados.

b) *Eucalyptus grandis*

El perfil bajo eucaliptos no presentó diferencias sustanciales con el perfil de la pradera natural (Tabla XX y XXI); sí a nivel superficial debido a la acumulación de un mantillo, aunque de escaso espesor y de distribución heterogénea. Como resultado de ello, su nivel de degradación varía espacialmente, por lo que el desarrollo del horizonte

humífero es discontinuo, aunque por lo general oscila entre 1 y 2 cm. No obstante, concentra una importante actividad biológica, particularmente de hongos, aunque también es posible observar la presencia de macrofauna (artrópodos y anélidos) y mesofauna (ácaros), la que también varía espacialmente acorde al espesor de este horizonte.

En el terreno, es posible observar a simple vista un importante contraste entre los perfiles de ambas parcelas, tanto en el color como en la consistencia del suelo (Figura 12).



Figura 12. Imagen ilustrativa del contraste entre muestras pareadas bajo pradera (izquierda) y eucaliptos (derecha).

Tabla XVI. Pradera T: descripción del perfil (pareada al cultivo)

T					
Horizonte	Profund.	Espesor	Color	Moteados	Textura
A ₁₁	0-5	5	10 YR 3/1.5		FrAr liviana
A ₁₂	5-18	13	10 YR 2.5/1.5		FrAr
A ₃	18-38	20	7.5 YR 2.5/1		FrAr pesada
B ₁	38-45	7	10 YR 2.5/1.5	7.5YR 3/4 p	AcAr liv.
B ₂	45 +		7.5 YR 3/1		AcAr

Horizonte	Transición	Estructura	Poros	Raíces	Macrofauna
A	gradual	granular	abundante	abundante	abundante
B		bloques angul. f	común	común	común

Tabla XVII. Pradera T: descripción del perfil

Autor:	Daniel Panario, Carlos Céspedes
Condición Climática:	Suelo seco, día soleado
Forma de Observación:	Calicata
Posición en el relieve:	Ladera media
Pendiente:	5%
Exposición:	Sur
Pedregosidad:	No
Rocidad:	No
Uso y vegetación:	Pradera natural
Erosión:	No
DESCRIPCIÓN DEL PERFIL:	
<p><i>Horizonte 1 – A₁₁ – 0 - 5 cm de profundidad. Horizonte de 5 cm. de espesor. El color de la matriz es 10 YR 3/1.5 (gris muy oscuro a pardo grisáceo muy oscuro). Su textura es franco arenoso liviana y su estructura es granular muy friable. La cantidad de raíces que se observa es alta. La transición al siguiente horizonte es clara.</i></p>	
<p><i>Horizonte 2 – A₁₂ – 5 - 18 cm de profundidad. Horizonte de 13 cm de espesor, de color 10YR 2.5/1.5 (negro – gris muy oscuro a pardo a pardo grisáceo muy oscuro) Su textura es franco arenosa y su estructura es de bloques subangulares muy friables. La cantidad de raíces es menor que en el horizonte anterior. La transición al siguiente horizonte es clara.</i></p>	
<p><i>Horizonte 3 – A₃ – 18 - 38 cm. de profundidad. Horizonte de 20 cm de espesor, de color 7.5YR 2.5/1 (negro). Su textura es franco arenosa y su estructura es de bloques subangulares muy friables. Presenta moderada cantidad de raíces. La transición al siguiente horizonte es clara.</i></p>	
<p><i>Horizonte 4 – B₁ – 38 - 45 cm. de profundidad. Horizonte de 7 cm de espesor, de color 10YR 2.5/1.5 (negro – gris muy oscuro a pardo a pardo grisáceo muy oscuro). Su textura es arcillo arenosa liviana y su estructura es de bloques subangulares muy firmes. Presenta baja cantidad de raíces. La transición al siguiente horizonte es clara.</i></p>	
<p><i>Horizonte 5 – B₂ – 45 y más cm. de profundidad. El horizonte es de color 7.5YR 3/1 (gris muy oscuro). Su textura es arcillo arenosa, estructura en bloques angulares firmes.</i></p>	

Tabla XVIII. Pradera T₁: descripción del perfil.

T ₁					
Horizonte	Profund.	Espesor	Color	Moteados	Textura
A ₁₁	0-4	4	10 YR 2.5/1.5		FrAr liviana
A ₁₂	4-11	7	10 YR 2.5/1		FrAr
A ₃	11-30,5	19,5	7.5 YR 2.5/1.5		FrAr pesada
B ₁	38-45	8	10 YR 2.5/1.5		AcAr liv.
B ₂	38,5+		7.5 YR 2.5/1		AcAr

Horizonte	Transición	Estructura	Porosidad	Raíces	Macrofauna
A	gradual	granular	abundante	abundante	abundante
B		bloques angul. f	común	común	común

Tabla XIX. Pradera T₁: descripción del perfil.

Autor:	Daniel Panario, Carlos Céspedes
Condición Climática:	Suelo seco, día soleado
Forma de Observación:	Calicata
Posición en el relieve:	Ladera media
Pendiente:	5%
Exposición:	Norte
Pedregosidad:	No
Rocosidad:	No
Uso y vegetación:	Pradera natural
Erosión:	No
DESCRIPCIÓN DEL PERFIL:	
<i>Horizonte 1</i> – A ₁₁ – 0 - 4 cm. de profundidad. Horizonte de 4 cm. de espesor, de color 10YR 2.5/1.5 (pardo muy oscuro a negro). Su textura es franco arenosa liviana y su estructura es granular débil. La cantidad de raíces que se observa es alta. La transición al siguiente horizonte es clara.	
<i>Horizonte 2</i> – A ₁₂ – 4 –11 cm. de profundidad. Horizonte de 7 cm de espesor, de color 10YR 2.5/1 (negro). Su textura es franco arenosa y su estructura es de bloques subangulares. La cantidad de raíces es menor que en el horizonte anterior. La transición al siguiente horizonte es clara.	
<i>Horizonte 3</i> – A ₃ – 11 - 30.5 cm. de profundidad. Horizonte de 19.5 cm de espesor, de color 7.5YR 2.5/1 (negro). Su textura es franco arenosa pesada y su estructura es de bloques subangulares. Presenta moderada cantidad de raíces. La transición al siguiente horizonte es clara.	
<i>Horizonte 4</i> – B ₁ – 30.5 - 38.5 cm. de profundidad. Horizonte de 8 cm de espesor, de color 10YR 2.5/1.5 (pardo muy oscuro a negro). Su textura es arcillo arenosa liviana y su estructura es de bloques angulares. Presenta baja cantidad de raíces. La transición al siguiente horizonte es clara.	
<i>Horizonte 5</i> – B ₂ – 38,5 y más cm. de profundidad. El horizonte es de color 7.5YR 2.5/1 (negro). Su textura es arcillo arenosa y su estructura es de bloques angulares firmes.	

Tabla XX. E₂₅: descripción del perfil.

E ₂₅					
Horizonte	Profund.	Espesor	Color	Moteados	Textura
A ₀	2-0	2	(mantillo degradado)		
A ₁₁	0-5	5	10YR 5/2 - 2.5/1 domin.*		FrAr liviana
A ₁₂	5-17	12	10YR 2.5/1.5 - 4.5/3		FrAr
A ₃	17-36	19	10YR 2/1		FrAr pesada
B ₁	36-44	8	10YR 2/1.5	10YR 4/4	AcAr liv.
B ₂	44 +		10YR 2/1	5YR 5/4**	AcAr

Horizonte	Transición	Estructura	Poros	Raíces	Macrofauna
A	gradual	granular friable	común	abundante	común
B		bloques angul. f.	pobre	pobre	pobre

* A₁₁ presenta la mayor concentración de raíces del perfil; su matriz es de color 10YR 2.5/1, con presencia de manchas 10YR 5/2. **Los moteados se presentan como películas entre agregados.

Tabla XXI. E₂₅: descripción del perfil

Autor:	Daniel Panario, Carlos Céspedes
Condición Climática:	Suelo seco, día soleado
Forma de Observación:	Calicata
Posición en el relieve:	Ladera media convexa
Pendiente:	5%
Exposición:	Sur
Pedregosidad:	No
Rocosidad:	No
Uso y vegetación:	Plantación de
Erosión:	No presenta
DESCRIPCIÓN DEL PERFIL:	
<i>Horizonte 1 – A₀</i> – 2 cm. de profundidad. Horizonte de 2 cm. de espesor de composición orgánica (mantillo degradado).	
<i>Horizonte 2 – A₁₁</i> – 0 a 5 cm. de profundidad. Horizonte de 5 cm. de espesor. El color de la matriz es 10YR 2.5/1 (negro a gris muy oscuro) con manchas de color 10YR 5/2 (pardo grisáceo). Su textura es franco arenosa liviana y su estructura granular muy friable. La cantidad de raíces que se observa es alta. La transición al siguiente horizonte es clara.	
<i>Horizonte 3 – A₁₂</i> – 5 a 17 cm. de profundidad. Suelo de 12 cm. de espesor, de color 10YR 2.5/1.5 (pardo muy oscuro a negro) y 10YR 4.5/3 (pardo). Su textura es franco arenosa y su estructura es de bloques subangulares muy friables. La cantidad de raíces es menor que en el horizonte anterior. La transición al siguiente horizonte es clara.	
<i>Horizonte 4 – A₁₃</i> – 17 a 36 cm. de profundidad. Horizonte de 19 cm de espesor, de color 10YR 2/1 (negro). Su textura es franco arenosa pesada y su estructura es de bloques subangulares, muy friables. Presenta baja cantidad de raíces. La transición al siguiente horizonte es clara.	
<i>Horizonte 5 – B₁</i> – 36 a 44 cm. de profundidad. Horizonte de 8 cm de espesor, de color 10YR 2/1.5 (pardo muy oscuro a negro) y con presencia de moteados de color 10YR4/4 (pardo amarillento oscuro). Su textura es arcillo arenosa liviana y su estructura es de bloques angulares, firmes. Presenta baja cantidad de raíces. La transición al siguiente horizonte es clara.	
<i>Horizonte 6 – B₂</i> – 44 cm. y más de profundidad. Horizonte de color 10YR 2/1 (negro) con moteados de color 5YR 5/4 (pardo rojizo) y 7.5YR 5/4 (pardos) los cuales se presentan como películas entre los agregados. Su textura es arcillo arenosa y su estructura es de bloques angulares grandes muy firmes.	

4.1.2 Parcelas

El tamaño de cada parcela fue de 625 m² (25 x 25 m) y el diseño de muestreo contempló: dos praderas testigos (T y T₁) y un tratamiento (E₂₅). Una de las parcelas bajo pradera (T) fue pareada al tratamiento, una plantación de *E. grandis* de 25 años, distante unos 55 metros (Figura 13). La segunda parcela bajo pradera (T₁) fue ubicada a unos 4 Km. de distancia, en un sitio con similares características de geoforma, y en la misma posición topográfica (ubicación en ladera y curva de nivel). Su propósito fue comparar el rango de variabilidad de los parámetros edáficos de la pradera T, pareada al cultivo de eucaliptos. Las parcelas pareadas (T y E₂₅) fueron ubicadas en una microcuenca al Suroeste del pueblo de Piedras Coloradas (Paysandú), distante a 4 km.

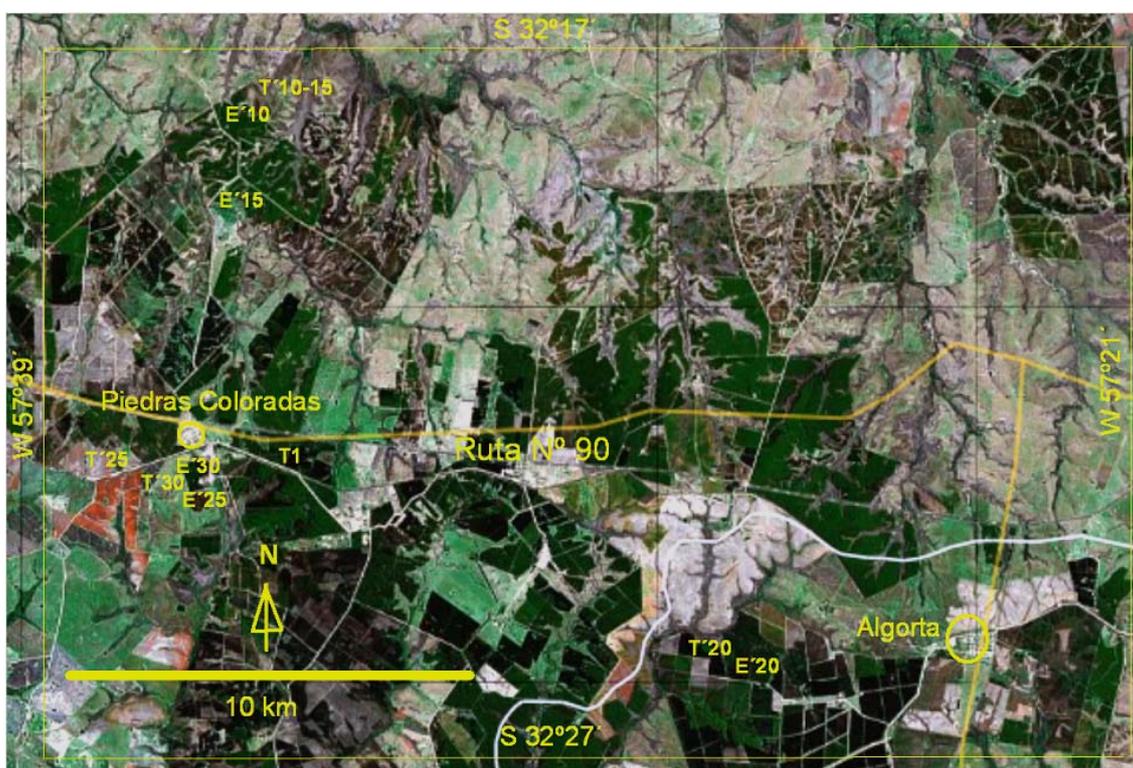


Figura 13. Las referencias en amarillo claro indican la ubicación de las parcelas sobre una imagen satelital del año 2006. Las localidades referidas en el texto son indicadas con un círculo. La latitud y longitud son indicadas sobre el recuadro externo. Las parcelas E'30 y T'30 coinciden con la ubicación de las parcelas E₂₅ y T del Estudio t₂₅.

En tanto que la parcela T₁ fue ubicada en otra microcuenca, al Este de Piedras Coloradas. Las tres parcelas fueron posicionadas en el terreno de modo que abarcaran parte de la ladera alta y parte de la ladera baja. Se buscó así, contemplar en un único cuadro dos posiciones extremas de la pendiente.

4.1.2.1 Uso y manejo

a) Praderas

Las parcelas bajo campo natural no presentan en la actualidad ningún tipo de uso, aunque décadas atrás pudieron haber estado sometidas a un pastoreo poco intensivo. En cuanto al estado general de la comunidad vegetal, la información fue obtenida en el propio terreno y luego corroborada a través de consultas a informantes calificados y fotografías aéreas de los años 1943 y 1968 (Tabla XXII). En términos generales, las especies dominantes en las parcelas se corresponden con las descritas oportunamente para el conjunto del área (ver capítulo 2.5.1).

Tabla XXII. Praderas: historia de uso y uso actual.

Pradera	Uso anterior	Uso actual	Biomasa (Mg/ha/año) *
T	semi-pastoreo	pradera natural	36,8
T₁	pastoreo	prad. regenerada	36,8

* A los propósitos del presente trabajo se consideró una producción de biomasa similar, a pesar de algunas diferencias entre ambos usos. Sin embargo, los datos actualmente disponibles (Altesor *et al.*, 2005) indican que las diferencias cualitativas entre ambos usos, en términos de especies presentes en la comunidad, no se condicen con la capacidad de producción de biomasa. De modo que por razones prácticas se equiparó el valor productivo de ambas praderas, dado que las diferencias no inciden en el razonamiento comparativo con los eucaliptos.

b) *Eucalyptus grandis*

La historia de manejo de E₂₅ fue provista, en parte, por la empresa propietaria del predio. Aunque la información aportada no estaba actualizada, permitió estimar globalmente algunos parámetros del cultivo de interés para el estudio. Los datos aportados incluyeron la estimación del volumen de madera por unidad de superficie (altura x DAP⁴ x población), al que se le sumó el porcentaje promedio de la biomasa no maderable (ramas y hojas) (Tabla XXIII).

Tabla XXIII. Valores de algunos parámetros del cultivo de *E. grandis*.

Parcela	Arboles/ha	D.A.P. (cm)	Altura media (m)	Biomasa (Mg/ha/año)*
E ₂₅	860	26,5	34	42,6

* Mg = megagramos

En el caso de la parcela E25, el manejo del cultivo, en términos generales, era similar al descrito para la zona, excepto que, a pesar de sus 25 años, no había sido cosechado, aunque sí había sido podado y raleado en más de una oportunidad. Los residuos de poda eran dejados en lugar, aunque en la actualidad existían escasos indicios de los mismos. La plantación fue en fila o hilera, con una distante entre ejemplares de 3.5 x 2,5 metros, por lo que el dosel a esta distancia no permite el ingreso de luz adecuado como para estimular el desarrollo de sotobosque ni pasturas en su interior.

4.1.3 Muestreos

Los relevamientos de terreno incluyeron cateos previos destinados a establecer similitudes entre los perfiles de suelo *a priori* seleccionados. En cada parcela se excavó una calicata para describir el perfil del suelo hasta el horizonte B y estimar así la similitud pedológica entre las parcelas. Luego se procedió a seleccionar en el área de muestreo 10 puntos al azar, en los que se tomaron réplicas en cada subhorizonte (A₁₁, A₁₂, A₃, B₁ y B₂). En esta instancia de muestreo, no se incluyeron los residuos orgánicos

⁴/ D.A.P.: diámetro del árbol a la altura del pecho.

acumulados en la superficie del suelo (horizontes A_0 y A_h) bajo *E. grandis*. En cuanto a los puntos de muestreos, éstos incluyeron tanto la fila como la entrefila del cultivo (Figura 14).

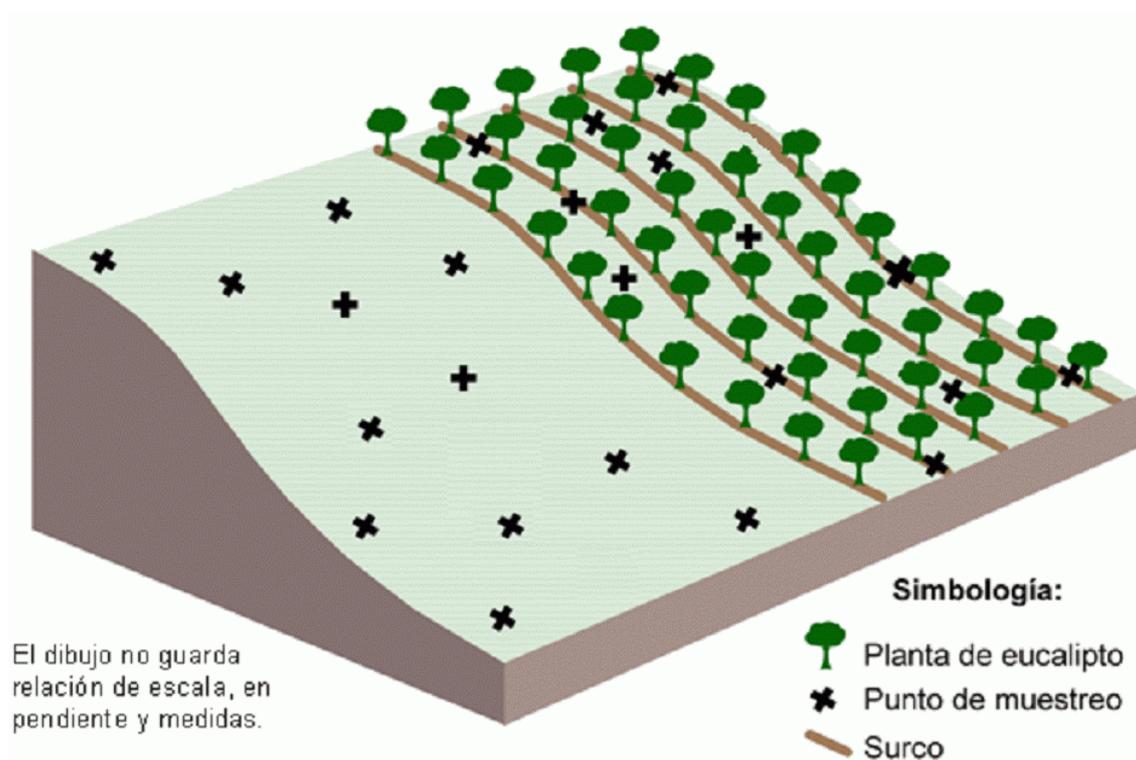


Figura 14. Diagrama indicando la distribución de los puntos de muestreo (parcela forestada y pradera pareada).

4.1.4 Métodos de análisis

El total de las muestras (150) fueron secadas en estufa a 40° C, molidas, tamizadas y guardadas en bolsas de polietileno debidamente identificadas. El tratamiento analítico de las muestras se realizó mediante técnicas estándares, de uso extendido en la caracterización de suelos.

a) Caracterización física:

Textura (%): la determinación textural de las muestras se efectuó mediante el Método de la Pipeta. Para ello se procedió a la selección de un número de muestras

representativa de cada uno de los sitios. Paralelamente, se analizaron texturalmente, muestras compuestas procedentes de las calicatas, con el propósito de establecer con mayor precisión el gradiente granulométrico de cada perfil. Esto fue a los propósitos de contribuir a dirimir posibles dudas acerca de los límites entre un subhorizonte y otro, para así identificar, dentro de las muestras colectadas, aquellas con posibles mezclas de subhorizontes.

Color: para la determinación del color se empleó la Carta de Colores de Suelos Munsell (1994).

b) Análisis físico-químicos:

- Capacidad de intercambio catiónico (CIC) y bases intercambiables (BI): fueron medidas en cmol/kg y valoradas al pH del suelo.. Se procedió según el método descrito en Sumner y Miller (1996), que consiste en el tratamiento de 5 gr de muestra de suelo con 30 ml de solución de cloruro de amonio (0,2 M). Una vez centrifugada la suspensión, el sobrenadante es transferido a un matraz, repitiéndose tres veces la operación, para luego enrasar el matraz con la propia solución de cloruro de amonio. A una parte de este volumen conocido, se le realiza la lectura de bases extraídas por espectrofotometría de absorción atómica. Al sustrato residual, depositado en el fondo del tubo, luego de lavado, centrifugado y desechado el sobrenadante, se le agrega 30 ml de solución de nitrato de potasio (0,2 M). La solución extraída es enrasada con la propia solución de nitrato de potasio. Los iones desplazados por esta solución, son determinados por titulación. Cabe observar, que del total de bases analizadas, sólo Ca, Mg y Na fueron seleccionados para su tratamiento estadístico.

- pH: se siguió el método estándar, consistente en una mezcla de suelo y agua en una relación 1:2.5; luego de agitar la mezcla y de reposar 30 minutos, se efectuó la lectura del pH por electrometría.

- MO (%): se empleó el método clásico de Walkley-Black (1934), modificado según USDA (1996). El mismo consiste en el tratamiento de 1g de suelo con 10 ml de solución de dicromato de potasio 1N, al que se le agrega 20 ml de ácido sulfúrico concentrado. Luego de agitar el preparado durante un minuto, se deja reposar 30 minutos, se transfiere a un matraz de 100 ml. y se centrifuga una parte; finalmente se efectúa la lectura por espectrofotometría a 650 nm.

- Hierro amorfo (%): se empleó el método clásico de oxalato de amonio, consistente en la preparación de una suspensión de 2 gr de suelo y 80 ml de solución de ácido oxálico (10,92 gr) y oxalato de amonio (16,11 gr) en un litro de agua. Luego de agitar durante 4 horas, a oscuras y a 20°C, la suspensión se filtra y es leída mediante espectrofotometría de absorción atómica.

- Hierro libre (%): se empleó el método clásico de Holmgren (1976), preparando una suspensión de 2 gr de suelo, 2 gr de ditionito de sodio y 23 gr de citrato de sodio pentahidrato, en 118 ml de agua deionizada. La suspensión, una vez agitada durante 12-14 hs, es transferida a un matraz aforado de 250 ml, y se le agregan 5 gotas de floculante, se agita, posteriormente se lleva a volumen, se agita nuevamente, y se deja reposar 1 hora. Finalmente, es diluida y se efectúa la lectura por espectrofotometría de absorción atómica.

- Aluminio (meq/100 gr): se realizó análisis de aluminio intercambiable sobre una muestra compuesta de suelo bajo *E. grandis*, al sólo efecto de corroborar que los casos de marcadas diferencias entre CIC y suma de bases, eran en parte explicados por la presencia de aluminio en el complejo de intercambio; lo que además sería compatible con los valores de pH. Para su extracción se siguió el método descrito por Mc Lean *et al.* (1958), para lo cual se emplearon 100 ml de solución de cloruro de potasio (1N) en 40 gr de suelos. El preparado fue agitado durante una hora, filtrado, neutralizándose

luego con 25 ml de la suspensión con hidróxido de sodio (0,05N). Finalmente, el aluminio fue complejado con fluoruro de sodio y titulado con un ácido (0,05N).

4.1.5 Tratamiento de los datos

Una vez obtenidos los valores de cada variable para cada uno de los subhorizontes, los datos fueron a su vez agrupados para su tratamiento estadístico por horizonte (A y B). Aquellos agrupados dentro del horizonte A, incluyeron los subhorizontes A₁₁, A₁₂ y A₃, mientras que los del horizonte B, incluyeron los subhorizontes B₁ y B₂. Esto respondió a las diferencias que naturalmente existen entre ambos horizontes desde el punto de vista pedogenético (eluviación en el horizonte A e iluviación en el horizonte B). Además, su tratamiento por separado, permite apreciar de forma más notoria, el comportamiento de ambos horizontes frente a un cambio de uso. De esta manera, fueron analizadas estadísticamente ocho variables por horizonte (16 en total) (ver Tercera Parte).

En el tratamiento de los datos, se procedió a comparar entre sí el registro de cada variable edáfica, a los efectos de evaluar el nivel de correspondencia intra e inter-tratamientos (T vs. T₁ y T vs. E₂₅).

El tratamiento de los datos incluyó el análisis previo de la significancia estadística de las pruebas paramétricas mediante un valor de α (error tipo I) de 0.05. Los estadígrafos con una probabilidad menor a 0.05 fueron considerados estadísticamente significativos, mientras que aquellos con probabilidades mayores a 0.05, pero menores a 0.10, fueron considerados marginalmente significativos. En el caso de algunas variables que no presentaron homocedasticidad (ver Anexo, Tabla I) en la verificación de los supuestos paramétricos, se efectuó su transformación. No obstante, esto resultó sólo efectivo en dos de los casos, por lo que se procedió a evaluar la posibilidad de una violación de los supuestos de homocedasticidad. Para ello se recurrió a Lindman (1974), quien ha comprobado que el estadístico F es totalmente robusto a la heterogeneidad de varianzas,

en el caso que el diseño sea balanceado, el número de réplicas por tratamiento sea mayor a 10, y la media y desviación estándar no se correlacionen a través de los tratamientos. Dado que las primeras dos condiciones fueron satisfechas, se procedió a evaluar la relación entre medias y desvío estándar de los tratamientos. En ninguna de las variables analizadas se observaron correlaciones significativas entre medias y desvío estándar, lo que permitió el uso de estadística paramétrica en todos los casos. El análisis estadístico fue realizado mediante un ANOVA de dos vías, a través del programa STATISTICAL 6.0. Los factores fueron: 1) "Uso", con los niveles "Eucalyptus" (E₂₅), "Pradera pareada" (T) y "Pradera testigo" (T₁), y 2) "Subhorizonte", con los niveles A₁₁, A₁₂ y A₃ para el horizonte A, y los niveles B₁ y B₂ para el horizonte B.

En función de los resultados, se procedió luego a determinar los coeficientes de correlación (r) y las probabilidades asociadas (p), a partir del análisis de correlación (ver Anexo: Tabla II). La representación gráfica de los resultados es presentada en el Anexo. Con propósitos prácticos, los resultados han sido representados gráficamente en función del rango y valor promedio de cada variable, en cada subhorizonte.

4.2 Estudio t₁₀₋₃₀

4.2.1 Perfiles

Como se mencionó, las parcelas fueron ubicadas en la ladera media, en suelos Asociados (Brunosoles Dústricos) de Unidad Algorta y Unidad Bacuacué (Altamirano *et al.*, 1976). Del total de parcelas, dos fueron ubicadas sobre campo natural, otras dos en suelos bajo vegetación herbácea pero históricamente sometidos a laboreo, y cinco parcelas bajo cultivo de *E. grandis* de entre 10 y 30 años de edad.

a) Praderas

Los suelos de las parcelas contempladas en esta fase del estudio, a diferencia de la anterior (Estudio T₂₅), presentan perfiles cuya descripción puede diferir en sus primeros

centímetros (horizonte A_p). Esta diferencia es propia de la historia de uso de cada parcela, en particular, del tipo e intensidad del laboreo aplicado. De cualquier modo, en su conjunto, los perfiles considerados en esta fase, pueden ser considerados en términos general pedológicamente similares. Incluso, aquellos perfiles ubicados en la Unidad Bacacúa, fuera de la Unidad Algorta, como es el caso de la parcela T_{15-10} (utilizada como control de E_{15} y E_{10}). Con el propósito de facilitar la comparación entre perfiles pares (pradera *versus* eucalipto), los mismos han sido agrupados acorde a la edad de la plantación (Tablas XXIII a XXXI).

b) Cultivos de eucalipto

Los perfiles bajo eucalipto no presentaron diferencias sustanciales con los de praderas, a excepción de los primeros centímetros. A esta diferencia, se agrega el desarrollo de un horizonte orgánico en el tope del perfil bajo eucalipto, aunque de escaso espesor, así como la acumulación de un mantillo de distribución no homogénea (Tablas XXXII a XLI).

Tabla XXIV. Descripción del perfil de T'30

T'30					
Horizonte	Profund.	Espesor	Color	Moteados	Textura
A ₁₁	0-5	5	10YR 3/1.5		FrAr liviana
A ₁₂	5-18	13	10YR 2.5/1.5		FrAr
A ₃	18-38	20	7.5YR 2.5/1		FrAr pesada
B ₁	38-46	8	10YR 2.5/1.5	7.5YR 3/4	AcAr liv.
B ₂	46 +		10YR 2/1		AcAr

Horizonte	Transición	Estructura	Poros	Raíces	Macrofauna
A	gradual	granular	abundante	abundante	abundante
B		bloques angul. f	común	común	común

Tabla XXV. Descripción del perfil de T'30

Autor:	Daniel Panario, Carlos Céspedes
Condición Climática:	Suelo seco, día soleado
Forma de Observación:	Calicata
Posición en el relieve:	Ladera media
Pendiente:	5%
Exposición:	Norte
Pedregosidad:	No
Rocoidad:	No
Uso y vegetación:	Pradera natural
Erosión:	No
DESCRIPCIÓN DEL PERFIL:	
<i>Horizonte 1 – A₁₁ – 0 - 5 cm. de profundidad. Horizonte de 5 cm. de espesor, de color 10YR 3/1.5 (pardo muy oscuro a negro). Su textura es franco arenosa liviana y su estructura es granular débil. La cantidad de raíces que se observa es alta. La transición al siguiente horizonte es clara.</i>	
<i>Horizonte 2 – A₁₂ – 5 - 18 cm. de profundidad. Horizonte de 13 cm de espesor, de color 10YR 2.5/1.5 (negro). Su textura es franco arenosa y su estructura es de bloques subangulares débiles. La cantidad de raíces es menor que en el horizonte anterior. La transición al siguiente horizonte es clara.</i>	
<i>Horizonte 3 – A₃ – 18 - 38 cm. de profundidad. Horizonte de 20 cm de espesor, de color 7.5YR 2.5/1 (negro). Su textura es franco arenosa pesada y su estructura es de bloques subangulares débiles. Presenta moderada cantidad de raíces. La transición al siguiente horizonte es clara.</i>	
<i>Horizonte 4 – B₁ – 38 - 46 cm. de profundidad. Horizonte de 8 cm de espesor, de color 10YR 2.5/1.5 (pardo muy oscuro a negro) y moteados 7.5YR 3/4. Su textura es arcillo arenosa liviana y su estructura es de bloques angulares firmes. Presenta baja cantidad de raíces. La transición al siguiente horizonte es clara.</i>	
<i>Horizonte 5 – B₂ – 46 y más cm. de profundidad. El horizonte es de color 10YR 2/1 (negro). Su textura es arcillo arenosa y su estructura es de bloques angulares muy firmes.</i>	

Tabla XXVI. Descripción del perfil de T'25

T'25					
Horizonte	Profund.	Espesor	Color	Moteados	Textura
A ₁₁	0-6	6	10 YR 3/1.5		FrAr liviana
A ₁₂	6-19	13	10 YR 2.5/1.5		FrAr
A ₃	19-37	18	7.5 YR 2.5/1		FrAr pesada
B ₁	37-50	13	10 YR 2.5/1.5	7.5YR 3/4 p	AcAr liv.
B ₂	50 +		7.5 YR 3/1		AcAr

Horizonte	Transición	Estructura	Poros	Raíces	Macrofauna
A	gradual	Granular	abundante	abundante	abundante
B		bloques angul. F	común	común	común

Tabla XXVII. Descripción del perfil de T'25

Autor:	Daniel Panario, Carlos Céspedes
Condición Climática:	Suelo seco, día soleado
Forma de Observación:	Calicata
Posición en el relieve:	Ladera media
Pendiente:	5%
Exposición:	Norte
Pedregosidad:	No
Rocosidad:	No
Uso y vegetación:	Barbecho
Erosión:	No
DESCRIPCIÓN DEL PERFIL:	
<i>Horizonte 1 – A₁₁ – 0 - 6 cm. de profundidad. Horizonte de 6 cm. de espesor, de color 10YR 3/1.5 (pardo muy oscuro a negro). Su textura es franco arenosa liviana y su estructura es granular débil. La cantidad de raíces que se observa es alta. La transición al siguiente horizonte es clara.</i>	
<i>Horizonte 2 – A₁₂ – 6 - 19 cm. de profundidad. Horizonte de 13 cm de espesor, de color 10YR 2.5/1.5 (negro). Su textura es franco arenosa y su estructura es de bloques subangulares débiles. La cantidad de raíces es menor que en el horizonte anterior. La transición al siguiente horizonte es clara.</i>	
<i>Horizonte 3 – A₃ – 19 - 37 cm. de profundidad. Horizonte de 18 cm de espesor, de color 7.5YR 2.5/1 (negro). Su textura es franco arenosa pesada y su estructura es de bloques subangulares débiles. Presenta moderada cantidad de raíces. La transición al siguiente horizonte es clara.</i>	
<i>Horizonte 4 – B₁ – 37 - 50 cm. de profundidad. Horizonte de 13 cm de espesor, de color 10YR 2.5/1.5 (pardo muy oscuro a negro). Su textura es arcillo arenosa liviana y su estructura es de bloques angulares fuertes. Presenta baja cantidad de raíces. La transición al siguiente horizonte es clara.</i>	
<i>Horizonte 5 – B₂ – 50 y más cm. de profundidad. El horizonte es de color 7.5YR 3/1 (negro). Su textura es arcillo arenosa y su estructura es de bloques angulares muy firmes.</i>	

Tabla XXVIII. Descripción del perfil de T'20

T'20					
Horizonte	Profund.	Espesor	Color	Moteados	Textura
A ₁₁	0-4	4	10 YR 3/1.5		FrAr liviana
A ₁₂	4-11	7	10 YR 2.5/1		FrAr
A ₃	11-31,5	20,5	7.5 YR 2.5/1.5		FrAr pesada
B ₁	31,5-45	13,5	10 YR 2.5/1.5	7.5YR 3/4 p	AcAr liv.
B ₂	45+		7.5 YR 2.5/1		AcAr

Horizonte	Transición	Estructura	Poros	Raíces	Macrofauna
A	gradual	masiva	abundante	abundante	abundante
B		bloques angul. f	común	común	común

Tabla XXIX. Descripción del perfil de T'20

Autor:	Daniel Panario, Carlos Céspedes
Condición Climática:	Suelo seco, día soleado
Forma de Observación:	Calicata
Posición en el relieve:	Ladera media
Pendiente:	5%
Exposición:	Norte
Pedregosidad:	No
Rocosidad:	No
Uso y vegetación:	Barbecho
Erosión:	No
DESCRIPCIÓN DEL PERFIL:	
<i>Horizonte 1</i> – A ₁₁ – 0 - 4 cm. de profundidad. Horizonte de 4 cm. de espesor, de color 10YR 3/1.5 (pardo muy oscuro a negro). Su textura es franco arenosa liviana y su estructura es granular débil. La cantidad de raíces que se observa es alta. La transición al siguiente horizonte es clara.	
<i>Horizonte 2</i> – A ₁₂ – 4 - 11 cm. de profundidad. Horizonte de 7 cm de espesor, de color 10YR 2.5/1 (negro). Su textura es franco arenosa y su estructura es de bloques subangulares débiles. La cantidad de raíces es menor que en el horizonte anterior. La transición al siguiente horizonte es clara.	
<i>Horizonte 3</i> – A ₃ – 11 - 31.5 cm. de profundidad. Horizonte de 20.5 cm de espesor, de color 7.5YR 2.5/1.5 (negro). Su textura es franco arenosa pesada y su estructura es de bloques subangulares débiles. Presenta moderada cantidad de raíces. La transición al siguiente horizonte es clara.	
<i>Horizonte 4</i> – B ₁ – 31.5 - 45 cm. de profundidad. Horizonte de 13,5 cm de espesor, de color 10YR 2.5/1.5 (pardo muy oscuro a negro). Su textura es arcillo arenosa liviana y su estructura es de bloques angulares fuertes. Presenta baja cantidad de raíces. La transición al siguiente horizonte es clara.	
<i>Horizonte 5</i> – B ₂ – 45 y más cm. de profundidad. El horizonte es de color 7.5YR 2.5/1 (negro). Su textura es arcillo arenosa y su estructura es de bloques angulares muy fuertes.	

Tabla XXX. Descripción del perfil de T' 15-10

T' 15-10					
Horizonte	Profund.	Espesor	Color	Moteados	Textura***
A ₁₁	0-6	6	10 YR 3/2		FrAr liviana
A ₁₂	6-19	13	10 YR 2.5/2		FrAcAr
A ₃	19-39	20	10 YR 2/2		FrAcAr p
B ₁	39-58	19	10 YR 2/2	10YR 4/4	FrAcAr
B ₂	58+		10 YR 4/1	5YR 5/4	FrAr

Horizonte	Transición	Estructura	Poros	Raíces	Macrofauna
A	clara	bl. subangul. med	abundante	abundante	abundante
B		bloq. angul. med	común	común	común

*** Presencia de gravilla en todo el perfil

Tabla XXXI. Descripción del perfil de T' 15-10

Autor:	Daniel Panario, Carlos Céspedes
Condición Climática:	Suelo seco, día soleado
Forma de Observación:	Calicata
Posición en el relieve:	Ladera media
Pendiente:	5%
Exposición:	Norte
Pedregosidad:	No
Rocosidad:	No
Uso y vegetación:	Pastoril
Erosión:	No
DESCRIPCIÓN DEL PERFIL:	
<i>Horizonte 1 – A₁₁ – 0 - 6 cm. de profundidad. Horizonte de 6 cm. de espesor, de color 10YR 3/2 (pardo muy oscuro a negro). Su textura es franco arenosa liviana y su estructura es granular débil, con gravas y gravillas. La cantidad de raíces que se observa es alta. La transición al siguiente horizonte es clara.</i>	
<i>Horizonte 2 – A₁₂ – 6 – 19 cm. de profundidad. Horizonte de 13 cm de espesor, de color 10YR 2.5/2 (negro). Su textura es franco arcillo arenosa y su estructura es de bloques subangulares débiles, con gravas y gravillas. La cantidad de raíces es menor que en el horizonte anterior. La transición al siguiente horizonte es clara.</i>	
<i>Horizonte 3 – A₃ – 19 – 39 cm. de profundidad. Horizonte de 20 cm de espesor, de color 7.5YR 2/2 (negro). Su textura es franco arcillo arenosa pesada y su estructura es de bloques subangulares débiles. Presenta moderada cantidad de raíces. La transición al siguiente horizonte es abrupta.</i>	
<i>Horizonte 4 – B₁ – 39 – 58 cm. de profundidad. Horizonte de 19 cm de espesor, de color 10YR 2/2 (pardo muy oscuro a negro). Su textura es franco arcillo arenosa y su estructura es de bloques angulares fuertes, con gravas y gravillas. Presenta baja cantidad de raíces. La transición al siguiente horizonte es gradual.</i>	
<i>Horizonte 5 – B₂ – 58 y más cm. de profundidad. El horizonte es de color 10YR4/1 (negro). Su textura es franco arenosa y su estructura es de bloques angulares muy firmes.</i>	

Tabla XXXII. Descripción del perfil de E' 30

E ₃₀					
Horizonte	Profund.	Espesor	Color	Moteados	Textura
A ₀	2-0	2	(mantillo degradado)		
A ₁₁	0-5	5	10YR 5/2 - 2.5/1 domin.*		FrAr liviana
A ₁₂	5-17	12	10YR 2.5/1.5 - 4.5/3		FrAr
A ₃	17-37	20	10YR 2/1		FrAr pesada
B ₁	37-45	8	10YR 2/1.5	10YR 4/4	AcAr liv.
B ₂	45 +		10YR 2/1	5YR 5/4**	AcAr

Horizonte	Transición	Estructura	Poros	Raíces	Macrofauna
A	clara	granular débil	común	abundante	común
B		bloques angul. f.	pobre	pobre	pobre

A₁₁ presenta la mayor concentración de raíces; su matriz de color 10YR 2.5/1 con presencia de manchas 10YR 5/2. ** Los moteados (5YR 5/4) se presentan como películas entre los agregados.

Tabla XXXIII. Descripción del perfil de E' 30

Autor:	Daniel Panario, Carlos Céspedes
Condición Climática:	Suelo seco, día soleado
Forma de Observación:	Calicata
Posición en el relieve:	Ladera media convexa
Pendiente:	5%
Exposición:	Sur
Pedregosidad:	No
Rocosidad:	No
Uso y vegetación:	Plantación de <i>E. grandis</i> (30 años)
Erosión:	No presenta
DESCRIPCIÓN DEL PERFIL:	
<i>Horizonte 1 – A₀</i> – 2 cm. de profundidad. Horizonte de composición orgánica (mantillo degradado) de 2 cm. de espesor.	
<i>Horizonte 2 – A₁₁</i> – 0 a 5 cm. de profundidad. Horizonte de 5 cm. de espesor. El color de la matriz es 10 YR 2.5/1 (negro a gris muy oscuro) con manchas de color 10YR 5/2 (pardo grisáceo). Su textura es franco arenosa liviana y su estructura granular muy friable. La cantidad de raíces que se observa es alta. La transición es clara.	
<i>Horizonte 3 – A₁₂</i> – 5 a 17 cm. de profundidad. Suelo de 12 cm. de espesor, de color 10YR 2.5/1.5 (pardo muy oscuro a negro) y 10YR 4.5/3 (pardo). Su textura es franco arenosa y su estructura es de bloques subangulares muy friables. La cantidad de raíces es menor que en el horizonte anterior. La transición al siguiente horizonte es clara.	
<i>Horizonte 4 – A₃</i> – 17 a 37 cm. de profundidad. Horizonte de 20 cm de espesor, de color 10YR 2/1 (negro). Su textura es franco arenosa pesada y su estructura es de bloques subangulares firmes. Presenta baja cantidad de raíces. La transición al siguiente horizonte es clara.	
<i>Horizonte 5 – B₁</i> – 37 a 45 cm. de profundidad. Horizonte de 8 cm de espesor, de color 10YR 2/1.5 (pardo muy oscuro a negro) y con presencia de moteados de color 10YR4/4 (pardo amarillento oscuro). Su textura es arcillo arenosa liviana y su estructura es de bloques angulares. Presenta baja cantidad de raíces. La transición al siguiente horizonte es clara.	
<i>Horizonte 6 – B₂</i> – 45 cm. y más de profundidad. Horizonte de color 10YR 2/1 (negro) con moteados de color 5YR 5/4 (pardo rojizo) y 7.5YR 5/4 (pardos) los cuales se presentan como películas entre los agregados. Su textura es arcillo arenosa y su estructura es de bloques angulares grandes muy firmes.	

Tabla XXXIV. Descripción del perfil de E'25

E ₂₅					
Horizonte	Profund.	Espesor	Color	Moteados	Textura
A ₀	2-0	2	(mantillo degradado)		
A ₁₁	0-5	5	10YR 5/2 - 2.5/1 domin.*		FrAr liviana
A ₁₂	5-16	11	10YR 2.5/1.5		FrAr
A ₃	16-36	20	10YR 2/1		FrAr pesada
B ₁	36-46	10	10YR 2/1.5	10YR 4/4	AcAr liv.
B ₂	46 +		10YR 2/1	5YR 5/4**	AcAr

Horizonte	Transición	Estructura	Poros	Raíces	Macrofauna
A	gradual	granular débil	común	abundante	común
B		bloques angul. f.	pobre	pobre	pobre

* A₁₁ presenta la mayor concentración de raíces del perfil; su matriz de color 10YR 2.5/1 con presencia de manchas 10YR 5/2. ** Los moteados (5YR 5/4) se presentan como películas entre los agregados.

Tabla XXXV. Descripción del perfil de E'25

Autor:	Daniel Panario, Carlos Céspedes
Condición Climática:	Suelo seco, día soleado
Forma de Observación:	Calicata
Posición en el relieve:	Ladera media convexa
Pendiente:	5%
Exposición:	Sur
Pedregosidad:	No
Rocosisidad:	No
Uso y vegetación:	Plantación de <i>E. grandis</i> (25 años)
Erosión:	No presenta
DESCRIPCIÓN DEL PERFIL:	
<i>Horizonte 1 – A₀</i> – 2 cm. de profundidad. Horizonte de 2 cm. de espesor de composición orgánica (mantillo degradado).	
<i>Horizonte 2 – A₁₁</i> – 0 a 5 cm. de profundidad. Horizonte de 5 cm. de espesor. El color de la matriz es 10YR 2.5/1 (negro a gris muy oscuro) con manchas de color 10YR 5/2 (pardo grisáceo). Su textura es franco arenosa liviana y su estructura granular muy débiles. La cantidad de raíces que se observa es alta. La transición al siguiente horizonte es clara.	
<i>Horizonte 3 – A₁₂</i> – 5 a 16 cm. de profundidad. Suelo de 11 cm. de espesor, de color 10YR 2.5/1.5 (pardo muy oscuro a negro) y 10YR 4.5/3 (pardo). Su textura es franco arenosa y su estructura es de bloques subangulares débiles. La cantidad de raíces es menor que en el horizonte anterior. La transición al siguiente horizonte es clara.	
<i>Horizonte 4 – A₃</i> – 16 a 36 cm. de profundidad. Horizonte de 20 cm de espesor, de color 10YR 2/1 (negro). Su textura es franco arenosa pesada y su estructura es de bloques subangulares débiles. Presenta baja cantidad de raíces. La transición al siguiente horizonte es clara.	
<i>Horizonte 5 – B₁</i> – 36 a 46 cm. de profundidad. Horizonte de 20 cm de espesor, de color 10YR 2/1.5 (pardo muy oscuro a negro) y con presencia de moteados de color 10YR4/4 (pardo amarillento oscuro). Su textura es arcillo arenosa liviana y su estructura es de bloques angulares fuertes. Presenta baja cantidad de raíces. La transición al siguiente horizonte es gradual.	
<i>Horizonte 6 – B₂</i> – 46 cm. y más de profundidad. Horizonte de color 10YR 2/1 (negro) con moteados de color 5YR 5/4 (pardo rojizo) y 7.5YR 5/4 (pardos) los cuales se presentan como películas entre los agregados. Su textura es arcillo arenosa y su estructura es de bloques angulares grandes muy fuertes.	

Tabla XXXVI. Descripción de perfiles de E'20

E ₂₀					
Horizonte	Profund.	Espesor	Color	Moteados	Textura
A ₀	2-0	2	(mantillo degradado)		
A ₁₁	0-5	5	10YR 5/2		FrAr liviana
A ₁₂	5-16	11	10YR 2.5/1.5		FrAr
A ₃	16-37	21	10YR 2/1		FrAr pesada
B ₁	37-47	10	10YR 2/1.5	10YR 4/4	AcAr liv.
B ₂	47 +		10YR 2/1	5YR 5/4**	AcAr

Horizonte	Transición	Estructura	Poros	Raíces	Macrofauna
A	gradual	granular débil	común	abundante	común
B		bloques angul. f.	pobre	pobre	pobre

** En B₂ los moteados (5YR 5/4) se presentan como películas entre los agregados.

Tabla XXXVII. Descripción del perfil de E'20

Autor:	Daniel Panario, Carlos Céspedes
Condición Climática:	Suelo seco, día soleado
Forma de Observación:	Calicata
Posición en el relieve:	Ladera media convexa
Pendiente:	5%
Exposición:	Sur
Pedregosidad:	No
Rocosidad:	No
Uso y vegetación:	Plantación de <i>E. grandis</i> (20 años)
Erosión:	No presenta

DESCRIPCIÓN DEL PERFIL:

Horizonte 1 – A₀ – 2 cm. de profundidad. Horizonte de 2 cm. de espesor de composición orgánica (mantillo degradado).

Horizonte 2 – A₁₁ – 0 a 5 cm. de profundidad. Horizonte de 5 cm. de espesor. El color de la matriz es 10 YR 2.5/1 (negro a gris muy oscuro) con manchas de color 10YR 5/2 (pardo grisáceo). Su textura es franco arenosa liviana y su estructura granular muy débil. La cantidad de raíces que se observa es alta. La transición al siguiente horizonte es clara.

Horizonte 3 – A₁₂ – 5 a 16 cm. de profundidad. Suelo de 11 cm. de espesor, de color 10YR 2.5/1.5 (pardo muy oscuro a negro) y 10YR 4.5/3 (pardo). Su textura es franco arenosa y su estructura es de bloques subangulares débil. La cantidad de raíces es menor que en el horizonte anterior. La transición al siguiente horizonte es clara.

Horizonte 4 – A₃ – 16 a 37 cm. de profundidad. Horizonte de 21 cm de espesor, de color 10YR 2/1 (negro). Su textura es franco arenosa pesada y su estructura es de bloques subangulares débil. Presenta baja cantidad de raíces. La transición al siguiente horizonte es gradual.

Horizonte 5 – B₁ – 36 a 44 cm. de profundidad. Horizonte de 10 cm de espesor, de color 10YR 2/1.5 (pardo muy oscuro a negro) y con presencia de moteados de color 10YR4/4 (pardo amarillento oscuro). Su textura es arcillo arenosa liviana y su estructura es de bloques angulares fuertes. Presenta baja cantidad de raíces. La transición al siguiente horizonte es clara.

Horizonte 6 – B₂ – 44 cm. y más de profundidad. Horizonte de color 10YR 2/1 (negro) con moteados de color 5YR 5/4 (pardo rojizo) y 7.5YR 5/4 (pardos) los cuales se presentan como películas entre los agregados. Su textura es arcillo arenosa y su estructura es de bloques angulares grandes muy fuertes.

Tabla XXXVIII. Descripción del perfil de E'15

E ₁₅					
Horizonte	Profund.	Espesor	Color	Moteados	Textura***
A ₀	1,5-0	1,5	(mantillo degradado)		
A ₁₁	0-6	6	10 YR 2.5/1.5		FrAr liviana
A ₁₂	6-16	10	10 YR 2/2		FrAcAr
A ₃	16-36	20	7.5 YR 2/2		FrAcAr p
B ₁	36-57	21	10 YR 2/2	10YR 4/4	FrAcAr
B ₂	57+		7.5 YR 3/1	5YR 5/4	FrAr

Horizonte	Transición	Estructura	Poros	Raíces	Macrofauna
A	abrupta	bl. subangul. med	común	abundante	común
B		bloques angul. f.	pobre	pobre	pobre

*** Presencia de gravilla en todo el perfil

Tabla XXXIX. Descripción del perfil de E'15

Autor:	Daniel Panario, Carlos Céspedes
Condición Climática:	Suelo seco, día soleado
Forma de Observación:	Calicata
Posición en el relieve:	Ladera media convexa
Pendiente:	5%
Exposición:	Sur
Pedregosidad:	No
Rocosidad:	No
Uso y vegetación:	Plantación de <i>E. grandis</i> (15 años)
Erosión:	No presenta
DESCRIPCIÓN DEL PERFIL:	
<i>Horizonte 1 – A₀</i> – 2 cm. de profundidad. Horizonte de 2 cm. de espesor de composición orgánica (mantillo degradado).	
<i>Horizonte 2 – A₁₁</i> – 0 a 6 cm. de profundidad. Horizonte de 6 cm. de espesor, de color 10YR 2.5/1.5 (negro a gris muy oscuro). Su textura es franco arenosa liviana y su estructura granular débil. La cantidad de raíces que se observa es alta. La transición al siguiente horizonte es clara.	
<i>Horizonte 3 – A₁₂</i> – 6 a 16 cm. de profundidad. Suelo de 10 cm. de espesor, de color 10YR 2/2 (pardo muy oscuro). Su textura es franco arcillo arenosa y su estructura es de bloques subangulares débiles. La cantidad de raíces es menor que en el horizonte anterior. La transición al siguiente horizonte es clara.	
<i>Horizonte 4 – A₃</i> – 16 a 36 cm. de profundidad. Horizonte de 20 cm de espesor, de color 7.5 YR 2/2. Su textura es franco arcillo arenosa pesada y su estructura es de bloques subangulares débiles. Presenta baja cantidad de raíces. La transición al siguiente horizonte es abrupta.	
<i>Horizonte 5 – B₁</i> – 36 a 57 cm. de profundidad. Horizonte de 21 cm de espesor, de color 10YR 2/1.5 (pardo muy oscuro a negro) y con presencia de moteados de color 10YR4/4 (pardo amarillento oscuro). Su textura es franco arcillo arenosa liviana y su estructura es de bloques angulares fuertes. Presenta baja cantidad de raíces. La transición al siguiente horizonte es clara.	
<i>Horizonte 6 – B₂</i> – 57 cm. y más de profundidad. Horizonte de color 7.5 YR 3/1 con moteados de color 5YR 5/4 (pardo rojizo) el cual se presenta como películas entre los agregados. Su textura es arcillo arenosa y su estructura es de bloques angulares grandes, muy fuertes.	

Tabla XL. Descripción del perfil de E'10

E ₁₀					
Horizonte	Profund.	Espesor	Color	Moteados	Textura***
A ₀	1,5-0	1,5	(mantillo degradado)		
A ₁₁	0-5	5	10 YR 2.5/1.5		FrAr liviana
A ₁₂	5-19	14	10 YR 2/2		FrAr
A ₃	19-38	19	7.5 YR 2/2		FrAcAr p
B ₁	38-56	18	10 YR 2/2		FrAcAr
B ₂	56+		7.5 YR 3/1		AcAr

Horizonte	Transición	Estructura	Poros	Raíces	Macrofauna
A	abrupta	bl. subangul. med	común	abundante	común
B		bloques angul. f.	pobre	pobre	pobre

*** Presencia de gravilla en todo el perfil

Tabla XLI. Descripción del perfil de E'10

Autor:	Daniel Panario, Carlos Céspedes
Condición Climática:	Suelo seco, día soleado
Forma de Observación:	Calicata
Posición en el relieve:	Ladera media convexa
Pendiente:	5%
Exposición:	Sur
Pedregosidad:	No
Rocosidad:	No
Uso y vegetación:	Plantación de <i>E. grandis</i> (10 años)
Erosión:	No presenta
DESCRIPCIÓN DEL PERFIL:	
<i>Horizonte 1 – A₀</i> – 2 cm. de profundidad. Horizonte de 2 cm. de espesor de composición orgánica (mantillo degradado).	
<i>Horizonte 2 – A₁₁</i> – 0 a 5 cm. de profundidad. Horizonte de 5 cm. de espesor, de color 10YR 2.5/1.5 (negro a gris muy oscuro). Su textura es franco arenosa liviana y su estructura granular débil. La cantidad de raíces que se observa es alta. La transición al siguiente horizonte es clara.	
<i>Horizonte 3 – A₁₂</i> – 5 a 19 cm. de profundidad. Suelo de 14 cm. de espesor, de color 10YR 2/2 (pardo muy oscuro a negro) y 10YR 4.5/3 (pardo). Su textura es franco arenosa y su estructura es de bloques subangulares débiles. La cantidad de raíces es menor que en el horizonte anterior. La transición al siguiente horizonte es clara.	
<i>Horizonte 4 – A₃</i> – 19 a 38 cm. de profundidad. Horizonte de 19 cm de espesor, de color 10YR 2/2 (negro). Su textura es franco arenosa pesada y su estructura es de bloques subangulares débiles. Presenta baja cantidad de raíces. La transición al siguiente horizonte es clara.	
<i>Horizonte 5 – B₁</i> – 38 a 56 cm. de profundidad. Horizonte de 18 cm de espesor, de color 10YR 2/2 (pardo muy oscuro a negro) y con presencia de moteados de color 10YR4/4 (pardo amarillento oscuro). Su textura es franco arcillo arenosa liviana y su estructura es de bloques angulares fuertes. Presenta baja cantidad de raíces. La transición al siguiente horizonte es clara.	
<i>Horizonte 6 – B₂</i> – 56 cm. y más de profundidad. Horizonte de color 7.5 YR 3/1 con moteados de color 5YR 5/4 (pardo rojizo) el cual se presenta como películas entre los agregados. Su textura es arcillo arenosa y su estructura es de bloques angulares grandes, muy fuertes.	

4.2.2 Parcelas

El diseño de muestreo establecido en el Estudio t_{10-30} , implicó un aumento del número de parcelas y consecuentemente de la superficie afectada al estudio. Los criterios para su demarcación fueron similares a los descritos en el Estudio t_{25} , incluyendo el tamaño de las parcelas (25 x 25 m), mientras que las distancias entre los pares varió entre 50 y 100 m, según los casos; a excepción de T'_{25} (Figura 12). Las parcelas seleccionadas se distribuyeron geográficamente en el entorno de los pueblos de Piedras Coloradas y Algorta, distante entre sí unos 25 km. La búsqueda y selección de estas parcelas estuvo básicamente condicionada por la edad y manejo de los eucaliptos y a la existencia de sus pares bajo pastura en los alrededores. Sin embargo, se consideró conveniente no limitar exclusivamente la comparación en relación con parcelas bajo pradera natural. Con ello se buscó analizar la influencia del cultivo de eucaliptos en suelos que han sido anteriormente laboreados, pero que hoy día han recuperado parte o gran parte de su cobertura herbácea. De modo que la selección de estas parcelas quedó condicionada, con independencia de su historia de uso, a la presencia actual de un tapiz vegetal con predominio de especies nativas. Ello requirió recabar información adicional acerca de su uso anterior y del tiempo que ha mediado en recuperar el suelo su pastura. De este modo, el diseño de muestreo se ajustó más a la realidad de la zona de estudio, dado que una gran mayoría de suelos no presentan su cobertura vegetal en un estado original.

A partir de las condiciones establecidas, finalmente fueron ubicadas en las proximidades de Piedras Coloradas las parcelas de *E. grandis* con mayor antigüedad en la zona de estudio; incluyen las parcelas de 30 y 25 años (E_{30} y E_{25} , respectivamente) y las parcelas pares (T_{30} y T_{25}). En el caso de la parcela E_{30} , su ubicación se corresponde con la ubicación de la parcela E_{25} del primer estudio (Estudio t_{25}), mientras que parcela E_{25} del actual estudio, fue ubicada en las cercanías de E_{30} . Por su parte, las praderas pareadas T_{30} y T_{25} fueron ubicadas a distancias comprendidas entre 50 y 100 m de sus pares.

Por su parte, las parcelas de *E. grandis* más jóvenes fueron establecidas en el entorno de Algorta. Estas incluyen a cultivos de 20, 15 y 10 años (E_{20} , E_{15} y E_{10} , respectivamente), y a las parcelas pareadas bajo pradera (T_{20} y T_{15-10} , respectivamente). En el caso de E_{15} , debido a la imposibilidad de encontrar una parcela par, se consideró igualmente válido contrastar los datos con T_{10} (de ahí su nominación: T_{15-10}). Las parcelas E_{20} - T_{20} fueron ubicadas distantes 50 m entre sí y a unos 20 km de las otras parcelas; E_{10} - T_{10} estaban separadas 40 m entre sí y ambas, a una distancia de 5 km de E_{15} (Figura 12).

4.2.2.1 Uso y manejo

a) Praderas

La historia de uso del total de parcelas abarca un espectro amplio de condiciones de intervención humana. La misma incluye a dos parcelas sin labranza, una de ellas con su cobertura vegetal natural mínimamente alterada (T'_{30}) y la otra sometida a pastoreo (T'_{10-15}); una parcela con una historia de laboreo agrícola no intensivo (T'_{25}), y otra con una historia de uso intensivo de chacra y bajo barbecho en los últimos 15 años, pero con un pastoreo muy intenso (T'_{20}). Los datos sobre las parcelas fueron aportados por vecinos con largo tiempo de residencia en el lugar (Tabla XLII).

Tabla XLII. Praderas: historia de uso y uso actual.

Pradera	Uso anterior	Uso actual
T'_{30}	semi-pastoreo	pradera natural
T'_{25}	Chacra	pradera regenerada
T'_{20}	Chacra	pradera regenerada
T'_{15-10}	Pastoreo	pastoreo

Asimismo, debe también observarse que aquellas parcelas de pradera que estuvieron sometidas a laboreo agrícola (T'_{25} y T'_{20}), el mismo cesó hace aproximadamente 15-25 años. De modo que la recuperación de la cobertura vegetal, es coetánea a la instalación de los cultivos pareados de eucaliptos (E'_{25} y E'_{20}). Debe también resaltarse el hecho de contar con suelos de pradera con distintas historias de uso, dado que ello constituye una

oportunidad para evaluar los posibles efectos del cultivo de eucaliptos, con independencia de las condiciones iniciales de la pradera utilizada como referencia. Ello permite excluir los efectos potencialmente imputables al laboreo previo del suelo, en la medida que, a pesar de las condiciones iniciales, fuera igualmente posible detectar cambios bajo los cultivos de eucaliptos. De modo que el laboreo previo del suelo, es una característica común a estos tratamientos (E'_{25} versus T'_{25} y E'_{20} versus T'_{20}), por lo que, de observarse en estas parcelas de eucaliptos (E'_{25} y E'_{20}), una tendencia similar al resto de los tratamientos (E'_{30} , E'_{25} , E'_{20} , E'_{15} y E'_{10}), se puede asumir que las diferencias que eventualmente sean detectadas son debidas fundamentalmente a los cultivos forestales implantados.

Por su parte, las praderas sin laboreo (T'_{30} y T'_{15-10}), permitieron establecer una comparación entre la “línea de base”, desde el punto de vista pedológico, y la situación actual bajo cultivo arbóreo.

b) Eucaliptos

Las parcelas bajo eucaliptos presentan entre sí un manejo muy similar; la plantación ha sido realizada en filas o hileras, con distancias entre árboles, por lo general, de 2,5 x 2,5 metros y en algún caso como en E'_{30} , de 3,5 x 2,5 metros. Los cultivos de mayor edad (E'_{30} , E'_{25} y E'_{20}) son los que presentan comparativamente un horizonte A_0 más continuo, de entre 1-2 cm de espesor, lo que puede estar asociado a una mayor actividad biológica (hongos, artrópodos, ácaros y anélidos).

Como resultado de la edad de los cultivos (10 a 30 años) y la proximidad entre ejemplares, se genera un dosel cuya densidad no estimula el crecimiento de otra vegetación; a excepción de los bordes externos del stand, donde la mayor incidencia de luz, permite el crecimiento de algunas especies como *Cynodon dactylon*, *Eupatorium bonifolium* y *Baccharis trimera*. De modo que el aporte de residuos orgánicos

proveniente de gramíneas y herbáceas, así como algunas especies de leñosas, es casi nulo o insignificante bajo este tipo de vegetación (Figura 15)



Figura 15. Vista de una plantación joven (<10 años). Obsérvese la ausencia de sotobosque.

En cuanto al uso previo de las parcelas forestadas, los datos fueron aportados por funcionarios de las empresas forestales en cuyos predios se ubicaron las parcelas bajo *E. grandis* (Tabla XLIII).

Tabla XLIII. Forestación: uso actual e historia de uso.

<i>E. grandis</i>	Edad del cultivo	Uso anterior
E' 30	30 años	semi-pastoreo ⁽⁵⁾
E' 25	25 años	semi-pastoreo
E' 20	20 años	chacra
E' 15	15 años	pastoreo
E' 10	10 años	pastoreo

^{5/} La condición de “semi-pastoreo” se refiere al pastoreo ocasional, no habitual. Por “pradera regenerada” se entiende la recuperación de gran parte del tapiz vegetal en base a especies nativas, aunque no exento de especies exóticas invasoras (ejemplo, *Cynodon dactilom*).

Por su parte, los datos dasométricos de las plantaciones (Tabla XLIV), en parte fueron provistos por las empresas, y en parte, estimados en base al aporte de los técnicos forestales consultados.

Tabla XLIV. Valores dasométricos de *E. grandis* por edad.

Parcela	Arboles/ha	D.A.P.	Altura media
E'30	860	27	34
E'25	950	26,5	32
E'20	990	25	31
E'15	1300	23	29
E'10	1600	21	26

En el caso de la biomasa arbórea acumulada anualmente en cada parcela, en cifras globales, puede considerarse como similar, dado que el manejo de estas parcelas no difiere entre sí. La excepción es la parcela E'30 (3,5 x 2,5 m), cuyos datos fueron presentados en el Estudio t25. Una posible diferencia estaría dada por la edad del cultivo, en la medida que habitualmente se estima que las plantaciones menores a 13-14 años crecen comparativamente más rápido. En esta situación, el único caso es la parcela E'10. Otra posible diferencia estaría dada por la mayor densidad de los cultivos jóvenes (E'10 y E'15), pero en cambio poseen una menor tasa de retorno de biomasa y por ende, una menor acumulación de mantillo. De manera que en un balance global de producción - retorno de biomasa, estas diferencias se ven compensadas. A partir de estas consideraciones, es que se ha optado por un valor promedio del total del área de muestreo (42,6 Mg/ha/año).

4.2.3 Muestreos

Los relevamientos de terreno siguieron un procedimiento similar al aplicado en el Estudio t25; éstos incluyeron cateos previos destinados a establecer similitudes entre los perfiles de suelo y la excavación de calicatas para describir el perfil del suelo hasta el horizonte B. A diferencia del primer estudio, las muestras fueron tomadas en función de

la profundidad del perfil, y no por horizontes. A lo largo de cada ladera se seleccionaron al azar 12 puntos de muestreo, en los que se tomaron 12 réplicas en cada uno de los dos sustratos delimitados: 0-10 cm y 10-20 cm. Es decir, en total fueron extraídas 24 réplicas en cada una de las parcelas.

En el caso de las parcelas bajo *E. grandis*, los puntos incluyeron tanto la fila como la entrefila del cultivo (Figura 13). Con el propósito de evaluar un posible efecto de la pendiente (2,5–3,5%), en un inicio, se intentó agrupar las muestras según su posición en la ladera (ladera alta y ladera). Sin embargo, algunos datos analíticos primarios no justificaron realizar esta subdivisión.

4.2.4 Métodos de análisis

El total de muestras colectadas (216) fueron tratadas siguiendo el mismo procedimiento descrito en el primer muestreo. Este incluyó su desecación a 40° C, molienda y tamizado, para luego ser guardadas en bolsas de polietileno debidamente identificadas.

a) Análisis físico-químicos

El análisis se limitó a los parámetros pH y materia orgánica. En ambos casos se siguió los métodos estándares descritos en el Estudio t₂₅ (Walkley-Black y una mezcla de suelo y agua de 1:2,5 y su lectura por electrometría, respectivamente).

b) Análisis físicos

El estudio de la matriz física incluyó, por un lado, la determinación de la densidad aparente y la porosidad y, por otro, un análisis de la naturaleza mineralógica de la fracción arcilla de los subhorizontes A₁₁, A₁₂, A₃ y B₁:

- *Densidad aparente* (Mg m⁻³): se realizó el análisis de relación peso seco/volumen, de los primeros 10 cm del suelo, las muestras imperturbadas fueron extraídas mediante un tubo metálico de volumen conocido (165,4 cm³), y secadas a 105°C.

- *Porosidad*: La porosidad del suelo fue calculada a partir del valor de densidad aparente, por medio de la fórmula: $Porosidad (\%) = 1 - \left\{ \frac{densidad\ aparente}{densidad\ de\ partícula} \right\} * 100$

- *Fracción arcilla*:

* *Difracción de rayos X*: para la extracción de la fracción arcilla se siguió el método propuesto por USDA-SCS Staff (1972). En una primera etapa, las muestras molidas de suelo (40 gr) fueron tratadas con agua oxigenada (30%) para la eliminación de la materia orgánica del suelo. Luego, las muestras fueron colocadas en columnas de sedimentación (probetas Bouyoucus) para la extracción de la fracción arcilla, acorde al principio de la Ley de Stokes. Una alícuota de esa extracción es puesta sobre un portaobjeto de vidrio y secada al aire para su posterior análisis. Los difractogramas se realizaron en el Laboratorio de Física de la Facultad de Ciencias, mediante un Difractómetro de Rayos X (Equipo Philips X' Pert,) para muestras policristalinas (Geometría Bragg-Brentano), con ánodo de Cu, radiación CuK_{α} , de una longitud de onda de $\lambda_{Cu} = 1.54056\text{\AA}$; el rango de barrido utilizado de 5 a $30^{\circ} 2\theta$.

* *Análisis EDS (Energy Dispersive X-Ray Spectroscopy - Microsonda Vantage)*: este análisis fue realizado con el empleo de un microscopio electrónico de barrido (MEB) a una energía de 20 KV, acoplado a una microsonda. Las muestras fueron extraídas de modo similar al procedimiento antes descrito y luego, fijadas en placa de cobre. El principio de esta técnica se basa en la incidencia de un haz de electrones del MEB sobre la superficie del material analizado; los átomos incididos por los electrones generan fluorescencia de rayos X. El sistema de microanálisis de EDS colecta los rayos X emitidos, los que son graficados según su energía, permitiendo así identificar el peso atómico de los elementos que los produjeron. De esta manera, se obtienen espectros con picos que identifican a los elementos presentes en la muestra. Los datos son comparados

^{6/} El valor de la densidad de las partícula se asume $2,65\text{ g/cm}^3$

con estándares que permiten producir un análisis comparativo de los elementos encontrados en la muestra.

c) Análisis isotópico de $\delta^{13}C$

Este análisis incluyó la relación isotópica $^{12}C/^{13}C$ ($\delta^{13}C$) por espectrometría de masa, así como el contenido de C orgánico del suelo. La determinación se realizó en muestras compuestas colectadas en la plantación más antigua (E₃₀) y en la pradera pareada (T₃₀). Las muestras procesadas en el Laboratorio de Ecología Isotópica del *Centro de Energia Nuclear na Agricultura* (CENA), Universidad de Sao Paulo (Brasil), a través de un espectrómetro de masa acoplado a un cromatógrafo de gases. Los valores de ^{13}C son obtenidos a partir del CO₂ liberado por combustión al vacío a 900°C, y luego purificado; una parte de ese gas es analizado por espectrometría de masa. La precisión de esta técnica es estimada en <0,2‰ (error del equipo, más error de preparación de muestras). Finalmente, para establecer la relación isotópica, y así comparar las frecuencias obtenidas entre las distintas muestras, los resultados son referidos a un valor estándar internacional. En el caso del C, se trata del PDB (*PeeDee Belemnite*) un material referente del valor del isótopo pesado respecto al ligero.

Los resultados son expresados en unidades δ (‰) *versus* el estándar PDB como:

$\delta^{13}C = (^{13}R \text{ muestra} / ^{13}R \text{ estándar} - 1) * 1000$; donde $^{13}R = ^{13}C/^{12}C$. Como los organismos discriminan contra el isótopo pesado, y a favor del estándar, los valores de $\delta^{13}C$ ‰ de la materia viva también son negativos.

Dicha técnica se basa en la capacidad de las plantas de fijar diferencialmente el ^{13}C en el total de C acumulado. Esta diferencia es propia del metabolismo fotosintético de las distintas especies (C₃, C₄ y CAM). Las plantas C₃ como los eucaliptos fijan el CO₂ mediante la enzima rubisco. En tanto que las C₄, como las praderas estivales estudiadas, en su paso inicial interviene la enzima fosfoenol piruvato carboxilasa (PEP) que discrimina al C, en una proporción comparativamente menor que la enzima rubisco

(C₃). De esta manera, las plantas con fotosíntesis C₃ tienen valores $\delta^{13}\text{C}$ en el rango de -32‰ a -22‰ (media -27‰), mientras que aquellos con fotosíntesis C₄ tienen valores en el rango de -17‰ a -9‰ (media -13‰) con relación al estándar PDB (Boutton *et al.*, 1998).

En cuanto a los datos de C y N elemental, éstos se obtuvieron por combustión seca, junto con los datos de ^{13}C , a través de la técnica arriba descrita.

4.2.5 Tratamiento de los datos

Una vez obtenidos los resultados analíticos de los parámetros estándares (%MO, pH y DA), se determinaron sus valores medios y desvíos estándares con el propósito de establecer la comparación entre tratamientos. Complementariamente, se determinaron sus respectivos coeficientes de variación (CV) con el propósito de comparar su variación espacial en el terreno. Posteriormente, los coeficientes de variación de la materia orgánica (CV%MO) y de densidad aparente (el CVDA) fueron integrados en el cociente: $CV\%MO \div CVDA$, en el intento de establecer la variación espacial del contenido de materia orgánica en relación a la variación de la matriz física del suelo. Se buscó así, comparar cómo se comporta la materia orgánica frente a los cambios de la densidad aparente en el terreno, en suelos con distintas historias de uso y manejo. Para ello, se prefirió no usar los valores absolutos de ambas variables, sino sus valores medios en relación con el desvío estándar (CV), por lo que a este índice se le denominó “índice de variabilidad relativa” (IVR).

4.2.5.1 Cálculos

- *Balance de masa*: partir de los valores de $\delta^{13}\text{C}$ del suelo, se estimó el C orgánico del suelo derivado de plantas C₃ mediante la ecuación propuesta por Boutton *et al.* (1998):

$\delta^{13}\text{C} = (\delta^{13}\text{C}_{C3}) (x) + (\delta^{13}\text{C}_{C4}) (1 - x)$; donde $\delta^{13}\text{C}$ es el valor de $\delta^{13}\text{C}$ del total de la muestra, $\delta^{13}\text{C}_{C3}$ es el valor promedio de $\delta^{13}\text{C}$ de los compuestos de C₃ de la muestra, x

es el porcentaje de C del total derivado de plantas C_3 , $\delta^{13}C_{C_4}$ es el valor promedio de $\delta^{13}C$ de los compuestos de C_4 , y $I - x$ es el porcentaje de C total derivado de las plantas C_4 .

- *Tasa de sustitución de C_{C_4}* : la estimación del aporte de C realizado por los eucaliptos (C_3) al suelo de pradera (C_4), se deriva de la ecuación de balance de masa (Boutton *et al.* 1998) a partir de los datos de $\delta^{13}C$ de E'_{30} y T_{30} . En el cálculo se consideró los distintos subhorizontes del perfil (A_{11} , A_{12} , A_3 y B_1), y no su profundidad (0-20 cm), debido a que éstos permiten reflejar mejor los posibles cambios a nivel pedogénico.

- *Tasa de decaimiento (k)*: la descomposición de la materia orgánica acumulada por la pradera fue calculada a partir del modelo de decaimiento propuesto por Amundson y Baisden (1998): $dC/dt = I - kC_{4(t=0)}$; donde t es el tiempo, C_4 es el contenido de C a una cierta profundidad, I es el eventual ingreso de nuevo C_4 y k es la constante de decaimiento de primer orden de la reserva de C_4 . Si se asume que $I = 0$, este modelo puede ser expresado como: $\ln (C_{4(t=x)} / C_{4(t=0)}) t^{-1} = -k$; donde $C_{4(t=x)}$ es el C_{C_4} remanente bajo eucaliptos (E'_{30}), $C_{4(t=0)}$ es el contenido actual de C_{C_4} en la pradera (T_{30}), y $t = 30$ años (dado que en el cálculo se incluyó únicamente al tratamiento de mayor edad). Esta ecuación parte del supuesto que el valor $\delta^{13}C$ de los primeros centímetros del perfil y el valor $\delta^{13}C$ de la biomasa de la comunidad de plantas no difieren mayormente entre sí.

- *Turnover*: fue estimado en función del *tiempo medio de residencia* (TMR) de la materia orgánica del suelo, y en función de su *vida media* ($t_{1/2}$) en el suelo (Six and Jastrow, 2002). El TMR del C en la reserva de MO es definido como el tiempo promedio que los elementos residen en la reserva en un estado estable. En tanto que la *vida media* del C es definida como el tiempo requerido para que la mitad de su contenido desaparezca. Es decir, es el tiempo requerido para descomponer la mitad de la reserva de MO normalmente existente en el suelo (Six and Jastrow, 2002). Con el propósito de describir el comportamiento dinámico de la materia orgánica del suelo o

turnover, se recurrió a un modelo de primer orden, el cual asume un ingreso constante de orden cero, con una pérdida de masa proporcionalmente constante por unidad de tiempo: $\partial S / \partial t = I - kS$ (1); donde S es la reserva de MO del suelo, t es el tiempo, k es la tasa de decaimiento (o descomposición) y kS es el equivalente al egreso o salida de MO (Six and Jastrow, 2002). Si se asume que existe un equilibrio entre entradas (I) y salidas (O) ($I = O$): $MRT = 1/k$ (2).

En base a las ecuaciones 1 y 2 se realizó el cálculo del *turnover*; el valor no conocido (k) fue tomado de la ecuación de Amundson y Baisden (1998). Por otro lado, los valores de TMR y $t_{1/2}$ fueron interrelacionados a través de la ecuación: $MRT = t_{1/2} / \ln 2$.

- *Modelo cinético del C orgánico bajo eucaliptos*: la proyección en el tiempo de la evolución del C_{C3} aportado por los eucaliptos, fue estimada mediante la ecuación del *modelo de cronosecuencia* (Six y Jastrow, 2002): $S = S_0 + (S_e - S_0) (1 - e^{-kt})$; donde S es el *stock* de MO del suelo, S_0 es el contenido inicial de C antes del cambio ($t=0$); S_e es el contenido actual de C en equilibrio, t es el tiempo transcurrido desde el cambio. No obstante, debido a que este modelo considera el reemplazo de un C por otro, pero no la eventual pérdida del C preexistente (sin sustitución), el valor S_0 fue estimado en función de aquellos datos que satisfacen en la ecuación a los valores de C total nativo, C aportado desde los eucaliptos, y k . En esta estimación se obtuvo un valor de 0,83% y 0,25% para los subhorizontes A_{11} y A_{12} , respectivamente).

TERCERA PARTE

Estudio t₂₅

Resultados y discusión

1. MATERIA ORGÁNICA

1.1 MO de T y T₁

Ambas praderas presentaron valores de materia orgánica similares en ambos horizontes analizados ($1,5 \pm 0,72$ y $1,4 \pm 0,56$, en T y T₁, respectivamente), así como una marcada tendencia a decrecer con el aumento de la profundidad. Aunque T presentó a nivel del subhorizonte B₁, un valor promedio ligeramente inferior a T₁ ($0,9 \pm 0,13$ y $1,1 \pm 0,18$, respectivamente), esta diferencia no es estadísticamente significativa (Figura 15 y Anexo: Tablas III y IV y Figura 1). Es decir, ambas praderas indistintamente pueden ser utilizadas como testigo; o bien, el valor promedio de MO de ambas. En síntesis, las parcelas de praderas presentan un patrón de materia orgánica similar y no difieren significativamente en sus porcentajes. La excepción la constituye el subhorizonte B₁, en donde el valor promedio de T se aleja del valor registrado por T₁ (Figura 16).

1.2 MO de T y E₂₅

A nivel del horizonte A, el contenido de MO en E₂₅ ($1,3 \pm 0,61$) fue menor a T ($1,9 \pm 0,71$); es decir, ~32% menos. Esta diferencia fue más notoria a nivel de los subhorizontes A₁₁ y A₁₂. En cambio, en el horizonte B, E₂₅ no presentó diferencias significativas respecto a T, aunque a nivel del subhorizonte B₁, E₂₅ presentó en promedio un valor ligeramente mayor, aunque no significativo (Figura 16 y Anexo: Tablas III y IV y Figura 1). En síntesis, la parcela bajo eucaliptos muestra un patrón de materia orgánica similar a ambas praderas₁, pero con un valor promedio hacia la cima del perfil, claramente inferior (Figura 16). A este nivel precisamente, ocurre la mayor concentración de raíces finas (o de absorción) de eucaliptos.

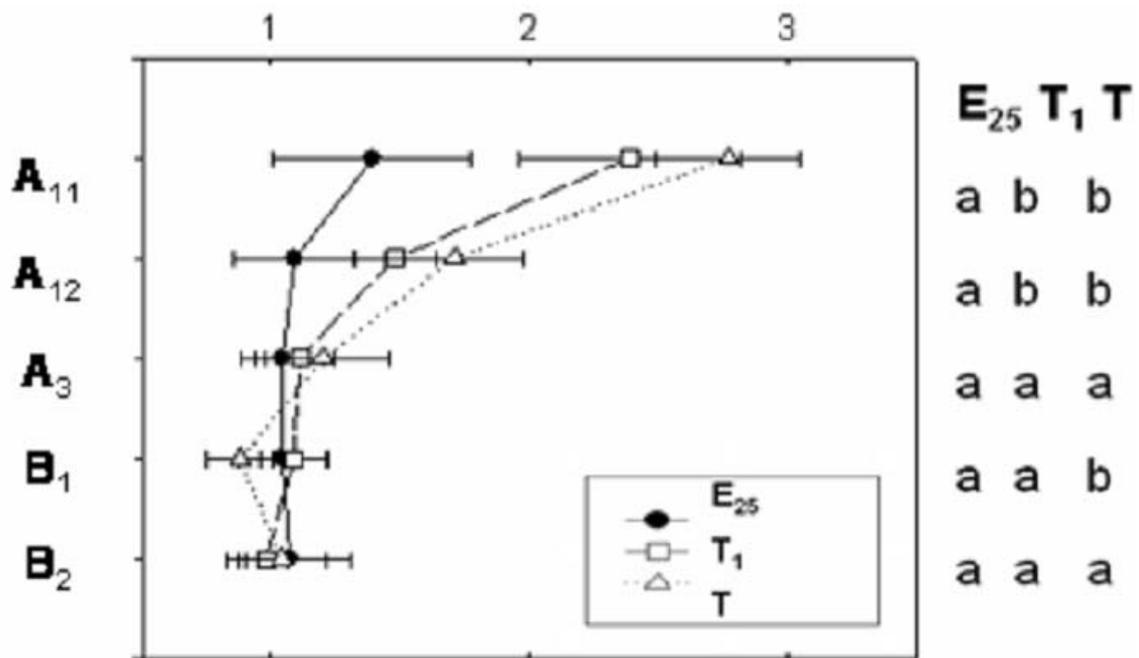


Figura 16. Patrón de materia orgánica en el perfil bajo eucaliptos ($\Delta 1,3\%$) y praderas ($\Delta 1,4 -1,5\%$). Obsérvese que en A₁₁ y A₁₂, eucaliptos difiere en $\sim 1\%$.

- *Discusión*

Los resultados muestran una disminución en el contenido de materia orgánica del suelo luego del cultivo de eucaliptos. En parte, esta pérdida podría haber sido estimulada por los disturbios mecánicos ocurridos durante la preparación del suelo. Esta alteración de la estructura y la ruptura de agregados del suelo, determinaría que las partículas orgánicas que estaban protegidas, queden ahora expuestas a procesos microbianos (Cambardella and Elliot, 1992; Tisdall, 1996; Turner and Lambert, 2000; Guo and Gifford, 2002). Asimismo, la materia orgánica libre o no adsorbida en estos agregados, podría ser aún más fácilmente oxidada (Besnard *et al.*, 1996).

Por otra parte, esa pérdida de materia orgánica puede ser atribuida a una reducción de sus ingresos al suelo a consecuencia del crecimiento de la árboles; más que al disturbio ocasionado por el laboreo del suelo (Paul *et al.*, 2002). Al respecto, debe observarse que, si bien los árboles depositan mayoritariamente sus residuos en superficie, esta materia orgánica está sujeta a una tasa de descomposición relativamente alta, incluso

por fotólisis, por lo que su ingreso al interior del perfil sería comparativamente menor (Guo and Gifford, 2002).

Las condiciones ambientales dominantes en la superficie del suelo difieren sustancialmente de aquellas encontradas en su interior. Más aún, cuando la implantación de árboles puede conllevar a un déficit hídrico del suelo (Jungerius and Jong, 1989; Ritsema and Dekker, 1994), como en caso de los eucaliptos. Tales condiciones favorecería la degradación del mantillo, aún cuando existen compuestos recalcitrantes producidos por las plantas leñosas. A ello se suman otros factores con un posible aumento de la densidad aparente. Al respecto, el IPCC (1997) sostiene que la acumulación de CO en el suelo es función de la densidad aparente, dado por su estrecha relación con otros parámetros asociados como las tasas de deposición, descomposición y translocación. En tal sentido, sugiere que el cambio en contenido de C orgánico del suelo sea medido a en los primeros 30 cm del perfil, dado que a esta profundidad, el cambio de uso del suelo ejerce su mayor efecto.

En definitiva, el balance final bajo forestación se inclinaría hacia la pérdida de una parte de la reserva total de MO del suelo (Post and Kwon, 2000). No obstante, estos autores argumentan que estas pérdidas son compensadas por el C acumulado por la biomasa arbórea. Sin embargo, este razonamiento no sería válido para cultivos forestales de turno corto, debido al tiempo que media entre cada cosecha. No obstante, queda aún por determinar el origen del total de materia orgánica cuantificada bajo forestación. Es decir, cuánto es el porcentaje de MO remanente (pradera) y cuánto es el aporte reciente (eucaliptos). Las posibles respuestas, así como la discusión sobre el tema, es lo que ha justificado la segunda fase del estudio (Estudio E₁₀₋₃₀).

Finalmente, debe observarse que una de las características de los bosques de latifoliadas de clima templado, es que los compuestos orgánicos solubles aportados por la hojarasca son rápidamente descompuestos en el propio horizonte A₀ o en el A₁ (Duchaufour,

1984). De modo que el patrón de materia orgánica generalmente observado bajo cultivo de eucaliptos, quizás pueda ser interpretado como una tendencia del cultivo a comportarse con el tiempo de forma similar a un bosque.

2. CAPACIDAD DE INTERCAMBIO CATIONICO

2.1 CIC de T y T₁

Ambas praderas presentaron valores de CIC similares, aunque su patrón en el perfil fue opuesto entre un horizonte y otro. Así, en el horizonte A, los valores de CIC ($5,4 \pm 1,16$ y $5,2 \pm 0,81$, en T y T₁, respectivamente) tendieron a decrecer hacia el A₃, mientras que en el horizonte B, aumentaron con la profundidad ($12,1 \pm 2,37$ y $11,2 \pm 2,38$, en T y T₁, respectivamente) (Figura 17 y Anexo: Tablas III y V y Figura 2). Es decir, ambas praderas indistintamente pueden ser utilizadas como testigo; o bien, el valor promedio de CIC de ambas, dado que sólo difirieron significativamente en el A₁₁.

2.2 CIC de T y E₂₅

En el horizonte A, la CIC de E₂₅ fue ~21% menor a T ($4,8 \pm 0,58$ y $5,4 \pm 1,16$, respectivamente). Sin embargo, esta diferencia fue sólo significativa en el subhorizonte A₁₁ ($4,7 \pm 0,63$ y $6,5 \pm 0,87$, en E₂₅ y T, respectivamente). Por el contrario, en el horizonte B, los valores de CIC en E₂₅ ($14,9 \pm 1,68$) fueron significativamente mayores que en T ($12,1 \pm 2,37$), en ambos subhorizontes (Figura 17 y Anexo: Tablas III y V y Figura 2). En síntesis, la parcela bajo eucaliptos muestra un patrón de CIC similar a ambas praderas, pero su valor promedio es menor hacia la cima del perfil, invirtiéndose luego esta relación, al aumentar hacia la base del perfil, en donde supera de forma notoria a ambas praderas (Figura 17).

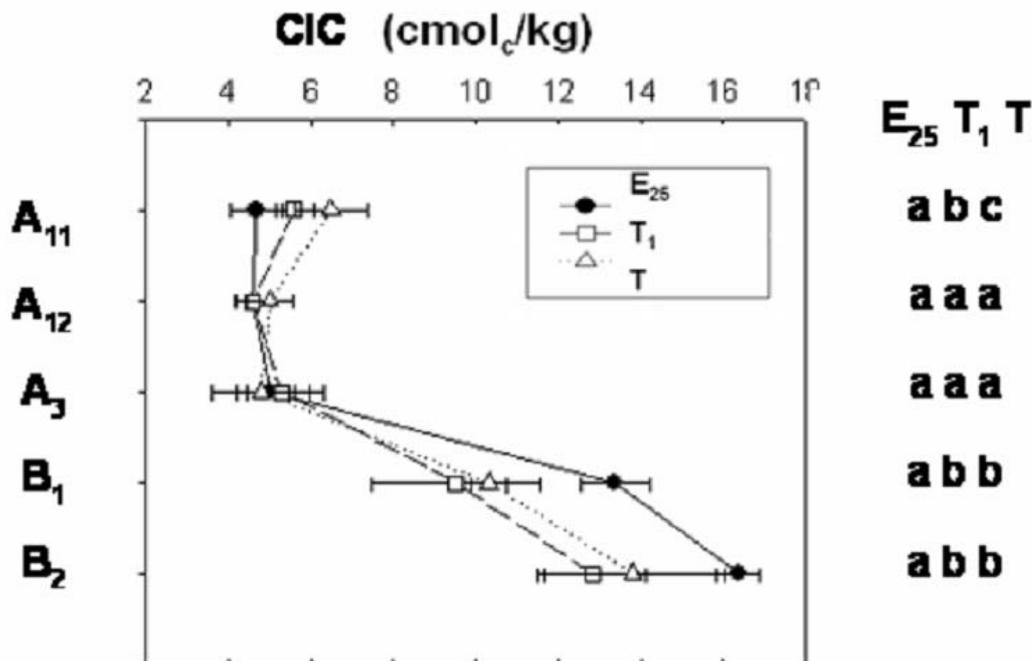


Figura 17. Patrón de CIC en el perfil bajo eucaliptos y praderas. Obsérvese el comportamiento dispar de E₂₅ en el horizonte B (14,9 cmol_c/g) en donde supera a T en ~3 cmol_c/g en promedio.

- *Discusión*

La disminución de la CIC en los primeros centímetros del perfil de E₂₅ podría ser explicada por el menor porcentaje de materia orgánica y el menor contenido de arcilla en relación con T (ver capítulo 7). Sin embargo, el aumento registrado en el horizonte B de E₂₅, plantea una serie de interrogantes. En parte, ello podría ser explicado por el aumento de materia orgánica, así como también, por el aumento de la fracción arcilla registrado; particularmente en el subhorizonte B₁ de E₂₅ (~34%). No obstante, en este último caso, algunos autores sugieren que bajo condiciones de acidez, es posible esperar que la caolinita reduzca su CIC, incluso su carga positiva como consecuencia de la adsorción de óxidos de Fe y Al (Six et al. (2000). Si se considera que la caolinita es una de las arcillas dominante en el perfil estudiado, lo sugerido por estos autores, conduce a presumir que el aumento de CIC estaría asociado a la existencia de un cambio cualitativo, más que cuantitativo, de la materia orgánica a este nivel del perfil (Figura 16). Sin embargo, como se mencionó, no es posible observar una acumulación

importante de MO en el horizonte B de E₂₅. Si bien su contenido fue comparativamente mayor al de T (Figuras 16), este aumento no alcanzó a expresarse en un mayor espesor del subhorizonte B₁. Tampoco el aumento de la fracción arcilla, al menos directamente, explicaría este aumento de la CIC, debido al tipo de arcilla supuestamente dominante.

Sin embargo, debe observarse que, si bien la CIC en condiciones de pH elevado puede aumentar (debido a la ionización de los protones de superficie y bordes), en el caso contrario, cuando existen condiciones de acidez, la CIC decrece muy poco (Mott, 1981). Al respecto, Zamalvide y García (1981) señalan que la CIC, si bien puede disminuir al decrecer el pH, cuando se toma en cuenta la naturaleza logarítmica de su escala, por debajo de pH 5.0 existe un amplio rango de actividad del H⁺ en solución en el que la disminución de la CIC es pequeña al aumentar su actividad el H⁺. Asimismo observan que algunas evidencias indican que las cargas dependientes del pH se encuentran principalmente en la materia orgánica. Asimismo, en relación al complejo materia orgánica-arcilla, señalan que la arcilla es más difícil de flocular cuando está dispersa unida al humus, que cuando está sola. A su vez, es más difícil de dispersarla cuando está floculada unida al humus. Este comportamiento se explica por la mayor carga que tiene la materia orgánica coloidal, por lo que, a igual masa, el humus posee más cargas.

En síntesis, el aumento registrado por la CIC a nivel del B₁ es uno de los cambios más significativos ocurridos en E₂₅, que además genera una interrogante difícil de responder con los datos actualmente disponibles. No obstante, es posible adelantar que este aumento responde, más a un fenómeno relacionado con la naturaleza de los compuestos orgánicos acumulados, que al simple aumento del contenido de materia orgánica. En este cambio cualitativo podrían estar implicados los nuevos ingresos (desde el mantillo) y/o la translocación de parte de la materia orgánica remanente (de pradera). No obstante, los bajos valores del A₁₁ en E₂₅ en relación las praderas, conducen a apoyar a este último; es decir, la translocación de una parte de la reserva orgánica nativa.

3. pH

3.1 pH de T y T₁

Ambas praderas presentaron valores de pH similares en el horizonte A ($5,1\pm 0,12$ y $5,2\pm 0,18$, en T y T₁, respectivamente), mientras que en el horizonte B, se diferenciaron significativamente a nivel del subhorizonte B₂ ($5,1\pm 0,10$ y $5,2\pm 0,16$, respectivamente) (Figura 18 y Anexo: Tablas III y VI y Figura 6). Es decir, ambas praderas pueden ser utilizadas indistintamente como testigo, dado que sólo difirieron en el B₂ y presentaron un patrón de pH bastante similar.

3.2 pH de T y E₂₅

El pH en E₂₅ registró valores significativamente inferiores a T en ambos horizontes. En el horizonte A ($4,7\pm 0,41$ y $5,0\pm 0,15$, respectivamente), los valores promedios más bajo de E₂₅ se registraron en los subhorizontes A₁₂ y A₃ ($4,5\pm 0,23$) (Figura 18 y Anexo: Tablas III y VI y Figura 6). En tanto que en el horizonte B, a nivel del B₁ ($4,7\pm 0,19$ *versus* $5,1\pm 0,07$). En síntesis, la parcela bajo eucaliptos muestra un patrón de pH algo similar a las praderas, pero con valor promedio notoriamente inferior en todo el perfil; particularmente en el horizonte A, por debajo de los primeros cuatro centímetros (subhorizonte A₁₁)

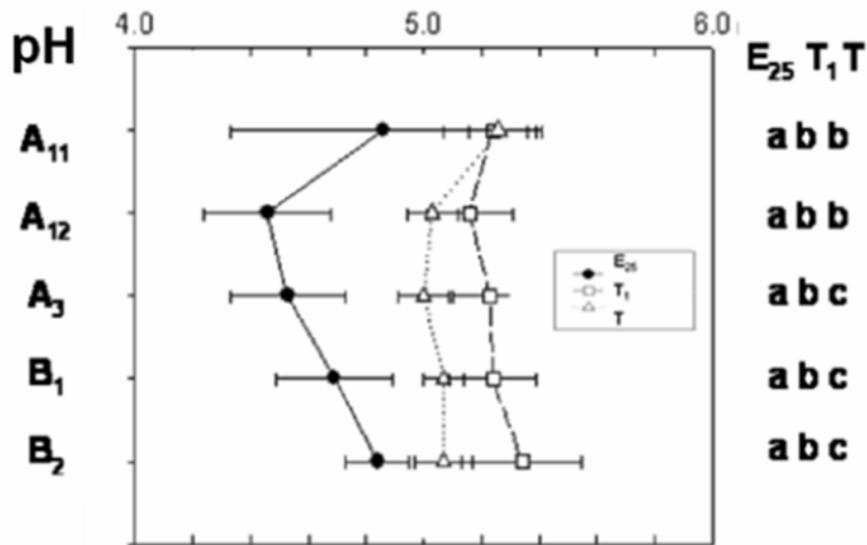


Figura 18. Patrón de pH en el perfil entre parcelas.

- *Discusión*

El proceso de acidificación observado en E₂₅ podría ser explicado por más de un mecanismo (e.g. Binkley and Giardina, 1998; Condron and Newmann, 1998; Alfredsson *et al.*, 1998, Jobbágy and Jackson, 2003). Sin embargo, una de las explicaciones más plausibles quizás sea la de Jobbágy y Jackson (2003), dado que además, sus estudios fueron realizados en La Pampa (Argentina). Estos autores sostienen que la acidificación de los suelos, puede darse a través de tres mecanismos: i) el ingreso de ácidos orgánicos; ii) la respiración del suelo; y iii) el secuestro y redistribución de cationes. En el primer caso, los ácidos orgánicos producidos por las plantas son los agentes acidificantes. A diferencia de las praderas, muchos árboles poseen mantillos ácidos, lixiviados de la canopia y productos de descomposición. Este ingreso ácido, usualmente insignificante bajo vegetación de pradera, podría causar la lixiviación de cationes y un descenso del pH del suelo después del establecimiento de los árboles (Ugolini *et al.*, 1988). Según Birkeland (1984), además de una mayor lixiviación, existe bajo árboles una mayor producción anual de biomasa y reciclado de cationes, por lo que el porcentaje de saturación de bases en la pradera tiende a ser más

elevado. Esa mayor lixiviación bajo árboles puede ser explicada, en parte, por una menor tasa de evapotranspiración, un mayor número de agentes quelantes y la propia acidez. Estos factores pueden estar relacionados a otros mecanismos; así, ha sido sugerido también que un nivel alto de NO_3^- en la solución del suelo, puede aumentar el lixiviado de cationes, por lo que el pH decrece en los horizontes superficiales (Knoepp and Swank, 1994).

En el segundo caso, Jobbágy y Jackson (2003) menciona al ingreso de ácido carbónico derivado de la respiración del suelo como responsable del proceso de acidificación. Este ácido es un importante agente de intemperismo en los suelos (Richter and Markewitz, 2001), y su alta producción ha sido asociada a un incremento en el lixiviado de bases cationicas en florestas (Andrews and Schlesinger 2001).

En tanto que en el tercer caso, el proceso de acidificación involucra al secuestro y redistribución de cationes dentro del sistema, una vez establecidos los árboles, más que a la lixiviación provocada por ácidos orgánicos o al aumento en la producción de ácido carbónico en el suelo. Ante un excedente de aniones en el medio, los cationes pueden ser almacenados en la biomasa, el mantillo y el suelo. La diferencia en carga sería balanceada por una ganancia neta de protones en el suelo, al ser “absorbidos” en el proceso de intemperismo mineral. (Nilsson et al., 1995; Johnson *et al.*, 1988; Jobbágy and Jackson, 2003). El proceso de redistribución afecta en particular al calcio, el que es translocado desde los horizontes del subsuelo hacia la biomasa aérea (Johnson *et al.*, 1988), en donde es acumulado como oxalato de calcio.

Finalmente, debe observarse que el patrón de pH registrado en los primeros centímetros del perfil en E₂₅, fue acompañando en líneas generales por las curvas de CIC, Ca^{2+} y MO (%); si bien esta última mostró en profundidad un leve incremento. (Éste fue “leve” en términos de valores absolutos, pero estadísticamente fue significativo).

4. CATIONES

4.1 Ca^{2+} de T y T₁

El horizonte A registró los valores comparativamente más bajo de Ca^{2+} ($5,6\pm 0,71$ y $4,1\pm 0,75$, T y T₁, respectivamente). Ambos perfiles presentaron diferencias significativas a nivel del A₁₁ ($4,3\pm 0,42$ y $3,5\pm 0,42$, en T y T₁, respectivamente). Hacia el horizonte B, los valores promedios de Ca^{2+} aumentaron ($8,6\pm 4,35$ y $10,2\pm 2,46$, en T y T₁, respectivamente), difiriendo significativamente a nivel del B₁ (Figura 18 y Anexo: Tablas VII y VIII y Figura 4). En síntesis, ambas praderas presentaron un patrón bastante similar, aunque el mismo se invierte a partir del subhorizonte A₃ ($T_1 > T$). A nivel del A₁₁ y B₁, los valores promedios de Ca^{2+} difirieron significativamente entre ambas praderas (Figura 18). Ello determinó la inconveniencia de utilizar a la pradera T₁ como testigo.

4.2 Ca^{2+} de T y E₂₅

El calcio en E₂₅ fue significativamente más bajo que T en ambos horizontes. En el horizonte A, presentó sus valores más bajo en el subhorizonte A₁₂ ($2,2\pm 1,03$ versus $4,3\pm 0,42$, respectivamente). En tanto que en el horizonte B, las diferencias de valores con respecto a T, se centraron en el subhorizonte B₂ ($7,3\pm 3,39$ y $8,9\pm 4,93$, respectivamente); no existiendo diferencias a nivel del B₁ (Figura 19 y Anexo: Tablas VII y VIII y Figura 4). En síntesis, ambos perfiles presentaron un patrón bastante similar, aunque a nivel del subhorizonte B₁ la curva de E₂₅ se acerca a T, superponiéndose a su valor promedio de Ca^{2+} .

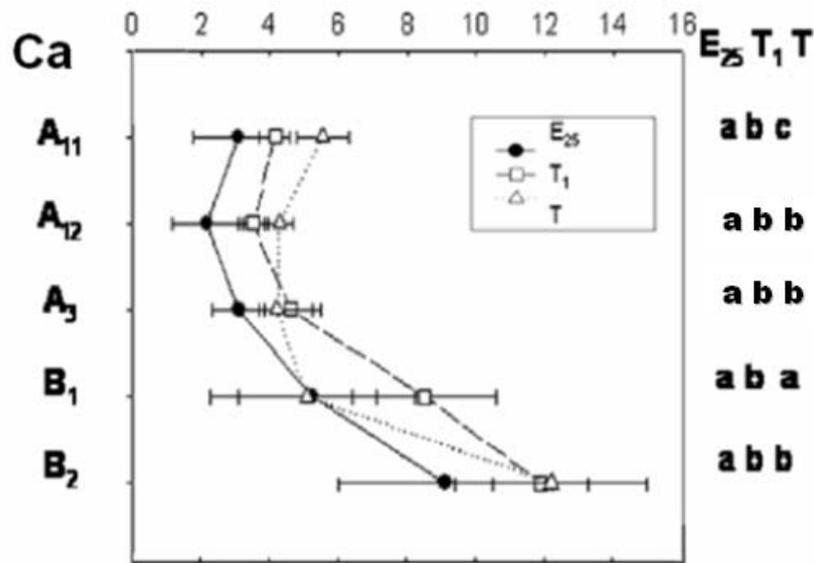


Figura 19. Patrón de Ca²⁺ (cmol/kg) en el perfil entre parcelas.

4.3 Mg²⁺ de T y T₁

En el horizonte A, los valores promedios de magnesio de ambas praderas ($1,0 \pm 0,30$ y $1,0 \pm 0,26$, en T y T₁, respectivamente) guardaron similitud entre sí. No así en el horizonte B, donde sus valores promedios ($1,73 \pm 1,0$ y $2,38 \pm 0,75$, respectivamente) difirieron significativamente entre sí. No obstante, el patrón de Mg²⁺ en el perfil, en líneas generales fue similar en ambas praderas; la mayor divergencia de valores se registró a nivel del B₁, mientras que los valores más bajo Mg²⁺ se registró en el A₃. (Figura 20 y Anexo: Tablas VII y IX y Figura 5). Al igual que en el caso del calcio, los resultados determinaron que se desestimara el uso de T₁ como parcela testigo.

4.4 Mg²⁺ de T y E₂₅

En el horizonte A, E₂₅ sólo difirió de T en el subhorizonte A₁₁, en donde registró un valor promedio significativamente más bajo ($1,0 \pm 0,13$ versus $1,3 \pm 0,19$). En tanto que en el horizonte B, se registró una diferencia significativa a nivel del B₂ (Figura 20 y Anexo: Tablas VII y IX y Figura 5). En síntesis, si bien el patrón de Mg²⁺ fue similar entre E₂₅ y T, ésta última invierte sus valores en A₃ y B₁, pasando a ser comparativamente menores a los de E₂₅.

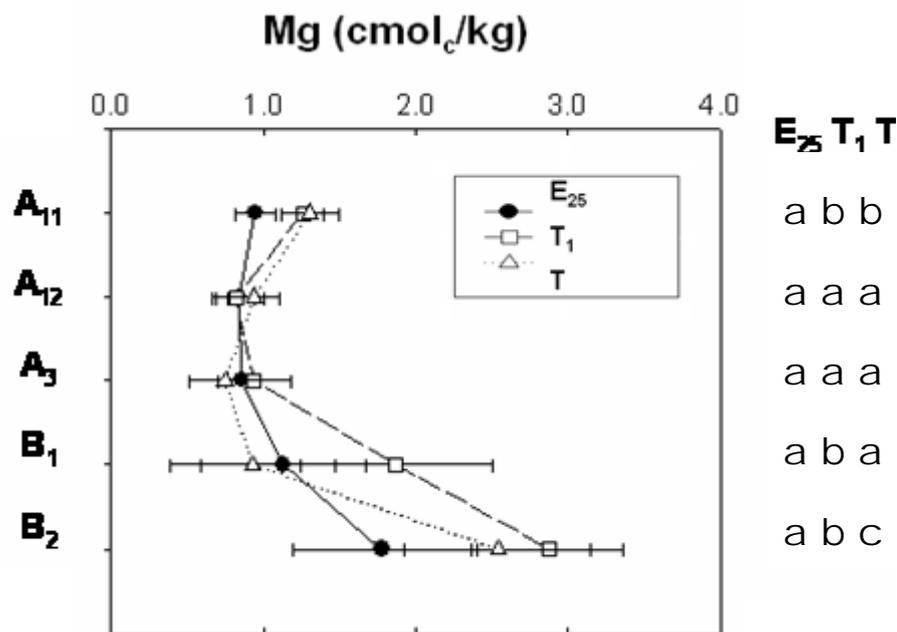


Figura 20. Patrón de Mg^{2+} ($cmol_c/kg$) en el perfil entre parcelas.

4.5 Na^+ de T y T₁

En el horizonte A, ambas praderas difirieron significativamente en sus valores promedios de sodio a nivel del A₁₁ ($0,02 \pm 0,02$ y $0,08 \pm 0,03$; T y T₁ respectivamente). En el caso del horizonte B, si bien no se constataron diferencias significativas (Figura 21 y Anexo: Tablas X y XI y Figura 6), el patrón de Na^+ tuvo un comportamiento opuesto en ambas praderas, tanto en el B₁ como en el B₂. No obstante, a pesar que ambas difirieron, se consideró oportuno comparar el patrón de T con el de E₂₅, dado la proximidad espacial entre ambas.

4.6 Na^+ de T y E₂₅

En el horizonte A, los valores de Na^+ en E₂₅ fueron significativamente más altos que en T en ambos horizontes ($0,06 \pm 0,04$ y $0,02 \pm 0,02$, respectivamente) (Figuras 21 y Anexo: Tablas X y XI y Figura 6). En el caso de T₁, varió según la profundidad del horizonte. En tanto que en el horizonte B, fue siempre comparativamente mayor ($0,18 \pm 0,02$), particularmente en el subhorizonte B₂ ($0,19 \pm 0,02$ y $0,11 \pm 0,11$; E₂₅ y T,

respectivamente). En síntesis, como se mencionó, el comportamiento entre T y T₁ no permitió validar a ninguna de las parcelas de pradera como testigo, por lo que no es posible arribar a resultados claros acerca de la influencia potencial del cultivo de eucalipto sobre la dinámica del Na⁺.

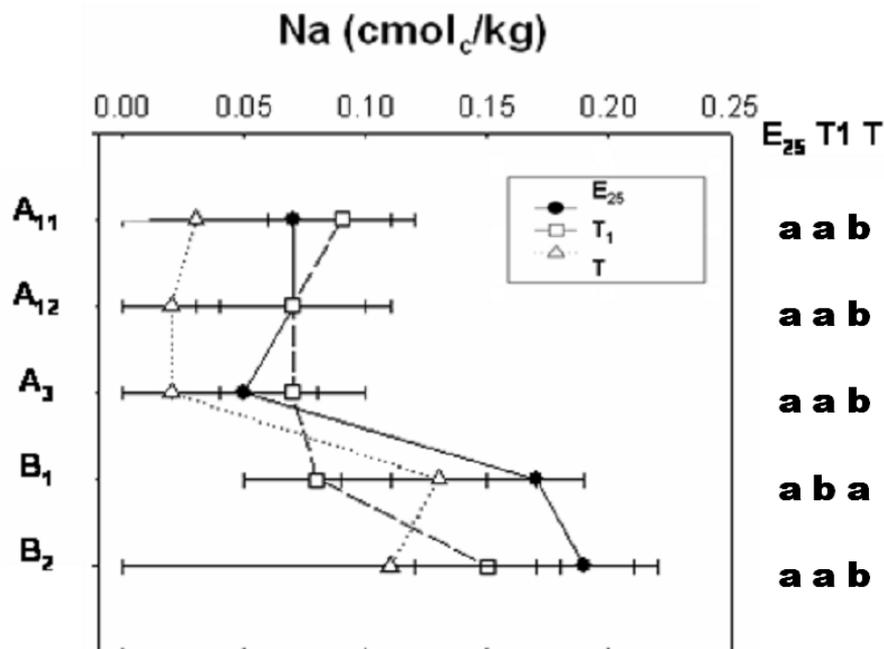


Figura 21. Patrón de Na⁺ (cmol_c/kg) en el perfil entre parcelas.

- *Discusión*

En total de cationes analizados, el calcio fue el que revistió mayor significación, por presentar bajo eucalipto una tendencia similar a la de otros parámetros analizados; particularmente, el pH (Figura 18). Como se mencionó, el patrón del calcio en el perfil, muy probablemente esté vinculado a su captura por los árboles, en su biomasa aérea, en donde es retenido y acumulado como oxalato de calcio (Johnson *et al.*, 1988). Una vez devuelto al piso forestal, su lenta degradación retarda su incorporación al suelo. Al no ser repuesto en la misma medida con que los árboles lo capturan, esto generaría un déficit al interior del suelo, como el observado en E₂₅, a nivel del subhorizonte A₁₂. Complementariamente, debe observarse que el calcio es ampliamente reconocido por su

capacidad de proteger a la materia orgánica de la mineralización, debido a la propiedad de sus sales (e.g. Sokoloff, 1938; Duchaufour, 1976; Muneer and Oades, 1989; Sollins *et al.*, 1996). De modo que su captura y retención temporal por los árboles, podría estar asociada al comportamiento de la materia orgánica observado en E₂₅.

En cuanto al magnesio, si bien su comportamiento en subhorizonte A₁₁ guardó similitud con el calcio, no permiten asegurar que esta diferencia sea el resultado de la implantación del cultivo o el resultado de otras acciones. En el resto del perfil, su comportamiento no permite extraer mayores conclusiones; más aún cuando los antecedentes nacionales referidos al tema son escasos.

En el caso del sodio, los bajos valores registrados y su condición de catión monovalente, muy soluble, pueden determinar que ciertas diferencias en el drenaje interno del suelo, aún mínimas, condicionen su distribución en el perfil. De modo, que no es posible imputar esas diferencias al cambio de manejo del suelo, al menos de modo directo.

5. ALUMINIO INTERCAMBIABLE

5.1 Al³⁺ de T y T₁

Los datos fueron obtenidos sobre una única muestra, aunque compuesta, por lo que no fueron analizados estadísticamente. No obstante, estos datos estarían indicando una importante similitud entre T y T₁ a nivel del horizonte A. En cambio, en el horizonte B, los valores de Al³⁺ presentan un patrón invertido; en el subhorizonte B₁, T presenta un valor más bajo que T₁, mientras que en el subhorizonte B₂ es claramente mayor (Tabla XLVII y Figura 22 y Anexo: Tabla XIII). No obstante, debe observarse que los valores de aluminio en ambas praderas son bajos.

5.2 Al³⁺ de T y E₂₅

Los valores de Al³⁺ en E₂₅ fueron notoriamente mayores que T en ambos horizontes (Tabla XLV y Figura 22 y Anexo: Tabla XII). En el horizonte A, el aluminio es casi un 84% más que en T, mientras que en el horizonte B, un 65% más (Figura 22). Los datos obtenidos muestran en ambos horizontes una clara diferencia a favor de E₂₅, en los que los valores de Al³⁺ triplican casi a los de pradera.

Tabla XLV. Valores de Al³⁺ sobre una muestra compuesta (cmol_c/kg).

Uso/Horizonte	A ₁₁	A ₁₂	A ₃	B ₁	B ₂
E ₂₅	0,11	0,41	0,28	0,57	0,81
T	0,06	0,02	0,0	0,02	0,56
T ₁	0,09	0,05	0,05	0,13	0,25

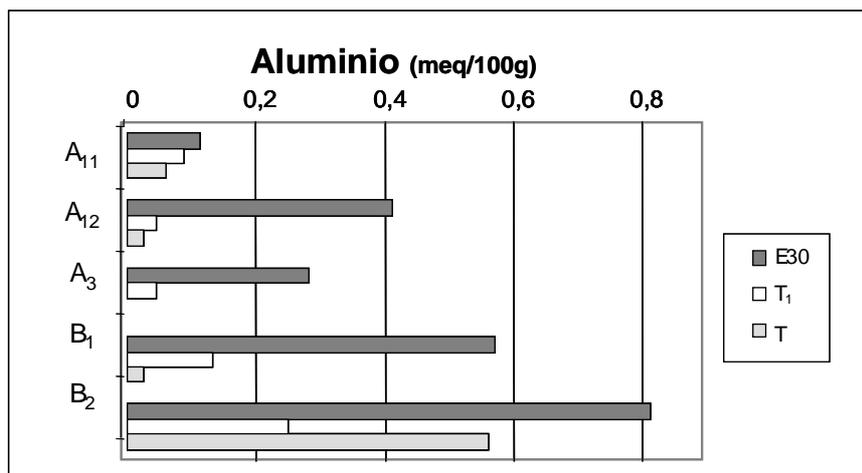


Figura 22. Porcentaje de Al^{3+} por uso y por horizonte del suelo.

- *Discusión*

Si bien el aluminio no fue analizado estadísticamente, su elevado tenor bajo eucaliptos (Tabla XLV) indica una tendencia concordante con otros de los parámetros analizados. Este comportamiento estaría dado por el bajo pH, el que conduce a la inestabilidad de las arcillas saturadas de iones H, las que se descomponen espontáneamente, liberando el aluminio. No obstante, existen evidencias que el aluminio también ocupa posiciones de intercapa en las que a veces forma laminas completas. Esta forma de aluminio muy estable, no es la forma iónica hidratada, y sólo existe en condiciones de bajo pH del suelo (además de la forma intercambiable) debido a la alteración química generada por la alta concentración de H^+ .

6. HIERRO AMORFO (Fe_o) Y LIBRE (Fe_d)

6.1 Fe_o de T y T_1

Tanto el horizonte A como el B presentaron diferencias significativas entre sí. El horizonte A, registró en T un valor promedio menor ($0,21\pm 0,02$ versus $0,25\pm 0,02$) (Figura 23 y Anexo: Tabla XIII). Esta diferencia se acentuó en el B ($0,29\pm 0,07$ versus $0,41\pm 0,06$).

6.2 Fe_o de T y E_{25}

E_{25} no se diferenció significativamente de T, a excepción del subhorizonte B_2 , en donde presentó valores de Fe_o más bajo ($0,36\pm 0,04$ versus $0,45\pm 0,07$). El patrón en el perfil de Fe_o , entre testigo y tratamiento, fue similar (Figura 23 y Anexo: Tabla XIII).

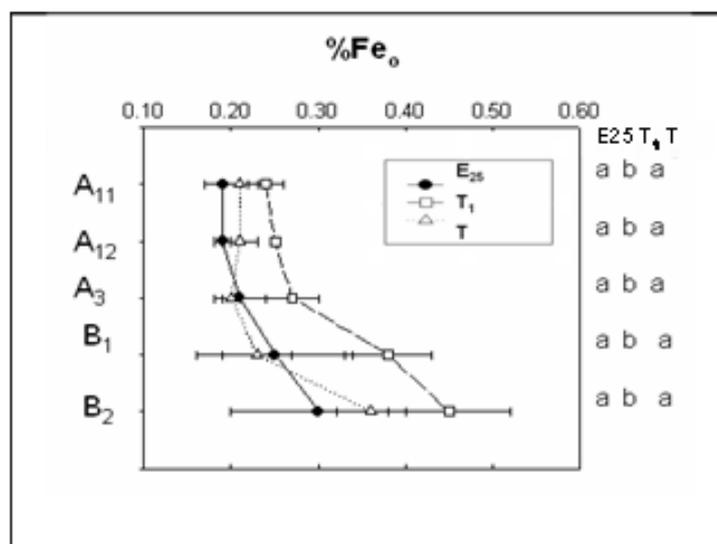


Figura 23. Porcentaje de Fe amorfo en el perfil de E_{25} , T_1 y T.

6.3 Fe_d de T y T_1

Ambas praderas se diferenciaron en su contenido de hierro libre, en ambos horizontes, siendo T quien registró los valores más bajo, particularmente en el subhorizonte A_3 ($0,24\pm 0,02$ versus $0,35\pm 0,05$) (Figura 24 y Anexo: Tabla XIII).

6.4 Fe_d de T y E₂₅

Ambas parcelas no presentaron diferencias significativas; en el horizonte A, los valores de E₂₅ y T fueron similares (0,23±0,02) y en el horizonte B, E₂₅ alcanzó valores algo más altos (0,674±0,19 y 0,38±0,08, respectivamente), por lo que se invierte su patrón en el perfil (Figura 24 y Anexo: Tabla XIII).

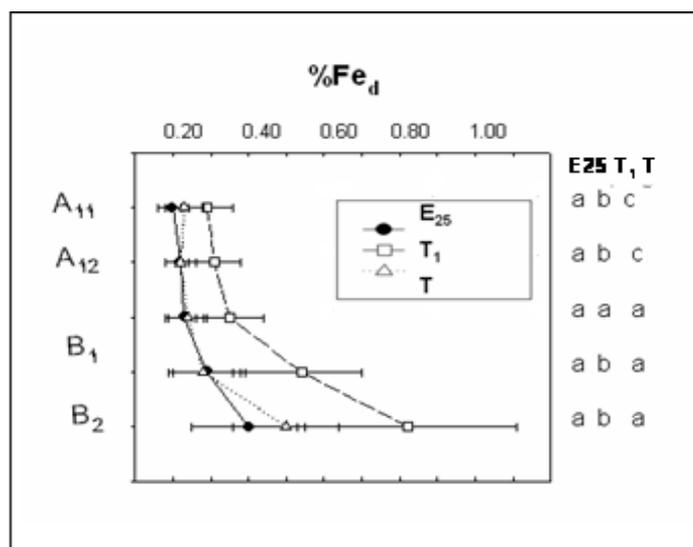


Figura 24. Porcentaje de Fe libre en el perfil de E₂₅, T₁ y T.

- *Discusión*

La selección del hierro, en su estado amorfo y libre, como posible indicador de los efectos del cambio de uso del suelo, respondió a la existencia de algunos antecedentes en Uruguay sobre los cuales comparar los resultados del presente estudio. Sin embargo, ello no es posible dado a que su comportamiento en los perfiles comparados, generan más interrogantes que respuestas. En parte esto puede ser debido a que las condiciones de acidez de los suelos comparados, no contribuyen a generar diferencias significativas entre testigos (T y T₁) y tratamiento (E₂₅). El patrón de Fe_o y Fe_d, en las parcelas pareadas (E₂₅ y T), por su similitud, es probable que se deba a la escasa distancia entre ambas. En ciertas condiciones, el hierro posee la capacidad de migrar en forma

quelatada (e.g. Segalen, 1965; Duchaufour, 1984; Cayssials et al.; 1999; Bernhard-Reversast, 1999); aún lateralmente, a través del flujo hipodérmico. En parte, también podría ser debido a que el número de muestras colectadas no haya sido suficiente como para permitir establecer una tendencia clara entre los tratamientos. En síntesis, los resultados obtenidos no permiten imputar las diferencias registradas, al menos con los datos disponibles, al cambio de manejo del suelo.

7. FRACCIÓN GRANULOMÉTRICA ARCILLA

7.1 Arcilla (%) de T y T₁

El análisis de la fracción arcilla (%), realizado sobre muestras compuestas, no mostró diferencias entre ambas praderas, en ninguno de los dos horizontes. Aunque en el subhorizonte A₁₁, sí se observó cierta diferencia entre T y T₁ (19,2±1,01 y 14,5±1,16, respectivamente) (Figura 25 y Tabla XLVI).

7.2 Arcilla (%) de T y E25

En el horizonte A, el porcentaje de arcilla difirió en E₂₅ sólo en el subhorizonte A₁₁, en donde registró un porcentaje menor (~26%). En tanto que en el horizonte B, difirió en ambos horizontes, pero fundamentalmente a nivel del B₁ (35,3±1,05), en donde hubo un aumento importante de arcilla (~36%) (Figura 25).

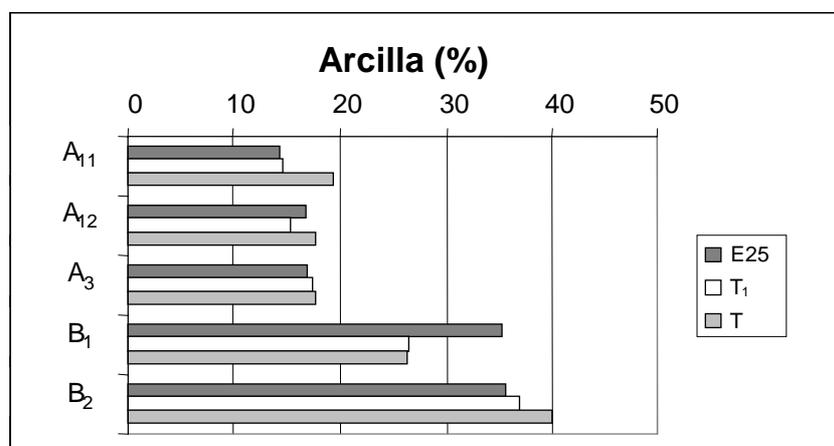


Figura 25. Porcentaje de arcilla por uso y por horizonte del suelo.

Puede observarse en la figura 25 y tabla XLVI una diferencia textural abrupta entre los horizontes A y B en los eucaliptos. En cambio, esta diferencia entre horizontes es menos abrupta en el caso de las praderas.

Tabla XLVI. Relación textural (%) de E₂₅, T y T₁.

A ₁₁	79,3	6,5	14,2	FAr
A ₁₂	60,5	2,6	16,7	AcAr
A ₃	77,3	5,8	16,9	FAr
B ₁	62	2,7	35,3	AcAr-FAcAr
B ₂	61,9	2,4	35,7	AcAr-FAcAr
T				
A ₁₁	71,7	9,1	19,2	FAr-FAcAr
A ₁₂	75,5	6,9	17,6	FAr
A ₃	76,5	5,9	17,6	FAr
B ₁	69,2	4,5	26,3	FAcAr
B ₂	56,6	3,3	40,1	FAcAr
T₁				
A ₁₁	80,4	5,1	14,5	FAr
A ₁₂	80	4,8	15,2	FAr
A ₃	76,5	5,9	17,4	FAr
B ₁	75,5	6,9	26,4	F Ar
B ₂	60,5	2,6	36,9	AcAr

- *Discusión*

Los datos obtenidos de la fracción arcilla indicarían la existencia de una acumulación en el subhorizonte B₁, superior a la pérdida registrada en el horizonte A, particularmente, en el subhorizonte A₁₁. Ello conduce a suponer que esta acumulación en el B₁, no sería sólo a consecuencia de procesos de argiluvación. En una primera aproximación, es válido suponer que esta diferencia en el contenido de arcilla, responda a variaciones intrínsecas al suelo, debido que la emigración de arcilla podría estar frenada por la presencia de aluminio en forma soluble (Duchaufour 1984); fenómeno que ha sido registrado en el perfil (Figura 25). Desde esta perspectiva, el enriquecimiento de arcilla podría entonces ser explicado por la ocurrencia de procesos de destrucción y de formación de arcilla; en parte, favorecidos por la alta evapotranspiración de las plantaciones de eucaliptos (Dye *et al.*, 1997) y la fuerte acidez del medio. El poder de desecación de los eucaliptos, particularmente en verano, aumentaría el contraste en relación con los momentos de humectación, promoviendo así la destrucción de arcillas en el horizonte A. Más allá del posible origen de las arcillas acumuladas en el

subhorizonte B₁ bajo eucaliptos, quizás resulte de mayor relevancia establecer cuál puede ser su relación con otros parámetros edáficos, como el porcentaje de materia orgánica. De hecho, este aumento en el porcentaje de arcilla fue acompañado por un ligero aumento de la materia orgánica y ambos, por un significativo aumento de la CIC. No obstante, este aumento de la CIC parecería no guardar una estricta correspondencia con los valores de arcilla, dado que en el subhorizonte B₂, la CIC continúa aumentando sin que haya un aumento del porcentaje de arcilla (ver Figuras 17 y 25, respectivamente). Tampoco parecería guardar una relación, al menos directa, con el porcentaje de MO, dado que si bien se registró un ligero aumento a nivel del B₁, no sucedió lo mismo en el B₂. En vista de estos resultados, es posible plantear como alternativa válida, la existencia de un cambio en la naturaleza de las arcillas, más que un cambio cuantitativo.

En definitiva, los resultados obtenidos sugieren la conveniencia de complementar el análisis granulométrico con un análisis mineralógico, a los efectos de poder inferir el tipo de arcilla dominante y así estimar su posible aporte al complejo de intercambio.

8. DISCUSIÓN GENERAL

La comparación entre T y T₁ permitió discriminar los parámetros con rangos comunes a ambas, de aquellos con valores disímiles; en parte, justificado por las variaciones intrínsecas a las parcelas. Así, fue posible excluir algunos parámetros que no satisfacían la condición básica de testigo. De cualquier modo, aún cuando no cumplieron estrictamente con este requisito, se comparó E₂₅ con la parcela pareada (T), por su mayor proximidad espacial y supuesta mayor similitud pedológica.

Aquellos parámetros que sí cumplieron con la condición de testigo, fueron los que finalmente permitieron convalidar la existencia o no de efectos inducidos por el cultivo de eucalipto. El registro de valores dentro de un rango atípico para el suelo de pradera, fueron imputados a los efectos de este cultivo. De este modo fueron identificados algunos parámetros (MO, CIC, pH y textura) de gran relevancia pedológica y sobre los cuales habrá de centrarse la presente discusión. Esta dará énfasis a sus interrelaciones, así como sus posibles vínculos con otros de parámetros.

8.1 Materia orgánica

La pérdida de MO en el horizonte A de E₂₅ fue acompañado por una caída del pH y la CIC, junto al Ca²⁺ y Mg²⁺. Aunque en el caso de la CIC y del Mg²⁺, esta disminución se restringió a los primeros centímetros del perfil (subhorizonte A₁₁), mientras en el caso del pH, éste afectó también al horizonte B. Paralelamente, hubo una caída del porcentaje de arcilla, aunque éste se registró principalmente al subhorizonte A₁₁ y no fue de gran proporción. Por el contrario, el subhorizonte B₁ registró un aumento de MO, el que fue acompañado por un importante incremento de CIC, acidez, acumulación de arcilla, y por una tendencia a la pérdida de Ca²⁺.

En el caso particular de la MO en su relación con las arcillas, se requeriría incorporar otros elementos de análisis, tales como la naturaleza de la actual reserva orgánica de E₂₅, así como la naturaleza de las arcillas dominantes.

8.2 CIC

La capacidad de intercambio catiónico presentó cambios en los extremos del perfil de E₂₅; en su cima fue significativamente más baja, mientras que aumentó con la profundidad. Si bien la caída del pH podría explicar en parte la disminución de CIC registrada en el subhorizonte A₁₁, en el caso de su aumento en el horizonte B, ello no es posible. Como se mencionó oportunamente, por debajo de pH 5.0 la disminución de la CIC sería pequeña al aumentar la actividad los hidrogeniones. En parte, dicho aumento de CIC podría ser explicado a partir de un análisis como el anteriormente propuesto, en el que pueda evaluarse la naturaleza, tanto de la MO como de las arcillas, de las distintas parcelas.

8.3 pH

El pH fue el parámetro que más cambió, dado que en promedio disminuyó alrededor de una unidad en el total del perfil analizado. Sus valores más bajos se registraron en el subhorizonte A₁₂ y A₃, donde precisamente se registró los valores más bajo de Ca²⁺, así como también de MO. Como ha sido discutido, existirían evidencias como para apoyar la hipótesis de Jóbbagy y Jackson (2003). Como se recordará, estos autores proponen que el proceso de acidificación la existencia de una relación directa con el reciclado y redistribución del calcio por los árboles, más que a la lixiviación provocada por ácidos orgánicos o al aumento en la producción de ácido carbónico en el suelo. Por otra parte, este aumento de la acidez puede conducir al aumento de las concentraciones de aluminio en solución, desde donde es tomado por las raíces y transportado hacia la biomasa aérea. Una vez devuelto al suelo a través de los residuos orgánicos, el aluminio

tiende a desplazar al calcio adsorbido, provocando así su más rápida lixiviación (Lawrence *et al.*, 1995).

8.4 Textura

El cambio textural no expresó, al menos de forma clara, una relación directa con los demás parámetros. La excepción la constituye los subhorizontes A₁₁ y B₁, en donde sí guardó una cierta correlación con los valores de CIC. Sin embargo, debido al rol que también juega la MO en el complejo de intercambio, no es posible determinar el grado de incidencia de las arcillas sobre la CIC. De ahí, como se planteó en la discusión, la conveniencia de complementar el análisis granulométrico con un análisis mineralógico.

8.5 Cambios en la evolución del suelo

Para una mayoría de autores, los procesos de podsolización son los que explican de modo más satisfactorio los cambios fisicoquímicos observados bajo un cultivo forestal. Este proceso resulta de una acidificación acentuada del humus (*mor*), produciendo así cantidades masivas de compuestos orgánicos solubles o pseudosolubles, que migran en profundidad (Duchaufour, 1984). En este proceso, el C orgánico, Fe y Al, en alguna combinación, son translocados desde la parte superior del perfil hasta un horizonte iluvial (DeConinck, 1980; Buurman and van Reeuwijk, 1984; Courchesne and Hendershot, 1997; Lundström *et al.*, 2000).

Sin embargo, en el caso estudiado (E₂₅) existe una reducción en el contenido de MO en la cima del perfil (subhorizonte A₁₁) que no fue acompañado por la acumulación de MO en el horizonte B; excepto si se lo compara con la pradera T, aunque la misma no alcanzó gran relevancia (Figuras 16). En tanto que el aumento de la fracción arcilla en el horizonte B, se restringió al B₁, no alcanzando a expresarse en un mayor espesor de este subhorizonte.

9. CONCLUSIÓN GENERAL

Los resultados permitieron determinar el rango de variación que existe entre ambas praderas (T y T₁) en los parámetros edáficos seleccionados. En el total de parámetros analizados, el horizonte A por lo general fue el que expresó comparativamente una mayor similitud de valores. Los mismos incluyeron: MO, CIC, pH, Ca²⁺, Al³⁺ y arcilla (%), con la excepción en el subhorizonte A₁₁, de CIC y Ca²⁺, en a nivel del A₃, del pH. Los restantes parámetros (Mg²⁺, Na⁺, Fe_o y Fe_d) presentaron distintos comportamientos en el horizonte A de ambas praderas, lo que sugiere su exclusión en futuros estudios.

En el caso del horizonte B, sólo la CIC y arcilla (%) fue significativamente similar en ambos subhorizontes de T y T₁. De modo que ello también sugiere su no consideración en etapas futuras del estudio.

Por su parte, las diferencias entre el suelo bajo cultivo de eucalipto y el suelo de pradera, se centraron en:

- 1) un menor contenido de MO en el horizonte A; no así en el horizonte B, donde eucaliptos mostró un ligero incremento;
- 2) un aumento de la acidificación en ambos horizontes;
- 3) una disminución de la CIC a nivel del subhorizonte A₁₁ y un incremento en el horizonte B. (En el caso del A₁₁, esta diferencia fue sólo en relación la pradera lindera);
- 4) un comportamiento dispar de los cationes, en el que el Ca²⁺ fue significativamente más bajo en ambos horizontes, mientras que el Mg²⁺ lo fue sólo a nivel del A₁₁;
- 5) un aumento notorio de los valores de Al³⁺ en el perfil, particularmente a nivel del B;
- 6) un aumento importante de la fracción arcilla en el subhorizonte B₁. En el caso del A₁₁, ésta presentó un contenido menor, pero en una magnitud muy inferior a la del incremento observado en el B₁;

Entre las limitantes del Estudio t₂₅, debe mencionarse el hecho de haberse incluido un único testigo pareado (T *versus* E₂₅). Esto imposibilitó el análisis de la evolución en el

tiempo de los cambios observados bajo eucalipto. Otro elemento a observar, es que posiblemente el número de muestra no haya sido suficiente en el caso de algunos parámetros (ej.: Na^+ , Fe_o y F_d) debido a su variabilidad espacial comparativamente mayor.

En resumen, el Estudio t_{25} permite concluir sobre la conveniencia de orientar la investigación en su siguiente etapa hacia:

1. el aumento del número de parcelas y de la superficie total de muestreo, así como la ampliación del rango de edad de las plantaciones de *E. grandis*. Este aumento del número de parcelas se ve justificado por la necesidad de verificar si los cambios observados en el estudio mono-temporal (t_{25}), también se verifican en un estudio multi-temporal, con cultivos de eucaliptos de distintas edades y praderas con diferentes historia de uso del suelo.
2. la reducción del número de variables del suelo a ser comparadas entre los tratamientos;
3. la sustitución del muestreo por horizonte, por un muestreo por profundidad (0-10 y 10-20 cm);
4. un análisis complementario de la materia orgánica, a partir de la determinación de la relación isotópica del C ($\delta^{13}\text{C}$);
5. el registro de la matriz física del suelo expresada en términos de densidad aparente, prescindiendo así de los datos de relación textural; y
6. la sustitución de la determinación granulométrica de las arcillas por el análisis de su naturaleza estructural.

CUARTA PARTE

Estudio t_{10-30}

Resultados y discusión

1. INTRODUCCION

A partir de la información obtenida en el Estudio t_{25} se consideró conveniente reorientar esta segunda etapa de muestreo (Estudio t_{10-30}) en dos direcciones; por un lado, a ampliar el rango de edades de los cultivos, y por otro, a extender el área de estudio, abarcando además un mayor espectro de historias de uso de las praderas pareadas. De este modo, el Estudio t_{10-30} se diferenció sustancialmente del Estudio t_{25} en la medida que los cambios introducidos también involucraron la inclusión de un muestreo por profundidad (0-10 y 10-20 cm) y un número menor de parámetros edáficos (MO, pH y DA). En el caso de la DA, su inclusión respondió a que en el muestreo anterior no se observaron cambios texturales significativos en los primeros centímetros del perfil.

Por otro lado, el Estudio t_{10-30} también incluyó el uso de algunas técnicas analíticas que permitieron mejorar sustancialmente la calidad de la información obtenida desde estos parámetros; por ejemplo la determinación isotópica del $\delta^{13}\text{C}$ de la materia orgánica, cuyos datos permiten estimar el balance de masas del C (Boutton *et al.* 1998) entre la reserva acumulada por la pradera y lo aportado por los eucaliptos y en consecuencia, estimar la participación dinámica de cada sistema vegetal al contenido de carbono total. Entre otros aportes, ello permitió constatar la existencia de un aumento del *turnover* (o caída de la vida media del carbono del suelo) bajo eucaliptos comparada a la del suelo original de pradera.

2. MATERIA ORGÁNICA

2.1 MO de T₁₀ a T₃₀

Las praderas presentaron contenidos similares de MO acordes a su historia de uso (Anexo: Tabla XIV). T₃₀ y T₁₅₋₁₀ fueron las que registraron los mayores valores promedios, mientras que T₂₅ y T₂₀ fueron las que presentaron los contenidos menores de MO e incluso, las que presentaron un mayor contraste entre profundidades (0-10 y 10-20 cm), así como también un mayor desvío estándar y coeficiente de variación (Tabla XLVII).

Tabla XLVII. Valores de %MO en praderas, por sitio y por profundidad (promedio total y agrupados por altura de ladera).

%MO - Sitio		T ₃₀		T ₂₅		T ₂₀		T ₁₅₋₁₀ *	
Profundidad		0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm
Total	Promedio	2,8	2,0	1,6	0,9	1,6	0,8	2,3	2,1
	DS	0,156	0,201	0,386	0,131	0,210	0,221	0,137	0,186
Ladera	CV%	5,6	9,9	23,8	14,4	13,7	28,3	6,0	8,7
LA	Promedio	2,8	1,9	1,4	1,0	1,6	1,0	2,3	2,1
	DS	0,134	0,147	0,105	0,132	0,183	0,063	0,137	0,186
	CV%	4,9	7,8	7,8	13,3	11,6	6,3	6,0	8,7
LB	Promedio	2,8	2,2	1,9	1,2	1,6	0,8		
	DS	0,194	0,114	0,369	0,210	0,259	0,13		
	CV%	6,9	5,2	19,4	17,5	16,7	16		

* T₁₅₋₁₀ se trata de la parcela de pradera sobre la cual se contrastó a E₁₅ y E₁₀

Con el propósito de analizar la distribución espacial de la MO, se determinó el coeficiente de variación. El mismo es un indicador de la variación espacial de las propiedades del suelo (Webster and Oliver, 2001), dado que proporciona una medida relativa de la variación entre muestras de un mismo sitio (Steel and Torrie, 1980). Este coeficiente constituye un buen indicador del grado de similitud entre parcelas, en la medida que su mayor o menor similitud de valores, determinaría en el caso de adquirir valores altos de CV surge la necesidad de aumentar el número de muestras de suelos (Palmer *et al.*, 2002).

Por otra parte, el intento inicial por discriminar los efectos de la pendiente (LA y LB), no dio mayores resultados, por lo que finalmente se optó por agrupar estos datos, contemplando así al conjunto de la ladera (Tabla XLVII).

En cuanto a los resultados obtenidos sobre el contenido de MO bajo eucaliptos, en general, estos son coincidentes con los obtenidos por Jobbágy y Jackson (2003) en suelos de la región (La Pampa, Argentina). Cuando se considera el conjunto de las parcelas, existe una relación significativa entre el contenido de MO y su CV; es decir, al disminuir el contenido de MO, aumenta el CV ($R^2 = 0,6$, $p = 0,024$) (Figura 26). En cuanto a la relación del %MO con la profundidad (0-10 y 10-20 cm), aún no siendo significativa ($R^2 = 0,24$, $p = 0,22$) tendió a aumentar al bajar la profundidad considerando el conjunto de las parcelas.

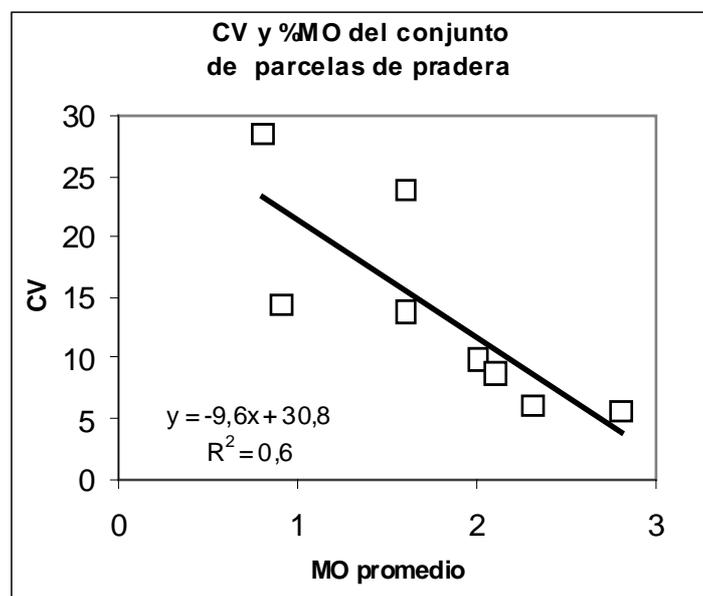


Figura 26. Expresión gráfica de la relación de los valores del contenido de MO promedio con respecto al CV para el conjunto de las parcelas de pradera.

2.2 MO de T'30 y T25 (Estudio t25)

La comparación entre el contenido promedio de MO de T'30 y su contenido durante el primer muestreo (T25) no mostró mayores cambios. No obstante, se observó en T'30 un menor desvío estándar y coeficiente de variación, lo que confirmaría una mejora en el muestreo seleccionado, debido al cambio en su diseño y al aumento del número de observaciones. Sin embargo esto también puede deberse (como se observó en 1.1) a la relación que existiría entre el aumento de un parámetro y la disminución del otro (MO y CV) (Tabla XLVIII).

Tabla XLVIII. Contenido de MO de la parcela T25 luego de 5 años (T'30).

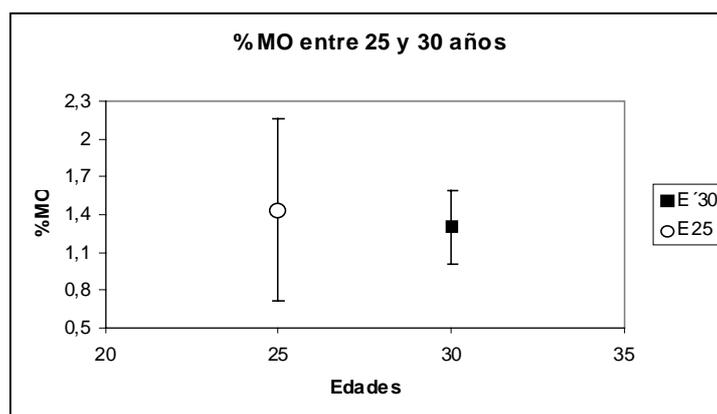
MO% – Tratamiento Profundidad	T25 0-18 cm	T'30 0-20 cm
Promedio	2,2 ±0,604	2,4 ±0,426
CV%	27,0	17,6

2.3 MO de E'30 / E25 y E'25 / E25 (Estudio t25)

Con el propósito de evaluar el posible efecto de la antigüedad del cultivo forestal sobre la reserva de materia orgánica del suelo, se compararon los datos del Estudio t25 con los datos de esa misma parcela, luego de cinco años (E'30) (Tabla LXIX). La comparación incluyó los primeros 17 cm (subhorizonte A11 + A12) de E25 y los primeros 20 cm de E'30 (Estudio t10-30) debido a que el muestreo del perfil fue diferente en cada caso. La comparación entre los valores de MO de E'30 respecto a E25, no evidenció un cambio significativo en contenido de MO con el transcurso de este lapso (Tabla LXIX y Figura 27). No obstante, el valor promedio que presentó E'30 se correspondió con un menor desvío estándar (DS ±0,294) y un menor coeficiente de variación (CV 22,4%). Sin embargo, esto podría ser justificado fundamentalmente por el cambio en el diseño de muestreo, asociado a los bajos valores de MO que naturalmente presentan estos suelos.

Tabla XLIX. Contenido de MO de la parcela E₂₅ y E'₃₀ (5 años antes).

%MO -Tratamiento Profundidad	E ₂₅ 0-17 cm	E' ₃₀ 0-20 cm
Promedio	1,4 ±0,721	1,3 ±0,294
CV%	50,3	22,4

Figura 27. Comparación del valor medio de MO y su desvío estándar, entre E₂₅ y E'₃₀ (5 años más tarde).

Algo similar sucede cuando se contrasta la parcela de eucaliptos que en la actualidad tiene 25 años (Estudio t₁₀₋₃₀) con la parcela que tenía 25 años hace 5 años (Estudio t₂₅) (Tabla L y Figura 28). El contenido de MO es ligeramente mayor en E'₂₅, lo que podría responder a variaciones intrínsecas a las parcelas (historia de uso del suelo, manejo de la plantación, tipo de laboreo del suelo, entre otras) o a variaciones climáticas. Es decir, estas diferencias no necesariamente son imputables al cultivo de eucaliptos.

Tabla L. Comparación de los valores promedios de MO entre E'₂₅ y E₂₅.

MO% – Tratamiento Profundidad	E' ₂₅ 0-20 cm	E ₂₅ * 0-17 cm
Promedio	0.9 ±0,255	1,4 ±0,721
CV%	27,3	50,3

* La profundidad se corresponde con los subhorizontes A₁₁ y A₁₂ (Estudio t₂₅).

En cambio, los valores registrados por ambas parcelas presentan una importante diferencia en sus respectivos desvío estándar y coeficiente de variación (Tabla L). Esta diferencia puede ser adjudicada en parte, al cambio en el diseño de muestreo así como a la variabilidad propia de la historia de uso de las parcelas y al cambio observado en el terreno del manejo del cultivo. Como señala Binkley and Giardina (1998) un cambio en el manejo del cultivo, así como la densidad de árboles implantados, puede influir sobre el contenido y variabilidad espacial de la MO.

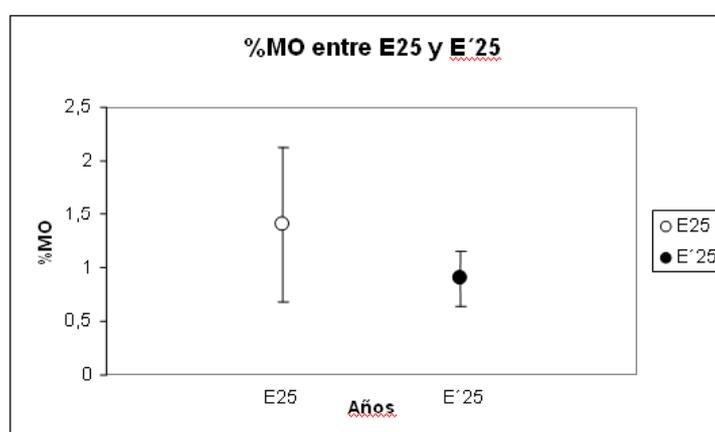


Figura 28. Valores medio de MO y desvío estándar entre ambos cultivos de *E. grandis* de 25 años de los Estudios t_{25} y t_{10-30} .

2.4 MO de E'10 a E'30

Los cultivos de *E. grandis* presentaron contenidos de MO dispares entre sí, aunque siempre dentro de un rango inferior al de las praderas (Tabla LI y Anexo: Tabla XIII). Sin embargo, es posible observar que aquellos cultivos de eucaliptos implantados en suelos sin laboreo previo (E'30 y E'10) fueron los que presentaron un mayor contraste con el valor inicial de la reserva de MO. Del mismo modo, los restantes cultivos (E'25, E'20 y E'15) presentaron valores acordes a las condiciones iniciales de las praderas pareadas, dada por su historia de uso. De modo que en el caso de E'15, a pesar de haber

registrado un contenido de MO comparativamente mayor, su pérdida fue acorde a la reserva inicial.

Tabla LI. Valores de %MO bajo *E. grandis*, por sitio y por profundidad.

%MO - Sitio		E'30		E'25		E'20		E'15		E'10*	
Profundidad		0-10 cm	10-20 cm								
Total	Promedio	1,4	1,2	1,1	0,8	1,5	1,3	2,2	1,9	1,6	1,6
	DS	0,368	0,183	0,189	0,22	0,131	0,197	0,18	0,167	0,082	0,137
Ladera	CV%	26,4	14,8	17,4	28,3	8,7	14,6	8,3	8,8	5,2	8,7
LA	Promedio	1,1	1,1	1,2	1,0	1,5	1,2	2,2	1,8	1,6	1,6
	DS	0,204	0,126	0,147	0,152	0,084	0,175	0,222	0,156	0,082	0,137
	CV%	18,8	11,5	12,1	16,0	5,8	14,2	10,0	5,5	5,2	8,7
LB	Promedio	1,7	1,4	1,0	0,6	1,6	1,4	2,1	2,0		
	DS	0,179	0,098	0,127	0,121	0,151	0,175	0,110	0,164		
	CV%	10,5	7,1	13,3	19,9	9,6	12,2	5,2	8,4		

* El muestreo no incluyó a la ladera baja (LB) debido a que la misma no estaba forestada.

Una posible excepción, la constituiría E'20 dado que incrementa ligeramente su reserva de MO (0,5%) entre 10-20 cm, en relación con su par (T'20). No obstante, debe también observarse que esta pradera fue la que registró el valor más bajo de MO a esta profundidad (10-20 cm).

El %MO del conjunto de parcelas bajo eucaliptos expresa una correlación significativa ($R^2 = 0,72$, $p = 0,03$) en relación con la edad del cultivo (Figura 29). La misma se hace más evidente en las parcelas sin laboreo previo (E'10 y E'30), pudiéndose apreciar así la caída del %MO en función del tiempo con mayor claridad.

El %MO del conjunto de parcelas bajo eucaliptos expresa con relación al coeficiente de variación, una correlación significativa ($R^2 = 0,6$, $p = 0,0085$) (Figura 30)

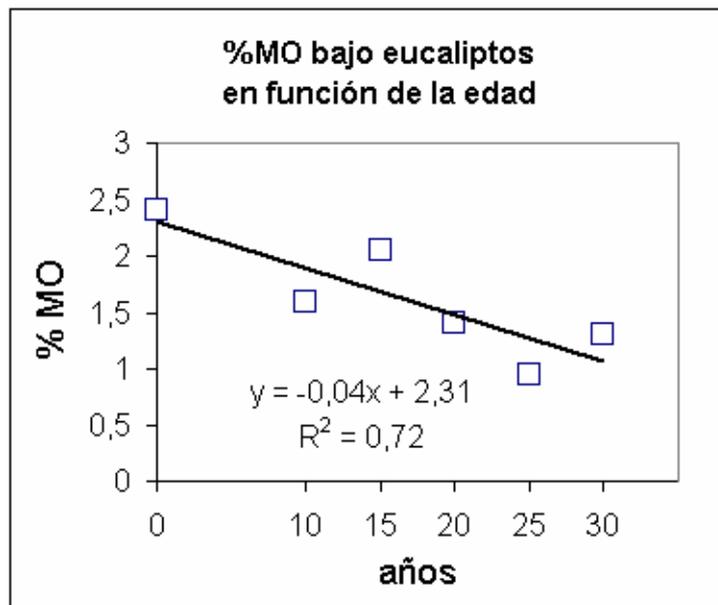


Figura 29. Expresión gráfica de la relación de los valores promedio del contenido de MO con respecto a la edad de los cultivos de eucaliptos.

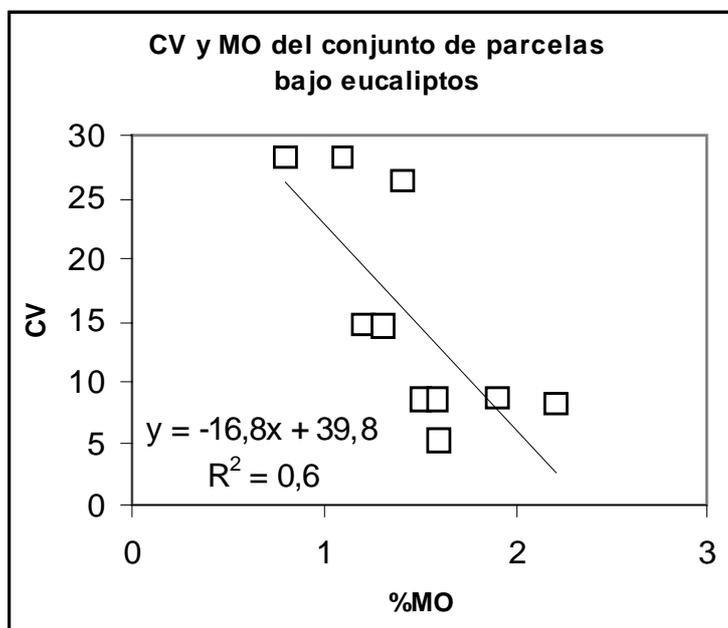


Figura 30. Expresión gráfica de la relación de los valores promedio del contenido de MO con respecto al CV para el conjunto de las parcelas de eucaliptos.

2.5 MO de T'10 a T'30 / E'10 a T'30

Cuando se compara el contenido de MO de las praderas con los eucaliptos, se observa una cierta tendencia presentar una menor pérdida de MO en los primeros centímetros del perfil (0-10 cm), por lo que además tienden a presentar valores comparativamente más altos que en el nivel de profundidad siguiente (10-20 cm). Ambos niveles no expresan entre sí una correlación estadísticamente significativa (Figuras 31 a 34).

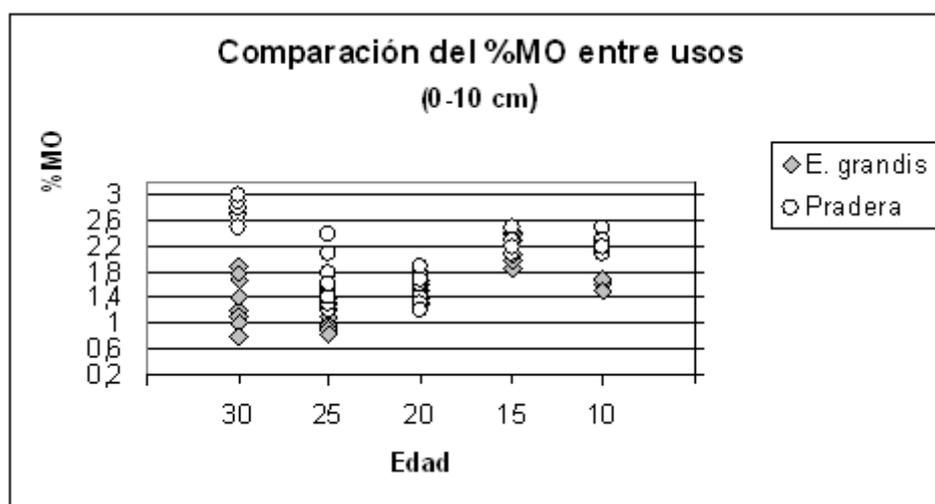


Figura 31. Evolución del contenido de MO (0-10 cm) bajo plantaciones de eucaliptos de diferentes edades (10 a 30 años) en relación a sus pares bajo vegetación de pradera (y distintas historia de uso).

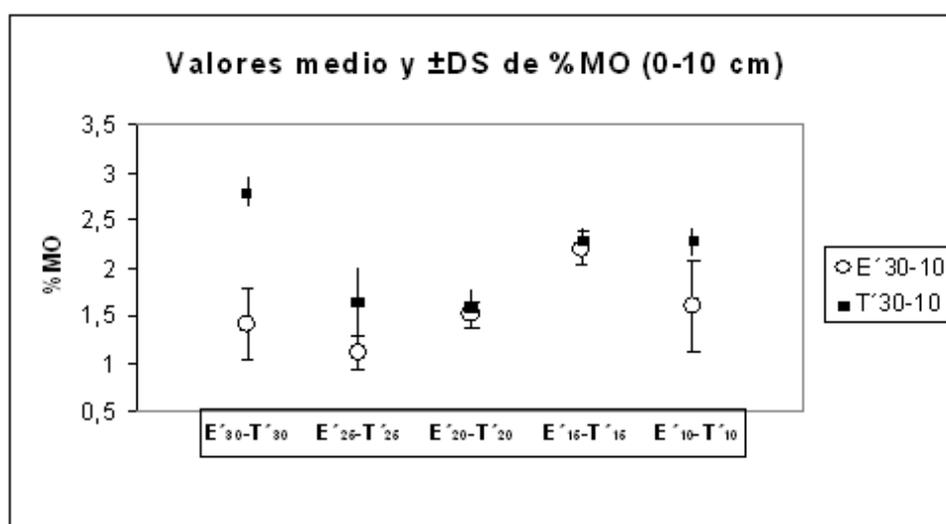


Figura 32. Comparación del valor medio de MO y \pm DS (0-10 cm) en el total de tratamientos (eucaliptos versus pradera).

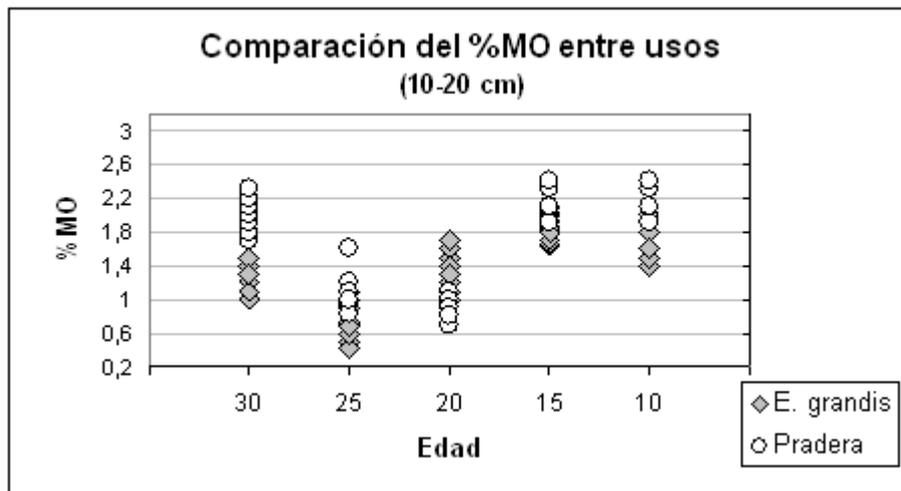


Figura 33. Evolución del contenido de materia orgánica del suelo (10-20 cm) bajo plantaciones de *E. grandis* de diferentes edades (10 a 30 años) en relación a sus pares bajo vegetación de pradera (y distinta historia de uso).

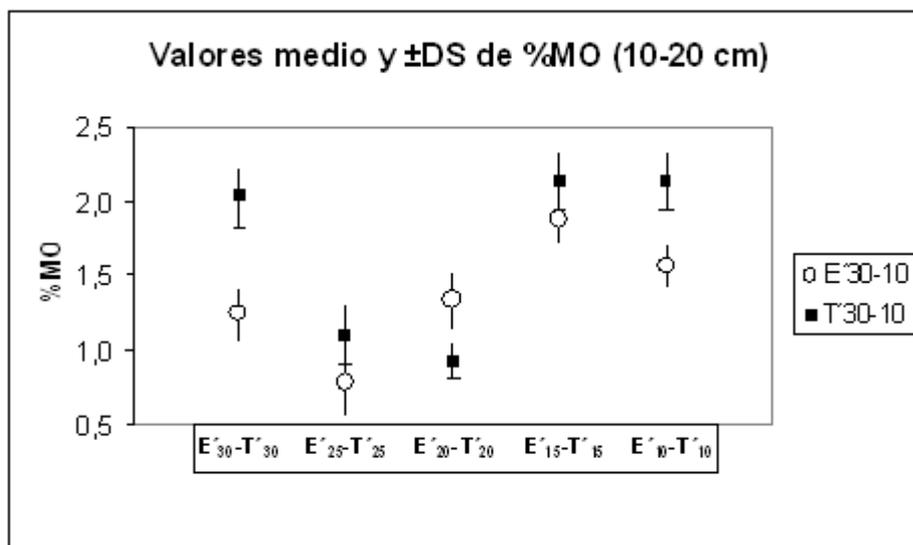


Figura 34. Comparación del valor medio de MO y \pm DS (10-20 cm) en el total de tratamientos (eucaliptos versus pradera).

En cuanto a las diferencias netas entre parcelas pareadas (Tabla LII y Figura 35), cuando las mismas son expresadas en términos del cociente (en porcentaje) entre el contenido de MO del suelo actual ($t > 0$) *versus* su contenido inicial ($t = 0$) (Tabla LIII y

Figura 36), los valores tienden a confirmar la correlación entre el aumento en la pérdida de MO con la antigüedad del cultivo.

Tabla LII. MO (%): diferencias netas* entre T₁₀₋₃₀ y E₁₀₋₃₀ según la profundidad.

MO (+/-)	E' ₃₀ vs T' ₃₀	E' ₂₅ vs T' ₂₅	E' ₂₀ vs T' ₂₀	E' ₁₅ vs T' ₁₅	E' ₁₀ vs T' ₁₀
0-10 cm	- 1,4	- 0,5	- 0,1	- 0,1	- 0,7
10-20 cm	- 0,8	- 0,1	+ 0,5	- 0,2	- 0,5

* Los valores negativos (-) señalan la existencia de un menor contenido de MO bajo *E. grandis*, en comparación a la pradera pareada.

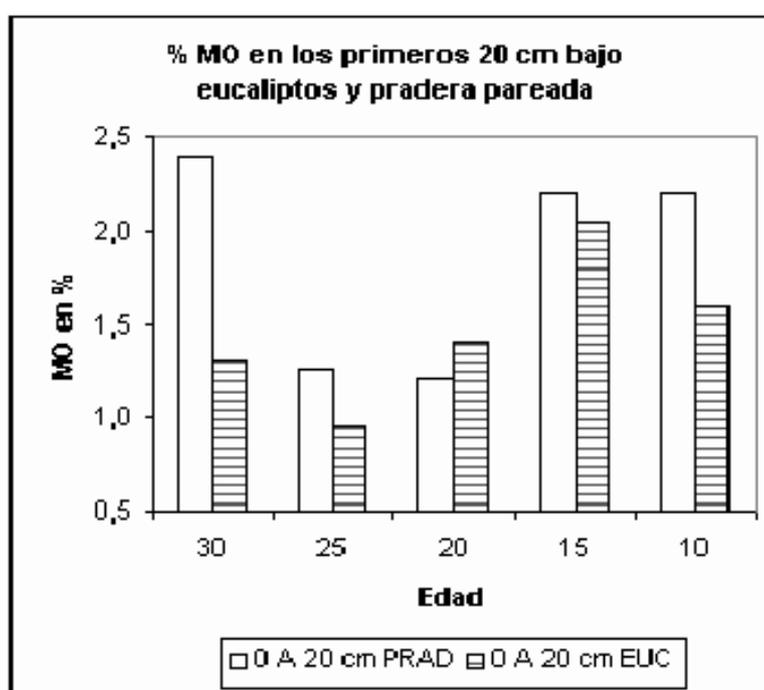


Figura 35. Expresión gráfica de las diferencias en %MO entre T' ₁₀₋₃₀ y E' ₁₀₋₃₀ según la profundidad

Tabla LIII. Pérdida (%) entre valores de %MO de eucaliptos y praderas por profundidad

E vs T	30	25	20	15	10	0
0-10 cm	100%	45%	7%	5%	44%	0%
10-20 cm	67%	13%	-38%	11%	31%	0%

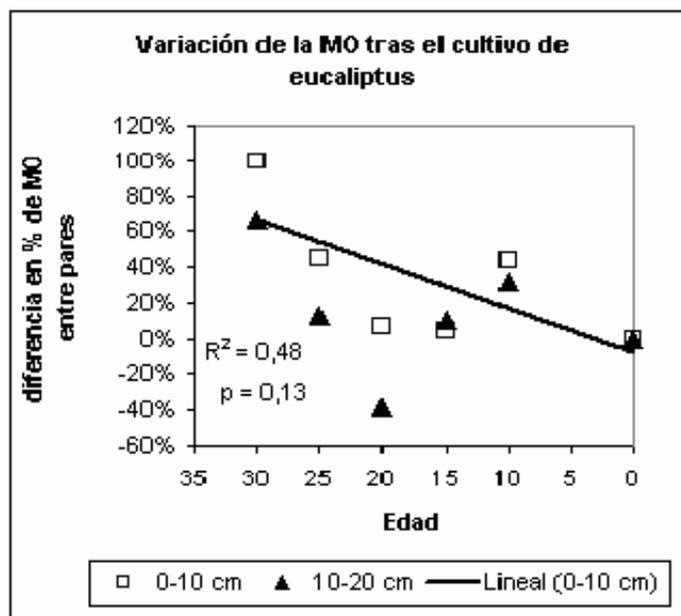


Figura 36. Pérdida (%) entre valores de MO del suelo de eucaliptos y bajo pradera por profundidad. Observación: al inicio de la implantación de los eucaliptos (t_0), la pérdida o variación de MO se considera nula (= 0%).

En cuanto al comportamiento espacial de los valores de MO, los coeficientes de variación muestran en general una variación relativamente baja de la MO (<15%) en eucaliptos, aunque algunos tratamientos mostraron una variabilidad moderada (entre 15-35%) en ambas profundidades (Tabla LIV y Figura 37), al igual que aquellas praderas que han estado sometidas al laboreo del suelo (LV y Figura 38). (Dada la relación existente entre la distribución de MO y la matriz física del suelo, se profundizará la discusión en el capítulo 4, correspondiente a densidad aparente).

Tabla LIV. Comparación de valores de CV%MO* bajo eucaliptos.

<i>E. grandis</i>	0-10 cm	10-20 cm
E' 30	26,4	14,8
E' 25	17,4	28,3
E' 20	8,7	14,6
E' 15	8,3	8,8
E' 10	5,2	8,7

* El CV promedio surge de la suma de valores parciales de todas las muestras (y no de la suma de promedios).

Tabla LV. Comparación de valores de CV%MO* bajo pradera.

Praderas	0-10 cm	10-20 cm
T ₃₀	5,6	9,9
T ₂₅	23,8	14,4
T ₂₀	13,7	28,3
T ₁₅₋₁₀	6,0	8,7

* El CV promedio surge de la suma de valores parciales de todas las muestras (y no de la suma de promedios).

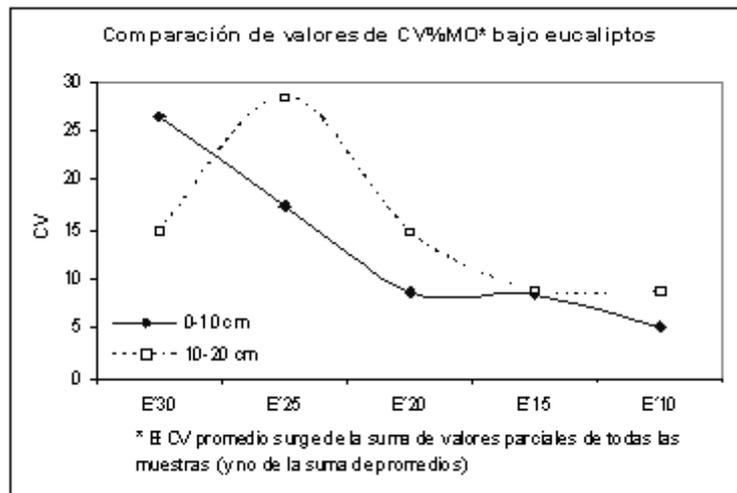


Figura 37. Comparación de los valores del CV%MO bajo eucalipto. Nótese que las sin laboreo previo (E'30 y E'10), presentan valores de %CV extremos.

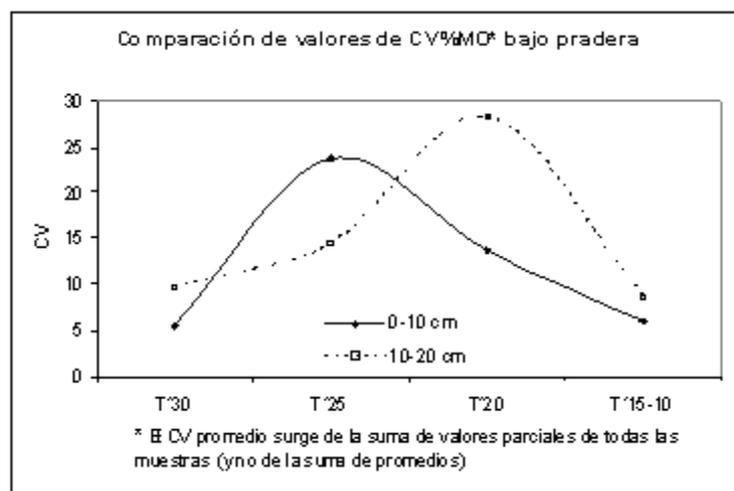


Figura 38. Comparación de los valores del CV%MO bajo pradera. Nótese que las parcelas sin laboreo previo (T'30 y T'10) como era esperable, presentan los valores de CV más bajos.

Los valores dispares observados en E'_{30} y E'_{10} resultan significativos, en la medida que ambos cultivos habrían sido implantados en suelo sin laboreo previo. Esta disparidad podría ser explicada por un efecto gradual de la biomasa radical de los eucaliptos en la estructura física del suelo y la distribución de MO en el perfil. Así, en el caso de E'_{10} , la acción de este desarrollo radical sería incipiente en comparación a E'_{30} .

En el caso de las parcelas con una historia de uso, se observa una tendencia a desaparecer gran parte de los efectos del laboreo previo al aumentar la edad de los árboles (figuras 36 y 37). Aunque ello estaría condicionado por la intensidad del manejo histórico del suelo. Lamentablemente, no es posible comparar los datos obtenidos con otros resultados, dado que los antecedentes en Uruguay referidos a este tema son aún muy escasos. En particular, aquellas publicaciones con relación a los efectos de la historia del laboreo en las propiedades del suelo, en las que se contempla cada uno de los niveles del perfil; una de las excepciones conocidas es el estudio de Kammerer *et al.* (1984).

Cuando se analizaron esos valores de CV%MO en función del tiempo, no fue posible constatar alguna relación en las parcelas bajo pradera ($R^2=0,0052$); en cambio, sí se constató una fuerte relación ($R^2=0,61$, $p=0,0077$) bajo eucaliptos (Figura 39).

Sin embargo, cuando se correlacionó en las parcelas bajo eucaliptos, los valores de contenido de MO (%) de ambos niveles (0-20 cm) con su coeficiente de variación (CV%MO), fue posible observar una tendencia significativa ($R^2=0,6$; $p=0,0085$) a aumentar la dispersión de los valores de MO entorno a la media, al disminuir su contenido en el suelo (Figura 40). Esta tendencia también fue observada en las parcelas testigos, aunque presentaron un nivel de significancia comparativamente menor ($R^2=0,6$; $p=0,024$) (Figura 41).

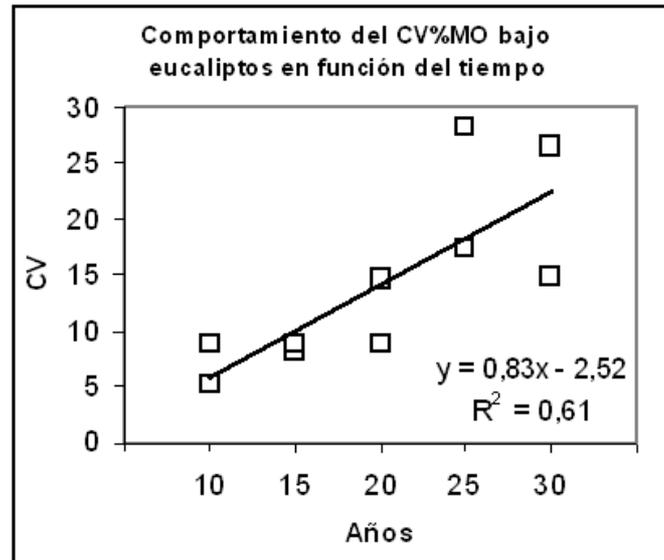


Figura 39. Expresión gráfica de la relación del CV %MO en función del tiempo bajo eucaliptos.

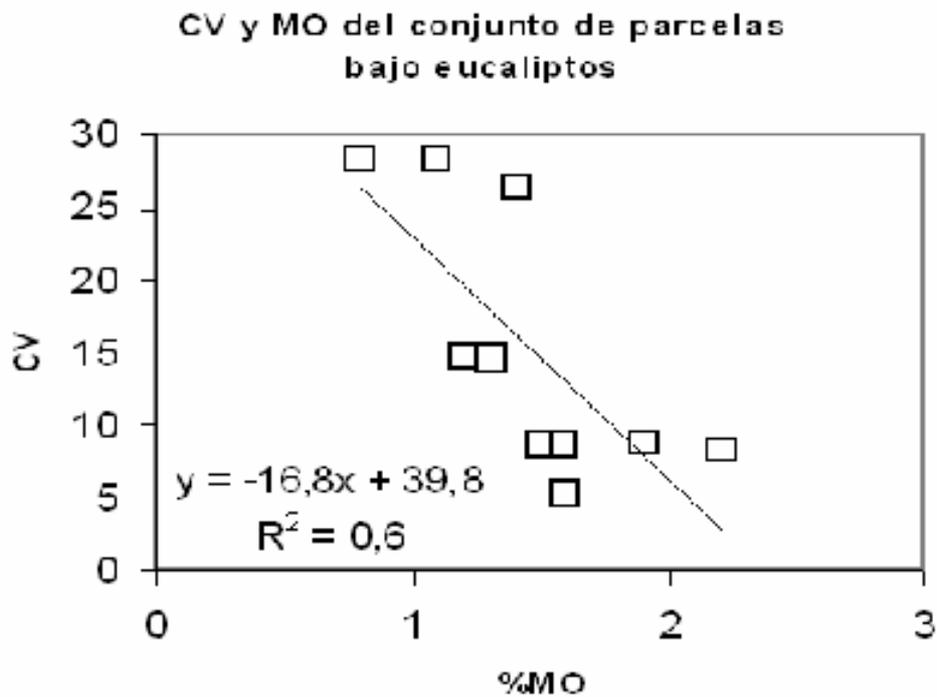


Figura 40. Relación entre el contenido de MO y su coeficiente de variación en las parcelas bajo eucalipto

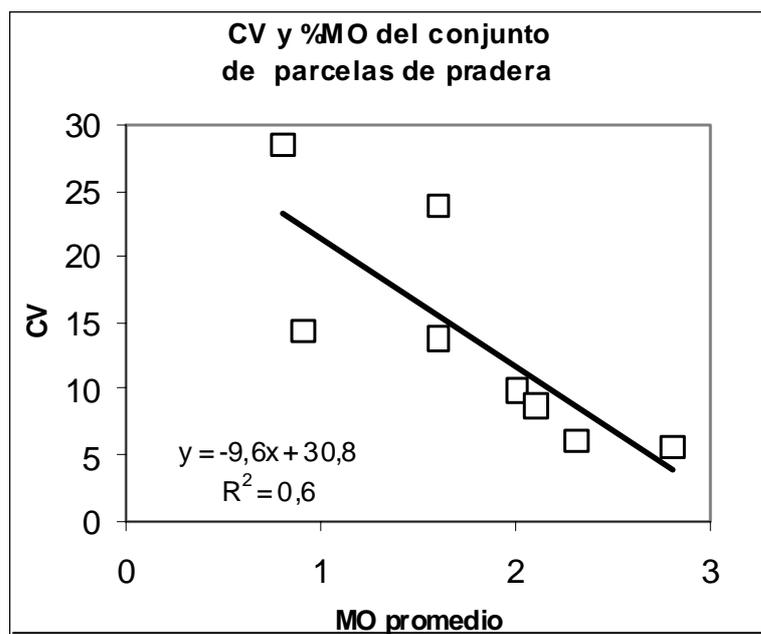


Figura 41. Relación entre el contenido de MO y su coeficiente de variación en las parcelas bajo pradera

Del conjunto de datos presentados, se desprende que la variabilidad espacial de la materia orgánica bajo eucaliptos dependería más del tiempo (edad de la plantación), mientras que en el caso de las praderas, esta dependería de su historia de uso.

La interpretación de estos resultados en relación con el comportamiento de la MO observado bajo eucaliptos podría deberse a una disminución de la tasa de inmovilización o al aumento de la tasa de mineralización, luego de implantados los eucaliptos. En el primer caso, ello sería explicado por el “desencuentro” entre la naturaleza del nuevo residuo y los microorganismos naturales del suelo, debido a su pobre adaptación (Bernhard-Reversat, 1993). Complementariamente, debe observarse que los residuos de eucaliptos son depositados en la superficie del suelo y no en su interior, como es el caso de la pradera, por lo que esos residuos estarían expuestos a procesos de oxidación sin la protección del ambiente interior del suelo. En efecto, una menor tasa de descomposición, y consecuentemente una menor inmovilización, implicaría que los residuos orgánicos puedan también quedar expuestos a factores

externos al ambiente edáfico, tales como la radiación ultravioleta. De esta manera, una fracción importante de esos residuos podría ser gradualmente mineralizada en la propia superficie del suelo. Sólo así es posible explicar el menor contenido de C registrado bajo eucaliptos, particularmente en el subhorizonte A₁₁; a pesar que el ingreso principal de residuos es desde la superficie del suelo. Al respecto, Paul *et al.* (2002) sostienen que el empobrecimiento en el contenido de C luego de la implantación de un cultivo forestal, puede ser justificado por la ausencia de desarrollo de plantas herbáceas, dado que conduciría a la falta de ingresos de C al interior del suelo; y no tanto al efecto de la perturbación durante la preparación de la tierra, como habitualmente se aduce.

Por otra parte, debe observarse que la magnitud de la descomposición de los residuos orgánicos depositados en el suelo, ha sido relacionada inversamente con el contenido inicial de lignina, con la relación C/N, la relación N total: lignina, la concentración de polifenoles y la relación polifenol : N (O'Connell, 1986; Aber *et al.*, 1990; Fox *et al.*, 1990). Más recientemente, Bernhard-Reversat (1997) realizó un estudio sobre el cambio en el contenido de lignina durante la descomposición del mantillo de distintas especies arbóreas, entre ellas eucaliptos. La autora señala que el contenido de lignina ha sido considerado el control de la tasa de descomposición del mantillo (Sterjiades and Ericsson, 1993), mientras que otras investigaciones (Melillo *et al.*, 1982; Stump and Binkley, 1994) consideran que la relación lignina/N es el factor que está más relacionado a la descomposición del mantillo. Al respecto, Bernhard-Reversat (1997) observa que eucaliptos presenta comparativamente un menor contenido de lignina que otras especies como *Acacia* sp., debido a una vida más larga de sus hojas en relación con los eucaliptos (6-10 meses). Los resultados de esta autora sugieren que la diferencia en el comportamiento de la lignina del mantillo de eucaliptos deriva de la gran influencia de los contenidos de N y taninos sobre la relación de las ligninas. Aunque la productividad de un cultivo podría estar relacionada a un mas alto *turnover*, con

contenidos más bajo de lignina en el mantillo, el principal factor que contribuye al aumento del *turnover* en eucaliptos sería el contenido de taninos. Su alto contenido en los residuos devueltos por el cultivo, comparado al de un bosque natural, podría prevenir el crecimiento de hongo de la podredumbre blanca (*white rot fungi*). Según Bernhard-Reversat, 1997), debido a la ausencia de actividad de este hongo, así como también de termitas, es de esperar que haya una acumulación de lignina. Otros autores sugieren también la posibilidad que la lignina se fragmente y percole a través del perfil del suelo (Nierop and Buurman, 1999). De modo que es posible esperar, en el caso de especies exóticas, que el ambiente físico adquiriera un rol comparativamente más relevante que el posible rol que puedan jugar los descomponedores nativos en el proceso de degradación de los nuevos residuos orgánicos aportados por estas especies. Así, en un estudio previo, Bernhard-Reversat (1993) había sugerido la existencia de una pobre adaptación de la biota local del suelo luego de la implantación de eucaliptos.

Cualquiera sean los mecanismos que subyacen en el proceso de descomposición del mantillo de eucaliptos, el resultado se traduciría en la mayor permanencia de los residuos en el piso forestal, facilitando así las pérdidas por lixiviación y escurrimiento superficial. Los datos obtenidos por Achkar (2005) en suelos arenosos bajo uso forestal, ubicados a unos 130 km del sitio E₃₀ (Piedras Coloradas), constataron la existencia de un importante aumento en el aporte de MO hacia los cursos de agua. Según este autor, la disminución del escurrimiento de agua desde las áreas forestales hacia las vías de drenaje generaría una mayor concentración de C orgánico total en el agua, debido a las nuevas condiciones generadas por los cultivos forestales. Estas favorecerían la disolución de MO y en consecuencia, su lavado por escurrimiento superficial.

Los compuestos orgánicos que logran alcanzar una mayor profundidad en el perfil, serían aquellos que por su menor peso, y mayor recalcitrancia, logran sortear las constricciones impuestas por los primeros centímetros del perfil, durante su proceso de

migración. En definitiva, la relación entre los horizontes A y B, en términos de contenido de MO, estaría determinada por la calidad de los compuestos orgánicos, en función de su resistencia (o recalcitrancia) a la mineralización. Una vez alcanzado niveles más profundos del perfil (subhorizontes A₃ y/o B₁), se acumularían en mayor o menor grado dependiendo de los niveles de aireación.

La influencia de los primeros centímetros del perfil, es también reconocida por Sicardi *et al.* (2004), quienes realizaron un estudio comparativo en cultivos de *E. grandis* en Uruguay, en relación con microorganismos del suelo. Los autores sostienen que la profundidad de muestreo fue un factor importante y concluyen que los mayores valores fueron obtenidos en los primeros 10 cm del perfil. Por otro lado, proponen como indicadores biológicos de este cambio de uso del suelo, la tasa de respiración y el coeficiente de mineralización. En el mismo sentido, el estudio de Carrasco-Letelier *et al.* (2004) realizado en Piedras Coloradas (Paysandú-Uruguay), sugiere determinar cómo varían las constantes cinéticas de los parámetros biológicos para comprender los efectos biogeoquímicos que resultan del cambio de cobertura del suelo. Sin embargo, a diferencia de Sicardi *et al.* (2004), estos autores sugieren medir en una primera instancia, parámetros globales como la actividad FDA_{sa} o los cambios en la estructura comunitaria (ADN o PLFA –ésteres de fosfolípidos–). Por otra parte, el incremento significativo de poblaciones hongos bajo eucaliptos, les permitiría a los autores sustentar la hipótesis que el incremento de la reserva de C orgánico recalcitrante (lignina) sería a expensas del incremento de estas comunidades, debido a que las comunidades bacterianas carecen de los mecanismos bioquímicos para realizar dicha degradación.

2.6 Conclusiones

Sobre la base de los resultados y a su discusión es posible concluir, que:

- *Variabilidad espacial de la materia orgánica*
 1. El coeficiente de variación de la materia orgánica de las parcelas bajo eucaliptos mostró una fuerte correlación con la edad de las plantaciones ($R^2=0,61$, $p=0.0077$), no así en el caso de las praderas ($R^2=0,0052$).
 2. El conjunto de datos muestra que la variabilidad espacial de la materia orgánica bajo eucaliptos dependería más del tiempo (edad de la plantación), que de la historia de uso previo a su implantación.
- *Contenido de materia orgánica*
 3. Los cultivos de *E. grandis*, con independencia de su edad, registraron un menor contenido de materia orgánica que los suelos testigos, aún cuando algunos de ellos estuvieron históricamente sometidos a distintos usos y manejos (campo natural, campo pastoreado, chacra o barbecho). Hubo una sola excepción (parcela E' 20, entre 10-20 cm), pero con un aumento de MO de escasa magnitud.
 4. La disminución en el contenido de materia orgánica bajo eucaliptos guardó relación con la edad de la plantación. A su vez, ello guardó relación con las condiciones iniciales (t_0) de cada una de las parcela tratada, acorde a la intensidad de uso y manejo previo a la implantación de los eucaliptos.
 5. En los casos en los que no existió un laboreo previo del suelo (E' 10 y E' 30) la caída de los valores de MO es aún es mayor; fundamentalmente, en el cultivo de mayor edad. Ello permite afirmar que, ante la ausencia de otros factores que puedan afectar el contenido de MO del suelo, la antigüedad del

cultivo de eucaliptos surge como el factor de mayor incidencia en la reserva original de MO.

6. A pesar que los residuos orgánicos aportados por los eucaliptos son mayoritariamente depositados y acumulados en la superficie, al menos cuantitativamente, no se evidencia un ingreso efectivo al interior suelo. Ello puede ser sólo imputable a la existencia de una alta relación mineralización/inmovilización de estos aportes.

3. DINÁMICA DE LA MATERIA ORGÁNICA BAJO EUCALIPTOS

3.1 Relación $\delta^{13}\text{C}$ del C_{C4} y C_{C3}

Los resultados obtenidos permitieron identificar la profundidad del perfil de E'_{30} en el que el patrón de $\delta^{13}\text{C}$ muestra su más clara diferencia con el perfil nativo (T'_{30}) (Tabla LVI; Figura 42). Esta diferencia, centrada en los primeros centímetros del perfil, estuvo dentro de lo previsto por los antecedentes; éstos indican que, a este nivel del perfil, cuando la cubierta vegetal ha sido estable en su composición de especies, el registro de $\delta^{13}\text{C}$ es similar al de las especies (Balesdent *et al.* 1993; Collins *et al.*, 1999). La tasa en la cual el valor $\delta^{13}\text{C}$ del C original se aproxima al valor $\delta^{13}\text{C}$ de la nueva comunidad provee una medida directa del *turnover* (Balesdent and Mariotti, 1996).

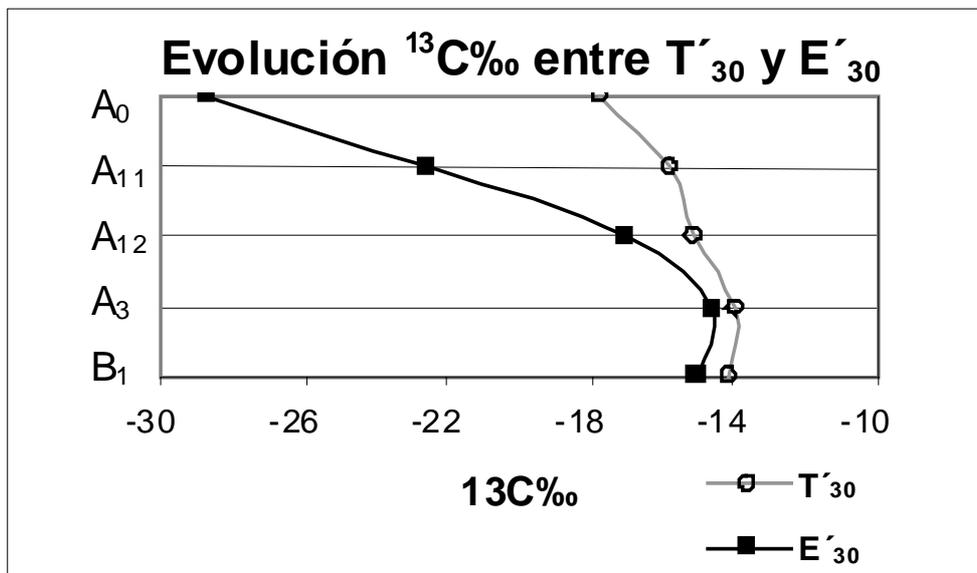
Tabla LVI. Análisis isotópico del $\delta^{13}\text{C}$.

Perfil / $\delta^{13}\text{C}$	E'_{30}	T'_{30}
Mantillo	-29,48	-17,74*
A₀	-28,77	s/d*
A₁₁	-22,59	-15,80
A₁₂	-17,09	-15,16
A₃	-14,59	-13,96
B₁	-15,06	-14,10

* El perfil de T'_{30} no posee A_0 ni mantillo. El valor asignado como "mantillo" es el de la biomasa aérea senescente de pradera y su propósito es dar un referente del aporte actual de $\delta^{13}\text{C}_{\text{C4}}$ en T'_{30} .

A partir del subhorizonte A_{12} , los valores de $\delta^{13}\text{C}$ de ambos perfiles registraron un aumento acercándose entre sí. Este aumento fue notoriamente mayor en el caso de E'_{30} (de -22,59‰ a -17,09‰) respecto al de T'_{30} (15,80‰ a -15,16‰). En ambos casos, ello puede ser atribuido al fraccionamiento isotópico ocurrido durante los procesos de descomposición y de humificación (Agren *et al.*, 1996). Sin embargo, este aumento con la profundidad del perfil, por lo general, es de un valor de 1-3‰ mayor que el valor del C orgánico ubicado en la parte superior del perfil (Balesdent *et al.*, 1993). De modo que la diferencia observada en E'_{30} (-5,5‰) podría en parte responder a un cambio del

turnover. Por otro lado, algunos autores sugieren que el aumento de los valores de $\delta^{13}\text{C}$ se asocia a un decrecimiento en el tamaño de las fracciones físicas de la reserva de materia orgánica (Cerri *et al.*, 1985; Vitorello *et al.*, 1989; Desjardins *et al.*, 1991; Feigl *et al.*, 1995); es decir, con la humificación.



Observación: en el caso de T'₃₀, el valor asignado al horizonte A₀ es tomado del valor de la biomasa aérea senescente.

Figura 42. . Comportamiento del $\delta^{13}\text{C}$ en el perfil estudiado luego de la conversión de pradera a cultivo de *E. Grandis*. Nótese que bajo eucaliptos (E'₃₀), hacia el subhorizonte A₁₂, la curva tiende a aproximarse a T'₃₀.

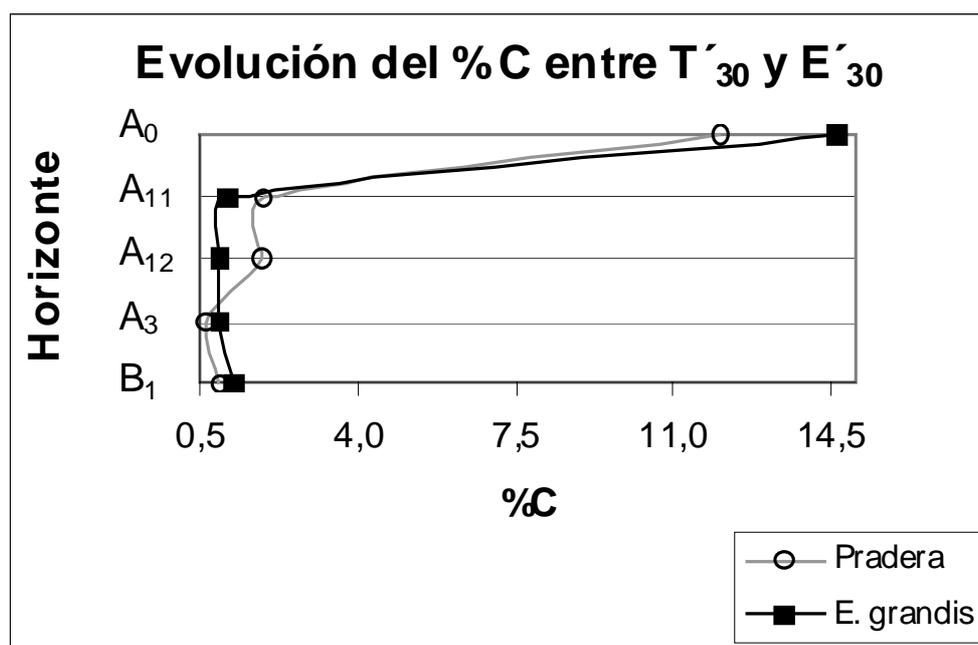
Los datos presentados, si bien dan una primera aproximación acerca del comportamiento que puede esperarse del C aportado por los eucaliptos, no permiten precisar cuantitativamente la sustitución del C nativo (C_{C4}) como resultado de la incorporación del nuevo C (C_{C3}). Ello motivó a que se recurriera posteriormente a estimar el balance de masa (Boutton *et al.*, 1998) a partir de los datos de $\delta^{13}\text{C}$ obtenidos (Tabla LVI). En esta estimación se partió de los datos analíticos de ^{12}C determinados por combustión seca en un analizador elemental (obtenidos junto al registro de ^{13}C y N) (Tabla LVII y Figuras 42, 43 y 44). Las diferencias entre esta técnica analítica y la técnica de Walkley-Black (también utilizada en el estudio) conllevan a diferencias en

los valores de C, pero estas pueden ser consideradas mínimas, más aún cuando su propósito es comparar ambos usos del suelo.

Tabla LVII. Análisis elemental de MO (%C y N) del suelo bajo pradera y cultivo de *E. grandis* (30 años).

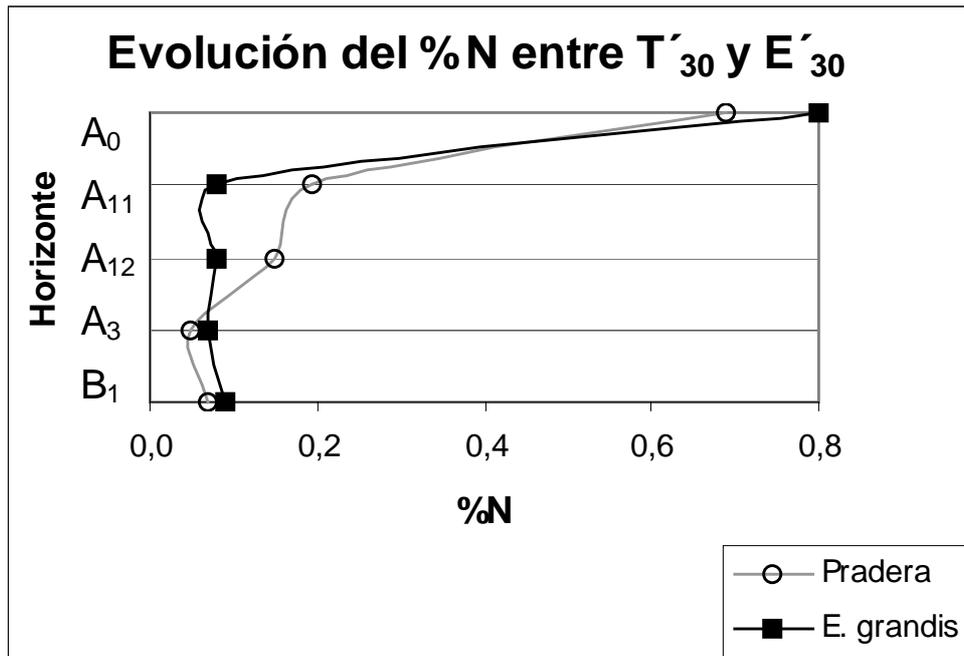
Perfil/tratamiento	%C		%N		C/N	
	E'30	T'30	E'30	T'30	E'30	T'30
Mantillo	42,29	12,01*	0,92	0,69*	46,89	17,52*
A ₀	14,64	s/d	0,80	s/d	18,28	s/d
A ₁₁	1,00	1,90	0,08	0,20	13,76	9,57
A ₁₂	0,97	1,88	0,08	0,15	12,23	12,34
A ₃	0,98	0,64	0,07	0,05	14,25	13,11
B ₁	1,26	0,98	0,09	0,07	13,56	13,70

* El perfil de T'30 no posee A₀ ni mantillo. El valor asignado como "mantillo" es el de la biomasa aérea senescente de pradera y su propósito es dar un referente del aporte actual de C_{C4} en T'30.



Observación: en el caso de T'30, el valor asignado al horizonte A₀ es con el propósito de visualizar la tendencia del %C inicial al interior del perfil.

Figura 43. Comportamiento del %C en relación con la profundidad bajo pradera y eucaliptos (30 años)



Observación: en el caso de T₃₀' , el valor asignado al horizonte A₀ es con el propósito de comparar la tendencia del %N en el interior del perfil con su valor inicial en la biomasa.

Figura 44. Comportamiento del %N en relación con la profundidad bajo pradera y eucaliptos (30 años).

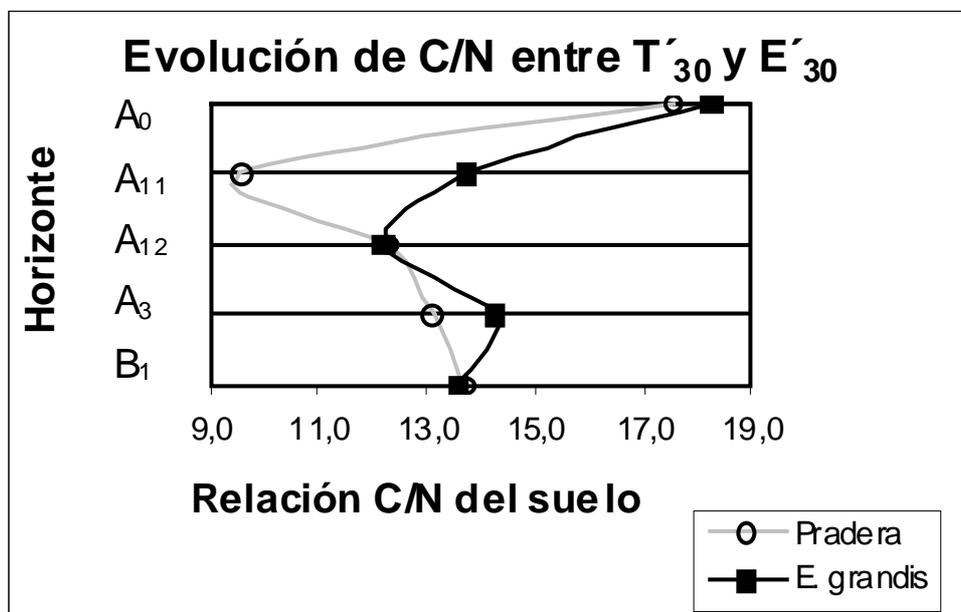


Figura 45. Relación C/N bajo pradera y eucaliptos acorde a la profundidad.

3.2 Sustitución de C_{C4} por C_{C3} aportado por los eucaliptos

Si bien los análisis cuantitativos de $\delta^{13}C$ permiten confirmar la pérdida de C bajo eucaliptos, éstos no permiten establecer de modo directo si hubo un ingreso efectivo de C desde este cultivo. Adicionalmente, la pérdida de C nativo ocurrida bajo eucaliptos (E'_{30}) es otro factor que limita en alguna medida la comparación directa entre los perfiles (E'_{30} versus T'_{30}). Para ello, como se mencionó, se recurrió a la ecuación de balance de masa propuesta por Boutton *et al.* (1998); descrita oportunamente en la Metodología (Parte II). Para su cálculo se partió del supuesto que la relación entre el valor $\delta^{13}C_{C3}$ del horizonte A_0 y el valor $\delta^{13}C_{C3}$ acumulado en el perfil no varió significativamente (Boutton *et al.*, 1998).

Los resultados del balance de masa indican que la sustitución del C_{C4} por C_{C3} afectó principalmente a los primeros centímetros del perfil (subhorizontes A_{11} y A_{12}) donde el desplazamiento del C acumulado por la pradera llegó al 52,35% y 14,18% respectivamente (Tablas LVIII y LIX, Figuras 45 y 46). La sustitución también alcanzó al subhorizonte B_1 , aunque su valor fue bajo (6,54%). En el conjunto del perfil, el aporte de C_{C3} alcanzó en promedio un 12,83%.

Tabla LVIII. Tasa de sustitución (T.S.) de C nativo (C_4) por el C aportado desde los eucaliptos (C_3) calculado mediante el balance de masa (Boutton *et al.*, 1998).

E'_{30}	T.S.
A_{11}	52,35
A_{12}	14,18
A_3	4,25
B_1	6,54

Tabla LIX. Contribución efectiva de C_{C3} y C_{C4} al total de C en E'_{30} .

Perfil	% C_{C3}	% C_{C4} remanente	% C_{total}
A_{11}	0,60	0,54	1,14
A_{12}	0,14	0,83	0,97
A_3	0,04	0,94	0,98
B_1	0,08	1,18	1,26

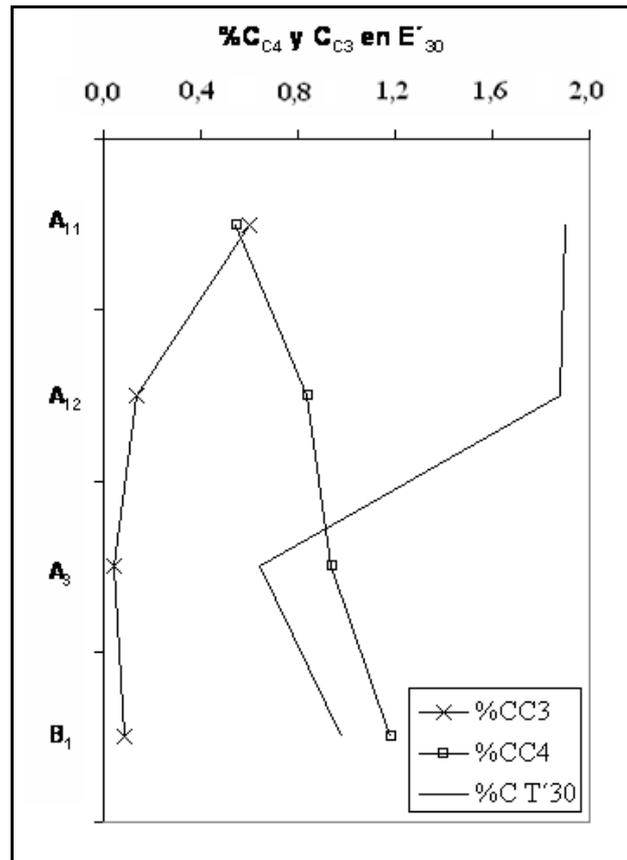


Figura 46. Distribución en el perfil de E'30 del %C nativo remanente (C_{C4}) y del %C ingresado desde el cultivo de los eucaliptos (C_{C3}). A la derecha, contenido inicial del %C_{C4} en t₀ (T'30).

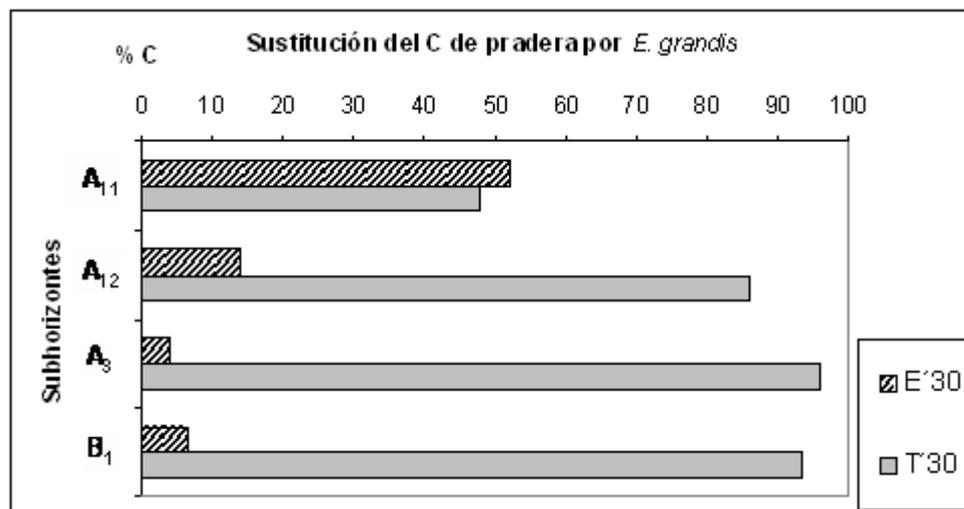


Figura 47. Relación porcentual en el perfil de E'30 del C remanente de pradera (C_{C4}) y el C aportado por el cultivo de eucaliptos (C_{C3}) en 30 años.

De los resultados obtenidos surge que, si bien los residuos de eucaliptos son mayoritariamente depositados en la superficie, su incorporación efectiva al interior del perfil de E'30 ha sido comparativamente baja. Así, los primeros centímetros (A11) acumulan un porcentaje prácticamente similar al C remanente de la pradera (0,6% y 0,54%, respectivamente). Ya en el siguiente nivel de profundidad (A12), esta relación se invierte a favor de la pradera (0,14% y 0,83%, respectivamente). Es decir, el C_{C4} que aún persiste en el suelo es mayor que el aporte de C_{C3} (Tabla LIX).

En el análisis precedente, debe también considerarse que la contribución de cada subhorizonte al recambio es desigual –por diferencias en su espesor entre ambos perfiles– por lo que resulta más adecuado considerar el promedio ponderado de éstos en el cálculo del C total sustituido bajo cultivo forestal. De esta manera, se obtiene que para la profundidad del perfil analizado (~45 cm), sólo los primeros ~20 centímetros del suelo representan en el total del C de sustitución el 25,41%. En otros términos, el subhorizonte A₁₁ contribuyó en un 61% a la sustitución del C, en tanto el subhorizonte A₁₂ contribuyó en un 39% (dado su mayor espesor).

Cuando se compara en E'30, los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y %C_{C3} entre el horizonte A₀ y el subhorizonte A₁₁, es posible observar una importante caída de los mismos (-28,77%o *versus* -22,59%o y 14,64% *versus* 0,60 %, respectivamente). Ello induce a pensar que la mineralización de los residuos orgánicos aportados por los eucaliptos, no sería acompañada en igual medida por procesos de inmovilización. En el caso del subhorizonte A₁₁, este balance entre mineralización-inmovilización se tradujo en la incorporación de apenas un 0,6% de C_{C3}, cuando su tasa de sustitución fue la más elevada del perfil (52,35%) (Tabla LVIII y Figura 45).

En el total del perfil de E'30, la merma de C fue del orden de una unidad (1,05) con respecto al porcentaje de T'30 (~5,4%). Esta disminución puede ser explicada por la existencia de una baja tasa de inmovilización bajo eucaliptos, lo que redundaría en una

menor acumulación de MO al interior del perfil (e.g.: Campbell, 1978; Kowalenko, 1978). Ello es muy posible que esté asociado al *priming effect* (Jenkinson, 1971), inducido por el aporte de los nuevos residuos, depositados y acumulados en la superficie del suelo.

Por otro lado, los valores de C de E'_{30} en los subhorizontes A_3 y B_1 , contrario a lo previsto, fueron mayores que los de T'_{30} (Tabla LIX y Figura 45). Esto en parte es explicado por el estrecho rango de valores del C medido⁷ y el redondeo de cifras en los cálculos. Pero, fundamentalmente, es explicado por los cambios en el perfil que afectan al proceso de translocación-acumulación bajo eucaliptos; entre otros, al aumento en la compactación del suelo. De modo que la comparación directa del contenido de C entre la pradera y el cultivo de eucaliptos, se ve limitada por las diferencias entre las condiciones iniciales (t_0) establecidas por los valores de T'_{30} , y las nuevas condiciones impuestas a partir del cambio de uso del suelo (E'_{30}), establecidas por los valores actuales que se han registrado.

3.3 Tasa de decaimiento (k) y *turnover* bajo eucaliptos

A partir de los datos provistos por el balance de masa (Boutton *et al.*, 1998) se estimó k o tasa de decaimiento (Amundson y Baisden, 1998) de E'_{30} (Tabla LX y Figura 48), según el procedimiento descrito en la Metodología (Parte II). Este constituyó un paso previo imprescindible para la estimación del *turnover* (Six and Jastrow, 2002).

Tabla LX. Valor de la tasa de decaimiento (k) en E'_{30} .

Perfil	K
A_{11}	0,0417
A_{12}	0,0272
A_3	-0,0128
B_1	-0,0062

^{7/} Estos valores de C han sido obtenidos por combustión seca en un analizador elemental, por lo que registraron algunas diferencias con los valores obtenidos mediante Walkley-Black, aunque estas diferencias son de escasa significación.

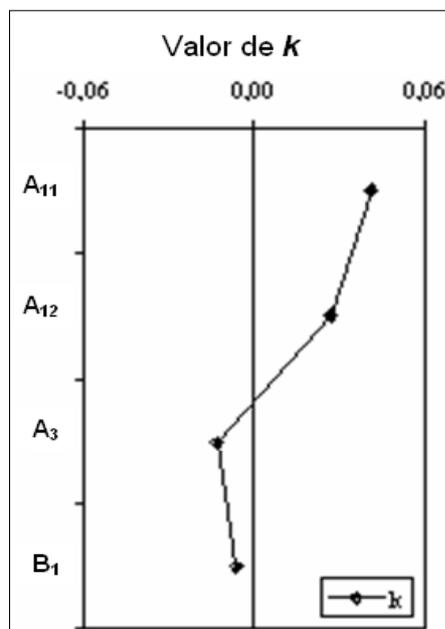


Figura 48. Patrón de la tasa de decaimiento (k) en el perfil de E'_{30} .

Como se observara con los valores de la tasa de sustitución de C, también el patrón de decaimiento (k) presentó valores negativos con la profundidad (A_3 y B_1) (Figura 48) que podrían deberse a fenómenos de translocación y acumulación generados a consecuencia del cambio de uso del suelo. Asimismo, debe considerarse que el valor de k de las diferentes reservas de MO, depende fundamentalmente de su naturaleza bioquímica y de su accesibilidad a los microorganismos descomponedores (Six and Jastrow, 2002). De modo que el comportamiento observado en los subhorizontes A_3 y B_1 de E'_{30} puede ser considerado como parte de los procesos que se originan con la implantación del cultivo. Una vez determinado el valor de k en E'_{30} , se procedió a estimar el tiempo medio de residencia ($TMR = 1/k$) y la vida media ($t_{1/2} = TMR * \ln 2$) de la materia orgánica contenida en los primeros centímetros de su perfil (Six and Jastrow, 2002). El TMR es el tiempo promedio de residencia del C en el suelo en un estado estable o el tiempo promedio requerido para renovar totalmente su reserva. Mientras que la vida media ($t_{1/2}$) es el tiempo requerido para que la mitad de la reserva de MO que normalmente existe en

el suelo sea descompuesta (Six and Jastrow, 2002). Ambos términos, TMR y $t_{1/2}$, fueron integrados en la ecuación: $TMR = t_{1/2} / \ln 2$. (Tabla LXI).

Tabla LXI. Valores de TMR y $t_{1/2}$ (en años) de C_{C4} en E'_{30} , próximo a la superficie del suelo.

Horizonte	TMR	$t_{1/2}$
A ₁₁	24,2	16,8
A ₁₂	36,8	25,5

Las estimaciones incluyeron sólo los primeros centímetros del perfil (A₁₁ y A₁₂), debido a que a mayor profundidad (A₃ y B₁), los valores de k se tornan negativos. Ello podría ser justificado por un aumento de MO.

A partir de los datos provistos por la tasa de decaimiento k y la ecuación de Amundson y Baisden (1998) es posible establecer el valor del %C en función del tiempo (Figura 48).

Como era de esperar, el tenor de C_{C4} en el A₁₁ decayó en mayor medida (por su menor $t_{1/2}$, dado por su mayor tasa de decaimiento) que en el A₁₂. En ambos casos, como lo predice el valor del $t_{1/2}$ (16,8 y 25,5 años, en A₁₁ y A₁₂ respectivamente), se ha perdido más del 50% del C nativo (C_4). El carbono C_4 del subhorizonte A₁₁ registra un *turnover* claramente superior al del subhorizonte A₁₂. Cuando se comparan ambos subhorizontes, se observa con el aumento de la profundidad del perfil (de A₁₁ a A₁₂) que el TMR del C_{C4} aumenta ~13 años y su $t_{1/2}$ aumenta ~9 años.

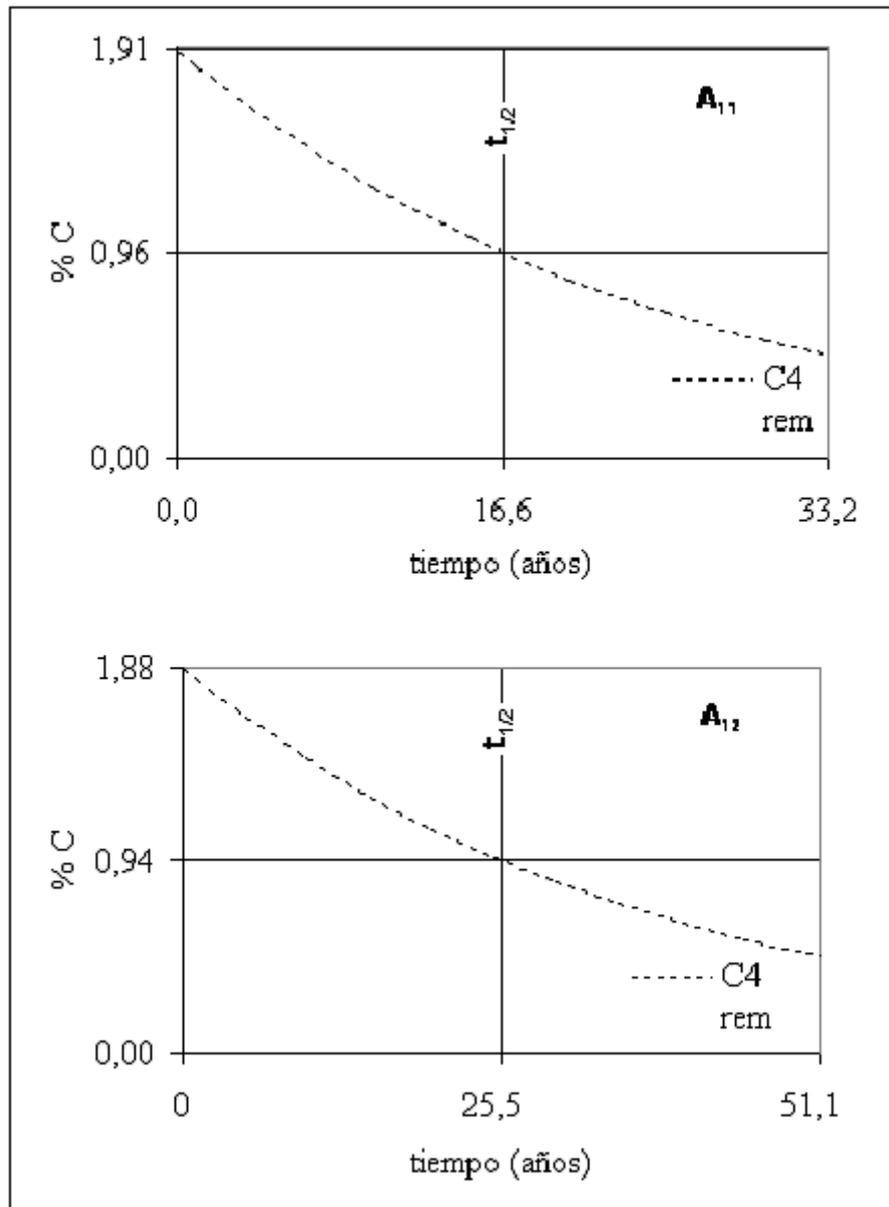


Figura 49. Valores del %C₄ en función del tiempo en los subhorizontes A₁₁ y A₁₂. (Nótese la ubicación en el eje x del valor de t_{1/2} y su correspondiente tenor de %C₄ en el eje y, el cual es la mitad del tenor inicial).

Los valores del %C₄ remanente en 30 años (Tabla LIX) –0,54 y 0,83, en A₁₁ y A₁₂ respectivamente– se sitúan a la derecha del valor de t_{1/2}, (< 0,96%) (Figura 48); lo que es lógico.

3.4 Cinética del C bajo eucaliptos

La dinámica del C del suelo bajo eucaliptos fue estimada a partir de la ecuación del *modelo de cronosecuencia* (Six y Jastrow, 2002), calculando el valor del C en equilibrio de los primeros dos subhorizontes del perfil de E'30. Los valores obtenidos en este cálculo (0,83% y 0,25%; A11 y A12, respectivamente) son aquellos que se ajustan en la ecuación a los datos existentes del contenido de C total nativo, la k y el C aportado desde los eucaliptos (Figuras 49 y 50).

En el caso del subhorizonte A11, la curva del C_{C3} estableció un comportamiento asintótico, tendiendo al equilibrio en un tiempo de aproximadamente 120 años. En tanto que el tiempo establecido para igualar ambos contenidos de C (C_{C4} y C_{C3}) fue de casi 30 años (Figura 49). Es decir, al presente, el aporte del cultivo de eucaliptos (E'30) habría alcanzado ya un contenido similar al C remanente acumulado originalmente por la pradera en este subhorizonte. De hecho, al presente el C_{C3} alcanzó a un 52,3%.

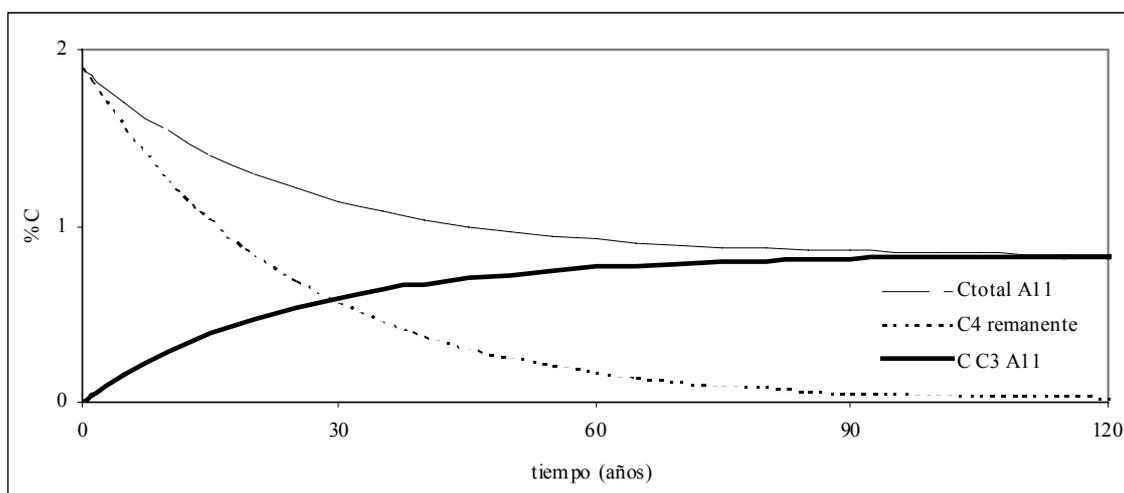


Figura 50. Proyección en el tiempo del C_{C3} en el subhorizonte A11 en E'30.

En el caso del subhorizonte A12, la curva del C_{C3} presentando una menor pendiente, tendió también a equilibrarse en un tiempo de aproximadamente 180 años, si bien

estableció un tiempo de casi 75 años para que ambos contenidos de C (C_{C4} y C_{C3}) se igualen (Figura 50).

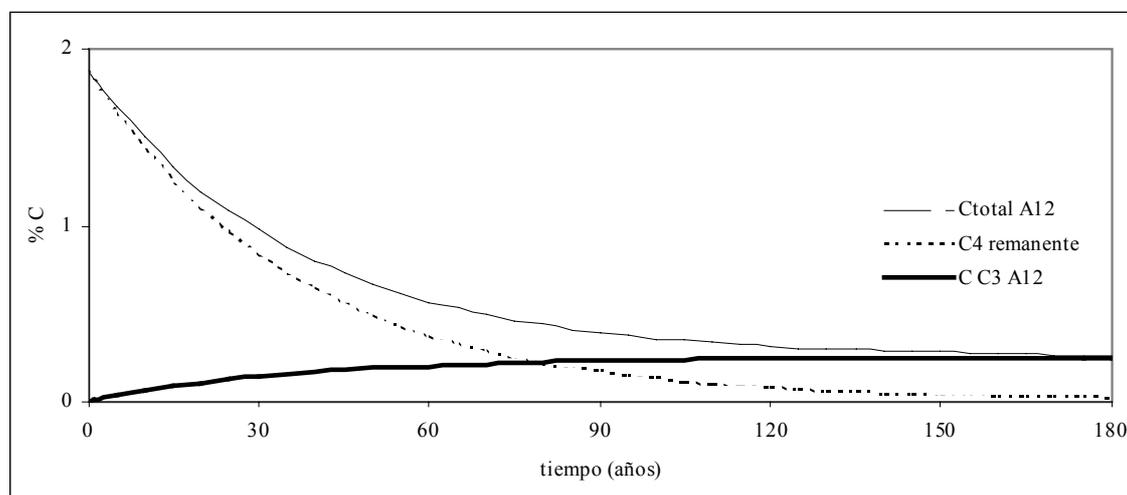


Figura 51. Proyección en el tiempo del C_{C3} en el subhorizonte A_{12} en E'_{30} .

Los resultados de la proyección del C_{C3} en el tiempo para los primeros centímetros del perfil, concuerdan con los datos estimados para la tasa de sustitución. No obstante, debe observarse que estas proyecciones parten del supuesto que el rodal de eucaliptos no sea cosechado a corto o mediano plazo. Sin embargo, esta suposición no es en la práctica viable, en la media que el actual manejo de *Eucalyptus* sp, propio de su rápido crecimiento, alcanza hasta su corte como máximo unos 15-25 años. Aunque por lo general, como en el caso de la región de estudio, el manejo predominante está dirigido a la producción de pulpa de celulosa (7-9 años). Esta realidad adiciona otro elemento que vuelve aún más complejo establecer una proyección precisa entorno a la evolución futura del C_{C3} de un suelo de pradera convertido a cultivo forestal. De hecho, la cosecha de los árboles a los 7-9 años, si bien no implica *per se* un retorno a las condiciones originales del suelo de pradera (t_0), sí compromete la continuidad del aporte de C_{C3} , hasta que un nuevo cultivo de eucaliptos sea reimplantado en el sitio. Sin embargo, si se

considera el aporte de los residuos depositados *in situ* luego del corte de los árboles, más el aporte de la biomasa de las raíces muertas, es posible suponer que la interrupción o discontinuidad de aportes desde el dosel de la plantación, no tendría mayor incidencia en los procesos pedogénicos ya instaurados en el suelo de pradera original.

En cuanto al comportamiento del C en el tiempo, en la proyección presentada acorde con algunos autores (e.g. Raich and Nadelhoer, 1989; Falloon and Smith, 2000; Paul *et al.*, 1997), una parte sustancial del C fijado por la vegetación, podría ser anualmente transferido al suelo, pero sólo una porción menor es material refractario; el resto se descompone en forma relativamente rápida y retorna como CO₂ a la atmósfera. De manera que, tal como sugieren Tisdall y Oades (1982), el componente lábil de la materia orgánica jugaría a corto plazo un importante rol en el *turnover* de nutrientes. Estas observaciones concuerdan también con otros estudios como los de Richter y Markewitz (2001), quienes han determinado luego de 40 años de cultivos de árboles, que el 96% del C había permanecido en la hojarasca, un compartimiento inestable y volátil, y sólo el 4% logró fijarse en el suelo. No obstante, debe contemplarse que aún la fracción resistente del C podría también mineralizarse, particularmente, aquella contenida en los primeros centímetros del perfil (Paul and van Veen, 1978; Trumbore *et al.*, 1996).

El comportamiento adoptado por el C en el perfil de E'30 podría ser explicado en base a los antecedentes, como resultado de un cambio entre sus distintas fracciones, más que a un cambio derivado de la pérdida de parte de su reserva original. Así algunos autores como Álvarez y Álvarez (2000) han encontrado que un aumento de sustrato lábil en el suelo podría inducir a cambios en la composición de la biomasa microbiana o en su estado fisiológico, resultando en una más alta producción de C-CO₂ por unidad de biomasa-C. En su estudio, realizado en suelos de pradera bajo agricultura, estos autores también han constatado una alta correlación entre el C de la biomasa vegetal y el C total

y la fracción ligera de C, pero una baja correlación de ambos con las fracciones media y pesada de C. Asimismo, encontraron una alta correlación entre el C mineralizado y la fracción ligera de C.

En cuanto al rol de la matriz física del suelo sobre la dinámica de la materia orgánica, en general los estudios demuestran que el C en los microagregados presentan una menor tasa de decaimiento que en los macroagregados debido a una menor accesibilidad de los descomponedores (Six and Jastrow, 2002). Ello determinaría que la mineralogía de las arcillas puede jugar un importante rol frente al ataque de los descomponedores; así, las arcillas montmorilloníticas y los alófanos, por lo general ofrecen mayor protección a la MO que las illitas y caolinitas. De modo que el *turnover* del C no sólo dependería de la actividad biológica y de la calidad de sustrato vegetal (Melillo *et al.*, 1982; Stump and Binckley 1993), sino también del ambiente físico del suelo; el que incluye, además del tamaño y la mineralogía de las partículas, el pH, la temperatura y la disponibilidad de oxígeno (Evans *et al.*, 2001). En consecuencia, es también posible esperar que un aumento de la densidad aparente contribuya a una menor vida media, al propiciar una mayor permanencia de los residuos orgánicos en la superficie del suelo.

3.5 Conclusiones

Sobre la base de los resultados es posible concluir que:

1. El contenido de MO en el perfil bajo eucaliptos, en sus primeros centímetros (subhorizonte A₁₁), está constituido por el C original. Inmediatamente debajo (subhorizonte A₁₂) el contenido de C original es aún mayor (86%). Estos datos indican que el aporte efectivo de C al suelo por los eucaliptos, no alcanza a superar al contenido de C nativo que aún persiste en el suelo.
2. El balance de C resultante de los aportes de C_{C3} desde los eucaliptos y de C_{C4} desde la pradera (considerado igual a cero) determina que el mismo sea

comparativamente deficitario. En consecuencia, la pérdida neta de C del sistema es el resultado de un aumento del *turnover* con respecto al suelo nativo por la disminución del ingreso.

3. La proyección en el tiempo del balance de entradas y salidas de C aportado al suelo por los eucaliptos con respecto al perdido por descomposición del C_4 remanente y del C_3 , muestran en su evolución una tendencia asintótica. En los primeros centímetros (A_{11}), la pendiente es más acentuada entre los 25-30 años del cultivo, tendiendo a estabilizarse gradualmente hacia los 120 años. Unos centímetros más abajo (A_{12}), la pendiente acentuada se sitúa entre los 20-25 años, para estabilizarse hacia los 180 años.

4. DENSIDAD APARENTE

El presente capítulo se limitará a presentar los resultados de la comparación de los valores medios de DA de los suelos de pradera, antes y después de su conversión a cultivo forestal. Los datos parciales de los tratamientos y testigos son presentados en el Anexo: Tabla XV.

4.1 DA de T'10 a T'30 / E'10 a T'30

Entre las praderas, la densidad aparente (0-10 cm) presentó valores algo dispares en función de su intensidad de uso y manejo (Tabla LXII).

Tabla LXII. Valores de densidad aparente* de T'30-10.

DA – Tratamiento	T'30	T'25	T'20	T'15.10
Promedio	1,40 ±0,038	1,52 ±0,087	1,47 ±0,027	1,62 ±0,048
CV%	2,7	5,7	1,9	2,9

* Los valores de DA comprende sólo los primeros del perfil (~10 cm).

En eucaliptos el comportamiento entre las parcelas no fue distinto al de las praderas. No obstante, fue posible observar que los valores promedio extremos de DA, los registra la plantación más antigua (E'30) y la más joven (E'10) (1,50 y 1,71, respectivamente) (Tabla LXIII); ambas precisamente en suelos sin laboreo previo a su implantación.

Tabla LXIII. Valores de densidad aparente* de E'30-10.

DA – Trat.	E'30	E'25	E'20	E'15	E'10
Promedio	1,50±0,197	1,67 ±0,006	1,55±0,045	1,68 ±0,059	1,71±0,083
CV%	6,9	3,7	2,9	3,5	4,9

* Los valores de DA comprende sólo los primeros centímetros del perfil (~10 cm).

Cuando se contrastaron de modo directo los valores de DA de praderas con los de eucaliptos (T'30-10 *versus* E'30-10), no fue posible observar una tendencia bien definida. (Figuras 51 y 52).

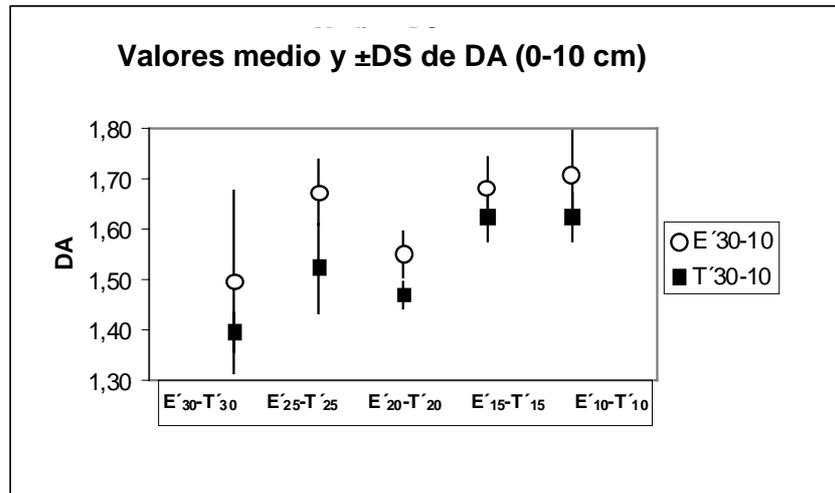


Figura 52. Densidad aparente (Mg m^{-3}) bajo praderas y *E. grandis* (0-10 cm) en función de la edad del cultivo.

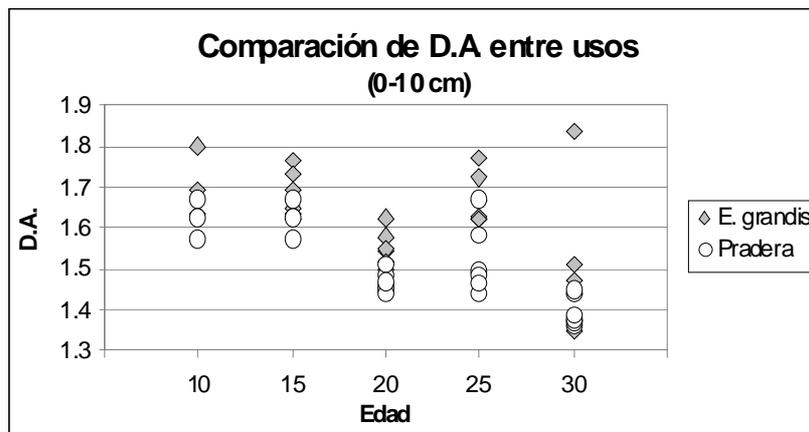


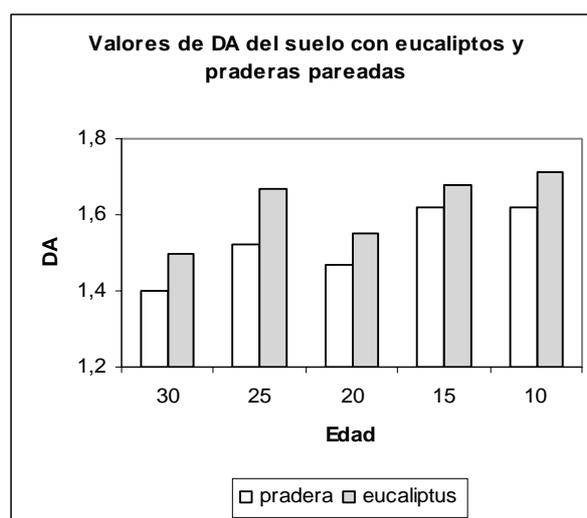
Figura 53. Comparación de los valores promedios de DA (0-10 cm) y sus respectivos desvíos estándares, en el total de tratamientos.

Cuando se contrastaron los efectos de E'_{30-10} en relación con T'_{30-10} , entre los cultivos de edades y valores de DA extremos (E'_{30} y E'_{10}), no se observaron diferencias con respecto a los valores iniciales de DA (-10 y -0,09, respectivamente) (Tabla LXIV y Figura 53).

Tabla LXIV. DA: diferencias* entre E_{10-30} y T_{10-30} .

DA (+/-)	E'_{30} vs T'_{30}	E'_{25} vs T'_{25}	E'_{20} vs T'_{20}	E'_{15} vs T'_{15}	E'_{10} vs T'_{10}
0-10 cm	- 0,10	- 0,15	- 0,08	- 0,06	- 0,09

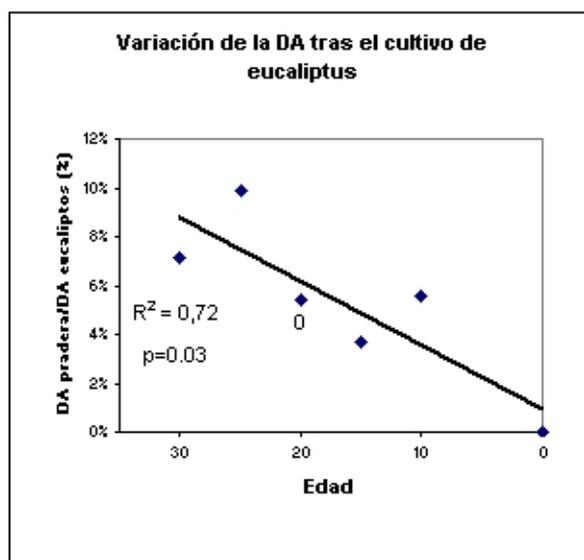
* Los valores negativos (-) señalan la existencia de una mayor densidad aparente bajo *E. grandis* en comparación con la pradera pareada.

Figura 54. Expresión gráfica de las diferencias en DA entre T'_{10-30} y E'_{10-30}

Cuando la diferencia neta entre cada par de parcelas fue expresada como el cociente eucaliptos *versus* praderas, en porcentajes (Figura 54), se observó una correlación significativa entre este cociente y la edad del cultivo.

La tendencia observada por la DA (Figura 55) podría ser justificada por la acción gradual de las raíces sobre la matriz física del suelo, a medida que crece en el tiempo las plantaciones de eucaliptos. En una primera etapa del crecimiento (~5-10 años), los eucaliptos tendrían una influencia mayor, que decrecería luego con la madurez del cultivo. Durante la transición, habría una sustitución o reducción de los organismos descomponedores que acompañan a la vegetación de pradera –al menos en los primeros centímetros del perfil– por una biodiversidad distinta, representada fundamentalmente por hongos, cuya afinidad por los residuos de eucalipto es mayor. Es decir, se establecería un nuevo equilibrio entre la actividad biológica del suelo y la nueva

cobertura vegetal, luego de algunos años o incluso décadas. Esta dinámica de la matriz física del suelo generada con el tiempo, no involucraría necesariamente un aumento del contenido de materia orgánica del suelo, por lo que podría estar asociada a cambios en los exudados radicales, a un incremento relativo de los pedotúbulos, o incluso, a la disminución del porcentaje de arcillas en la cima del perfil. Asimismo, algunos autores advierten sobre la presión mecánica ejercida por las raíces en el suelo a medida que crecen (Binkley and Giardina, 1998).



Observación: la variación de DA al momento de la implantación de los eucaliptos (t_0) es considerada igual a cero (%).

Figura 55. Cociente (%) entre valores de DA de eucaliptos versus pradera.

En el caso de las praderas, su biomasa radical contribuye naturalmente a mantener un porcentaje elevado de poros, favoreciendo así la acumulación de materia orgánica al interior del perfil (Tate *et al.*, 2000; Amador and Jones, 1997). Así, las praderas estudiadas registraron en promedio una porosidad comparativamente mayor que el cultivo de eucalipto ($\mu 47\%$ y $\mu 43\%$, respectivamente).

Por otro lado, el hecho que bajo *E. grandis* se registrasen los valores más alto de DA, podría ser un factor que contribuyera a obstaculizar el ingreso al suelo de compuestos orgánicos desde el mantillo. De modo que este ingreso no compensaría la “exportación” realizada por los eucaliptos de la materia orgánica nativa.

Por otra parte, con el propósito de establecer un posible vínculo entre el valor de la densidad DA y el contenido de materia orgánica del suelo bajo eucalipto, se recurrió a comparar sus respectivos coeficientes de variación. Entre las comparaciones realizadas (Figura 55) fue posible observar una correlación entre los valores del CVMO y la edad del cultivo ($R^2 = 0,88$; $p = 0,0092$), mientras que los valores del CVDA se ajustaban a una curva polinómica de 2º grado ($R^2 = 0,97$).

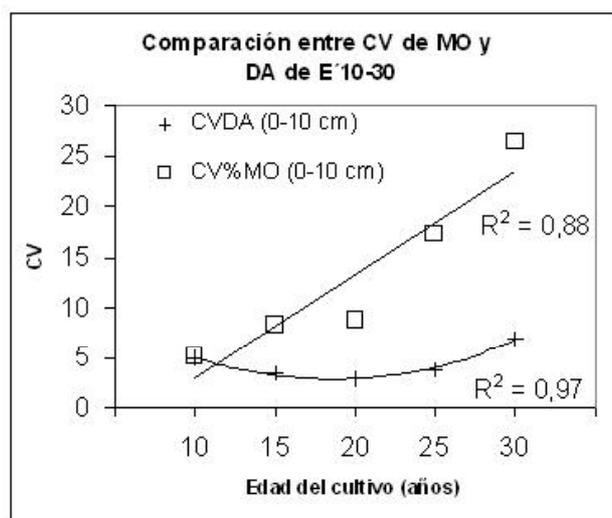


Figura 56. Comparación entre los coeficientes de variación del %MO y DA del suelo (0-10 cm) bajo cultivo de *E. grandis*.

Como surge de comparar los valores de CVDA en pradera y eucaliptos (Tabla LXII y LIII), en un solo caso (E'_{25}) se dio una disminución de este coeficiente. Se trata precisamente de una parcela con una larga historia de uso.

La materia orgánica variaría espacialmente más que la densidad aparente, tanto en eucaliptos como en praderas, al menos en los primeros centímetros (0-10 cm). Ello surge de comparar valor promedio de ambos coeficientes. Así, en eucaliptos el CVMO es comparativamente más alto (12,7%) que el CVDA (4,4%), al igual que en las praderas (11,2% y 3,3%, respectivamente). Esta relación, entre dos parámetros que interactúan dinámicamente, puede constituir un indicador o referente del grado de representatividad del muestreo aplicado a un suelo de una misma zona.

4.2 Conclusiones

Sobre la base de los resultados es posible concluir que:

- 1 En todos los casos, los valores promedios de la densidad aparente bajo cultivo de eucaliptos fueron comparativamente superiores a los valores de las praderas testigos.
- 2) La variación de la densidad aparente fue significativamente correlacionada con la edad de los cultivos ($R^2 = 0,72$, $p = 0,03$).

5. pH

Como fuera observado en el Estudio t_{25} , así como corroborado por los antecedentes, el pH siempre tiende a descender bajo eucaliptos. Por lo tanto, en este capítulo, habrá de resumirse los resultados a aquellos aspectos referidos a las diferencias de pH entre pares de parcelas y su relación con la edad de los cultivos.

5.1 pH de T'_{10} a T'_{30} / E'_{10} a T'_{30}

Las praderas presentaron valores de pH por lo en general similares, con independencia de su historia de uso y tendieron a alcanzar valores ligeramente más bajos con la profundidad. No obstante, ambos niveles (0-10 y 10-20 cm) presentaron en aquellas parcelas con una historia de laboreo previo, ciertas diferencias en los valores de pH (Figuras 56 a 59 y Anexo: Tabla XIV). También los cultivos de eucaliptos, en general, presentaron valores de pH similares, aunque en un rango de valores notoriamente más bajos que el de las praderas testigos.

Las parcelas pareadas de mayor edad (E'_{30} versus T'_{30} y E'_{25} versus T'_{25}) difirieron particularmente por debajo de los primeros centímetros del perfil (10-20 cm) (Figuras 58 y 59), mientras que las más jóvenes (E'_{15} versus T'_{15} y E'_{10} versus T'_{10}), lo hicieron en las proximidades de la superficie (0-10 cm) (Figuras 56 y 57). El tratamiento de edad intermedia (E'_{20} versus T'_{20}), tuvo un comportamiento bastante similar en ambas profundidades.

La comparación de los tratamientos en los suelos sin laboreo previo (E'_{30} y E'_{15-10}) mostró en los primeros 10 cm una ligera diferencia entre ambos, dado por una menor acidificación asociada con el aumento de la edad del cultivo (E'_{30}). Este cambio en el patrón de acidez podría explicarse por el aumento de la captura y acumulación de calcio por el cultivo, en sus primeras etapas de crecimiento (~10-20 años). El desarrollo

gradual de la biomasa arbórea involucraría un cambio en la redistribución del calcio en el sistema (Jobbágy y Jackson, 2003).

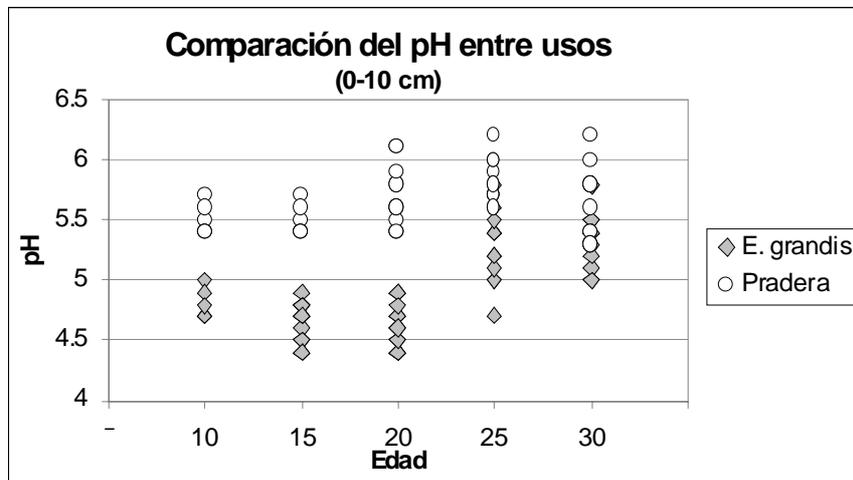


Figura 57. Comportamiento del pH del suelo (0-10 cm) bajo plantaciones de *E. grandis* de diferentes edades (10 a 30 años) en relación a sus pares bajo vegetación de pradera (y distinta historia de uso y manejo).

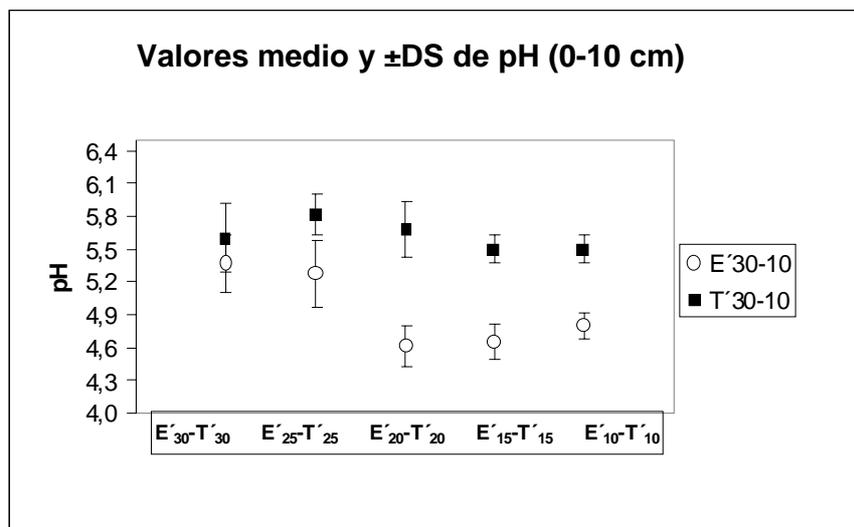


Figura 58. Comparación del valor medio de pH y \pm DS (0-10 cm) en el total de tratamientos (eucaliptos versus pradera).

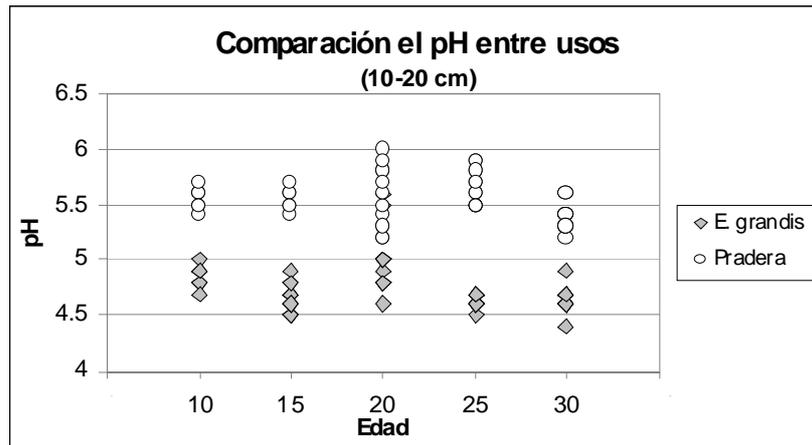


Figura 59. Comportamiento del pH del suelo (10-20 cm) bajo plantaciones de *E. grandis* de diferentes edades (10 a 30 años) en relación con sus pares bajo vegetación de pradera (y distinta historia de uso y manejo).

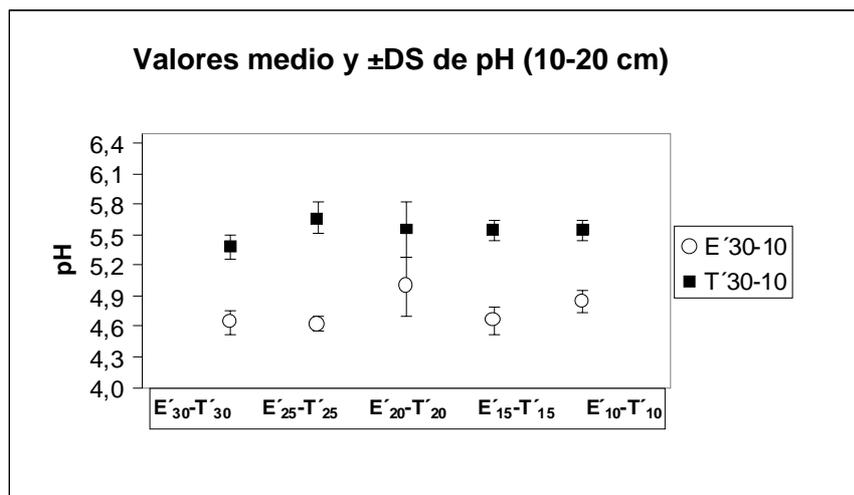


Figura 60. Comparación del valor medio de pH y \pm DS (10-20 cm) en el total de tratamientos (eucaliptos versus pradera).

Cuando se contrastaron las diferencias netas de pH, por pares de parcelas, antes y después de la implantación de los eucaliptos (E'_{30-10} versus T'_{30-10}), fue posible observar que la brecha es generalmente mayor entre 10-20 cm; a excepción del cultivo más joven (E'_{10} versus T'_{10}), en donde los primeros centímetros marcaron la diferencia (Tabla LXV y Figura 60).

Tabla LXV. pH: diferencias* entre T₁₀₋₃₀ y E₁₀₋₃₀, según la profundidad.

pH (+/-)	E' ₃₀ vs T' ₃₀	E' ₂₅ vs T' ₂₅	E' ₂₀ vs T' ₂₀	E' ₁₅ vs T' ₁₅	E' ₁₀ vs T' ₁₀
0-10 cm	- 0,2	- 0,3	- 1,1	- 0,8	- 0,7
0-20 cm	- 0,8	- 0,8	- 1,0	- 0,9	- 0,4

* Los valores negativos (-) señalan la existencia de una mayor acidez bajo *E. grandis*, en comparación con la pradera pareada.

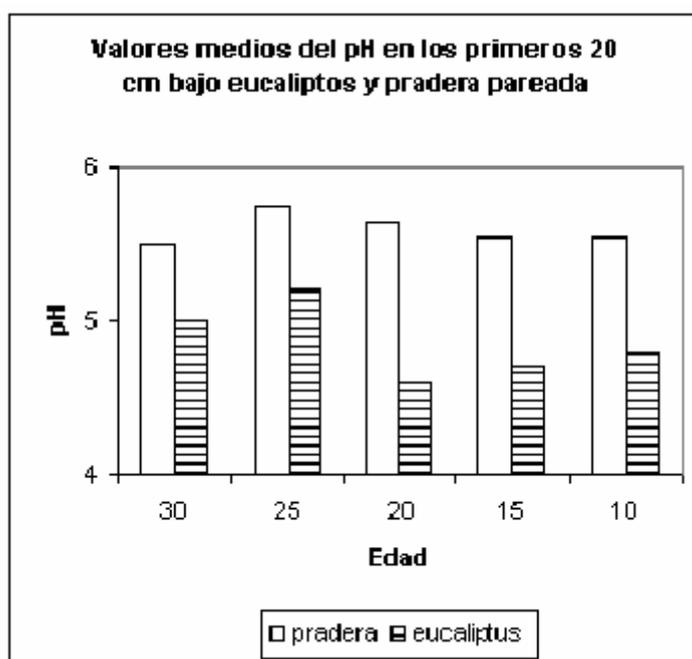
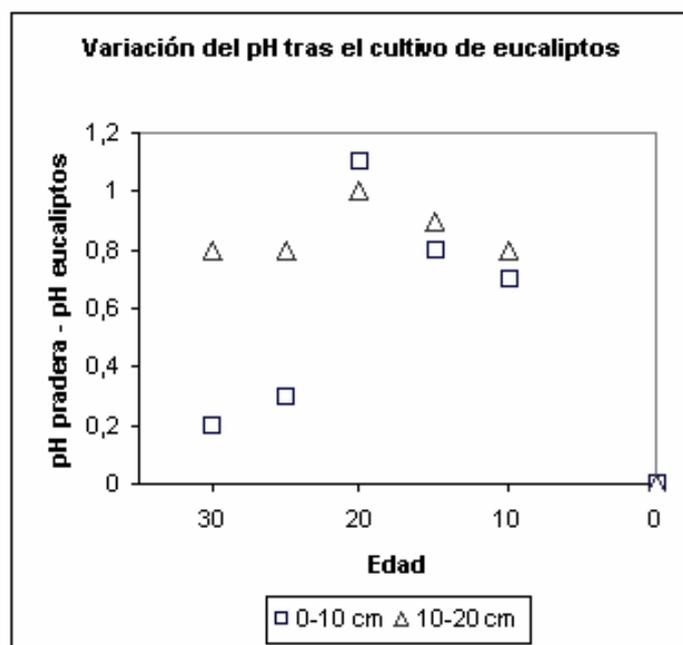


Figura 61. Expresión gráfica de las diferencias de valores medios de pH (0-20 cm) entre T' ₁₀₋₃₀ y E' ₁₀₋₃₀

Cuando la diferencia neta de pH entre cada par de parcelas (Tabla LXV y Figura 60) fue expresada (en porcentaje) como el cociente eucaliptos *versus* praderas (Tabla LXVI), tampoco se observó una correlación entre el pH y la edad del cultivo (Figura 61). No obstante, en el caso de aquellos cultivos de edades extremas (E' ₃₀ y E' ₁₀), implantados precisamente en las únicas parcelas sin laboreo previo, los valores de ambos se distancian notoriamente en ambas profundidades. En cambio los tratamientos de edades intermedias (E' ₂₅, E' ₂₀ y E' ₁₅), implantados en suelos labreados, muestran un comportamiento dispar, seguramente condicionado por sus respectivas historia de uso y manejo.

Tabla LXVI. Diferencia de pH entre pradera y cultivo forestal, por profundidad (en porcentaje)

Nivel/edad	30	25	20	15	10	0
0-10 cm	100%	45%	7%	5%	44%	0%
10-20 cm	67%	13%	-38%	11%	31%	0%



Observación: al inicio del cultivo de eucaliptos (t_0), la variación o caída de pH se considera nula (= 0%).

Figura 62.. Diferencia de pH (%) entre praderas y eucaliptos, por profundidad.

La caída acentuada del pH por debajo de los primeros centímetros del perfil, no sería justificada por la sola acción de ácidos orgánicos y/o a su acción quelante. Como fuera observado, el ingreso de residuos orgánicos desde el cultivo de *E. grandis* no alcanzó a compensar las pérdidas del C nativo. En aquellos suelos pobres en materia orgánica, los ácidos orgánicos que se mueven en el perfil a través del agua de percolación, tienden a ser removidos de la solución por descomposición o por adsorción a superficies minerales (Lawrence *et al.*, 1995). De modo que el proceso de acidificación registrado no podría ser justificado plenamente por el ingreso y acumulación de residuos orgánicos

desde la forestación, ni por el aumento de ácido carbónico en el suelo por procesos de biodegradación. De ahí que se apoya la hipótesis que este descenso de pH estaría directamente relacionado al reciclado y redistribución de cationes por los árboles, en particular el calcio, como lo ha sido sugerido por algunos autores (Johnson *et al.*, 1988; Jobbagy y Jackson, 2003). El Ca es acumulado en la biomasa arbórea en forma de cristales de oxalato de calcio, fuertemente insolubles. Con la caída de ramas y hojas, una parte de este calcio es devuelto *in situ* a la superficie del suelo. Con independencia del tiempo en que los cristales de oxalato de calcio puedan ser disueltos, el calcio liberado no necesariamente es devuelto al complejo de intercambio, dado que el puede ser nuevamente capturado por las raíces, adsorbido a las superficies de las partículas minerales, o ser lixiviado fuera del suelo (Johnson *et al.*, 1988).

5.2 Conclusiones

Sobre la base de los resultados y su discusión es posible concluir que

1. Las praderas presentaron valores de pH similares con independencia de su historia de uso y tendieron a alcanzar valores ligeramente más bajo con la profundidad (10-20 cm)
2. Los eucaliptos mostraron una importante acidificación en ambos niveles, no presentando mayores diferencias entre sí.

6. FRACCIÓN ARCILLA

Previamente, debe observarse que los análisis para la caracterización mineral y química de la fracción arcilla (XRD y EDS, respectivamente) fueron realizados sobre muestras compuestas tomadas por subhorizontes (A₁₁, A₁₂, A₃ y B₁) y sólo incluyeron al tratamiento más antiguo y la pradera testigo (E'30 y T'30). En el caso concreto del análisis de EDS (microsonda), el mismo se restringió a los subhorizontes A₁₁ y B₁.

En ambos casos, tales restricciones impidieron la realización un análisis estadístico de los datos obtenidos. En cuanto a la descripción textural de ambos perfiles analizados, esta ha sido presentada en el capítulo 7 de la Tercera Parte (Figura 24 y Tabla XLVI).

6.1 Análisis de XRD

6.1.1 T'30

Los subhorizontes A₁₁ y A₁₂ difirieron de los subhorizontes A₃ y B₁ dado que los primeros presentaron un predominio de illita, mientras que los segundos presentaron (en orden decreciente de abundancia) caolinita, illita, interestratificados, esmectita, feldespatos potásico, cuarzo y plagioclasa (Figuras 62 a 65).

6.1.2 E'30

Los subhorizontes A₁₁, A₁₂ y A₃ no presentaron diferencias significativas. En el caso del subhorizonte B₁ no fue posible hacer una lectura inmediata del difractograma debido a la fluorescencia producida por la acumulación de hierro. Luego de su remoción, fue posible observar una caída del pico correspondiente a la illita y de los interestratificados, a la inversa de lo observado con la caolinita (Figuras 66 a 69).

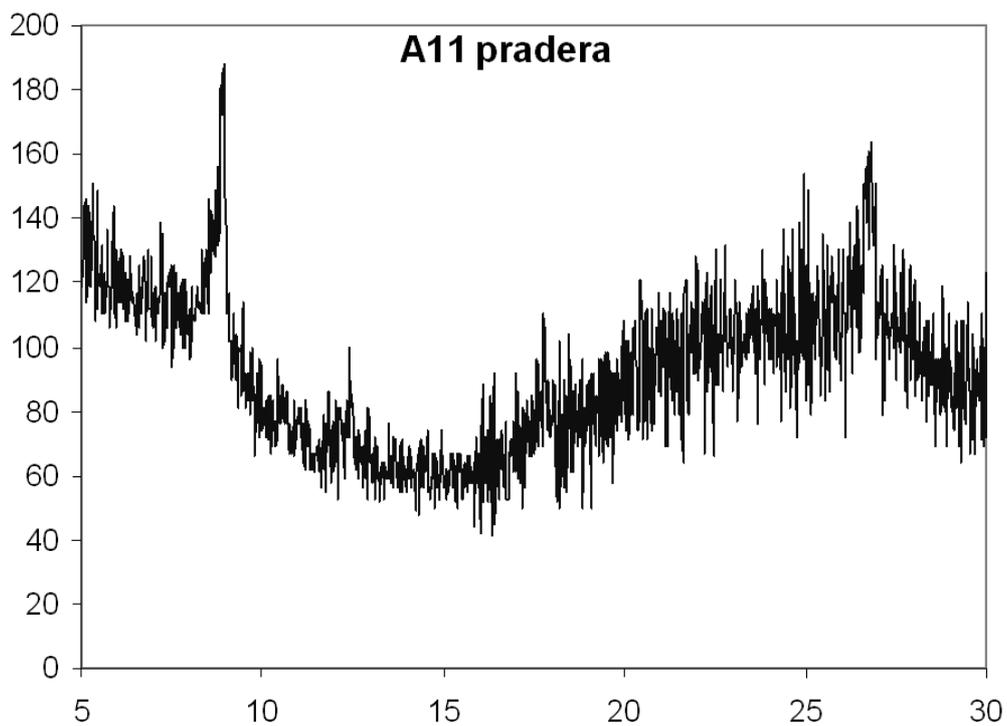


Figura 63. Difractograma de rayos X de la fracción arcilla en el subhorizonte A₁₁, de pradera (T₃₀)

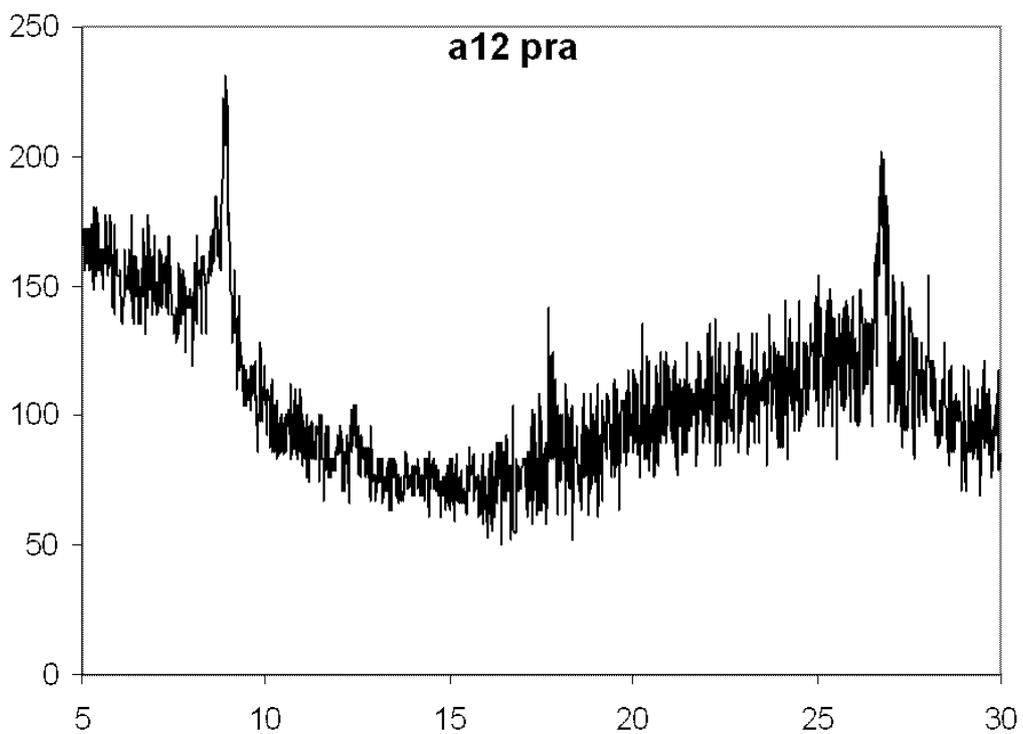


Figura 64. Difractograma de rayos X de la fracción arcilla en el subhorizonte A₁₂, de pradera (T₃₀)

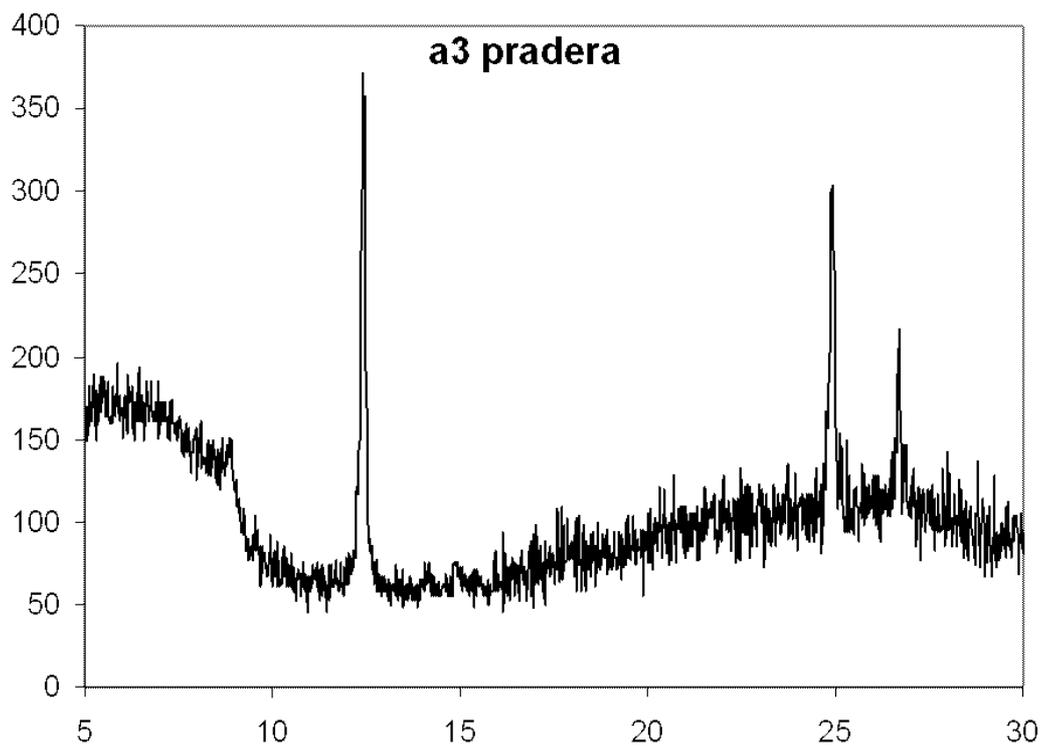


Figura 65. Difractograma de rayos X de la fracción arcilla en el subhorizonte A₃, de pradera (T'₃₀)

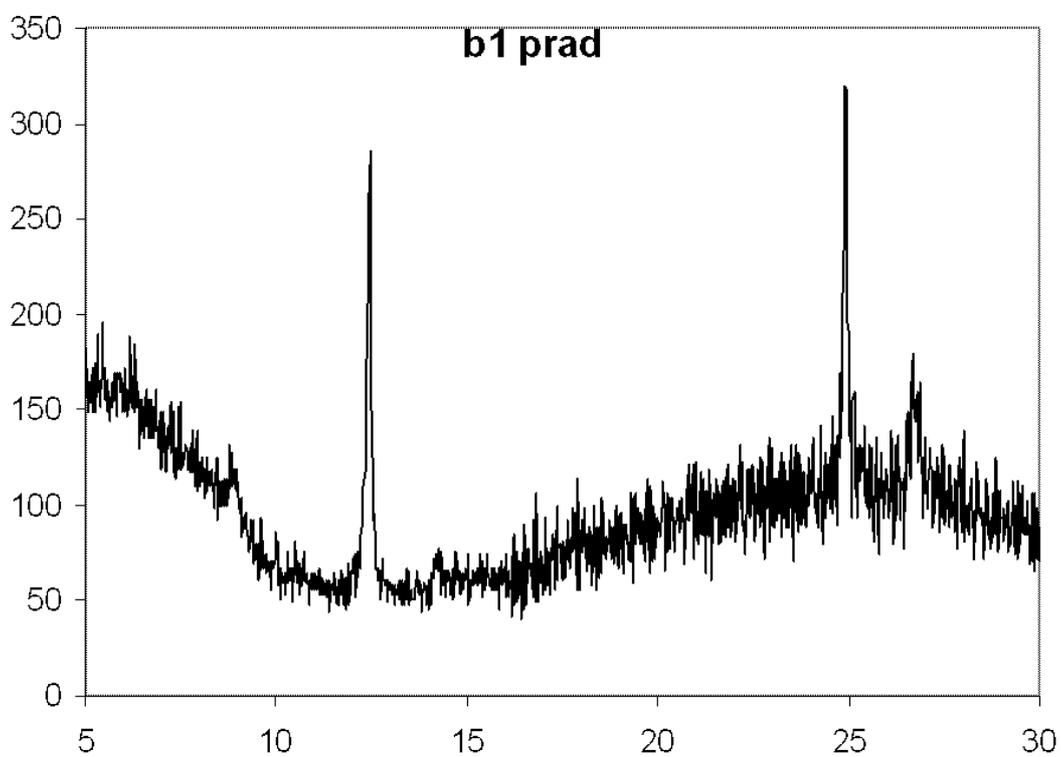


Figura 66. Difractograma de rayos X de la fracción arcilla en el subhorizonte B₁, de pradera (T'₃₀)

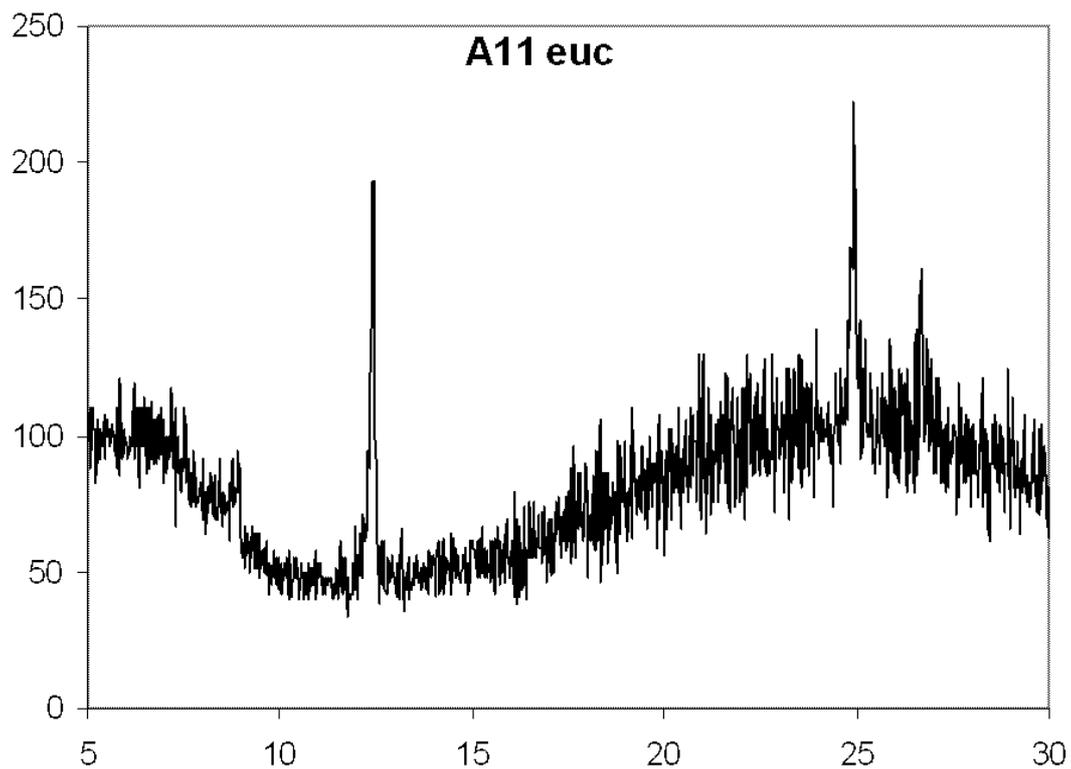


Figura 67. Difractograma de rayos X de la fracción arcilla en el subhorizonte A₁₁ de eucaliptos (E'30)

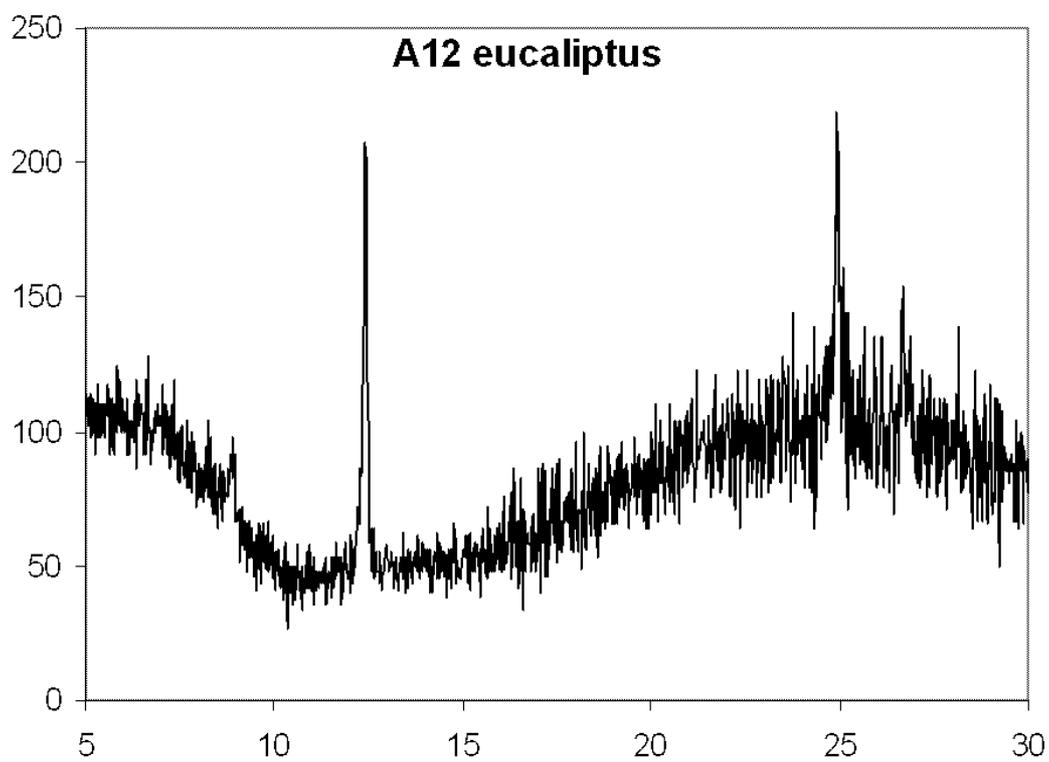


Figura 68. Difractograma de rayos X de la fracción arcilla en el subhorizonte A₁₂ de eucaliptos (E'30)

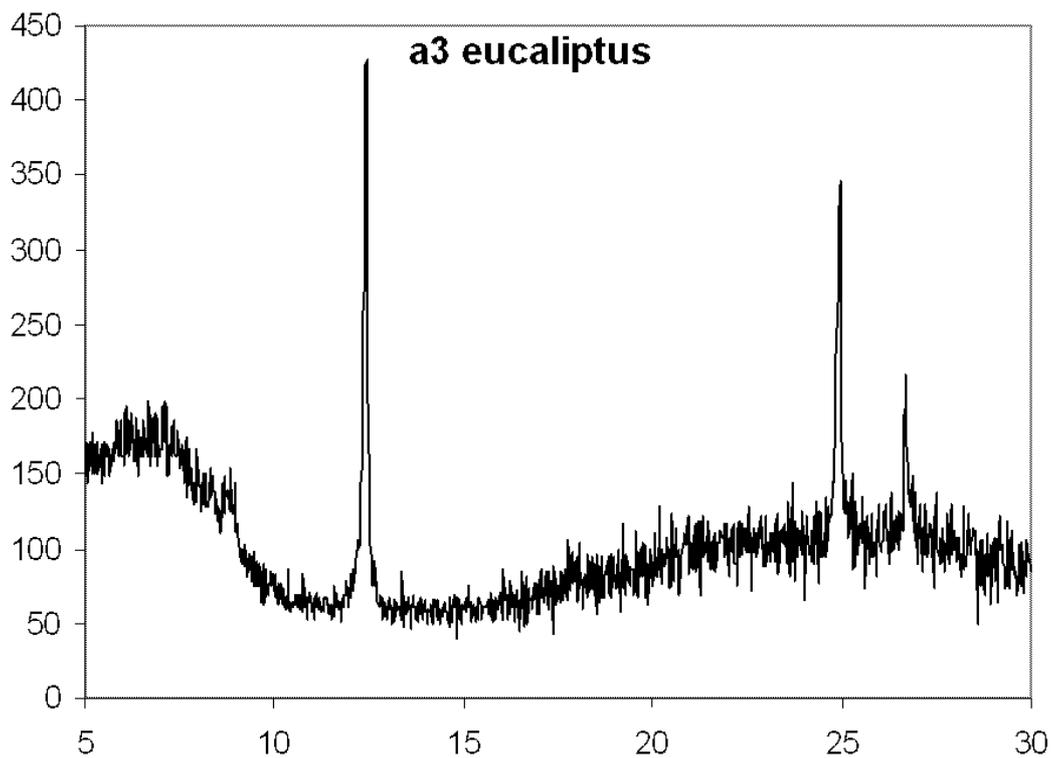


Figura 69. Difractograma de rayos X de la fracción arcilla en el subhorizonte A₃ de eucaliptos (E'₃₀)

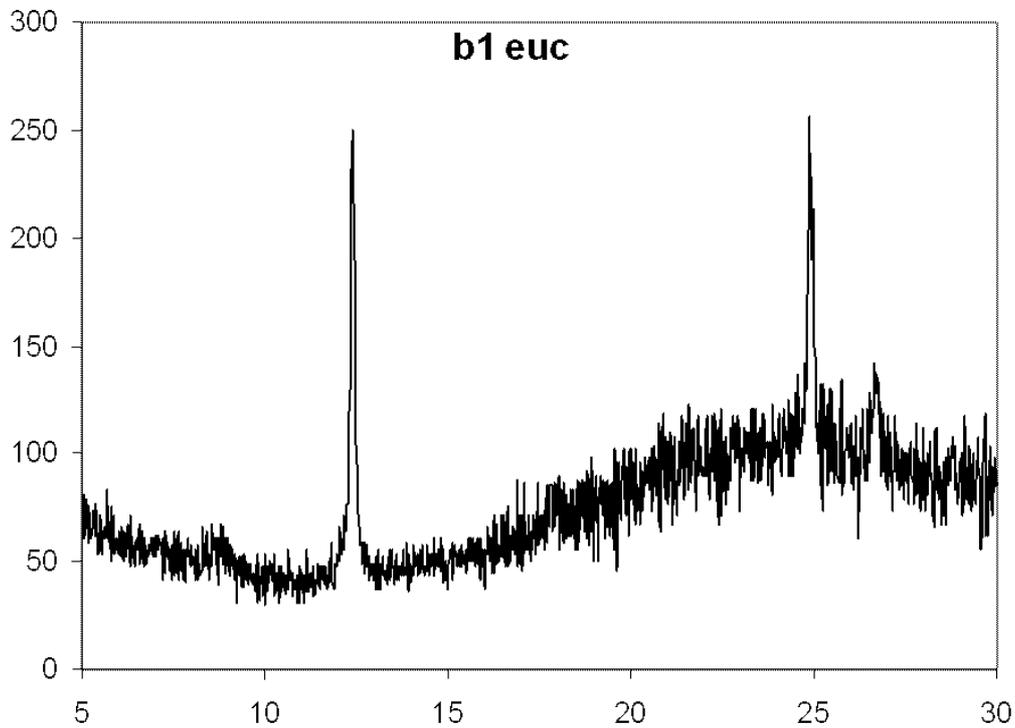


Figura 70. Difractograma de rayos X de la fracción arcilla en el subhorizonte B₁ de eucaliptos (E'₃₀)

6.1.3 T₃₀ / E₃₀

De la comparación entre ambas parcelas surgió, en primer lugar, que los subhorizontes superficiales de la pradera presentan una dominancia de arcillas 2:1 sobre las 1:1, a diferencia del suelo bajo eucaliptos, donde sumado a la dominancia de caolinitas se observa a nivel del subhorizonte B₁ la presencia de hierro amorfo.

- *Discusión*

Si el cambio mineral registrado es producto del cambio de uso del suelo, ello involucraría un tiempo muy corto, escasamente manifiesto en estudios previos (Nordborg and Olsson, 1998; Egli *et al.* 2001). Esto podría deberse a que una mayoría de los estudios en relación con la dinámica de las arcillas son realizados en condiciones de equilibrio entre el suelo y la cobertura vegetal, por que los cambios están dados por variaciones climáticas de largo plazo. Asimismo, una mayoría de estos estudios centran su interés en los procesos de argiluvación o lavado, así como a los factores que los condicionan. Sin embargo, un cambio drástico de la cobertura vegetal del suelo podría, en términos temporales, constituir un factor decisivo en reorientar a corto plazo el equilibrio mineral establecido. Este cambio no se relaciona con las condiciones climáticas que determinan el equilibrio suelo-vegetación, pero podría alcanzar un efecto similar. Consecuentemente, este desequilibrio en la relación suelo-vegetación, derivaría en cambios significativos de la reserva de MO y del pH del suelo, y con ello, al reajuste de otros parámetros edáficos, tales como la densidad aparente, lo cual a su vez deriva, directa o indirectamente, en una disminución del contenido de agua y el intercambio de gases, entre otras propiedades.

Por otra parte, es oportuno destacar que la acumulación de hierro que registró el subhorizonte B₁ del perfil bajo eucaliptos, puede estar asociada a las condiciones de acidez del suelo. Esta acidez se produciría durante la oxidación de la MO, conduciendo

así a la liberación de cationes desde los silicatos, y con ello, a la destrucción de minerales arcillosos. Este proceso se basa en la reducción de óxidos de hierro libre (III) a Fe^{2+} , y su re-oxidación a Fe^{3+} en condiciones alternantes de reducción y oxidación del suelo (Brinkman, 1970). Las condiciones generales del medio determinarían que el drenaje sea lento la mayor parte del tiempo, por lo que, los periodos con un predominio de procesos de lixiviación, serían comparativamente escasos. Esta relación podría variar con el incremento de la edad del cultivo y la mayor acumulación de mantillo. En los periodos de mayor humedad, la relación sílice/alúmina de las soluciones se vuelve baja por la pérdida relativa de sílice por lixiviación, favoreciendo así la formación de arcillas 1:1 (Ford, 1988). Sin embargo, la adsorción de óxidos de Fe y Al sobre las escasas cargas negativas de la caolinita, podría reducir aún más su CIC, al aumentar su carga positiva (Six *et al.*, 2000). No obstante, de ser así, ello dificultaría explicar el notorio aumento de la CIC en el horizonte B bajo eucaliptos (Estudio t_{25}). La notoria acumulación de arcilla en el subhorizonte B_1 de E'_{30} , así como la información que se ha manejado, permitirían justificar este aumento de CIC. Sin embargo, esta explicación no sería válida en caso del subhorizonte B_2 , dado que no se registró un aumento adicional de arcilla a este nivel. Estas aparentes contradicciones, una vez más, conducen a centrar la atención en los aspectos cualitativos, más que cuantitativos, de los materiales acumulados en el horizonte B.

6.2 Análisis de microsonda (EDS)

6.2.1 T'_{30}

Ambos subhorizontes presentaron diferencias en el porcentaje (% en peso) de algunos elementos (O, Al, P, Fe, P), lo cual indica que los subhorizontes (A_{11} y B_1), como era previsible, no son estrictamente similares entre sí (Tabla LXVII y Figuras 70 y 71).

6.2.2 E'30

Entre ambos subhorizontes (A₁₁ y B₁) fue posible observar que O y P registraron sus mayores valores en el A₁₁, y en menor grado Ti y K. Por el contrario, Al, Si y Fe aumentan de modo importante en profundidad (subhorizonte B₁). En tanto que Ca presentó valores similares en ambos niveles analizados (Tabla LXVIII y Figura 70 y 71).

6.2.3 T'30 / E'30

De la comparación entre ambos, surge que en el subhorizonte A₁₁ de E'30 hubo un claro descenso de los valores de O, Ca y Ti, mientras que Si y K también disminuyeron, aunque ligeramente. Por el contrario, hubo un aumento notorio de P, que lo destacó del resto de elementos analizados. También el Al presentó un incremento, aunque no alcanzó una gran proporción. En tanto que Fe mantuvo un valor similar al A₁₁ de T'30 (Tablas LXVII y LXVIII y Figuras 70 y 71).

Por su parte, el horizonte B₁ de E'30 registró un claro descenso de los valores de O, Ca, Fe y Ti, mientras que P y K también disminuyeron aunque ligeramente. Por el contrario, el Al presenta un aumento de su valor aunque ligero. En tanto que Si conservó los valores registrados en T'30 (Tablas LXVII y LXVIII y Figuras 70 y 71).

Tabla LXVII. Elementos presentes en la fracción arcilla de T₃₀ (subhorizontes A₁₁ y B₁).

Muestra Pradera A₁₁						
Element	k-ratio (calc.)	ZAF	Atom %	Element Wt %	Wt % Err. (1-Sigma)	No. of Cations
O -K	0.0247	1.790	15.14	4.43	+/- 0.08	---
Al-K	0.0000	1.945	0.00	0.00	+/- 0.00	0.001
Si-K	0.0074	1.529	2.21	1.14	+/- 0.03	3.504
P -K	0.0008	1.364	0.19	0.11	+/- 0.02	0.303
Ca-K	0.0094	0.958	1.23	0.90	+/- 0.04	1.948
Fe-K	0.0198	0.854	1.66	1.69	+/- 0.08	2.630
Cu-K	0.8835	1.020	77.61	90.16	+/- 0.61	123.003
Ti-K	0.0097	0.999	1.11	0.97	+/- 0.05	1.757
K -K	0.0060	1.014	0.85	0.61	+/- 0.03	1.344
Total			100.00	100.00		134.488

Muestra Pradera B₁						
Element	k-ratio (calc.)	ZAF	Atom %	Element Wt %	Wt % Err. (1-Sigma)	No. of Cations
O -K	0.0462	2.004	26.13	9.25	+/- 0.12	---
Al-K	0.0038	1.959	1.26	0.75	+/- 0.03	1.159
Si-K	0.0312	1.550	7.77	4.83	+/- 0.05	7.136
P -K	0.0100	1.413	2.05	1.41	+/- 0.03	1.886
Ca-K	0.0240	0.988	2.68	2.38	+/- 0.05	2.459
Fe-K	0.1458	0.930	10.96	13.56	+/- 0.16	10.071
Cu-K	0.6158	1.058	46.32	65.16	+/- 0.49	42.550
Ti-K	0.0113	1.030	1.10	1.16	+/- 0.05	1.007
K -K	0.0144	1.043	1.73	1.50	+/- 0.04	1.588
Total			100.00	100.00		67.856

Observación: los valores de Cu corresponden a la placa utilizada para montar el preparado.

Tabla LXVIII. Elementos presentes en la fracción arcilla de E'30 (subhorizontes A₁₁ y B₁).

Muestra <i>E. grandis</i> A₁₁						
Element	k-ratio (calc.)	ZAF	Atom %	Element Wt %	Wt % Err. (1-Sigma)	No. of Cations
O -K	0.0860	1.916	40.51	16.49	+/- 0.17	---
Al -K	0.0015	1.837	0.41	0.28	+/- 0.02	0.240
Si -K	0.0256	1.471	5.26	3.76	+/- 0.05	3.119
P -K	0.0282	1.352	4.84	3.81	+/- 0.06	2.865
Ca -K	0.0208	0.995	2.03	2.07	+/- 0.06	1.200
Fe -K	0.0670	0.940	4.43	6.30	+/- 0.14	2.627
Cu -K	0.5985	1.076	39.84	64.38	+/- 0.58	23.600
Ti -K	0.0127	1.046	1.09	1.33	+/- 0.07	0.647
K -K	0.0152	1.045	1.60	1.59	+/- 0.05	0.945
Total			100.00	100.00		35.244

Muestra <i>E. Grandis</i> B₁						
Element	k-ratio (calc.)	ZAF	Atom %	Element Wt %	Wt % Err. (1-Sigma)	No. of Cations
O -K	0.1021	2.814	53.44	28.73	+/- 0.36	---
Al -K	0.0101	2.155	2.39	2.17	+/- 0.06	1.075
Si -K	0.0725	1.698	13.04	12.31	+/- 0.11	5.857
P -K	0.0119	1.653	1.90	1.97	+/- 0.06	0.851
Ca -K	0.0368	1.068	2.92	3.93	+/- 0.08	1.310
Fe -K	0.1989	1.039	11.02	20.68	+/- 0.21	4.949
Cu -K	0.2227	1.134	11.83	25.25	+/- 0.30	5.311
Ti -K	0.0192	1.107	1.32	2.12	+/- 0.07	0.592
K -K	0.0252	1.127	2.16	2.84	+/- 0.07	0.970
Total			100.00	100.00		20.914

Observación: los valores de Cu corresponden a la placa utilizada para montar el preparado.

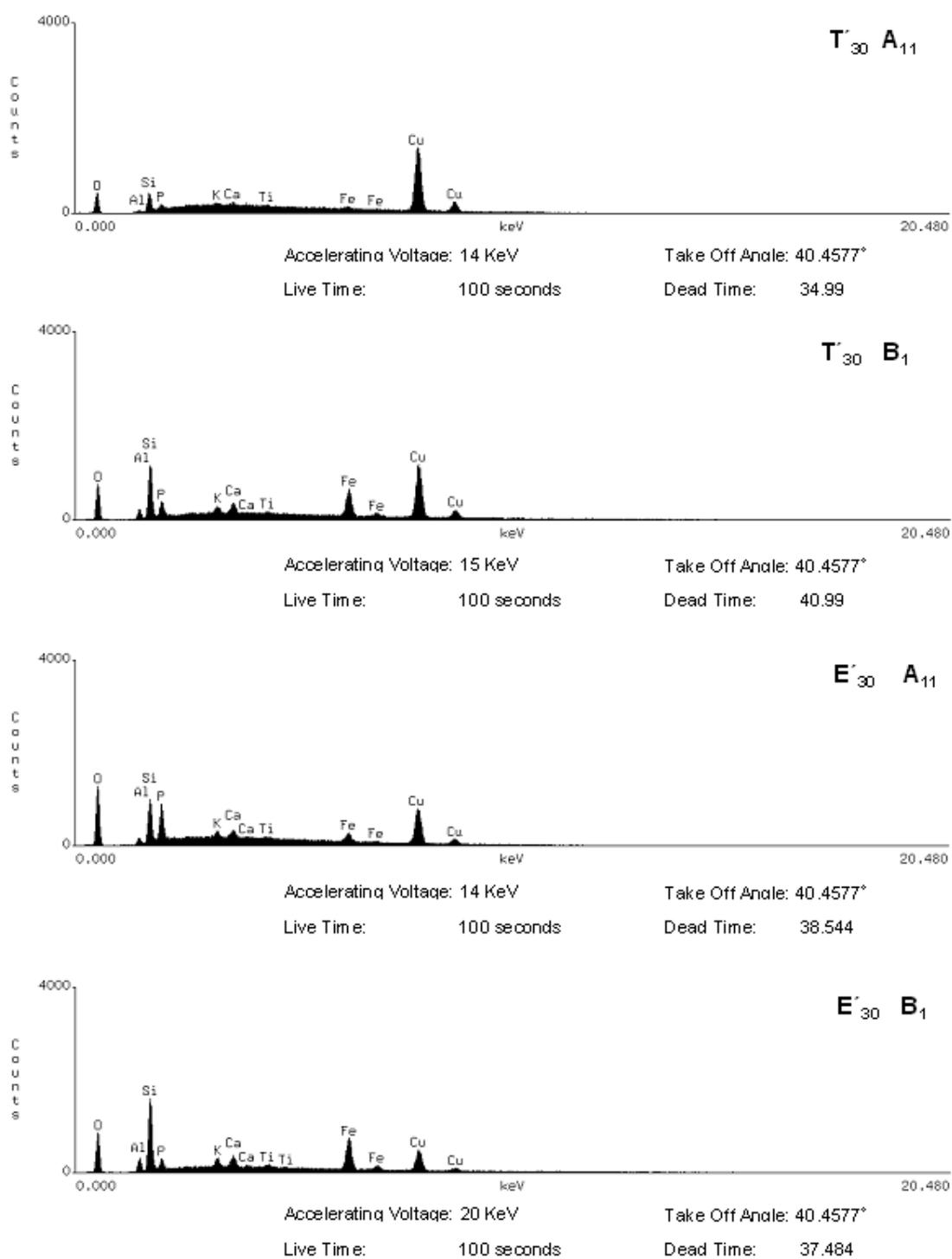


Figura 71. Representación cuantitativa de los elementos presentes en la fracción arcilla analizada por microsonda (subhorizontes A11 y B1 de T 30 y E'30).

Debe observarse que los porcentajes obtenidos en el análisis de EDS (Tablas LXVII y LXVIII) fueron corregidos excluyendo al Cu (Figura 71), debido a que las muestras de arcillas fueron fijadas sobre placas de cobre, y éstas a su vez variaron entre sí en el porcentaje de este elemento.

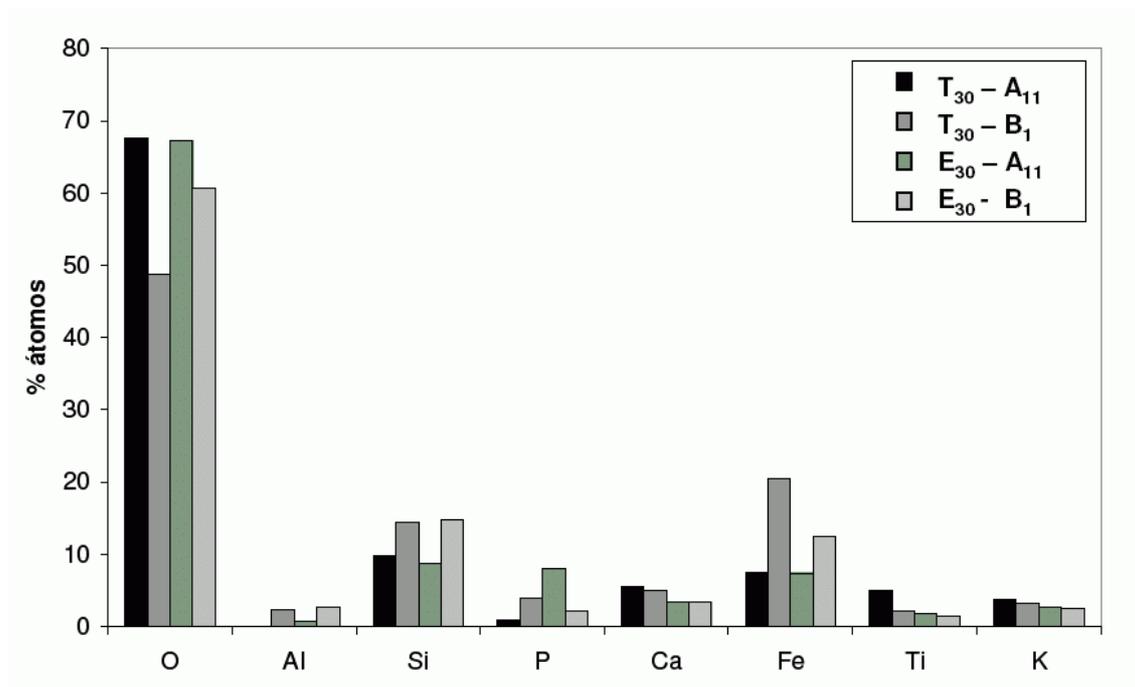


Figura 72. Relación del % de átomos entre elementos obtenidos por análisis de microsonda

Estos resultados permiten afirmar que las diferencias entre ambos tratamientos, radica fundamentalmente en el contenido de nutrientes: P, Ca y K. En el caso del Fe, si bien registró un mayor valor absoluto en el subhorizonte B₁ de E'₃₀, cuando se considera su valor inicial, en el subhorizonte A₁₁ de T'₃₀, éste registró un porcentaje menor. De cualquier modo, esto no invalida el hecho que el subhorizonte B₁ de E'₃₀ constatará una mayor acumulación de hierro en relación con la pradera. A este mismo nivel (B₁), los datos aportados por el análisis de XRD no constataron la existencia de una mayor concentración caolinita. A su vez, el análisis textural del mismo suelo (Estudio t₂₅), indican que la pérdida de arcilla en el horizonte A de ambas parcelas, no sería el suficiente como para explicar la acumulación de arcilla en el B₁. Esto reforzaría la idea

de la existencia procesos de transformación y consecuentemente, con liberación de hierro estructural luego de la implantación de los árboles.

En cuanto a las diferencias registradas en los valores de nutrientes en T'_{30} , como se mencionó, se evidenció un importante aumento de P en el subhorizonte A_{11} y por otro lado, una caída de los tenores de Ca y de K que afectó tanto al A_{11} como el A_{12} . En el caso del Ca, su caída fue más notoria y sería explicada por la captura selectiva realizada por los árboles y su posterior acumulación en la biomasa aérea (Johnson *et al.*, 1988; Jónbágy and Jackson, 2003); mientras, que el menor porcentaje de K podría fundamentalmente responder a diferencias propias de los requerimientos nutricionales de eucaliptos y praderas.

En el caso particular del P, debido a su complejo comportamiento en el suelo y a la casi inexistencia de antecedentes al respecto, no es posible esbozar una explicación plenamente satisfactoria. No obstante, algunos datos indican que los eucaliptos en general pueden acumular importantes cantidades de P en su biomasa aérea (hojas y ramas). Algunas estimaciones señalan que la tasa de P devuelta al suelo puede alcanzar valores del entorno de 2,6 kg/ha/año, para una deposición de hojarasca de 5,1 Mg/ha/año. (Moroni and Smethurst, 2003). No obstante, dado que el aumento de P fue registrado a nivel del subhorizonte A_{11} , todo indicaría que el mismo ha sido aportado por el mantillo, a partir de su captura en profundidad.

El P mineralizado desde fuentes orgánicas es un factor importante sobre todo en la determinación de P disponible en el suelo (Magid *et al.*, 1996). Sin embargo, las plantas no sólo toman más P del suelo, sino que también ejercen efectos significativos sobre su disponibilidad y dinámica a través de la hojarasca, el ciclado de las raíces y la exudación, así como interacciones específicas con microorganismos de la rizósfera (Attiwill and Adams, 1993; Magid *et al.*, 1996). Se trataría de un proceso complejo en el que intervendría el oxalato de calcio aportado por el propio eucalipto, así como

también el aportado por la biomasa fúngica (O'Connell *et al.*, 1983). Ello es debido particularmente a la producción de oxalato por hongos micorrízicos, los que constituirían uno de los principales mecanismo de movilización de fosfatos en suelos fuertemente fosfo-adsorventes. Una vez en el piso forestal, los oxalatos serían metabolizados durante la descomposición del mantillo. Sin embargo, puede haber una formación adicional de oxalato en el suelo como resultado de la producción microbiana de ácido oxálico.

Otro de los elementos que emerge marcando una diferencia entre ambos usos del suelo, es el Ti. Este elemento registró una importante caída en E'_{30} a nivel del subhorizonte A_{11} en relación con T'_{30} . Este descenso en el porcentaje de Ti podría ser debido a una alteración más intensa de las partículas de arcillas, lo cual conduciría a la sustitución de Ti por Fe y Al en los minerales arcillosos (Dabkowska-Naskret and Jaworska, 2001). Como posibles factores que influyen en la alteración y transformación de estos minerales relativamente inertes, los autores sugieren diferencias de climas y tipo de vegetación. Es decir, que el tiempo contemplado sería del orden de miles de años, dado que éste generalmente es el rango temporal involucrado en aquellos cambios de cobertura vegetal que acompañan a un cambio climático de escala. De manera que en este razonamiento no estarían incluidos aquellos cambios drásticos de la vegetación por acción humana, los que se dan en un tiempo comparativamente más breve que los de un cambio climático.

En general, existe un amplio consenso entre los investigadores que los tiempos relacionados a la fracción mineral, por su mayor estabilidad, son más lentos que aquellos que actúan sobre la fracción orgánica del suelo. No obstante, ello no impide aceptar posibles excepciones, en las que la fracción mineral pueda verse afectada en plazos relativamente breves, como en el caso del reemplazo de la cobertura natural por un cultivo permanente. De ser así, ello dejaría en evidencia que la fracción mineral del

suelo constituye uno de los puntos complejos en la comprensión del comportamiento del suelo de pradera convertido a forestación.

6.3 Conclusiones

Sobre la base de los resultados y a su la discusión, es posible concluir que:

- 1) del análisis cristalográfico de XRD, surge que la fracción arcilla bajo eucalipto muestra en superficie (A_{11} y A_{12}) una significativa disminución en los valores de illita.
- 2) del análisis químico de EDS, se constata que la fracción arcilla bajo eucalipto presenta un descenso de sus valores de O, Ca y Ti en todo el perfil, mientras que en su cima (A_{11}), muestra un notorio aumento de P.
- 3) ambos análisis (XRD y EDS) indican la existencia de cambios cualitativos y cuantitativos en la fracción arcilla bajo eucaliptos, los que se observan en los subhorizontes superficiales y en el subhorizonte B_1 .

7. CONCLUSIONES

Los datos obtenidos en esta segunda etapa del estudio (Estudio t_{10-30}) aportan nuevos elementos que permiten responder algunos de los planteos previos (Estudio t_{25}). Así, es posible concluir que:

1. El contenido medio de MO en las praderas (T'_{30-10}) fue comparativamente más alto que en los cultivos de eucaliptos, en particular en los primeros 10 cm. En estos cultivos además hubo una disminución en su contenido de MO en relación de la edad del cultivo.
2. Las diferencias registradas en el contenido de MO entre eucaliptos y praderas se mantuvieron con independencia de la historia de uso previo del suelo.
3. El ingreso de la MO al suelo en los cultivos de eucaliptos fue bajo a pesar que sus residuos son depositados mayoritariamente sobre la superficie, lo que solo puede ser debido a la existencia de una alta tasa de mineralización/inmovilización de estos residuos.
4. En los primeros centímetros del perfil (subhorizonte A_{11}) el 48% de la MO bajo eucaliptos está constituido por la reserva de C preexistente, mientras que en el nivel inmediato (subhorizonte A_{12}) es aún mayor (86%). De modo que el aporte efectivo de C realizado por las plantaciones no llega a superar el contenido de C nativo que aún persiste en el suelo.
5. El balance de C resultante de los escasos aportes de C_{C3} desde los eucaliptos y de C_{C4} desde la pradera (considerado igual a cero) en relación con los egresos, determina que el mismo sea comparativamente deficitario. La pérdida neta de C del nuevo sistema es resultado del aumento del *turnover* en comparación a la pradera, lo que se origina en la existencia de una alta relación mineralización/inmovilización.

6. El balance de C_{C3} y C_{C4} proyectado en función del tiempo permite estimar la tendencia asintótica del C a decrecer. En los primeros centímetros (A_{11}) se estabiliza hacia los 120 años, mientras que en el subhorizonte A_{12} lo hace hacia los 180 años.
7. El descenso del contenido de MO bajo eucaliptos es acompañado con un descenso del pH del suelo, sin embargo el aumento de acidez no puede ser explicado en función de los valores de MO.
8. La DA bajo cultivo de eucaliptos aumentó con respecto al suelo de praderas en relación con los valores iniciales de su parcela pareada, pero no con la edad del cultivo.
9. La fracción arcilla evidencia signos de cambios, tanto cuantitativos como cualitativos, asociados a los cambios fisicoquímicos del suelo que se registran luego de la implantación del cultivo de eucaliptos. La variación de la composición elemental de esta fracción está vinculada a cationes relacionados al ciclo de nutrientes de los eucaliptos (P, Ca y K).

CONCLUSIONES GENERALES

Los suelos de fertilidad baja y media de Uruguay vienen siendo convertidos rápidamente a cultivos de eucaliptos. Ello es justificado por su escaso valor desde el punto de vista de su uso agropecuario tradicional, lo que a su vez, hace suponer que los impactos esperados por su conversión a forestación habrían de ser de escasos o nulos. Sin embargo, el presente estudio permitió detectar algunos efectos de los cultivos de eucaliptos sobre propiedades fisicoquímicas del suelo, tales como el contenido de materia orgánica, la acidez, la capacidad de intercambio catiónico, el contenido de algunos cationes intercambiables, la translocación de arcilla y la densidad aparente.

Los cambios detectados ocurrieron aún cuando los suelos de pradera estudiados, presentaban distintos estados de conservación, desde aquellos sin laboreo previo a otros con una larga historia de uso agrícola. Estas condiciones, sumadas a la fertilidad natural relativamente baja de estos suelos, no impidieron que se registraran variaciones claras en algunos parámetros (MO, pH, CIC, DA).

Los resultados obtenidos en el estudio multi-temporal (Estudio t_{10-30}) no difirieron de aquellos obtenidos para aquellas variables en común (MO y pH) con el estudio mono-temporal (Estudio t_{25}). A pesar de haberse utilizado estrategias de muestreo diferentes, ambos estudios confirmaron la existencia de un mayor efecto de los eucaliptos en los primeros centímetros del perfil (~20 cm). Asimismo, los datos aportados por ambos estudios permitieron descartar que los cambios detectados fueran una consecuencia directa del laboreo del suelo utilizado en la implantación de los árboles, así como también comparar la evolución en el tiempo de estos cambios, a medida que aumenta la edad de los cultivos de eucaliptos.

En el caso de la materia orgánica, los suelos de pradera presentaron valores más altos, con independencia de su historia y estado de conservación, comparado a los cultivos forestales. En todos los casos, los suelos con eucaliptos registraron una marcada tendencia a disminuir su contenido de materia orgánica. Los valores registrados

muestran una mayor variabilidad espacial en su contenido de materia orgánica a medida que aumenta la edad del cultivo. Esta variabilidad fue incluso mayor a los valores registrados en los suelos de pradera que han sido sometidos históricamente a laboreo agrícola (a excepción de T₂₀), por lo que sólo puede ser explicada por una mayor actividad radicular a este nivel del perfil.

La comparación de los tenores de materia orgánica del suelo entre pradera y cultivos forestales, contrario a muchas opiniones, demuestra que los efectos de estos cultivos son más significativos que aquellos ocurridos en suelos bajo cultivos agrícolas tradicionales. En este último caso, luego del abandono del laboreo agrícola, existe una rápida recolonización de plantas herbáceas que contribuyen a reponer una parte de la materia orgánica mineralizada. Sin embargo, en el caso de las plantaciones forestales, en su condición de cultivo permanente, no es posible proyectar el mismo escenario frente a un hipotético abandono de esta actividad. El notorio aumento de la acidez, así como la fuerte tendencia a aumentar la densidad aparente, difieren de lo observado bajo un uso agrícola tradicional, por lo que es posible que actúen como factores limitantes en la recolonización del suelo por herbáceas nativas.

En todos los casos, el cambio en el contenido de materia orgánica en los primeros centímetros del suelo bajo eucaliptos se relacionó con un cambio de los demás parámetros analizados (pH y DA). Este cambio progresivo de la materia orgánica no sólo fue cuantitativo sino cualitativo, dado que también hubo una sustitución importante del C nativo por el C proveniente de los nuevos residuos. Sin embargo, si se contempla la cantidad de residuos depositados y acumulados en la superficie del suelo forestado, este ingreso resulta comparativamente bajo, lo que puede ser sólo justificado por la existencia de una alta tasa de mineralización/inmovilización de estos residuos. En 30 años, aún la mitad del C orgánico del subhorizonte A₁₁ (0-5 cm) bajo eucaliptos está constituido por la reserva preexistente de C_{C4}, mientras que en el subhorizonte A₁₂ (06-

17 cm) esta reserva es aún mayor (86%). Este balance deficitario de C (C_{C3} versus C_{C4}) se traduce en una pérdida neta del sistema a partir su conversión a cultivo forestal, que puede ser explicada por el aumento neto del *turnover* del carbono del nuevo suelo. La proyección en el tiempo de este balance entre el C_{C3} inmovilizado y el C_{C3} y C_{C4} mineralizado, presenta un comportamiento asintótico que tiende a estabilizarse gradualmente hacia los 120 años en el caso del subhorizonte A_{11} y hacia los 180 años en el caso del subhorizonte A_{12} .

El cambio registrado entre el C nativo y el C aportado ahora por los eucaliptos, no sólo se traduce en una pérdida creciente del contenido total de C, sino que es acompañado por una caída del pH del suelo. Sin embargo este aumento en la acidez no puede ser explicado únicamente por valores de MO registrados en cada caso, dado que el contenido de MO tiende a bajar en función de la edad de cultivo. En cambio se observó lo contrario en el lapso t_{10} - t_{30} lo que sólo puede ser explicado por la mayor incidencia de la tasa de sustitución. Es decir, la progresiva caída en los tenores de C_{C4} remanente frente al progresivo aumento de C_{C3} .

La variación de la MO bajo eucaliptos en función del tiempo no guarda una relación directa con la DA, aunque sus valores medios son siempre mayores que los de las praderas. Esto puede ser explicado por el efecto mecánico que ejerce sobre el suelo el desarrollo radicular de los árboles a medida que crecen, fundamentalmente, en los primeros años de su implantación.

El análisis global de los resultados permiten concluir que la pérdida de carbono orgánico, en el caso de la plantación más antigua de *E. grandis* (E'_{30}), alcanza 21.5 ton/ha en los primeros 17 centímetros (subhorizontes A_{11} y A_{12}), lo que implica una pérdida del 55% del C acumulado bajo pradera. Este valor, extrapolado a la superficie total de suelos de Unidad Algorta (98000 ha), de “prioridad forestal”, implica una pérdida total de 2548980 toneladas de C. Estos datos advierten sobre la necesidad de

profundizar la discusión entorno a los criterios y datos utilizados como insumos en la elaboración del balance nacional de gases de efecto invernadero (GEI), establecido por el Protocolo de Kyoto. Esta necesidad se torna aún más evidente, cuando la biomasa vegetal –sumidero potencial de C– tiene una muy baja capacidad de retención de C en el tiempo, a causa de sus propósitos industriales (pulpa de celulosa y energía). Ello determina que su tiempo de residencia esté acotado al turno de los rodales (~10 años). Sin embargo, la capacidad de la biomasa arbórea de retener carbono, no debe distraer la discusión acerca de la implicancia que tiene su cosecha en la exportación de C, en esos plazos tan breves. Asimismo, cada corte implica también la exportación de calcio y otros nutrientes, cuyas repercusiones negativas sobre las propiedades del suelo, aún no han sido bien evaluadas.

El conjunto de resultados obtenidos en el presente estudio indican que los procesos fisicoquímicos que originalmente habrían permitido la acumulación de C bajo pradera, no promueven actualmente la incorporación de C al suelo, en una medida acorde a la pérdida registrada en su reserva original. Quizás, esto responda a que la capacidad del suelo en acumular C es una propiedad inherente a sus características fisicoquímicas, pero estas también son las que limitan la posibilidad de aumentar su capacidad de reserva (Six *et al.*, 2002).

Finalmente, debe observarse que a pesar de la enorme importancia cuantitativa del C acumulado en los suelos de pradera, estos generalmente no han sido incluidos en las propuestas de balance global de C; el principal argumento es la gran estabilidad (o tiempo de residencia) de su reserva en el suelo. Sin embargo, los datos aportados advierten sobre la conveniencia de profundizar los conocimientos acerca de la relación entre los usos y manejos del suelo sobre la dinámica de la materia orgánica, a una escala local.

PERSPECTIVAS

Los cambios en el uso de la tierra tienen una gran influencia sobre la reserva de C del suelo en una escala de tiempo de décadas a centurias. Actualmente, esos cambios han adquirido un particular interés entre los científicos; entre otros, debido a los compromisos asumidos por los países en los acuerdos intergubernamentales relacionados al cambio climático. Así, el Protocolo de Kyoto⁸ que promueve la mitigación de emisiones de gases de efecto invernadero, sólo reconoce a aquellas actividades promovidas por los humanos, como por ejemplo, la forestación. De este modo, han surgido una serie de iniciativas que se han traducido en un cambio en la forma de concebir el uso de la tierra y la cobertura vegetal del suelo. En más, serán consideradas como potenciales “sumideros” de C, y en consecuencia, ello podría determinar que los actuales sistemas de producción agrícola pasen ahora a integrar parte de un nuevo mercado, el de la venta de “servicios ambientales” como captadores de C. Esta nueva propuesta para el sector agrícola mundial podría no tener mayores reparos, si no fuera porque esos programas, en muchos casos, promueven solapadamente la sustitución de la vegetación nativa. Este es el caso del reemplazo de praderas naturales por especies arbóreas de rápido crecimiento. Sin embargo, bajo esta nueva concepción del uso de la tierra, no ha sido debidamente contemplado el rol del C del suelo en el balance global de este elemento.

En el contexto antes mencionado, surge la necesidad de profundizar los conocimientos acerca de cuál es el aporte real de las praderas templadas al cambio climático; más aún cuando las mismas pueden ser rápidamente convertidas a la silvicultura. Ello requiere continuar con las investigaciones en relación con el secuestro de C en el suelo bajo uno y otro tipo de cobertura vegetal. De este modo, es posible que la actual discusión pueda reencauzarse al ámbito científico, al disponer de una mayor y precisa información.

^{8/} Protocolo de Kyoto de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático, adoptado el 11 de diciembre de 1997. ([Http://unfccc.int/resource/docs/convkp/kpspan.pdf](http://unfccc.int/resource/docs/convkp/kpspan.pdf))

BIBLIOGRAFÍA

- Aber, J.D.; Melillo, J.M.; McClaugherty, C.A. 1990. Predicting long-term patterns of mass loss, nitrogen dynamics, and soil organic matter formation from initial fine litter chemistry in temperate forest ecosystems. *Canadian Journal of Botany*, 68: 2201-2208.
- Abril, A.; Bucher, E.H. 1999. The effects of overgrazing on soil microbial community and fertility in the Chaco dry savannahs of Argentina. *Applied Soil Ecology*, 12,159-167.
- Achkar, M. 2005. *Evaluación de la distribución de la materia orgánica en el horizonte superficial del suelo en la cuenca del arroyo Sánchez, mediante el uso de técnicas de teledetección, aplicación de metodología SIG*. Tesis de Doctorado ENSAT-INPT Francia / Facultad de Ciencias UdelaR Uruguay. 162 p. y anexos
- Agren, G.I.; Bosatta, E.; Balesdent, J. 1996. Isotope discrimination during decomposition of organic carbon: A theoretical analysis. *Soil Science Society American Journal*, 60: 1121-1126.
- Alfredsson, H.; Condron, L.M.; Clarholm, M.D.; Davis, M.R. 1998. Changes in soil acidity and organic matter following the establishment of conifers on former grassland in New Zealand. *Forest Ecology & Management*, 112: 245-252.
- Altamirano, A.; Da Silva, H.; Durán, A.; Echeverría, A.; Panario, D.; Puentes, R. 1976. *Clasificación de Suelos*. Montevideo, Dirección de Suelos y Fertilizantes. Ministerio de Agricultura y Pesca. Tomo I. 96 p.
- Altesor, A., Oesterheld, M., Leoni, E., Lezama, F. & Rodríguez, C. 2005. Effect of grazing on community structure and productivity of a Uruguayan grassland. *Plant Ecology* 179: 83-91
- Alvarez, R.; Alvarez, C.R. 2000. Soil organic matter pools and their associations with carbon mineralization kinetics. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 64: 184-189.

- Amador, J.A.; Jones, R.D. 1997. Responses of carbon mineralization to combined changes in soil moisture and carbon-phosphorus ratio in a low phosphorus histosol. *Soil Science*, 162: 275-282.
- Amato, M.A.; Ladd, J.N. 1992. Decomposition of ^{14}C -labelled glucose and legume material in soils: properties influencing the accumulation of organic residue C and microbial biomass C. *Soil Biology and Biochemistry*, 24: 455-464.
- Amundson, R.; Baisden, W.T. 1998. Stable isotope tracers in soil organic matter studies. In: Sala, O.E.; Mooney, H.; Howarth, R.W.; Jackson, R.B. (Eds.), *Methods in Ecosystem Studies*. Springer-Verlag, New York.
- Andrews, J.; Schlesinger, W. 2001. Soil CO_2 dynamics, acidification, and chemical weathering in a temperate forest with experimental CO_2 enrichment. *Global Biogeochemical Cycles*, 15: 149-162.
- Anton D, Goso, C. 1974. Estado actual de los conocimientos sobre el Cuaternario en el Uruguay. In: Anais do XXVIII Congresso Brasileiro de Geologia, Porto Alegre, 3: 151-157
- Attiwill, P.M.; Adams, M.A. 1993. Nutrient cycling in forests. *New Phytologist* 124: 561-582
- Balabane, M. 1996. Turnover of clay-associated organic nitrogen in the different aggregates-size classes of a cultivated silty loam. *European Journal of Soil Science*, 47: 285-291.
- Baldock, J.A.; Skjemstad, J.O. 2000. Role of the soil matrix and minerals in protecting natural organic materials against biological attack. *Organic Geochemistry*, 31: 697-710.
- Balesdent, J.; Mariotti, A.; Guillet, B. 1987. Natural ^{13}C abundance as a tracer for studies of soil organic matter dynamics. *Soil, Biology and Biochemistry*, 19: 25-30.

- Balesdent, J.; Girardin, C.; Mariotti, A. 1993. Site-related $\delta^{13}\text{C}$ of trees leaves and soil organic matter in a temperate forest. *Ecology*, 74: 1713-1721.
- Balesdent, J.; Mariotti, A. 1996. Measurements of soil organic matter turnover using ^{13}C natural abundance. *In*: Boutton, T.W.; Yamasaki, S.I. (Eds.), *Mass Spectrometry of Soils*. New York, Marcel Dekker, pp. 83-111.
- Beadle, C.L. 1997. Dynamics of leaf and canopy development. *In*: Nambiar, E.K.;
- Benner, R.; Fogel, M.L.; Sprague, E.K.; Hodson, R.E. 1987. Depletion of ^{13}C in lignin and its implications for stable isotope studies. *Nature*, 239: 708-710.
- Bernhard-Reversat F., 1988. La production de litière et sa décomposition en Plantation d'Eucalyptus sur sol sableux. ORSTOM, Centre de Pointe-Noire, Congo, 10p.
- Bernhard-Reversat, F. 1993. Dynamics of litter and organic matter of the soil-litter interface in fast-growing tree plantations on ferralitic soils (Congo). *Acta Oecol.*, 14: 179-195
- Bernhard-Reversat, F.; Schwartz, D. 1997. Change in lignin content during litter decomposition in tropical forest soils (Congo): comparison of exotic plantations and native stands. *Comptes Rendus de l'Academie des Sciences*. Series IIA, Earth and Planetary Science, 325 (6): 427-432
- Bernhard-Reversat, F. 1999. The leaching of Eucalyptus hybrids and *Acacia auriculiformis* leaf litter: Laboratory experiments on early decomposition and ecological implications in Congolese tree plantations. *Applied Soil Ecology* 12: 251-261.
- Besnard, E.; Chenu, C.; Balesdent, J.; Puget, P.; Arrouays, D. 1996. Fate of particulate organic matter in soils aggregates during cultivation. *European Journal of Soil Science*, 47: 495-503.

- Binkley, D. 1994. The influence of tree species on forest soils: processes and patterns. *In: Mead, D.J.; Comforth, I.S. (Eds.), Proceedings of the Trees and Soil Workshop.* Canterbury; New Zealand, Lincoln University Press., Spec. Publ. 10, pp 1-33.
- Binkley, D.; Giardina, C. 1998. Why do tree species soils? The Warp and Woof of tree-soil interactions. *Biogeochemistry*, 42: 89-106.
- Birkeland, P.W. 1984. *Soils and Geomorphology*. New York, Oxford University Press. 372 p.
- Bolin, B.; Sukumar, R. 2000. Global perspective. *In: Watson, R.T.; Noble, I.R.; Bolin, B.; Ravindranath, N.H.; Verardo, D.J.; Dokken, D.J. (Eds.), Land, Use, Land Use Change, and Forestry.* A special report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, UK. pp.25-51.
- Bonneau, M.; Souchier, B., 1994. *Constituants et propriétés du sol*. Deuxième édition. Masson, Paris, 665 p
- Bossi y Navarro, 1991. Geología del Uruguay. Tomo 1. Universidad de la República. Montevideo. 496 p.
- Boutton, WT.; Archer, SR.; Midwood, A.J.; Zitzer, S.F.; Bol, R. 1998. $\delta^{13}\text{C}$ values of soil organic carbon and their use in documenting vegetation change in a subtropical savanna ecosystem. *Geoderma*, 82: 5-41.
- Brañas, J.; González-Río, F.; Rodríguez, R.; Merino, A. 1999. Estimación de la biomasa en plantaciones de eucalipto del norte de Galicia y noreste de Asturias. http://web.lugo.usc.es/uxfs/material/congresos/BRAnAS-GONZaLEZ_2000-SANTIAGO_Biomasa%20eucalipto.pdf
- Brinkman, R. 1970. Ferrollysis; a hydromorphic soil forming process. *Geoderma*, 3: 199-206.

Buffle, J.; Wilkinson, K.J.; Stoll, S.; Filella, M.; Zhang, J.W. 1998. A generalized description of aquatic colloidal interactions: The three-colloidal component approach. *Environmental Science and Technology*, 32: 2887–2899.

Burch, G.J.; Moore, I.D.; Burns, J. 1989. Soil hydrophobic effects on infiltration and catchment runoff. *Hydrological Processes*, 3: 21-222.

Burke, I.C.; Yonker, C.M.; Parton, W.J.; Cole, C.V.; Flach, K.; Schimel, D.S. 1989. Texture, climate, and cultivation effects on soil organic carbon content in US grassland soils. *Soil Science Society of America Journal*, 53: 800-805.

Buurman, P.; van Reeuwijk, L.P. 1984. Proto-imogolite and the process of podzol formation: A critical note. *Journal Soil Science*, 35: 447–452.

Caffera, R.; Céspedes, C.; González, A.; Gutiérrez, O.; Panario, D. 1991. *Desarrollo forestal y medio ambiente en Uruguay. - 11 - Hacia una evaluación de efectos ambientales de la forestación en Uruguay con especies introducidas.* (Panario, D. Ed.). Montevideo, CIEDUR. 102 p. (Serie Investigaciones N° 85).

Cambardella, C.A.; Elliot, E.T. 1992. Particulate organic matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Science Society of America Journal*, 56: 777-783.

Campbell, C.A. 1978. Soil Organic Carbon, Nitrogen and Fertility. In: Schnitzer, M.; Khan, S.U. (Eds.), *Matter Soil Organic*, Developments in Soil Science 8. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands. 319 p.

Carrasco-Letelier, L.; Eguren, G.; Castiñeira, C.; Parra, O.; Panario, D. 2004. Preliminary study of prairies forested with *Eucalyptus* sp. at the north-western Uruguayan soils. *Environmental Pollution*, 127: 49-55.

Cayssials, R; Crosara, A; De León, L; Sganga J.. 1999 Estudio de cinco catenas de suelos de la región centro-sur del país. Informe Proyecto CONICYT N°127. Montevideo, 197 p. (Informe no publicado).

- Cerri, C.C.; Feller, C.; Balesdent, J.; Victoria, R.; Plenecassagne, A. 1985. Application du traçage isotopique naturel en ^{13}C à l'étude de la dynamique de la matière organique dans les sols. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences*, 9, Serie II, (300): 423-428.
- Collins, H.P.; Paul, E.A.; Blevens, R.L.; Bundy, L.G.; Christenson, D.R.; Dick, W.A.; Huggins, D.R. 1999. Soil organic matter dynamics in corn-based agrosystems of central USA: Results from ^{13}C natural abundance. *Soil Science Society of America Journal*, 63: 584-599.
- Conant, R.T.; Paustian, K. 2001. Potential soil carbon sequestration in overgrazed grassland ecosystems. *Global Biogeochemical Cycles*, 16(4), Art. 1143.
- Condon, L.M.; Newmann, R.H. 1998. Chemical nature of soil organic matter under grassland and recently established forest. *European Journal of Soil Science*, 49(4): 597-603.
- CONEAT. 1979. *Indices de productividad Grupos CONEAT*. Montevideo, Comisión Nacional de Estudios Agroecómicos de la Tierra. Ministerio de Ganadería y Pesca. 167 p.
- Courchesne, F.; Hendershot, W.H. 1997. La Genese des Podzols. *Geog. Physique Quat.*, 51: 235–250.
- Dabkowska-Naskret, H.; Jaworska, H. 2001. Titanium in Alfisols formed from glacial deposits of different ages in Poland. *Quaternary International*, 78: 61-67.
- Davidson, E.A.; Ackerman, I.L. 1993. Change in soil carbon inventories following cultivation of previously untilled soils. *Biogeochemistry*, 20: 161–193.
- DeConinck, F. 1980. Major mechanisms in formation of spodic horizons. *Geoderma*, 24: 101–128.

Delgado, S.; Alliaume, F.; García Préchac, F.; Hernández, J. 2006 Efecto de las plantaciones de *Eucalyptus* sp. sobre el recurso suelo en Uruguay. *Agrociencia*, 10(2): 95-107.

Desjardins, T.; Andreaux, F.; Volkoff, B.; Cerri, C. 1991. Distribution de l'isotope ¹³C dans des sols ferrallitiques du Brésil. *Cahier du ORSTOM*, Sér. Pédol., Vol. XXVI, (4): 343-348.

DINAMIGE. 1988. *Carta Geológica del Uruguay a escala 1: 500.000 y Memoria Explicativa*. Segunda Edición. Montevideo, Dirección Nacional de Minería y Geología, Ministerio de Industria y Energía. 92 p.

Dirección de Suelos y Fertilizantes. 1979. *Carta de Reconocimiento de Suelos del Uruguay. Descripción de las Unidades de Suelos*. Montevideo, Dirección de Suelos y Fertilizantes. Ministerio de Agricultura y Pesca. Tomo III: 452 pp.

Duchaufour, Ph. 1976. Dynamics of organic matter in soils of temperate regions: its action on pedogenesis. *Geoderma*, 15: 31-40.

Duchaufour, Ph. 1984. Edafología. I.- Edafogénesis y Clasificación. Ed. Masson, S.A. Barcelona, 493 p.

Durán, A. 1998. Contenido y distribución de carbono orgánico en suelos del Uruguay. *Agrociencia*, Montevideo, Facultad de Agronomía, Vol. II, N° 1: 37-47.

Durán, A.; Califra, A. 1998. Contenido de carbono orgánico de los suelos del Uruguay. <http://www.fagro.edu.uy/~edafologia>

Durán, P.; Silveira, L.; Martínez, L.; Chamorro, A.; González, J.C.; Zanetti, E.; Alonso, J.; Hayashi, R.; Durán, A.; García Préchac, F.; Pérez, M.; Frioni, L.; Sicardi, M.; Molteri, C. y Bozzo, A. 2001. Estudio de Monitoreo Ambiental de Plantaciones Forestales en el Uruguay. Informe final. Universidad de la República, Montevideo. pp A1-1 a B2-32

- Dye, P.J.; Poulter, A.G.; Soko, S.; Maphanga, D. 1997. The determination of the relationship between transpiration rate and declining available water for *Eucalyptus grandis*. UK, Water Research Commission Report No. 441/1/97. 103 p.
- Egli, M.; Mirabella, A. ; Fitze, P. 2001. Clay mineral transformations in soils affected by fluorine and depletion of organic matter within a time span of 24 years. *Geoderma*, 103, 307-334.
- Evans, J.L.; Fernández, I.J.; Rustad, L.E.; Norton S.A. 2001. *Methods for evaluating carbon fractions in forest soil: a review*. Maine Agricultural and Forest Experiment Station, The University of Maine, U.S. Technical Bulletin 178.
- Fabião, A.; Martins, M.C.; Cerveira, C.; Santos, C.; Lousa, M.; Madeira, M.; Correia, A. 2002. Influence of soil and organic residue management on biomass and biodiversity of understory vegetation in a *Eucalyptus globulus* Labill. plantation. *Forest Ecology and Management*, 171: 87-100.
- Falloon, P.D.; Smith, P. 2000. Modeling refractory soil organic matter. *Biology and Fertility of Soils*, 30: 388–398.
- Fearnside, P.M.; Barbosa, R.I. 1998. Soil carbon changes from conversion of forest to pasture in Brazilian Amazonia. *Forest Ecology and Management*, 108,147–166.
- Feigl, B.J.; Sparling, G.; Ross, D.; Cerri, C.C. 1995. Soil microbial biomass in Amazonian soils: evaluation of methods and estimates of pools sizes. *Soil Biology and Biochemistry*, 27(11): 1467-1472.
- Fernández, C. J. 1979. Estimaciones de densidad aparente, retención de agua disponible en el suelo a partir de la composición granulométrica y el porcentaje de materia orgánica. *In*: Reunión de la Facultad de Agronomía, Montevideo.

- Ferreira, A.J.D.; Coelho, C.O.A.; Walsh, R.P.D.; Shakesby, R.A.; Ceballos, A.; Doerr, S.H. 2000. Hydrological implications of soil water-repellency in *Eucalyptus globules* forests, north-central Portugal. *Journal of Hydrology*, 231: 165-177.
- Fesefeldt, K. 1988. Asesoramiento Yacimentológico a la Dirección Nacional de Minería y Geología. Informe Técnico. Cooperación Técnica de la BRG - Alemania (Proyecto N°84.2024.2). Montevideo-Hannover. 128 p.
- Ford, I. 1998. *Introducción a la argilología. Ciencia de las arcillas*. Montevideo, Facultad de Agronomía, Universidad de la República. 155 p.
- Fox, R.H.; Myers, R.J.; Vallis, I. 1990. The nitrogen mineralization rate of legume residues in soil as influenced by their polyphenol, lignin, and nitrogen contents. *Plant and Soil*, 129: 251-259.
- García Préchac, F., Pérez Bidegain, M.; Christie, S.; Santini, P. (2001). Efecto de la intensidad de laboreo para la plantación de *Eucalyptus dunnii* sobre la acumulación de biomasa aérea, el crecimiento radicular y algunas propiedades físicas y químicas del suelo, *Agrociencia* 1: 1-9.
- García Préchac, F.; Amarante, P.; Delgado, S.; Salvo, L.; Hill, M.; Clérico, C.; Califra, A.; Pérez Bidegain, M. (2004). Monitoreo de los efectos sobre el suelo de las plantaciones de Eucaliptos y Pinos y de la intensidad de laboreo para realizarlas. Informe Final del Proyecto (No publicado).
- Goso, A. C. ; Perea, D. ; Perinotto, J.A.J. 1999. Análisis de Facies y Paleogeografía de la Formación Guichón (Cretácico Inferior) en la Cuenca del Litoral. *Rev. Soc. Urug. De Geol.*, 34-46.
- Goya, JF, Frangi, JL, Dallatea, F., Marco MA, Larrocca F. 1997. Biomasa, productividad y contenido de nutrientes en plantaciones de *Eucalyptus grandis* en el NE

de la Provincia de Entre Ríos. *Actas de XII Jornadas Forestales de Entre Ríos*, Módulo III: 1-19 Concordia, octubre de 1997

Guo, L.B.; Gifford, R.M. 2002. Soil carbon stocks and land-use change: a meta analysis. *Global Change Biology*, 8: 345-360.

Haas, H.J.; Evans, C.E.; Miles, E.F. 1957. *Nitrogen and carbon changes in great plains. Soils as influenced by cropping and soil treatments. USDA Technical Bulletin*, No. 1164, 110 p.

Holmgren, G.S. 1976. A rapid citrate-dithionite extractable iron procedure. *Soil Science American Proceeding*, 31: 210-211.

Huntington, T.G.; Johnson, C.E.; Johnson, A.H.; Siccama, T.G.; Ryan, D.F. 1989. Carbon, organic matter and bulk density relationships in a forested spodosol. *Soil Science*, 148(5): 380-386.

Imeson, A.C.; Verstraten, J.M.; Van Mulligen, E.J.; Sevink, J. 1992. The effects of fire and water repellency on infiltration and runoff under Mediterranean type forests. *Catena*, 19: 345-361.

IPCC. 1997. Greenhouse gas inventory reference manual. *In*: Houghton, J.T.; Meira Filho, L.G.; Lim, B.; Tréanton, K.; Mamaty, I.; Bonduki, Y.; Griggs, D.J.; Callander, B.A. (Eds.), *Revised 1996 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories*. Intergovernmental Panel on Climate Change, Meteorological Office, Bracknell, United Kingdom. Vol. 3, 482 pp.

Jackson, R.B.; Banner, J.L.; Jobbágy, E.G.; Pockmann, W.T.; Wall, D.H. 2002. Ecosystem carbon loss with woody plant invasion of grassland. *Nature*, 418: 623-626.

Jackson, R.B.; Mooney, H.A., Schulze, E.D. 1997. A global budget for fine root biomass, surface area, and nutrient contents. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 94: 7362-7366

Jenkinson, D.S. (1971) Studies on the decomposition of ^{14}C labelled organic matter. *Soil Sci.* 111: 64-72.

Jobbágy, E.G.; Jackson, R.B. 2003. Patterns and mechanisms of soil acidification in the conversion of grasslands to forests. *Biogeochemistry*, 64: 204-229.

Johnson, D.W.; Henderson, G.S.; Todd, D.E. 1988. Changes in nutrient distribution in forests and soils of Walker Branch Watershed over an eleven-year period. *Biogeochemistry*, 5: 275-293.

Kaemmerer, M. 1979. Contribution à l'étude de l'évolution de la matière organique dans quelques sols d'Uruguay sous différents systèmes agro-écologiques. *Tesis Doctoral*, ENSAIA (INP de Lorraine), Nancy, Francia.

Kaemmerer, M.; Sacco, G. 1977. Extracción y fraccionamiento de la materia orgánica, cationes ligados a ella y estabilidad estructural de las principales Unidades de Suelos del Uruguay a escala 1/1: 000.000. Montevideo. Ministerio de Agricultura y Pesca. Dirección de Suelos y Fertilizantes. 74 p.

Kaemmerer, M.; Sacco, G.; Reel, J, C.; Cugny, P. 1984. Influence de la mise en culture sur l'instabilité structurale de quelques sols d'Uruguay. *Sc Sol.*, 4: 265-278.

Kaiser, K.; Guggenberger, G. 2003. Mineral surfaces and soil organic matter. *European Journal of Soil Science*, 54: 219–236.

Kazzotti, J.G.M. 2003. *Dynamiques de décomposition et minéralisation des rémanents d'Eucalyptus PF1 (clone 1-41) sur un sol sableux du littoral congolais*. Thesis pour l'obtention du Diplôme d'Études Approfondies de Sciences Biologiques. Université Marien Ngouabi, Faculté des Sciences. Brazzaville, France

Kern, J.S.; Johnson, M.G. 1993. Conservation tillage impacts on national soil and atmospheric carbon levels. *Soil Science Society of America Journal*, 53,200–210.

- Knoepp, J.D.; Swank, W.T. 1994. Long-term soil chemistry changes in aggrading forest ecosystems. *Soil Science Society of America Journal*, 58: 325-331.
- Kowalenko, C.G. 1978. Organic, Phosphorus and Sulfur in Soils. *In: Schnitzer, M.; Khan, S.U. (Eds.), Soil Organic Matter, Developments in Soil Science 8*. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands. 319 p
- Krull E.; Baldock J.; Skjemstad J. 2001. Soil texture effects on decomposition and soil carbon storage. *In: Kirschbaum, M.U.F.; Mueller, R. (Eds.), Net Ecosystem Exchange*. Canberra, Australia, Cooperative Centre for Greenhouse Accounting, pp. 103-110.
- Lal, R.; Kimble, J.; Cole, C.V.; Follet, R. 1998. *The potential of U.S. cropland to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect*. Ann Arbor, Ann Arbor Press.
- Lavabre, J.; Torres, D.D.; Cernesson, F. 1993. Changes in the hydrological response of a small Mediterranean basin a year after a wildfire. *Journal of Hydrology*, 142: 273-299.
- Lawrence, G.B.; David, M.B.; Shortle, W.C. 1995. A new mechanisms for calcium loss in forest floor soils. *Nature*, 378: 162-164.
- Louméto, J.J., 1986. Contribution à l'étude de la distribution minérale dans les Eucalyptus du Congo. Thèse : Ecologie: Rennes 1, Vol. 1, N° 962, 134 p.
- Lundström, U.S.; van Breemen, N.; Bain, D.C.; van Hees, P.A.W.; Giesler, R.; Gustafsson, J.P.; Ilvesniemi, H.; Karlton, E.; Melkerud, P.-A.; Olsson, M.; Riise, G.; Wahlberg, O.; Bergelin, A.; Bishop, K.; Finlay, R.D.; Jongmans, A.G.; Magnusson, T.; Mannerkoski, H.; Nordgrenm, A.; Nyberg, L.; Starr, M.; Tau Strandm, L. 2000. Advances in understanding the podzolization process resulting from a multidisciplinary study at three coniferous forest soils in the Nordic Countries. *Geoderma*, 94: 335-353.
- Madeira, M.V.; Fabião, A.; Pereira, J.S.; Araujo, M.C.; Ribeiro, C. 2002. Changes in carbon stocks in *Eucalyptus globulus* Labill. plantations induced by different water and nutrient availability. *Forest Ecology and Management*, 171: 75-85.

- Magid, J., Tiessen, H.; Condron, L.M. 1996. Dynamics of organic phosphorus in soil under natural and agricultural ecosystems. p. 429–466. In A. Piccolo (ed.) Humic substances in terrestrial ecosystems. Elsevier, Amsterdam.
- Mann, L.K. 1986. Changes in soil carbon storage after cultivation. *Science*, 142: 279-288.
- McBride, M.B. 1994. *Environmental Chemistry of Soils*. New York, Oxford, United Kingdom, Oxford University Press. 406 p.
- Melillo, J.M.; Aber, J.D.; Muratore, J.F. 1982. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. *Ecology*, 63: 621-626.
- Mendham, D.S.; Sankaran, K.V.; O'Connell, M.O.; Grove, T.S. 2002. *Eucalyptus globulus* harvest residue management effects on soil carbon and microbial biomass at 1 and 5 years after plantation establishment. *Soil Biology and Biochemistry*, 34: 1903-1912.
- Molteni, A.C. 2001. Efecto de la forestación con *Eucalyptus grandis* sobre la actividad biológica de los suelos bajo campo natural, en Uruguay. Trabajo de pasantía. Licenciatura en Ciencias Biológicas. Facultad de Ciencias. Universidad de la República. Montevideo, Uruguay. 60 p
- Mott, C.J.B. 1981. Anion and ligand exchange. In: Greenland, D.J.; Hayes, M.H.B. (Eds.), *The chemistry of soil processes*. John Wiley & Sons. pp 179-219
- Müller, T.; Höper, H. 2004. Soil organic mater turnover as a function of soil clay content: consequences for model applications. *Soil Biology and Biochemistry*, 36: 877-888.
- Muneer, M.; Oades, J.M. 1989. The rol of Ca-organic interactions in soil aggregate stability. 3. Mechanism and models. *Australian Journal of Soil Research*, 27: 411-423.

- Ngugi, M.R.; Hunt, M.A.; Doley, D.; Ryan, P.; Dart, P.J. 2003. Effects of soil water availability on water use efficiency of *Eucalyptus cloeziana* and *Eucalyptus argophloia* plants. *Australian Journal of Botany*, 51(2): 159-166.
- Nierop, K.G.J.; Buurman, P. 1999. Water-soluble organic matter in incipient podzols: accumulation in B horizons or in fibers? *European Journal of Soil Science*, 50: 701-711.
- Nilsson, S.; Schopfhauser, W.; Hoen, H.F.; Solberg, B. 1995. The carbon-sequestration potential of a global afforestation program. *Climatic Change*, 30: 267-293.
- Nordborg, F.; Olsson, S. 1998. Changes in soil mineralogy and exchangeable cation pools in stands of Norway spruce planted on former pasture land. *Plant and Soil*, 207(2): 219-229.
- O'Connell, A. M.; Malajczuk N.; Gailitis, V. 1983. Occurrence of calcium oxalate in karri (*Eucalyptus diversicolor* F. Muell.) forest ecosystems of south western Australia. *Oecologia*. 56 (2-3): 239-244
- O'Connell, A.M. 1986. Litter decomposition, soil respiration and soil chemical and biochemical properties at three contrasting sites in karri (*Eucalyptus diversicolor* F. Muell.) forests of south-western Australia. *Australian Journal of Ecology*, 12: 31-40.
- O'Connell, A.M.; Grove, T.S.; Mendham, D.S.; Rance, S.J. 2004. Impact of harvest residue management on soil nitrogen dynamics in *Eucalyptus globulus* plantations in south western Australia. *Soil Biology and Biochemistry*, 36: 39-48.
- Palmer, C.J.; Smith, W.D.; Conkling, B.L. 2002. Development of a protocol for monitoring status and trends in forest soil carbon at a national level. *Environmental Pollution*, 116: S209-S219.

- Panario, D.; Bidegain, M. 1997. Climate change effects on grasslands in Uruguay. In: *Vulnerability and Adaptation to Climate Change in Latin America*. Guest Editor: C. Ramos Mañé. *Climate Research Special*. Vol. 9 (1-2): 37-40
- Parton, W.J.; Schimel, D.S.; Cole, C.V.; Ojima, D.S. 1987. Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grasslands. *Soil Science Society of America Journal*, 51(5): 1173–1179.
- Paul, E.A.; Follett, R.F.; Leavitt, S.W.; Halvorson, A.; Peterson, G.A.; Lyon, D.J. 1997. Radiocarbon dating for determination of soil organic matter pool sizes and dynamics. *Soil Science Society of America Journal*, 61(4): 1058–1067.
- Paul, E.A.; van Veen, J.A. 1978. The use of tracers to determine the dynamic nature of organic matter. In: *Transactions of the 11th Meeting International Society of Soil Science*, Edmonton, June 1978, pp. 61-102.
- Paul, K.I.; Polglase, P.J.; Nyakuengama, N.J.; Hanna, P.K. 2002. Change in soil carbon following afforestation. *Forest Ecology Management*, 168: 241-257.
- Paustian, K.; Agren, G.I.; Bosatta, E. 1997. Modelling litter quality effects on decomposition and soil organic matter dynamics. In: Cadish, G.; Giller, K.E. (Eds.), *Driven by nature—plant litter quality and decomposition*. Wallingford, UK: CAB Int, 313-335.
- Percival, H.J.; Parfitt, R.L.; Scott, N.A. 2000. Factors controlling soil carbon level in New Zealand grasslands: is clay content important? *Soil Science Society of America Journal*, 64: 1623-1630.
- Pérez Bidegain, F., García Préchac, F. y Durán, A. (2001). Soil use change effect, from pastures to *Eucalyptus sp.*, on some soil physical and chemical properties in Uruguay, In 3rd International Conference on Land Degradation, Rio de Janeiro (CD-ROM).

- Post, W.M.; Kwon, K.C. 2000. Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Global Change Biology*, 6: 317-327.
- Povirk, K.L.; Welker, J.M.; Vance, G.F. 2001. Carbon sequestration in Arctic and Alpine tundra and mountain meadow ecosystem. In: Follet, R.F.; Kimble, J.M.; Lal, R. (Eds.), *The potential of US Grazing Lands to Sequester Carbon and Mitigate Greenhouse Effect*. Boca Raton, FL, Lewis Publishers. pp. 189-228.
- PRAIF, 1994. Sistemas Actuales de Producción Forestal. Capítulo VI. En: Uruguay – *Proyecto Regional de Alternativas para la Inversión Forestal*. Dpto. de Desarrollo Regional y Medio Ambiente. Secretaria General de la Organización de los Estados Americanos y Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca de Uruguay. Washington, D.C. <http://www.oas.org/dsd/publications/Unit/oea20s/begin.htm#Contents>
- Preciozzi, F.; Spoturno, J.; Heinzen, W.; Rossi, P. 1988. Carta Geológica del Uruguay a escala 1:500.000. Programa Cartografía Geológica del Uruguay. Ministerio de Industria y Energía-DI.NA.MI.GE. Montevideo. 92 p
- Raich, J.W.; Nadelhoer, K.J. 1989. Belowground carbon allocation in forest ecosystems: global trends. *Ecology*, 70(5): 1346–1354.
- Richard, J.F. 2002. *Characterisation de substances humiques like comparaison avec des substances humiques naturelles*. Thèse présentée pour obtenir le titre de Docteur de l'Institut National Polytechnique de Toulouse. Spécialité: Sciences des agroressources. France. 156 p.
- Richter, D.D.; Markewicks, D.; Trumbore, S.E.; Wells C.G. 1999. Rapid accumulation and turnover of soil carbon in an aggrading forest. *Nature*, 400: 56-58.
- Richter, D.D.; Markewitz, D. 2001. *Understanding soil change. Soil Sustainability over Millennia, Centuries, and Decades*. Cambridge University Press, UK, 272 p.

- Ritsema, C.J.; Dekker, L.W. 1994. How water moves in a water repellent sandy soil. 2. Dynamics of fingered flow. *Water Resources Research*, 30(9): 2519-2531.
- Saggar, S.; Parshotam, A.; Sparling, G.P.; Feltham C.W.; Hart, P.B.S. 1996. ¹⁴C-labelled ryegrass turnover and residence times in soils varying in clay content and mineralogy. *Soil Biology and Biochemistry*, 28: 1677-1686.
- 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. En: Lobo D.; Gabriels D. y Soto S. (ed.), Evaluación de parámetros y procesos hidrológicos en el suelo. Documentos Técnicos en Hidrología 71: 65-70, UNESCO.
- Schlesinger, W.H. 1986. Changes in soil carbon storage and associated properties with disturbance and recovery. In: Trabalka, J.R.; Reichle, D.E. (Eds.), *The Changing Carbon Cycle: A Global Analysis*. New York, Springer Verlag. pp. 194-220.
- Schumacher MV, Poggiani F. 1993. Produção de biomasa e remoção de nutrientes em povoamentos de *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh, *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden e *Eucalyptus torelliana* F. Muell, plantados em Anhembi, SP. *Ciências Forestais* 3(1): 21-34, Santa Maria
- Schwartz, D.; Mariotti, A.; Lanfranchi, R.; Guilliet, B. 1986. ¹³C/¹²C ratios of soil organic matter as indicators of vegetation changes in the Congo. *Geoderma*, 39: 97-102.
- Scott, D.F.; Van Wyk, D.B. 1990. The effects of wildfire on soil wettability and hydrological behaviour of an afforested catchment. *Journal of Hydrology*, 121: 239-256.
- Scott, D.F.; Schulze, R.E. 1992. The hydrological effects of wildfire in a eucalypt afforested catchment. *South African Forestry Journal*, 160: 67-74.

- Scott, D.F. 1993. The hydrological effects of fire in South African mountain catchments. *Journal of Hydrological*, 150: 409-432.
- Scott, N.A.; Tate, K.R.; Ford-Robertson, J.; Giltrap, D.J.; Smith, C.T. 1999. Soil carbon storage in plantation forests and pastures: land-use change implications. *Tellus*, 51B: 326-335.
- Scott, N.A.; Tate, K.R.; Giltrap, D.J.; Tattersall Smith, C.; Wilde, R.H.; Newsome, P.F.J.; Davis, M.R. 2002. Monitoring land-use change effects on soil carbon in New Zealand: quantifying baseline soil carbon stocks. *Environmental Pollution*, 116: S167-S186.
- Ségalen, P. 1965. Les produits alumineux dans les sols de la zone tropicale humide. 2e partie : Les sols de la zone intertropicale humide et la genèse des produits alumineux. *Cah. ORSTOM*, sér. Pédol., vol. III, fasc. 3: 179-205.
- Severova, V. 2007. Clima del Uruguay. Unidad de Meteorología. Facultad de Ciencias - UdelaR. http://www.rau.edu.uy/uruguay/geografia/Uy_c-info.htm).
- Sevink, J.; Imeson, A.C.; Verstrate, J.M. 1989. Humus form development and hillslope runoff, and the effects of fire and management under Mediterranean forest in NE Spain. *Catena*, 16: 461-475.
- Seybold, C.A.; Mausbach, J.J.; Karlen, D.L.; Rogers, H.H. 1997. Quantification of soil quality. In: Lal, R.; Kimble, J.M.; Follet, R.F.; Stewart, B.A. (Eds.), *Soil Process and the Carbon Cycle*. Boca Raton, FL, CRC Press. pp. 387-404.
- Shang, C.; Tiessen, H. 1998. Organic matter stabilization in two semiarid tropical soils: size, density, and magnetic separations. *Soil Science Society of America Journal*, 62: 1247-1257.

- Sicardi, M.; García-Préach, F.; Frioni, L. 2004. Soil Microbial Indicators Sensitive to Land Use Conversion from Pastures to Commercial *Eucalyptus grandis* (Hill ex Maiden) Plantations in Uruguay. *Applied Soil Ecology*, 27: 125-133.
- Sikora, L.J.; Stott, D.E. 1996. Soil organic carbon and nitrogen. In: Doran, J.W.; Jones, A.J. (Eds.), *Methods for Assessing Soil Quality*. Madison, WI, Soil Science Society of America. pp. 157-167. (Special Publication N° 49).
- Six, J.; Elliott, E.T.; Paustian, K. 2000. Soil Structure and Soil Organic Matter: II. A Normalized Stability Index and the Effect of Mineralogy. *Soil Science Society of America Journal*, 64: 1042–1049.
- Six, J.; Jastrow, J.D. 2002. Organic Matter Turnover. In: Dekker, M. (Ed.), *Encyclopedia of Soil Science*. Inc. p. 936-942.
- Soares, J.V.; Almeida, A.C. 2001. Modelling the water balance and soil water fluxes in a fast growing *Eucalyptus* plantation in Brazil. *Journal of Hydrology*, 253: 130-147.
- Soil Survey Staff. 1999. *Soil Taxonomy. A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys*. 2nd edition. Washington, D.C., Soil Conservation Service, U.S. Department of Agriculture. 754 p. (Agriculture Handbook N° 436).
- Sokoloff, V.P. 1938. Effect of neutral salts of sodium and calcium on carbon and nitrogen in soils. *Journal of Agricultural Research*, 57: 201-216.
- Sollins, P.; Homann, P.; Caldwell, B.A. 1996. Stabilization and destabilization of soil organic matter: mechanisms and controls. *Geoderma*, 74: 65-105.
- Sprechmann, P; Bossi, J.; Da silva, J. 1981. Cuencas del Jurásico y Cretácico del Uruguay. Comité Susamericano del Jurásico y Cretácico. Cuencas sedimentarias del jurásico y Cretácico de América del sur. Vol. 1: 239-270, Buenos Aires.
- Steel, R.G.D.; Torrie, J.H. 1980. *Principles and procedures of statistics. A biometrical approach*. 2nd edition. New York, Mc Graw-Hill Book Co. 631 p.

- Stump, L. & Binkley, D. 1993 Relationships between litter quality and nitrogen availability in Rocky Mountain forests. *Canadian Journal Forestry Research*, 23, 492–502).
- Symonds, R.; Salaberry S. 1978. Región Litoral Oeste. *En: Pasturas IV*. CIAAB. Montevideo, Uruguay. 266 p.
- Tate, K.R.; Scott, N.A.; Ross, D.J.; Parshotam, A.; Clayton, J.J. 2000. Plant effects in soil carbon storage and turnover in a montane beech (*Nothofagus*) forest and adjacent tussock grassland in New Zealand. *Australian Journal Soil Research*, 38: 685-698.
- Thomsen, I.K.; SchjØnning, P.; Jensen, B.; Kristensen, K.; Christensen, B.T. 1999. Turnover organic matter in differently texture soils. II. Microbial activity as influenced by soil water regimes. *Geoderma*, 89: 199-218.
- Tisdall, J.M.; Oades, J.M. 1982. Organic matter and water stable aggregates in soils. *J. Soil Sci.*, 33: 141-163.
- Tisdall, M. 1996. Formation of soil aggregates and accumulation of soil organic matter. *In: Carter, M.R.; Stewart, B.A. (Eds.), Structure and Organic Matter Storage in Agricultural Soils*. Boca Raton, Lewis Publishers, pp. 57-96.
- Trumbore, S.E. 2000. Age of soil organic matter and soil respiration: radiocarbon constraints of belowground C dynamics. *Ecological Applications*, 10: 399-411.
- Trumbore, S.E.; Chadwick, D.A.; Amundson, R. 1996. Rapid exchange between soil carbon and atmospheric carbon dioxide driven by temperature change. *Science*, 272: 393-395.
- Turner, J.; Lambert, M. 2000. Change in organic carbon in forest plantation soils in eastern Australia. *Forest Ecology Management*, 133: 231–247.

Ugolini, F.C. and R.L. Edmonds. 1983. Soil biology. *In*: Wilding, L.P.; Smeck, N.E.; Hall, G.F. (Eds.), *Pedogenesis and soil taxonomy: 1. Concepts and interactions*. New York, Elsevier. pp. 193–231.

Ugolini, F.C.; Dahlgren R.A.; Shoji S.; Ito T. 1988. An example of andolization and podzolization as revealed by soil solution studies, southern Hakkoda, northeastern Japan. *Soil Science* 145: 111–125.

USDA-SCS Staff. 1972. *Soil Survey Laboratory Methods and Procedures for Collecting Soil Samples*. U.S. Gov. Print. Office, Washington, DC.

Van Hoff, E. 2002. Estado actual de la Información sobre Manejo Forestal. En: *Estado de la información forestal en Uruguay*. Capítulo V. Dpto. de Montes. FAO. <http://www.fao.org/docrep/007/ad404s/AD404s07.htm>

Vitorello, V.A.; Cerri, C.C.; Andreaux, C.; Feller, C.; Victoria, R.L. 1989. Organic matter and natural carbon-13 distribution in forested and cultivated oxisols. *Soil Science Society of America Journal*, 53: 773-778.

Walkley, A.; Black, I.A. 1934. An examination of the Degjareff method for determining SOM and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, 37: 29-38.

Walter, H. 1979. *Vegetation of the Earth and Ecological Systems of the Geo-biosphere*. Springer-Verlag. U.S.A.

Webster, R.; Oliver, M.A. 2001. *Statistical methods in soil and land resource survey*. New York, Oxford University Press. 316 p.

Whitehead, D.; Beadle, C.L. 2004. Physiological regulation of productivity and water use in *Eucalyptus*: a review. *Forest Ecology and Management*, 193: 113-140.

Zinn, Y.L.; Lal, R.; Resck, D.V.S. 2005. Texture and organic carbon relations described by a profile pedotransfer function for Brazilian Cerrado soils. *Geoderma*, 127: 168-173.

ANEXOS A TERCERA PARTE

Tabla LXIX. Verificación de supuestos paramétricos.

Variable/ Horizonte	Normalidad		Homocedasticidad	
	Kolmogorov	p	Bartlett	p
CIC – A	0,08848	0,20	18,86472	0,015*
CIC – B	0,09871	0,20	30,06001	0,000*
pH – A	0,14598	0,10	50,42514	0,000*
pH – B	0,14119	0,20	11,81490	0,037*
MO – A (Log10)	0,11752	0,20	15,40030	0,052
MO – B	0,07996	0,20	9,31166	0,097
Ca – A	0,05505	0,20	19,77881	0,011*
Ca – B	0,10402	0,20	29,38572	0,000*
Mg – A	0,13427	0,15	7,54456	0,479
Mg – B	0,08404	0,20	43,80245	0,000*
Na – A	0,13023	0,15	7,62166	0,471
Na – B	0,12979	0,20	30,61391	0,000*
Fe _o – A	0,17680	0,10	40,62046	0,000*
Fe _o – B	0,13687	0,20	9,62930	0,086
Fe _d – A	0,16255	0,15	15,28904	0,053
Fe _d – B (Log 10)	0,76510	0,20	4,64402	0,460

(*) variables no homocedásticas, cuya relación media-desvío estándar es analizada en la Tabla II

Tabla LXX. Coeficientes de Correlación (r).

Variabes/horizontes	r	p
CIC – A	0,23590277	0,541
CIC – B	0,56319077	0,244
pH – A	0,36610747	0,332
pH – B	0,07667909	0,885
Ca – A	0,39521682	0,292
Ca – B	0,01669459	0,974
Mg – B	0,13014538	0,805
Na – B	0,05968483	0,910
Fe _o – A	0,53512233	0,137

Códigos utilizados en las Tablas que han de se presentarse a continuación:

Parcelas	Horizonte A	Horizonte B
E = E ₂₅	1 = A ₁₁	4 = B ₁
P1 = T ₁	2 = A ₁₂	5 = B ₂
P = T	3 = A ₃	

Tabla LXXI. CIC (meq/100 gr) – pH – MO (%) (Horizonte A y B)

	Horizonte A						
	1 USO	2 HZ	3 CIC	4 pH	5 MO	6 MUEST	7 LogMO
1	E	1	4,6	4,7	1,6	1	0,20412
2	E	1	4,2	4,4	1,1	11	0,041393
3	E	1	5,4	6,0	1,5	16	0,176091
4	E	1	4,3	4,8	1,3	21	0,113943
5	E	1	4,5	4,7	1,3	26	0,113943
6	E	1	4,3	4,2	1,0	36	-0,02228
7	E	1	5,9	5,3	2,1	41	0,322219
8	E	1	3,9	4,6	1,0	46	-0,02228
9	E	1	4,9	5,0	1,7	51	0,230449
10	P1	1	5,8	5,2	2,5	56	0,396199
11	P1	1	5,6	5,3	2,8	61	0,44248
12	P1	1	5,7	5,3	2,0	66	0,298853
13	P1	1	6	5,5	2,2	71	0,346353
14	P1	1	6	5,2	1,9	76	0,281033
15	P1	1	5,8	5,3	3,1	81	0,491362
16	P1	1	5,6	5,4	2,6	86	0,414973
17	P1	1	5,5	5,1	2,6	91	0,418301
18	P1	1	4,5	4,9	1,8	96	0,257679
19	P2	1	5,8	5,3	2,3	106	0,365488
20	P2	1	6,5	5,3	2,6	111	0,418301
21	P2	1	5,2	5,1	2,7	116	0,426511
22	P2	1	5,7	5,3	2,6	121	0,40654
23	P2	1	6,5	5,1	3,2	126	0,509203
24	P2	1	7,5	5,4	2,9	131	0,457882
25	P2	1	7,7	5,2	2,9	136	0,457882
26	P2	1	6,2	5,3	2,7	141	0,426511
27	P2	1	7,3	5,3	3,1	146	0,491362
28	E	2	4,6	4,6	1,3	2	0,113943
29	E	2	4,4	4,4	1,0	12	-0,02228
30	E	2	4,8	4,7	1,0	17	-0,02228
31	E	2	4,6	4,5	1,5	22	0,176091
32	E	2	5,4	4,7	1,2	27	0,079181
33	E	2	3,8	4,5	1,2	37	0,079181
34	E	2	4,9	4,1	0,9	42	-0,03152
35	E	2	4,2	4,1	0,7	47	-0,1549
36	E	2	4,8	4,5	1,1	52	0,041393
37	P1	2	4,4	5,3	1,7	57	0,220108
38	P1	2	5,2	5,3	1,4	62	0,155336
39	P1	2	5,3	5,3	1,5	67	0,170262
40	P1	2	4,7	5,0	1,5	72	0,164353
41	P1	2	4,7	5,2	1,3	77	0,100371
42	P1	2	4,4	5,2	1,5	82	0,164353
43	P1	2	4,3	5,2	1,4	87	0,149219
44	P1	2	4,1	5,0	1,8	92	0,252853
45	P1	2	4,3	4,9	1,3	97	0,123852
46	P2	2	4,8	5,1	1,4	107	0,155336
47	P2	2	5,2	4,9	2,0	112	0,30963
48	P2	2	4	5,1	1,4	117	0,149219
49	P2	2	5,7	5,1	1,9	122	0,287802
50	P2	2	5,3	5,1	1,7	127	0,240549

Tabla LXXI (continuación). CIC (cmol_c/100 gr) – pH – MO (%)
(Horizonte A y B)

	Horizonte A						
	1 USO	2 H Z	3 CIC	4 pH	5 MO	6 MUEST	7 LogMO
51	P2	2	5,3	5,0	1,6	132	0,206826
52	P2	2	5,4	5,0	2,1	137	0,326336
53	P2	2	5,2	5,1	1,5	142	0,164353
54	P2	2	4,2	4,9	1,7	147	0,220108
55	E	3	5,1	4,9	1,0	3	-0,02228
56	E	3	4,9	4,4	1,2	13	0,079181
57	E	3	4,5	4,6	1,1	18	0,041393
58	E	3	6,5	4,5	1,3	23	0,113943
59	E	3	5	4,7	1,2	28	0,079181
60	E	3	4,9	4,5	1,0	38	-0,02228
61	E	3	4,8	4,2	0,9	43	-0,03152
62	E	3	4,6	4,4	0,8	48	-0,09691
63	E	3	4,9	4,6	1,0	53	-0,02228
64	P1	3	5	5,3	1,2	58	0,082785
65	P1	3	5,8	5,4	1,0	63	-0,00877
66	P1	3	4,3	5,4	1,2	68	0,064458
67	P1	3	6,2	5,2	1,2	73	0,064458
68	P1	3	4,4	5,2	1,1	78	0,053078
69	P1	3	6,6	5,2	1,3	83	0,117271
70	P1	3	4,8	5,3	1,1	88	0,045323
71	P1	3	6,6	5,1	1,1	93	0,025306
72	P1	3	3,7	5,0	0,8	98	-0,07058
73	P2	3	5,2	4,9	1,5	108	0,164353
74	P2	3	6,2	5,0	1,4	113	0,139879
75	P2	3	3,8	4,9	1,1	118	0,053078
76	P2	3	5,6	5,1	1,2	123	0,064458
77	P2	3	4,7	5,0	1,3	128	0,123852
78	P2	3	4	5,1	1,2	133	0,089905
79	P2	3	2,5	4,9	0,6	138	-0,20066
80	P2	3	6	5,1	1,2	143	0,064458
81	P2	3	5,1	5,0	1,5	148	0,170262

Tabla LXXI (continuación) CIC (cmol_e/100 gr) – pH – MO (%) (Horizonte A y B)

	Horizonte B					
	1 USO	2 HZ	3 CIC	4 pH	5 MO	6 MUEST
1	E	4	14,2	5,0	0,8	4
2	E	4	13,6	4,5	1,0	14
3	E	4	12,9	4,7	1,2	19
4	E	4	14	4,9	1,3	24
5	E	4	13,3	4,7	1,2	29
6	E	4	14,1	4,5	0,9	39
7	E	4	13,7	4,4	0,9	44
8	E	4	11,5	4,7	0,9	49
9	E	4	13,1	4,8	1,1	54
10	P1	4	9,5	5,3	0,9	59
11	P1	4	10,9	5,3	1,1	64
12	P1	4	11	5,4	1,3	69
13	P1	4	9,7	5,3	1,1	74
14	P1	4	9,8	5,3	1,0	79
15	P1	4	9,5	5,2	1,2	84
16	P1	4	11,1	5,4	1,1	89
17	P1	4	4,4	5,0	1,3	94
18	P1	4	9,9	5,0	1,0	99
19	P2	4	10,4	5,1	1,0	109
20	P2	4	10,4	4,9	0,8	114
21	P2	4	10	5,0	0,8	119
22	P2	4	10,4	5,1	0,7	124
23	P2	4	11,3	5,1	1,0	129
24	P2	4	10,2	5,1	1,0	134
25	P2	4	9,8	5,1	0,9	139
26	P2	4	10,2	5,1	0,8	144
27	P2	4	10,2	5,1	1,0	149
28	E	5	15,5	5,0	1,1	5
29	E	5	16,7	4,8	1,0	15
30	E	5	15,9	4,7	1,3	20

Tabla LXXI (continuación) CIC (cmol_e/100 gr) – pH – MO (%) (Horizonte A y B)

	Horizonte B					
	1 USO	2 H Z	3 CIC	4 pH	5 MO	6 MUEST
31	E	5	16,5	5,0	1,3	25
32	E	5	17,2	4,9	1,1	30
33	E	5	16	4,7	1,4	40
34	E	5	16,5	4,8	0,8	45
35	E	5	16,2	4,8	0,7	50
36	E	5	16,8	4,9	1,0	55
37	P1	5	11,8	5,4	0,9	60
38	P1	5	13,3	5,4	1,0	65
39	P1	5	13,9	5,3	1,0	70
40	P1	5	12,5	5,3	1,1	75
41	P1	5	11	5,3	1,0	80
42	P1	5	14,5	5,8	0,8	85
43	P1	5	13,5	5,4	1,0	90
44	P1	5	11	5,1	1,0	95
45	P1	5	14	5,1	1,1	100
46	P2	5	16,5	4,9	1,1	110
47	P2	5	9	5,1	0,7	115
48	P2	5	13,2	4,9	1,0	120
49	P2	5	14,2	5,1	1,2	125
50	P2	5	15,4	5,2	1,3	130
51	P2	5	14	5,1	1,1	135
52	P2	5	15,1	5,1	0,9	140
53	P2	5	14,8	5,1	1,0	145
54	P2	5	12,3	5,1	1,2	150

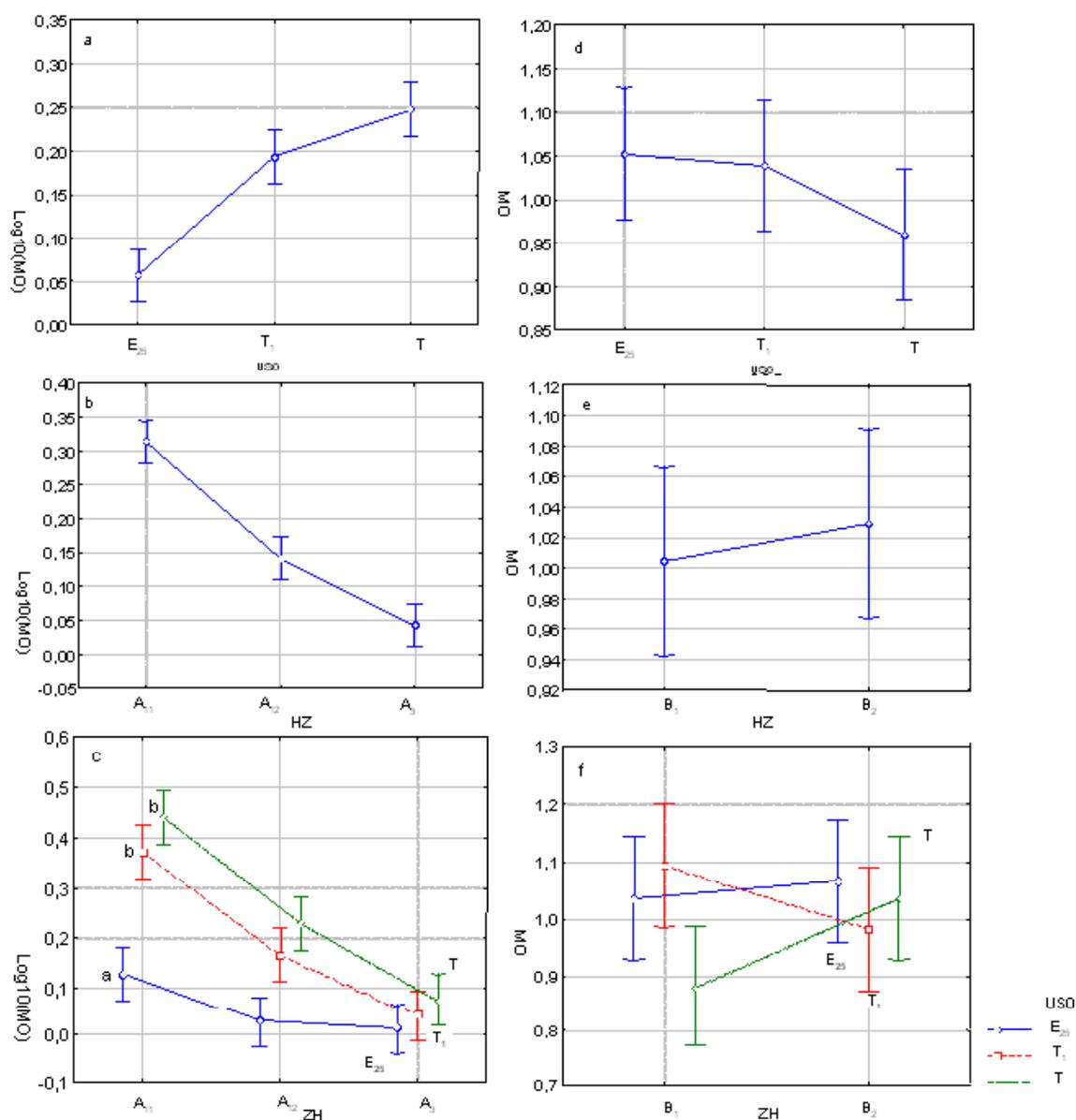


Figura 73. Comportamiento de la MO en cada horizonte (A y B) según el uso, el subhorizonte y la interacción entre ambos factores. (Los valores de MO del horizonte A fueron transformados a \log_{10} para su normalización).

Tabla LXXII. Resultados del ANOVA para MO (%).

H _z	Efecto	g.l.	SC	CM	F	p
A	Uso	2	0.5	0.3	40.2	0.000
	Subhz.	2	1.0	0.5	77.8	0.000
	Uso / H _z .	4	0.2	0.0	6.4	0.000
	Error	72	0.5	0.0		
B	Uso	2	0.1	0.0	1.8	0.181
	Subhz.	1	0.0	0.0	0.3	0.571
	Uso / H _z .	2	0.2	0.1	3.1	0.052
	Error	48	1.2	0.0		

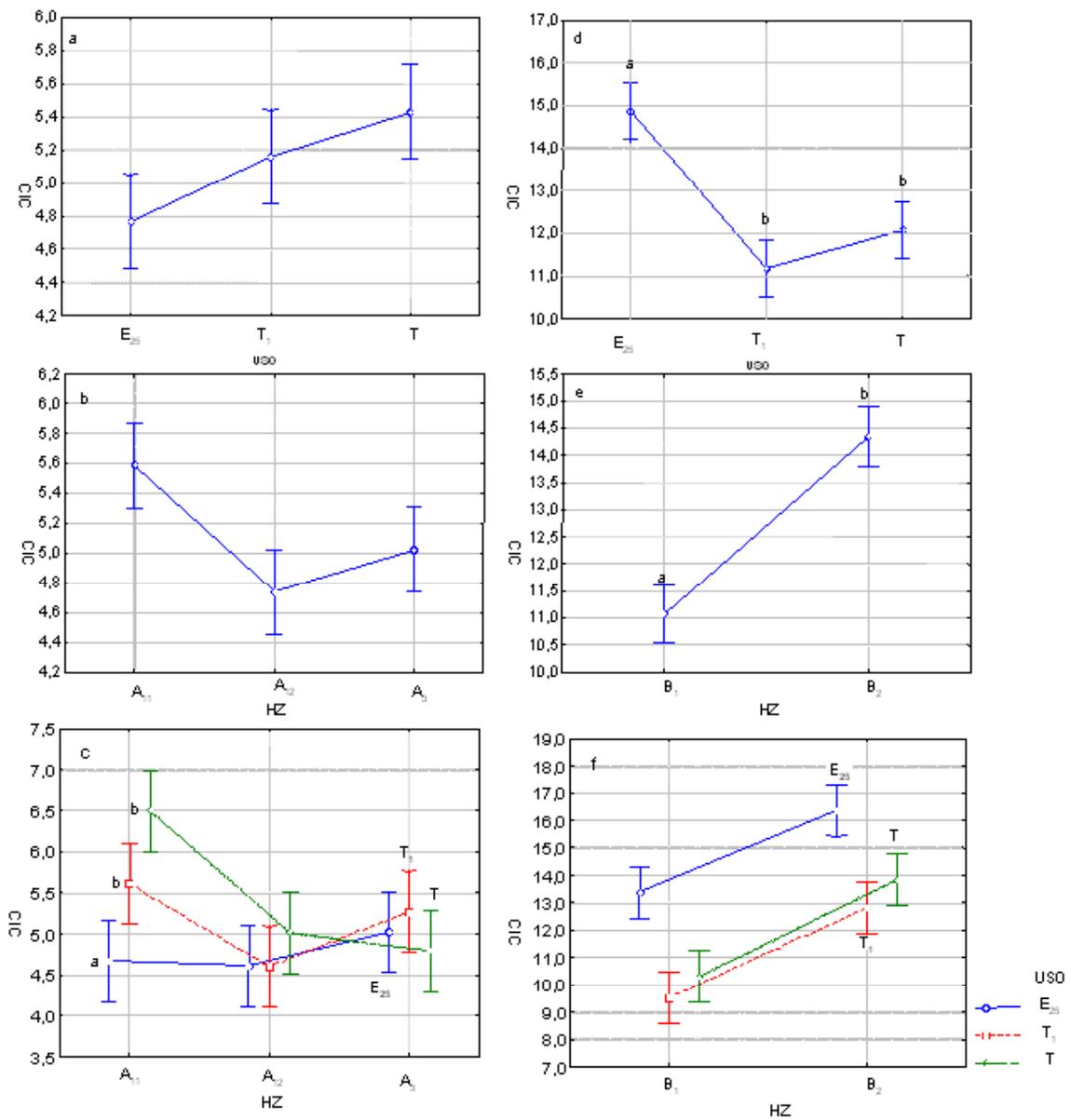


Figura 74. Comportamiento de la CIC en cada horizonte (A y B) según el uso, el subhorizonte y la interacción entre ambos factores.

Tabla LXXIII. Resultados del ANOVA para CIC (cmol_c/Kg).

H _z	Efectos	g.l.	SC	CM	F	p
A	Uso	2	6.0	3.0	5.5	0.006
	Subhz.	2	10.1	5.0	9.2	<0.001
	Uso / H _z .	4	11.0	2.7	5.0	0.001
	Error	72	40.0	0.5		
B	Uso	2	133.3	66.7	33.9	0.000
	Subhz.	1	144.1	144.1	73.2	0.000
	Uso / H _z	2	0.6	0.3	0.2	0.85
	Error	48	94.4	2.0		

HZ	Electo	g.l.	SC	CM	F	p
A	Uso	2	5.5	2.7	51.6	0.000
	Subhz.	2	0.9	0.4	8.3	0.000
	Uso / Hz.	4	0.3	0.1	1.6	0.188
	Error	72	3.8	0.1		
B	Uso	2	2.5	1.3	57.4	0.000
	Subhz.	1	0.1	0.1	4.5	0.040
	Uso / Hz	2	0.1	0.0	1.3	0.289
	Error	48	1.1	0.0		

Tabla LXXV. Calcio ($cmol_c/100\text{ gr}$) – Magnesio ($cmol_c/100\text{ gr}$) (Horizonte A y B)

	Horizonte A				
	1 MUEST	2 USO	3 HZ	4 Ca	5 Mg
1	1	E	1	2,9	0,9
2	2	E	2	3,1	1,0
3	3	E	3	3,7	0,7
4	11	E	1	1,8	0,9
5	12	E	2	2,3	0,8
6	13	E	3	2,6	0,8
7	16	E	1	5,8	1,2
8	17	E	2	2,7	0,9
9	18	E	3	3,0	1,0
10	21	E	1	3,0	1,2
11	22	E	2	2,0	0,8
12	23	E	3	5,0	1,0
13	26	E	1	3,4	1,1
14	27	E	2	3,4	1,2
15	28	E	3	3,4	1,0
16	36	E	1	1,1	0,8
17	37	E	2	0,7	0,7
18	38	E	3	2,1	0,7
19	41	E	1	4,2	0,9
20	42	E	2	0,8	0,7
21	43	E	3	2,4	0,8
22	46	E	1	1,9	0,8
23	47	E	2	1,0	0,7
24	48	E	3	2,5	0,8
25	51	E	1	3,2	1,1
26	52	E	2	2,6	0,9
27	53	E	3	3,8	0,9
28	56	P1	1	4,4	1,3
29	57	P1	2	3,8	0,9
30	58	P1	3	4,0	0,8
31	61	P1	1	4,7	1,4
32	62	P1	2	4,3	1,0
33	63	P1	3	5,0	0,8
34	66	P1	1	4,3	1,3
35	67	P1	2	3,4	0,9
36	68	P1	3	3,9	0,7
37	71	P1	1	3,9	1,2
38	72	P1	2	3,2	0,8
39	73	P1	3	4,7	0,9
40	76	P1	1	3,6	1,3

Tabla LXXV (continuación). Ca (cmol_c/100 gr)–Mg (cmol_c/100 gr) (Horizonte A y B)

	Horizonte A				
	1 MUEST	2 USO	3 HZ	4 Ca	5 Mg
41	77	P1	2	3,7	1,0
42	78	P1	3	3,6	0,8
43	81	P1	1	4,3	1,4
44	82	P1	2	3,7	0,7
45	83	P1	3	6,0	1,1
46	86	P1	1	4,6	1,3
47	87	P1	2	3,6	0,8
48	88	P1	3	4,4	0,9
49	91	P1	1	4,9	1,3
50	92	P1	2	3,1	0,8
51	93	P1	3	5,3	1,4
52	96	P1	1	3,3	0,9
53	97	P1	2	3,0	0,6
54	98	P1	3	3,1	0,5
55	106	P2	1	5,3	1,2
56	107	P2	2	4,3	1,0
57	108	P2	3	4,8	0,8
58	111	P2	1	6,0	1,5
59	112	P2	2	4,5	1,1
60	113	P2	3	5,5	1,1
61	116	P2	1	4,3	1,0
62	117	P2	2	3,4	0,8
63	118	P2	3	3,4	0,5
64	121	P2	1	4,8	1,2
65	122	P2	2	4,9	1,3
66	123	P2	3	4,8	0,9
67	126	P2	1	5,3	1,5
68	127	P2	2	4,4	1,0
69	128	P2	3	3,7	0,6
70	131	P2	1	6,1	1,4
71	132	P2	2	4,2	0,8
72	133	P2	3	3,6	0,8
73	136	P2	1	6,8	1,6
74	137	P2	2	4,5	1,0
75	138	P2	3	2,2	0,4
76	141	P2	1	5,4	1,2
77	142	P2	2	4,3	0,8
78	143	P2	3	4,9	0,8
79	146	P2	1	5,6	1,2
80	147	P2	2	4,0	0,7
81	148	P2	3	4,9	0,9

Tabla LXXV (continuación). Ca (cmol_c/100 gr) – Mg (cmol_c/100 gr) (Horizonte A y B)

	Horizonte B				
	1 MUEST	2 USO	3 HZ	4 Ca	5 Mg
31	89	P1	4	9,8	2,3
32	90	P1	5	13,1	2,9
33	94	P1	4	3,5	0,7
34	95	P1	5	9,5	2,6
35	99	P1	4	9,0	1,8
36	100	P1	5	13,9	2,9
37	109	P2	4	9,8	1,9
38	110	P2	5	17,2	3,6
39	114	P2	4	9,2	1,8
40	115	P2	5	8,1	1,7
41	119	P2	4	9,0	1,7
42	120	P2	5	11,6	2,9
43	124	P2	4	9,0	1,7
44	125	P2	5	13,6	2,6
45	129	P2	4	9,8	2,3
46	130	P2	5	14,2	2,9
47	134	P2	4	9,2	1,7
48	135	P2	5	12,2	2,9
49	139	P2	4	9,1	1,7
50	140	P2	5	14,2	3,0
51	144	P2	4	8,8	1,6
52	145	P2	5	13,2	2,5
53	149	P2	4	9,3	1,7
54	150	P2	5	12,1	2,5

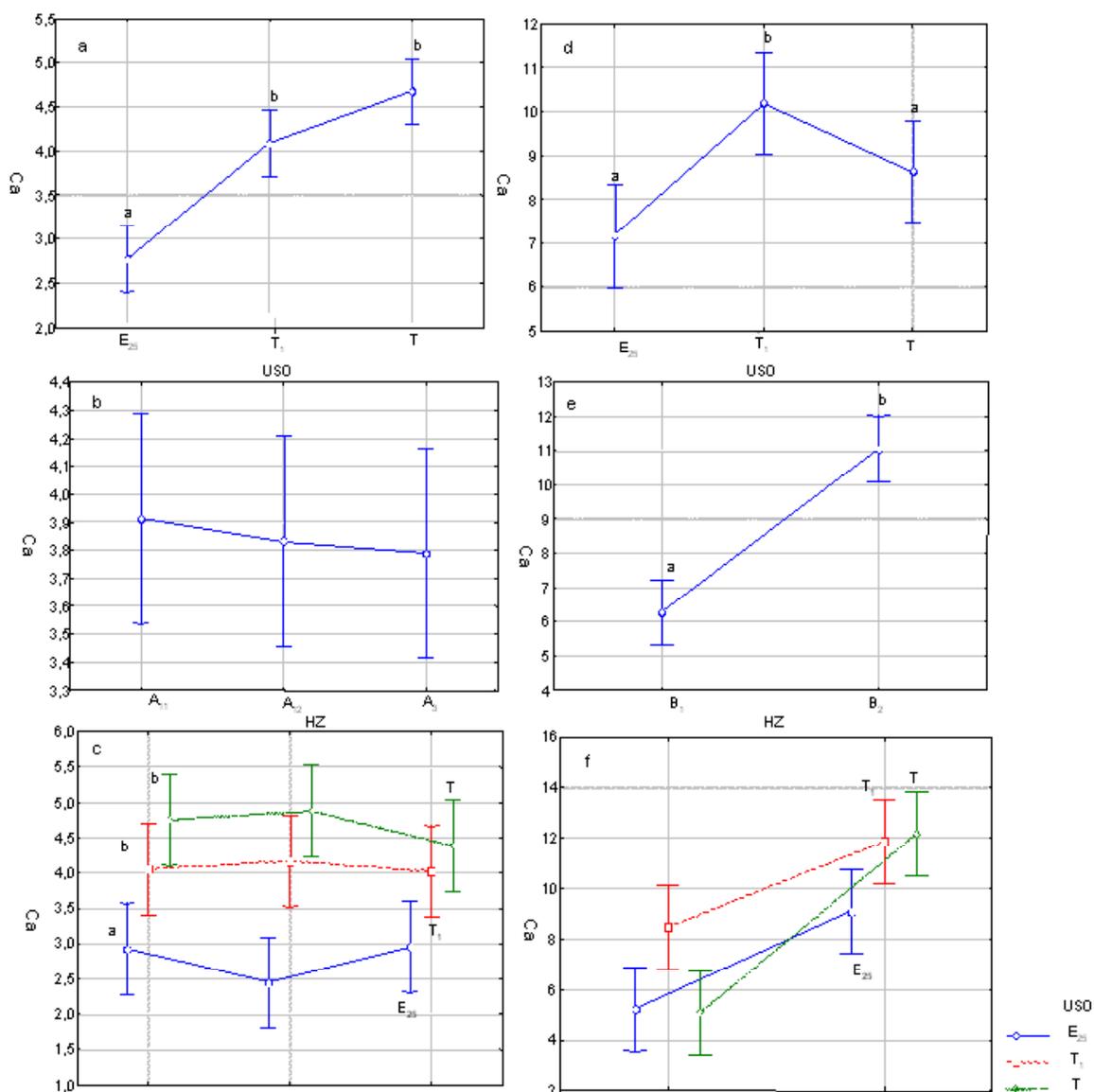


Figura 76. Comportamiento de la Ca en cada horizonte (A y B) según el uso, el subhorizonte y la interacción entre ambos factores

Tabla LXXVI. Resultados del ANOVA para Ca (%).

HZ	Efecto	g.l.	SC	CM	F	p
A	Uso	2	52.2	26.1	33.9	0.000
	Subhz.	2	12.9	6.4	8.4	0.000
	Uso / Hz.	4	7.4	1.8	2.4	0.057
	Error	72	55.4	0.8		
B	Uso	2	75.4	37.7	15.7	0.000
	Subhz.	1	145.7	145.7	60.7	0.000
	Uso / Hz	2	1.8	0.9	0.4	0.684
	Error	48	115.3	2.4		

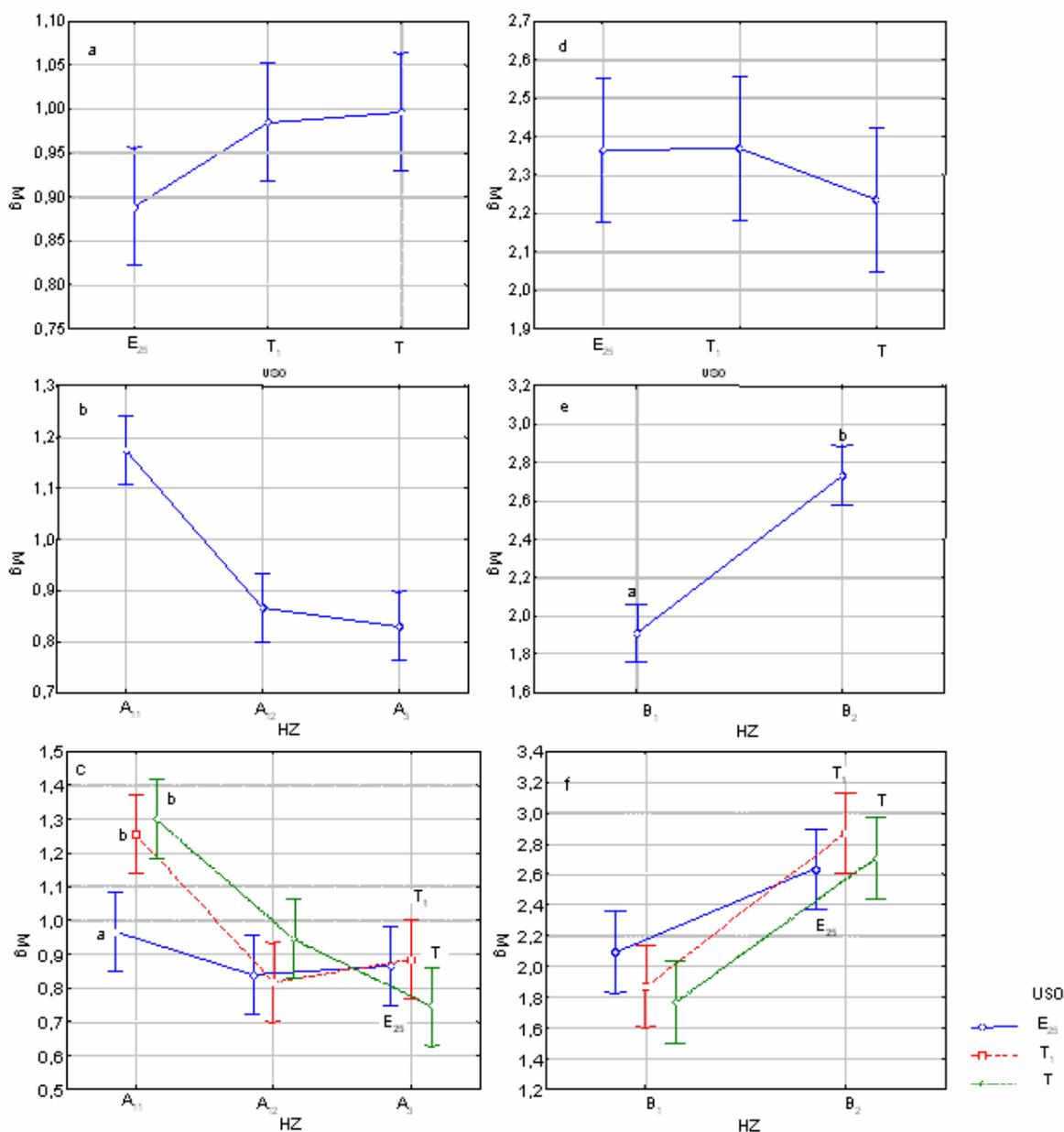


Figura 77. Comportamiento del Mg^{2+} en cada horizonte (A y B) según el uso, el subhorizonte y la interacción entre ambos factores

Tabla LXXVII. Resultados del ANOVA para Mg (%).

Hz	Efecto	g.l.	SC	CM	F	p
A	Uso	2	0.2	0.1	3.1	0.053
	Subhz.	2	1.9	1.0	31.2	0.000
	Uso / Hz.	4	0.6	0.1	4.8	0.001
	Error	72	2.2	0.0		
B	Uso	2	0.2	0.1	0.7	0.524
	Subhz.	1	9.2	9.2	58.6	0.000
	Uso / Hz	2	0.6	0.3	1.8	0.180
	Error	48	7.5	0.2		

Tabla LXXVIII. Na (cmol_c/100 gr) (Horizonte A y B)

	Horizonte A			
	1 MUESTR	2 USO	3 HZ A	4 Na
1	1	E	1	0,027
2	2	E	2	0,043
3	3	E	3	0,062
4	11	E	1	0,010
5	12	E	2	0,010
6	13	E	3	0,010
7	16	E	1	0,100
8	17	E	2	0,050
9	18	E	3	0,045
10	21	E	1	0,040
11	22	E	2	0,015
12	23	E	3	0,029
13	26	E	1	0,020
14	27	E	2	0,090
15	28	E	3	0,090
16	36	E	1	0,070
17	37	E	2	0,100
18	38	E	3	0,072
19	41	E	1	0,115
20	42	E	2	0,110
21	43	E	3	0,040
22	46	E	1	0,100
23	47	E	2	0,115
24	48	E	3	0,015
25	51	E	1	0,105
26	52	E	2	0,110
27	53	E	3	0,045
28	56	P1	1	0,100
29	57	P1	2	0,010
30	58	P1	3	0,015
31	61	P1	1	0,095
32	62	P1	2	0,040
33	63	P1	3	0,085
34	66	P1	1	0,030
35	67	P1	2	0,105
36	68	P1	3	0,035
37	71	P1	1	0,100
38	72	P1	2	0,060
39	73	P1	3	0,080
40	76	P1	1	0,075

Tabla LXXVIII (continuación). Na (cmol_c/100 gr) (Horizonte A y B)

	Horizonte A			
	1 MUESTR	2 USO	3 HZ A	4 Na
41	77	P1	2	0,070
42	78	P1	3	0,070
43	81	P1	1	0,070
44	82	P1	2	0,075
45	83	P1	3	0,105
46	86	P1	1	0,115
47	87	P1	2	0,080
48	88	P1	3	0,080
49	91	P1	1	0,105
50	92	P1	2	0,090
51	93	P1	3	0,095
52	96	P1	1	0,105
53	97	P1	2	0,120
54	98	P1	3	0,085
55	106	P2	1	0,055
56	107	P2	2	0,050
57	108	P2	3	0,055
58	111	P2	1	0,060
59	112	P2	2	0,005
60	113	P2	3	0,015
61	116	P2	1	0,000
62	117	P2	2	0,000
63	118	P2	3	0,000
64	121	P2	1	0,045
65	122	P2	2	0,050
66	123	P2	3	0,045
67	126	P2	1	0,050
68	127	P2	2	0,060
69	128	P2	3	0,000
70	131	P2	1	0,000
71	132	P2	2	0,000
72	133	P2	3	0,000
73	136	P2	1	0,000
74	137	P2	2	0,010
75	138	P2	3	0,020
76	141	P2	1	0,020
77	142	P2	2	0,005
78	143	P2	3	0,000
79	146	P2	1	0,020
80	147	P2	2	0,015
81	148	P2	3	0,015

Tabla LXXVIII (continuación). Na (cmol_c/100 gr) (Horizonte A y B)

	Horizonte B			
	1 MUESTR	2 USO	3 HZ B	4 Na
1	4	E	4	0,155
2	5	E	5	0,210
3	14	E	4	0,155
4	15	E	5	0,165
5	19	E	4	0,185
6	20	E	5	0,155
7	24	E	4	0,170
8	25	E	5	0,205
9	29	E	4	0,155
10	30	E	5	0,205
11	39	E	4	0,155
12	40	E	5	0,185
13	44	E	4	0,190
14	45	E	5	0,195
15	49	E	4	0,190
16	50	E	5	0,210
17	54	E	4	0,140
18	55	E	5	0,155
19	59	P1	4	0,115
20	60	P1	5	0,075
21	64	P1	4	0,110
22	65	P1	5	0,145
23	69	P1	4	0,085
24	70	P1	5	0,150
25	74	P1	4	0,130
26	75	P1	5	0,175
27	79	P1	4	0,045
28	80	P1	5	0,130
29	84	P1	4	0,050
30	85	P1	5	0,180

Tabla LXXVIII (continuación). Na (cmol_c/100 gr) (Horizonte A y B)

	Horizonte B			
	1 MUESTR	2 USO	3 HZ B	4 Na
31	89	P1	4	0,070
32	90	P1	5	0,190
33	94	P1	4	0,080
34	95	P1	5	0,150
35	99	P1	4	0,070
36	100	P1	5	0,175
37	109	P2	4	0,145
38	110	P2	5	0,085
39	114	P2	4	0,130
40	115	P2	5	0,025
41	119	P2	4	0,140
42	120	P2	5	0,030
43	124	P2	4	0,155
44	125	P2	5	0,030
45	129	P2	4	0,025
46	130	P2	5	0,255
47	134	P2	4	0,145
48	135	P2	5	0,035
49	139	P2	4	0,150
50	140	P2	5	0,270
51	144	P2	4	0,130
52	145	P2	5	0,060
53	149	P2	4	0,125
54	150	P2	5	0,075

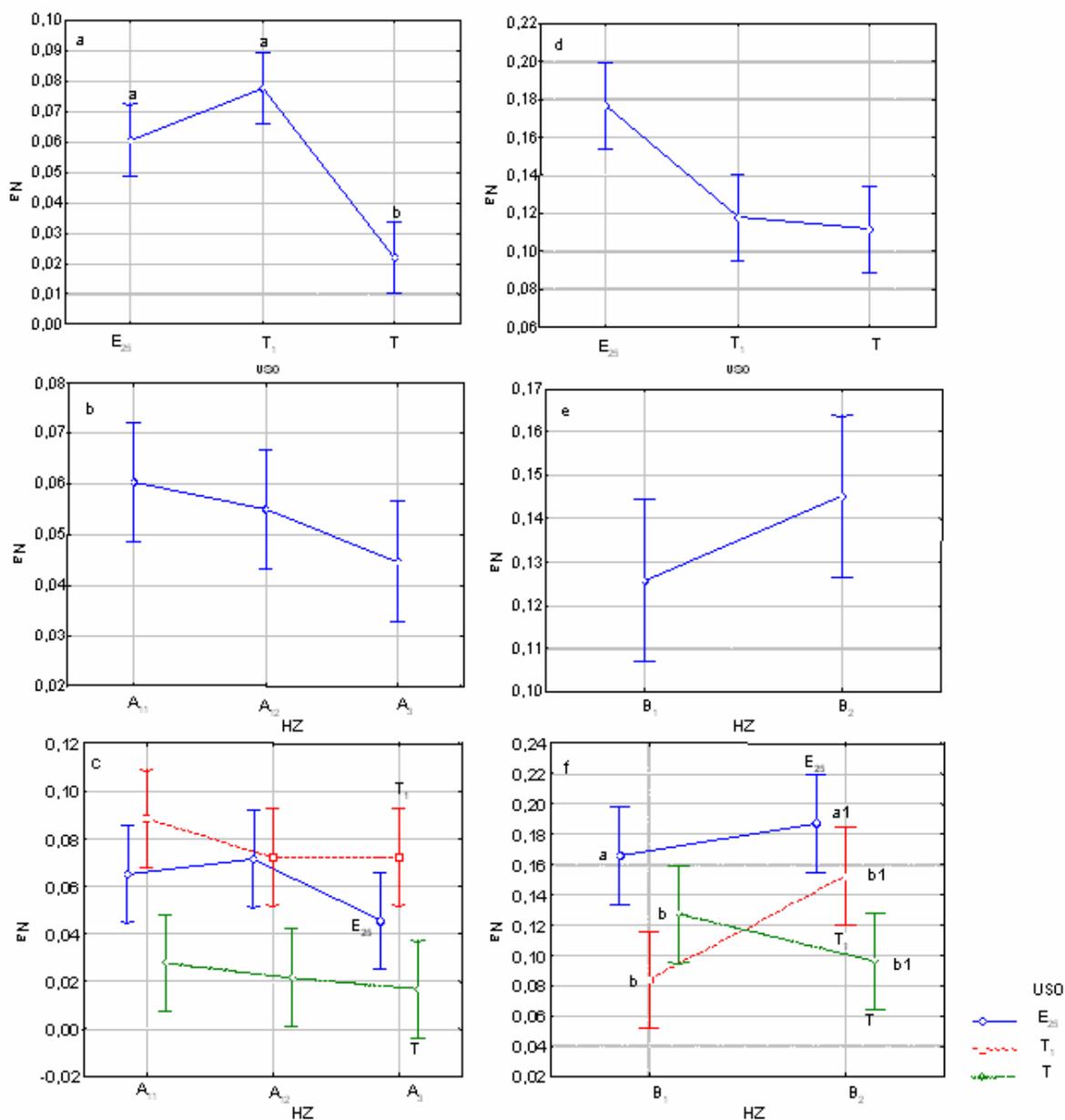


Figura 78. Comportamiento de la Na en cada horizonte (A y B) según el uso, el subhorizonte y la interacción entre ambos factores

Tabla LXXIX. Resultados del ANOVA para Na (%).

HZ	Efecto	g.l.	SC	CM	F	P
A	Uso	2	0.0	0.0	23.3	0.000
	Subhz.	2	0.0	0.0	1.8	0.168
	Uso / Hz.	4	0.0	0.0	0.5	0.709
	Error	72	0.1	0.0		
B	Uso	2	0.0	0.0	1.0	0.000
	Subhz.	1	0.0	0.0	2.2	0.144
	Uso / Hz	2	0.0	0.0	4.8	0.012
	Error	48	0.1	0.0		

Tabla LXXX. Valores de Aluminio intercambiable (Horizonte A y B)

Horizontes	Muestra	Al cmol _c /100g
A11	51	0,11
A12	52	0,41
A3	53	0,28
B1	54	0,57
B2	55	0,81
A11	56	0,087
A12	57	0,046
A3	58	0,046
B1	59	0,13
B2	60	0,25
A11	106	0,06
A12	107	0,025
A3	108	0
B1	109	0,025
B2	110	0,56

Observación: las muestras 51 a 55 corresponden a *E. grandis*; 56 a 60 a Pradera 1 (R90) y 106 a 110 a Pradera 2 (SURESA).

Tabla LXXXI. Fe amorfo (%) – Fe libre (%) (Horizonte A y B)

		Horizonte A				
		1	2	3	4	5
		USO	HZ A	MUEST	FeAmorf	FeLibre
1	E		1	1	0,13	0,20
2	E		2	2	0,14	0,21
3	E		3	3	0,14	0,20
4	E		1	11	0,15	0,20
5	E		2	12	0,13	0,20
6	E		3	13	0,14	0,22
7	E		1	16	0,12	0,19
8	E		2	17	0,14	0,21
9	E		3	18	0,14	0,22
10	E		1	21	0,13	0,24
11	E		2	22	0,14	0,24
12	E		3	23	0,14	0,24
13	E		1	51	0,12	0,18
14	E		2	52	0,14	0,23
15	E		3	53	0,12	0,24
16	P1		1	56	0,17	0,29
17	P1		2	57	0,17	0,29
18	P1		3	58	0,16	0,20
19	P1		1	61	0,16	0,28
20	P1		2	62	0,17	0,30
21	P1		3	63	0,16	0,22
22	P1		1	66	0,15	0,30
23	P1		2	67	0,18	0,33
24	P1		3	68	0,15	0,21
25	P1		1	71	0,17	0,25
26	P1		2	72	0,18	0,30
27	P1		3	73	0,15	0,21

Tabla LXXXI (continuación). Fe amorfo (%) – Fe libre (%) (Horizonte A y B)

		Horizonte A				
		1	2	3	4	5
		USO	HZ A	MUEST	FeAmorf	FeLibre
1	E		1	1	0,13	0,20
2	E		2	2	0,14	0,21
3	E		3	3	0,14	0,20
4	E		1	11	0,15	0,20
5	E		2	12	0,13	0,20
6	E		3	13	0,14	0,22
7	E		1	16	0,12	0,19
8	E		2	17	0,14	0,21
9	E		3	18	0,14	0,22
10	E		1	21	0,13	0,24
11	E		2	22	0,14	0,24
12	E		3	23	0,14	0,24
13	E		1	51	0,12	0,18
14	E		2	52	0,14	0,23
15	E		3	53	0,12	0,24
16	P1		1	56	0,17	0,29
17	P1		2	57	0,17	0,29
18	P1		3	58	0,16	0,20
19	P1		1	61	0,16	0,28
20	P1		2	62	0,17	0,30
21	P1		3	63	0,16	0,22
22	P1		1	66	0,15	0,30
23	P1		2	67	0,18	0,33
24	P1		3	68	0,15	0,21
25	P1		1	71	0,17	0,25
26	P1		2	72	0,18	0,30
27	P1		3	73	0,15	0,21

Tabla LXXXI (continuación). Fe amorfo (%) – Fe libre (%) (Horizonte A y B)

	Horizonte A				
	1 USO	2 HZ A	3 MUEST	4 FeAmorf	5 FeLibre
28	P1	1	76	0,27	0,33
29	P1	2	77	0,18	0,33
30	P1	3	78	0,15	0,21
31	P1	1	81	0,17	0,30
32	P1	2	82	0,18	0,30
33	P1	3	83	0,14	0,21
34	P2	1	106	0,15	0,25
35	P2	2	107	0,17	0,22
36	P2	3	108	0,14	0,22
37	P2	1	111	0,17	0,25
38	P2	2	112	0,13	0,23
39	P2	3	113	0,13	0,25
40	P2	1	116	0,15	0,24
41	P2	2	117	0,13	0,22
42	P2	3	118	0,15	0,24
43	P2	1	121	0,14	0,21
44	P2	2	122	0,17	0,23
45	P2	3	123	0,14	0,26
46	P2	1	126	0,12	0,19
47	P2	2	127	0,15	0,22
48	P2	3	128	0,14	0,23
49	P2	1	131	0,13	0,25
50	P2	2	132	0,14	0,22
51	P2	3	133	0,15	0,22

Tabla LXXXI (continuación). Fe amorfo (%) – Fe libre (%) (Horizonte A y B)

	Horizonte B					
	1 USO	2 HZ B	3 MUEST	4 FeAmorf	5 FeLibre	6 LogFeLib
1	E	4	4	0,22	0,34	-0,47431
2	E	5	5	0,22	0,47	-0,3279
3	E	4	14	0,21	0,34	-0,47253
4	E	5	15	0,18	0,48	-0,32262
5	E	4	19	0,23	0,34	-0,47431
6	E	5	20	0,21	0,47	-0,32767
7	E	4	24	0,21	0,37	-0,43519
8	E	5	25	0,20	0,46	-0,33407
9	E	4	54	0,24	0,41	-0,38221
10	E	5	55	0,26	0,61	-0,21351
11	P1	4	59	0,23	0,64	-0,19526
12	P1	5	60	0,33	0,70	-0,15274
13	P1	4	64	0,25	0,49	-0,3137
14	P1	5	65	0,21	0,52	-0,28421
15	P1	4	69	0,32	0,61	-0,21726
16	P1	5	70	0,31	0,94	-0,02687
17	P1	4	74	0,24	0,44	-0,35815
18	P1	5	75	0,33	0,65	-0,18817
19	P1	4	79	0,29	0,63	-0,20247
20	P1	5	80	0,31	0,65	-0,18709
21	P1	4	84	0,27	0,43	-0,36339
22	P1	5	85	0,23	1,01	0,00459
23	P2	4	109	0,18	0,32	-0,49248
24	P2	5	110	0,24	0,57	-0,24642
25	P2	4	114	0,18	0,29	-0,54155
26	P2	5	115	0,23	0,40	-0,39335
27	P2	4	119	0,17	0,27	-0,56944
28	P2	5	120	0,28	0,60	-0,22221
29	P2	4	124	0,18	0,27	-0,56284
30	P2	5	125	0,28	0,46	-0,33925
31	P2	4	129	0,22	0,40	-0,39483
32	P2	5	130	0,22	0,44	-0,35249
33	P2	4	134	0,18	0,28	-0,55635
34	P2	5	135	0,26	0,56	-0,25532

ANEXOS A CUARTA PARTE

Tabla LXXXII. Valores de %MO en E'10-30 y T'10-30 (entre 0-10 y 10- 20 cm)

Profundidad 0 - 10 cm		10 - 20 cm					
Parcela	%MO	Parcela	%MO	Parcela	%MO	Parcela	%MO
E30	1,2	T30	2,8	E30	1,2	T30	1,7
E30	1,1	T30	2,6	E30	1,0	T30	1,8
E30	1,0	T30	2,9	E30	1,0	T30	1,8
E30	1,0	T30	2,7	E30	1,0	T30	1,9
E30	0,8	T30	2,7	E30	1,1	T30	2,1
E30	1,4	T30	2,9	E30	1,3	T30	2,0
E30	1,7	T30	2,7	E30	1,5	T30	2,2
E30	1,4	T30	2,5	E30	1,3	T30	2,0
E30	1,7	T30	3,0	E30	1,4	T30	2,1
E30	1,7	T30	2,8	E30	1,5	T30	2,2
E30	1,9	T30	2,9	E30	1,3	T30	2,3
E30	1,8	T30	3,0	E30	1,3	T30	2,3
E25	1,3	T25	1,4	E25	0,9	T25	1,0
E25	1,2	T25	1,4	E25	1,1	T25	0,9
E25	1,3	T25	1,5	E25	1,0	T25	1,1
E25	1,4	T25	1,2	E25	0,7	T25	0,9
E25	1,0	T25	1,3	E25	0,9	T25	1,2
E25	1,1	T25	1,3	E25	1,1	T25	0,8
E25	0,9	T25	2,1	E25	0,5	T25	1,2
E25	1,0	T25	2,1	E25	0,7	T25	1,2
E25	0,9	T25	1,4	E25	0,4	T25	1,1
E25	0,9	T25	1,8	E25	0,7	T25	1,1
E25	1,2	T25	2,4	E25	0,6	T25	1,0
E25	0,8	T25	1,6	E25	0,7	T25	1,6
E20	1,5	T20	1,4	E20	1,1	T20	1,0
E20	1,4	T20	1,5	E20	1,5	T20	1,0
E20	1,4	T20	1,4	E20	1,3	T20	1,0
E20	1,6	T20	1,6	E20	1,2	T20	1,0
E20	1,4	T20	1,8	E20	1,0	T20	0,9
E20	1,4	T20	1,8	E20	1,3	T20	1,1
E20	1,7	T20	1,6	E20	1,6	T20	0,8
E20	1,6	T20	1,3	E20	1,4	T20	0,9
E20	1,3	T20	1,6	E20	1,3	T20	1,0
E20	1,6	T20	1,7	E20	1,3	T20	0,9
E20	1,5	T20	1,2	E20	1,7	T20	0,7
E20	1,7	T20	1,9	E20	1,3	T20	0,8

Tabla LXXXII (continuación). Valores de %MO en E' 10-30 y T' 10-30

Profundidad		0 - 10 cm		10 - 20 cm			
Parcela	%MO	Parcela	%MO	Parcela	%MO	Parcela	%MO
E15	2,2	T15-10	2,3	E15	1,9	T15-10	2,0
E15	2,4	T15-10	2,1	E15	1,6	T15-10	2,3
E15	1,9	T15-10	2,2	E15	1,7	T15-10	1,9
E15	2,4	T15-10	2,5	E15	2,0	T15-10	2,1
E15	2,4	T15-10	2,3	E15	1,8	T15-10	2,1
E15	2,1	T15-10	2,2	E15	1,9	T15-10	2,4
E15	2,3	T15-10	s/d	E15	2,1	T15-10	s/d
E15	2,0	T15-10	s/d	E15	1,7	T15-10	s/d
E15	2,1	T15-10	s/d	E15	2,0	T15-10	s/d
E15	2,1	T15-10	s/d	E15	2,1	T15-10	s/d
E15	2,0	T15-10	s/d	E15	1,8	T15-10	s/d
E15	2,1	T15-10	s/d	E15	2	T15-10	s/d
E10	1,5	T15-10	2,3	E10	1,6	T15-10	2,0
E10	1,6	T15-10	2,1	E10	1,4	T15-10	2,3
E10	1,5	T15-10	2,2	E10	1,5	T15-10	1,9
E10	1,6	T15-10	2,5	E10	1,5	T15-10	2,1
E10	1,7	T15-10	2,3	E10	1,8	T15-10	2,1
E10	1,5	T15-10	2,2	E10	1,6	T15-10	2,4

Tabla LXXXIII. Valores de pH en E'10-30 y T'10-30 (entre 0-10 y 10- 20 cm)

Profundidad	0-10 cm		0-10 cm		10-20 cm		10-20 cm
Parcela	pH	Parcela	pH	Parcela	pH	Parcela	pH
E30	5,4	T30	6,2	E30	4,9	T30	5,4
E30	5,3	T30	6,0	E30	4,6	T30	5,6
E30	5,8	T30	5,8	E30	4,6	T30	5,4
E30	5,8	T30	5,6	E30	4,6	T30	5,4
E30	5,5	T30	5,8	E30	4,7	T30	5,4
E30	5,1	T30	5,8	E30	4,4	T30	5,6
E30	5,2	T30	5,4	E30	4,7	T30	5,3
E30	5,0	T30	5,3	E30	4,6	T30	5,4
E30	5,5	T30	5,4	E30	4,6	T30	5,2
E30	5,4	T30	5,3	E30	4,7	T30	5,3
E30	5,0	T30	5,3	E30	4,6	T30	5,3
E30	5,4	T30	5,3	E30	4,7	T30	5,3
E25	4,7	T25	5,9	E25	4,6	T25	5,9
E25	5,4	T25	5,8	E25	4,7	T25	5,7
E25	5,4	T25	5,7	E25	4,6	T25	5,5
E25	5,8	T25	5,7	E25	4,5	T25	5,8
E25	5,0	T25	6,0	E25	4,6	T25	5,9
E25	5,6	T25	6,2	E25	4,6	T25	5,8
E25	5,0	T25	5,7	E25	4,7	T25	5,6
E25	5,2	T25	5,6	E25	4,6	T25	5,5
E25	5,4	T25	5,7	E25	4,6	T25	5,6
E25	5,5	T25	6,0	E25	4,6	T25	5,5
E25	5,1	T25	5,8	E25	4,7	T25	5,5
E25	5,2	T25	5,6	E25	4,7	T25	5,7
E20	4,9	T20	5,4	E20	4,6	T20	5,3
E20	4,7	T20	5,4	E20	4,8	T20	5,2
E20	4,9	T20	5,6	E20	4,9	T20	5,2
E20	4,4	T20	5,5	E20	4,8	T20	5,4
E20	4,4	T20	5,6	E20	4,8	T20	5,5
E20	4,5	T20	5,4	E20	5,0	T20	5,3
E20	4,4	T20	5,8	E20	5,0	T20	5,8
E20	4,6	T20	5,8	E20	5,0	T20	5,8
E20	4,7	T20	5,6	E20	5,5	T20	5,6
E20	4,5	T20	6,1	E20	5,6	T20	6,0
E20	4,6	T20	5,9	E20	5,0	T20	5,7
E20	4,8	T20	6,1	E20	5,0	T20	5,9

Tabla LXXXIII (continuación). Valores de pH en E' 10-30 y T' 10-30

Profundidad	0-10 cm		0-10 cm		10-20 cm		10-20 cm
Parcela	pH	Parcela	pH	Parcela	pH	Parcela	pH
E15	4,6	E15-10	5,7	T15	4,7	E15-10	5,6
E15	4,5	E15-10	5,5	T15	4,5	E15-10	5,6
E15	4,5	E15-10	5,4	T15	4,5	E15-10	5,5
E15	4,4	E15-10	5,6	T15	4,8	E15-10	5,7
E15	4,7	E15-10	5,4	T15	4,5	E15-10	5,4
E15	4,4	E15-10	5,4	T15	4,6	E15-10	5,5
E15	4,7	E15-10	s/d	T15	4,7	E15-10	s/d
E15	4,9	E15-10	s/d	T15	4,7	E15-10	s/d
E15	4,8	E15-10	s/d	T15	4,9	E15-10	s/d
E15	4,8	E15-10	s/d	T15	4,8	E15-10	s/d
E15	4,8	E15-10	s/d	T15	4,6	E15-10	s/d
E15	4,7	E15-10	s/d	T15	4,6	E15-10	s/d
E10	4,7	E15-10	5,7	T10	4,8	E15-10	5,6
E10	4,7	E15-10	5,5	T10	4,8	E15-10	5,6
E10	5	E15-10	5,4	T10	4,9	E15-10	5,5
E10	4,7	E15-10	5,6	T10	4,7	E15-10	5,7
E10	4,9	E15-10	5,4	T10	5,0	E15-10	5,4
E10	4,8	E15-10	5,4	T10	4,9	E15-10	5,5

Tabla LXXXIV. Valores de Densidad Aparente (DA).

Parcela	0-10 cm	Parcela	0-10 cm
E30	1,35	T30	1,36
E30	1,37	T30	1,37
E30	1,84	T30	1,38
E30	1,47	T30	1,39
E30	1,51	T30	1,44
E30	1,44	T30	1,45
E25	1,63	T25	1,59
E25	1,72	T25	1,67
E25	1,63	T25	1,50
E25	1,67	T25	1,49
E25	1,77	T25	1,44
E25	1,62	T25	1,47
E20	1,62	T20	1,49
E20	1,54	T20	1,51
E20	1,58	T20	1,46
E20	1,55	T20	1,45
E20	1,50	T20	1,44
E20	1,52	T20	1,47
E15	1,77	T15-10	1,67
E15	1,74	T15-10	1,58
E15	1,65	T15-10	1,63
E15	1,69	T15-10	s/d
E15	1,64	T15-10	s/d
E15	1,62	T15-10	s/d
E10	1,80	T15-10	1,67
E10	1,69	T15-10	1,58
E10	1,64	T15-10	1,63