

UNIVERSIDAD DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

ESCUELA POLITÉCNICA SUPERIOR

DEPARTAMENTO DE PRODUCCIÓN VEGETAL

Efecto del encalado y la fertilización con lodos de depuradora urbana sobre la evolución edáfica, productiva y biodiversidad de un sistema silvopastoral desarrollado bajo *Populus x canadensis* en el noroeste de España.

Autor: Daniel Kléber Morán Zuloaga

Directores: Dra. María Rosa Mosquera Losada

Dr. Antonio Rigueiro Rodríguez

Dra. Dña. María Rosa Mosquera Losada y Dr. D. Antonio Rigueiro Rodríguez como directores de la Tesis Doctoral: Efecto del encalado y la fertilización con lodos de depuradora urbana sobre la evolución edáfica, productiva y biodiversidad de un sistema silvopastoral desarrollado bajo *Populus x canadensis* en el noroeste de España

Realizada en el Departamento de Producción Vegetal de la Universidad de Santiago de Compostela

Autorizamos:

La presentación de la citada Tesis Doctoral, realizada por Daniel Kléber Morán Zuloaga dado que consideramos que reúne las condiciones necesarias para su defensa.

Diciembre de 2009



Fdo: M^a Rosa Mosquera Losada



Fdo: Antonio Rigueiro Rodríguez

Was aus Liebe getan wird, geschieht immer jenseits von Gut und Böse

(Todo aquello que se hace por amor va más allá del bien y el mal)

Jenseits von Gut und Böse (Aphorismus 153) - Friedrich Nietzsche

Agradecimientos

Un fraternal agradecimiento a los Dres. Rosa Mosquera y Antonio Rigueiro pertenecientes al Departamento de Producción vegetal de la Escuela Politécnica de Lugo de la Universidad Santiago de Compostela por el apoyo brindado durante la realización de mi tesis. Adicionalmente a Divina Vázquez, Teresa Piñeiro, Pablo Fernández, Javier Santiago, Mónica García, Rabiaa Mouhbi, Nuria Domínguez Rocío Cuiña y Dres. Esther Fernández, Silvia Rodríguez por su asistencia en campo, laboratorio y asesora técnica en especial.

A Escuela Superior Politécnica del Litoral con su Rector Dr. Moisés Tacle, al Programa para el Desarrollo de la Península de Santa Elena como Reina Ordoñez y Wendy Mieles. Agradezco a Dios por ser quien ha guiado mis pasos para concluir esta tesis. Un agradecimiento especial a Kléber Morán y Mariela Zuloaga por su ayuda incondicional; a mis hermanos Juan Luís y Mariella por complementar mi familia. Un especial reconocimiento a Laura Delia ya que con su júbilo y alegría me iluminan esos días más tristes.

A mis amigos como Lupe García, Fabián Reyes, Glecio Machado, Carolina Bueno, David Howlett, Antonio Santos, Christos Paraskevopoulos, Eva Fonfrias, Joana Steuer, Italo Torres, Ricardo Vilar, A los Dres. Andrew Gordon, Juan Ignacio Valdéz, Laskmi Krishnamurthy, David Shaw, Tomas Easdale; y también a quienes ya no están: Luís Zuloaga, Oswaldo Morán, Israel Arellano y Dr. Jalil Chilán.

Finalmente, mis más sinceros agradecimientos a la Agencia Española de Cooperación Internacional y Desarrollo AECID y su programa de becas MAE AECID por el financiamiento durante mis tres años de estudio en la Universidad de Santiago de Compostela.

Sinceramente

Daniel Morán Z

Índice general

Índice general.....	I
Índice de tablas	V
Índice de figuras.....	VII
1. Sistemas Agroforestales.....	5
1.1. Clasificación	5
1.1.1. Componentes.....	5
1.1.2. Uso predominante del suelo.....	6
1.1.3. Ordenación espacial y temporal.....	7
1.1.4. Zonas agroecológicas.....	7
1.1.5. Clasificación socioeconómica.....	7
1.1.6. Clasificación en base a las funciones de los sistemas agroforestales	7
1.1.6.1. Función productiva	8
1.1.6.1.1. Componente arbóreo.....	9
1.1.6.1.2. Componente Agrícola.....	11
1.1.6.1.3. Componente animal	12
1.1.6.2. Función de hábitat.....	12
1.1.6.2.1. Biodiversidad	12
1.1.6.3. Función de regulación.....	13
1.1.6.3.1. Conservación del suelo en sistemas agroforestales	13
1.1.6.3.2. Uso de nutrientes.....	13
1.1.6.3.3. Secuestro de carbono	14
1.1.6.3.4. Riesgo de incendio.....	14
1.1.6.4. Función cultural	15
1.1.6.4.1. Perspectivas sociales de los sistemas agroforestales	15
2. Uso del territorio en Galicia y los sistemas agroforestales.....	16
2.1. El componente forestal en Galicia	16
2.1.1. <i>Populus</i> spp.....	17
2.2. El componente herbáceo en Galicia.....	19
2.3. El componente edáfico en Galicia	22
2.3.1. Encalado.....	22
2.3.1.1. Encalado y los nutrientes en el suelo	22
2.3.1.2. Encalado y la producción de pasto.....	24
2.3.1.3. Encalado y la biodiversidad	24
2.3.2. La fertilización.....	25
2.3.2.1. La fertilización orgánica con lodo de depuradora urbana.....	25
2.3.3.1.1. Efecto de la fertilización con lodos de depuradora urbana sobre el pH del suelo	27
2.3.3.1.2. Efecto de la fertilización con lodos de depuradora urbana sobre la capacidad de intercambio catiónico	27
2.3.3.1.3. Efecto de la fertilización con lodos de depuradora urbana sobre los niveles de macronutrientes en el suelo.....	27
2.3.3.1.4. Efecto de la fertilización con lodos de depuradora urbana sobre los niveles de micronutrientes y metales pesados en el suelo	28
2.3.3.1.5. La fertilización con lodos y el crecimiento forestal.....	30

2.3.3.1.6. La fertilización con lodo y la producción de pasto	30
3. Diversidad biológica	31
3.1. Pérdida de la biodiversidad	31
3.1.1. Factores que producen la pérdida de la biodiversidad	32
3.2. Conservación de la biodiversidad	32
3.3. Los sistemas silvopastorales y la biodiversidad	34
3.4. Medición de la biodiversidad	34
3.4.1. Diversidad alfa	35
3.4.2. Diversidad beta	36
Material y métodos	39
1. Localización del ensayo	39
1.1. Geología	39
1.2. Estudio edáfico inicial	40
1.3. Estudio climático	41
1.3.1. Índices climáticos	41
1.3.2. Diagrama ombrotérmico de Gaussen	42
1.3.3. Balance hídrico	43
1.3.4. Diagramas bioclimáticos	45
1.3.5. Clasificación bioclimática de Thornthwaite	46
1.3.6. Clasificación climática de Allué	47
1.3.7. Clasificación climática de Papadakis. Periodo de heladas	47
1.3.8. Caracterización climática durante los años del ensayo	47
1.4. Diseño experimental	49
2. Toma de muestras en campo	51
2.1. Suelo	51
2.2. Arbolado	51
2.2.1. Diámetro y altura	51
2.3. Pasto	51
3. Determinaciones en laboratorio	52
3.1. Suelo	52
3.1.1. pH agua y KCl	52
3.1.2. Materia orgánica y Nitrógeno	52
3.1.3. Fósforo total	52
3.1.4. Potasio, Calcio, Magnesio y Sodio totales	53
3.1.5. Microelementos y metales pesados totales	53
3.1.6. Elementos extraídos en BaCl ₂ de potasio, calcio, magnesio, sodio y aluminio ..	53
3.1.7. Niveles de P, K, Ca, Mg y metales pesados extraídos en Melich 3	53
3.2. Pasto	54
3.2.1. Proteína Bruta	54
3.2.2. Fósforo	54
3.2.3. Macronutrientes	54
3.2.4. Metales pesados	54
3.2.5. Composición botánica específica	55
3.2.6. Biodiversidad alfa de especies vegetales vasculares	55
3.2.6.1. Riqueza específica (S)	55
3.2.6.2. Estructura (Índice de abundancia proporcional)	55

3.2.6.3. Índice de Simpson.....	56
3.2.6.4. Índice de Shannon-Wiener (Shannon y Weaver, 1949).....	56
3.2.7. Biodiversidad beta	56
3.2.7.1. Índices de similitud/disimilitud: Índice de Jaccard.....	57
3.2.7.2. Índice de reemplazo de especies: Índice de Marrugan (1988).....	57
3.2.7.3. Índice de complementariedad	57
4. Análisis estadístico.....	58
4.1. Suelo	58
4.2. Arbolado	58
4.3. Producción de pasto	58
Resultados.....	61
1. Suelo	61
1.1. pH.....	61
1.2. Materia orgánica	63
1.3. Nitrógeno total	64
1.4. Fósforo	65
1.4.1. Total	65
1.4.2. Mehlich	66
1.5. Capacidad de intercambio catiónico	66
1.6. Bases de cambio (K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} y Al^{3+}) en $BaCl_2$	67
1.7. Potasio.....	69
1.7.1. Total	69
1.7.2. Mehlich	70
1.8. Calcio	71
1.8.1. Total	71
1.8.2. Mehlich	72
1.9. Magnesio.....	72
1.9.1. Total	72
1.9.2. Mehlich	73
1.10. Sodio	74
1.10.1. Total	74
1.11. Aluminio	75
1.11.1. Mehlich	75
1.12. Zinc	75
1.12.1. Total	75
1.12.2. Mehlich	76
1.13. Cobre.....	77
1.13.1. Total	77
1.13.2. Mehlich	77
1.14. Cromo	78
1.14.1. Total	78
1.14.2. Mehlich	79
1.15. Níquel.....	79
1.15.1. Total	79
1.15.2. Mehlich	80
1.16. Plomo	81

1.16.1. Total	81
1.16.2. Mehlich	81
1.17. Cadmio	82
1.17.1. Total	82
1.17.2. Mehlich	82
2. Arbolado	82
2.1. Altura y diámetro de <i>P x canadensis</i>	82
2.2. Incrementos en el crecimiento de <i>P x canadensis</i>	83
3. Pasto	84
3.1. Producción anual	84
3.2. Biodiversidad de la flora vascular	91
3.2.1. Descripción de especies	91
3.2.2. Composición botánica	104
3.2.3. Diagramas de abundancia	107
3.2.4. Riqueza de especies	112
3.2.5. Índice de Simpson	113
3.2.6. Índice de Shannon	114
3.2.7. Índice de Jaccard (J) y Marrugan (β)	116
3.2.8. Índice de complementariedad (C)	117
3.3. Calidad del pasto	117
3.3.1. Proteína bruta	117
3.3.2. Fósforo	121
3.3.3. Potasio	123
3.3.4. Calcio	125
3.3.5. Magnesio	127
3.3.6. Sodio	129
3.3.7. Zinc	131
3.3.8. Cobre	133
3.3.9. Cromo	135
3.6.10. Níquel	136
3.3.11. Plomo	137
3.6.12. Cadmio	138
Discusión	140
1. Suelo	141
2. Arbolado	150
3. Pasto	152
Conclusiones	166
Bibliografía	170
ANEXO 1	202
ANEXO 2	203
ANEXO 4	205
ANEXO 5	206
ANEXO 6	207
ANEXO 7	208

Índice de tablas

Tabla 1. Clasificación de los sistemas agroforestales basándose en: componentes, uso predominante del suelo, ordenación espacial y temporal, agroecológica, socioeconómicos y funciones; ejemplos y su área de aplicación (McAdam <i>et al.</i> , 2009).	6
Tabla 2. Funciones generales, bienes y servicios de los ecosistemas agroforestales (McAdam <i>et al.</i> , 2009).	8
Tabla 3. Superficie existente y producción de pradera polífitas en peso verde obtenidas en el 2006 por las provincias y comunidades autónomas de España. Fuente: (MARM 2007). 20	
Tabla 4. Empleo de los lodos de depuradora de aguas residuales ($t MS^{-1} año^{-1}$) en agricultura por año en el periodo 1997 al 2005 en España (PNIR, 2006)	26
Tabla 5. Compendio de los diferentes conceptos de biodiversidad por la operatividad de sus componentes. Fuente: Schöneberger (1993).	32
Tabla 6. Análisis inicial del suelo: contenido de materia orgánica (MO), nitrógeno (N) expresados en porcentajes y concentraciones totales de metales pesados como cromo (Cr), cobre (Cu), Manganeso (Mn), hierro (Fe), níquel (Ni), zinc (Zn), cadmio (Cd) y plomo (Pb) expresados en $mg kg^{-1}$ según la legislación española (RD 1310/1990) y el borrador sobre el empleo de lodos en agricultura de la EEA (European Environment Assessment 2000).	41
Tabla 7. Evapotranspiración potencial de la zona de estudio donde k: constante bioclimática, T_m : temperatura media mensual de los últimos 30 años ($^{\circ}C$); precipitación media mensual en los últimos 30 años (mm) ETP: evapotranspiración potencial (mm)..	44
Tabla 8. Balance de la zona de estudio donde. P_m : precipitación media mensual (mm); ETP evapotranspiración potencial (mm); D disponibilidad hídrica (mm) suponiendo una capacidad de retención del suelo de 100 mm; s: sobrante hídrico (mm); d: déficit hídrico (mm).	44
Tabla 9. Coeficiente de pluviosidad (C_p) e intensidades bioclimáticas (u_{bc}), Potencial (IBP), fría (IBF) y real (IBR) mensuales y anuales para la zona de estudio.	45
Tabla 10. Valores correspondientes a pH en agua, porcentaje de materia seca, concentración total de N, P, K, Na, Ca, Mg, Fe y de metales pesados (Cr, Cu, Mn, Ni, Cd, Zn) de los lodos usados para la fertilización orgánica en el ensayo.. Legislación: RD 1310/90	50
Tabla 11. Número de familias presentes en los años 2002, 2003, 2004, 2005, 2006 y 2007.	92
Tabla 12. Descripción botánica de las especies encontradas en un sistema silvopastoral con <i>Populus x canadensis</i> en una pradera mixta desde el 2002 al 2005; en la cual cod es código usado; clase es D: Dicotiledóneas y M: Monocotiledóneas; y donde ciclo es A: anual, B: bianual y P: perenne; y tratamiento con el superíndice ¹ : Cal y No fertilización, ² : Cal con Fertilización Baja, ³ : Cal con Fertilización Alta, ⁴ : No Cal y No Fertilización, ⁵ : No Cal y Fertilización Baja, ⁶ : No Cal y Fertilización Alta.	94
Tabla 13. Descripción botánica de las especies encontradas en un sistema silvopastoral con <i>Populus x canadensis</i> en una pradera mixta en el 2006 y 2007 (posición del arbolado, lejos y cerca); en la cual cod es código usado; clase es D: Dicotiledóneas y M: Monocotiledóneas; y donde ciclo es A: anual, B: bianual y P: perenne; y tratamiento con	

el superíndice ¹: Cal y No fertilización, ²: Cal con Fertilización Baja, ³: Cal con Fertilización Alta, ⁴: No Cal y No Fertilización, ⁵: No Cal y Fertilización Baja, ⁶: No Cal y Fertilización Alta. 95

Tabla 14. Índice de Jaccard (J) y Magurran (β) entre el año inicial (2002) y el final (2007) de la experiencia en cada tratamiento. a: número de especies presentes en el año 2002 en cada tratamiento, b: número de especies presentes en el año 2007 en cada tratamiento y c: número de especies presentes en el año 2002 y 2007 en cada tratamiento..... 116

Tabla 15. Tabla de complementariedad C_{ab} por tratamiento entre el comienzo y final de la experiencia. 117

Índice de figuras

Figura 1. Uso del suelo en Galicia. Fuente: MARM 2007.	16
Figura 2. Destino de producción maderera en Galicia con respecto a España Fuente: Informe de los resultados de la industria forestal en Galicia 2006 CMA (Xunta de Galicia, 2007).....	17
Figura 3. Evolución a lo largo del tiempo del crecimiento anual y el crecimiento medio de <i>Populus x canadensis</i> Dode Guinier. Fuente: Montoya (1993).....	19
Figura 4. Superficie total cosechada de cultivos forrajeros en el 2006 en Galicia Fuente: (MARM 2007).	21
Figura 5. Curva de crecimiento de pasto por estación. INV: invierno; PRIM: primavera; VER: verano y OTO: otoño (Fuente: Mosquera-Losada et al. 1999).....	21
Figura 6. Efectos de la aplicación de cal sobre pH y sobre el porcentaje de Al en la capacidad de intercambio catiónico efectiva en suelos de Galicia (Mombiela, 1983a). ..	23
Figura 7 Efecto del pH sobre la disponibilidad de nutrientes. La mayor disponibilidad de nutrientes para la planta esta a pH de 7,0 o cerca de la neutralidad, y que disminuyen considerablemente cuando el pH baja a niveles de 6, tal es el caso de potasio, magnesio, azufre, y molibdeno. Fuente: Porta et al. 2003.	29
Figura 8. Diagrama del sitio de ensayo donde en A Pastoriza y parcelas en Baltar donde (a, b y c) bloques del experimento silvopastoral. Fuente: (Consello de Pastoriza 2008, Sigpac 2008).	39
Figura 9. Mapa geológico de la zona de ensayo en Baltar (Pizarras de Cándana CA ₁ P ₁ , Cuarcita Superior de Cándana CA ₁ q ₂ , y Caliza de Vegadeo CA _{1-3c}) Fuente: IGME (1975).....	40
Figura 10. Descripción de temperatura (color rosa) y precipitación (color azul) en líneas segmentadas de la media de 30 años.....	43
Figura 11. Diagrama bioclimático de la zona de estudio.....	46
Figura 12. Diagramas ombrotérmicos de los años 2002, 2003, 2004, 2005, 2006 y 2007 en la Estación meteorológica ROZAS, donde T es temperatura media mensual de los años mencionados (° C), P es precipitación media mensual de los años anteriormente mencionados (mm), T30 es temperatura media durante 30 años, y P30 es precipitación media durante 30 años. Fuente: Instituto Nacional de Meteorología, España.....	48
Figura 13. Croquis del diseño experimental empleado en el estudio (izquierda) y de cada unidad experimental. donde: A, B y C son los bloques del experimento y los números del 1 al 6 se refieren a los tratamientos; donde 1: es NF + Cal; 2: es Baja+Cal; 3: es Alta+Cal; 4: es NF; 5: es Baja y 6: es Alta. El símbolo X se refiere a la posición de los árboles de <i>P. x canadensis</i> . (derecha) y el recuadro en rojo se refiere a la toma de muestra de pasto para evaluar el efecto del arbolado sobre el pasto.	49
Figura 14. Diagrama esquemático de la toma de muestras para la determinación de la composición botánica específica y parámetros de biodiversidad en el sistema silvopastoral con <i>P x canadensis</i> y pradera mixta	55
Figura 15. Medias de pH en agua (arriba) y KCl (abajo) en los diferentes tratamientos desde el año 2003 hasta el 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha ⁻¹ y Alta es 200 kg N ha ⁻¹ ; bajo condiciones de	

encalado (cal) y no encalado (no cal). Letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos en cada año.....	61
Figura 16. Media anual de pH agua, la precipitación acumulada de los dos primeros meses (pp-2 arriba) y temperatura media (t-2, abajo).....	62
Figura 17. Relación lineal entre pH agua y la precipitación acumulada de los dos meses anteriores al muestreo en el suelo.....	63
Figura 18. Contenido medio de MO en los diferentes tratamientos desde el año 2003 hasta el 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha ⁻¹ y Alta es 200 kg N ha ⁻¹ ; bajo condiciones de encalado (cal) y no encalado (no cal). Letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos en cada año.....	64
Figura 19. Regresión lineal entre los contenidos de materia orgánica y N en suelo los cinco años de estudio.....	64
Figura 20. Contenido medio de N en los diferentes tratamientos desde el año 2003 hasta el 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha ⁻¹ y Alta es 200 kg N ha ⁻¹ ; bajo condiciones de encalado (cal) y no encalado (no cal). Letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos en cada año.....	65
Figura 21. Medias de P total en el suelo en los diferentes tratamientos a partir de 2003 hasta 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha ⁻¹ y Alta es 200 kg N ha ⁻¹ ; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.....	65
Figura 22. Medias de P mehlich en los diferentes tratamientos a partir de 2003 hasta 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha ⁻¹ y Alta es 200 kg N ha ⁻¹ ; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.....	66
Figura 23. Contenido medio de la CIC en los diferentes tratamientos desde el año 2003 hasta el 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha ⁻¹ y Alta es 200 kg N ha ⁻¹ ; bajo condiciones de encalado (cal) y no encalado (no cal). Letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos en cada año.....	67
Figura 24. Medias de las bases extraídas en K ⁺ , Na ⁺ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺ y Al ³⁺ , en los diferentes tratamientos a partir de 2003 hasta 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha ⁻¹ y Alta es 200 kg N ha ⁻¹ ; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.....	68
Figura 25. Medias de bases de cambio K ⁺ , Na ⁺ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺ y Al ³⁺ , en los diferentes tratamientos a partir de 2003 hasta 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha ⁻¹ y Alta es 200 kg N ha ⁻¹ ; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.....	69
Figura 26. Medias de K total en el suelo en los diferentes tratamientos a partir de 2003 hasta 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha ⁻¹ y Alta es 200 kg N ha ⁻¹ ; bajo condiciones de encalado y no	

encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año..... 70

Figura 27. Medias de K mehlich en los diferentes tratamientos a partir de 2003 hasta 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año. 71

Figura 28. Medias de Ca total en el suelo en los diferentes tratamientos a partir de 2003 hasta 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año..... 71

Figura 29. Medias de Ca mehlich en los diferentes tratamientos a partir de 2003 hasta 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año. 72

Figura 30. Medias de Mg total en el suelo en los diferentes tratamientos a partir de 2003 hasta 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año..... 73

Figura 31. Medias de Mg mehlich en los diferentes tratamientos a partir de 2003 hasta 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año. 74

Figura 32. Medias de Na total en el suelo en los diferentes tratamientos a partir de 2003 hasta 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año..... 74

Figura 33. Medias de Al mehlich en los diferentes tratamientos a partir de 2003 hasta 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año. 75

Figura 34. Medias de Zn total en los diferentes tratamientos a partir de 2003 hasta 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año. 76

Figura 35. Medias de Zn mehlich en los diferentes tratamientos a partir de 2003 hasta 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año. 76

Figura 36. Medias de Cu total en los diferentes tratamientos a partir de 2003 hasta 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año. 77

Figura 37. Medias de Cu mehlich en los diferentes tratamientos a partir de 2003 hasta 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año. 78

Figura 38. Medias de Cr total en los diferentes tratamientos a partir de 2003 hasta 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año. 78

Figura 39. Medias de Cr en mehlich en los diferentes tratamientos a partir de 2003 hasta 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año. 79

Figura 40. Medias de Ni total en los diferentes tratamientos a partir de 2003 hasta 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año. 80

Figura 41. Medias de Ni mehlich en los diferentes tratamientos a partir de 2003 hasta 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año. 80

Figura 42. Medias de Pb total en los diferentes tratamientos a partir de 2003 hasta 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año. 81

Figura 43. Medias de Pb mehlich en los diferentes tratamientos a partir de 2003 hasta 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año. 82

Figura 44. Medias de la altura y el diámetro basal de *Populus x canadensis* en los diferentes tratamientos en los años 2002, 2003, 2004, 2006 y 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado (cal) y no encalado (no cal). Letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos en cada año. 83

Figura 45. Medias del incremento en altura y diámetro basal de *Populus x canadensis* en los periodos 2002-2003, 2003-2004, 2004-2006 y 2006-2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado (cal) y no encalado (no cal). Letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos en cada año. 84

Figura 46. Medias de la producción de pasto en el 2002, 2003, 2004, 2005, 2006, 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha ⁻¹ y Alta es 200 kg N ha ⁻¹ ; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año. 85	85
Figura 47. Medias de la producción de pasto estacional en verano y el otoño en los años 2002, 2003 y 2004; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha ⁻¹ y Alta es 200 kg N ha ⁻¹ ; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año. 86	86
Figura 48. Medias de la producción de pasto estacional en primavera y verano acumulada y el otoño en los años 2005, 2006 y 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha ⁻¹ y Alta es 200 kg N ha ⁻¹ ; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año. 87	87
Figura 49. Medias de la producción de pasto estacional en primavera+verano y el otoño en los años 2005, 2006 y 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha ⁻¹ y Alta es 200 kg N ha ⁻¹ ; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año. 88	88
Figura 50. Medias de la producción de pasto tomando en cuenta la posición del árbol (lejos, cerca) en diferentes posiciones (este, norte, oeste, sur) en los años 2005, 2006 y 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha ⁻¹ y Alta es 200 kg N ha ⁻¹ ; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año. 90	90
Figura 51. Regresión lineal entre la producción de otoño de pasto y el contenido de materia orgánica en el suelo. El año situado en cada punto implica el contenido en materia orgánica a principios del año en cuestión, relacionándose por tanto con la producción de pasto de otoño del año anterior. 91	91
Figura 52. Distribución porcentual de las especies anuales, bianuales y perennes encontradas en los diferentes tratamientos durante los años 2002, 2003, 2004, 2005, 2006 y 2007..... 102	102
Figura 53. Distribución porcentual de las especies monocotiledóneas y dicotiledóneas encontradas en los diferentes tratamientos durante los años 2002, 2003, 2004, 2005, 2006 y 2007..... 103	103
Figura 54. Porcentaje de la composición botánica en los cortes de los años 2002, 2003, 2004 y 2005; en donde Ag: <i>Agrotis capillaris</i> L; Cr: <i>Cerastium glomeratum</i> Thuill; Da: <i>Dactylis glomerata</i> L; Fe: <i>Festuca rubra</i> L; Hl: <i>Holcus lanatus</i> L; Lp: <i>Lolium perenne</i> L; Ot: Otras; Pl: <i>Plantago lanceolata</i> L; Ra: <i>Ranunculus repens</i> L; Ro: <i>Rumex obtusifolius</i> L; St: <i>Stellaria media</i> L; Tr: <i>Trifolium repens</i> L; y donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha ⁻¹ y Alta es 200 kg N ha ⁻¹ ; bajo 105	105
Figura 55. Porcentaje de la composición botánica del pasto en los cortes 2006 y 2007; en donde Ag: <i>Agrotis capillaris</i> L; Cr: <i>Cerastium glomeratum</i> Thuill; Da: <i>Dactylis glomerata</i> L; Fe: <i>Festuca rubra</i> L; Hl: <i>Holcus lanatus</i> L; Lp: <i>Lolium perenne</i> L; Ot: Otras; Pl: <i>Plantago lanceolata</i> L; Ra: <i>Ranunculus repens</i> L; Ro: <i>Rumex obtusifolius</i> L;	

St: Stellaria media L; *Tr: Trifolium repens* L; y donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año..... 106

Figura 56. Diagramas de abundancia e los años 2002, 2003, 2004 y 2005 en un sistema silvopastoral..... 110

Figura 57. Diagramas de abundancia e los años 2006 y 2007 (lejos y cerca del arbolado) en un sistema silvopastoral 111

Figura 58. Medias de la riqueza de especies en 2002, 2003, 2004, 2005; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año..... 112

Figura 59. Medias de la riqueza de especies en 2006 y 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año..... 113

Figura 60. Índice de Simpson en los años 2002, 2003, 2004, 2005; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año..... 113

Figura 61. Medias del índice de Simpson en los años 2006 y 2007 y el efecto del arbolado (lejos, cerca); donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año..... 114

Figura 62. Medias del índice de Shannon en los años 2002, 2003, 2004, 2005; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año..... 115

Figura 63. Medias del índice de Shannon en los años 2006 y 2007 y el efecto del arbolado (lejos, cerca); donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año..... 115

Figura 64. Medias de proteína de pasto estacional en verano y el otoño en los años 2002, 2003 y 2004; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año..... 118

Figura 65. Medias de la proteína de pasto estacional en primavera, verano y el otoño en los años 2005, 2006 y 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año. 120

Figura 66. Medias de P estacional en verano y el otoño en los años 2002, 2003 y 2004; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg

N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.

121

Figura 67. Medias de P estacional en primavera, verano y el otoño en los años 2005, 2006 y 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año. 122

Figura 68. Medias de K estacional en verano y el otoño en los años 2002, 2003 y 2004; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.

123

Figura 69. Medias de K estacional en primavera, verano y el otoño en los años 2005, 2006 y 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año..... 124

Figura 70. Medias de Ca estacional en verano y el otoño en los años 2002, 2003 y 2004; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.

125

Figura 71. Medias de Ca estacional en primavera, verano y el otoño en los años 2005, 2006 y 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año..... 126

Figura 72. Medias de Mg estacional en verano y el otoño en los años 2002, 2003 y 2004; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.

127

Figura 73. Medias de Mg estacional en primavera, verano y el otoño en los años 2005, 2006 y 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año..... 128

Figura 74. Medias de Na estacional en verano y el otoño en los años 2002, 2003 y 2004; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.

129

Figura 75. Medias de Na estacional en primavera, verano y el otoño en los años 2005, 2006 y 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no

encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.....	130
Figura 76. Medias del contenido de Zn foliar del pasto estacional (verano, otoño) en los años 2002, 2003, 2004; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha ⁻¹ y Alta es 200 kg N ha ⁻¹ ; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.....	131
Figura 77. Medias del contenido de Zn foliar del pasto estacional (primavera, verano, otoño) en los años 2005, 2006, 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha ⁻¹ y Alta es 200 kg N ha ⁻¹ ; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.....	132
Figura 78. Medias de la concentración de Cu foliar del pasto estacional en verano y otoño de los años 2002, 2003, 2004; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha ⁻¹ y Alta es 200 kg N ha ⁻¹ ; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.....	133
Figura 79. Medias del contenido de Cu foliar del pasto estacional (primavera, verano, otoño) en los años 2005, 2006, 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha ⁻¹ y Alta es 200 kg N ha ⁻¹ ; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.....	134
Figura 80. Medias del contenido de Cr foliar del pasto estacional (primavera, verano, otoño) en los años 2005, 2006, 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha ⁻¹ y Alta es 200 kg N ha ⁻¹ ; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.....	135
Figura 81. Medias del contenido de Ni foliar del pasto estacional (primavera, verano, otoño) en los años 2005, 2006, 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha ⁻¹ y Alta es 200 kg N ha ⁻¹ ; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.....	136
Figura 82. Medias del contenido de Pb foliar del pasto estacional (verano, otoño) en los años 2002, 2003, 2004; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha ⁻¹ y Alta es 200 kg N ha ⁻¹ ; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.....	137
Figura 83. Medias del contenido de Pb foliar del pasto estacional (primavera, verano, otoño) en los años 2005, 2006, 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha ⁻¹ y Alta es 200 kg N ha ⁻¹ ; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.....	139

JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS

Justificación

La perspectiva más reciente de la Unión Europea sobre la realización de ‘buenas practicas agrícolas que promuevan el cuidado ambiental’ (McAdam *et al.*, 2009) ha modificado el manejo del territorio a escala Europea que previamente tenía un enfoque exclusivamente productivista (Lawson *et al.*, 2005). Esto ha resaltado el papel de los sistemas agroforestales como forma de gestión sostenible del territorio, cuya promoción es patente en el continente europeo en el último documento de desarrollo rural de la UE (Council Regulation EC 2005).

Los sistemas agroforestales permiten incrementar la producción por unidad territorial al potenciar el uso de los recursos disponibles, a la vez que permiten la obtención múltiple de productos (forestal, agrícola y animal), y mejorar el medio ambiente. Los principales beneficios medioambientales derivan de la mejora del uso de los nutrientes y la potenciación de su reciclaje, incremento de la biodiversidad y del secuestro de carbono (Cuthbertson y McAdam 1996; Sinclair 1999a; Durán-Zuozo *et al.*, 2008; McAdam y McEvoy 2009; Rigueiro *et al.*, 2009a).

En Galicia este tipo de sistemas permiten obtener productos del terreno forestal además de reducir el riesgo de incendios (Rigueiro *et al.*, 2009c), aspectos muy importantes en esta región en la que más del 60% es terreno forestal y en la que los costes de extinción de incendios suponen cerca del 2% del presupuesto de esta comunidad autónoma. Por otra parte, la importancia de la producción ganadera en la región, hace aconsejable el empleo de sistemas silvopastorales, como forma de incrementar la productividad del territorio, el bienestar animal y disminuir la carga ganadera.

Populus x canadensis Dode Guinier es una especie frondosa de crecimiento rápido con un gran potencial de uso en sistemas agroforestales (Sibbald 1996; Guevara-Escobar *et al.*, 2002; Rigueiro-Rodríguez *et al.*, 2008a; McAdam *et al.*, 2009) que no ha sido evaluada previamente en la región como componente del sistema silvopastoral.

Una vez establecido una sistema silvopastoral después de la toma de decisiones relativa a la especie forestal, su distribución y densidad, la forma de mejorar la productividad del mismo es a través de un suministro adecuado de nutrientes que se alcanza a través de prácticas como la fertilización y el encalado, de gran importancia en Galicia que posee suelos con elevados niveles de acidez, baja fertilidad y exceso de aluminio (Mombiela y Mateo 1984; López-Mosquera 1995).

La fertilización puede aplicarse con abonos inorgánicos y orgánicos, destacando los lodos de depuradora urbana como fuente de nutrientes debido al incremento de la producción de este residuo en los últimos años, y que está regulado por la Directiva 86/278/CEE (European Commision, 1986).

Si bien el empleo de lodos de depuradora urbana en agricultura se potencia por la Unión Europea y el gobierno español ya que es una forma de valorizar este residuo, su uso presenta un inconveniente importante derivado de la mayor concentración en metales pesados de este residuo que el suelo. Por ello, la fertilización con lodo de depuradora urbana está regulada por la Directiva 91/271/CEE (DOCE 1991) traspuesta en la legislación española en el RD 1310/90, y existen unos niveles de metales pesados en el lodo y suelo que no deben sobrepasarse para que se permite el uso

agrícola de estos lodos. Estas normativas son especialmente estrictas en el caso de los suelos ácidos ya que la biodisponibilidad de metales pesados se incrementa a pH bajos.

Objetivo

El objetivo de esta tesis es evaluar el efecto del aporte de lodos de depuradora urbana y encalado en un sistema silvopastoral establecido con *Populus x canadensis* sobre el suelo, la producción del pasto, el crecimiento del arbolado, la biodiversidad y la calidad del pasto.

INTRODUCCIÓN

1. Sistemas Agroforestales

El concepto de los sistemas agroforestales ha sido descrito por varios autores como Young (1990), quién lo define como *‘la colección de todas las técnicas de uso de la tierra en las cuales componentes leñosos (árboles, arbustos, etc.) crecen en asociación con especies herbáceas (cultivos, pastos) y/o ganado en un diseño espacial, en rotación o sin ésta; que proporcionan beneficios tanto económicos como sostenibles de los componentes forestal y no leñoso en estos sistemas’*. Por otra parte, Sommariba (1992) considera a los sistemas agroforestales como cultivos múltiples que cumplen condiciones de interacción biológica de al menos dos especies de las cuales una es un componente leñoso perenne y la otra debe ser gestionada para la producción de forraje o cultivos anuales o perennes. Posteriormente, Nair (1993) describe a los sistemas agroforestales como *‘la integración deliberada de árboles con cultivos agrícolas y/o ganado, que puede ser simultánea o secuencial, todos ellos en la misma unidad del territorio’*. Finalmente, los sistemas agroforestales también se pueden definir como formas sustentables de manejo del territorio que integran los componentes agrícola y forestal simultáneamente en una misma área (Mosquera-Losada *et al.*, 2009b).

Los sistemas agroforestales se pueden clasificar (Tabla 1) teniendo en cuenta (i) sus componentes, (ii) el tipo de uso del suelo, (iii) la ordenación espacial y temporal, (iv) las zonas agroecológicas, (v) aspectos sociológicos y (vi) las funciones de los mismos (McAdam *et al.*, 2009).

1.1. Clasificación

1.1.1. Componentes

A escala de explotación se pueden clasificar los sistemas agroforestales en función de la relación de sus tres componentes: el árbol, el cultivo y animal (Sinclair 1999a). La combinación de ellos nos proporciona tres tipos de explotaciones: *silvoarables* (cultivo y árbol), *silvopastorales* (cultivo, forraje y animal) e incluso explotaciones *agrosilvopastorales* que combinan el uso del territorio silvopastoral con el cultivo de especies anuales. En este último caso la separación de la zona de pasto y la del cultivo agrícola se puede observar a escala temporal y espacial. Los tres componentes (árbol, animal y cultivo) interactúan entre sí creando un alto grado de complejidad y heterogeneidad ambiental (Palma *et al.*, 2006). Si los sistemas agroforestales son correctamente manejados se hace necesario optimizar los recursos para aumentar la eficiencia del sistema (McAdam *et al.*, 2009).

Tabla 1. Clasificación de los sistemas agroforestales basándose en: componentes, uso predominante del suelo, ordenación espacial y temporal, agroecológica, socioeconómicos y funciones; ejemplos y su área de aplicación (McAdam *et al.*, 2009).

Método de clasificación	Ejemplo por categoría	Mayor área de aplicación
Componentes	<p>Agrosilvicultura: cultivos y árboles de la cuál los silvoarables comprenden cultivos arables con árboles</p> <p>Silvopastorales: árboles/animales y árboles</p> <p>Agrosilvopastorales: pasto/animales cultivos y árboles</p> <p>Otros: árboles multipropósito, apicultura con árboles, acuacultura con árboles</p>	
Uso predominante del suelo	<p>Fundamentalmente agrícola</p> <p>Fundamentalmente bosque</p>	Administración
Ordenación espacial y temporal	<p>Espacial</p> <p>Mezcla densa (huertos caseros)</p> <p>Mezcla poco densa (la mayoría de los árboles en pastura)</p> <p>Cultivos en franjas (la mayoría de los cultivos con maquinaria agrícola)</p> <p>Setos vivos (árboles rodeando parcelas)</p> <p>Temporal</p> <p>Simultáneo o separado</p>	Particularmente en investigación de campo y plantas para la optimización de las interacciones
Agroecológicos	<p>Húmedo</p> <p>Árido</p> <p>Montañoso</p> <p>Tropical</p> <p>Subtropical</p>	Planificación del uso del suelo
Socioeconómico	<p>Comercial</p> <p>Intermedio</p> <p>Subsistencia</p>	Análisis socioeconómico del potencial agroforestal
Función	<p>Función productiva</p> <p>Alimento, forraje, biocombustible, madera y otros productos</p> <p>Función de hábitat</p> <p>Biodiversidad</p> <p>Función de regulación</p> <p>Árboles rompevientos, sombra, conservación de agua y suelo</p> <p>Función cultural</p> <p>Recreo y paisaje</p>	Proyectos de desarrollo y explotación agroforestal

1.1.2. Uso predominante del suelo

Existe otro criterio para clasificar los sistemas agroforestales que es el uso predominante del suelo y que va en consonancia con el tipo de prácticas que se empleen. El uso del territorio puede ser predominantemente forestal con uso agrícola o, por el contrario, sistemas agrícolas con árboles (Sinclair 1999b). De esta manera un sistema silvopastoral puede establecerse incorporando árboles a pastos ya establecidos, o mediante la reducción de la densidad forestal y la creación de áreas abiertas en plantaciones forestales para establecer pastos. Este último ejemplo, está desapareciendo en Europa

debido a la presión demográfica por lo que existen muy pocos ejemplos, como los que se encuentran en las montañas del Jura en Suiza (Gillet y Garlandat 1996).

La complementariedad de los componentes de los sistemas agroforestales promueve la diversificación de productos, lo que permite la obtención de beneficios a corto, medio y largo plazo e incrementa la productividad del suelo. Esta complementariedad y diversificación de productos se basa en el empleo de diferentes recursos por parte de cada componente, especialmente en lo que se refiere a la luz, agua (Graves *et al.*, 2007) y nutrientes (Nwaigbo *et al.*, 1995). El beneficio económico de los sistemas silvopastorales ha sido demostrado por Crabtree *et al.*, (1997), McAdam *et al.*, (1999a), Thomas y Willis (2000), Etienne (2005), Fernández-Núñez *et al.*, (2007) y Graves *et al.*, (2007).

1.1.3. Ordenación espacial y temporal

La distribución espacial del arbolado en un sistema agroforestal puede ser mixto o regular (denso o espaciado) o zonificado (líneas de separación dentro de los cultivos o en su contorno). Un ejemplo de árboles distribuidos mediante espaciamiento regular en Europa son las dehesas en Portugal y España, o las zonas verdes urbanas en el Reino Unido (McAdam *et al.*, 2009).

Ejemplos de distribución u ordenación temporal son los sistemas silvoarables como *prévergers*, o los sistemas agrícolas con *Populus* spp y cultivos anuales o perennes en los primeros años de desarrollo del árbol (McAdam *et al.*, 2009).

1.1.4. Zonas agroecológicas

Los sistemas agroforestales también pueden ser clasificados de acuerdo a la zona agroecológica en la que se desarrolla, así tenemos los sistemas tropicales y subtropicales; o también pueden ser húmedos, secos o de montaña (Nair 1985; Young 1997).

1.1.5. Clasificación socioeconómica

Desde un punto de vista socioeconómico los sistemas agroforestales pueden clasificarse con base al grado de producción, sus ingresos o la intensificación de manejo. La clasificación socioeconómica suele estar relacionada con el área agroecológica (McAdam *et al.*, 2009).

Los sistemas agroforestales con especies de *Quercus* en la dehesa española o montados en Portugal son conocidos por su importancia cultural y ecológica (McAdam *et al.*, 2009), están protegidos por políticas nacionales y europeas, y hay varias iniciativas de la Unión Europea que buscan promover programas sociales y ambientales (Shakesby *et al.*, 2002; Pereira y Pires da Fonseca 2003; Gaspar *et al.*, 2007; Pleininger 2007).

1.1.6. Clasificación en base a las funciones de los sistemas agroforestales

Esta clasificación se basa en el tipo de función predominante del sistema agroforestal. McAdam *et al.*, (2009) describe cuatro funciones primarias de los ecosistemas como producción,

hábitat, regulación e información de funciones. Todas ellas proporcionan una mejor perspectiva sobre las funciones de los sistemas agroforestales (Tabla 2).

Tabla 2. Funciones generales, bienes y servicios de los ecosistemas agroforestales (McAdam *et al.*, 2009).

Funciones	Descripción de la función	Ejemplo de bienes y servicios
Productiva	Creación Biomasa	Árboles: frutas, oleaginosa, nueces, madera, carbón, corteza y forraje Cultivos: granos y producción de semillas, frutas y vegetales, biocombustibles y forrajes Animal: carne
Hábitat	Conservación y mantenimiento de hábitat y diversidad biológica	Diversidad de hábitat Diversidad de especies Protección de animales Soporte físico
Regulación	Mantenimiento de procesos ecológicos esenciales y soporte de sistemas vivos	Conservación del suelo y agua Reducción de lavado de nutrientes Secuestro de carbono Reducción de riesgo de incendios
Cultural	Oportunidades para reflexión, desarrollo del conocimiento y recreo	Herencia cultural Mejora del paisaje Recreo

La función de producción se refiere a la creación de biomasa que genera beneficios como alimento, materia prima y energía para el consumo humano. La función del hábitat está muchas veces relacionada con la contribución de los ecosistemas naturales a la conservación de la diversidad genética o biológica. La función de regulación de los sistemas agroforestales se define como la capacidad del ecosistema para controlar procesos ecológicos y de soporte de vida a través de ciclos biogeoquímicos, entre otros. Por último, están las funciones culturales o de información que brindan oportunidades para la reflexión, el enriquecimiento espiritual, desarrollo personal y recreo (McAdam *et al.*, 2009).

1.1.6.1. Función productiva

La producción agroforestal productiva está relacionada con el tipo de árbol empleado y su manejo. De esta manera, su rentabilidad estará relacionada con la tasa de crecimiento del arbolado. Las especies forestales de crecimiento rápido generan beneficios a más corto plazo en comparación con las especies forestales de crecimiento lento (Rigueiro-Rodríguez *et al.*, 2009a).

Uno de los beneficios de los sistemas silvopastorales es que provee a los forestales o agricultores de una producción conjunta de madera (a largo plazo) y de ganado (corto plazo) creando un flujo de retorno económico más estable (Gordon y Newman, 1997; Garret *et al.*, 2004) en el tiempo en comparación con los sistemas exclusivamente forestales, y un aumento del valor del territorio a largo plazo en comparación con los sistemas exclusivamente agrícolas.

Estudios realizados por Sibbald (1996) señalan hasta un 15% de aumento el beneficio económico al combinar ganado con *Fraxinus excelsior* L en comparación con zonas no arboladas en áreas no montañosas del Reino Unido. Más aún si se tuviese en cuenta los beneficios ecológicos y ambientales de los sistemas agroforestales este porcentaje se incrementaría notablemente (Fernández-Nuñez *et al.*, 2007).

1.1.6.1.1. Componente arbóreo

El beneficio económico del componente arbóreo de los sistemas agroforestales puede clasificarse teniendo en cuenta el tipo de producto obtenido por el cultivo del árbol (Eichhorn *et al.*, 2006) que en Europa incluyen: (i) frutos, aceites y nueces para consumo humano, (ii) madera, (iii) carbón vegetal, (iv) corcho y (v) forraje.

En Europa los productos arbóreos de los sistemas agroforestales tienden a estratificarse siguiendo una orientación norte a sur. De esta manera, la madera suele ser el principal producto en los países del norte de Europa, mientras que en los países de la Europa Mediterránea es el valor forrajero del árbol el que destaca. Por otra parte, la mayor diversidad de productos obtenidos a partir del árbol se encuentra en los países del sur de Europa (McAdam *et al.*, 2009).

Frutos, aceites y nueces para el consumo humano

Los sistemas agroforestales con árboles que producen frutas, aceites y nueces se pueden encontrar en toda Europa. La aceituna es un claro ejemplo de este uso, que puede ser empleada para el consumo directo o para la producción de aceites tras un proceso industrial, ocupando los olivos grandes extensiones del sur de Europa (Eichhorn *et al.*, 2006) como los ubicados en Grecia e Italia central que ocupan 650.000 ha y 20.000 ha, respectivamente. Existen otras regiones en las que la superficie ocupada por los sistemas silvoarables con olivo es reducida como es el caso de España con 15.000 ha y Francia con 3.000 ha (McAdam *et al.* 2009). Aunque menos extendidos también pueden encontrarse sistemas agroforestales con árboles frutales como el almendro (*Prunus dulcis* Miller), la higuera (*Ficus carica* L), el melocotonero (*Prunus persica* L), el nogal (*Juglans regia* L), el manzano (*Malus* spp) y el peral (*Pyrus communis* L) (Eichhorn *et al.* 2006).

Madera

Los sistemas agroforestales en los que la madera es el producto predominante obtenido del árbol se pueden clasificar en función del tipo de especie forestal que los compone. De esta manera tenemos que pueden ser sistemas agroforestales con coníferas o con frondosas (Olea *et al.* 2005). En la década de los setenta fue muy común en Inglaterra el uso de árboles de crecimiento rápido como los híbridos de *Populus* spp en combinación con praderas (Beaton 1992; Sibbald 1996) o asociados al cultivo de cereales en el norte de Italia (Eichhorn *et al.* 2006). En estos sistemas se ha cortado el árbol tras diez años, realizando una cosecha de cereales por año en los dos primeros años. El uso de

Populus spp en el Norte de Irlanda para la producción de madera destinada a la fabricación de parquet también está muy extendido (Burgess et al. 2005). Al plantarse los árboles a espacios más amplios se obtiene un mejor grosor de la madera en comparación a cuando se utilizan mayores densidades, lo que puede reducir el turno de corta del árbol.

Al norte de Francia es muy común el uso de nogal (*Juglans* spp) (Graves et al. 2007) para la producción de madera noble en combinación con cultivos. Con menor representación también se establecen sistemas agroforestales con otras especies forestales como la acacia de flor blanca (*Robinia pseudoacacia* L), el cerezo silvestre (*Prunus avium*), el roble (*Quercus* spp) y el fresno (*Fraxinus excelsior* L), el eucalipto (*Eucalyptus globulus* Labill), pino marítimo (*Pinus pinaster* Ait.) y *Pinus sylvestris* L. (Rigueiro-Rodríguez et al. 1998b; 2005b).

Carbón vegetal

Un manejo adecuado de los árboles productores de fruto para forraje incluye prácticas culturales como las podas de fructificación. Los restos de poda se emplean para la producción de carbón vegetal (McAdam et al. 2009).

Corcho

El alcornoque (*Quercus suber* L) es un árbol de suma importancia a nivel mundial debido a que de su corteza se produce corcho. España y Portugal poseen cerca del 22 y el 33% del total de la superficie mundial de esta especie (2,3 millones de hectáreas) (APCOR 2007). Alrededor de 340000 t de corcho son producidas anualmente entre Portugal y España, lo cual representa el 80% de la producción mundial (APCOR 2007). De acuerdo con datos del INE (2005) el comercio anual de corcho y sus productos fue de 1.4 billones de euros en el año 2005, de los que Portugal produjo 838 millones de euros y España generó 113 millones de euros. La mayor preocupación de los productores de corcho es la introducción de tapones de plástico que puede arruinar el comercio de este producto (WWF 2006; McAdam et al. 2009).

Las plantaciones de *Quercus suber* pueden ser reemplazadas por *Quercus ilex* en los sistemas agroforestales ya que ésta última posee una bellota de mejor calidad (Gaspar et al. 2007) desde un punto de vista forrajero, y que es la base de la alimentación de acabado para la producción del “Jamón Ibérico”. De deteriorarse el mercado del corcho se produciría, por tanto una degradación de las plantaciones de alcornoque conlleva a su abandono o a la conversión del uso del suelo para otros fines (World Wildlife Fund 2006; McAdam et al. 2009).

Forraje

Las hojas y las frutas de los árboles de los sistemas agroforestales son generalmente utilizadas como fuente de alimento por los animales en la Europa Mediterránea, donde actúan como complemento de pasto en épocas de sequía o frío (McAdam et al. 2009). Las hojas de fresno, sauce, y abedul eran utilizadas como forraje en las zonas montañosas del noroeste de España en tiempos de sequía de verano (Mosquera-Losada et al. 2004) o en invierno (McAdam et al. 2009). Un buen

manejo de la copa del árbol proporciona un valor añadido al árbol en la zona templada (Snyder et al. 2007).

1.1.6.1.2. Componente Agrícola

Los principales productos del cultivo asociado a sistemas agroforestales se describen a continuación:

Granos y semillas

Cereales tales como cebada, maíz y avena son bastante comunes en los sistemas silvoarables en el Norte de Europa como en el Mediterráneo (McAdam et al. 2009).

Hortalizas, frutas y viñedos

Las hortalizas suelen crecer en asociaciones con olivo en Italia, con frutales en Grecia y España y con *Ceratonia siliquia* L en Grecia (Eichhorn et al. 2006).

Biomasa

Existe un creciente interés de cultivos agrícolas como fuente de biomasa para la producción de biogás, bioetanol o biodiesel. Para su producción se usan cultivos que usualmente sirven como alimento, pero también cultivos alternativos como del género *Miscanthus* spp y *Panicum* spp (McAdam et al. 2009).

Pasto

La mayoría de los sistemas silvopastorales incluyen gramíneas o leguminosas en el sotobosque para proveer de forraje a los animales en países como Italia, Grecia, España y Portugal. Existen experiencias de sistemas silvopastorales en la región biogeográfica atlántica (Mosquera-Losada et al. 2005, McAdam 2006, Pacheco et al. 2006, McAdam et al. 2009, Mosquera-Losada et al. 2009b) y mediterránea (Pantera y Papadopoulos 2006, Pardini y Natali 2006). Un factor importante a tener en cuenta es la densidad de árboles, debido a que si esta es muy alta, la calidad del pasto (Peri et al. 2007; Rozados-Lorenzo et al. 2007) y la productividad (Mosquera-Losada et al. 2005) no será suficiente para mantener el pastoreo y producir energía para su normal crecimiento (McAdam et al. 2009).

La producción de pasto generada en el sotobosque dentro de un sistema silvopastoral suele ser baja si la densidad forestal es elevada debido al efecto de la sombra del componente arbóreo. La producción anual de pasto puede variar entre 0,1 a 4 t MS ha⁻¹; en Italia lo que limita la capacidad del pasto para mantener altas cargas animales (Pardini et al. 1987; 2009). Sin embargo, la presencia del árbol en zonas de pastoreo tiene como ventajas el proveer de sombra en verano a los animales y actuar como barreras contra el viento en el invierno (Pardini 2009).

1.1.6.1.3. Componente animal

El principal producto en un sistema silvopastoral desde el punto de vista del componente animal es la carne y dependiendo del animal seleccionado, ésta puede ser de vacuno, ovino, porcino, aviar o de animales asociados a la caza (Sánchez 2005).

El pasto puede ser establecido o introducido en zonas en las que previamente había árboles. Un ejemplo de este último caso son las dehesas en España y Portugal, el cual incluye ganado, cerdos y cabras bajo árboles de *Quercus ilex* o *Q. suber* (Olea et al. 2005). Otros ejemplo, en la parte atlántica de Galicia, son los sistemas agroforestales con caballos o ganado vacuno los más comunes (McAdam et al. 2009).

Es muy importante proteger al arbolado joven en los sistemas silvopastorales, para evitar daños en el mismo (McAdam 1991, Nixon et al. 1992, Beaton y Hislop 2000, Sibbald et al. 2001, Rigueiro-Rodríguez et al. 2005b, McAdam et al. 2009).

1.1.6.2. Función de hábitat

Los sistemas agroforestales pueden mejorar las funciones del ecosistema por la interacción entre sus componentes (forestal, animal y vegetal) que crean estructuras y combinaciones mucho más complejas y heterogéneas (McAdam 2000; Martínez-Jauregui et al. 2006; Rois et al. 2006; Martínez-Jauregui 2007). Las dehesas en España, son un claro ejemplo de conservación de biodiversidad en Europa (Moreno y Pulido 2007). Los árboles muertos están asociados a la biodiversidad microbiana de los bosques (Burgess 1999).

Los sistemas silvopastorales también ayudan a mantener los niveles de diversidad ya que involucran el pastoreo con diversos animales entre las que constan especies silvestres y generan beneficios de heterogeneidad estructural (Rigueiro-Rodríguez et al. 2009a).

1.1.6.2.1. Biodiversidad

Los sistemas agroforestales ayudan al mantenimiento de la biodiversidad en comparación con las explotaciones agrícolas ya que promueven la heterogeneidad del territorio. El componente arbóreo crea diferentes condiciones de humedad, luminosidad fertilidad que produce cambios en el suelo y su fauna y producen condiciones favorables para que las distintas especies herbáceas se puedan desarrollar (Mosquera-Losada et al. 2005).

Algunas experiencias descritas por Cuthbertson y McAdam (1996) demuestran que los sistemas silvopastorales incrementan la población de fauna invertebrada, debido a que estos se desarrollan mejor bajo condiciones heterogéneas de los sistemas agroforestales. Un ejemplo de esto, son la mayor presencia de carábidos y otros artrópodos encontradas en sistemas agroforestales en comparación con sistemas exclusivamente agrícolas en Irlanda del Norte y Escocia (Dennis et al. 1996). Por otra parte, Burgess (1999) ha mencionado los beneficios de los sistemas silvoarables en

términos del aumento del número de pájaros y otros animales en comparación con sistemas agrícolas tradicionales.

Los sistemas silvopastorales también pueden ser incluidos en ecosistemas frágiles como son los ecosistemas de montaña, a los que están bien adaptadas especies animales domésticas locales en peligro de extinción, que pueden conferir un valor añadido al sistema. Europa posee casi la mitad de la diversidad en especies domésticas del mundo con aproximadamente 3051 especies registradas (FAO 2004), de estas el 63% incluyen al ganado (rumiantes y equinos). Según Rois et al. (2006) la intensificación agrícola originada por la industrialización y la globalización de los productos, tiene como consecuencia la destrucción de prácticas agrícolas tradicionales en las que se reemplazan razas animales autóctonas por unas pocas mejoradas genéticamente que se distribuyen de forma masiva por las diferentes explotaciones, lo que conlleva al aumento de las explotaciones con una mayor uniformidad genética.

1.1.6.3. Función de regulación

1.1.6.3.1. Conservación del suelo en sistemas agroforestales

Según la EEA (European Environment Agency 1994) cerca del 17% del área total de Europa, es decir unos 27 millones de hectáreas de suelo tienen alto riesgo de erosión. La mayoría de los suelos en Europa tienen problemas de erosión hídrica (92%) y, en menor medida erosión eólica. La erosión del suelo produce problemas de tipo productivo a causa de la pérdida de sustrato y de nutrientes (Van Lynden 2000). Este problema se agudiza en países del sur de Europa donde ocurren con mayor incidencia condiciones climáticas adversas, en comparación con países del norte.

De acuerdo con Correal et al. (2009), las pérdidas de suelo pueden llegar a ser tan altas como de 200 t de suelo ha⁻¹ al año en la zona Mediterránea española. Los sistemas agroforestales que incluyen especies forestales y arbustivas son buenas estrategias para evitar la pérdida al suelo en los ambientes Mediterráneos. Investigaciones recientes llevadas a cabo en el sur del España mencionan que un manejo controlado de los arbustos provee de alimento para el ganado, leña y protege el suelo (Robles et al. 2009).

Los sistemas agroforestales pueden mejorar el uso del suelo y proveer muchos beneficios en pequeñas áreas. Por ejemplo, Palma et al. (2007) ha analizado el potencial de los sistemas silvoarables para el secuestro de carbono, control de la erosión y las pérdidas de nitrógeno. Rigueiro-Rodríguez et al. (2005b) también menciona los beneficios de los sistemas agroforestales como técnica sustentable para reducir el riesgo de incendio.

1.1.6.3.2. Uso de nutrientes

La contaminación de agua en Europa es causada en su mayor parte por el excesivo uso de pesticidas, herbicidas y fertilizantes en explotaciones agrícola (EEA 2003). El problema consiste en

que el exceso de los fertilizantes se deposita en los principales recursos acuíferos produciendo eutrofización. Según Rigueiro-Rodríguez et al. (2009a) el excesivo uso de herbicidas está relacionado con las prácticas de monocultivos que facilitan la dispersión y propagación de plagas.

La eutrofización se origina por el excesivo uso de fertilizantes a base de nitrógeno y fósforo. La contaminación por fertilizantes con nitrógeno es mucho más severa por la complejidad de su ciclo (Whitehead 1995).

De acuerdo con Rigueiro-Rodríguez et al. (2009a), el uso eficiente del nitrógeno (expresado por la relación entre el nitrógeno depositado y el consumido por el cultivo) depende de las dosis de nitrógeno aplicada, este se ve reducido si la dosis de nitrógeno aumenta. Por ejemplo, si se usa una dosis de 60 kg N ha⁻¹, la producción de pasto esperada será de 41 kg MS ha⁻¹, al ser comparadas con un testigo no fertilizado; sin embargo si duplicamos la dosis a 120 kg de N ha⁻¹, la producción se ve reducida a 16 kg MS ha⁻¹, esto demuestra que mientras más alta sea la dosis, mayores serán las pérdidas de nitrógeno.

Los árboles en los sistemas agroforestales son capaces, debido a la mayor profundidad de sus raíces, de reintroducir en el sistema el nitrógeno y el fósforo que se lava evitando que se contaminen las aguas (Grime et al. 1992; Lehmann et al. 1999; Nair y Kalmbacher, 2005, Nair et al. 2007).

1.1.6.3.3. Secuestro de carbono

Los crecientes niveles de carbono en la atmósfera son un grave problema ambiental ampliamente descrito y que se pretende solventar con la implementación del protocolo de Kyoto (artículo 3.3) (UNFCCC 1998). La importancia de los programas de reforestación basados en la reducción de carbono se debe a la alta capacidad de los árboles de absorber CO₂ de la atmósfera e incorporarlo en sus tejidos por largos periodos de tiempo. De acuerdo con estudios realizados por Fernández-Núñez (2007) el secuestro del carbono en el suelo es mayor en especies forestales frondosas que en coníferas. Otros factores que influyen en la capacidad de secuestro de carbono de un sistema silvopastoral son su cobertura y la densidad de plantación que pueden modificar la capacidad de secuestro de carbono del mismo.

1.1.6.3.4. Riesgo de incendio

Según la FAO (2005b) alrededor de 9000 millones de toneladas de biomasa vegetal se pierde a causa de los incendios forestales a nivel mundial. Los incendios son un importante problema en aquellas partes de Europa donde existen veranos secos debido a los importantes efectos negativos que generan sobre el medio ambiente (erosión, volatilización, pérdida de biodiversidad)

Los sistemas silvopastorales son una herramienta de manejo adecuada en la prevención de incendios y disminución de su riesgo, ya que el consumo del sotobosque por parte del animal

disminuye la biomasa vegetal, combustible que arde en los incendios (Rigueiro Rodríguez et al. 2009c).

1.1.6.4. Función cultural

El servicio potencial que otorgan los sistemas agroforestales incluye el mantenimiento de la cultura, creación de oportunidades de recreo y mejora del paisaje. El apartado de conservación, sus beneficios, recreo y servicios ambientales están contemplados en la política de subsidios de la Unión Europea (McAdam 2005). Sin embargo, se precisa más investigación para valorar realmente estos beneficios (McAdam et al. 2009).

Desde el punto de vista cultural y de tradición, los sistemas agroforestales son importantes en diferentes áreas de Europa, como sistemas que preservan el manejo sostenible (Isted 2005) y promueven las funciones de recreo como la visión de las aves en el Reino Unido (McAdam et al. 2009) o las actividades de caza en Italia (Pardini 2009). Un ejemplo de este aspecto son las dehesas debido a que mejoran el paisaje, además de que poseen un valor histórico y cultural muy significativo (McAdam et al. 2009). Las zonas con sistemas silvopastorales pueden ser empleadas para aumentar los beneficios económicos de las explotaciones al promover el ecoturismo (Pardini et al. 2002a, 2002b; Pardini 2005; 2009).

1.1.6.4.1. Perspectivas sociales de los sistemas agroforestales

Los beneficios sociales de los sistemas agroforestales para los productores están basados en la mejora de la productividad y de los beneficios ambientales de los mismos en comparación con las agrícolas. La diversidad de sus cultivos (champiñones, lana, carne, medicina, etc.) incluyen mayores posibilidades de ingreso a los propietarios de las áreas forestales. En caso contrario, éstos no obtienen productos hasta que el árbol alcance cierto tamaño y se realicen las claras o en la corta final en áreas exclusivamente forestales (Rigueiro-Rodríguez et al. 2009a), por lo que los sistemas agroforestales incrementan la tasa de retorno económico de las inversiones forestales.

La productividad de un sistema agroforestal se ve positivamente influenciada cuando la asociación árbol-cultivo es la adecuada en tiempo y espacio. Los árboles pueden beneficiar a los cultivos que se desarrollan en su entorno, promoviendo en el caso de los sistemas silvopastorales la producción de productos de origen animal a bajo coste y de alta calidad (Rigueiro-Rodríguez et al. 2009a).

Desde una amplia perspectiva social, las prácticas agroforestales permiten un amplio disfrute de las áreas rurales para el público en general, por que incrementa, mejora y ayuda a preservar prácticas tradicionales y culturales. A su vez puede ayudar a mejorar la productividad en la agricultura y si se asocia con turismo rural puede vincularse con la producción de productos ecológicos de alta calidad con denominación de origen (Rigueiro-Rodríguez et al. 2009a).

La implementación de sistemas agroforestales puede ayudar a las autoridades administrativas a solucionar problemas como la preservación del suelo y la biodiversidad, el secuestro de carbono, la disminución del riesgo de incendios y la mejora de la calidad del agua (Rigueiro-Rodríguez et al. 2009a y c).

2. Uso del territorio en Galicia y los sistemas agroforestales

Según datos del MARM (Ministerio de Medio Ambiente Rural y Marino 2007), la superficie de la comunidad autónoma de Galicia es de alrededor de tres millones de hectáreas, que representan el 6% del territorio nacional (Figura 1). El 60% del territorio gallego se clasifica como terreno forestal, siendo el 48% terreno forestal arbolado, es decir 1425000 has. Alrededor del 25% de la superficie agraria está ocupada por prados y cultivos, fundamentalmente forrajeros. Sin embargo, la renta final agraria gallega está fundamentalmente basada en la producción ganadera (Mosquera et al. 1992).

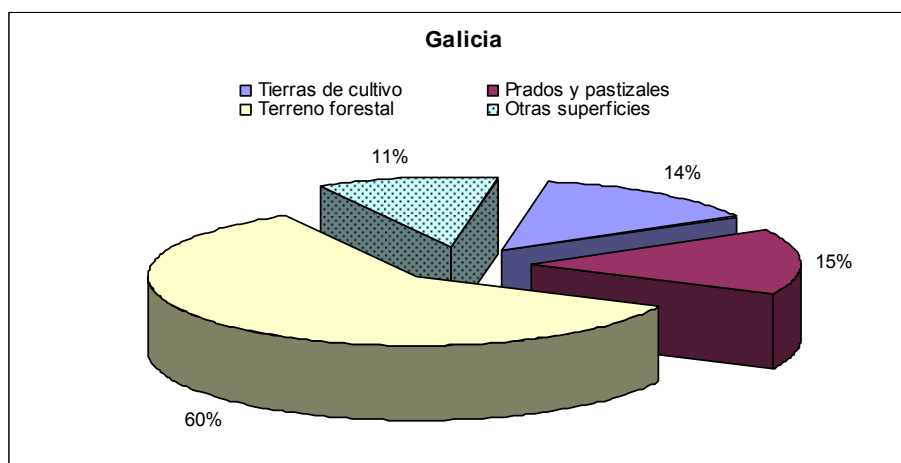


Figura 1. Uso del suelo en Galicia. Fuente: MARM 2007.

2.1. El componente forestal en Galicia

Entre las principales especies existentes en Galicia destacan *Pinus pinaster* Aiton (390000 has), *Quercus robur* L (195000 has), *Eucalyptus globulus* Labill (178000 has), masas mixtas entre *Pinus pinaster* Aiton y *Eucalyptus globulus* Labill (159000 has), y *Quercus pyrenaica* L (101000 has) que representan todas ellas el 70% de la superficie forestal gallega. De manera general, el pino gallego y el eucalipto conforman el 55% de los pies adultos y representan el 64% de las masas forestales de Galicia IFN (Inventario Nacional Forestal 2002).

En Galicia se produce la mitad de la madera de toda España (Figura 2), ascendiendo las cortas realizadas en el monte en el año 2006 a 6,8 millones de m³ de madera (Xunta de Galicia 2007).

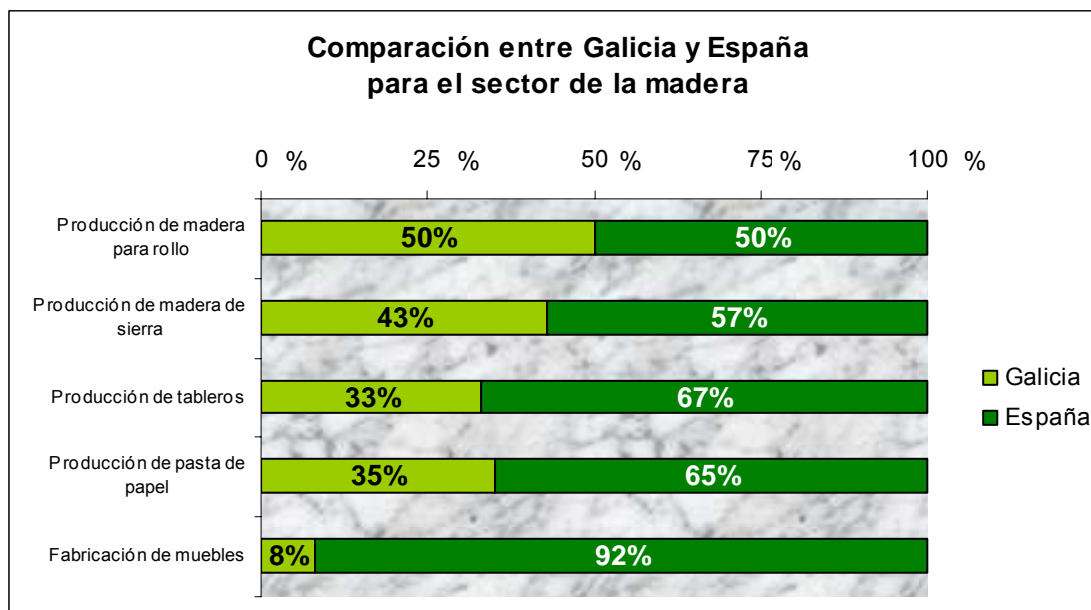


Figura 2. Destino de producción maderera en Galicia con respecto a España Fuente: Informe de los resultados de la industria forestal en Galicia 2006 CMA (Xunta de Galicia, 2007).

Cerca del 50% de la producción de madera en rollo nacional se produce en Galicia, en tanto que las otras categorías de madera como la de sierra, tableros, pasta de papel están alrededor del 43% y 33%, lo cual es destacable al referirnos tan solo a una región que supone superficialmente el 6% de todo el territorio español. Sin embargo, la producción de muebles dista mucho de ser importante, ya que solamente representa el 8% de la producción de todo el territorio español.

El cultivo de frondosas como *Populus* spp, tiene mucha relevancia en las riberas de los ríos de Castilla y León o Cataluña. Sin embargo, en regiones atlánticas como Galicia la plantación con especies como *Populus x canadensis* Dode Guinier son en general raras y usualmente ligadas a las reforestaciones en praderas (Álvarez-Álvarez et al. 2000; Rigueiro-Rodríguez et al. 2008a).

2.1.1. *Populus* spp

Las especies del genero *Populus* spp están ampliamente distribuidas en América y Europa. Se caracterizan por poseer un tronco único, ser deciduas (algunas perennes) y poseer una amplia diversidad de clones reproducidos por brotes de cepa, de raíz, por estaquilla o esquejes, acodo, por injerto y por cultivo *in vitro*. Las especies de este género son muy conocidas por ser de crecimiento rápido y adaptarse a condiciones ecológicas de alta humedad, y que se desarrollan bastante bien a pHs comprendidos entre 6 y 7 y que suelen asociarse a las especies del género *Salix* spp (Montoya 1993; Eckenwalder 1996). De este género destacan beneficios como son la protección de los suelos y la depuración de los recursos hídricos. En los últimos años, es una especie que junto a las del género *Salix* spp, pueden ser empleadas en rotaciones de tres a cinco años para producir biocombustibles (Tharakan et al. 2003, Arévalo et al. 2007).

El cultivo de *Populus* spp, está muy distribuido en América del Norte, empleándose este género en barreras vivas y cortinas rompevientos en áreas agrícolas (Thevathasan y Gordon 1997, Sinclair 1999a, Guevara-Escobar et al. 2002, Thevathasan y Gordon 2004). Así, en Canadá, dependiendo de las condiciones de clima, suelo, y agentes externos sus producciones fluctúan entre 9 a 35 m³ ha⁻¹ año⁻¹ entre híbridos y especies endémicas y dependiendo de la calidad de estación NAFC (North America Forest Commission 2002).

Igualmente, el género *Populus* spp tiene una larga tradición de cultivo en Europa, muy popular en países como España, Francia e Italia. En el siglo XX surgió un gran interés por las especies del género *Populus*, debido a la necesidad de suplir la demanda comercial de madera, específicamente para su empleo en la industria del papel (Zsuffa et al. 1996).

El cultivo de las plantaciones de *Populus* spp a pesar de no ser tradicional, se ha incrementado de manera importante en los últimos años. Por ejemplo, en España, se prefieren clones con claros propósitos productivos y adaptados a medios específicos, lo que ocasiona el uso de plantas con poca variabilidad genética a causa del escaso número de clones empleados (Padro 1992). Según afirma la FAO (2000), la producción media de esta especie en Francia e Italia está comprendida entre 8 y 25 m³ ha⁻¹ año⁻¹ aunque también menciona que en plantaciones con diversas variedades de *Populus* spp han logrado obtener producciones superiores a 40 m³ ha⁻¹ año⁻¹.

Las plantaciones de *Populus* spp más importantes en España se encuentran a lo largo de la cuenca del río Ebro, que está dominada por especies monoclonales fundamentalmente *Populus x canadensis*. De acuerdo con Garnica (2001) se sabe que sólo en la región de La Rioja existen 5089 has de esta especie, de las que el 85% (4330 has) son de propiedad privada. Así, *Populus x canadensis* es un híbrido de alta demanda debido a su producción precoz y adaptabilidad a diferentes condiciones climáticas, pero también posee ciertas desventajas; por ejemplo el clon I-214 suele ser exigente en las costosas podas de formación, que se realizan con el fin de lograr un fuste recto. Además, son sensibles al ataque del hongo *Marssonina brunnea*, que afecta comúnmente a las plantaciones del noreste español (Montoya 1993).

Las plantaciones de *Populus* spp, son muy exigentes en la fertilidad del suelo y humedad edáfica. Por otro lado, si la acidez es moderada y los suelos tienen cierta fertilidad se recomienda usar clones americanos (*Populus nigra x Populus deltoides*) como I-214 y I 45-51 (Álvarez-Álvarez et al. 2000).

La densidad de plantación de las choperas varía, por lo general, entre 277 árboles por hectárea (correspondiente a un marco de plantación de 6x6 m) y 400 árboles por hectárea (marco de 5x5 m) con un crecimiento medio de 18 m³ ha⁻¹ y 35 m³ ha⁻¹ anuales, respectivamente (Montoya 1993).

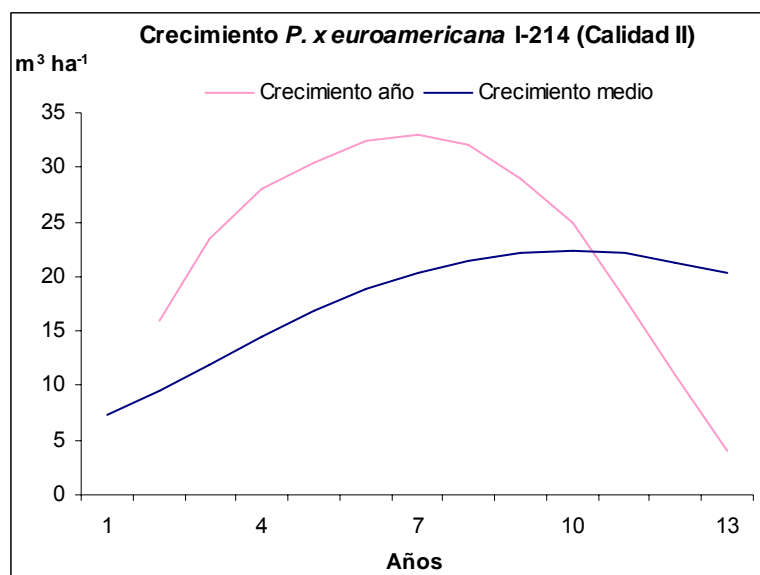


Figura 3. Evolución a lo largo del tiempo del crecimiento anual y el crecimiento medio de *Populus x canadensis* Dode Guinier. Fuente: Montoya (1993).

En la Figura 3 se describe el crecimiento de los árboles de *Populus x canadensis*, para la variedad **I-214** en densidad 6x6 m. El óptimo de la producción de *Populus x canadensis* en $\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ se da cuando la curva de crecimiento anual coincide con la curva de crecimiento, es decir a los 12 años aproximadamente. Se puede ver que la curva de crecimiento medio es más plana en su parte más alta (Figura 3), lo que indica que, probablemente si incrementásemos la densidad, la fecha de la corta final se debería post-poner ya que tendríamos un con menor valor de la madera en comparación con las densidades de plantación reducidas, lo que se explica por los menores diámetros alcanzados con densidades altas debido a la competencia por los nutrientes y la luz (Montoya 1993).

2.2. El componente herbáceo en Galicia

Galicia es una región fundamentalmente ganadera, en ella se produce cerca del 31% de la leche de toda España. El sistema de producción está fundamentalmente basado en los pastos, que junto a los forrajes ocupan cerca del 25% del territorio gallego. Esto explica la mayor superficie y producción de pradera polífito en Galicia en comparación con las otras comunidades autónomas españolas (Tabla 3). Se puede definir pasto como cualquier recurso vegetal que sirve de alimento al ganado, bien en pastoreo o bien como forraje. SEEP (Sociedad Española del Estudio del Pasto 2009).

Tabla 3. Superficie existente y producción de pradera polífitas en peso verde obtenidas en el 2006 por las provincias y comunidades autónomas de España. Fuente: (MARM 2007).

	Superficie (ha)	Praderas polífitas (t)
Andalucía	87377	1479
Aragón	170013	45788
Baleares	28442	
C. Valenciana	3293	
Canarias	4135	
Cantabria	9443	
Castilla La Mancha	66234	3208
Castilla León	132171	13319
Cataluña	109142	185047
Extremadura	73517	420000
Galicia	226065	5991001
La Rioja	2500	1806
Madrid	4248	13311
Navarra	19207	241641
P de Asturias	25345	297960
País Vasco	9120	237075
R de Murcia	923	

La pradera polífitas es aquella que contiene dos o más especies en las cuales se incluye la mezcla de gramíneas y leguminosas (San Miguel 2001). Los pastos naturales en Galicia están compuestos por *Agrostis capillaris* L, *Agrostis castellana* Boiss et Reut, *Agrostis stolonifera* L, *Alopecurus pratensis* L, *Anthoxanthum odoratum* L, *Bromus mollis* L, *Lolium perenne* L, *Phleum pratense* L, *Poa pratensis* L, *Lotus uliginosus* Schkuhr, *Trifolium pratense* L, *Trifolium repens* L, *Plantago lanceolata* L, *Ranunculus repens* L, *Thrinacia hirta* Roth, *Mentha rotundifolia* L, *Rumex obtusifolius* L, *Rumex acetosa* L, *Cirsium palustre* L, *Cardamine pratensis* L, *Cyperus longus* L, *Sonchus oleraceus* L, *Bellis annua* L, *Bellis perennis* L, *Achillea millefolium* L, *Prunella vulgaris* L, *Juncus conglomeratus* L, *Juncus effusus* L, *Oenanthe crocata* L. De todas estas especies las que mejor se comportan desde una perspectiva productiva son *Lolium perenne* L, *Trifolium repens* L, y *Dactylis glomerata* L (Vieitez y Vieitez 1955; Moreno 1983; Mosquera-Losada et al. 1999).

Las especies más comunes encontradas en las praderas polífitas son *Lolium perenne* L, *Lolium multiflorum* Lam, *Dactylis glomerata* L, *Medicago sativa* L y *Trifolium repens* L, entre otras especies (Rigueiro-Rodríguez et al. 1998a; Mosquera-Losada et al. 1999, 2006b, 2009d). La superficie de los cultivos forrajeros (Figura 4) considerados en Galicia en el 2006 en total en secano y regadío (MARN 2007) incluyen gramíneas 56987 has (25.21%), leguminosas 100 has (0.04%), raíces y tubérculos 1874 has (0.83%), praderas polífitas 160734 has (71.1%) y forrajeras varias 63.70 has (2,82%).

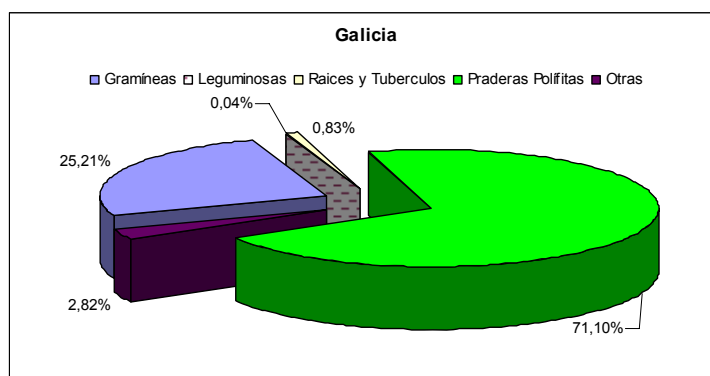


Figura 4. Superficie total cosechada de cultivos forrajeros en el 2006 en Galicia Fuente: (MARM 2007).

La producción de pasto en Galicia depende directamente de las condiciones climáticas. En la Figura 5 se puede observar la distribución estacional media de la producción de pasto en Galicia, observándose que esta no es estable en el tiempo presentando períodos de restricción de pasto debido a la sequía en verano y al frío en invierno (Mosquera-Losada et al. 1999).

Es muy importante conocer las curvas de crecimiento anual del pasto, basándose en los parámetros climatológicos, esto afecta variables como la distribución del uso de concentrados (heno y silo) y la fertilización de la pradera. En Galicia, el ensilado de hierba se realiza en primavera, época en la cual obtiene los niveles de producción más altos, por lo que los agricultores prevén el exceso de producción para destinarlo al ensilaje (Mosquera-Losada et al. 1999).

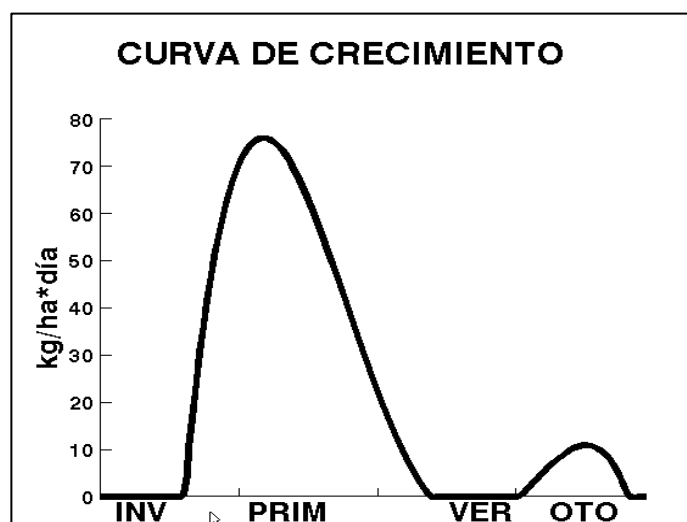


Figura 5. Curva de crecimiento de pasto por estación. INV: invierno; PRIM: primavera; VER: verano y OTO: otoño (Fuente: Mosquera-Losada et al.. 1999).

Estas curvas de crecimiento se pueden ver modificadas por el efecto del arbolado, que varía a lo largo de la vida de la masa, debido a su crecimiento. En general, si no se regula adecuadamente la competencia, la producción de pasto puede verse mermada debido a la cobertura del arbolado Chang

et al. (2002). No obstante, la presencia del árbol en una zona agrícola con una densidad adecuada, incrementa el valor del territorio, al obtenerse a largo plazo un producto, que si el uso del territorio fuese exclusivamente agrícola, no se produciría. Así, Mosquera-Losada et al. (2006b) justifican el uso de los sistemas silvopastorales con masas de *Pinus radiata* establecidas mediante plantación en terrenos agrícolas abandonados, por tener rendimientos económicos superiores a los de los sistemas basados exclusivamente en cultivos agrícolas, y sistema forestal.

En otros estudios se ha encontrado que al inicio de las asociaciones entre pasto y arbolado, las producciones de pasto pueden no diferir de situaciones en las que sólo hay pasto o inclusive verse beneficiadas por el componente arbóreo que reduce la evapotranspiración (Sibbald 1996). No obstante, a medida que se desarrollan los árboles, su sombra puede disminuir la producción de pasto (Papanastasis 1996; Sibbald 1996; Rigueiro-Rodríguez et al. 2005a). Estudios desarrollados en la zona atlántica señalan que la producción de pasto se ve poco afectada cuando existe menos de un 55% de cobertura arbórea en el caso de sistemas silvopastorales establecidos con *Pinus radiata* Rigueiro-Rodríguez et al. (1998a). Este efecto se ve también en la densidad forestal.

2.3. El componente edáfico en Galicia

Las condiciones climáticas que se producen en Galicia que conllevan altas precipitaciones y bajas evapotranspiraciones favorecen el lavado de bases como el calcio, el potasio y el magnesio, lo que afecta negativamente a la fertilidad del suelo (Mombiela 1983b).

Los suelos en Galicia son ácidos lo que lleva asociado una importante saturación de aluminio del complejo de cambio (Mombiela 1983a y b; Mombiela y Mateo, 1984). El aluminio es un elemento tóxico para las plantas que además, cuando se encuentra en forma disponible provoca, junto al hierro, la inmovilización del fósforo, mermando la disponibilidad de este macronutriente esencial para las plantas. Esto hace que para obtener una buena producción de pasto y desarrollo del arbolado sea indispensable la realización de prácticas de encalado, además de fertilización.

2.3.1. Encalado

2.3.1.1. Encalado y los nutrientes en el suelo

El encalado es una práctica agrícola que modifica las propiedades físicas, químicas y microbiológicas del suelo. A medida que se incrementa la acidez del suelo se incrementa la presencia de aluminio soluble que es tóxico, se destruyen los agregados del suelo, favoreciendo su compactación, y se provoca una disminución de la presencia de nutrientes esenciales como es el caso del fósforo (López-Mosquera 1995).

En la Figura 6 se observa la relación existente entre el pH y el porcentaje de saturación de aluminio bajo diferentes dosis de encalado.

El encalado mejora las propiedades físicas del suelo debido a que el calcio actúa como floculante de los coloides que presentan carga negativa (McLean 1971), reforzando la cohesión de los agregados como consecuencia del estímulo del desarrollo vegetal, aumentando la biomasa radicular y el contenido de materia orgánica. Sin embargo, cuando la estructura se debe a la acción de cationes

como Fe y Al en su estado oxidado, el encalado produce su colapso al reducir la carga positiva de estos iones, haciendo disminuir la permeabilidad del suelo (Schoffelen y Middleburg 1954).

En suelos donde la materia orgánica es responsable de la agregación de partículas, el encalado puede afectar de forma negativa a la estructura del suelo debido a que se incrementa la actividad de los microorganismos, lo que conlleva un consumo de la materia orgánica (Harris et al. 1996).

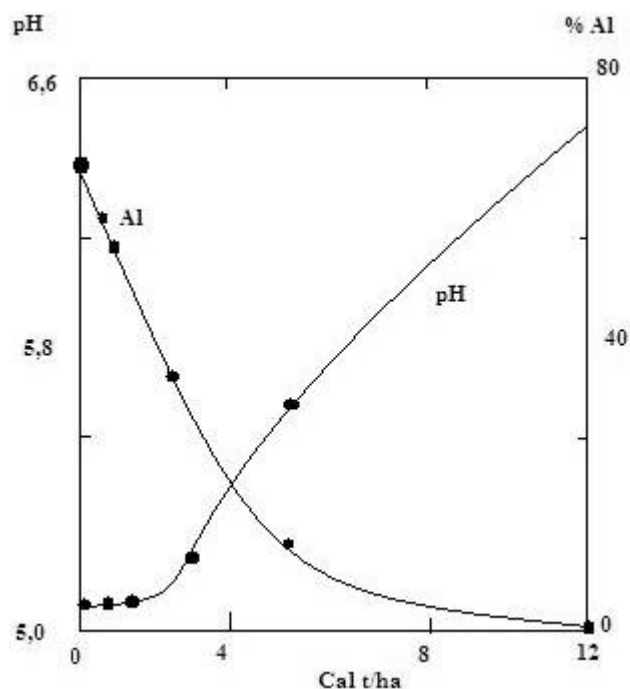


Figura 6. Efectos de la aplicación de cal sobre pH y sobre el porcentaje de Al en la capacidad de intercambio catiónico efectiva en suelos de Galicia (Mombiela, 1983a).

Por otra parte, con el encalado se produce una aportación de calcio y a veces de magnesio, incrementándose la disponibilidad de estos elementos (García et al. 1986; López-Díaz 2004) reduciéndose en algunos casos la asimilación del potasio, debido a la relación de antagonismo existente entre el K y Ca (Barber 1995).

El encalado también reduce la solubilidad de metales pesados como el hierro (Kabata y Pendías 1984; Loué 1988), manganeso (Loué 1988; Domínguez-Vivancos 1997), níquel (Juste y Soldá 1998; Virgel-Mentxaka 2002), cromo (Kabata y Pendías 1984; Juste y Soldá 1998; Smith 1996), cobre (Krebs et al. 1988; Römkens et al. 1999), cadmio (Juste y Soldá 1988; Krebs et al. 1988) y plomo (Andrade-Couce et al. 1985c; Salomons 1995), en este último elemento hay que considerar otras variables como el tipo de suelo, complejos orgánicos, y los aportes de metales con la caliza (Kabata y Pendías 1984). El encalado también reduce la presencia de aluminio (Mombiela y Mateo 1984; López-Mosquera 1995).

2.3.1.2. Encalado y la producción de pasto

Numerosos estudios llevados a cabo en praderas (Piñeiro y Pérez 1992; Willman et al. 1994; y Whitehead 1995) demuestran que las enmiendas calizas provocan un incremento de la producción de pasto, es por ello una práctica extendida en zonas con elevadas precipitaciones. Estudios realizados en Galicia señalan que se puede mantener praderas productivas durante al menos seis años en zonas de monte transformadas en praderas realizando encalado en el momento de siembra con dosis de 3 a 6 t ha⁻¹ (Mosquera 1992). El encalado en Galicia ha demostrado mejorar los niveles de proteína, sodio y calcio en el pasto (García et al. 1986) pudiendo reducirse niveles de magnesio debido al antagonismo existente entre el calcio y el magnesio (Edmeades et al. 1983; Porta et al. 2003).

El efecto del encalado sobre el crecimiento del arbolado y del pasto en sistemas silvopastorales desarrollados en suelos extremadamente ácidos sobre los que se estableció una pradera con *Lolium perenne*, *Dactylis glomerata* y *Trifolium repens* en una plantación de *Pinus radiata* de cinco años de edad en Galicia ha mostrado que mejora notablemente el crecimiento del arbolado, no provocando mejoras en la producción de pasto. Este efecto se explica por la liberación lenta de nutrientes que provoca el encalado al activar la mineralización de la materia orgánica, que es aprovechada por el arbolado con una rizosfera más profunda, de forma más eficiente que el pasto (López-Díaz et al. 2007). Sin embargo, cuando se realizó una experiencia similar en zonas agrícolas pero encalando a edades más tempranas del arbolado (un año) se produce un efecto positivo sobre la producción de pasto que provoca una disminución del crecimiento del arbolado, al desarrollarse las raíces del arbolado y la pradera a la misma profundidad (Fernández-Nuñez et al. 2008, Rigueiro-Rodríguez et al 2009b).

2.3.1.3. Encalado y la biodiversidad

El encalado como determinante del pH y de los niveles de fertilidad del suelo tiene un claro efecto sobre la biodiversidad, al modificar la disponibilidad de nutrientes que hace que se desarrollen unas especies en detrimento de otras. A medida que nos aproximamos a la neutralidad en términos de pH la biodiversidad, entendida como riqueza específica o número de especies se incrementa, ya que una elevada proporción de especies presentan su óptimo de desarrollo a pH entre 6 y 7. De igual modo, a medida que nos alejamos o nos acercamos de los pH próximos a la neutralidad encontramos especies calcícolas o calcífugas adaptadas a estas condiciones especiales, que no aparecen en suelos con pH neutros. Esto hace que sea preciso mantener estos ecosistemas con el objeto de que estas especies pervivan. En Galicia, desde un punto de vista del pH conviven suelos que son sometidos a encalados regulares en donde, tras la siembra, se desarrollan especies anuales, por lo general con elevadas necesidades en calcio (Fernández-Nuñez 2007). A medida que se desarrolla la cubierta

forestal, y si ésta no es muy elevada, la biodiversidad puede incrementarse porque el árbol genera un microclima y permite el desarrollo de especies poco adaptadas a la sequía pero que se desarrollan bien bajo cierta sombra, como es el caso de la dehesa española (Rigueiro et al. 2009a). Sin embargo, a medida que la cobertura forestal se eleva solo persisten las especies adaptadas a la sombra, que puede ser importante bajo ciertas especies forestales como es el caso del *Pinus radiata* en las que la biodiversidad se ve notablemente disminuida cuando la fracción de cabida cubierta es trabada (Mosquera et al. 2006b). Además, el desarrollo de las coníferas suele provocar debido a la caída de su componente foliar de las ramas bajas a las que no le da la luz, una acidificación clara en el suelo, que hace que se desarrollen bien especies de carácter acidófilo y de tipo arbustivo perennifolio, en este caso debido a la acumulación de mantillo que limita el desarrollo de especies de tipo herbáceo, al retener ésta capa poca agua y favorecer la muerte del sistema radical menos profundo que el de las arbustivas.

2.3.2. La fertilización

El objetivo de la fertilización del pasto y otros cultivos es suplir sus necesidades de nitrógeno, fósforo y potasio con el objeto de mejorar la producción del pasto y por tanto la rentabilidad de la explotación ganadera, teniendo en cuenta las implicaciones medio ambientales; tales como: acidificación del suelo (Van Breemen et al. 1982), movilidad de aluminio (Johnson et al. 1992), alteración de las emisiones de gases invernadero (Butterbach-Bahl et al. 1998; Ventera et al. 2003). A la hora de planificar la fertilización es importante conocer el ciclo del nutriente que se aporta, así, en el caso del nitrógeno recomienda realizar varias aplicaciones al año (Mosquera 1992; Whitehead 2000), al ser un elemento de escasa persistencia en el suelo, al contrario de lo que sucede con los fertilizantes fosfóricos (Whitehead 2000), sobre todo, y potásicos (Whitehead 2000). Las dosis de fertilizante se suelen aplicar teniendo en cuenta la potencialidad productiva de la zona, que se calculan con una base anual. La fertilización inorgánica es la herramienta más eficaz y sencilla a disposición del pascicultor que le permite incrementar la producción de pasto y por tanto gestionar mejor y de forma más rentable la base territorial de su explotación. No obstante, el incremento de los precios de los fertilizantes de los últimos años hace que los propietarios de las explotaciones busquen alternativas a los fertilizantes inorgánicos, como es el caso de los fertilizantes orgánicos, de entre los que destacan el purín o los lodos de depuradora urbana (Mosquera-Losada et al. 2001a; Rigueiro-Rodríguez et al. 2007, Mosquera-Losada et al 2006b; Rigueiro-Rodríguez et al. 2008).

2.3.2.1. La fertilización orgánica con lodo de depuradora urbana

El deterioro químico de las aguas continentales es uno de los problemas actuales existentes en España y Europa, y que tiene su origen en los vertidos procedentes de las industrias y también de las poblaciones. En la actualidad, y debido a la Directiva 91/271/CEE, se establece que todas las aglomeraciones urbanas de la UE con más de 2000 habitantes están obligadas a tener estación de

depuradoras de aguas residuales con el objeto de que las aguas residuales producidas se depuren antes de que se viertan a los ríos y no contaminen este bien tan preciado. En este proceso, se produce un residuo, el lodo de depuradora urbana, que debe tener una salida que limite su capacidad de contaminación y que permita su reutilización. En este sentido, tanto la Unión Europea como la legislación española promueven el uso de los mismos en agricultura, una vez estabilizado mediante digestión (aeróbica o anaeróbica), encalado o compostaje. La legislación española (RD 1310/90) promueve el uso del lodo en agricultura fomentando su uso en suelos adecuados y cuyo uso primordial sea el reciclaje de nutrientes y materia orgánica.

La cantidad de lodo de depuradora urbana destinada a la agricultura pasó de 314329 a 725428 t de lodo al año en el periodo comprendido entre los años 2001 al 2005 (Tabla 4) lo cual significa un incremento del 31% PNIR (Plan Nacional Integrado de residuos 2006).

Tabla 4. Empleo de los lodos de depuradora de aguas residuales ($t MS^{-1} año^{-1}$) en agricultura por año en el periodo 1997 al 2005 en España (PNIR, 2006)

CC. AA.	Agricultura					
	1997	2001	2002	2003	2004	2005
Andalucía	13920	49552	54721	53830	55065	54107
Aragón	500	3214	6495	8319	9017	9171
Asturias	1413	1413	1413	1413	1413	1413
Baleares		31002	31002	31002	34011	40624
Canarias					23	24
Cantabria					273	273
Castilla- León	8365	23463	29516	29579	33088	39990
Castilla- La Mancha		2350	2350	2350	2400	27382
Cataluña	59678	158182	158187	160560	163120	162895
Ceuta y Melilla						
Extremadura	1680	3580	6114	6114	6114	6114
Galicia	1574	14473	22206	25203	30211	27258
Rioja		9100	13653	15247	15830	15962
Madrid	151674	193713	138468	138729	168404	143872
Murcia	997	1003	1003	1003	1003	1003
Navarra	5614	10667	13557	13957	9644	9527
Pais Vasco		1721	1721	1721	1721	1721
Valencia	68914	102685	178049	180509	179744	184092

La fertilización orgánica difiere de la inorgánica, en que, por lo general, la disponibilidad de los nutrientes es menor en la primera en comparación con la segunda. Esto se debe a que el fertilizante orgánico debe mineralizarse, esto es que los elementos fertilizantes pasen de estar en forma orgánica o imbricados dentro de moléculas orgánicas a una forma mineral. Este proceso es lento, y depende de las condiciones existentes en el suelo que intervienen en el desarrollo de la población microbiana encargada de esta mineralización como son la temperatura, el contenido en humedad o el pH. Por tanto, a la hora de planificar la fertilización orgánica con lodos de depuradora

urbana hemos de tener en cuenta el ciclo de los nutrientes constituyentes del lodo, las necesidades del cultivo al igual que en el caso de la fertilización inorgánica, pero a mayores hemos de tener en cuenta la tasa de mineralización. La EPA (Environment Protection Agency, 1994) establece que la dosis de fertilización debe realizarse teniendo en cuenta los contenidos en nitrógeno orgánico y mineral del lodo, además de las necesidades del cultivo. De este modo, establece que dependiendo del tipo de estabilización del lodo (digestión aeróbica, anaeróbica, encalado o compostaje) la tasa de mineralización de nitrógeno varía desde un 10% del nitrógeno orgánico en el caso del lodo compostado hasta un 20 ó un 30% en el caso de lodos digeridos de forma anaeróbica o aeróbica, respectivamente.

2.3.3.1.1. Efecto de la fertilización con lodos de depuradora urbana sobre el pH del suelo

El efecto del aporte del lodo de depuradora urbana sobre el pH del suelo depende del tipo de lodo que se emplee y del suelo en el que se aplique. Estudios desarrollados en suelos muy ácidos, muestran una mejora de los niveles de pH del suelo tras la aplicación de lodos a corto (López-Díaz et al. 2007) y largo plazo (Rodríguez-Barreira 2007). Sin embargo, este efecto no resulta relevante en suelos neutros o básicos (Mosquera-Losada et al. 2006b, Cucci et al. 2008) en los que el aporte de lodo al incrementar la producción del arbolado y el pasto provoca una mayor acidificación que la fertilización inorgánica.

2.3.3.1.2. Efecto de la fertilización con lodos de depuradora urbana sobre la capacidad de intercambio catiónico

En general la capacidad de intercambio catiónico de un suelo puede verse mejorada tras el aporte de lodo sobre todo en suelos arenosos, y si se incrementa el contenido de materia orgánica (Piccolo et al. 1992). Sin embargo, también existen suelos en los que esto no ocurre debido a la rápida mineralización del lodo o a que el suelo donde se aporta posee una elevada proporción de materia orgánica en comparación a la aplicada con el lodo (Bolt y Bruggenwert 1976; Giusquiani 1995; Gigliotti et al. 2001). Así el aporte de lodo ocasionó incremento en los niveles de materia orgánica en el suelo un año después de su aporte en terrenos agrícolas (Díaz-Lozano 2003; Mosquera-Losada et al. 2006b) pero no en terrenos de monte (Fernández-Sierra 2001; López-Díaz et al. 2007).

2.3.3.1.3. Efecto de la fertilización con lodos de depuradora urbana sobre los niveles de macronutrientes en el suelo

Al realizar un aporte de lodo el efecto que tiene sobre los niveles de nitrógeno, fósforo, calcio, potasio y magnesio depende en primer lugar de las características del lodo y la dosis aplicada, de la tasa de mineralización y del tipo de suelo en donde se aporta.

En relación al tipo de lodo señalar que los lodos que se estabilizan mediante encalado, presentan grandes concentraciones de calcio, y que los de digestión aerobia o anaerobia poseen una menor proporción de cationes que los compostados, que son a su vez menos ricos en nitrógeno, fundamentalmente (Mosquera et al. 2009c). Esto hace que el efecto sobre los niveles de macronutrientes en el suelo varíe en función del tipo de estabilización que haya sufrido el lodo antes de ser empleado. Una vez que se aplica lodo en cobertera sobre el suelo se produce un gradiente en sentido vertical en el suelo de los diferentes elementos presentes en el lodo, lo que es más destacable con los cationes de menor movilidad (Simpson 1986, López-Díaz 2004, Rodríguez-Barreira 2007).

Si nos centramos en el tipo de lodo empleado en este estudio, de digestión anaeróbica, encontramos que posee por lo general unos niveles altos de nitrógeno y una menor proporción de fósforo, pero sobre todo niveles muy bajos de potasio (Rigueiro-Rodríguez et al. 2002a y b), lo que puede ser especialmente relevante para el desarrollo de las leguminosas, que demandan en gran medida este elemento. Estudios desarrollados en suelos de monte muestran un incremento de los niveles de nitrógeno en suelo (Rodríguez-Barreira 2007) como consecuencia del aporte de lodo, lo que se relaciona con el aumento de materia orgánica. Por otra parte, la mejora de pH que causa la aplicación del lodo de depuradora urbana sobre suelos ácidos provoca un desplazamiento del catión aluminio por el catión calcio tal y como encontraron Andrade-Couce et al. (1985a), Vivekanandan et al. (1991) y López-Díaz (2004). Otros estudios demuestran un aumento de la presencia de fósforo total (Rigueiro-Rodríguez et al. 2006; Mosquera-Losada et al. 2008), nitrógeno disponible y el potasio intercambiable (Cucci et al. 2008) en el suelo. En relación al magnesio, también se ve afectado positivamente por las aplicaciones de lodo, aumentando a su vez la disponibilidad de este elemento debido al incremento del pH (Vivekanandan et al. 1991; López-Mosquera et al. 2002; López-Díaz 2004)

Finalmente el sodio también suele incrementarse debido a la descomposición de residuos en suelos ácidos, reduciendo la acidez del suelo (López-Mosquera et al. 2002), aunque este efecto se reduce con el tiempo debido a la alta solubilidad del sodio.

2.3.3.1.4. Efecto de la fertilización con lodos de depuradora urbana sobre los niveles de micronutrientes y metales pesados en el suelo

Uno de los principales problemas del uso de lodos de depuradora urbana en agricultura está relacionado con el mayor nivel de metales pesados que posee en comparación con el suelo. Si bien los suelos tienen cierta capacidad para retener contaminantes, pero cuando esta capacidad se excede, se pueden provocar daños a los recursos naturales tales como fuentes acuíferas superficiales y subterráneas, así como a plantas y animales (Calmano et al. 2001). Los metales pesados son conocidos carcinogénicos que pueden provocar fuertes alteraciones en la fisiología y funcionamiento de plantas y animales. Por otra parte y según McGrath et al. (1995) los metales pesados contenidos en el lodo pueden actuar como contaminantes en el suelo reduciendo la riqueza de microorganismos

existentes en él y causando problemas en la fertilidad. Por ello, el aporte de lodos de depuradora urbana está regulado tanto a nivel europeo como nacional (RD 1310/90), siendo mucho más restrictivas estas regulaciones en el caso de los suelos ácidos debido al incremento de la disponibilidad de los metales en suelos ácidos (Figura 7) donde se observa que la disponibilidad de metales pesados (Zn, Cu y Mo) disminuye cuando el pH pasa de ácido a básico (Sauvé et al. 2000; Porta et al. 2003).

El efecto del lodo de depuradora sobre los niveles de metales pesados en el suelo depende de la calidad del lodo, es decir de la concentración de metales pesados del mismo. Así el lodo suele tener elevados niveles de hierro, y, de los metales pesados regulados por la legislación española (Cr, Zn, Cu, Hg, Cd, Ni y Pb) es más rico en Zn y, seguido por este orden en Cu y Cr (Smith 1996, Rigueiro-Rodríguez y Mosquera Losada 2002, López Mosquera et al. 2005 a y b).

El efecto del aporte de los lodos de depuradora urbana sobre los niveles de hierro en suelo es producir su incremento tanto en zonas de monte (Quinteiro-Rodríguez et al. 1998; Fernández-Sierra 2001; López-Díaz 2004) como en zonas agrícolas (Díaz-Lozano 2003) de forma proporcional a la dosis de aplicación del lodo.

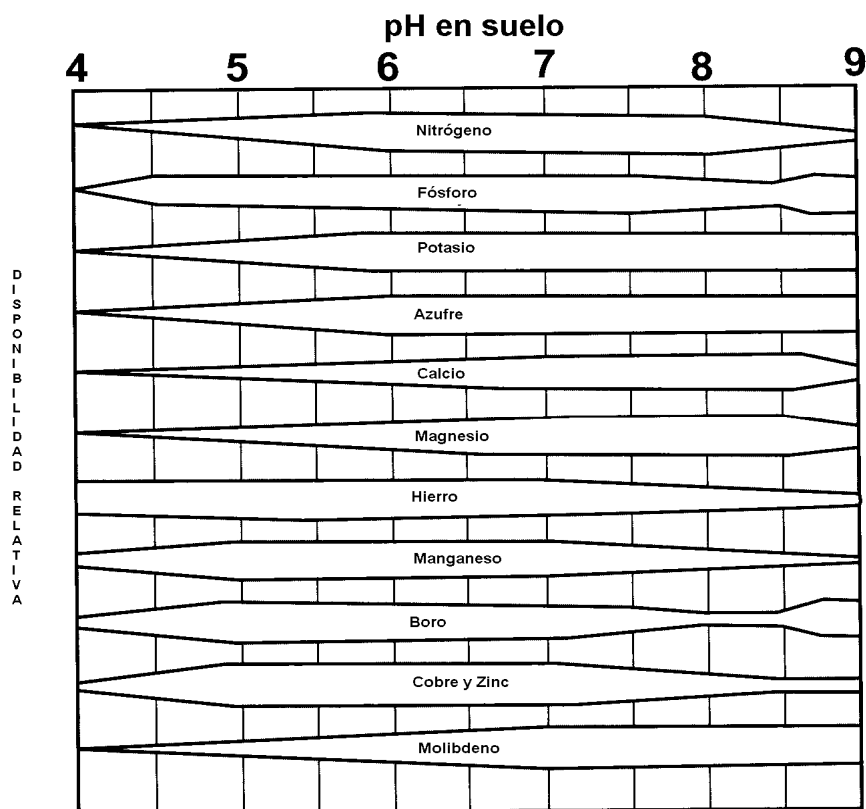


Figura 7 Efecto del pH sobre la disponibilidad de nutrientes. La mayor disponibilidad de nutrientes para la planta esta a pH de 7,0 o cerca de la neutralidad, y que disminuyen considerablemente cuando el pH baja a niveles de 6, tal es el caso de potasio, magnesio, azufre, y molibdeno. Fuente: Porta et al. 2003.

En general el aporte de lodo durante períodos de tiempo prolongado provoca aumentos del contenido de cadmio (Canet et al. 1998), cromo (Kabata-Pendías y Pendías 1984), zinc, cobre y

plomo (Andrade-Couce et al. 1985b; Quinteiro-Rodríguez 1994; Canet 1998, Mosquera-Losada et al. 2009a)

La aplicación de lodos de depuradora urbana aumenta los niveles de níquel (López-Díaz 2004). En suelos con pH ácidos aumenta la disponibilidad de Níquel (López-Díaz 2004) y por ende su extracción (Tsadilas et al. 1995), lo que no ocurre a pHs neutros o básicos (William et al. 1997; Canet et al. 1998)

En relación del plomo suele ligarse con la materia orgánica (Barbarick et al. 1998; Canet et al. 1998; Illera et al. 1999) por lo que es común encontrar disponibilidades reducidas tras las aplicaciones de lodo (O'Riordan et al. 1994; Barberick et al. 1998).

2.3.3.1.5. La fertilización con lodos y el crecimiento forestal

El aporte de lodos de depuradora como fertilizante suele mejorar el desarrollo del arbolado de especies de crecimiento rápido (Wolhestolme, 1992). Así se ha encontrado que el aporte de lodo incrementa el crecimiento de eucalipto y pino marítimo pero no del roble o del castaño tras el primer año de aplicación. Entre las ventajas del aporte de lodo como fertilizante forestal está el que es un abono que libera lentamente los nutrientes tras la mineralización, lo que es sumamente importante para que el árbol, con menor tasa de crecimiento que el pasto, que es capaz de aprovechar los nutrientes liberados, en comparación con los abonos minerales de liberación más rápida.

El efecto del aporte del lodo y el encalado sobre el crecimiento del arbolado o depende del efecto de estas aplicaciones sobre la relación de competencia pasto arbolado. Así en terrenos agrícolas cuando se realizan aportes de fertilizante inorgánico en un sistema silvopastoral desarrollado con *Pinus radiata*, se observa que aumenta la producción de pasto, lo que merma inicialmente el desarrollo del arbolado, sin embargo cuando no se fertiliza se produce una merma en la producción de pasto, lo que incrementa el crecimiento del arbolado. El aporte de lodos mejora la producción de pasto, al liberar nutrientes de igual modo que la fertilización inorgánica, pero, al mejorar la capacidad de retención de humedad del suelo, favorece también el desarrollo del arbolado en comparación con la ausencia de fertilización (Rigueiro-Rodríguez et al. 2000). Sin embargo, en terrenos de monte el aporte de lodos disminuye el crecimiento del arbolado (López-Díaz et al. 2007) al mejorar el pH del suelo y liberar nutrientes del lodo en mayor medida que mejora la producción de pasto, que ejerce una fuerte competencia con el arbolado, reduciendo su crecimiento.

2.3.3.1.6. La fertilización con lodo y la producción de pasto

Existen diversas investigaciones relacionadas con la fertilización con lodo y la producción de pasto en Galicia (Mosquera-Losada et al. 2006b; López-Díaz et al. 2007; Rigueiro-Rodríguez et al. 2008a) y en otras partes del mundo (Sibbald et al. 2001; Papanastasis 2004; Etienne 2005; Pontes et al. 2007). Como ya se ha indicado la producción de pasto en los sistemas silvopastorales depende de

la cobertura, y de la especie forestal, cuya morfología puede contribuir a la interceptación de luz en mayor o menor medida. El efecto de la fertilización con lodo sobre la producción de pasto en sistemas agroforestales depende de la capacidad de desarrollo del pasto lo que se ve afectado por la cantidad de luz que le llega y por tanto de la cobertura forestal. En sistemas silvopastorales muy densos o con coberturas elevadas la respuesta del pasto a la fertilización está muy mermada debido a la falta de luz.

En plantaciones jóvenes o con coberturas reducidas, la producción de pasto en un sistema silvopastoral con *P radiata* D Don se vio favorecida por el aporte de dosis próximas a un aporte de 160 kg de N total por hectárea (Mosquera-Losada et al. 2001a y c, López-Díaz et al. 2007 López-Díaz et al. 2009) en suelos forestales y en suelos agrícolas (Mosquera-Losada et al. 2006b).

Otros estudios realizados por Mosquera-Losada et al. (2009d) encontraron efectos positivo en las fertilizaciones orgánicas y el aumento de especies en un sistema silvopastoral con *Pinus radiata* D Don después de seis años.

3. Diversidad biológica

Según el Convenio de las UN (Naciones Unidas 1992) sobre la Conservación y Uso Sostenible de la Diversidad Biológica firmado en Río de Janeiro en junio de 1992, la biodiversidad se define como *'La variabilidad de organismos vivos de cualquier fuente, incluidos, entre otras cosas, los ecosistemas terrestres y marinos y otros ecosistemas acuáticos y los complejos ecológicos de los que forman parte; comprende la biodiversidad dentro de cada especie, entre las especies y de los ecosistemas'*.

La biodiversidad es la variedad de vida en todas sus formas, niveles y combinaciones. De acuerdo con Marrugan (1989) la biodiversidad se compone de dos elementos, la variación y la abundancia relativa de especies.

De acuerdo con Tomich et al. (2004) la biodiversidad puede ser estudiada en dos perspectivas: desde su enfoque global conjuntamente con los esfuerzos de protección ambiental; y de acuerdo al papel que desarrolla en el ecosistema. Sobre este último punto se recomienda los siguientes análisis: composición de especies, ecosistemas, especies y diversidad genética. La diversidad estructural está dada por los arreglos en espacio y tiempo (Tabla 5).

3.1. Pérdida de la biodiversidad

La pérdida de la biodiversidad es el tema de gran importancia en las ciencias ambientales ya que es motivo de la masiva extinción de especies debido a procesos antropogénicos, éticos, sociales, políticos (Stocking 2003).

Tabla 5. Compendio de los diferentes conceptos de biodiversidad por la operatividad de sus componentes. Fuente: Schöneberger (1993)

	Componentes de biodiversidad		
	Composición	Estructural	Funcional
Genética	Número de genes, alelos	Estructura genética	Recombinación, evolución
Especies	Número y tipo de especies	Distribución de especies y su abundancia	Niveles tróficos, historia de la vida
Ecosistemas y comunidades	Número y tipo de comunidades y ecosistemas	Estructura del hábitat y su distribución	Proceso de los ecosistemas

3.1.1. Factores que producen la pérdida de la biodiversidad

Son causados mayoritariamente por la intervención del hombre (Vistousek et al. 1993, Huang et al. 2002) y que paradójicamente es el hombre quién es el mayor perjudicado en esto. Diversos fenómenos como la extinción de especies, la pérdida de genes, o la migración de especies a áreas marginales son causados por efectos colaterales.

Las explotaciones agrícolas intensivas de los últimos años son vistas como prácticas adversas a la conservación de la biodiversidad, debido a la expansión de monocultivos y ganadería, donde se calcula que existe entre el 25 y 30% de la superficie total del planeta (Scrivastava et al. 1996, Altieri y Nicholls 2004).

Las prácticas agrícolas convencionales de los últimos tiempos, como la expansión de áreas de siembra y la predominancia de los monocultivos, el uso excesivo de agroquímicos, el excesivo consumo de agua y la mecanización agrícola han provocado impactos negativos (Brookfield et al. 2002; Altieri y Nicholls 2004) sobre la biodiversidad. En el último milenio, de 20000 especies comestibles, tan solo fueron seleccionadas solo 3000 especies para su siembra en huertos caseros. En el siglo pasado, menos de cien especies han sido consideradas como suficientes en la lista global de cultivos agrícolas, de las que sólo tres especies proveen el 60% de calorías necesarias para el consumo humano son derivadas de las plantas (Vietmeyer 1996).

Por otra parte, se estima que el 75% de la biodiversidad ligada a los cultivos agrícolas ha desaparecido (Brookfield et al. 2002). Un fenómeno similar ocurre en los bosques donde cerca de 2 billones de hectáreas de bosques se han perdido y donde las coníferas son dominantes ya que comprenden el 80% de su composición (Gascon et al. 2004). Por otra parte, la situación en la ganadería es mucho más crítica, debido a que en el 90% de los pastizales a manera de monocultivos, solo prevalecen 14 especies (Brookfield et al. 2002). La suma de todos estos eventos es conocida como la sexta mayor extinción en la historia de la vida (Chapin et al. 2000).

3.2. Conservación de la biodiversidad

En 1983 la Asamblea General de las Naciones Unidas creó la Comisión Mundial para el Medio Ambiente y el Desarrollo, y en 1987 publica el informe Bruntland que define estrategias de desarrollo sostenible. En 1992, por medio de la Segunda Conferencia Mundial sobre Medio Ambiente

y Desarrollo de las Naciones Unidas se elaboró el texto de Convenio sobre Diversidad Biológica CDB, el cual describe, aspectos relacionados con la diversidad biológica, recursos genéticos y los ecosistemas y que tiene los siguientes objetivos:

- La conservación de la diversidad biológica
- El uso sostenible de los componentes de la biodiversidad
- El reparto justo y equitativo en los beneficios que se deriven de la utilización de recursos genéticos.

El CDB entró en vigor en el año 1993 y desde entonces 177 países han ratificado su acuerdo, entre los que se encuentra España. Estos países se declaran responsables de la conservación de su biodiversidad nacional y se comprometen a tomar acciones para garantizar dicho cometido a manera de evitar la pérdida de la biodiversidad o la existente en países vecinos.

Por otra parte, la Unión Europea a través de la Directiva Hábitat (Directiva 92/43/CEE) (DOCE 1992) realiza gestiones en aras de la conservación de la flora, fauna silvestre y sus hábitats.

La administración Española ha desarrollado instrumentos y herramientas específicos para la gestión y recuperación de especies amenazadas como es el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas y los Planes de Actuación. En este Catálogo se incluyen especies, subespecies y poblaciones cuya protección efectiva exija medidas específicas de conservación por parte de las Administraciones Públicas. Estos taxones (especies y subespecies) deberán incluirse en alguna de las cuatro categorías de amenaza prevista en la Ley 4/89 de Conservación de Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestre: En peligro de extinción; Sensibles a la alteración de su hábitat; Vulnerables; De interés especial. La catalogación de estos taxones podrá ser promovida por las Comunidades Autónomas, Administración Central e Instituciones públicas y privadas relacionadas con la conservación de la naturaleza. El comité de Flora y Fauna Silvestre, propuso el 17 de marzo de 2004 la Comisión Nacional de Protección de la Naturaleza aprobó los siguientes puntos:

- Creación de un Catálogo Nacional de Especies Amenazadas y de Interés Especial (CNEADI). Este Catálogo incluirá solo dos categorías: ‘En peligro de extinción’ y ‘vulnerables’.
- En el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas y De Interés Especial (CNEADI) los taxones correspondientes a la categoría ‘De interés especial’ figuran en el listado de Especies Protegidas de Interés Especial, pero sin tener el carácter de especies amenazadas.
- Creación de un Listado de Especies Extinguidas fuera del Catálogo Nacional.
- Aprobación de unos Criterios Orientadores para la Inclusión de taxones y poblaciones en los Catálogos de Especies Amenazadas y en el Listado de Especies Protegidas de Interés Especial EC (European Commission 2005).

De acuerdo con la Xunta de Galicia (2003) la posición geográfica de Galicia, entre la región Eurosiberiana y Mediterránea, contribuye al buen desarrollo de un gran número de especies e inclusive se entremezclan especies que se desarrollan en el entorno Mediterráneo como jaras con otras que pertenecen a la región biogeográfica Atlántica como el tojo. En Galicia, existen alrededor de

2000 especies, que suponen un 25% del total de la Península Ibérica siendo el grado de endemividad del 7.6% (Xunta de Galicia 2003).

3.3. Los sistemas silvopastorales y la biodiversidad

Los sistemas agroforestales, entre los que se incluyen los sistemas silvopastorales fomentan la conservación de la biodiversidad a diferentes niveles. Estos sistemas generan gradientes de humedad, luz (sombra) y fertilidad (heces, caída de hojas) en el suelo que ayudan el desarrollo de especies microbianas y vegetales a diferencia de las explotaciones exclusivamente agrícolas o forestales, ralentizando o potenciando el crecimiento y desarrollo de especies adaptadas a estos microclimas (Mosquera-Losada et al. 2006b).

La conservación de la biodiversidad a través del pastoreo se puede constatar debido a que las praderas pastoreadas presentan una heterogeneidad mucho mayor que las segadas, mayor dinámica natural influyendo así en la diversidad de la flora y fauna de la pradera. De acuerdo con McAdam et al. (1999b) la presencia de árboles en espacios reducidos promueve la diversidad del sotobosque. Esto no sucede en todos los casos, por ejemplo la acículas del género *Pinus* spp y su copa dejan pasar menos luz al sotobosque en comparación con especies frondosas como *Betula* spp, lo que produce diferentes ambientes bajo sus copas y predominio de unas pocas especies (Papanastasis 2004; Moreno et al. 2005, Mosquera-Losada et al. 2005, Barbier et al. 2008) sobre todo cuando su cobertura es elevada que es mayor en el caso de las especies frondosas que de las coníferas.

En una experiencia de sistemas agroforestales desarrollada en terrenos de monte con *Pinus radiata* después de seis años, se observó que bajo diferentes tratamientos de fertilización y encalado, el pH del suelo paso de ser ácido a básico y esto ayudo a la diversidad de especies aumentase, teniendo así como las especies más representativas *D. glomerata* L, *F. arundinacea* Schreb y *A. curtisii* Kerguelen. Los veranos secos y la baja fertilidad en los suelos causo un cambio de especies anuales a perennes (Mosquera-Losada et al. 2009d).

3.4. Medición de la biodiversidad

En la actualidad hay una gran cantidad de datos a disposición de aquellos que desean comprender como funciona la vegetación y como varia su composición en el espacio y en el tiempo (Grime 1982).

Para medir la biodiversidad es necesario considerar dos factores; la *riqueza de especies* y la *uniformidad*; es decir en que medida son abundantes las diferentes especies. Una alta uniformidad seria sinónimo de una elevada diversidad ya que se daría cuando la proporción de especies son similares en abundancia (Moreno 2001).

Los *modelos de abundancia* de especies, describen la distribución de su abundancia. Algunos de estos modelos permiten tanto representar situaciones donde hay una elevada uniformidad de especies como aquellas en las que la abundancia de especies es muy similar (Fernández-Núñez 2007).

De acuerdo con Marrugan (1989), Moreno (2001) y Fernández-Núñez (2007) la diversidad de especies puede evaluarse en tres niveles:

1. Diversidad alfa (α) que es la riqueza o diversidad local o puntual.
2. Diversidad beta (β) riqueza o diversidad entre ecosistemas.
3. Diversidad gamma (γ) riqueza o diversidad regional.

3.4.1. Diversidad alfa

Si se entiende la diversidad alfa (α) como el resultado del proceso evolutivo que se manifiesta en la existencia de diferentes especies dentro de un hábitat particular, el conteo del número de especies del lugar sería suficiente para describir la diversidad alfa pero sin la necesidad de evaluar la importancia de cada especie dentro de la comunidad (Moreno 2001). El objetivo de medir la diversidad biológica es contar los parámetros que nos permitan tomar decisiones o emitir recomendaciones a favor de conservar una especie determinada o área amenazada. Medir la abundancia relativa de cada especie permite identificar aquellas especies que por su escasa representatividad en la comunidad son más sensibles a las perturbaciones ambientales. Por otro lado, identificar un cambio en la diversidad, ya sea en el número de especies, en la distribución de la abundancia relativa de las mismas o en la dominancia, nos alerta de procesos empobrecedores (Marrugan 1989).

La gran mayoría de métodos propuestos para evaluar la diversidad de especies se refiere a la diversidad dentro de las comunidades (diversidad alfa), para diferenciar los distintos métodos en función de la variable biológica, Moreno (2001) los divide en dos grandes grupos:

Métodos basados en la cuantificación del número de especies presentes: el índice de la riqueza específica (S) es la forma más sencilla de medir la biodiversidad, ya que se basa solo en el número de especies existentes pero sin tener en cuenta la importancia de las mismas.

Métodos basados en la estructura de la comunidad: es decir la distribución proporcional del valor de importancia de cada especie (abundancia relativa de individuos, biomasa, cobertura, productividad, etc). Dentro de estos métodos encontramos los denominados índices de abundancia proporcional que se clasifican en índices de equidad, aquellos que tienen en cuenta el valor de la importancia de cada especie, índices de heterogeneidad, aquellos que además del valor de importancia de cada especie, también considera el número total de especies en la comunidad (Peet 1974). Sin embargo, estos índices enfatizan, el grado de dominancia o equidad de la comunidad, por lo que para fines prácticos resulta mejor clasificarlos en índices de dominancia e índices de equidad (Moreno 2001).

Índices de dominancia: estos índices son inversos al concepto de uniformidad o equidad de la comunidad, toman en cuenta la representatividad de las especies de mayor valor de importancia sin evaluar la contribución del resto de especies.

Índice de Simpson manifiesta la probabilidad de que dos individuos tomados al azar de una muestra sean de la misma especie. Esta fuertemente influido por la importancia de las especies más dominantes (Peet 1974, Marrugan 1989). Su valor es inverso a la equidad.

Índice de equidad de Shannon-Wiener (Shannon y Weaver 1949) que expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra, este índice mide el grado promedio de incertidumbre en predecir a que especie pertenecerá un individuo escogido al azar de una colección (Peet 1974, Marrugan 1989, Baev y Penev 1995).

Existe también la Equidad (E) que es calculada como H'/H'_{\max} donde $H'_{\max} = \ln(S)$ que es definida como un descriptor por unos autores (Augusto 2003) pero no por otros (Nagaike 2002) y que sin embargo no es reconocido como un buen indicador (Gosselin 2006).

En un ensayo silvopastoral con *P. radiata* en terrenos de monte después de seis años, se observó que hubo una disminución de especies, posiblemente causado por el efecto de sombra de los árboles (Rodríguez-Barreira 2007) efecto similar fue visto por Fernández-Nuñez (2007) en una experiencia silvopastoral en terrenos agrícolas.

Por otra parte, Rigueiro-Rodríguez et al (2005c) en plantaciones forestales establecidas después de 30 años, menciona que ocurre un cambio en las especies por matorral, cuando la densidad no es excesiva.

3.4.2. Diversidad beta

La diversidad beta o diversidad entre hábitats es el grado de reemplazo de especies a través de gradientes ambientales (Whittaker 1972, 1977). A diferencia de la diversidad alfa y gamma que pueden ser medidas fácilmente en función del número de especies, la medición de la diversidad beta se basa en proporciones o diferencias (Marrugan 1989) que pueden ser evaluadas mediante índices de similitud, de disimilitud o de distancia entre las muestras a partir de los datos de presencia/ausencia de especies, abundancia proporcional de cada especie (medida como el número de individuos, biomasa, densidad, cobertura, etc) o con índices de diversidad beta propiamente dichos (Wilson y Shmida 1984, Marrugan 1989).

Índices de similitud/disimilitud: coeficiente de similitud de Jaccard: expresa el grado en que dos muestras son semejantes por las especies presentes en ellas, por lo que son una medida inversa de la diversidad beta, que se refiere al cambio de especies entre dos muestras (Pielou 1975, Marrugan 1989). A partir del valor de similitud (s) se puede determinar el de disimilitud (d) entre las muestras: $d = 1 - s$ (Marrugan 1989).

Índices de reemplazo de especies: índice de Marrugan (1989) basado en la presencia o ausencia de especies.

Complementariedad: entendida así como el grado de disimilitud en la composición de especies entre pares de biotas.

Por otra parte, de acuerdo con estudios realizados por Beierkuhnlein (2000) la biodiversidad β puede ser usada para la identificación de 'hot spot' definido en términos de heterogeneidad de un sitio.

En una experiencia silvopastoral con dos especies forestales (*P. radiata* y *B. alba*) en terrenos de agrícolas después de un estudio de 10 años se observa que el número de especies fue

negativamente afectado en las plantaciones con *P radiata*; al estudiar densidades de siembra no hubo cambios en su composición (Fernández-Nuñez 2007).

MATERIAL Y MÉTODOS

Material y métodos

1. Localización del ensayo

El estudio fue realizado en la parroquia Baltar, situada en el ayuntamiento de A Pastoriza, en la Provincia de Lugo. Las coordenadas del ensayo son: 43° 14' N y 7° 21' O; y está situado a una altitud de 550 m snm. En la Figura 8 podemos ver la localización del sitio de estudio y de las tres réplicas del ensayo (a, b y c). El sitio donde se desarrolló el ensayo fue usado anteriormente como pradera permanente, dedicaba primero a alimentar ganado bovino de leche y después de carne.

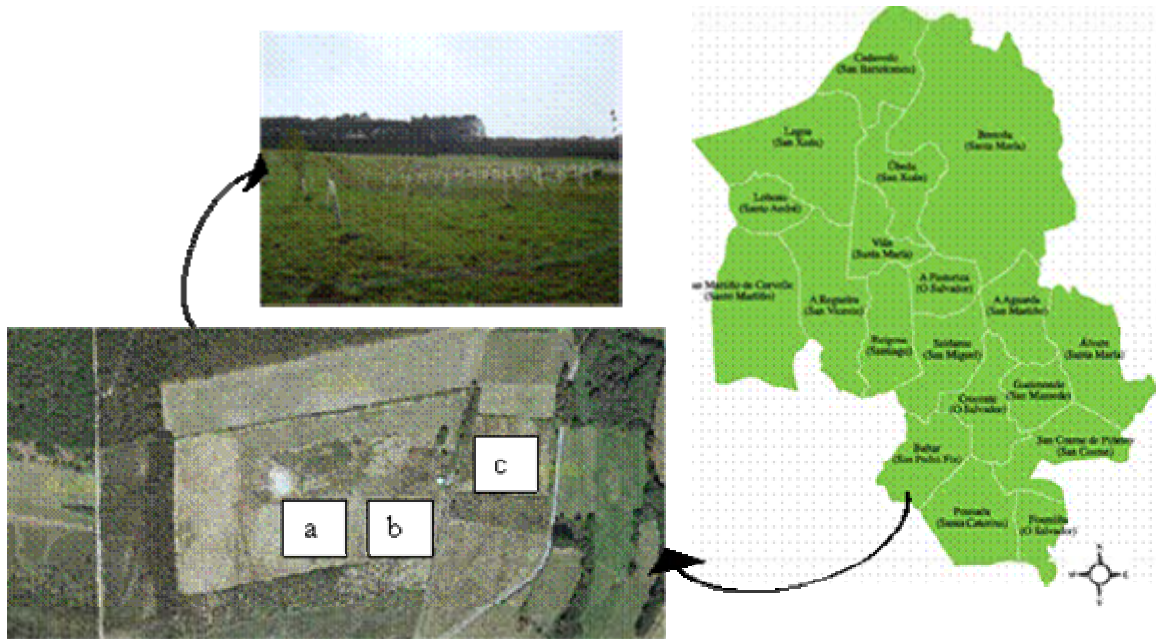


Figura 8. Diagrama del sitio de ensayo donde en A Pastoriza y parcelas en Baltar donde (a, b y c) bloques del experimento silvopastoral. Fuente: (Consello de Pastoriza 2008, Sigpac 2008).

1.1. Geología

La zona de estudio se encuentra en la zona Asturoccidental- Leonesa, dentro del denominado 'Manto de Mondoñedo' (IGME 1975).



Figura 9. Mapa geológico de la zona de ensayo en Baltar (Pizarras de Cándana CA₁ P₁, Cuarcita Superior de Cándana CA₁ q₂, y Caliza de Vegadeo CA_{1-3c}) Fuente: IGME (1975).

En la Figura 9 se puede ver la configuración geológica de Baltar, que está compuesta por una mezcla de de areniscas, cuarcitas, y pizarras además de calizas grises y dolomitas amarillentas, estas dos últimas encontrándose desde su parte más superficial y hasta una profundidad de 70 m (IGME 1975).

1.2. Estudio edáfico inicial

Se realizó una toma inicial y aleatoria de muestras de suelo, que reveló una textura arenosa (USDA 2001) con una composición de 91,81% arena, 4,91% de limo, y 3,27% de arcilla.

En la Tabla 6 se presentan los análisis químicos del suelo previos a la instalación del experimento. El pH inicial lo clasifica como fuertemente ácido (5,1 a 5,5), de acuerdo con la clasificación USDA (2001); el contenido de la materia orgánica y nitrógeno pueden ser considerados altos para suelos de cultivo de interés agrícola (Fuentes-Yagüe 2002). Es necesario tener en cuenta que la textura juega un papel importante en el la capacidad de intercambio catiónica del suelo, así tenemos que esta aumenta cuando hay más arcilla y un mayor contenido en materia orgánica (Prasad y Power 1997; Whitehead 2000; FAO 2005a).

Tabla 6. Análisis inicial del suelo: contenido de materia orgánica (MO), nitrógeno (N) expresados en porcentajes y concentraciones totales de metales pesados como cromo (Cr), cobre (Cu), Manganeseo (Mn), hierro (Fe), níquel (Ni), zinc (Zn), cadmio (Cd) y plomo (Pb) expresados en mg kg⁻¹ según la legislación española (RD 1310/1990) y el borrador sobre el empleo de lodos en agricultura de la EEA (European Environment Assessment 2000).

	Unidad	2001	RD 1310/1990	3rd Draft
pH agua		5,20	pH < 7	5 ≤ pH < 6
pH KCl		4,48	-	-
MO	%	8,00	-	-
N	%	0,39	-	-
Cr	mg kg ⁻¹	32,8	100,00	30,00
Cu	mg kg ⁻¹	5	50,00	20,00
Mn	mg kg ⁻¹	34,8	-	-
Ni	mg kg ⁻¹	-	30,00	15,00
Zn	mg kg ⁻¹	17,9	150,00	60,00
Cd	mg kg ⁻¹	-	1,00	0,50
Pb	mg kg ⁻¹	-	50,00	70,00
Al	mg kg ⁻¹	1435,7	-	-
Hg	mg kg ⁻¹	-	1,00	0,10

Los valores encontrados de metales pesados en el análisis inicial del suelo son inferiores a los indicados tanto por la legislación española RD 1310/1990 para el uso de los lodos en agricultura en suelos ácidos; como en el tercer borrador descrito por la EEA en el año 2000.

1.3. Estudio climático

La investigación fue desarrollada en una zona ubicada en la región bioclimática Atlántica. Se tomaron datos de la estación termopluviométrica de Rozas (Lugo), dependiente del Centro Meteorológico de Galicia (7° 23' N y 43° 06' O), situada a una altitud de 450 m snm. La diferencia de altitud entre la estación y la parcela fue inferior a 100 metros, por lo que no se consideró necesario hacer correcciones altitudinales de los datos de precipitación y temperatura (Carballeira et al. 1983). Se eligió dicha estación porque es la más próxima a la zona de estudio y presenta unas condiciones termopluviométricas similares a las del área en la que se desarrolla la experiencia. Para esto se han realizado los diagramas ombrotérmicos de Gaussen, (Walter y Lieth 1969) y los bioclimáticos (Montero y González 1983), así como también las clasificaciones climáticas de Thornthwaite (Elías y Castellví 2001).

1.3.1. Índices climáticos

Para lo cual se determinaron los siguientes análisis:

Temperatura media de las mínimas del mes más frío: correspondiente al mes de febrero y con una temperatura media de -1,2 °C

Amplitud térmica media anual (A): diferencia de las temperaturas medias del mes más cálido (T_c) 18,3 y del mes más frío (T_f) 6,05; lo cual nos da como resultado una amplitud térmica media anual de 12,25 °C.

Amplitud térmica extrema anual (A'): diferencia entre la temperatura media de las máximas del mes más calido (T_{mc}) y la temperatura media de las mínimas del mes más frío (T_{mf}). Su expresión matemática es:

$$A' = T_{mc} - T_{mf}$$

Siendo en nuestro caso, $T_{mc} = 29,1$ °C (agosto) y $T_{mf} = -1,2$ °C (febrero) y con una amplitud térmica extrema anual de $27,9$ °C (AEMET 2009).

Índice de Peguy: Se trata de un indicador de regularidad de la distribución de las precipitaciones a lo largo del año, que se calcula con la siguiente expresión matemática:

$$P = Pe / ((Pa - Pe) / 3)$$

Siendo pa . La precipitación anual y Pe la precipitación estival comprendida en los meses de junio, julio y agosto. El índice de Peguy es un indicador de la regularidad de la distribución de las precipitaciones a lo largo del año y que va de un régimen oceánico ($>0,4$) o mediterráneo ($<0,3$). En este estudio el índice de Peguy por cada año es en el 2002 (0,23); 2003 (0,36); 2004 (0,60); 2005 (0,29); 2006 (0,16); 2007 (0,91) con una media en los seis años de 0,43 que puede considerarse como régimen oceánico con variaciones intranuales.

Índice de aridez de Martonne: Es el cociente entre la precipitación anual media (P) y la temperatura media T incrementada en 10 unidades. Puede representarse anual o mensual.

$$Ia = P / (T + 10)$$

Siendo P la precipitación anual media y T la temperatura anual media incrementada en diez unidades. En este estudio $Ia > 20$ (45,5)

$$ia = (12 * P_m) / (T^a_m + 10)$$

Siendo P_m la precipitación mensual media y T^a_m la temperatura mensual media incrementada en diez unidades. En este estudio refleja aridez durante los meses de julio (12,1) y agosto (14,9) $ia < 20$.

De acuerdo con Carballeira et al. (1983) se registra aridez cuando Ia o $ia < 10$, por lo que en este estudio no se registra aridez en el tiempo de evaluación.

1.3.2. Diagrama ombrotérmico de Gausson

Gausson establece que cuando los valores de la curva pluviométrica (P_m) son inferiores a dos veces la temperatura media para algún mes, en este mes podría registrarse sequía (Carballeira et al. 1983).

Para la realización del diagrama ombrotérmico de Gausson (Figura 10) se usaron los datos medios de temperatura y precipitación registrados en la estación de Rozas en los últimos treinta años. Así, como se puede observar en la Figura 10, las curvas de precipitación y temperatura se cruzan en los meses de julio y agosto.

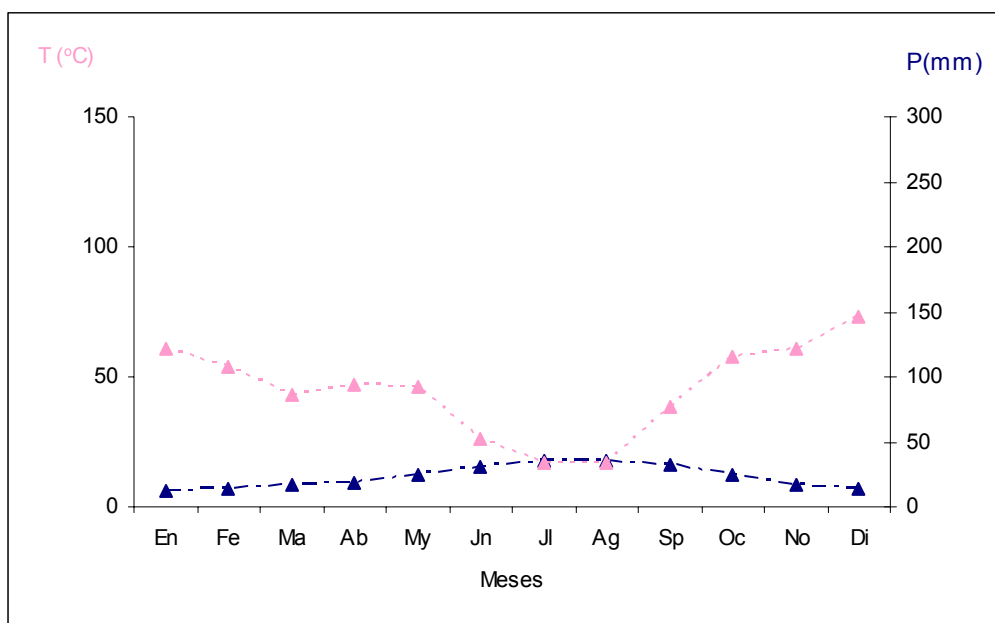


Figura 10. Descripción de temperatura (color rosa) y precipitación (color azul) en líneas segmentadas de la media de 30 años.

La pluviometría media anual registrada entre 1971 y 2001 fue de 1083 mm y los meses de diciembre y enero suelen ser los más húmedos. Por otra parte, la temperatura media fue de 11,5 ° C (Figura 10). En invierno, las temperaturas suelen decrecer hasta 6,9 ° C en diciembre y hasta 5,8° C en enero, mientras que en los veranos las temperaturas suelen ascender hasta 18 ° C en agosto.

1.3.3. Balance hídrico

Para medir las necesidades hídricas de la vegetación se utiliza el concepto de evapotranspiración (ETP) que Thornthwaite (1948) definió para expresar ‘la cantidad de agua que se perderá en la superficie completamente cubierta de vegetación en crecimiento activo si en todo momento existe en el suelo humedad suficiente para su uso máximo por las plantas’; por otra parte, Martínez et al. (2002) comenta que ETP se refiere a ‘la pérdida de agua desde una superficie con cubierta vegetal, ya sea por evapotranspiración del agua del suelo o por la transpiración de las plantas’.

Para el cálculo de ETP se usa la siguiente ecuación:

$$ETP = (0,457 T_m + 8,13) * k$$

Donde T_m es la temperatura media mensual y k es un valor climático mensual de variación lenta a lo largo de la geografía (Carballeira et al. 1983). Así se trata de una constante correspondiente a la situación geográfica de la capital de la provincia donde está situada la estación meteorológica (Martínez et al. 2002).

Cuando hay insuficiencia de humedad y se prolonga, las plantas detienen su actividad, produciéndose una disminución de la evapotranspiración (Carballeira et al. 1983) circunstancias en las que se define la evapotranspiración residual (e) la que se la calcula con la siguiente fórmula:

$$e = 0,2 * ETP$$

En la Tabla 7 se observan los valores mensuales que alcanzan la evapotranspiración potencial y la residual del área de estudio, tomando como base los datos medios de precipitación y temperatura en los últimos 30 años.

Tabla 7. Evapotranspiración potencial de la zona de estudio donde k: constante bioclimática, Tm: temperatura media mensual de los últimos 30 años (°C); precipitación media mensual en los últimos 30 años (mm) ETP: evapotranspiración potencial (mm).

Meses	k	Tm	Pm	ETP	e
En	0,95	5,8	122	10,2	2,0
Fe	1,63	6,9	108	18,4	3,7
Ma	3,31	8,4	86	39,6	7,9
Ab	4,84	9,6	94	60,6	12,1
My	6,21	12,3	93	85,4	17,1
Jn	6,34	15,2	52	95,6	19,1
Jl	6,42	17,7	34	104,1	20,8
Ag	5,51	18,0	34	90,1	18,0
Sp	3,59	16,1	77	55,6	11,1
Oc	2,47	12,4	115	34,1	6,8
No	0,98	8,8	122	11,9	2,4
Di	0,77	6,9	146	8,7	1,7

A partir de estas variables se ha realizado el balance hídrico correspondiente a la zona (Tabla 8) según la metodología recogida por Carballeira et al (1983), para ello se ha considerado una capacidad de retención del suelo de 100 mm.

Tabla 8. Balance de la zona de estudio donde. Pm: precipitación media mensual (mm); ETP evapotranspiración potencial (mm); D disponibilidad hídrica (mm) suponiendo una capacidad de retención del suelo de 100 mm; s: sobrante hídrico (mm); d: déficit hídrico (mm).

Meses	Pm	ETP	D	s	d
En	122	10,2	222,0	111,8	
Fe	108	18,4	208,0	89,6	
Ma	86	39,6	186,0	46,4	
Ab	94	60,6	194,0	33,4	
My	93	85,4	193,0	7,6	
Jn	52	95,6	152,0		
Jl	34	104,1	90,4		13,7
Ag	34	90,1	34,0		56,1
Sp	77	55,6	77,0		
Oc	115	34,1	136,4	2,3	
No	122	11,9	222,0	110,1	
Di	146	8,7	246,0	137,3	

La disponibilidad hídrica se reduce de forma importante durante los meses de verano, donde se produce un déficit hídrico durante los meses de julio y agosto, lo que indicaría que en dichos meses se podría producir una limitación en el desarrollo vegetal debido a la sequía.

1.3.4. Diagramas bioclimáticos

Los diagramas bioclimáticos son una representación de las intensidades bioclimáticas, las cuales miden la productividad potencial forestal (Carballeira et al. 1983). Existen varios tipos de intensidades bioclimáticas:

Intensidad bioclimática potencial (IBP): es el área comprendida entre la línea de temperatura media y la recta correspondiente a 7,5 °C. Mide la actividad vegetativa máxima que puede proporcionar el clima. En el caso que la temperatura media es mayor a 7,5 °C se puede decir que IBP es cálida, mientras que si es menor de este valor es IBP fría y supone paralización vegetativa.

Intensidad bioclimática real (IBR): se produce cuando existe una limitación hídrica parcial.

$$IBP (ubc) = IBP * Cp$$

Coefficiente de pluviosidad, que se calcula con la siguiente ecuación:

$$CP = (D - e) / (ETP - e)$$

En el caso de que Cp sea superior a 1, la producción de IBR se considera igual a la de IBP debido a que la producción se encuentra limitada únicamente por la temperatura. Mientras que si la limitación hídrica es parcial ($1 > Cp > 0$) la actividad vegetativa se encuentra limitada, reduciéndose la producción real IBR con respecto a la potencial IBP.

Intensidad bioclimática seca (IBS): se produce cuando existe una limitación hídrica total ($D < e$) lo que da lugar a una paralización vegetativa. En este caso la intensidad bioclimática será negativa.

Intensidad bioclimática condicionada (IBC): se produce cuando, tras un período de sequía y una vez compensados los déficits hídricos, la producción se encuentra limitada en aquellas especies cuya recuperación hídrica es lenta, como en el caso del arbolado.

Los resultados de los cálculos anteriores para la zona de estudio se encuentran en la Tabla 9.

Tabla 9. Coeficiente de pluviosidad (Cp) e intensidades bioclimáticas (ubc), Potencial (IBP), fría (IBF) y real (IBR) mensuales y anuales para la zona de estudio.

Meses	CP	IBP	IBF	IBR
En	26,8	-0,34	-0,34	
Fe	13,9	-0,12	-0,12	
Ma	5,6	0,18		0,18
Ab	3,8	0,42		0,42
My	2,6	0,96		0,96
Jn	1,7	1,54		1,54
Jl	0,6	2,04		1,22
Ag	0,2	2,10		0,47
Sp	1,5	1,72		1,72
Oc	4,8	0,98		0,98
No	23,1	0,26		0,26
Di	35,1	-0,12	-0,12	
		Total	-0,58	7,75

En la Figura 11 se observa el diagrama bioclimático con los datos de las intensidades bioclimáticas del área de estudio. Se puede destacar que el desarrollo de la vegetación se ve limitado en los meses de diciembre, enero y febrero (época de invierno) ($T < 7,5\text{ }^{\circ}\text{C}$) lo que produce una disminución en la producción de pasto y el crecimiento del arbolado.

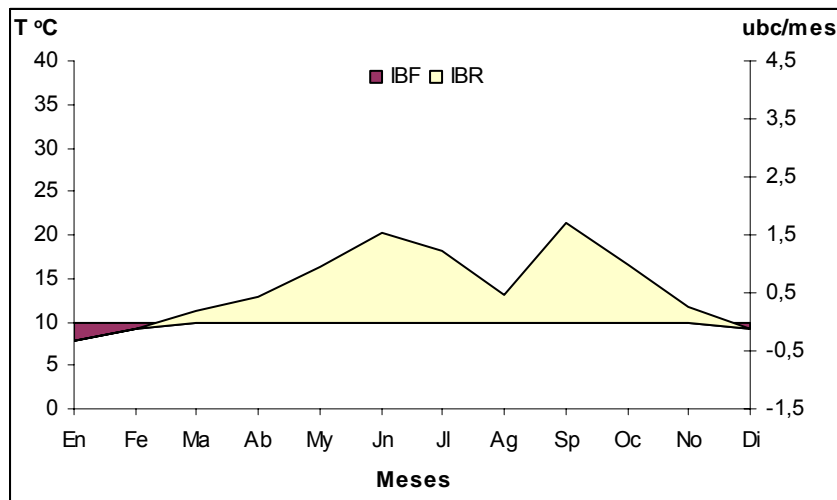


Figura 11. Diagrama bioclimático de la zona de estudio.

1.3.5. Clasificación bioclimática de Thornthwaite

Basándonos en el balance hídrico realizado a partir de los datos de la estación seleccionada podemos clasificar el clima según el método de Thornthwaite (Carballeira et al. 1983) y para lo cual se calcularán los siguientes índices:

Índice de humedad:

$$I_h = (S/N) = 87,6$$

Donde S es el exceso hídrico anual (mm) calculado como la suma de los excesos hídricos mensuales (s).

$$N = \text{ETP anual (mm)}$$

Índice de aridez:

$$I_a = 100 (D'/N) = 11,36$$

Donde D' es el déficit hídrico anual (mm) calculado como la suma de los déficits hídricos mensuales (d).

Índice hídrico anual:

$$I_{ha} = 0,6I_a = 80,78$$

Índice de la concentración estival de la eficiencia térmica:

$$C = 100 (\text{ETP estival} / \text{ETP anual}) = 47,2$$

De los valores de estos índices y de la ETP anual se deduce que se trata de un clima con una región de humedad tipo B4 (Húmedo IV) ($80 < I_{ha} < 100$) una región térmica tipo B1 (Mesotérmico I)

(ETP entre 570 y 712) con déficit de agua pequeño en verano (r) (Ia entre 0 y 16,7) y con un contraste térmico tipo a' (C<48) lo que nos indica que el grado de rigor del verano con respecto al resto del año es suave.

1.3.6. Clasificación climática de Allué

Esta clasificación establece una clave dicotómica con los siguientes factores:

Temperatura media del mes más frío (tf = 5,8 °C)

Precipitación media anual (mm) (P = 1083 mm)

Altitud (h = 510 m)

Índice de aridez (número de meses en que P<2T) siendo T la temperatura media anual en oC, en este caso dos meses.

De acuerdo con Carballeira et al. (1983) nos encontramos en la subregión fitoclimática *Mediterránea Subhúmeda de tendencia centroeuropea*.

1.3.7. Clasificación climática de Papadakis. Periodo de heladas

La clasificación de Papadakis caracteriza el clima desde el punto de vista agroecológico. Para ello utiliza los valores extremos de las variables climáticas como factores limitantes en la distribución de distintos cultivos, a diferencia de la mayoría de las clasificaciones que utilizan valores medios.

De acuerdo con esta clasificación, la parcela de objeto de estudio se encuentra en una zona caracterizada por un invierno tipo Avena cálido, un verano tipo Maíz, con un régimen térmico del tipo Templado cálido y un régimen de Humedad del tipo Húmedo. A partir de los regímenes térmicos y de humedad, podemos decir que nos encontramos en una zona que presenta un clima tipo Templado cálido que resulta adecuado para el desarrollo de *Dactylis* spp, *Lolium* spp, *Festuca* spp, *Bromus* spp, *Agrostis* spp entre otras especies.

Periodo de heladas

Las estadísticas climatológicas de los últimos 30 años muestran que hay un periodo de cuatro meses en los años que nunca se registraron heladas; que son los meses de junio, julio, agosto y septiembre. De acuerdo con Carballeira et al. (1983) el número medio de días libres de heladas (n') puede calcularse según la siguiente expresión:

$$n' = 193.11 + 23.16 T_{mf}$$

Donde T_{mf} es la temperatura media de las mínimas del mes más frío en °C. En este estudio serían 220 días. Las fechas que delimitan este periodo libre de heladas se obtienen por interpolación gráfica (Carballeira 1983). En esta investigación, la última helada probable sería 31 marzo y la primera en noviembre 9 con un error de +/- 3 días.

1.3.8. Caracterización climática durante los años del ensayo

La zona de estudio se caracterizó por presentar una temperatura media de 11,5 grados centígrados además de una precipitación anual de 1083 mm, resultados correspondientes a los últimos treinta años (Figura 12). La distribución de la temperatura y la precipitación nos señala que la época de sequía se localiza habitualmente en los meses de julio y agosto en la zona.

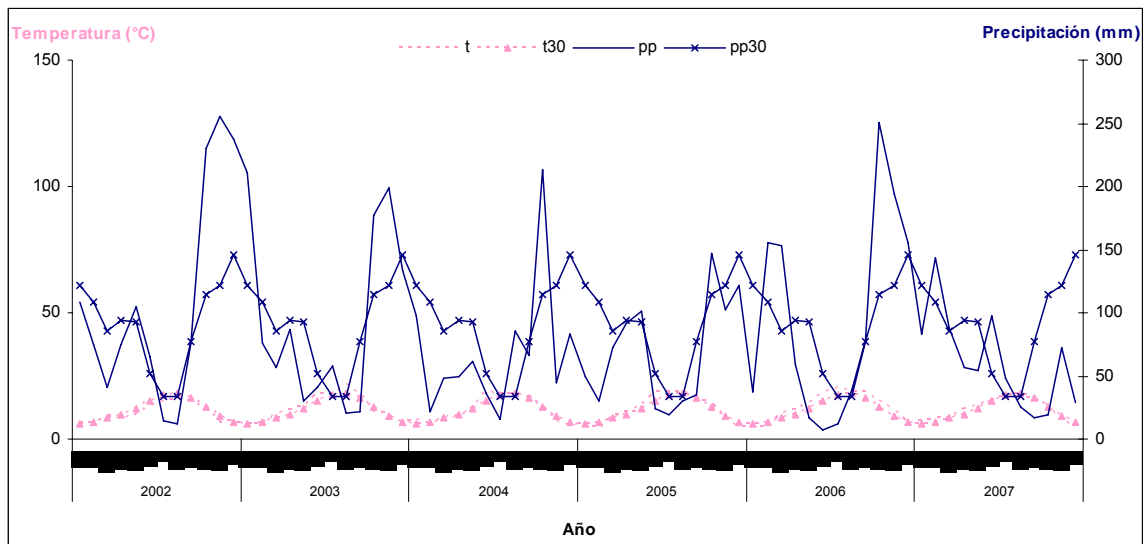


Figura 12. Diagramas ombrotérmicos de los años 2002, 2003, 2004, 2005, 2006 y 2007 en la Estación meteorológica ROZAS, donde T es temperatura media mensual de los años mencionados ($^{\circ}$ C), P es precipitación media mensual de los años anteriormente mencionados (mm), T30 es temperatura media durante 30 años, y P30 es precipitación media durante 30 años. Fuente: Instituto Nacional de Meteorología, España.

Si comparamos los resultados obtenidos durante los años de estudio, es de destacar que en 2002, 2003 y 2006 las precipitaciones fueron muy similares (16, 2 y 6% superiores a las de la media anual), sin embargo en el 2004 y 2005 fueron alrededor de un 24% inferior a la media. Por otro lado, en el año 2007 las precipitaciones resultaron ser un 31% inferiores a las encontradas en la media de los treinta últimos años, siendo este último, el año más seco de todos los del estudio.

Sin embargo, las principales diferencias entre las precipitaciones del año medio y las de los años de estudio se encuentran en la distribución estacional de las mismas. Así, a pesar de que el año 2003 y 2006 las precipitaciones fueron similares a las del año medio, nos encontramos con que hubo una importante sequía entre los meses de mayo y septiembre que limitó la producción de pasto. En el año 2007 y 2008 hubo ocho meses con precipitaciones inferiores a las de la media siendo especialmente seca la primavera, lo que no ocurrió en el año 2005, que, por otro lado, tuvo un período de sequía estival de unos 4 meses. Por el contrario, si que fueron especialmente húmedos los otoños de los años 2002, 2003 y 2006 al mostrar un 88, 33 y 56% más de precipitación que el otoño medio, calculado a partir de los últimos treinta años.

En relación a la temperatura es importante señalar que el año 2002 fue especialmente frío, presentando todos los meses temperaturas inferiores a las de los correspondientes meses del año medio, contrario al año 2003 que fue moderado, presentando los meses de primavera e invierno ligeramente cálidos con respecto a los descritos para el año medio. Por otro lado, el año 2004 empezó siendo muy frío, para, a partir de mayo, presentar temperaturas siempre por encima de las temperaturas medias mensuales del año medio, tendencia que continúa durante todos los meses de los años 2005 y 2006, con excepción del mes de febrero del 2005 que resultó ser casi tres grados más frío

que lo habitual y los meses de enero y febrero de 2006, con temperaturas de uno y dos grados inferior a los mismos meses del año medio. En estos tres meses la temperatura estuvo por debajo de los 6 °C, valor límite por debajo del cual el pasto ve limitado su crecimiento notablemente (Kennedy 1993; Gorsuch y Oberbauer 2002; Kreyling et al. 2008). Finalmente, las menores precipitaciones y las mayores temperaturas probablemente expliquen las menores producciones de pasto halladas durante este año.

1.4. Diseño experimental

El establecimiento del ensayo se inició en el mes de abril del año con la plantación del arbolado a raíz desnuda de la especie forestal *Populus x canadensis* (Dode) Guinier o chopo canadiense a una densidad de 434 pies por hectárea (marco de plantación de 4,8 m x 4,8 m). Esta especie es un híbrido de la especie americana *P. deltoides* y la euroasiática *P. nigra*. Este híbrido se da en condiciones naturales, y su uso está muy extendido hoy en día (Eckenwalder 1996; Banfi et al. 2008). Cada unidad experimental está constituida por 25 pies de *P. x canadensis* distribuidos en forma de cuadrado perfecto (5x5), tal y como se muestra en la Figura 13.

En noviembre del año 2001 y tras un encalado en las parcelas que correspondía este tratamiento se procedió a la siembra de una pradera mixta con 12 kg de *Dactylis glomerata* L variedad (Artabro), 12 kg de *Lolium perenne* L (Brigantia) y 4 kg de *Trifolium repens* L cv. Huia por hectárea.

En el experimento se evaluaron seis tratamientos que seguían un diseño de parcela dividida con tres replicas; en total hay dieciocho parcelas o unidades experimentales.

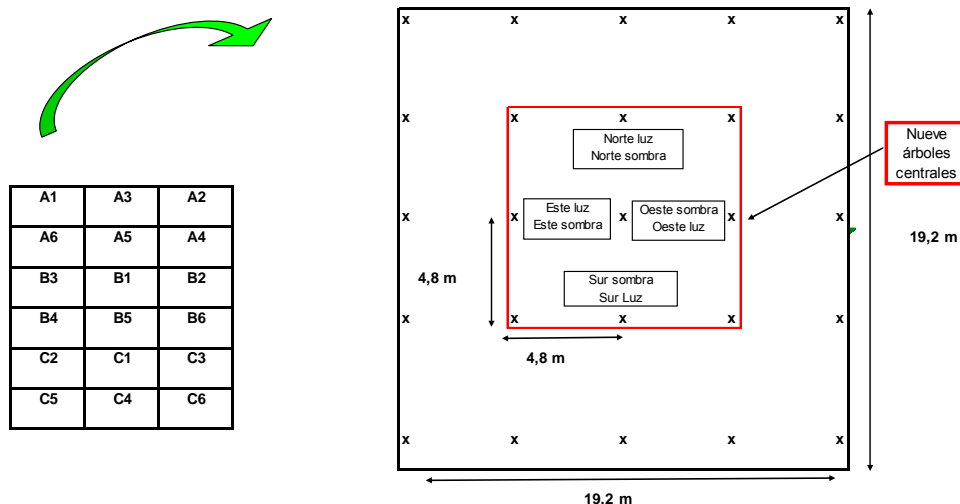


Figura 13. Croquis del diseño experimental empleado en el estudio (izquierda) y de cada unidad experimental. donde: A, B y C son los bloques del experimento y los números del 1 al 6 se refieren a los tratamientos; donde **1**: es NF + Cal; **2**: es Baja+Cal; **3**: es Alta+Cal; **4**: es NF; **5**: es Baja y **6**: es Alta. El símbolo X se refiere a la posición de los árboles de *P. x canadensis*. (derecha) y el recuadro en rojo se refiere a la toma de muestra de pasto para evaluar el efecto del arbolado sobre el pasto.

Los tratamientos empleados fueron:

1. **NF+Cal**, No fertilización y adición de 2,5 t ha⁻¹ de carbonato cálcico
2. **Baja+Cal**, Aplicación de la dosis baja de fertilización con lodo de depuradora urbana que implicaba un aporte de 100 kg de N total ha⁻¹ y encalado a 2,5 t ha⁻¹ de carbonato cálcico.
3. **Alta+Cal**, Aplicación de la dosis alta de fertilización con lodo de depuradora urbana que implicaba un aporte de 200 kg de N total ha⁻¹ y encalado a 2,5 t ha⁻¹ de carbonato cálcico.
4. **NF**, No fertilización, es una parcela control, sin adición de cal o lodo.
5. **Baja**, Aplicación de la dosis baja de fertilización con lodo de depuradora urbana que implicaba un aporte de 100 kg de N total ha⁻¹.
6. **Alta**, Aplicación de la dosis baja de fertilización con lodo de depuradora urbana que implicaba un aporte de 200 kg de N total ha⁻¹.

El encalado sólo se aplicó en el primer año de estudio (noviembre de 2001) en las parcelas correspondientes antes de la siembra, mientras que la fertilización con lodo se realizó en la primavera de los años 2002 y 2003, respectivamente.

La composición de los lodos aplicados en el experimento se puede ver en el Tabla 11. Los lodos utilizados en el estudio tienen pH entre 6,59 y 7,19 y valores altos de nitrógeno, fósforo, potasio, calcio y magnesio, respectivamente. Por otra parte, los metales pesados se encontraron siempre por debajo de los límites máximos permitidos para el uso de lodos en agricultura (RD 1310/90).

Tabla 10. Valores correspondientes a pH en agua, porcentaje de materia seca, concentración total de N, P, K, Na, Ca, Mg, Fe y de metales pesados (Cr, Cu, Mn, Ni, Cd, Zn) de los lodos usados para la fertilización orgánica en el ensayo.. Legislación: RD 1310/90

	Unidad	2002	2003	Legislación	
pH Agua		7,40	6,77	pH < 7	pH > 7
m seco		19,84	25,456	-	-
N	%	1,95	2,532	-	-
P	%	2,02	1,9	-	-
K	%	0,31	0,384	-	-
Na	%	0,07	0,086	-	-
Ca	%	0,23	0,396	-	-
Mg	%	0,25	0,65	-	-
Fe	%	2,78	1,644	-	-
Cr	mg kg ⁻¹	72,90	55,88	1000	1500
Cu	mg kg ⁻¹	225,80	150,24	1000	1750
Mn	mg kg ⁻¹	302,30	228,7	-	-
Ni	mg kg ⁻¹	80,50	89,88	300	400
Zn	mg kg ⁻¹	1955,60	491,88	2500	4000
Cd	mg kg ⁻¹	7,40	8,38	20	40
Pb	mg kg ⁻¹	146,40	114,88	750	1200

Los lodos utilizados en el estudio pertenecen a los de la planta depuradora de agua residual de Lugo que gestiona la empresa GESTAGUA. Es necesario tener en cuenta que Lugo es una ciudad pequeña inferior a 100000 habitantes (Consello de Lugo 2008) y con escasa actividad industrial, lo que podría justificar los reducidos niveles de metales en el residuo.

2. Toma de muestras en campo

2.1. Suelo

Se realizaron cinco muestreos de suelo (compuestos de tres puntos por parcela y muestreo) en los meses de invierno de los años 2003, 2004, 2005, 2006 y 2007. Las muestras fueron tomadas a 25 cm de profundidad, tal y como señala el RD 1310/90, con ayuda de una sonda, para posteriormente ser conducidas al laboratorio, donde se realizaron los análisis que se describen posteriormente.

2.2. Arbolado

2.2.1. Diámetro y altura

Las mediciones de *P. x canadensis* fueron realizadas en invierno de los años 2002, 2003 y otoño de 2004, 2006 y 2007 a excepción del año 2005, en el que no se midieron en campo, pero se estimó su valor con los obtenidos en los años 2004 y 2006. En todos estos muestreos se midió la altura y el diámetro basal en los cuatro primeros años. Las mediciones de altura y diámetro se hicieron en los 9 árboles interiores de cada parcela (Figura 13) para evitar el efecto borde. La altura se midió mediante el empleo de pértiga telescópica y vertex y el diámetro mediante el empleo de calibre en los primeros años y forcípula en los últimos. A partir de los datos de diámetro basal y altura se calcularon los incrementos entre mediciones.

En el año 2008 se midió el radio de copa mediante el empleo de cinta métrica en las cuatro posiciones (norte, sur, este y oeste) para cuantificar el grado de cobertura del arbolado.

2.3. Pasto

Las muestras de pasto de los tres primeros años, es decir 2002, 2003 y 2004 fueron recogidas en julio, integrando por tanto la producción de primavera y verano en un solo corte ya que y la de otoño, a excepción del año 2002 que no se realizó un muestreo en otoño debido al escaso crecimiento del pasto provocado por las bajas temperaturas. Las muestras de pasto fueron tomadas en los meses de mayo, julio y noviembre de los años 2005, 2006 y 2007. En todos los años se muestreó en otoño correspondiente al mes de noviembre. Se realizaron por lo tanto un total de catorce muestreos.

El aprovechamiento del pasto fue realizado en los tres primeros años mediante siega, para posteriormente emplear ovejas que entraban a pastar a una carga elevada (50 ovejas de raza gallega por hectárea) simulando pastoreo rotacional a finales de la primavera y en invierno de cada año.

Antes del pastoreo se realizó un muestreo que fue diferente en función de los distintos años de estudio, ya que se pretendía cuantificar el efecto del arbolado sobre la producción de pasto

teniendo en cuenta los cuatro puntos cardinales (norte, sur, este y oeste) una vez que éste se iba desarrollando. Si bien se tomaron cuatro muestras de pasto al azar en cada parcela en los años 2002, 2003 y 2004, a partir del año 2005 y en los años 2006 y 2007, se tomaron 8 muestras por unidad experimental, cuatro de las cuales fueron recogidas bajo la copa del árbol (cerca) y cuatro en el punto más lejano del mismo (lejos) en los cuatro puntos cardinales. Las muestras fueron recogidas con ayuda de un cuadrado de 0,3 x 0,3 cm (0,09 m²), empleando cizallas manuales a batería de la marca Outils Wolf SP75. En los años 2006 y 2007 se realizó una estimación visual de la cobertura de las diferentes especies pratenses en cada cuadrado (Figura 14).

3. Determinaciones en laboratorio

Las muestras que se recogieron de suelo y pasto fueron llevadas al laboratorio donde se realizaron los siguientes análisis:

3.1. Suelo

Una vez en el laboratorio, las muestras de suelo se secaron al aire o en estufa (45° C), tras lo que se pasan por un tamiz de luz de 2 mm para posteriormente realizar una molienda de las mismas en un mortero de ágata (Guitián y Carballás 1976).

3.1.1. pH agua y KCl

La determinación del pH de las muestras se realizó tanto en agua como en KCl 0,1 M. En ambos casos, la relación entre el peso del suelo y el volumen del reactivo empleado fue de 1:2,5 dejando un tiempo de reacción de diez minutos para el pH en agua y dos horas para el pH en KCl (Guitián y Carballás 1976). La lectura de las muestras fue realizada con un pHmetro con un electrodo de vidrio y calomelano, de la marca Crisol, modelo GLP 21.

3.1.2. Materia orgánica y Nitrógeno

Para la obtención de la materia orgánica y nitrógeno total se pesaron las muestras y después fueron analizadas usando CNS-LECO 2000 siguiendo las instrucciones de fábrica (LECO, 1996).

3.1.3. Fósforo total

La determinación de fósforo total del suelo se realizó por colorimetría con un autoanalizador TRAACS-800+, mediante el método US-786-86A de Bran+Luebbe después de una digestión microkjeldahl (Castro et al. 1990) y con el mismo autoanalizador, a través del método número UD 787-86 (multitest) de Bran Luebbe (Castro et al. 1990). En el cual fósforo se convierte en ácido ortofosfórico por hidrólisis con ácido sulfúrico. Se produce un color azul por la reacción del ortofosfato, el ión de molibdato y el antimonio, seguida de una reducción con ácido ascórbico a pH ácido. El complejo fosfo-molibdeno se lee a 600 nm.

3.1.4. Potasio, Calcio, Magnesio y Sodio totales

Los contenidos totales de K, Ca, Mg, Na en el suelo se determinaron tras una digestión con ácido nítrico (NO₃H) (CEM 1994; 1996) en un microondas de marca CEM modelo MDS 2000 que permite controlar la presión.

Las cantidades totales se midieron con el espectrofotómetro VARIAN 220FS. En caso de K y Na por emisión atómica, mientras que para Ca y Mg se empleó absorción, según la metodología propuesta por el fabricante (VARIAN 1989).

3.1.5. Microelementos y metales pesados totales

La concentración total de zinc, cobre, plomo, cromo, níquel, cadmio y plomo en el suelo se determinó tras una digestión con ácido nítrico (NO₃H) (CEM 1994; 1996) en un microondas de marca CEM modelo MDS 2000.

Las mediciones de los contenidos totales de zinc, cobre, plomo, cromo, níquel, cadmio y plomo se realizaron con mediante absorción atómica con un espectrofotómetro VARIAN 220FS según la metodología propuesta por el fabricante (VARIAN 1989).

3.1.6. Elementos extraídos en BaCl₂ de potasio, calcio, magnesio, sodio y aluminio

Las muestras de suelo fueron analizadas según el método de cloruro bórico tras realizar una extracción en BaCl₂ a 0,6 N (Mosquera y Mombiela 1986).

La concentración de K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺ se midió con el espectrómetro VARIAN 220FS. En el caso de K⁺ y Na⁺ por emisión atómica, mientras que para Ca²⁺ y Mg²⁺ se empleó absorción, según la metodología propuesta por el fabricante (VARIAN 1989). Para determinar la concentración de aluminio se realizó una valoración con NaOH 0,01 N (Mosquera y Mombiela 1986), pero utilizando como indicador fenolftaleína al 1% en solución alcohólica.

La Capacidad de Intercambio Catiónico efectiva CIC se calculó a través de la suma del K⁺, Na⁺, Mg²⁺, Ca²⁺ y Al³⁺ expresada en términos de cmol(+)/100 grs de suelo. El peso relativo de cada uno de los componentes de CIC se estimó en función de los porcentajes de dichos cationes intercambiables con respecto a la CIC total (Mosquera y Mombiela 1986).

3.1.7. Niveles de P, K, Ca, Mg y metales pesados extraídos en Mehlich 3

La presencia de P, K, Ca, Mg y de metales pesados (Cu, Cr, Zn, Ni, Cd y Pb) que se encontraban de manera asimilable en el suelo se determinó mediante una extracción con Mehlich 3 (Mehlich 1985).

La determinación de fósforo extraído por el método Mehlich se realizó por colorimetría con un autoanalizador TRAACS-800+, mediante el método US-786-86 de Bran+Luebbe (Castro et al. 1990). Los niveles de K, Ca, Mg y Na se determinaron en un espectrómetro de marca VARIAN modelo 220FS por espectrofotometría de emisión (CEM 1994; 1996) y los de y metales pesados (Cu, Cr, Zn, Ni, Cd y Pb) por espectrofotometría de absorción atómica de acuerdo a la metodología propuesta por el fabricante (VARIAN 1989).

3.2. Pasto

Con las muestras de pasto recogidas en el campo se realizó una subdivisión en el laboratorio en dos submuestras entre 95 y 105 g de peso, una para determinar el contenido en materia seca y otra para realizar los análisis de composición botánica y biodiversidad. Con una de ellas se procedió al secado directo en la estufa hasta alcanzar peso constante (60°C x 48h) con el objeto de determinar el contenido en materia seca del pasto. Posteriormente las muestras fueron molidas con un tamiz de 0,5 mm para posteriormente realizar los análisis químicos para determinar los macronutrientes y metales pesados. Con los resultados de producción obtenidos en campo y el contenido en materia seca se determinó la producción de pasto por corte. La producción anual se calculó mediante la suma de la producción de todos los cortes de primavera y otoño correspondiente a cada año.

También se muestra la producción de pasto estacional donde para los tres primeros años (2002, 2003 y 2004) se presenta la producción acumulada de la primavera y el verano (primavera+verano) mientras que en los años subsiguientes (2005, 2006 y 2007) se tomaron muestras en primavera y verano independientemente. En el caso de otoño las muestras recogidas fueron a finales del año y sin variantes.

3.2.1. Proteína Bruta

El contenido de nitrógeno de las muestras de pasto se determinó por colorimetría con un autoanalizador TRAACS – 800+ mediante el método número US-786-86 A de Bran+Luebbe, descrito para el apartado de suelo después de una digestión microkjeldahl (Castro et al. 1990). La concentración de proteína bruta del pasto se calculó multiplicando los valores obtenidos en el nitrógeno por 6,25 (Whitehead 1995).

3.2.2. Fósforo

A partir de la digestión microkjeldahl (Castro et al. 1990) se procedió a analizar el fósforo por colorimetría, para lo cual se empleó un autoanalizador TRAACS-800+ con el método US-787-86 (multitest) de Brand+Luebbe (Castro et al. 1990).

3.2.3. Macronutrientes

Para el análisis de los macronutrientes totales (K, Na, Ca, Mg) en el pasto se empleó una digestión microkjeldahl (Castro et al. 1990). El potasio y el sodio se determinaron por medio de espectrometría de emisión atómica, mientras que para Ca y Mg se empleó la de absorción atómica. Los cuatro elementos se midieron en un espectrofotómetro VARIAN 220 FS según el método propuesto por el fabricante (VARIAN 1989).

3.2.4. Metales pesados

La determinación de Cu, Cr, Zn, Ni Cd y Pb se realizó tras una digestión con ácido nítrico en vasos cerrados a una presión controlada en un microondas CEM MDS-2000 (CEM 1994; 1996).

La medición se llevó a cabo mediante espectrometría de absorción atómica. En todos los casos se empleó un espectrómetro VARIAN 220 FS siguiendo la metodología indicada por el fabricante (VARIAN 1989).

3.2.5. Composición botánica específica

Con las muestras de pasto recogidas se realizó una subdivisión en el laboratorio en dos submuestras entre 95 y 105 g de peso. A continuación, se realizaba una separación botánica manual de todas las especies presentes, que posteriormente fueron secadas en la estufa (60 ° C) hasta alcanzar peso constante y fueron pesadas para determinar materia seca; con esta información se determinó la producción y composición botánica. Cabe señalar que a partir de la primavera de 2006, la identificación de especies botánicas se realizó de forma visual en campo debido al importante volumen de muestras que se generan al estudiar el efecto de la sombra sobre la producción de pasto (Figura 14).

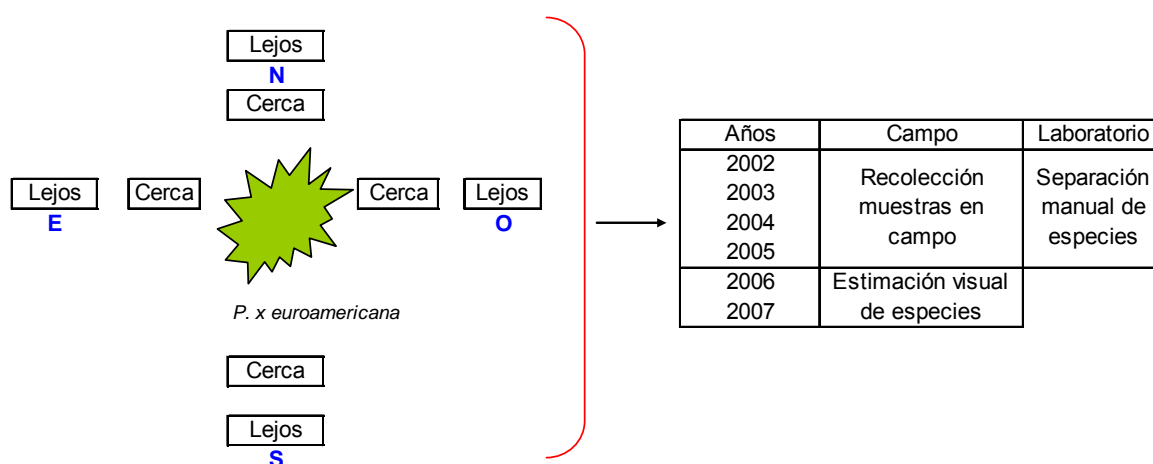


Figura 14. Diagrama esquemático de la toma de muestras para la determinación de la composición botánica específica y parámetros de biodiversidad en el sistema silvopastoral con *P x canadensis* y pradera mixta

3.2.6. Biodiversidad alfa de especies vegetales vasculares

3.2.6.1. Riqueza específica (S)

Para el estudio de la biodiversidad alfa se empleó el índice de riqueza específica que indica el número total de especies en cada una de las parcelas.

3.2.6.2. Estructura (Índice de abundancia proporcional)

Hay diversas maneras de determinar la estructura de la comunidad, como los modelos paramétricos, no paramétricos e índices de abundancia proporcional (Moreno 2001).

Para la determinación de estos índices, el número de especies es reemplazado por la biomasa relativa siguiendo la metodología descrita por Marrugan (1989).

La riqueza específica y los diagramas de abundancia fueron analizados por año en el periodo comprendido del 2002, 2003, 2004 y 2005; mientras que en los años 2005, 2006 y 2007 se realizaron toma de muestras lejos y cerca del arbolado que también fueron consideradas al momento de analizar los datos.

A partir de las muestras obtenidas en el campo se procedió a separar entre 95 y 105 gramos de pasto en los que se realizó una separación botánica manual. A partir de la relación porcentual en peso de las diferentes especies encontradas en cada corte, se procedió a su suma por año. Posteriormente se ordenó de mayor a menor porcentaje y se representó en cada tratamiento el correspondiente diagrama de abundancia por año (Marrugan 1989).

3.2.6.3. Índice de Simpson

Este índice sirve para ver la probabilidad que tienen dos individuos (en una muestra al azar) sean de la misma especie, y se determina por la siguiente ecuación:

$$\lambda = \sum p_i^2$$

Donde p_i = abundancia proporcional de la especie i calculada como el peso seco de la especie i dividido por el peso total de la muestra.

Como su valor es inverso a la equidad, la diversidad puede calcularse como $1 - \lambda$ (Lande 1996).

El índice de Simpson fue analizado en cada año en el periodo comprendido del 2002, 2003, 2004 y 2005. Por otra parte en los años 2006 y 2007 se realizaron tomas de muestra lejos y cerca del arbolado que también fueron consideradas al momento de analizar los datos.

3.2.6.4. Índice de Shannon-Wiener (Shannon y Weaver, 1949)

Es un índice que expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra. Adquiere valores entre 0, cuando hay una sola especie, y logaritmo de S (número total de especies) cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos (Marrugan 1989) y se determina con la siguiente ecuación:

$$H' = \sum p_i \ln p_i$$

Donde p_i = abundancia proporcional de la especie i calculada como el peso seco de la especie i dividido por el peso seco total de la muestra.

3.2.7. Biodiversidad beta

La biodiversidad beta o también llamada de hábitat es el grado de remplazamiento de especies o cambio biótico a través de gradientes ambientales (Moreno 2001). La medición de la biodiversidad beta se basa en proporciones o diferencias (Marrugan 1988), las cuales pueden evaluarse con base a índices o coeficientes de similitud, de disimilitud o de distancias entre las muestras a partir de datos cualitativos (presencia o ausencia de especies) o cuantitativos (abundancia

proporcional de cada especie medida como número de individuos, biomasa, densidad, cobertura, etc) (Marrugan 1988).

3.2.7.1. Índices de similitud/disimilitud: Índice de Jaccard

Este índice varía entre 0, cuando no hay especies compartidas entre dos lugares, hasta 1 cuando ambos sitios tienen la misma composición de especies (Moreno 2001) y se determina con la siguiente ecuación:

$$I_j = c/(a+b-c)$$

Este índice se utilizará para comparar la evolución de las parcelas comparando la situación inicial presentada en el año 2002 con la situación final en el año 2007, en donde:

a = número de especies presentes en las parcelas en año 2002

b = número de especies presentes en las parcelas en el año 2007

c = número de especies presentes en las dos situaciones

3.2.7.2. Índice de reemplazo de especies: Índice de Marrugan (1988)

Estos índices se basan en la presencia o ausencia de especies (Moreno 2001). Se determina el índice de Marrugan (1989) con el que el valor de la biodiversidad beta aumenta y cuando se vuelven diferentes. Su ecuación es la siguiente:

$$B = (a+b) (1-I_j)$$

Donde I_j es la similitud de especies en las dos situaciones con el índice de Jaccard

a es el número de especies presentes en 2002; y

b es el número de especies presentes en 2007.

El índice de Marrugan se realizó entre la situación presente en el primer y el último año de estudios y comparando los cambios en los tratamientos en este periodo.

3.2.7.3. Índice de complementariedad

El concepto de complementariedad se refiere al grado de disimilitud entre pares de biotas. Para obtener su valor se procede de la siguiente manera:

Primero se establece la riqueza total (SAB) para los tipos de parcelas establecidos

$$S_{AB} = a+b-c$$

Donde a es el número de especies de los tratamientos en la situación inicial

b es el número de especies en la situación final

c es el número de especies comunes entre las situaciones inicial y final

Después se procede a determinar el número de especies única con la siguiente ecuación:

$$U_{AB} = a + b - 2c$$

U_{AB} es el número de especies únicas de cada tipo de parcela

A partir de estos valores se determina la complementariedad CAB entre la situación inicial y final con la siguiente ecuación

$$C_{AB} = U_{AB}/S_{AB}$$

La complementariedad varía entre 0 cuando los dos ecosistemas comparados son idénticos en composición de especies y 1 cuando las especies de ambos son completamente diferentes (Colwell y Coddington, 1994).

El estudio de complementariedad se realizó entre la situación presente en el primer y el último año de estudios y comparando los cambios en los tratamientos en este periodo.

4. Análisis estadístico

Los datos obtenidos en campo después de su respectivo análisis en el laboratorio fueron evaluados estadísticamente mediante el análisis de varianza (ANOVA) y la evaluación de medias mediante el test de diferencias mínimas significativas (DLS) para lo cual se usó el paquete estadístico SAS (Statistic Analysis Systems 2001).

4.1. Suelo

La toma de muestra en el suelo se efectuó a 25 cm, dentro de la capa arable. Los análisis de pH en agua y en KCl, MO, CIC, elementos totales (N, P, Ca, K, Mg, Cu, Cr, Ni, Cd, Zn y Pb); bases de cambio (K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} y Al^{3+}) y mehlich (P, K, Ca, Mg, Al, Cu, Cr, Ni, Cd, Zn y Pb).

El modelo estadístico usado fue:

$$Y_{ijkl} = \mu + B_i + A_j + T_k + \varepsilon_{ijkl}$$

Siendo μ la media de la variable, B_i bloque, A_j año, T_k tratamiento y ε_{ijkl} el error.

4.2. Arbolado

Se realizaron muestreos en el 2002, 2003, 2004, 2006 y 2007, resultando las variables de la altura total del **arbolado**, **el diámetro**, **los incrementos intranuales**, el modelo estadístico empleado fue:

$$Y_{ijkl} = \mu + B_i + A_j + C_k + D_l + \varepsilon_{ijkl}$$

Siendo μ la media de la variable, B_i bloque, A_j año, C_k cal, D_l dosis y ε_{ijkl} el error.

4.3. Producción de pasto

Para el análisis de la **producción anual de pasto**, **material senescente** el modelo estadístico fue:

$$Y_{ijkl} = \mu + B_i + A_j + C_k + D_l + \varepsilon_{ijkl}$$

Siendo μ la media de la variable, B_i bloque, A_j año, C_k cal, D_l dosis y ε_{ijkl} el error.

En relación a la **producción de pasto y la producción tomando en cuenta la posición del árbol (lejos y cerca)** se empleó el siguiente modelo:

$$Y_{ijklm} = \mu + B_i + A_j + C_k + D_l + P_m + \varepsilon_{ijklm}$$

Siendo μ la media de la variable, B_i bloque, A_j año, C_k cal, D_l dosis P_m posición y ε_{ijklm} el error.

Para el análisis de la **producción integrada, estacional de pasto, proteína macronutrientes (P, K, Ca Mg) y metales pesados (Cu, Cr, Zn, Ni, Cd, Pb) anual y estacional** el modelo estadístico fue:

$$Y_{ijkl} = \mu + B_i + A_j + T_k + \varepsilon_{ijkl}$$

Siendo μ la media de la variable, B_i bloque, A_j año, T_k tratamiento y ε_{ijkl} el error.

RESULTADOS

Resultados

1. Suelo

1.1. pH

En la Figura 15 se observan las medias del pH en agua y KCl en los cinco años de estudio por tratamientos y por año. El ANOVA de pH en agua muestra un efecto significativo de la variable año ($p < 0,01$); mientras que en el de pH en KCl se observa un efecto significativo de la interacción año*tratamiento ($p < 0,05$) (ANEXO 1).

El pH en agua fluctuó entre 4,8 y 5,8 durante los cinco años de estudio. El pH en agua fue bajo y mostró un incremento notable hacia los últimos años de estudio en todos los tratamientos. Se encontró la tendencia de que los tratamientos que recibieron cal y dosis altas de lodo presentaron unos pHs más bajos que aquellos en los que se aplicó fertilización con lodo sin cal. Este efecto se vuelve más evidente en el año 2007 ($p < 0,10$).

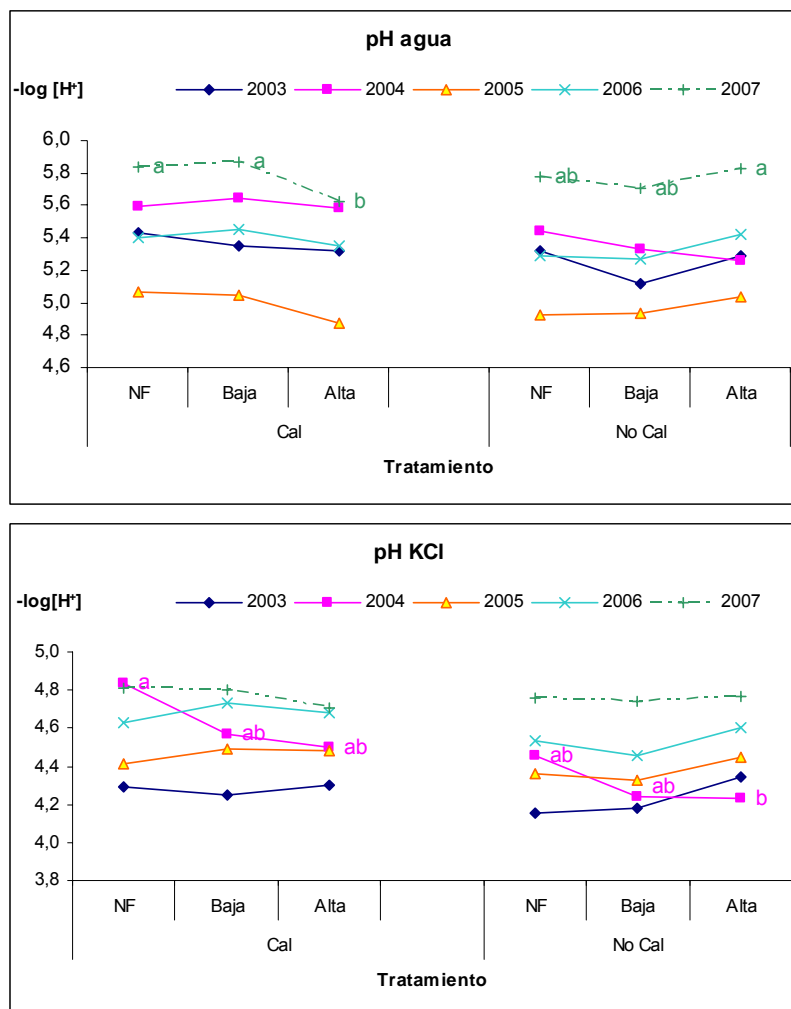


Figura 15. Medias de pH en agua (arriba) y KCl (abajo) en los diferentes tratamientos desde el año 2003 hasta el 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado (cal) y no encalado (no cal). Letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos en cada año.

El pH en KCl varió entre 4,15 a 4,81 en los cinco años de estudio. El pH en KCl sólo resultó significativamente modificado en el año 2004 cuando se observa un efecto positivo en aquellos tratamientos a los cuales se añadió cal y no se fertilizó en comparación con el tratamiento en el que no se encaló y se añadió una dosis alta de lodo. Por otra parte se observa un efecto negativo de la dosis sobre el pH en KCl. Es decir, los tratamientos control tendieron a tener unos pHs en KCl más altos que aquellos a los que se añadieron dosis bajas o altas de lodo.

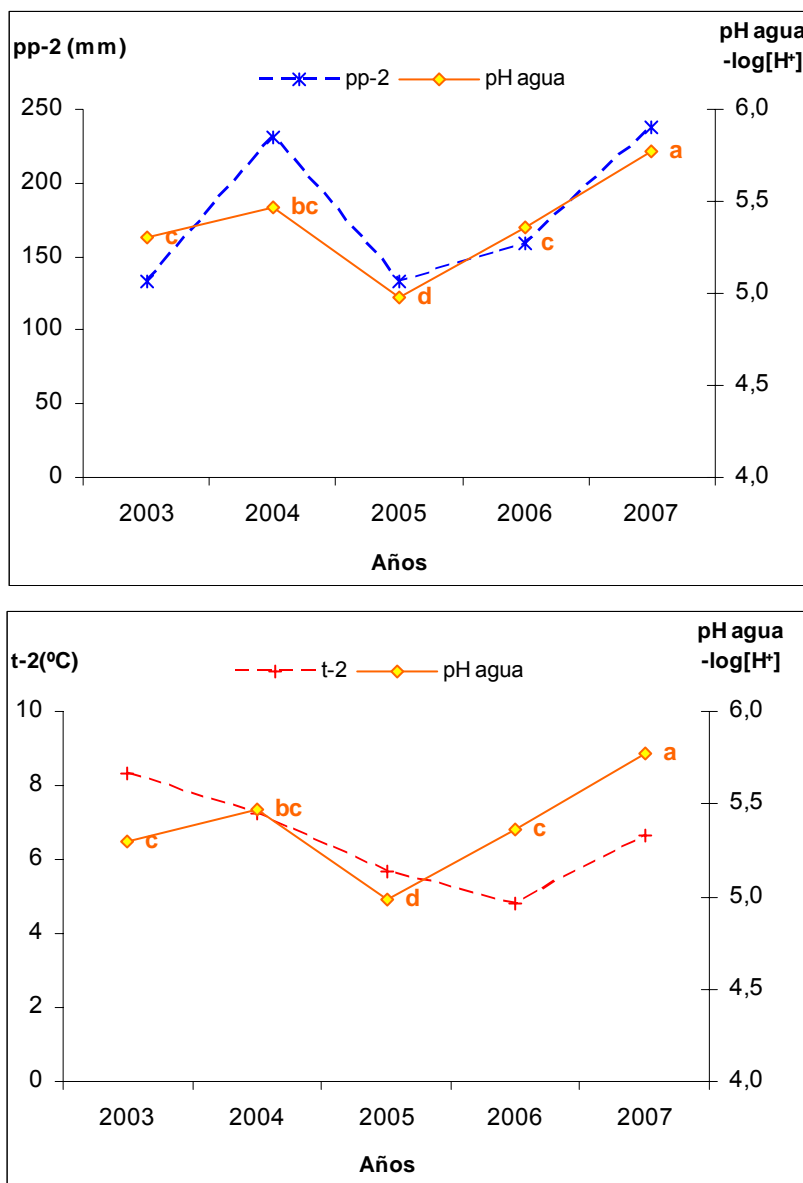


Figura 16. Media anual de pH agua, la precipitación acumulada de los dos primeros meses (pp-2 arriba) y temperatura media (t-2, abajo).

En la Figura 16 se observa la media anual del pH en agua y su relación con la precipitación acumulada pp-2 y la temperatura media t-2 de los dos meses anteriores al muestreo que resultó modificar el pH en agua, aunque no en KCl. En los dos meses anteriores al muestreo del año 2004, se detectaron precipitaciones abundantes, mientras que en el año 2005 éstas se redujeron notablemente. Por otra parte, la temperatura media de los dos meses anteriores al muestreo fue decreciendo desde el principio del estudio hasta el año 2006, cuando presentó su nivel más bajo.

En la Figura 17 se observa una regresión lineal significativa entre el pH en agua y la precipitación de los dos meses anteriores al muestreo que muestra un coeficiente de correlación de Pearson alto ($R^2=0,70$) y en la que se detecta un efecto positivo de la precipitación sobre el pH en agua del suelo.

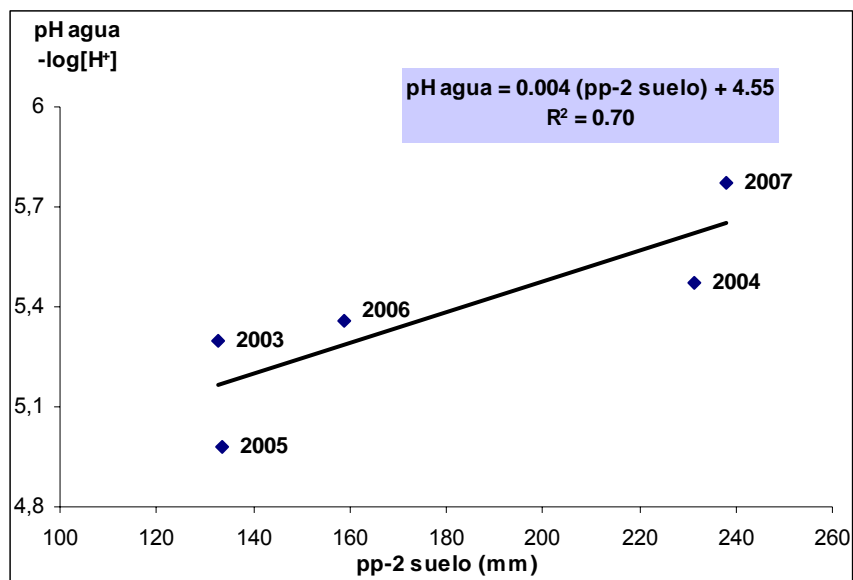


Figura 17. Relación lineal entre pH agua y la precipitación acumulada de los dos meses anteriores al muestreo en el suelo.

1.2. Materia orgánica

En la Figura 18 se observan las medias obtenidas de la variable de materia orgánica para los diferentes tratamientos y los distintos años de estudio. La materia orgánica varió de 7,67 a 11,80 %. El ANOVA (ANEXO 1) mostró un efecto significativo de los tratamientos sobre los niveles de materia orgánica en suelo, siendo estos dependientes de si previamente se había añadido cal o no. De hecho, no se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos de lodo si se había aplicado previamente cal durante los seis años de estudio. Sin embargo, en los años 2005 y 2006 la dosis alta de lodo sin cal redujo significativamente el contenido en materia orgánica en comparación con el mismo tratamiento pero encalado. Se encontró una tendencia similar en el año 2007, aunque no significativa.

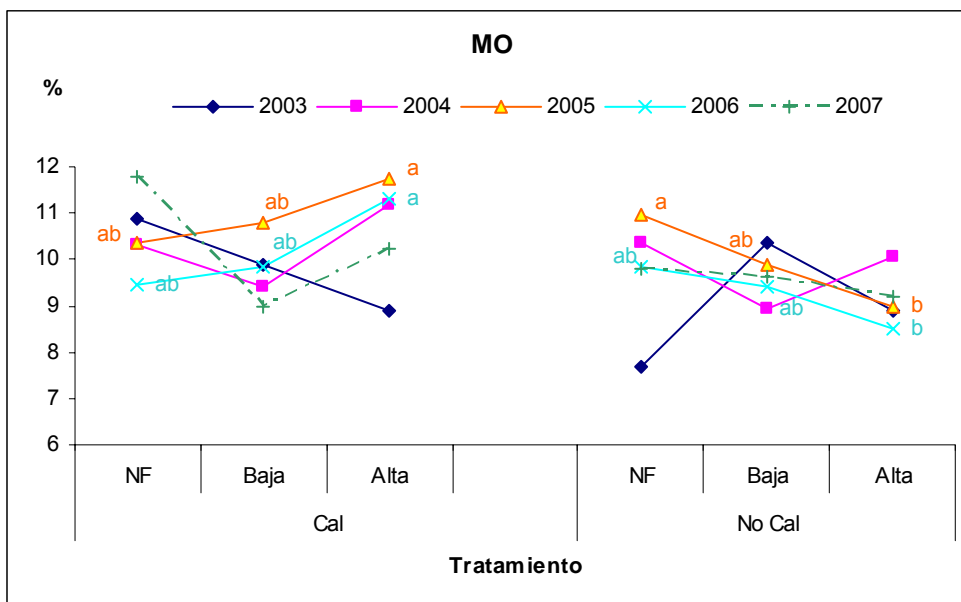


Figura 18. Contenido medio de MO en los diferentes tratamientos desde el año 2003 hasta el 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado (cal) y no encalado (no cal). Letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos en cada año.

1.3. Nitrógeno total

El efecto de los tratamientos ($p < 10\%$) sobre el contenido en nitrógeno siguió la misma tendencia que el contenido en materia orgánica ya descrito (ANEXO 1). Estas dos variables (Figura 20) estuvieron muy relacionadas desde un punto de vista estadístico ($R^2 = 0,87$) El contenido de nitrógeno en el suelo varió de 0,3 a 0,5% (Figura 21) en los cinco años de estudio. Sin embargo, solamente el tratamiento que recibió una dosis alta de lodo combinado con cal mostró una concentración más alta de nitrógeno en suelo comparada con el tratamiento que tenía la misma dosis de lodo en el año 2005 y 2007.

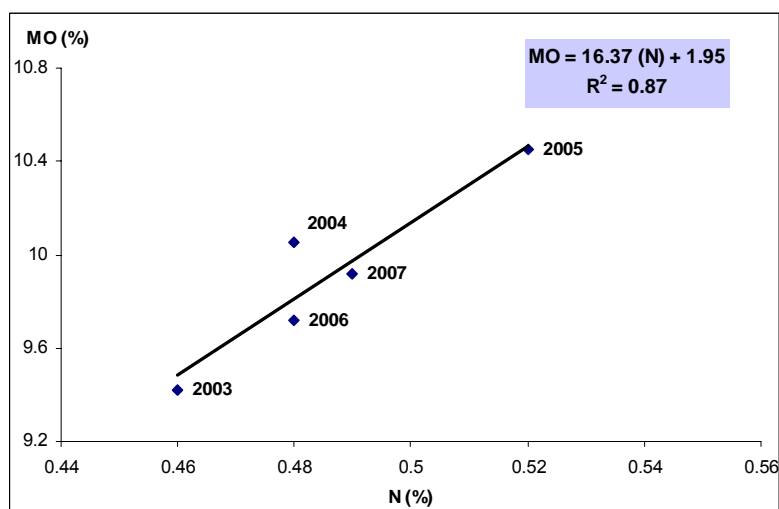


Figura 19. Regresión lineal entre los contenidos de materia orgánica y N en suelo los cinco años de estudio.

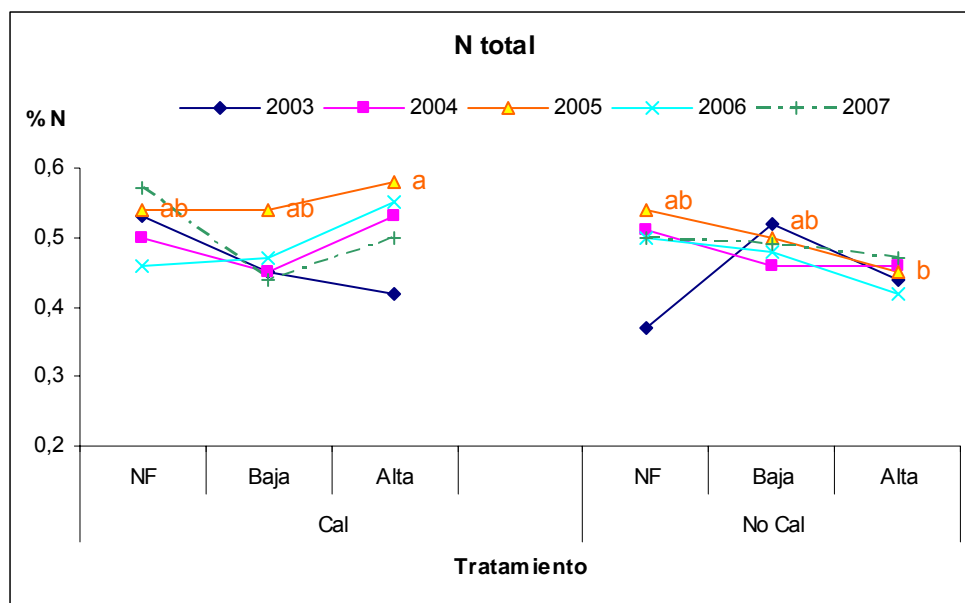


Figura 20. Contenido medio de N en los diferentes tratamientos desde el año 2003 hasta el 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado (cal) y no encalado (no cal). Letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos en cada año.

1.4. Fósforo

1.4.1. Total

Los niveles de fósforo total en suelo se vieron significativamente afectados por el año de estudio ($p < 0,001$), pero no por los tratamientos (ANEXO 1).

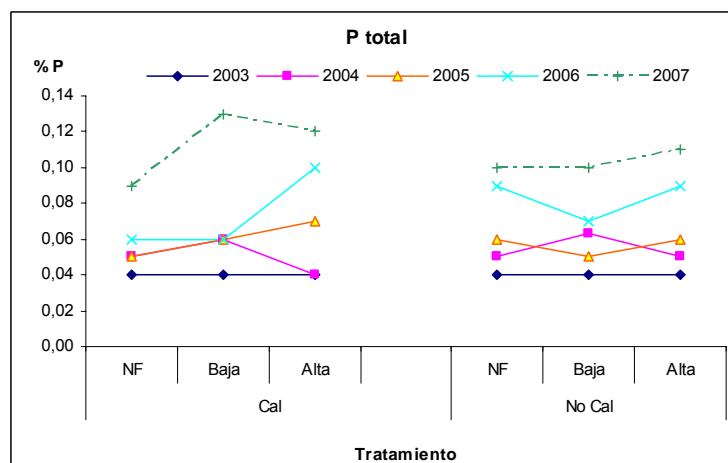


Figura 21. Medias de P total en el suelo en los diferentes tratamientos a partir de 2003 hasta 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.

Las concentraciones de P total en el suelo fluctuaron de 0,4 a 0,13 % en los cinco años de estudio (Figura 21). Se observa que en los tres primeros años de estudio la concentración de fósforo

en el suelo era inferior a 0,5% mientras que en los dos últimos años este duplico su contenido. Se encontró la tendencia, no significativa, de un incremento de los niveles de P total en los tratamientos en los que se aplicó fertilización de lodo con encalado ($p < 0.12$).

1.4.2. Mehlich

El ANOVA de P mehlich (ANEXO 1) muestra un efecto significativo en las interacciones año*tratamiento ($p < 0,05$) y tratamiento ($p < 0,01$) sobre los niveles de fósforo Mehlich en suelo. Esta interacción implicó que, dependiendo del año de estudio el efecto de los tratamientos sobre los niveles de P Mehlich en suelo difiere. El contenido de P Mehlich varió entre 16,27 y 71,08 mg kg^{-1} a lo largo de los cinco años de estudio (Figura 22). Así al principio del estudio, en el año 2003, los niveles de P Mehlich se elevan en el tratamiento en el que no se empleó cal y se aplicaron dosis altas de lodo, resultando ser significativamente superior al tratamiento de dosis alta de lodo en el que sí se empleó cal, lo que podría significar que el encalado disminuyó la disponibilidad de fósforo. A medida que transcurrieron los años y la cal dejó de hacer su efecto, son precisamente los tratamientos que tuvieron una dosis alta de lodo los que presentan una mayor disponibilidad de este elemento, efecto que fue especialmente relevante en los años 2005 y 2007, aunque se mostró la misma tendencia en el año 2006.

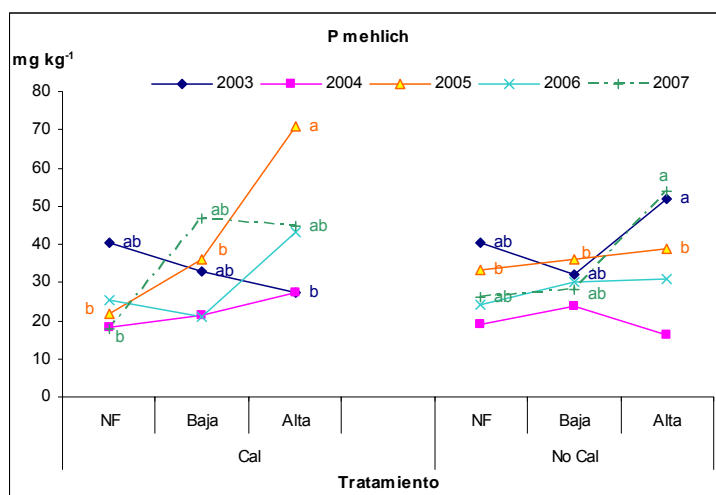


Figura 22. Medias de P mehlich en los diferentes tratamientos a partir de 2003 hasta 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 $\text{kg N total ha}^{-1}$ y Alta es 200 kg N ha^{-1} ; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.

1.5. Capacidad de intercambio catiónico

En la Figura 23 se observa la CIC en los diferentes tratamientos y en los cinco años de estudio. La CIC varió entre 4,62 y 10,02 cmol (+) kg^{-1} siendo el año con menores niveles de CIC el primero. El ANOVA realizado (ANEXO 1) reveló diferencias significativas entre años ($p < 0.001$) y

el tratamiento ($p < 0.01$). Cuando se aplicó cal se encontró un incremento significativo de la CIC con la dosis alta de lodo en comparación con los otros tratamientos en los años 2005 y 2007, si bien no hubo diferencias significativas entre los tratamientos de dosis baja y alta de lodo, cuando se había aportado cal previamente. La misma tendencia se encontró en el año 2006.

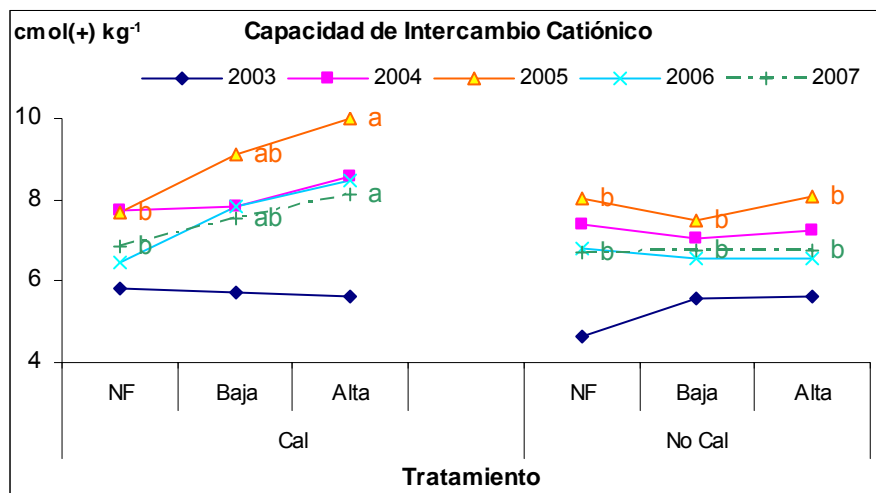


Figura 23. Contenido medio de la CIC en los diferentes tratamientos desde el año 2003 hasta el 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado (cal) y no encalado (no cal). Letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos en cada año.

1.6. Bases de cambio (K⁺, Na⁺, Ca²⁺, Mg²⁺ y Al³⁺) en BaCl₂

El ANOVA de las bases extraídas en BaCl₂ mostró un efecto significativo en la interacción año*tratamiento para el Ca²⁺ ($p < 0,05$), y en tratamiento para Mg²⁺ ($p < 0,001$), y del Al³⁺ ($p < 0,05$) y año en todos los casos (ANEXO 1). Los valores de las diferentes variables oscilan entre 0,4 y 0,67 cmol (+) kg⁻¹ para K⁺; entre 0,1 y 0,4 cmol (+) kg⁻¹ para Na⁺; entre 2,2 y 6,3 cmol (+) kg⁻¹ para Ca²⁺; entre 0,7 y 1,6 cmol (+) kg⁻¹ para Mg²⁺; y entre 0,85 y 1,88 cmol (+) kg⁻¹ para Al³⁺ respectivamente (Figura 24). En general y si exceptuamos el Al³⁺ la proporción de todos los elementos en el suelo fue pequeña en el año 2003, incrementándose con el tiempo hasta el año 2005 en el caso del Ca²⁺, Mg²⁺ y Na⁺ y hasta el 2006 en el caso del K⁺, para posteriormente disminuir en todos los casos con respecto al año 2005 ó 2006 en función del elemento. Los niveles de Ca²⁺ se vieron positivamente incrementados por el aporte de cal y dosis creciente de lodo, al igual que el Mg²⁺ en algún año. En relación a K⁺ siguió la pauta contraria a la encontrada con el Ca²⁺. El Na no mostró un efecto claro y el Al³⁺ parece ser más reducido en los tratamientos con encalado algún año.

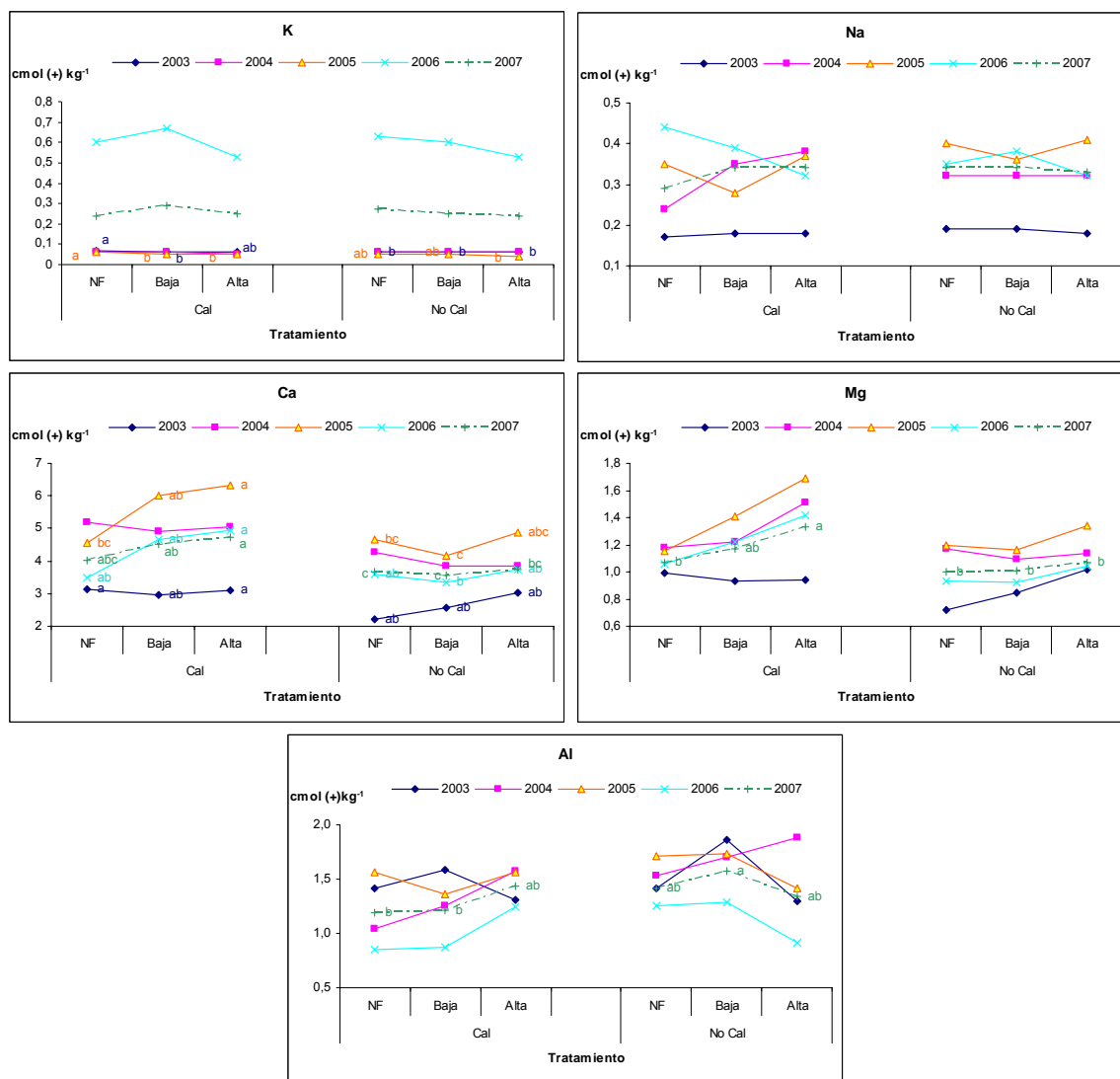


Figura 24. Medias de las bases extraídas en K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} y Al^{3+} , en los diferentes tratamientos a partir de 2003 hasta 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de $100 \text{ kg N total ha}^{-1}$ y Alta es 200 kg N ha^{-1} ; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.

Si atendemos a los efectos del tratamiento y del año (ANEXO 1) de las diferentes variables expresadas como una relación porcentual podemos señalar que sólo el Ca^{2+} y el Al^{3+} mostraron verse significativamente afectados por los tratamientos, tendiendo los mismos a afectar al Mg^{2+} ($p < 0,09$). El orden de importancia de la proporción de los cationes que configuran el complejo de cambio fue muy similar durante todos los años de estudio, siendo el calcio el catión dominante. Sin embargo en los otros años existe una variación de esta relación, así en los años 2003, 2004, 2005, 2007 fue $Ca^{2+} > Al^{3+} > Mg^{2+} > Na^+ > K^+$ (Figura 25) mientras que en el año 2006 fue de $Ca^{2+} > Mg^{2+} > Al^{3+} > K^+ > Na^+$. Ciertamente, hay que tener en cuenta que el año 2005 fue el que presentó un mayor contenido de materia orgánica que pudo ligarse al Al^{3+} retirándolo de la fase líquida edáfica en el 2006. Por otra parte, es el año de mayores precipitaciones, lo que contribuye al lavado de Na^+ , el cual es el elemento más móvil dentro del perfil.

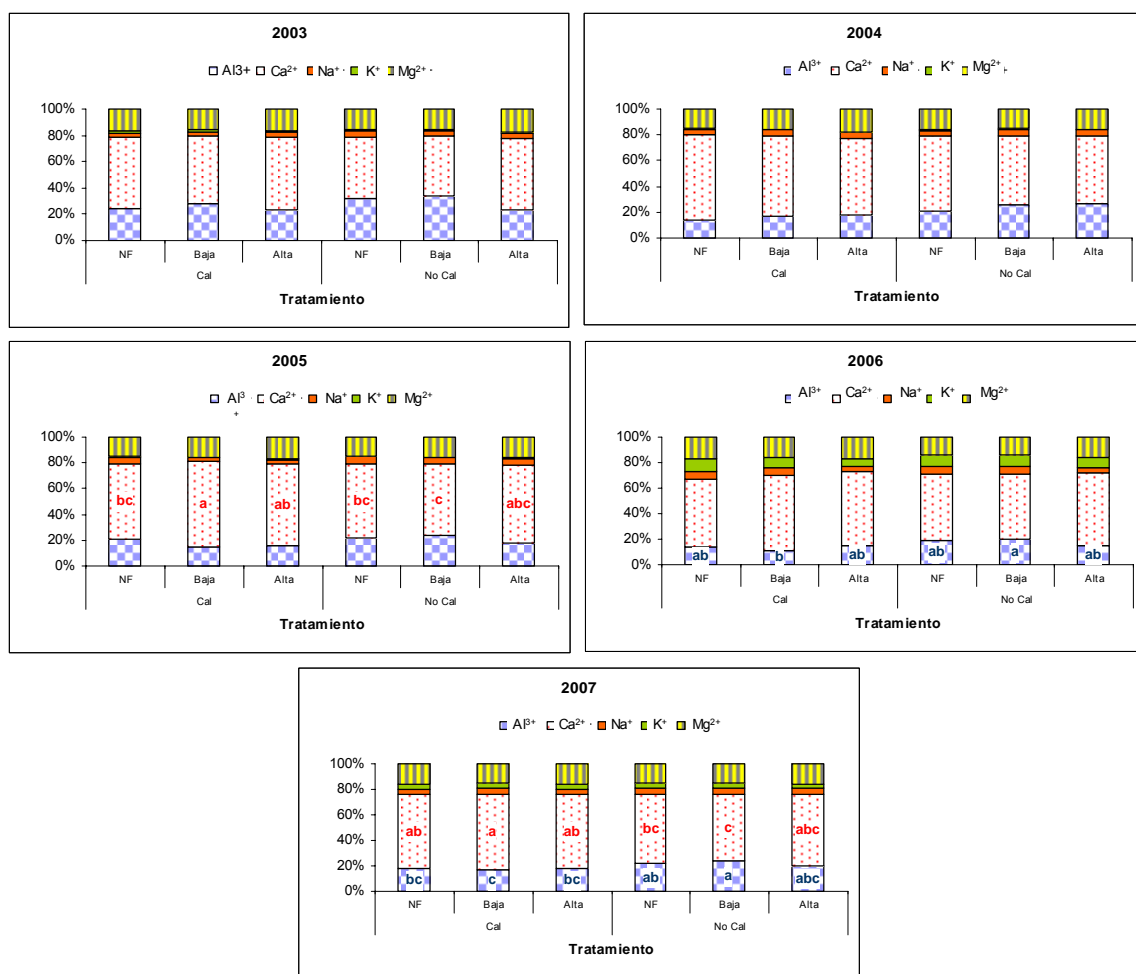


Figura 25. Medias de bases de cambio K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} y Al^{3+} , en los diferentes tratamientos a partir de 2003 hasta 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de $100 \text{ kg N total ha}^{-1}$ y Alta es 200 kg N ha^{-1} ; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.

En general, no se detectaron diferencias significativas entre tratamientos en relación al porcentaje de los diferentes cationes hasta el último año, si bien se detectaron modificaciones significativas en el año 2005, en relación a los niveles de Ca^{2+} y al Al^{3+} en el 2006. Cabe señalar que el aporte de cal redujo el porcentaje de saturación de aluminio, y mejoró la proporción de Ca^{2+} en el complejo de cambio.

1.7. Potasio

1.7.1. Total

Los niveles de K total en el suelo no se vieron significativamente afectados por los tratamientos (ANEXO 1), aunque sí por el factor año ($p < 0,05$). Dichos valores fluctuaron entre 0,07 y 0,19 % durante los cinco años de estudio (Figura 27). En el año 2003 se observa que el encalado

mantiene la concentración de K mientras que cuando no se encala, el lodo tiende a disminuir el K. También, se ve que en 2006 un aumento al doble su concentración en dosis bajas con encalado.

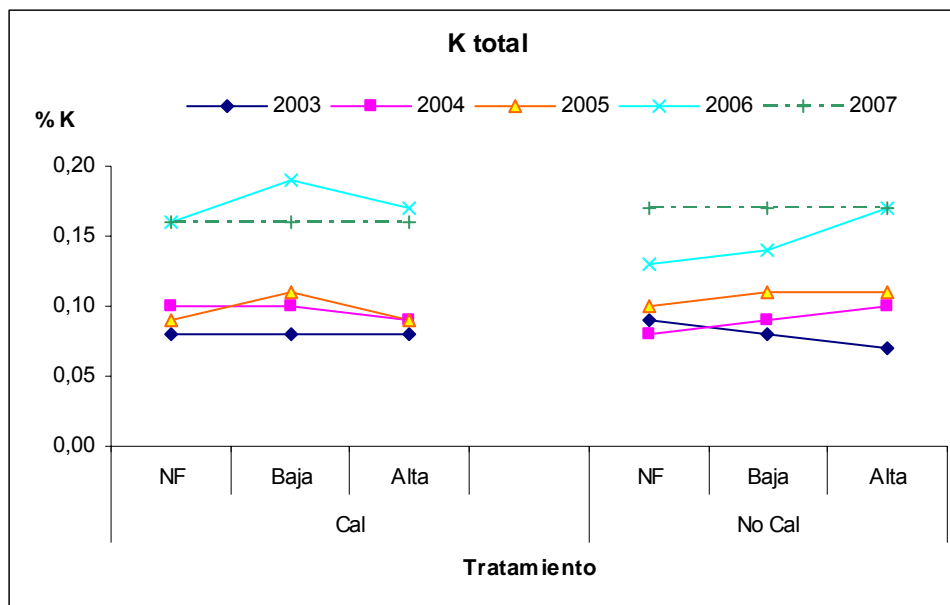


Figura 26. Medias de K total en el suelo en los diferentes tratamientos a partir de 2003 hasta 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.

1.7.2. Mehlich

El ANOVA (ANEXO 1), de los niveles de K Mehlich en suelo revela que hubo un efecto significativo de los tratamientos ($p < 0,01$) y los años ($p < 0,001$) sobre este elemento, que en general revelan un efecto significativo y positivo del aporte de lodo en los últimos años de estudio, sobre todo si se encala sobre la disponibilidad de este elemento en el suelo. Las medias de K Mehlich variaron de 74,84 a 222,08 mg kg⁻¹ en los cinco años de estudio (Figura 26). En general se observa que los niveles de K Mehlich se incrementaron en el año 2006, resultando bajos en los otros años. En los años 2005, 2006 y 2007 se observa que la concentración de K en Mehlich fue mayor en aquellas parcelas a las que se aplicó dosis altas de lodo y encalado, en comparación con las que recibieron la misma dosis de lodo pero no se encaló.

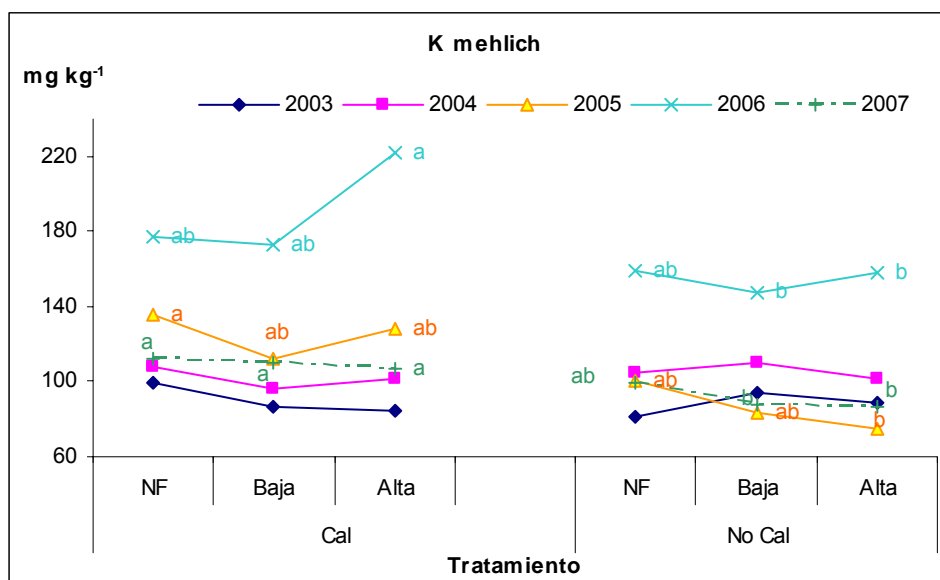


Figura 27. Medias de K mehlich en los diferentes tratamientos a partir de 2003 hasta 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.

1.8. Calcio

1.8.1. Total

La concentración de Calcio total en suelo (ANEXO 1) en el suelo muestra un efecto significativo en las interacciones año*tratamiento ($p < 0,001$).

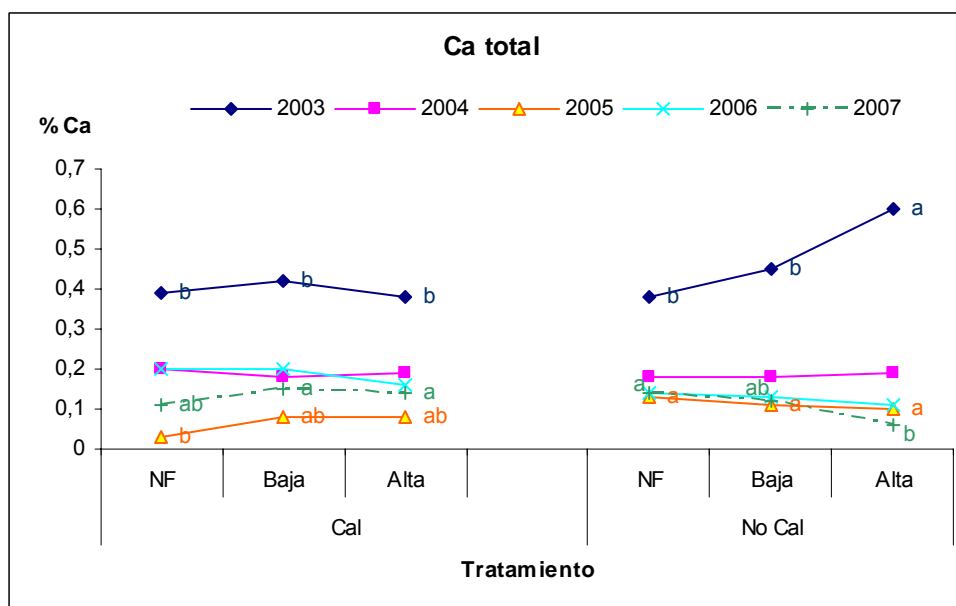


Figura 28. Medias de Ca total en el suelo en los diferentes tratamientos a partir de 2003 hasta 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.

El contenido medio de Ca total en el suelo fluctuó de 0,03 a 0,60 % en los cinco años de estudio (Figura 28). Se observa que tanto en el primero como el último año los niveles de Ca fueron

altos. En relación a los tratamientos, solo el último año los niveles de Ca fueron más altos en las zonas que no recibieron cal previamente pero sí dosis bajas de lodo, en comparación con el tratamiento que no recibió fertilización y se encaló

1.8.2. Mehlich

El calcio extraído en Mehlich se vio significativamente afectado por los factores año ($p < 0,01$) y tratamiento ($p < 0,001$) (ANEXO 1).

Las concentraciones medias de Ca Mehlich variaron de 194,8 a 1363,3 mg kg^{-1} en los cinco años de estudio (Figura 29). Se encuentra un efecto contrario al descrito para el fósforo total, ya que la disponibilidad de Ca parece incrementarse con los años. En general podemos decir que no hay un efecto similar de los tratamientos sobre el Ca extraído por el método Mehlich, ya que si bien, en los dos primeros años no se encontró un efecto significativo, en el año 2005 los niveles de disponibilidad de este elemento se ven incrementados por el aporte de las dosis altas de lodo, sobre todo si encalamos. La misma tendencia, aunque no significativa en este caso debido a la gran variabilidad de los datos fue encontrada en el año 2006. Finalmente, en el año 2007 la disponibilidad de Ca en Mehlich se ve mejorada en el tratamiento de encalado sin fertilización.

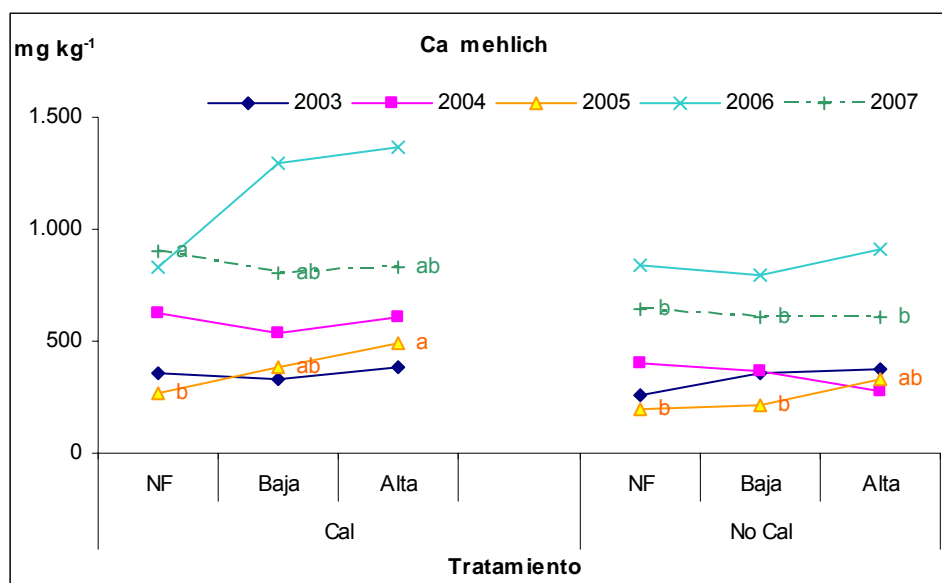


Figura 29. Medias de Ca mehlich en los diferentes tratamientos a partir de 2003 hasta 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 $\text{kg N total ha}^{-1}$ y Alta es 200 kg N ha^{-1} ; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.

1.9. Magnesio

1.9.1. Total

Los niveles de Mg total en suelo resultaron significativamente modificados por el efecto de los tratamientos ($p < 0,001$) y el año ($p < 0,05$) (ANEXO 1).

Las medias de Mg total en el suelo fluctuaron entre 0,11 y 0,28 % durante los cinco años de estudio (Figura 30). Los niveles de magnesio total en suelo fueron mayores en el primer y último año de estudio en comparación con los demás. En relación a los tratamientos se puede apreciar que en el

último año de estudio las dosis intermedias de magnesio muestran unos valores superiores de este elemento en el suelo. La misma tendencia no resultó significativa puede apreciarse en los otros años.

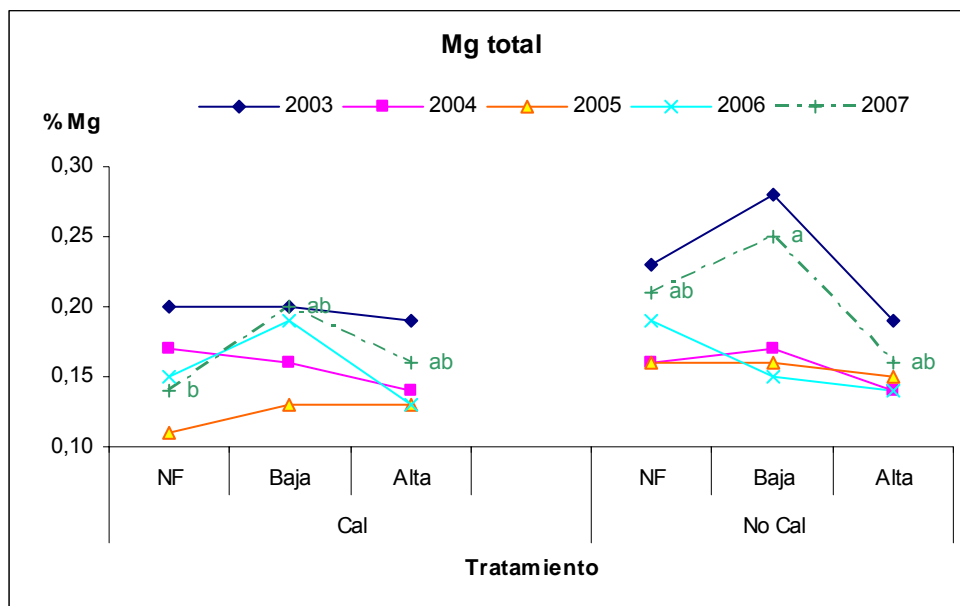


Figura 30. Medias de Mg total en el suelo en los diferentes tratamientos a partir de 2003 hasta 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.

1.9.2. Mehlich

Los contenidos medios de Mg Mehlich se vieron significativamente afectados por los tratamientos ($p < 0,001$) y el año ($p < 0,01$) (ANEXO 1).

Las medias de Mg en mehlich variaron de 93,0 a 320,07 mg kg⁻¹ en los cinco años de estudio (Figura 31). El nivel de Mg Mehlich en suelo fue más alto en los dos últimos años de estudio en comparación con los tres primeros. En el año 2005 se encontró que el aporte de dosis alta de lodo en combinación con cal provocó un aumento de los niveles de disponibilidad de este elemento extraído en Mehlich, tendencia encontrada en la mayoría de los otros años.

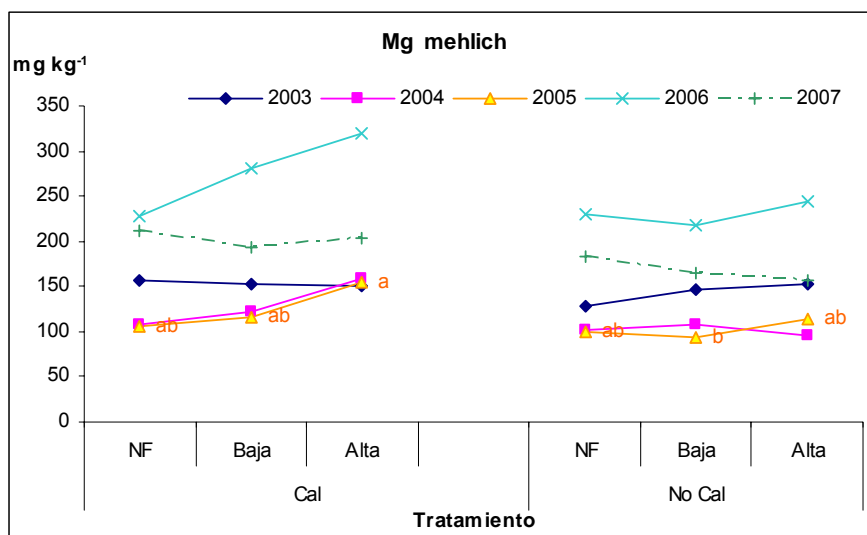


Figura 31. Medias de Mg mehlich en los diferentes tratamientos a partir de 2003 hasta 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.

1.10. Sodio

1.10.1. Total

Los niveles de Na total en el suelo no se vieron significativamente afectados por los tratamiento (ANEXO 1) aunque si por el factor año ($p < 0,001$) dichos factores variaron entre 0.07 y 0.19% durante los cinco años de estudio (Figura 32). El contenido en sodio resultó ser más alto en el año 2003 y en el año 2005. En general se detecta una mayor concentración de este elemento en aquellas parcelas que se encalaron pero que no habían recibido fertilización en comparación con las que no recibieron cal pero fueron fertilizadas con lodo.

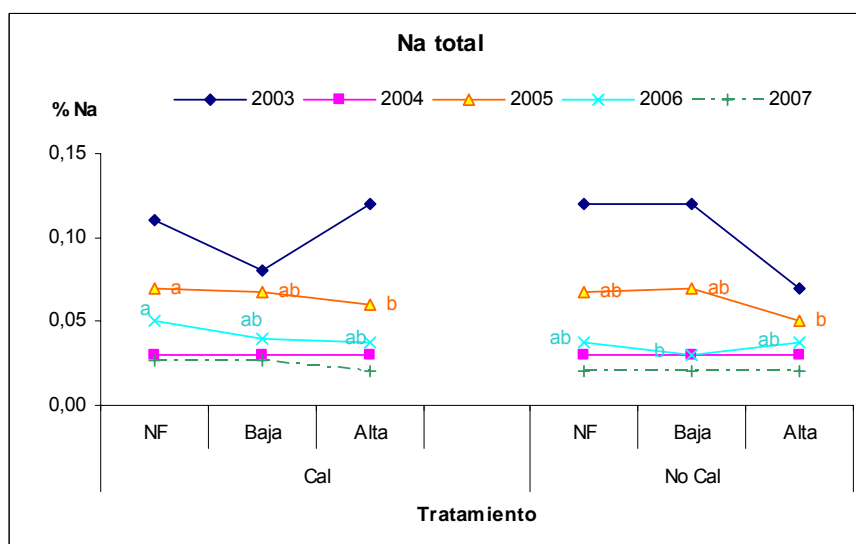


Figura 32. Medias de Na total en el suelo en los diferentes tratamientos a partir de 2003 hasta 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.

1.11. Aluminio

1.11.1. Mehlich

El medias de la concentración de Al mehlich muestra un efecto significativo en las interacciones año*tratamiento ($p < 0,05$) (ANEXO 1). Las medias de Al mehlich variaron de 997 a 2033 mg kg^{-1} en los cinco años de estudio (Figura 33). Se observa un descenso notable de Al sobretudo en aquellos tratamientos en donde se aplico dosis bajas y altas de lodo cuando se encala y también cuando no se encala.

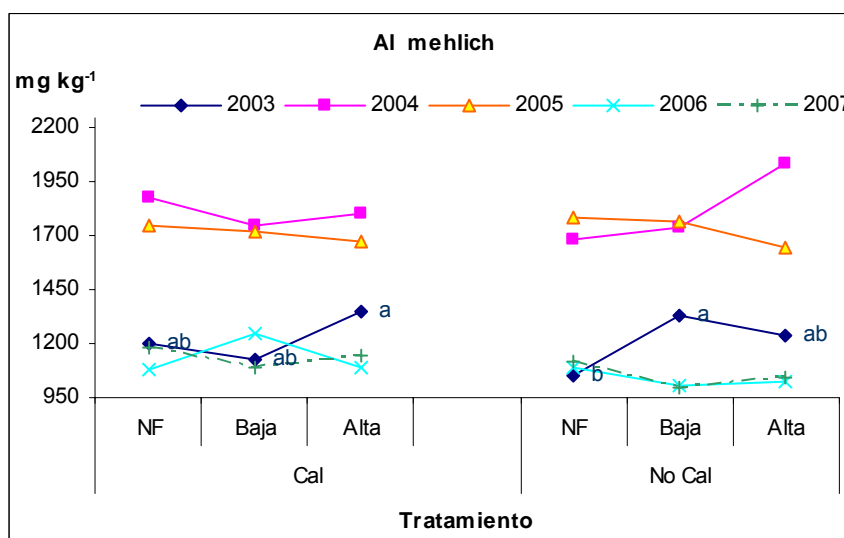


Figura 33. Medias de Al mehlich en los diferentes tratamientos a partir de 2003 hasta 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de $100 \text{ kg N total ha}^{-1}$ y Alta es 200 kg N ha^{-1} ; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.

1.12. Zinc

1.12.1. Total

Los niveles de Zn en suelo resultaron encontrarse afectados significativamente por la interacción año*tratamiento ($p < 0,05$) (ANEXO 1). El zinc total en suelo fluctuó entre valores de $10,97$ a $39,0 \text{ mg kg}^{-1}$ (Figura 34). En general se encuentra que si bien en los dos primeros años de estudio el efecto de los tratamientos sobre los niveles de zinc total no son claros, el aporte de lodo al suelo en los últimos tres años de estudio provocó un aumento significativo de esta variable. En los dos primeros años parece que la dosis alta de lodo en combinación con el encalado disminuyó la concentración del Zn total en suelo. Las concentraciones de Zn en la dosis alta de lodo se incrementan en los dos últimos años de estudio notablemente.

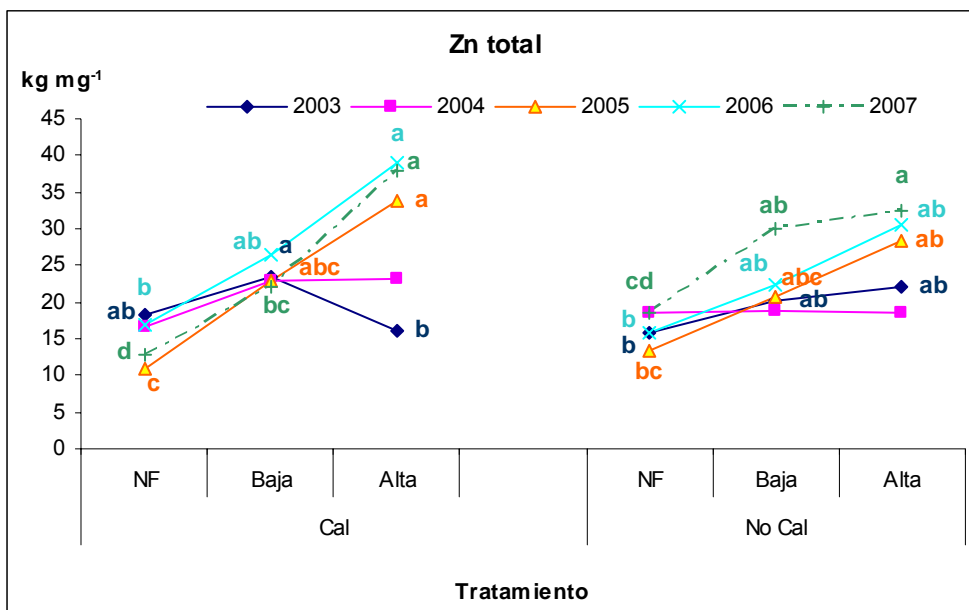


Figura 34. Medias de Zn total en los diferentes tratamientos a partir de 2003 hasta 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.

1.12.2. Mehlich

Los niveles de Zn mehlich (ANEXO 1) se vieron significativamente afectados por el tratamiento ($p < 0,001$) y tendieron a variar con el año ($p < 0,07$). La concentración media de Zn extraído por el método Mehlich varió entre 0,81 y 12,07 mg kg⁻¹ durante los cinco años de estudio (Figura 35). En general, y tal y como ya habíamos descrito para los niveles de Zn total en suelo, se puede señalar que éstos se incrementan notablemente en los tratamientos que recibieron dosis altas de lodo en los últimos años de estudio en relación a los tratamientos que no recibieron lodo.

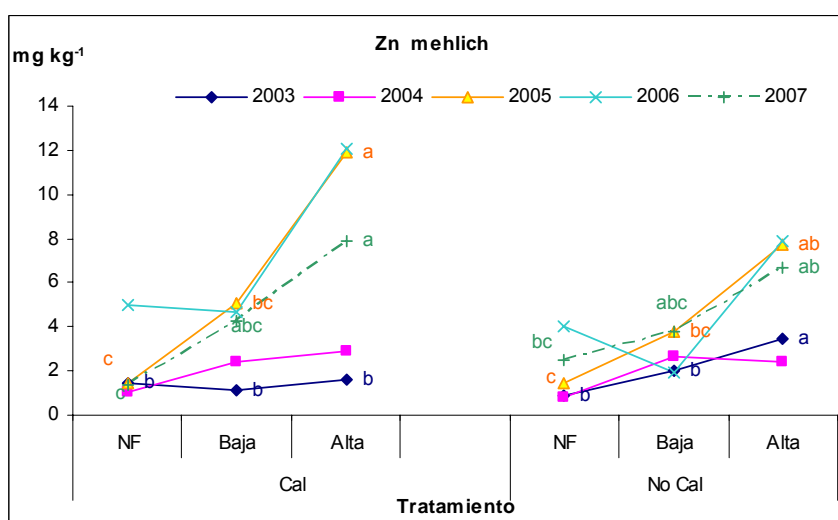


Figura 35. Medias de Zn mehlich en los diferentes tratamientos a partir de 2003 hasta 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.

1.13. Cobre

1.13.1. Total

Los niveles de cobre total en suelo se vieron significativamente modificados (ANEXO 1) por los tratamientos ($p < 0,01$) y el año ($p < 0,01$). En general, el cobre total fluctuó entre valores de 2,20 a 16,9 mg kg^{-1} (Figura 36). En general se encontró que a medida que pasaba el tiempo la concentración de cobre total en suelo disminuía. La fertilización con lodos de depuradora urbana incrementó en la mayoría de los años los niveles de este elemento en suelo, sobre todo en aquellos tratamientos en los que se encaló previamente y se aportaron dosis altas de lodo.

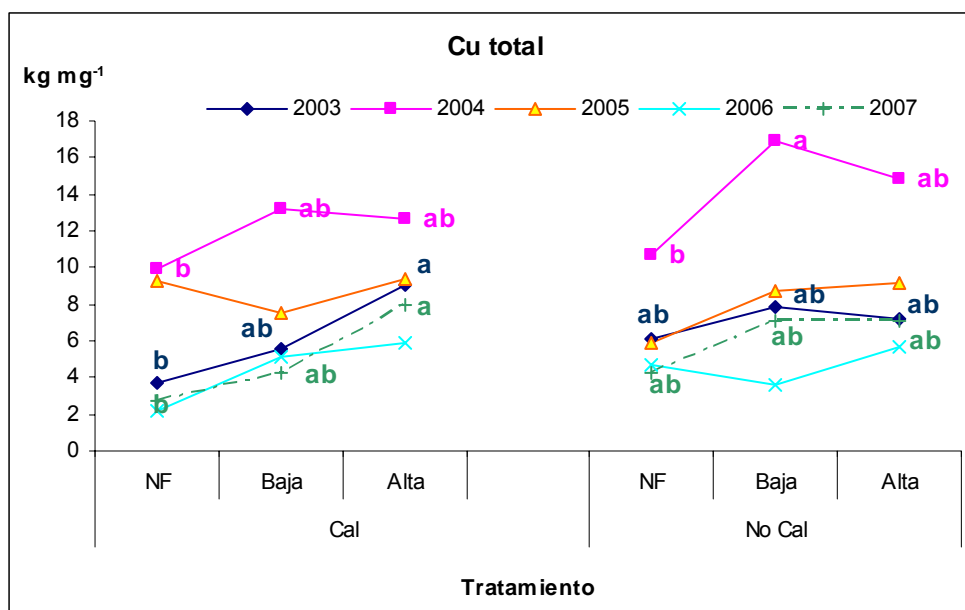


Figura 36. Medias de Cu total en los diferentes tratamientos a partir de 2003 hasta 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 $\text{kg N total ha}^{-1}$ y Alta es 200 kg N ha^{-1} ; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.

1.13.2. Mehlich

La disponibilidad de Cu mehlich se vio modificada por el año ($p < 0,05$) de estudio aunque de forma general no por los tratamientos (ANEXO 1). Las medias de Cu Mehlich variaron entre 0,08 y 2,97 mg kg^{-1} durante los cinco años de estudio (Figura 37). Al igual que sucedía con el cobre total en suelo se observa una disminución de la concentración de Cu Mehlich en suelo desde el año 2004 hasta el final del estudio. La disponibilidad del Cu Mehlich resultó ser aproximadamente entre un 25% y un 50% de su contenido total.

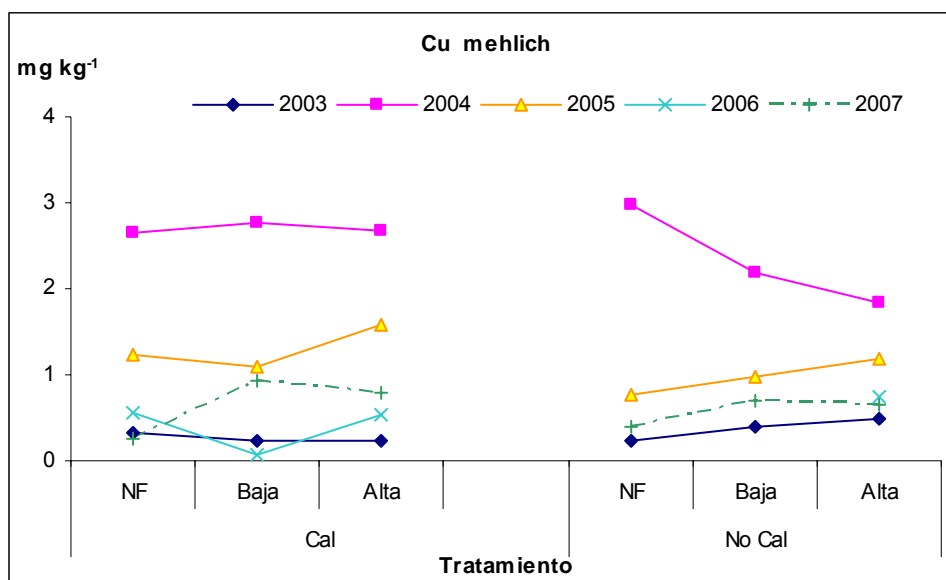


Figura 37. Medias de Cu mehlich en los diferentes tratamientos a partir de 2003 hasta 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.

1.14. Cromo

1.14.1. Total

La concentración de cromo total en suelo se vio significativamente afectada por el factor año ($p < 0,001$) pero no por los tratamientos (ANEXO 1). El cromo total fluctuó entre valores de 1,45 y 61,03 mg kg⁻¹ (Figura 38). Las mayores concentraciones de Cr se encontraron en los dos primeros años de estudio.

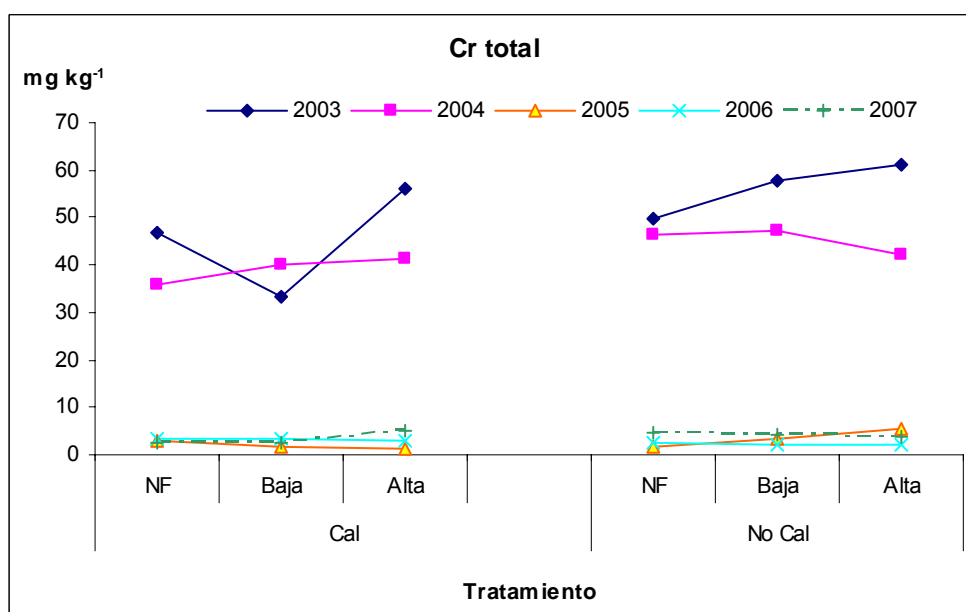


Figura 38. Medias de Cr total en los diferentes tratamientos a partir de 2003 hasta 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.

1.14.2. Mehlich

No se encontró un efecto significativo de los tratamientos sobre los niveles de Cr Mehlich en el suelo, aunque sí de los años ($p < 0,05$). Las medias de Cr en Mehlich variaron de 0,5 a 6,5 mg kg^{-1} en los cinco años de estudio (Figura 39), si bien muchos de los valores estuvieron por debajo del límite de detección de la técnica empleada. Al igual que sucedía con el Cr total los niveles de Cr en Mehlich fueron superiores en el año 2004 en todos los tratamientos.

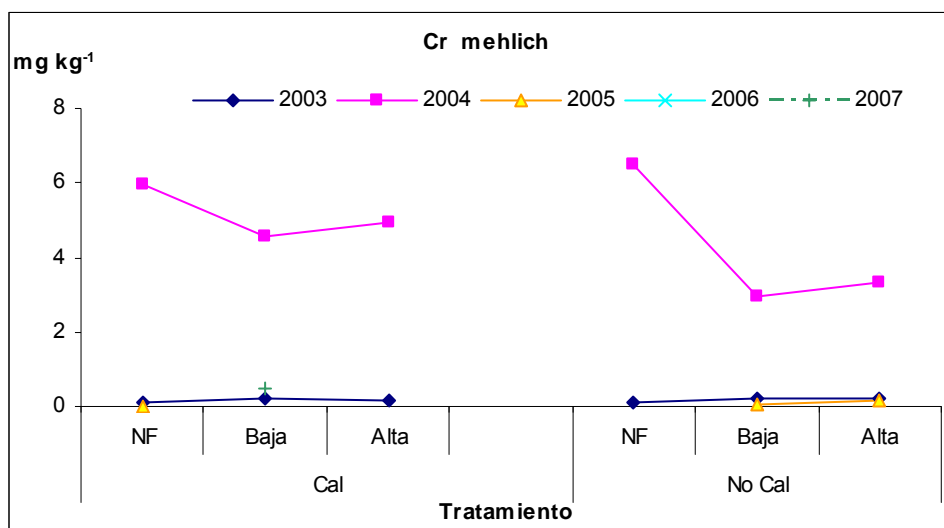


Figura 39. Medias de Cr en mehlich en los diferentes tratamientos a partir de 2003 hasta 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 $\text{kg N total ha}^{-1}$ y Alta es 200 kg N ha^{-1} ; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.

1.15. Níquel

1.15.1. Total

Los niveles de Ni total en suelo no se vieron afectados por los tratamientos o el año (ANEXO 1). El níquel total fluctuó entre valores de 2,0 a 22,7 mg kg^{-1} (Figura 40). Aunque se encontró la tendencia no significativa de que las concentraciones de Ni fueron mayores en los tratamientos de no fertilización y fertilización baja sin encalado, la variabilidad entre réplicas de los datos obtenidos hace que estos datos no puedan considerarse concluyentes.

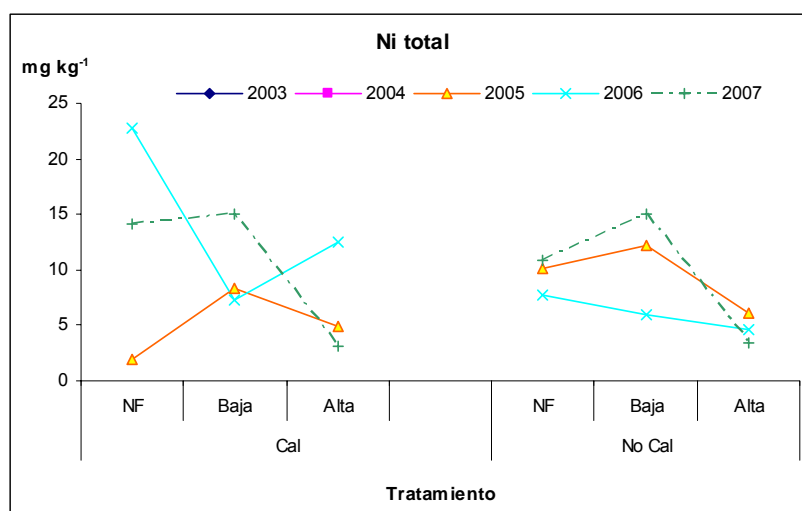


Figura 40. Medias de Ni total en los diferentes tratamientos a partir de 2003 hasta 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.

1.15.2. Mehlich

Al igual que sucedía con el contenido total de Ni la concentración media de Ni extraído por el método Mehlich no resultó verse afectada ni por los tratamientos ni por los años (ANEXO 1). Las medias de Ni en Mehlich variaron de 0,3 a 1,8 mg kg⁻¹ en los cinco años de estudio (Figura 41), y los resultados mostraron una gran variabilidad entre réplicas, lo que unido a que muchos de los valores estuvieron por debajo del límite de detección de la técnica empleada provocó que resultara difícil detectar un efecto claro de los tratamientos sobre los niveles de este elemento extraído por el método Mehlich en suelo.

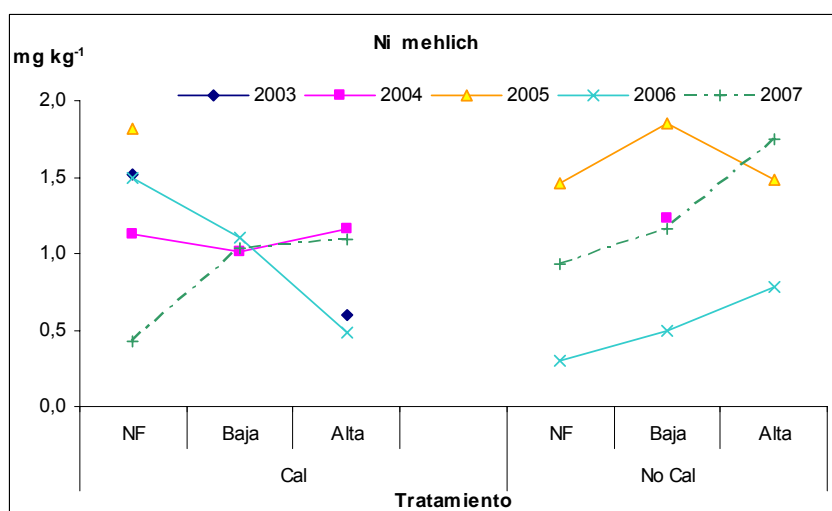


Figura 41. Medias de Ni mehlich en los diferentes tratamientos a partir de 2003 hasta 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.

1.16. Plomo

1.16.1. Total

Los niveles de plomo en suelo no se vieron significativamente afectados por los tratamientos o por el año de estudio (ANEXO 1). En general, se puede señalar que la concentración de plomo total fluctuó en valores de 4,45 a 36,03 mg kg⁻¹ (Figura 42), si bien, en algunos casos los niveles de plomo se encontraron por debajo del límite de detección instrumental.

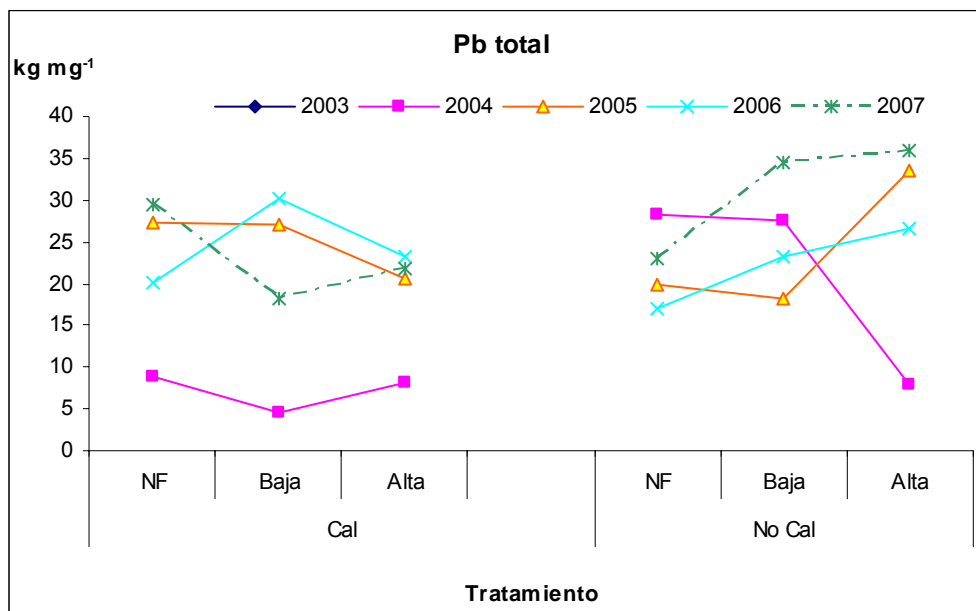


Figura 42. Medias de Pb total en los diferentes tratamientos a partir de 2003 hasta 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.

1.16.2. Mehlich

Al igual que sucedía con los niveles de Pb total en suelo, las concentraciones de Pb obtenidas tras la extracción realizada con el método Mehlich revelan que no se encontró un efecto significativo de los años o de los tratamientos sobre los niveles de este elemento en el suelo (ANEXO 1). Los contenidos medios de Plomo en Mehlich variaron entre 0,05 y 4,41 mg kg⁻¹ durante los cinco años de estudio (Figura 43). Aunque no hubo un efecto significativo de los tratamientos se puede observar que los niveles de Pb en Mehlich se incrementaron a media que pasaban los años de estudio, encontrando también que en los años 2005 y 2006 el Pb estuvo presente en mayor proporción en aquellas parcelas donde se aplicó fertilización con lodo y se encaló, esta misma tendencia se observa en el 2007.

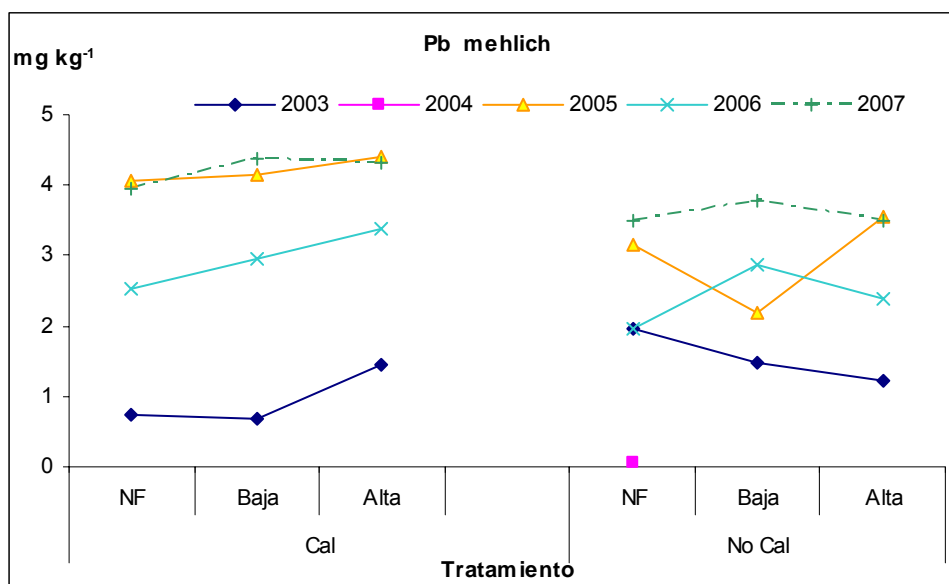


Figura 43. Medias de Pb mehlich en los diferentes tratamientos a partir de 2003 hasta 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.

1.17. Cadmio

1.17.1. Total

Los valores de Cd en el suelo fueron inferiores a los detectados por el equipo de medición por lo cual no han sido incluidos en este documento.

1.17.2. Mehlich

Los valores de Cd mehlich fueron inferiores a los detectados por el equipo de medición por lo cual no han sido incluidos en este documento.

2. Arbolado

2.1. Altura y diámetro de *P x canadensis*

El ANOVA de la altura de *P x canadensis* Dode Guinier muestran un efecto significativo en la variable tratamiento en los años 2006 y 2007. Por otra parte, en diámetro basal se observa un efecto en la variable tratamiento en los años 2004, 2006 y 2007 (ANEXO 2).

Los valores medios de la altura y diámetro por tratamiento y en los diferentes años de estudio se pueden ver en la Figura 44. La altura de *P x canadensis*, varió entre 1,38 y 5,53 m; mientras que para el diámetro este intervalo estuvo comprendido entre 0,14 y 0,76 m durante todos los años de estudio. Se puede observar un efecto positivo sobre el crecimiento del árbol en los tratamientos en los cuales se aplicó lodo. La altura y diámetro más altos se encuentran asociados a los tratamientos que recibieron dosis bajas de lodo con cal y dosis altas de lodo sin encalado previo. Este resultado se obtuvo desde el primer año de la experiencia. Los crecimientos inferiores en el arbolado ocurren en aquellas parcelas a las cuales no se aplicó fertilización y que resultaron comparables a las parcelas que recibieron dosis altas de lodo y cal.

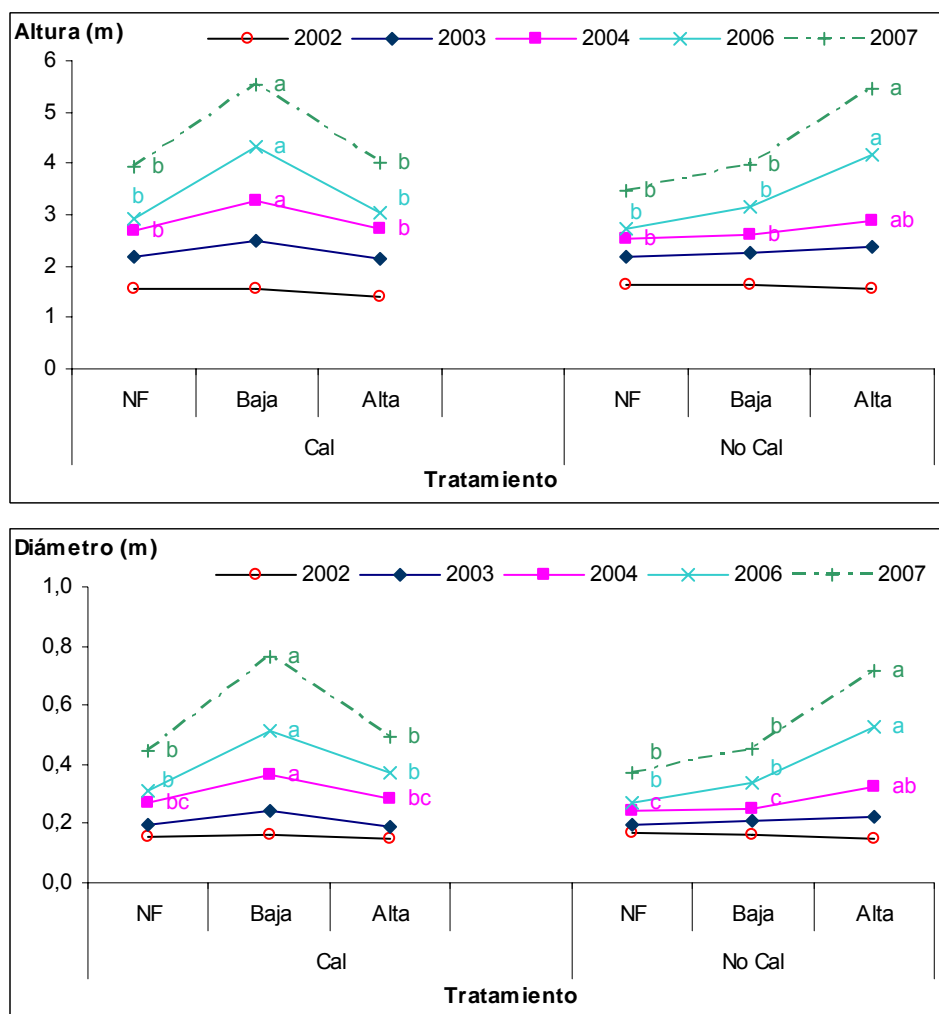


Figura 44. Medias de la altura y el diámetro basal de *Populus x canadensis* en los diferentes tratamientos en los años 2002, 2003, 2004, 2006 y 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado (cal) y no encalado (no cal). Letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos en cada año.

2.2. Incrementos en el crecimiento de *P x canadensis*

El ANOVA del incremento en altura tuvo un efecto significativo en la variable tratamiento en el periodo 2003-2004 al 7%; en 2004-2006 ($p < 0,001$) y 2006-2007 al 8%. El diámetro basal obtuvo un efecto significativo en la variable tratamiento en el periodo 2004-2006 ($p < 0,001$); y 2006-2007 al 6% (ANEXO 2)

Los valores medios de los incrementos en altura fueron incrementándose desde el período 2002-2003 (0,15-0,78 m), 2003-2004 (0,40-1,01 m), 2004-2006 (0,61-1,43 m) hasta el período 2006-2007 (0,89-2,28 m); mientras que para diámetro fueron más similares en los períodos 2002-2003 y 2003-2004 ($d < 0,05$), incrementándose el crecimiento en los períodos 2004-2006 (0,08-0,19 m) y 2006-2007 (0,10-0,28 m) (Figura 45). La respuesta obtenida refleja lo encontrado en los valores absolutos de altura y diámetro, es decir mejores crecimientos con dosis bajas de lodo y cal y dosis altas de lodo sino se encalaba previamente.

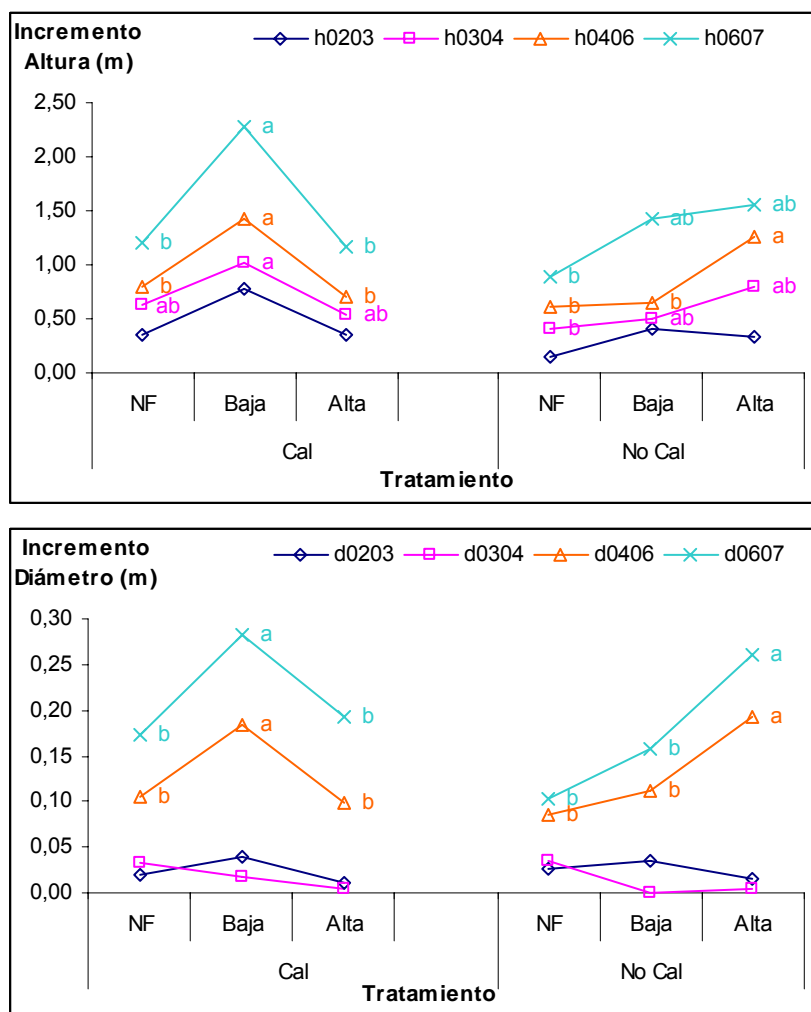


Figura 45. Medias del incremento en altura y diámetro basal de *Populus x canadensis* en los periodos 2002-2003, 2003-2004, 2004-2006 y 2006-2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado (cal) y no encalado (no cal). Letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos en cada año.

3. Pasto

3.1. Producción anual

En el ANOVA que se muestra en el (ANEXO 3) se puede observar que en los dos primeros años no hubo ningún efecto de los tratamientos sobre la producción anual de pasto ni sobre la producción de cada corte. Sin embargo, si se detectó un efecto significativo del tratamiento sobre la producción anual de los pastos en los años 2004, 2006, y 2007, al igual en el corte de verano en el año 2004, en los cortes de primavera, verano y otoño en los años 2005 y 2007, y finalmente sobre la producción de pasto en los cortes de primavera y verano en el 2006

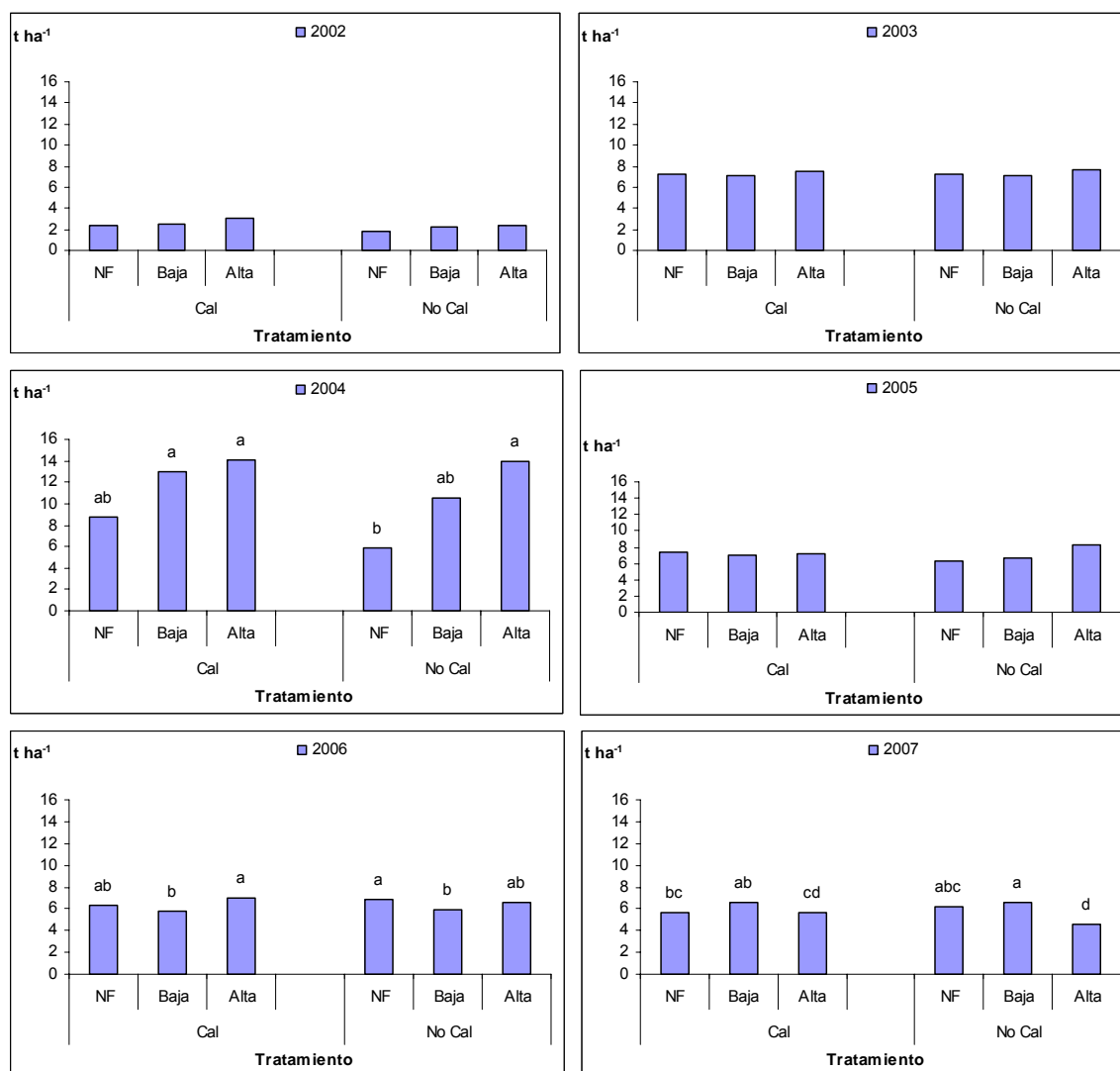


Figura 46. Medias de la producción de pasto en el 2002, 2003, 2004, 2005, 2006, 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.

La producción anual de pasto en los dos primeros y los tres últimos años fue inferior a 7 t ha⁻¹ (Figura 46). Sin embargo, se produjo un incremento importante de la producción anual del pasto en el año 2004, en el que esta variable fluctuó de 6.3 a 17.5 t ha⁻¹, en función de los tratamientos. En el año 2004, se observa un claro efecto positivo de la aplicación de lodo sobre la producción anual de pasto, tiende a incrementarse con el aporte de cal, sobre todo en las dosis altas. Sin embargo, en el año 2006 la producción anual de pasto se vio mermada con las dosis bajas de lodo con el aporte o sin aporte de cal, caso contrario 2007.

En relación con la producción de corte mostrada en las Figuras 47 y 48, se puede ver que esta es muy reducida en los primeros años de estudio, y muy elevada en el tercero, sobre todo en la primavera, cuando el efecto de los tratamientos se muestra en forma clara, ya que la producción de pasto de primavera se incrementa en forma muy significativa cuando se aplica las dosis de lodo ya encalado previamente o no (Figura 47).

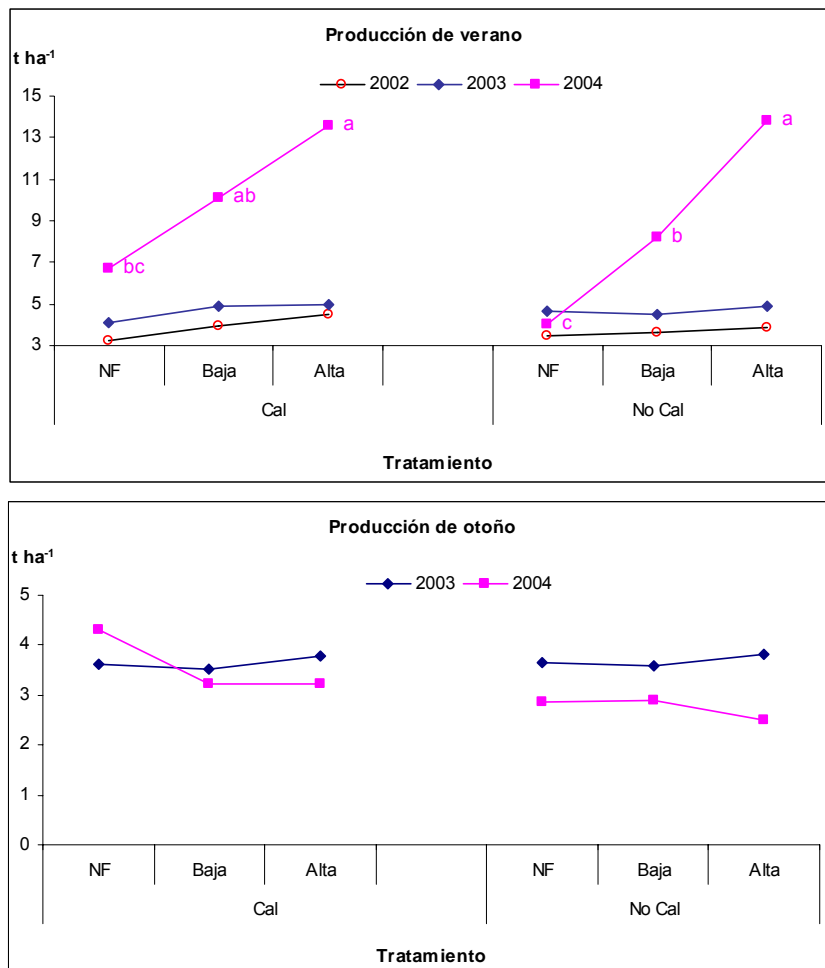


Figura 47. Medias de la producción de pasto estacional en verano y el otoño en los años 2002, 2003 y 2004; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.

Al igual que el año 2004 la producción de pasto en la primavera del año 2005 fue muy elevada (superando las 5 t ha⁻¹) en comparación con los años 2006 y 2007, (no más de 2 t ha⁻¹) sobre todo en los tratamientos en los que se aplicó dosis alta de lodo (Figura 48), independientemente de si se había encalado o no. Sin embargo, si se evalúa, la producción de pasto en el periodo previo o posterior a la sequía estival, es decir si sumamos la producción de pasto en primavera y de otoño en el año 2005, se puede ver que esta es mayor con las dosis altas de lodo si previamente no había encalado, ya que el encalado mermó la producción de pasto en corte de verano aportándose dosis altas de lodo (Figura 49).

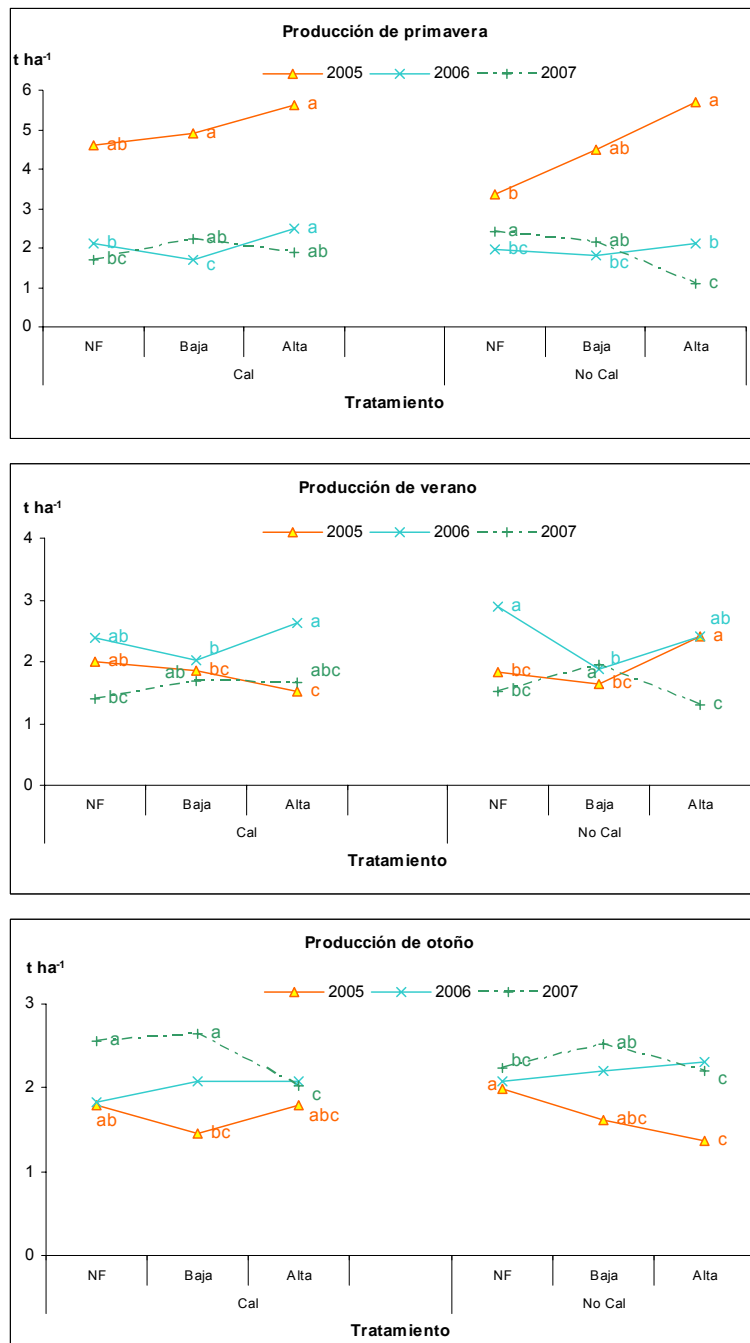


Figura 48. Medias de la producción de pasto estacional en primavera y verano acumulada y el otoño en los años 2005, 2006 y 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.

La producción de pasto en la primavera del año 2006, al igual que la del verano, se vio mejorada por el aporte de dosis altas de lodo en comparación con las dosis bajas, sobre todo si previamente se había encalado, lo que hace que cuando se suman ambas resulten ser más productivas en comparación con el tratamiento de dosis baja de lodo. Sin embargo, en este año la producción de pasto en el tratamiento de no fertilización resultó ser similar a la de la dosis alta de lodo, en todos los casos con excepción de la dosis alta de lodo con encalado durante el período de primavera. Si

sumamos los dos cortes (primavera y otoño), el tratamiento de no fertilización resultó ser siempre significativamente más alto que el de fertilización con dosis baja de lodo, independientemente de si previamente se había encalado o no, sobre todo porque la producción de pasto en verano se vio favorecida si no se fertilizaba.

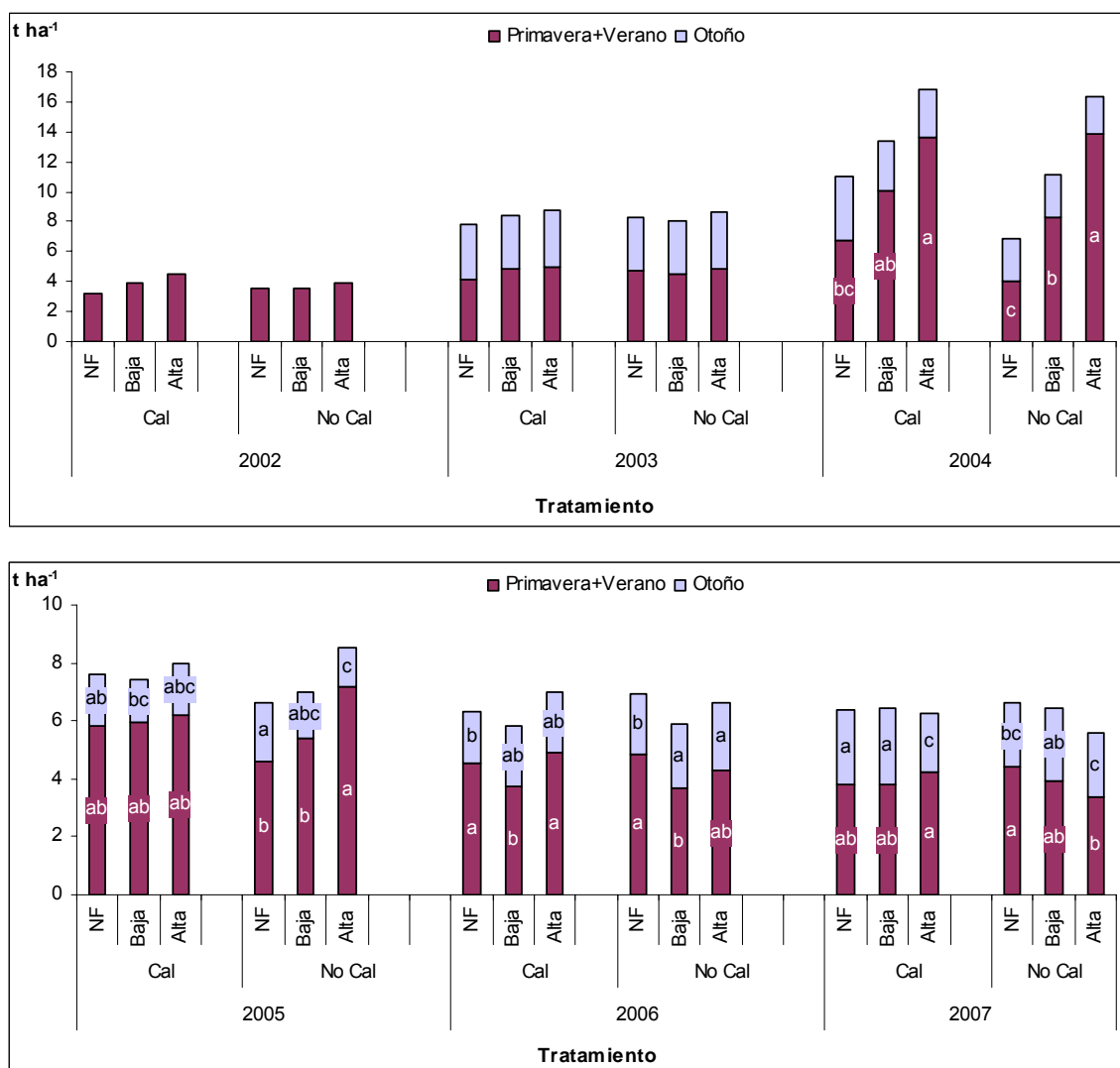


Figura 49. Medias de la producción de pasto estacional en primavera+verano y el otoño en los años 2005, 2006 y 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.

En el año 2007, la producción de pasto del período de primavera y verano del tratamiento de dosis altas de lodo sin cal fue significativamente la más baja en relación a los demás tratamientos y si exceptuamos el de no fertilización con encalado previo en primavera y los dos tratamientos de no fertilización en verano (Figura 48). La producción de pasto acumulada del período de primavera y verano resultó ser significativamente mayor con la dosis alta de lodo si previamente se había encalado, en comparación a si no se hacía este aporte de cal (Figura 49).

Si nos centramos en las producciones de otoño de los tres últimos años de estudio (Figura 47 y 48 y 49) se observa que ésta es más reducida en los tratamientos con dosis altas de lodo, se haya encalado o no previamente, aunque no se detectaron diferencias significativas en el año 2006.

El ANOVA realizado para los años 2005, 2006 y 2007 con el objeto de evaluar el efecto de la cobertura del arbolado sobre la producción anual se presenta en el ANEXO 4. De estos análisis se desprende un efecto significativo del tratamiento sobre la producción de pasto en la posición cerca oeste en el año 2005 ($p < 0,05$). Por otra parte, en el año 2006, se detecta un efecto significativo del tratamiento en las posiciones lejos norte ($p < 0,05$) y cerca oeste ($p < 0,09$). Sin embargo, no se observó en el año 2007 un efecto claro de los tratamientos sobre la producción de pasto con respecto a su posición en relación al árbol.

La producción de pasto en el año 2005 parece ser mayor en los tratamientos a los que se aplicó cal, y en el caso de la orientación oeste y en las posiciones cercanas al árbol, la producción de pasto se incrementa con la dosis alta de lodo, en comparación, sobre todo, con la dosis baja, aunque también con el tratamiento de no fertilización sin encalado previo (Figura 50). En el año 2006, se observa exactamente lo mismo en las orientaciones norte y oeste cuando se encala, tanto lejos (norte) como cerca del árbol (oeste). Sin embargo, en ausencia de cal y en las mismas orientaciones se observa que la producción de pasto es mayor en el tratamiento de no fertilización, tanto lejos (norte) como cerca del árbol (oeste). No se observaron diferencias entre tratamientos en relación a la producción de pasto y posición de la muestra con respecto al arbolado en el año 2007.

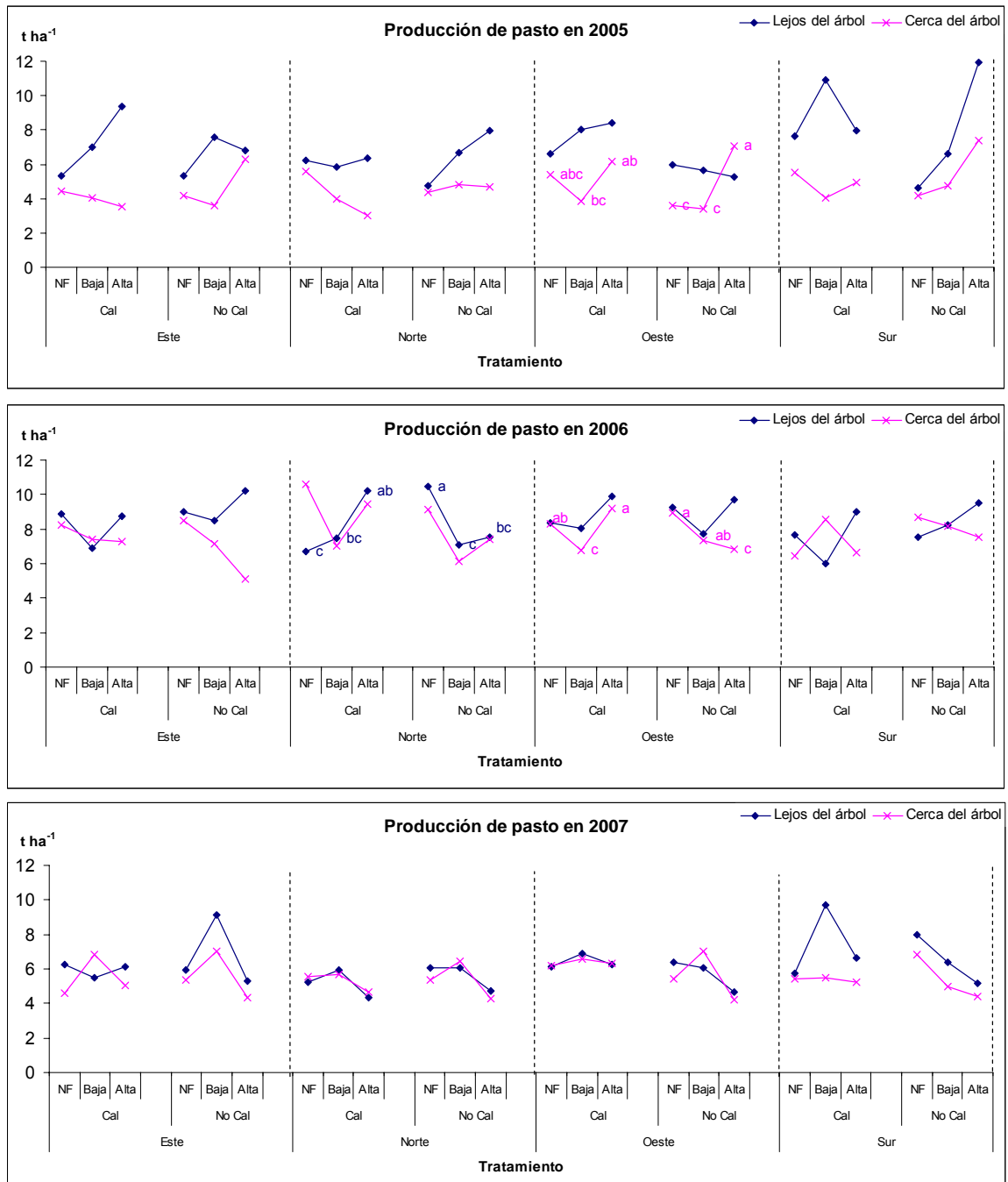


Figura 50. Medias de la producción de pasto tomando en cuenta la posición del árbol (lejos, cerca) en diferentes posiciones (este, norte, oeste, sur) en los años 2005, 2006 y 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.

En la Figura 51 se muestra la regresión lineal entre la producción de pasto en otoño y el contenido de materia orgánica en suelo del muestreo siguiente, que resultó altamente significativa ($R^2=0.93$), lo que indica que el contenido de materia orgánica en un momento determinado depende de los niveles de incorporación anterior de insumos relacionados con los restos vegetales.

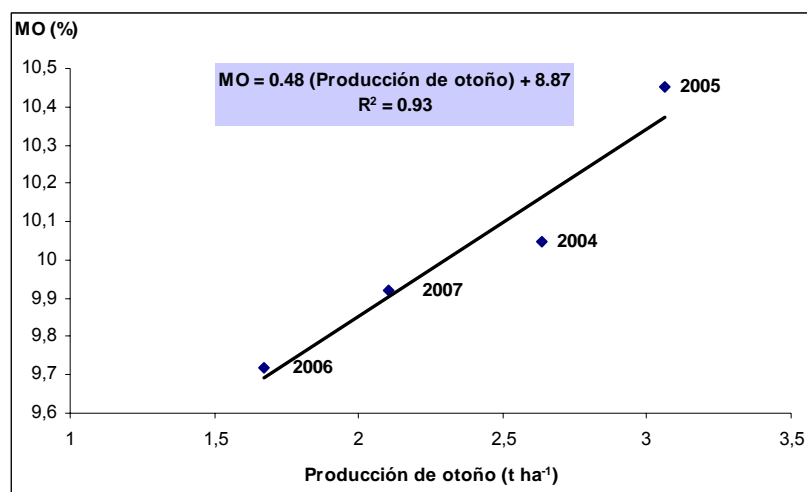


Figura 51. Regresión lineal entre la producción de otoño de pasto y el contenido de materia orgánica en el suelo. El año situado en cada punto implica el contenido en materia orgánica a principios del año en cuestión, relacionándose por tanto con la producción de pasto de otoño del año anterior.

3.2. Biodiversidad de la flora vascular

3.2.1. Descripción de especies

En los seis años de estudio se encontraron representadas 44 especies pertenecientes a 14 familias (Tablas 12, 13 y 14). De ellas, aproximadamente el 25% eran especies monocotiledóneas de las familias Poaceae, Juncaceae y Liliáceas y el 75% dicotiledóneas, resultando el 37% anuales, el 21% bianuales y el 52% perennes.

Como se puede ver en la Tabla 12, se produce un incremento del número de familias y especies representadas en el estudio desde los dos primeros años (8 familias y 16 especies de media en los años 2002 y 2003) y hasta los últimos años (15 familias y 30 especies de media en los años 2004, 2005, 2006 y 2007), encontrándose los valores más altos asociados al año 2004 (15 familias y 32 especies). La familia que más representantes tuvo en todos los años fueron las poaceas, con excepción del último año en el que su número se redujo notablemente hasta 4 especies. A pesar de esto, el número de especies de la familia Asteraceae fue mayor (5 especies). Las especies poaceas representaron alrededor del 50% de todas las especies presentes durante los dos primeros años de estudio, reduciéndose hasta el 25% en los años siguientes y ocupando sólo el 7% en el último año. Las familias que estuvieron representadas durante los seis años de estudio fueron Asteraceae, Caryophyllaceae, Fabaceae, Geraniaceae y Plantaginaceae entre las dicotiledóneas y las Juncaceae y Poaceae entre las monocotiledóneas. A partir del segundo año especies de la familia Polygonaceae y del tercer año especies de las familias de las Brassicaceae, Scrophulariaceae, Urticaceae estuvieron presentes durante el resto del estudio. Finalmente también se encontraron en los últimos años de estudio especies de las familias de las Rubiaceae, Solanaceae, Liliaceae, Lamiaceae y Ranunculaceae de forma no persistente.

Tabla 11. Número de familias presentes en los años 2002, 2003, 2004, 2005, 2006 y 2007.

2002		2003		2004		2005		2006		2007	
Número	Familia	Número	Familia	Número	Familia	Número	Familia	Número	Familia	Número	Familia
2	Asteraceae	1	Asteraceae	4	Asteraceae	4	Asteraceae	5	Asteraceae	5	Asteraceae
1	Caryophyllaceae	1	Caryophyllaceae	2	Caryophyllaceae	2	Caryophyllaceae	3	Caryophyllaceae	3	Caryophyllaceae
3	Fabaceae	2	Fabaceae	3	Fabaceae	5	Fabaceae	2	Fabaceae	3	Fabaceae
1	Geraniaceae	2	Geraniaceae	2	Geraniaceae	2	Geraniaceae	1	Geraniaceae	1	Geraniaceae
1	Juncaceae	1	Juncaceae	1	Juncaceae	1	Juncaceae	1	Juncaceae	1	Juncaceae
1	Plantaginaceae	1	Plantaginaceae	1	Plantaginaceae	1	Plantaginaceae	1	Plantaginaceae	1	Plantaginaceae
6	Poaceae	8	Poaceae	7	Poaceae	9	Poaceae	6	Poaceae	4	Poaceae
		1	Polygonaceae	3	Polygonaceae	3	Polygonaceae	1	Polygonaceae	2	Polygonaceae
				1	Brassicaceae	1	Brassicaceae	2	Brassicaceae	2	Brassicaceae
				2	Scrophulariaceae	1	Scrophulariaceae	1	Scrophulariaceae	1	Scrophulariaceae
				1	Urticaceae	1	Urticaceae	1	Urticaceae	1	Urticaceae
				1	Rubiaceae	1	Rubiaceae	1	Rubiaceae		
				1	Solanaceae	1	Solanaceae			2	Lamiaceae
				2	Lamiaceae			1	Ranunculaceae	1	Ranunculaceae
				1	Liliaceae					27	
						1	Ranunculaceae				
Total: 15		Total: 17		Total: 32		Total: 33		Total: 26		Total: 27	

De las 45 especies encontradas (Tabla 12 y 13), 10 especies aparecieron durante los 6 años de estudio (22%), como *Taraxacum officinale* Weber de la familia de las Asteraceae, *Trifolium repens* L de la familia de las Fabaceae, *Geranium dissectum* L de la familia de las Geraniaceae, *Juncos effusus* L de la familia de las Juncaceae, *Plantago lanceolata* L de la familia de las Plantaginaceae, *Rumex obtusifolius* L de la familia de las Polygonaceae y 4 de la familia de las Poaceae dos de ellas sembradas (*Lolium perenne* L y *Dactylis glomerata* L) y dos no sembradas (*Holcus lanatus* L y *Agrostis capillaris* L). Estas especies aparecieron, sobre todo las poaceas asociadas a todos los tratamientos lo que indica su versatilidad en este tipo de ecosistemas, es el caso de *Agrostis capillaris* L, *Dactylis glomerata* L, *Holcus lanatus* L, *Lolium perenne* L, *Rumex obtusifolius* L, *Plantago lanceolata* L o *Ranunculus repens* L. No obstante es destacable que sólo se asociaron a determinados tratamientos en el año 2004 tanto el *Agrostis capillaris* L como el *Lolium perenne* L, en concreto dosis medias de lodo con o sin cal, respectivamente. Esto podría justificar el aumento tan importante de otras familias durante este año. El resto fueron apareciendo y permaneciendo en las parcelas o se encontraron de forma esporádica. En este sentido destaca el año 2004 en el que aparecieron ocho nuevas especies (*Cirsium arvense* L, *Achillea millefolium* L, *Spergula arvensis* L, *Lamium maculatum* L, *Prunella vulgaris* L, *Simenthis planifolia* L (Gren), *Pseudorhenatherum longifolium* (Thore) Rouy y *Digitalis purpurea* L) pero solo aparecieron en este año.

En los dos últimos años de estudio las especies que aparecieron fueron prácticamente las mismas tanto en condiciones de sombra o en condiciones de luz, existiendo alguna que aparece de forma esporádica asociada a un tratamiento.

En las Tablas 14 y 15 también se muestran las formas de vida (anuales, bianuales o perennes) de las especies encontradas durante los seis años de estudio, del 2002 al 2007. Al inicio del ensayo, en el 2002 se encontraron un 26% de especies anuales, un 7% de especies bianuales y un 66% de especies perennes; valores muy similares a los hallados en el año 2003 (71% perennes, 23% anuales y 6% bianuales). A partir del año 2004 el porcentaje del número de especies perennes

disminuye (56,25, 57,57, 57,69 y 59,25% para los años 2004, 2005, 2006 y 2007, respectivamente), incrementándose las anuales (37,5, 36,36, 38,46 y 40,70% para los años 2004, 2005, 2006 y 2007, respectivamente). Por tanto, podemos decir que, si bien las de tipo perenne predominan durante todo el período de estudio, la proporción se reduce tras los dos primeros años del experimento, incrementándose las anuales.

En la Figura 52 podemos observar que la presencia en términos de biomasa porcentual de las especies de tipo perenne es muy superior a la de las anuales y bianuales. De hecho, en los dos primeros años el porcentaje en peso de las especies anuales no superó en ningún caso el 25%, cifra que se supera en todos los tratamientos en el año 2004, si exceptuamos los tratamientos que implicaron la ausencia de fertilización o la fertilización con lodo sin encalado. En el año 2005, todos los tratamientos que habían recibido previamente encalado presentaron una mayor proporción de especies anuales que los respectivos tratamientos de fertilización pero que no recibieron cal. En el año 2006 la proporción de especies anuales fue superior al 30% en todos los tratamientos con excepción del de dosis alta de lodo sin encalado. Finalmente, en el último año, la proporción de especies anuales y perennes resultó ser muy similar en todos los tratamientos y con una proporción cercana al 30% de especies anuales frente al 70% de especies perennes.

La diferencia hallada entre el porcentaje de especies perennes y anuales tomado en base al número de especies o en términos de contribución de biomasa al pasto se debe a que la contribución de las especies anuales al pasto suele ser menor en términos de biomasa.

Tabla 12. Descripción botánica de las especies encontradas en un sistema silvopastoral con *Populus x canadensis* en una pradera mixta desde el 2002 al 2005; en la cual cod es código usado; clase es D: Dicotiledóneas y M: Monocotiledóneas; y donde ciclo es A: anual, B: bianual y P: perenne; y tratamiento con el superíndice ¹: Cal y No fertilización, ²: Cal con Fertilización Baja, ³: Cal con Fertilización Alta, ⁴: No Cal y No Fertilización, ⁵: No Cal y Fertilización Baja, ⁶: No Cal y Fertilización Alta.

Cod	Clase	Ciclo	Familia	Especie	2002	2003	2004	2005
Ai	D	P	Asteraceae	<i>Achillea millefolium</i> L			X ^{1 2 3 4 5 6}	
Ca	D	A	Asteraceae	<i>Carduus tenuiflorus</i> Curtis				X ^{1 2 3 4 5}
Cn	D	P	Asteraceae	<i>Centaurea limbata</i> Hoffmanns. / Link			X ^{3 5}	X ⁶
Ci	D	A	Asteraceae	<i>Cirsium arvense</i> L			X ^{3 6}	
Sn	D	B	Asteraceae	<i>Senecio jacobaea</i> L	X ^{1 2 3 4 5 6}			
So	D	A	Asteraceae	<i>Sonchus oleraceus</i> L				X ^{2 3}
Ta	D	P	Asteraceae	<i>Taraxacum officinale</i> Weber	X ^{1 2 5}	X ^{1 3 6}	X ^{1 4}	X ^{1 2 5}
Cp	D	A	Brassicaceae	<i>Capsela bursa pastoris</i> L			X ²	X ²
Rp	D	A	Brassicaceae	<i>Raphanus raphanistrum</i> L				
Cr	D	A	Caryophyllaceae	<i>Cerastium glomeratum</i> Thuill	X ⁵		X ⁵	X ^{2 3 6}
Sp	D	A	Caryophyllaceae	<i>Spergula arvensis</i> L			X ⁴	
St	D	A	Caryophyllaceae	<i>Stellaria media</i> L		X ³		X ^{1 3 4 6}
Lo	D	P	Fabaceae	<i>Lotus corniculatus</i> L		X ⁴	X ^{1 2 3 4 5 6}	X ^{1 2 4 5}
Tc	D	A	Fabaceae	<i>Trifolium campestre</i> Schreber	X ^{2 4 6}		X ⁵	
Tp	D	P	Fabaceae	<i>Trifolium pratense</i> L				X ^{2 3}
Tr	D	P	Fabaceae	<i>Trifolium repens</i> L	X ^{1 2 3 4 5}	X ^{1 4}	X ⁵	X ^{1 2 4 5}
Ul	D	P	Fabaceae	<i>Ulex europaeus</i> L	X ^{1 4}			X ³
Vi	D	B	Fabaceae	<i>Vicia sativa</i> L				X ^{2 3}
Er	D	B	Geraniaceae	<i>Erodium moschatum</i> (L) L'Hér		X ²	X ⁵	X ^{1 5 6}
Ge	D	A	Geraniaceae	<i>Geranium dissectum</i> L	X ⁴	X ^{1 2 3 4 6}	X ^{1 3 5}	X ^{1 2 3 4 5 6}
Ju	M	P	Juncaceae	<i>Juncus effusus</i> L	X ^{4 5}	X ⁴	X ^{1 2 3 4 5 6}	X ^{2 4 5 6}
La	D	A	Lamiaceae	<i>Lamium maculatum</i> L			X ^{2 3 5}	
Pu	D	P	Lamiaceae	<i>Prunella vulgaris</i> L			X ^{1 2 4 5}	
Si	D	P	Liliaceae	<i>Simethis planifolia</i> L (Gren)			X ⁶	
Pl	D	P	Plantaginaceae	<i>Plantago lanceolata</i> L	X ^{1 2 3 4 5 6}	X ^{1 2 3 5}	X ⁴	X ^{1 2 3 4 5 6}
Ac	M	P	Poaceae	<i>Agrostis capillaris</i> L	X ^{1 2 3 4 5 6}	X ^{1 2 3 4 5 6}	X ²	X ^{1 2 3 4 5 6}
Av	M	A	Poaceae	<i>Avenula marginata</i> (Lowe)		X ^{3 4}	X ^{1 2 3 4 5 6}	
Br	M	A	Poaceae	<i>Bromus rigidus</i> Roth				X ³
Cy	M	P	Poaceae	<i>Cynosurus cristatus</i> L		X ^{1 4}	X ³	X ⁴
Dg	M	P	Poaceae	<i>Dactylis glomerata</i> L		X ^{2 3 5 6}	X ^{1 2 3 4 5 6}	X ^{1 2 3 4 5 6}
Fe	M	P	Poaceae	<i>Festuca rubra</i> L	X ⁵			X ^{1 2 3 4 5 6}
Hl	M	P	Poaceae	<i>Holcus lanatus</i> L	X ^{1 2 3 4 5 6}	X ^{1 2 3 4 5 6}	X ^{1 2 3 4 5 6}	X ^{1 2 3 4 5 6}
Lm	M	A	Poaceae	<i>Lolium multiflorum</i> Lam	X ³	X ^{1 2 3 4 5 6}		X ^{1 2 3 5 6}
Lp	M	P	Poaceae	<i>Lolium perenne</i> L	X ^{1 2 3 4 5 6}	X ^{1 2 3 4 5 6}	X ⁴	X ^{1 2 3 4 5 6}
Po	M	P	Poaceae	<i>Poa pratensis</i> L	X ⁵	X ^{2 3 4 5 6}		X ²
Ps	M	P	Poaceae	<i>Pseudarrhenatherum longifolium</i> (Thore) Rouy			X ^{4 5 6}	
Py	D	A	Polygonaceae	<i>Polygonum aviculare</i> L			X ⁵	X ³
Ra	D	P	Polygonaceae	<i>Rumex acetosa</i> L				X ^{1 2 3 4 5 6}
Ro	D	P	Polygonaceae	<i>Rumex obtusifolius</i> L		X ^{1 3 6}	X ^{1 2 3 4 5 6}	X ^{1 2 3 4 5 6}
Ra	D	P	Ranunculaceae	<i>Ranunculus repens</i> L			X ^{3 4}	X ^{1 2 3 4 5 6}
Ga	D	A	Rubiaceae	<i>Galium aparine</i> L			X ^{1 2 3 4 5 6}	X ^{1 2 3 4 6}
Di	D	B	Scrophulariaceae	<i>Digitalis purpurea</i> L			X ^{1 2 3 4 5 6}	
Ve	D	A	Scrophulariaceae	<i>Veronica agrestis</i> L			X ³	X ³
Sd	D	A	Solanaceae	<i>Solanum dulcamara</i> L			X ^{1 2 3 5 6}	X ^{1 6}
Ur	D	P	Urticaceae	<i>Urtica dioica</i> L			X ²	X ^{1 2 6}
Número total de especies:					15	17	32	33

Tabla 13. Descripción botánica de las especies encontradas en un sistema silvopastoral con *Populus x canadensis* en una pradera mixta en el 2006 y 2007 (posición del arbolado, lejos y cerca); en la cual cod es código usado; clase es D: Dicotiledóneas y M: Monocotiledóneas; y donde ciclo es A: anual, B: bianual y P: perenne; y tratamiento con el superíndice ¹: Cal y No fertilización, ²: Cal con Fertilización Baja, ³: Cal con Fertilización Alta, ⁴: No Cal y No Fertilización, ⁵: No Cal y Fertilización Baja, ⁶: No Cal y Fertilización Alta.

Cod	Clase	Ciclo	Familia	Especie	2006		2007	
					Lejos	Cerca	Lejos	Cerca
Ai	D	P	Asteraceae	<i>Achillea millefolium</i> L			X ³	
Ca	D	A	Asteraceae	<i>Carduus tenuiflorus</i> Curtis	X ^{1 2 3 4 6}	X ^{1 2 3 4 6}	X ^{1 2 3 4 6}	X ^{1 2 3 5 6}
Cn	D	P	Asteraceae	<i>Centaurea limbata</i> Hoffmanns. / Link	X ^{2 3 4 5}	X ^{3 6}	X ^{1 3 5 6}	X ^{2 3 4 5}
Sn	D	B	Asteraceae	<i>Senecio jacobaea</i> L		X ^{1 3 5}		
So	D	A	Asteraceae	<i>Sonchus oleraceus</i> L	X ^{1 2 4 5}	X ^{1 2 5}		X ^{3 6}
Ta	D	P	Asteraceae	<i>Taraxacum officinale</i> Weber FH Wigg		X ^{1 2 3 4 6}	X ^{1 2 3 5}	X ^{2 3 4 5 6}
Cp	D	A	Brassicaceae	<i>Capsela bursa pastoris</i> L	X ^{3 4 5}	X ³	X ^{1 3}	X ^{5 6}
Rp	D	A	Brassicaceae	<i>Raphanus raphanistrum</i> L	X ⁶		X ^{3 4}	X ^{2 3 5}
Cr	D	A	Caryophyllaceae	<i>Cerastium glomeratum</i> Thuill	X ^{1 2 3 5 6}	X ^{1 2 3 5 6}	X ^{3 4 5}	X ^{2 4 5 6}
Sp	D	A	Caryophyllaceae	<i>Spergula arvensis</i> L	X ⁶		X ^{5 6}	X ¹
St	D	A	Caryophyllaceae	<i>Stellaria media</i> L	X ^{1 2 3 4 5 6}	X ^{1 2 4 6}	X ^{1 3 5 6}	X ^{1 2 3 4 5 6}
Lo	D	P	Fabaceae	<i>Lotus comicalatus</i> L	X ^{1 2 4 5 6}	X ^{1 3 4 5 6}	X ^{4 5}	X ^{2 3 4 6}
Tc	D	A	Fabaceae	<i>Trifolium campestre</i> Schreber			X ¹	
Tr	D	P	Fabaceae	<i>Trifolium repens</i> L	X ^{1 2 4 5 6}	X ^{1 2 3 4 5 6}	X ^{1 2 3 4 5 6}	X ^{2 3 4 5 6}
Ge	D	A	Geraniaceae	<i>Geranium dissectum</i> L	X ^{1 2 3 4 5 6}	X ^{1 2 3 4 5 6}	X ^{1 2 3 4 5}	X ^{1 2 3 4 5}
Ju	M	P	Juncaceae	<i>Juncus effusus</i> L	X ^{1 2 4 5}	X ^{1 4 5}	X ^{1 3}	X ^{1 3 4 5}
La	D	A	Lamiaceae	<i>Lamium maculatum</i> L				X ⁶
Pu	D	P	Lamiaceae	<i>Prunella vulgaris</i> L			X ³	X ¹
Pl	D	P	Plantaginaceae	<i>Plantago lanceolata</i> L	X ^{1 2 3 4 5}	X ^{1 2 3 4 5 6}	X ^{1 2 3 4 5 6}	X ^{1 2 3 4 5 6}
Ac	D	P	Poaceae	<i>Agrostis capillaris</i> L	X ^{1 2 3 4 5 6}	X ^{1 2 3 4 5 6}	X ^{1 2 3 4 5 6}	X ^{1 2 3 4 5 6}
Cy	M	P	Poaceae	<i>Cynosurus cristatus</i> L		X ¹		
Dg	M	P	Poaceae	<i>Dactylis glomerata</i> L	X ^{1 2 3 4 5 6}	X ^{1 2 3 4 5 6}	X ^{1 2 3 4 5 6}	X ^{1 2 3 4 5 6}
Fe	M	A	Poaceae	<i>Festuca rubra</i> L				
Hl	M	P	Poaceae	<i>Holcus lanatus</i> L	X ^{1 2 3 4 5 6}	X ^{1 2 3 4 5 6}	X ^{1 2 3 4 5 6}	X ^{1 2 3 4 5 6}
Lm	M	A	Poaceae	<i>Lolium multiflorum</i> Lam				
Lp	M	P	Poaceae	<i>Lolium perenne</i> L	X ^{1 2 3 4 5 6}	X ^{1 2 3 4 5 6}	X ^{1 2 3 4 5 6}	X ^{2 3 4 5 6}
Po	M	P	Poaceae	<i>Poa pratensis</i> L	X ^{2 6}			
Ra	D	P	Polygonaceae	<i>Rumex acetosa</i> L			X ^{1 2 3 4 5 6}	X ^{2 4 5 6}
Ro	D	P	Polygonaceae	<i>Rumex obtusifolius</i> L	X ^{1 2 3 4 5 6}	X ^{1 2 3 4 5 6}	X ^{1 2 3 4 5 6}	X ^{1 2 4 5 6}
Rn	D	P	Ranunculaceae	<i>Ranunculus repens</i> L	X ^{1 2 3 4 5 6}	X ^{1 2 3 4 5 6}	X ^{1 2 3 4 5 6}	X ^{1 2 3 4 5 6}
Ga	D	A	Rubiaceae	<i>Galium aparine</i> L		X ⁴		
Ve	D	A	Scrophulariaceae	<i>Veronica agrestis</i> L	X ⁶	X ^{2 6}	X ^{2 3}	X ^{1 3 4 5}
Sd	D	A	Solanaceae	<i>Solanum dulcamara</i> L				
Ur	D	P	Urticaceae	<i>Urtica dioica</i> L	X ^{1 3 6}	X ^{1 2 6}	X ³	X ^{1 5}
Total de especies:					22	23	25	25

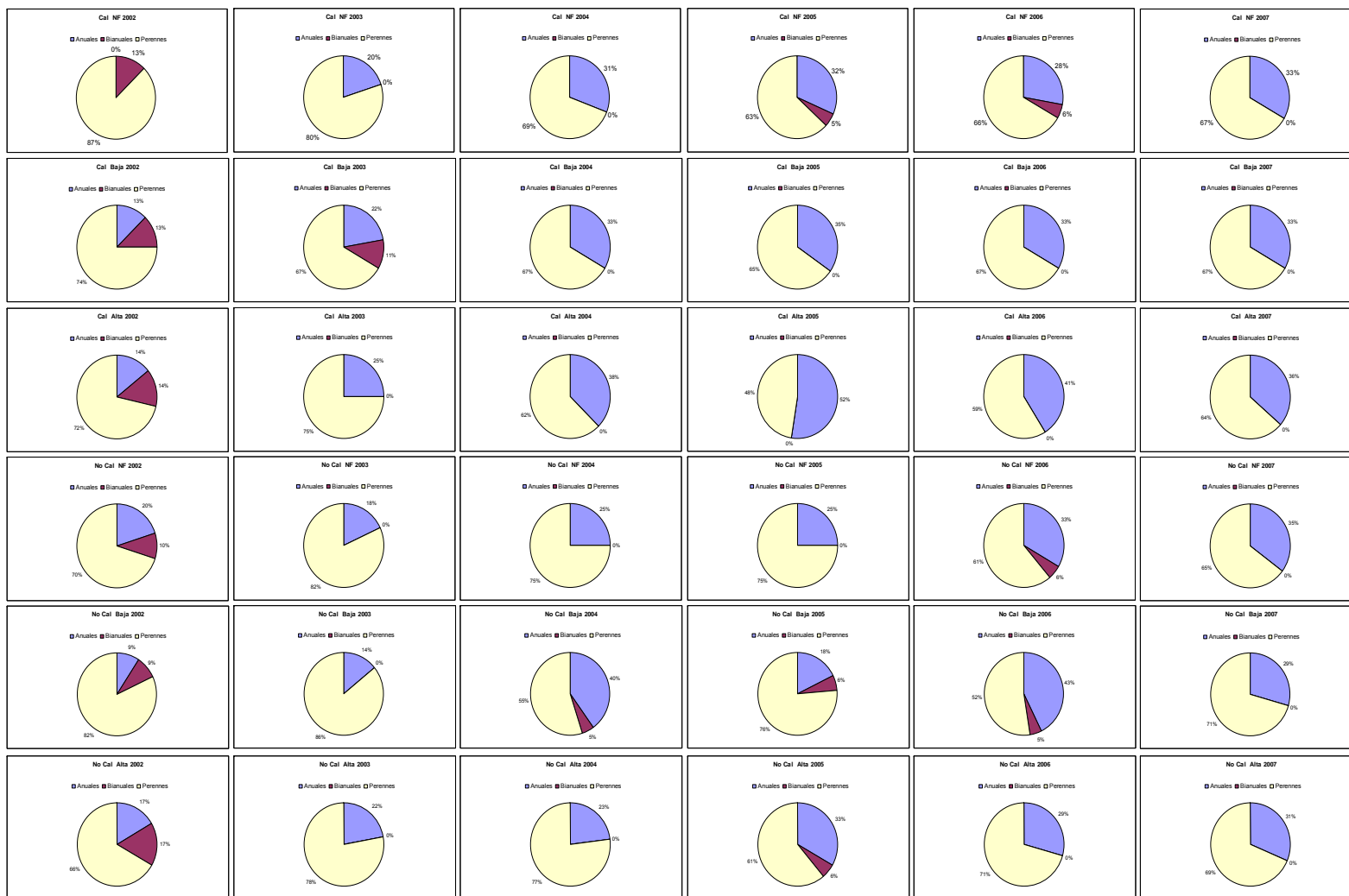


Figura 52. Distribución porcentual de las especies anuales, bianuales y perennes encontradas en los diferentes tratamientos durante los años 2002, 2003, 2004, 2005, 2006 y 2007.



Figura 53. Distribución porcentual de las especies monocotiledóneas y dicotiledóneas encontradas en los diferentes tratamientos durante los años 2002, 2003, 2004, 2005, 2006 y 2007.

3.2.2. Composición botánica

En el ANEXO 5 se observa el ANOVA correspondiente a las especies más representadas en cada corte y en todos los tratamientos desarrollados durante los seis años de estudio.

Dos monocotiledóneas (*Lolium perenne* y *Holcus lanatus*) tuvieron mayor presencia en los veranos de los años 2002 y 2003, mientras que en el verano del año 2004 *Lolium perenne* fue desplazada por *Agrostis capillaris*, especie esta última que domina junto a *Holcus lanatus* en los otoños de los años 2003 y 2004 (Figura 54).

No se encontraron efectos significativos de los tratamientos en el año 2002 (ANEXO 5), mostrándose solamente afectadas de forma significativa las proporciones de *Agrostis capillaris* y de *Stellaria media* en los otoños de los años 2003 y 2004, y el de *Agrostis capillaris* en el verano del 2003, además del *Rumex obtusifolius* y *Ranunculus repens* en el otoño 2004. La proporción de la especie *Agrostis capillaris* ha resultado verse negativamente afectada por el aporte de lodo. Sin embargo, *Stellaria media* se asoció al tratamiento que implicó el aporte conjunto de cal y dosis alta de lodo, aunque la presencia de esta especie en el pasto fue muy reducida. La especie *Rumex obtusifolius* estuvo presente con mayor abundancia en los tratamientos que recibieron dosis altas de lodo.

En relación a lo ocurrido con la composición botánica en el año 2005, el ANOVA del ANEXO 5 muestra que se encontró un efecto significativo de los tratamientos sobre la proporción de *Holcus lanatus* y *Lolium perenne* en los tres cortes, *Festuca rubra* y *Plantago lanceolata* en primavera, *Agrostis capillaris* y *Dactylis glomerata* en verano, *Ranunculus repens* en verano y otoño y *Rumex obtusifolius* solamente en otoño. Las especies *Holcus lanatus* y *Lolium perenne* mostraron un comportamiento diferenciado en función de los tratamientos aplicados, de hecho la primera especie se asoció de forma predominante a aquellos tratamientos en los que no se aplicó fertilización, sobre todo cuando no se habían encalado previamente, lo contrario sucedía con el *Lolium perenne*, asociada a dosis altas de fertilizante con encalado previo (Figura 54). La importancia relativa del *Holcus lanatus* fue muy superior a la del *Lolium perenne* en todos los cortes.

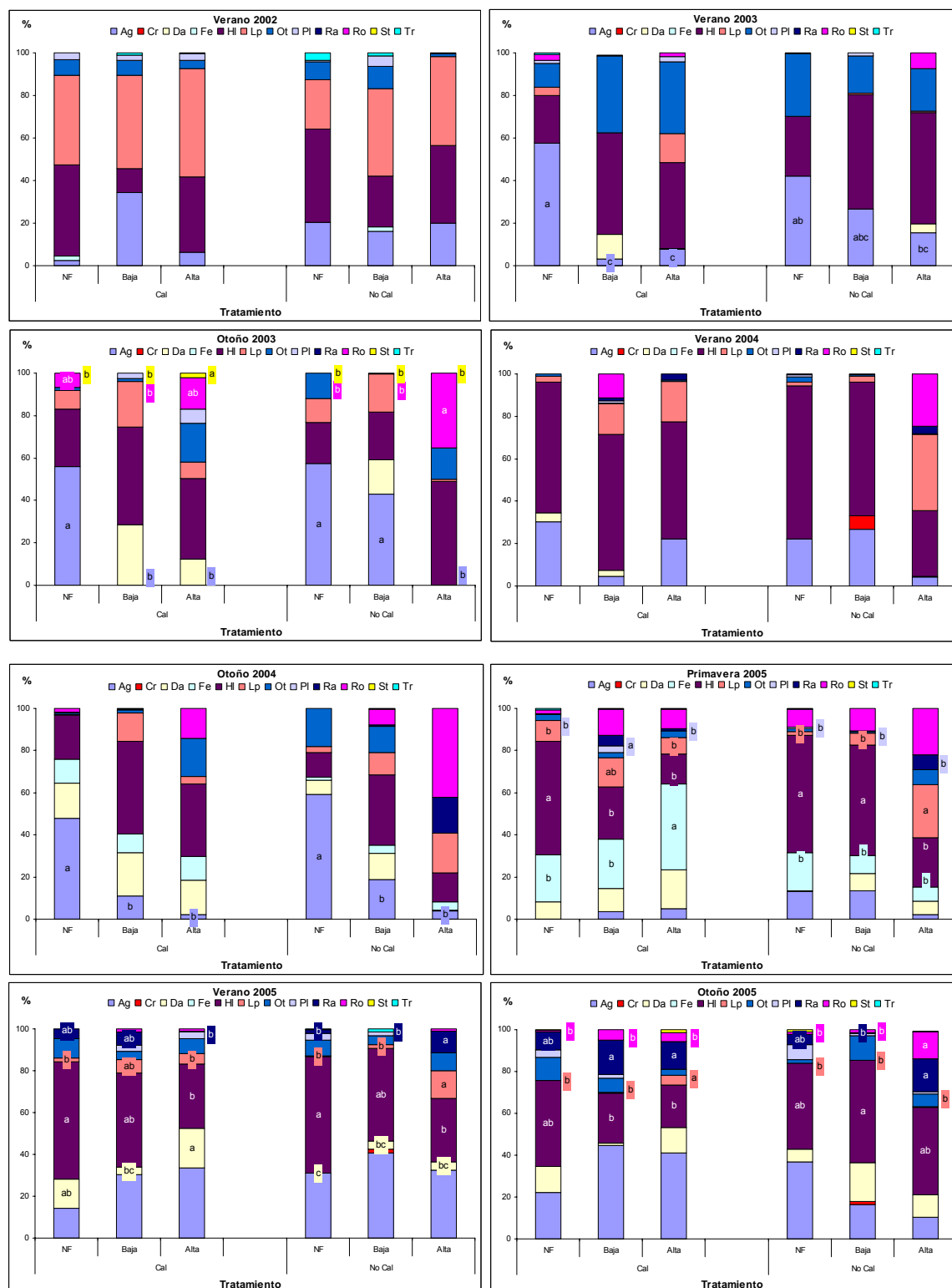


Figura 54. Porcentaje de la composición botánica en los cortes de los años 2002, 2003, 2004 y 2005; en donde Ag: *Agrotis capillaris* L; Cr: *Cerastium glomeratum* Thuill; Da: *Dactylis glomerata* L; Fe: *Festuca rubra* L; HI: *Holcus lanatus* L; Lp: *Lolium perenne* L; Ot: Otras; Pl: *Plantago lanceolata* L; Ra: *Ranunculus repens* L; Ro: *Rumex obtusifolius* L; St: *Stellaria media* L; Tr: *Trifolium repens* L; y donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo

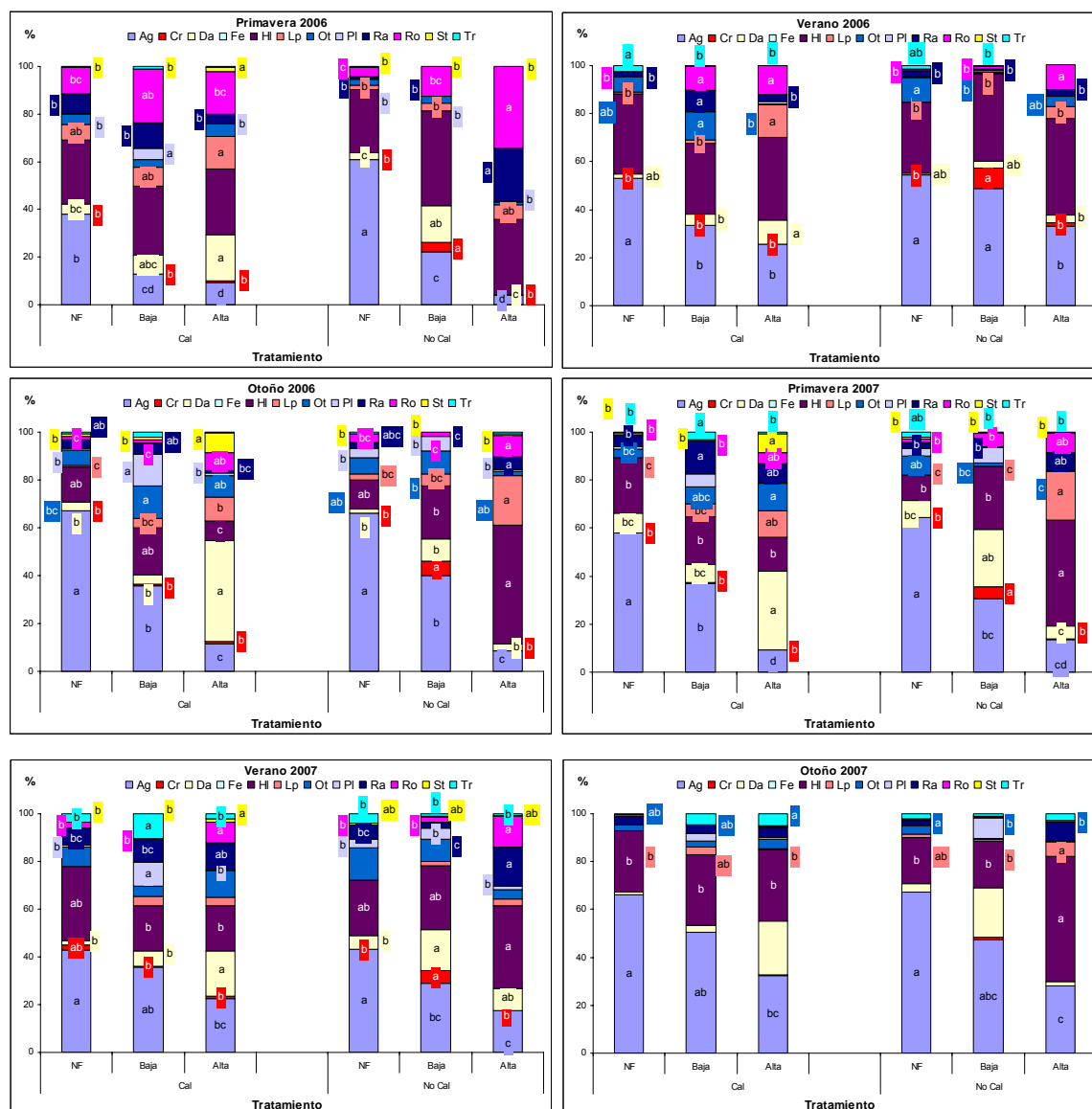


Figura 55. Porcentaje de la composición botánica del pasto en los cortes 2006 y 2007; en donde *Ag*: *Agrotis capillaris* L; *Cr*: *Cerastium glomeratum* Thuill; *Da*: *Dactylis glomerata* L; *Fe*: *Festuca rubra* L; *Hl*: *Holcus lanatus* L; *Lp*: *Lolium perenne* L; *Ot*: Otras; *Pl*: *Plantago lanceolata* L; *Ra*: *Ranunculus repens* L; *Ro*: *Rumex obtusifolius* L; *St*: *Stellaria media* L; *Tr*: *Trifolium repens* L; y donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.

En relación a los años 2006 y 2007 (Figura 55), todas las especies evaluadas (*Agrotis capillaris*, *Cerastium glomeratum*, *Dactylis glomerata*, *Holcus lanatus*, *Lolium perenne*, *Plantago lanceolata*, *Ranunculus repens*, *Rumex obtusifolius*, *Stellaria media* y *Trifolium repens*) se vieron significativamente afectadas por los tratamientos en todos los cortes, con excepción de *Holcus lanatus* en la primavera y verano de 2006, *Plantago lanceolata* y *Stellaria media* en el verano de 2006, *Trifolium repens* en el otoño de 2006, *Cerastium glomeratum*, *Dactylis glomerata*, *Ranunculus repens*, *Stellaria media*, *Trifolium repens* y *Rumex obtusifolius* en el otoño de 2007, *Lolium perenne*

en el verano de 2007 y *Plantago lanceolata* en la primavera del 2007, tal y como se aprecia en los ANOVAS del ANEXO 5.

En relación a los resultados obtenidos con *Agrostis capillaris*, en los dos últimos años de estudio se encuentra que esta especie incrementa su presencia de forma notable a medida que pasa el tiempo, no obstante, su abundancia relativa es mayor si se asocia a los tratamientos que no recibieron fertilización, independientemente de si se ha encalado previamente o no, tal y como sucedía en los primeros años de la experiencia. Lo contrario sucede con el *Lolium perenne*, que aumenta su presencia cuando se fertiliza con dosis altas de lodo en el año 2006 en aquellos tratamientos en los que previamente se había aportado cal, y en el año 2007 en los que no. *Dactylis glomerata*, la otra especie de siembra, junto al *Lolium perenne*, muestra un resultado similar al *Lolium perenne*, sobre todo en las parcelas en las que previamente se había encalado. Lo contrario se encontró en los dos últimos años de estudio con la especie de *Holcus lanatus*, significativa y positivamente asociada a los tratamientos en los que se aplicó lodo de depuradora urbana en dosis altas, pero que no habían recibido un encalado previo. Especies como *Plantago lanceolata* se vieron favorecidas por el aporte de lodo a dosis medias y el encalado previo. La presencia de *Ranunculus* fue más errática, si bien podría asociarse en la mayoría de los casos con el aporte de dosis altas de lodo con o sin encalado previo. Se encontró también un incremento en la presencia de *Stellaria media* asociado a las dosis altas de lodo y cal, y de *Trifolium repens* a las dosis medias de lodo y cal.

3.2.3. Diagramas de abundancia

La representación gráfica de los diagramas de abundancia para los diferentes tratamientos y años de este estudio se puede ver en las Figuras 56 y 57.

Con independencia de si las parcelas se habían encalado o no la especie *H. lanatus* fue dominante en los tratamientos que no recibieron fertilización durante los primeros cuatro años de estudio, con excepción del segundo en el que presentó una codominancia con *Agrostis capillaris* en los tratamientos en los que no se aplicó cal. En los dos últimos años fue *Agrostis capillaris* la especie más representada en los tratamientos de no fertilización. *Agrostis capillaris* y *Holcus lanatus* fueron siempre las especies más importantes en los tratamientos de no fertilización, aunque en el primer año *Agrostis capillaris* fue reemplazada por *Lolium perenne*, tras la siembra, y en el año 2005 por *Dactylis glomerata*, si previamente se había encalado.

En los tratamientos que recibieron lodo se mostró un predominio del *Lolium perenne* en el primer año, que se vio acompañado por el *Holcus lanatus* y por *Agrostis capillaris*, en este orden en la mayoría de los casos. En los años siguientes se produjo un predominio de la especie *Holcus lanatus*, seguida por las especies de siembra (*Lolium perenne* y *Dactylis glomerata*) en aquellos tratamientos en los que se realizó la fertilización con lodo y previamente se había encalado. En los tratamientos en los que se fertilizó y no se encaló encontramos también un predominio de *Agrostis capillaris* en el segundo año, que fue reemplazado por *Holcus lanatus* en los años 2004 y 2005 en las

parcelas con dosis bajas de lodo; pero las especies de siembra no estuvieron bien representadas, lo que sí sucedía con la misma dosis de lodo pero con encalado previo. Con la dosis alta de lodo sin encalado previo también se produce un claro predominio del *Holcus lanatus* a partir del segundo año (aunque no en el tercero, en el que codomina con *Rumex obtusifolius* y *Lolium perenne*) y una buena presencia del *Lolium perenne* en el tercer y cuarto año, siendo la segunda especie con más importancia en este tratamiento.

Además, en los años 2006 y 2007, en los tratamientos que incluían encalado, la presencia de *H. lanatus* fue más importante en aquellas parcelas que estaban lejos del árbol si se aplicaron dosis bajas de lodo, siendo reemplazado por *Agrostis capillaris* en las zonas próximas al árbol. Sin embargo, en los tratamientos en los que se aplicaron dosis altas la especie predominante fue *Holcus lanatus* en posiciones próximas al árbol y *Dactylis glomerata* en las zonas más alejadas del árbol.

Finalmente, en los dos últimos años y si no se encala hay un claro predominio de *Agrostis capillaris* en el tratamiento de dosis baja y de *Holcus lanatus* la dosis alta, seguidas por *Holcus lanatus* en el primer caso y por *Agrostis capillaris* en el segundo, si exceptuamos la presencia de *Rumex obtusifolius* en la zona próxima al árbol en el año 2006.

Si nos centramos en la forma de las curvas de los diagramas de abundancia, observamos que en el primer año el número de especies mejor representadas (por encima del 10%) es mayor en el caso de que se hubiese encalado previamente en comparación a si no se encalara. A partir de aquí se observa que los tratamientos que recibieron dosis altas de lodo, independientemente de si previamente se había encalado o no, presentan una línea de meseta con cuatro especies más abundantes, lo que implica mayor codominancia y mayor biodiversidad, siendo esa meseta de dos especies solamente en el caso de las parcelas con dosis bajas de lodo. Cuando se realiza un encalado previo y no se fertiliza siempre hay una especie que claramente domina a las otras, lo que ocurre de forma menos intensa en el caso de que no se aporte cal.

En los años 2006 y 2007 encontramos que en las parcelas de no fertilización y encalado, en posiciones próximas y alejadas del árbol, y en las de no fertilización y no encalado en posiciones alejadas del árbol se produce una clara dominancia (superior al 50%) de una de las especies, en concreto *Agrostis capillaris*, sobre las demás, valor que se reduce al 40% en el caso de las zonas no encaladas y no fertilizadas ubicadas cerca del árbol. Por otro lado, en el año 2006, y en el tratamiento de dosis alta de lodo se encuentra una línea de meseta que implica una codominancia de las especies más representadas en este tratamiento: *Dactylis glomerata*, *Holcus lanatus*, *Lolium perene*, *Agrostis capillaris* y *Rumex obtusifolius*, en el caso de recibir encalado previo. En el caso de que no se hubiese encalado *Dactylis glomerata* es reemplazada por *Rumex acetosella*. La proporción de estas especies nunca superó el 40%, con valores inferiores al 30% en muchos casos. En las parcelas de dosis bajas de lodo se encuentra un comportamiento similar de codominancia, no obstante las especies *Holcus lanatus* y *Agrostis capillaris* que se encuentran en una línea de meseta no superan el 25%, y son

seguidas por otra línea de meseta de 4 especies. Este efecto de codominancia fue menos acusado cuando no se encaló previamente y se fertilizó con dosis bajas de lodo.

Finalmente, en el año 2007 hay diferencias claras entre tratamientos y en función de la posición respecto al árbol. Así cuando no se fertiliza y se encala, cerca o lejos del árbol, o no se encala, cerca del árbol, la curva de dominancia muestra una especie claramente dominante que supera siempre el 50%, llegando a alcanzar valores del 70% en el último caso. Sin embargo, este valor se reduce al 40% en los tratamientos que no recibieron cal y no fueron fertilizados. Tal y como sucedía en el año 2006 a medida que se incrementa la fertilización la codominancia se ve aumentada, si bien este efecto es más claro en las zonas que se encuentran próximas al árbol, en relación a las más alejadas.

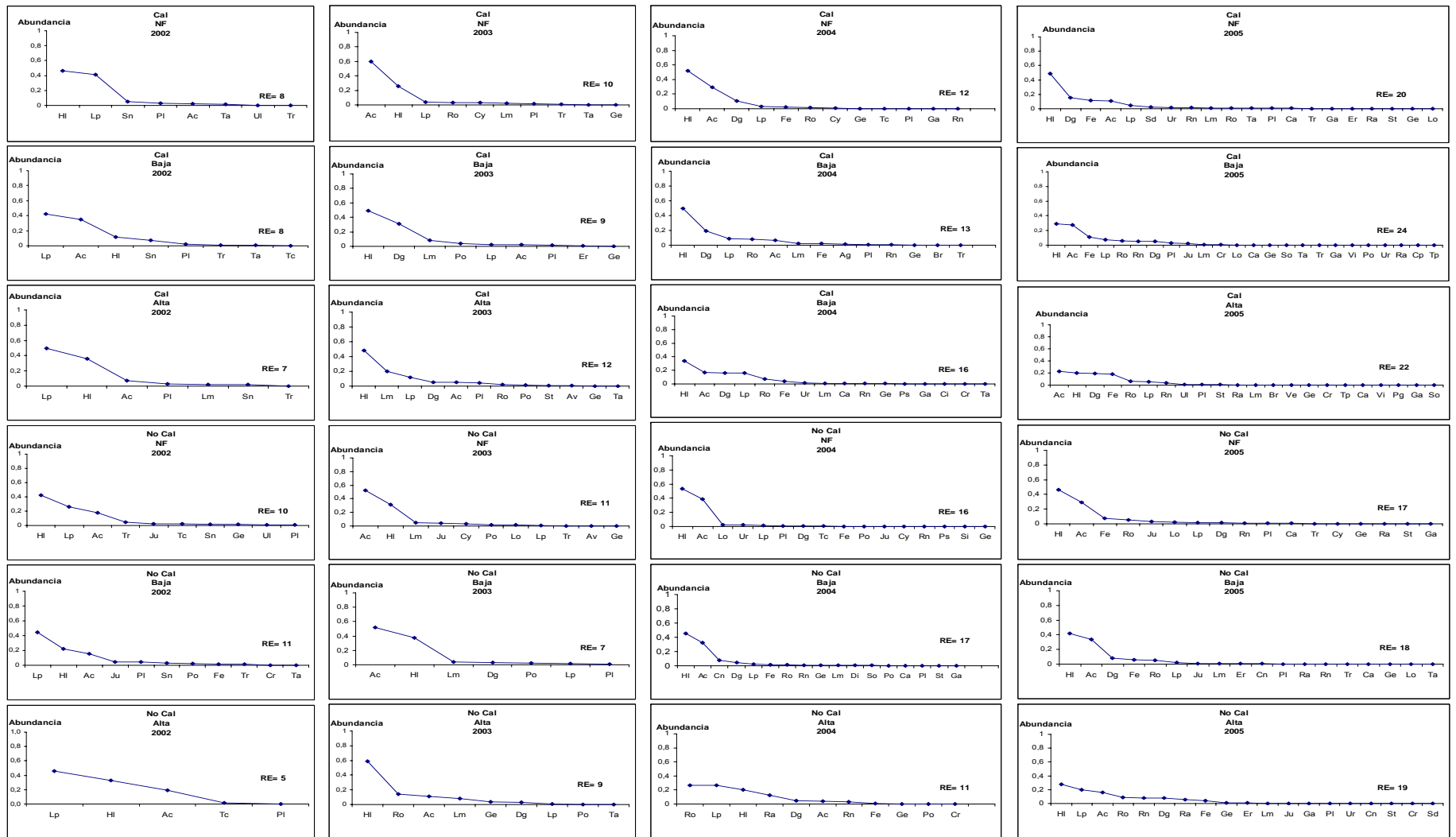


Figura 56. Diagramas de abundancia e los años 2002, 2003, 2004 y 2005 en un sistema silvopastoral.

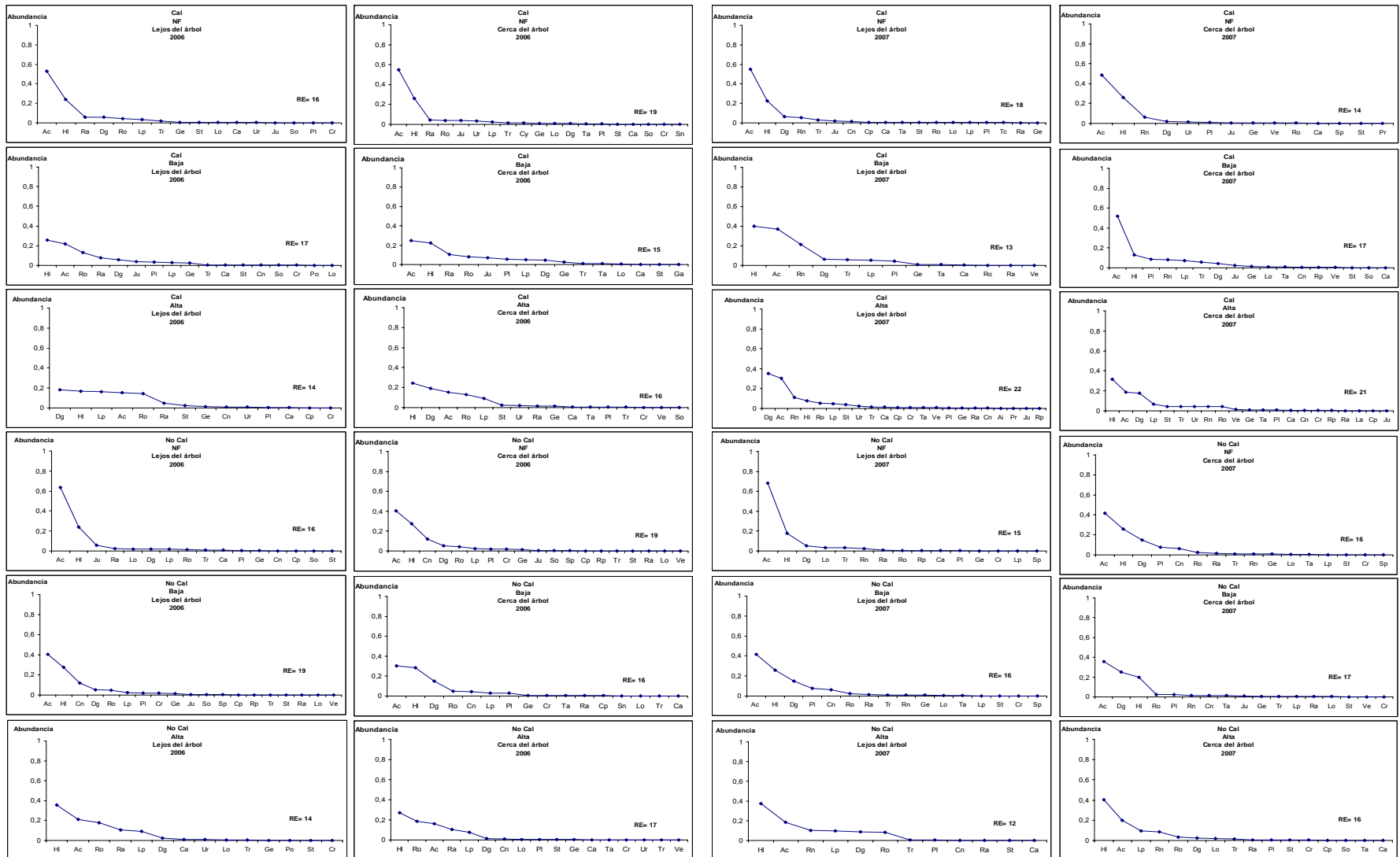


Figura 57. Diagramas de abundancia e los años 2006 y 2007 (lejos y cerca del arbolado) en un sistema silvopastoral

3.2.4. Riqueza de especies

El resultado del ANOVA de la variable de riqueza específica muestra que hubo un efecto significativo de los tratamientos sobre el número de especies en el año 2005 ($p < 0,01$) (ANEXO 6.1).

En la Figura 58 se observa que la riqueza específica varió de 2,6 a 8,1 y que, después de tres años de ensayo, ésta se vio positivamente afectada por el aporte de cal o el aporte de dosis altas de lodo sin encalado previo, en comparación con el testigo que implicaba una ausencia en el aporte de cal o fertilización.

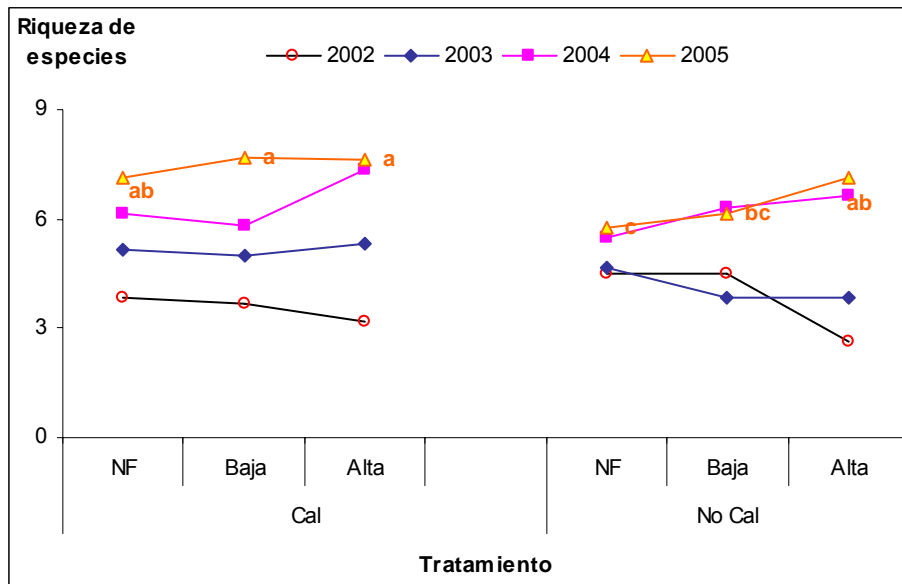


Figura 58. Medias de la riqueza de especies en 2002, 2003, 2004, 2005; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.

En los dos últimos años se estudio (Figura 59), el efecto de los tratamientos en función de la posición relativa al arbolado sobre la riqueza de especies se puede ver en los resultados del ANOVA que se muestra en el ANEXO 6.2. Se encontró un efecto significativo de los tratamientos en el año 2006 y de la interacción año*tratamiento en el año 2007. En ambos casos la riqueza específica se vio favorecida significativamente por la fertilización con las dosis altas de lodo y encalado, en comparación con el tratamiento en el que no se aplicó cal ni se fertilizó, si bien en el año 2007 sólo fue superior al tratamiento de no fertilización con encalado previo. No se encontró un efecto claro de la posición del pasto en relación al arbolado sobre la riqueza específica.

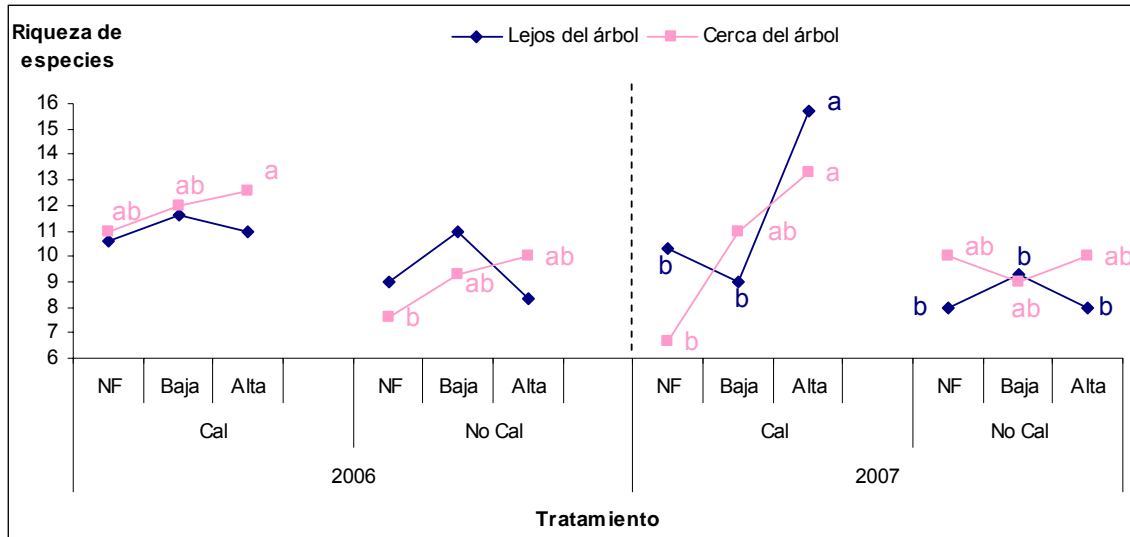


Figura 59. Medias de la riqueza de especies en 2006 y 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.

3.2.5. Índice de Simpson

El resultado del ANOVA del índice de Simpson mostró un efecto significativo de los tratamientos en los años 2002, 2004, 2005 y 2006 tal se puede ver en el ANEXO 6 (6.1. y 6.2)

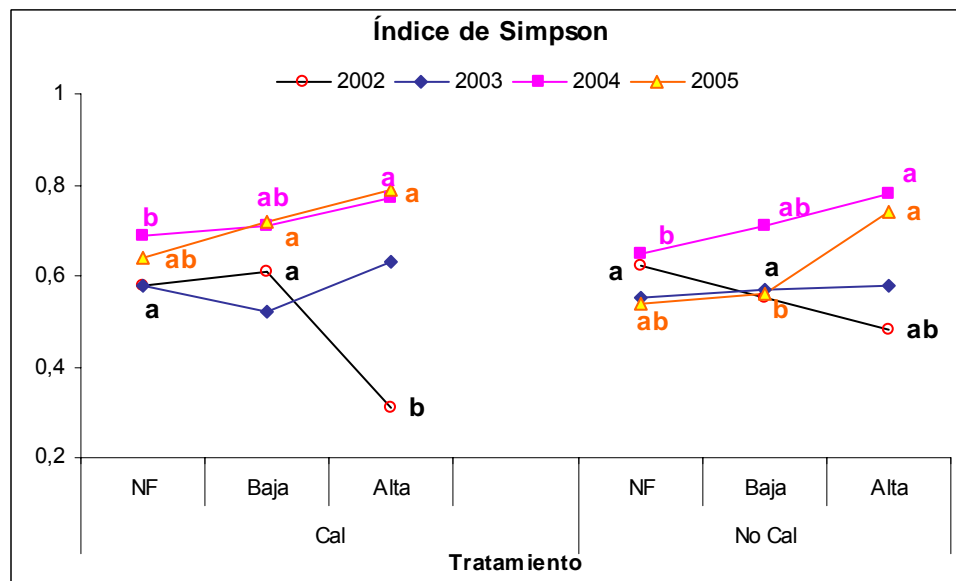


Figura 60. Índice de Simpson en los años 2002, 2003, 2004, 2005; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.

Los resultados obtenidos del índice de Simpson por tratamientos y años se pueden ver en las Figuras 60 y 61. El índice de Simpson ($1-\lambda$) varió entre 0,31 y 0,78 en todos los años que duró el estudio, encontrándose valores más bajos al inicio del ensayo. El estudio muestra que hay un claro efecto negativo del aporte de dosis altas de lodo sobre la biodiversidad en el primer año de estudio, sobre todo si se combina con el encalado, pero esta situación revierte a partir del tercer año, independientemente de si se hizo o no enmienda con cal.

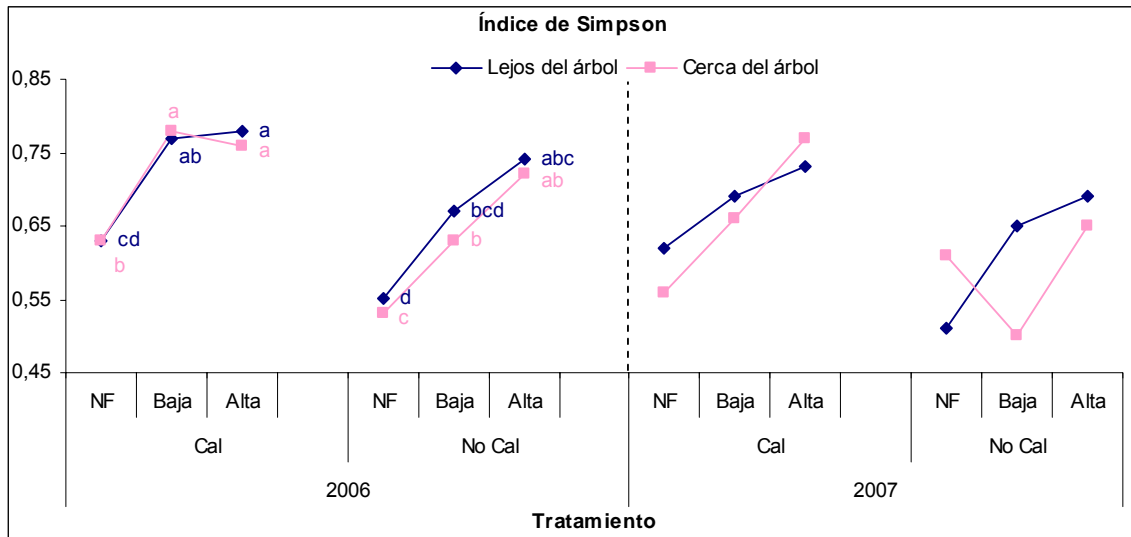


Figura 61. Medias del índice de Simpson en los años 2006 y 2007 y el efecto del arbolado (lejos, cerca); donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.

3.2.6. Índice de Shannon

El ANOVA del índice de Shannon se puede ver en los (ANEXOs 6.1 y 6.2). Se encontró un efecto significativo del tratamiento en los años 2002, 2004, 2005, 2006 y 2007.

Los valores medios del índice de Shannon (Figuras 62 y 63) variaron entre 0,62 y 1,85, encontrándose valores muy bajos al inicio del ensayo, sobre todo en las dosis altas de lodo con encalado.

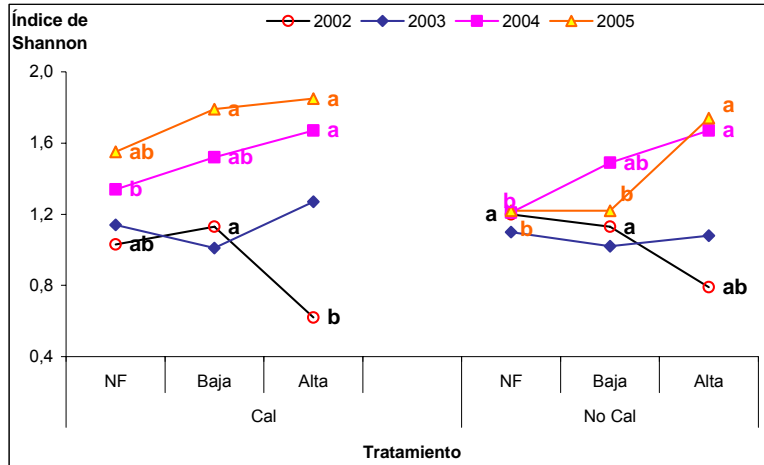


Figura 62. Medias del índice de Shannon en los años 2002, 2003, 2004, 2005; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.

En general, la respuesta del índice de Shannon a los tratamientos es similar a la del índice de Simpson, es decir, inicialmente el aporte de lodo provoca una disminución significativa de la biodiversidad, sobre todo si previamente se había aportado cal. A medida que se desarrolla el estudio el incremento de la biodiversidad se asocia precisamente a los tratamientos que recibieron dosis altas de lodo, en comparación con los que no recibieron lodo, independientemente de si previamente se había aportado cal o no.

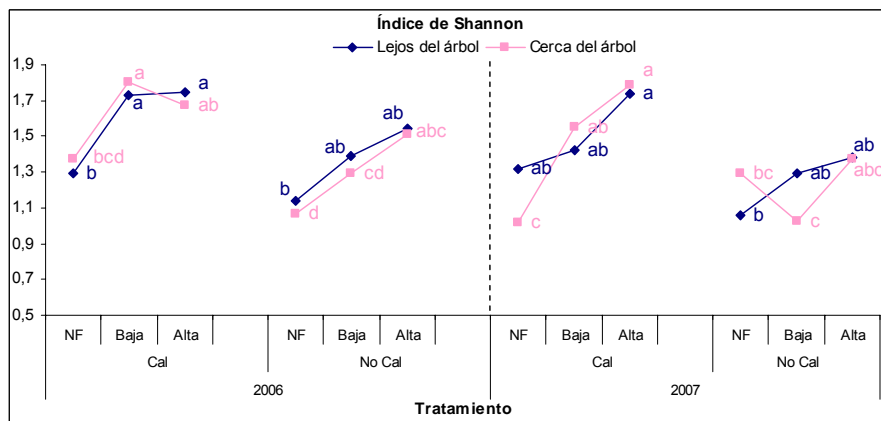


Figura 63. Medias del índice de Shannon en los años 2006 y 2007 y el efecto del arbolado (lejos, cerca); donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.

3.2.7. Índice de Jaccard (J) y Marrugan (β)

La Tabla 14 muestra el resultado del cálculo de los índices de similitud/disimilitud de Jaccard (J) y de reemplazo de especies de Magurran (β) entre el año inicial y el año final del ensayo para los diferentes tratamientos.

Tabla 14. Índice de Jaccard (J) y Magurran (β) entre el año inicial (2002) y el final (2007) de la experiencia en cada tratamiento. a: número de especies presentes en el año 2002 en cada tratamiento, b: número de especies presentes en el año 2007 en cada tratamiento y c: número de especies presentes en el año 2002 y 2007 en cada tratamiento.

		Comparación de escenario inicial y final				
		a ²⁰⁰²	b ²⁰⁰⁷	c	J _j	B
Cal	NF	8	22	6	0,25	22,50
	Baja	8	19	6	0,29	19,29
	Alta	7	23	5	0,20	24,00
No Cal	NF	10	18	6	0,27	20,36
	Baja	12	18	8	0,36	19,09
	Alta	6	17	4	0,21	18,16

Tal y como ya habíamos señalado, se puede observar que el número de especies establecidas por tratamientos al principio de la experiencia varía entre 6 y 12, mientras que en el último año varía de entre 17 y 23, en cuanto a las especies comunes en los años inicial y final se observa que con las dosis de lodo bajas sin encalado hay un mayor número de especies comunes, observándose lo contrario en las dosis altas sin encalado.

Del índice de Jaccard se deduce que, por término medio, sólo se comparten entre la situación inicial y la final aproximadamente un 25% de las especies que aparecen en la última etapa, siendo en ambas situaciones de encalado y no encalado mayor el número de especies que se comparte cuando se aplican dosis bajas de lodo (32 y 44% respectivamente) o no se fertiliza (27 y 33% respectivamente) en comparación a cuando se aportaron dosis altas de lodo (22 y 23% respectivamente).

En la Tabla 14 se observa que el índice de complementariedad de Magurran (β) tiende a aumentar en las parcelas con encalado en comparación con las parcelas en las que no se encala, por lo tanto nos señala de nuevo que la biodiversidad vegetal vascular al final del estudio es mayor cuando se encala y sobre todo con la dosis alta de lodo.

3.2.8. Índice de complementariedad (C)

En la Tabla 15 se observa el índice de complementariedad, se observa que todos los casos (C_{ab}) son mayores a 0,5 y cercano a 1, lo que indica que las especies encontradas en el ensayo son completamente diferentes.

Tabla 15. Tabla de complementariedad C_{ab} por tratamiento entre el comienzo y final de la experiencia.

		Tabla de complementariedad C_{ab}					
		a^{2002}	b^{2007}	c	S_{ab}	U_{ab}	C_{ab}
Cal	NF	8	22	6	24	18	0,75
	Baja	8	19	6	21	15	0,71
	Alta	7	23	5	25	20	0,80
No Cal	NF	10	18	6	22	16	0,73
	Baja	12	18	8	22	14	0,64
	Alta	6	17	4	19	15	0,79

En la Tabla 15 se observa que las dosis altas de lodo (con y sin encalado) mostraron índices de complementariedad más altos, mientras que las dosis bajas (con y sin cal) mostraron valores ligeramente inferiores.

3.3. Calidad del pasto

3.3.1. Proteína bruta

El ANOVA de resultados obtenidos en la concentración de proteína bruta en el pasto en cada muestreo puede observarse en el ANEXO 7. En general se observaron efectos significativos de los tratamientos en los períodos de verano, con excepción del último, y de otoño, con excepción del año 2006. No se encontraron efectos significativos de los tratamientos aplicados sobre los contenidos de proteína durante las primaveras de los años de estudio.

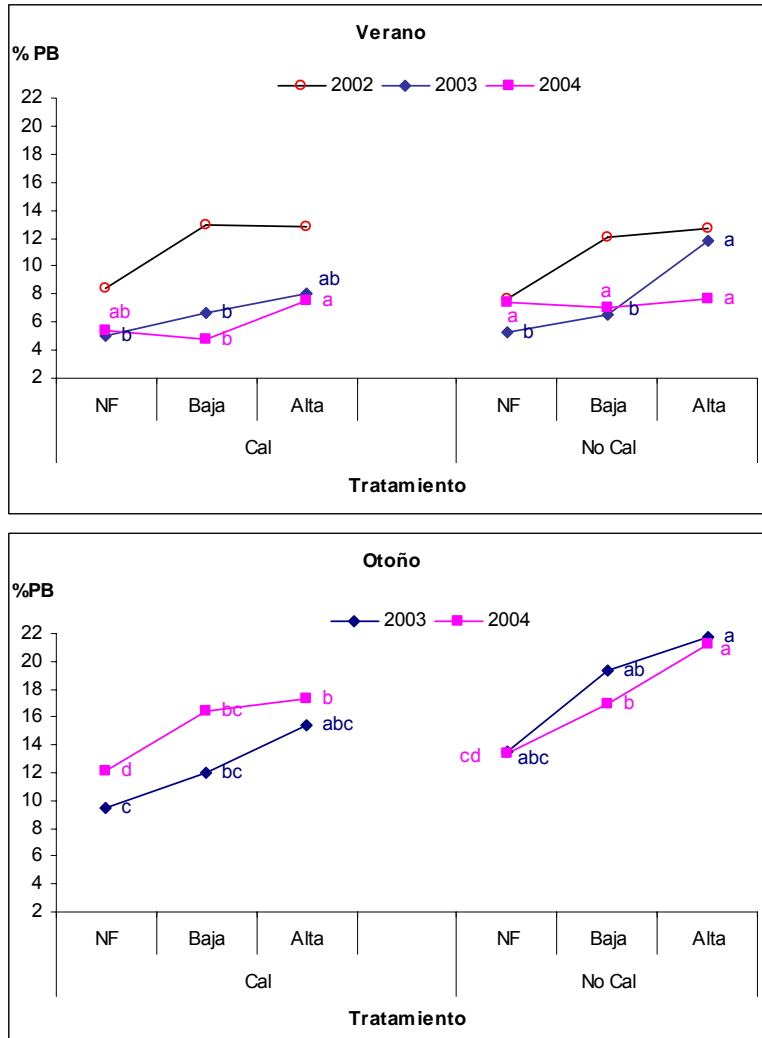


Figura 64. Medias de proteína de pasto estacional en verano y el otoño en los años 2002, 2003 y 2004; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.

El contenido de proteína bruta en los cortes de verano y otoño en los tres primeros años de estudio se pueden ver en la Figura 64. Los niveles de proteína resultaron ser mayores en el verano del 2002 (7,7 a 13,0 % PB) que en el de los años 2003 (5,1 a 11,8% PB) y 2004 (4,8 a 7,6% PB). En el otoño del 2003 el contenido de PB varió entre el 9,5 y el 21,7% y en el del 2004 entre el 12,2 y el 21,3%. En el año 2005 el contenido de proteína varió entre 12,3 y 15,5% en primavera, entre el 5,7 y el 8,1% en el verano y entre el 8,5 y el 13,6% en el otoño, mientras que en el 2006 fluctuó del 13,1 al 15,7% en primavera, del 7,6 al 9,5% en verano y del 14,0 al 17,6%

en otoño, y finalmente en el año 2007 varió entre el 8,3 y el 12,3% en primavera, entre el 8,8 y el 13,4% en verano y del 9,4 al 13,1% en otoño (Figura 65).

Los niveles de proteína parecen verse significativamente mejorados por los tratamientos en los que se aportan dosis altas de lodo, en comparación con los tratamientos de no fertilización, sobre todo en el caso de que previamente no se haya encalado, en los resultados obtenidos en los años 2003 y 2004, e independientemente del encalado en los años 2005, 2006 y 2007. No se observa un efecto de los tratamientos sobre los niveles de proteína en el pasto en la primavera de los tres últimos años de estudio, si bien se encontró que el aporte de lodo tendía a mejorar los niveles de esta variable en planta en comparación con el tratamiento de no fertilización, sobre todo en el caso de que se encalara previamente.

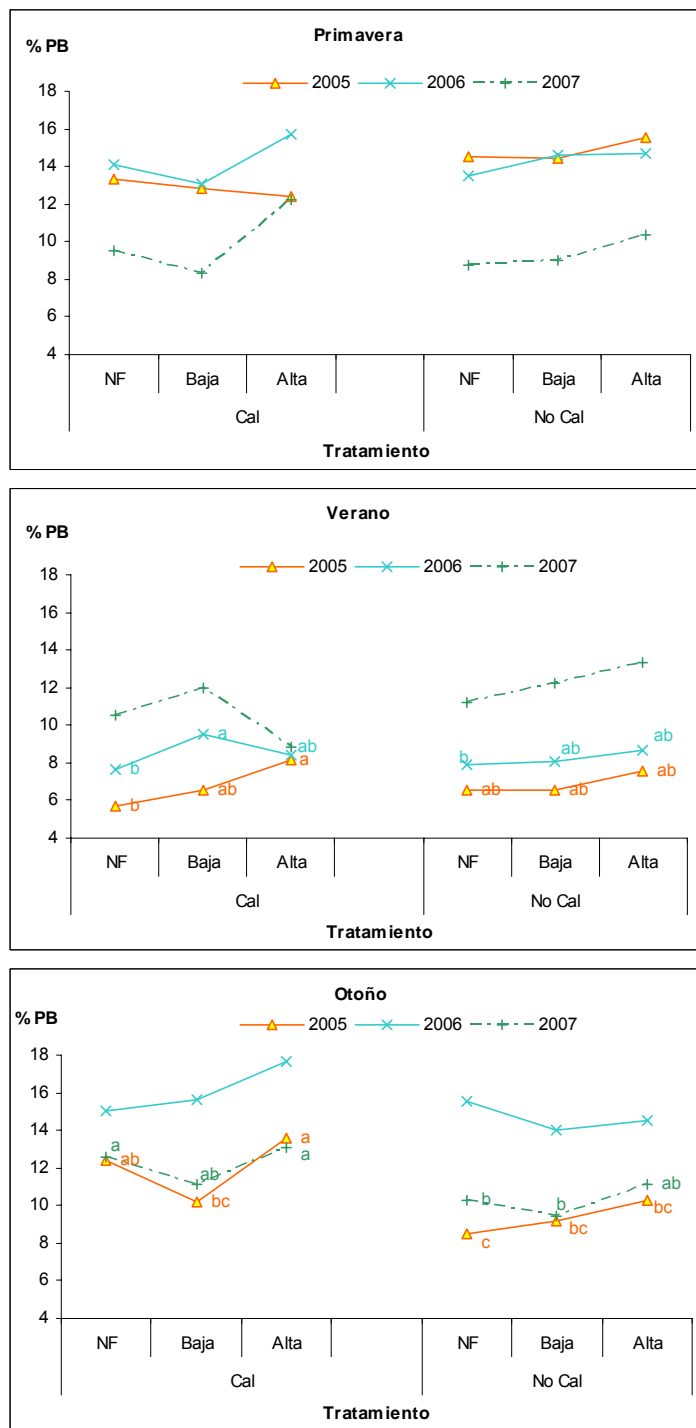


Figura 65. Medias de la proteína de pasto estacional en primavera, verano y el otoño en los años 2005, 2006 y 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.

3.3.2. Fósforo

Los resultados del ANOVA de la concentración del P en pasto en cada corte se pueden ver en el ANEXO 7, observándose un efecto significativo de los tratamientos sobre esta variable en el verano de los años 2002 ($p < 6\%$), 2003 ($p < 0,05$), 2006 ($p < 0,001$) y 2007 ($p < 0,001$), en la primavera de 2005 ($p < 0,01$), 2006 ($p < 0,01$) y 2007 ($p < 0,001$) y en el otoño de 2004 ($p < 0,001$), 2005 ($p < 0,01$) y 2006 ($p < 0,001$).

La concentración de P en el corte de verano de 2002 (0,21 a 0,29%) resultó ser superior a la de los veranos de los años 2003 (0,09 a 0,18%) y 2004 (0,22 a 0,27%), siguiendo el mismo patrón encontrado para la proteína en el año 2003. Estos niveles se incrementaron en otoño (Figura 66), con un rango de valores que varió del 0,10 al 0,35% en el año 2003 y del 0,23 al 0,51% en el 2004. En los años 2005, 2006 y 2007 las concentraciones de fósforo obtenidas estuvieron comprendidas entre el 0,2 y el 0,5% en la mayoría de los cortes, si exceptuamos los valores alcanzados en verano de 2005 y otoño de 2007, que estuvieron por debajo de este rango.

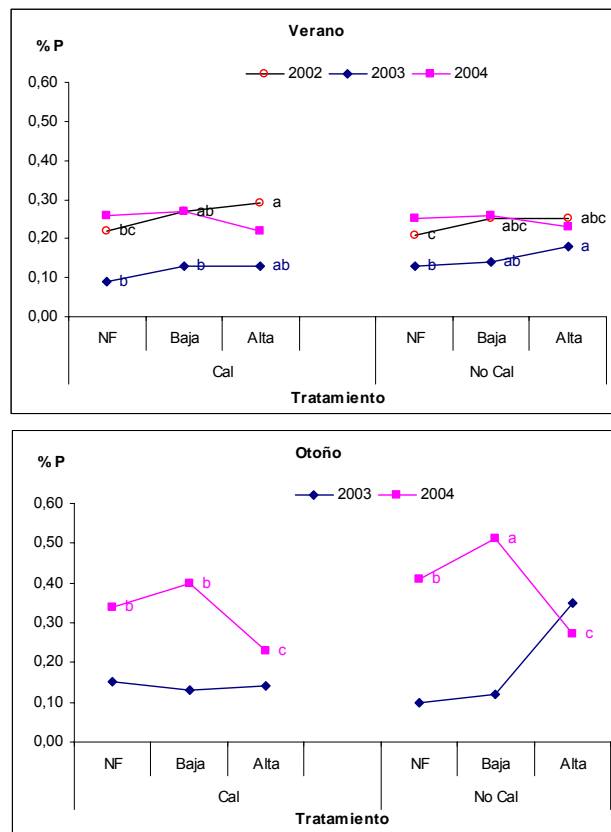


Figura 66. Medias de P estacional en verano y el otoño en los años 2002, 2003 y 2004; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha-1 y Alta es 200 kg N ha-1; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.

En general, y tal y como se encontró con los niveles de proteína, la concentración de fósforo tiende a incrementarse con el aporte de lodo, de forma independiente a si se aplicó cal o no previamente. No obstante, en algunos casos, como en el otoño del año 2004, se ve un efecto negativo del aporte de las dosis altas de lodo, se encalara o no, sobre los niveles de fósforo en pasto. En algunos cortes no se encontró efecto alguno, como en los cortes de verano de los años 2004 y 2005, y de otoño de los años 2003 y 2007 (Figura 67).

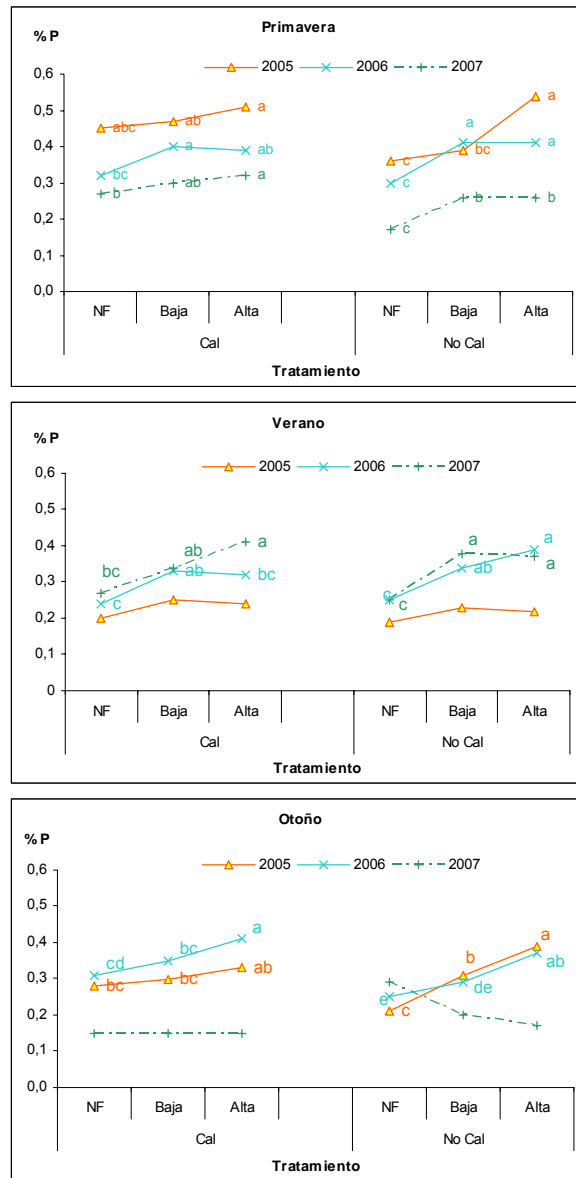


Figura 67. Medias de P estacional en primavera, verano y el otoño en los años 2005, 2006 y 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.

3.3.3. Potasio

El contenido de K en pasto se vio significativamente afectado por los tratamientos en los cortes de otoño de 2003 ($p < 0,05$), 2004 ($p < 0,01$), 2005 ($p < 0,01$) y 2007 ($p < 0,09$), así como en la primavera de 2007 ($p < 0,08$) (ANEXO 7).

Los niveles de potasio en el pasto resultaron ser notablemente bajos en el año 2003, ya que en ningún tratamiento ni corte se superó la concentración de 0,5 % (Figuras 68 y 69). En el resto de los cortes se suele superar el valor del 1%, con excepción del verano del 2002 y los tratamientos en los que no se aportó fertilización en el otoño del 2004, primavera del 2007 y otoño del 2005, o en todos los tratamientos del verano del año 2005 y otoño del 2007. En general, se encuentra la tendencia de que el aporte de las dosis altas de lodo contribuye a mejorar los niveles de potasio en el pasto, pero este efecto es más significativo si no se había encalado previamente.

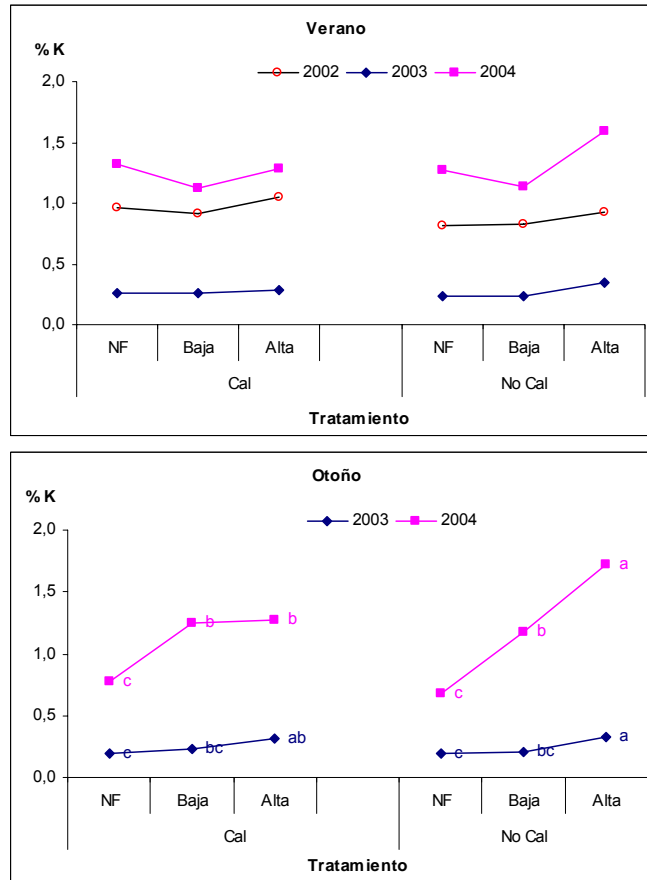


Figura 68. Medias de K estacional en verano y el otoño en los años 2002, 2003 y 2004; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha^{-1} y Alta es 200 kg N ha^{-1} ; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.

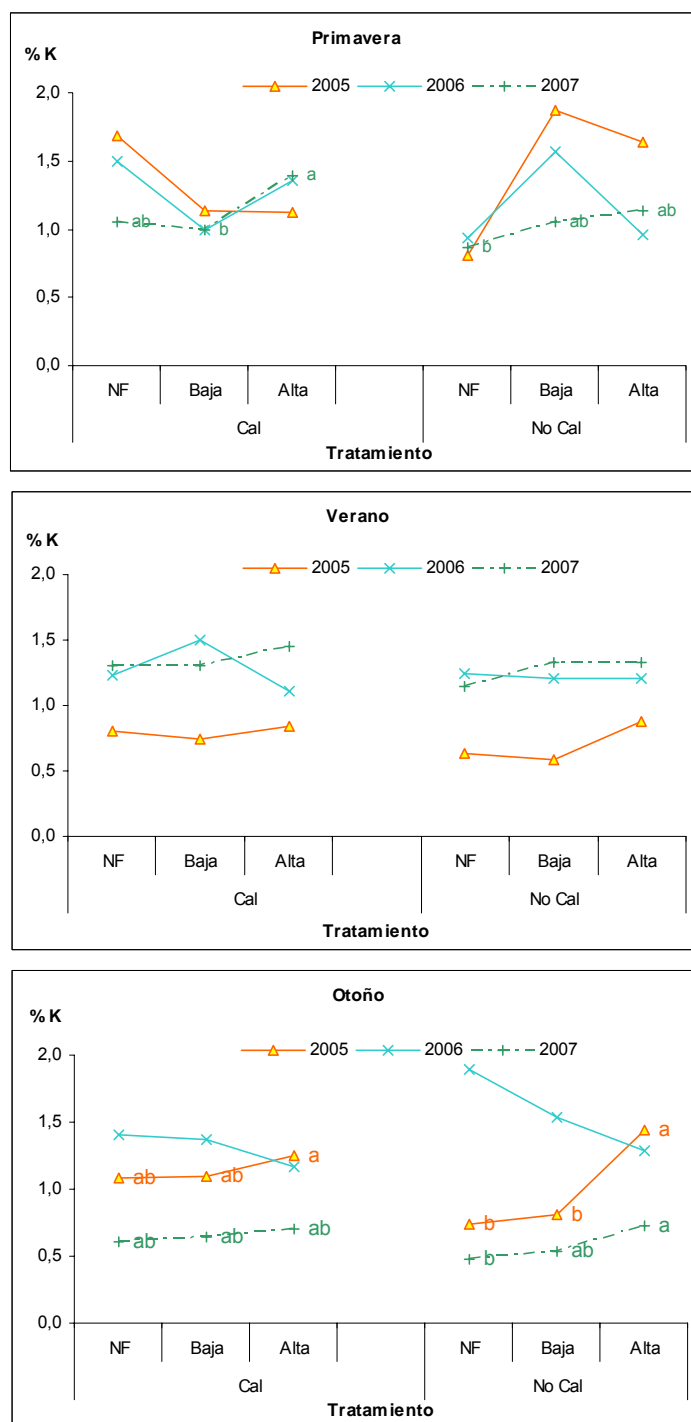


Figura 69. Medias de K estacional en primavera, verano y el otoño en los años 2005, 2006 y 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.

3.3.4. Calcio

En el ANEXO 7 se pueden observar los resultados del ANOVA de la concentración de Ca en pasto por corte, que revelan que esta variable se ve afectada por los tratamientos en los cortes de otoño del año 2004 ($p<0,1$), 2005 ($p<0,001$), 2006 ($p<0,05$) y 2007 ($p<0,07$), en la primavera del 2007 ($p<0,01$) y en el verano de 2006 ($p<0,05$).

En las Figuras 70 y 71 se observa que los niveles de calcio en pasto fueron notablemente más bajos en los tres primeros años de estudio, con valores inferiores al 0,31%, en comparación con los tres últimos años, con valores que superan el 0,4% en todos los casos. Los niveles de calcio encontrados en el otoño del año 2005 y en los cortes de primavera y verano del año 2006 son superiores a los de los mismos períodos de los otros años.

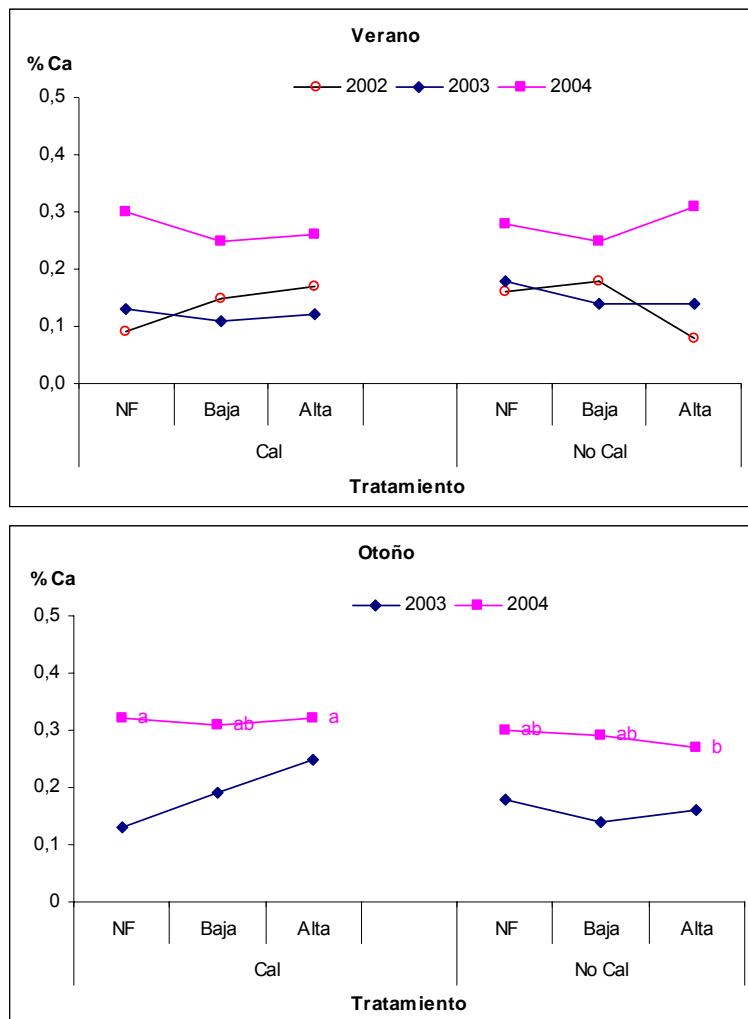


Figura 70. Medias de Ca estacional en verano y el otoño en los años 2002, 2003 y 2004; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.

En general se observa que hay un efecto significativo y positivo del aporte de dosis altas de lodo, complementado o no con cal dependiendo del muestreo en comparación con los tratamientos que no recibieron lodo. También se encontró un efecto positivo del encalado en el otoño del año 2004 en el tratamiento de dosis alta de lodo.

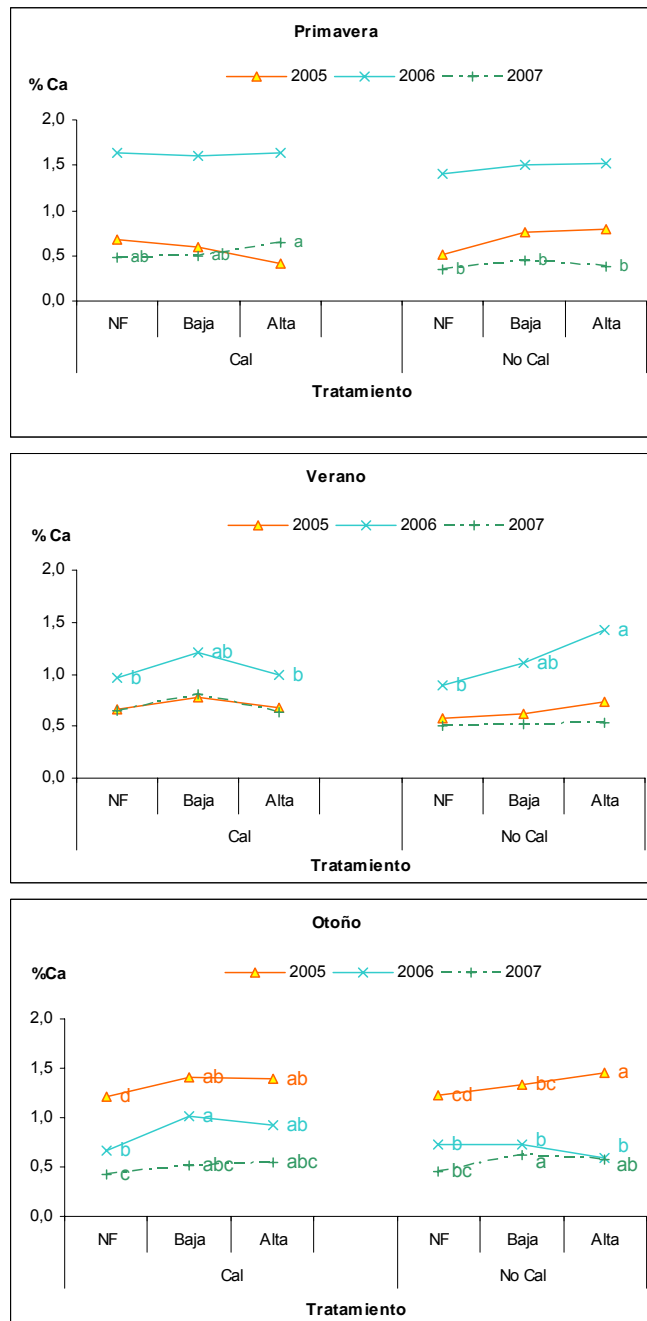


Figura 71. Medias de Ca estacional en primavera, verano y el otoño en los años 2005, 2006 y 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.

3.3.5. Magnesio

El resultado de los ANOVAs del contenido en Mg del pasto por corte se puede ver en el ANEXO 7. Estos ANOVAs reflejan unos efectos positivos y significativos de los tratamientos en los niveles de magnesio en pasto en el otoño de los años 2004 ($p < 0,001$), 2005 ($p < 0,01$) y 2006 ($p < 0,08$) y en la primavera de los años 2005 ($p < 0,05$), 2006 ($p < 0,01$) y 2007 ($p < 0,01$), así como en el verano del año 2006 ($p < 0,01$).

En las Figuras 72 y 73 se observa que los niveles más elevados de este catión se encuentran en el año 2006 y en el otoño del año 2004. Los valores están mayoritariamente comprendidos entre 0,2 y 0,4%, aunque en el año 2005 y en el último año prácticamente no sobrepasan el valor de 0,2% en los cortes de verano e invierno.

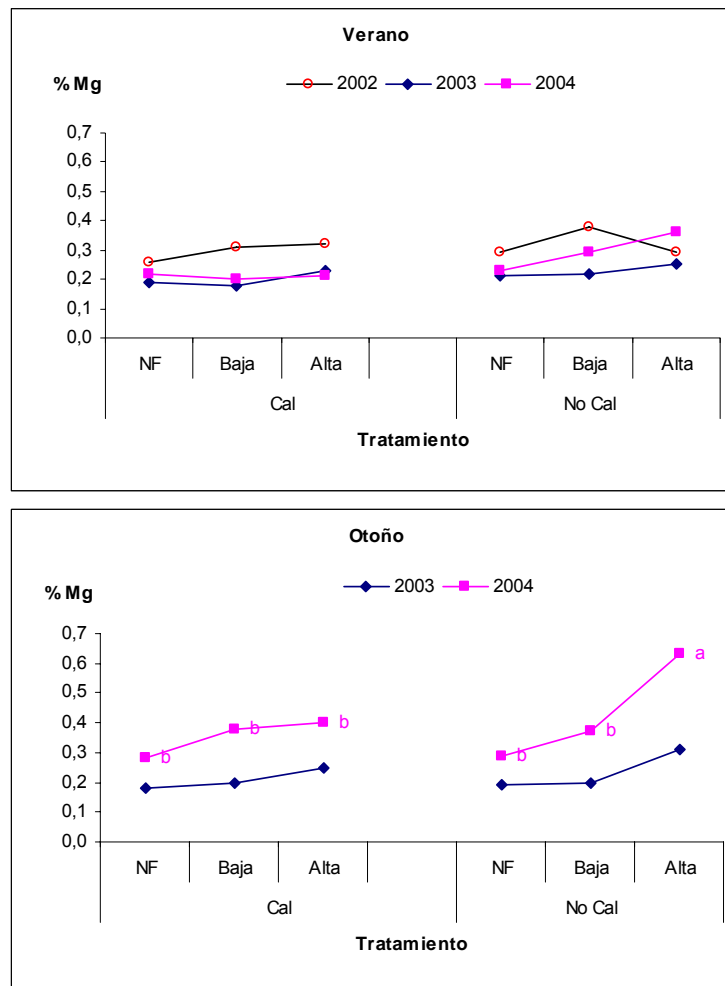


Figura 72. Medias de Mg estacional en verano y el otoño en los años 2002, 2003 y 2004; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.

En general se puede decir, que en aquellos cortes en los que se encuentra un claro efecto de los tratamientos el contenido de magnesio en el pasto se vio favorecido por los aportes elevados de lodo, con o sin encalado previo, y dependiendo de la cosecha y el año. Así en los primeros años, el aporte de lodo sin cal mejoró los niveles de magnesio en pasto en comparación con los otros tratamientos. Pero a partir del corte de otoño del año 2006 este efecto positivo lo muestra el tratamiento que combina el encalado y la dosis alta de lodo, tendencia significativa que también se pone de manifiesto en las cosechas de primavera y verano del año 2007.

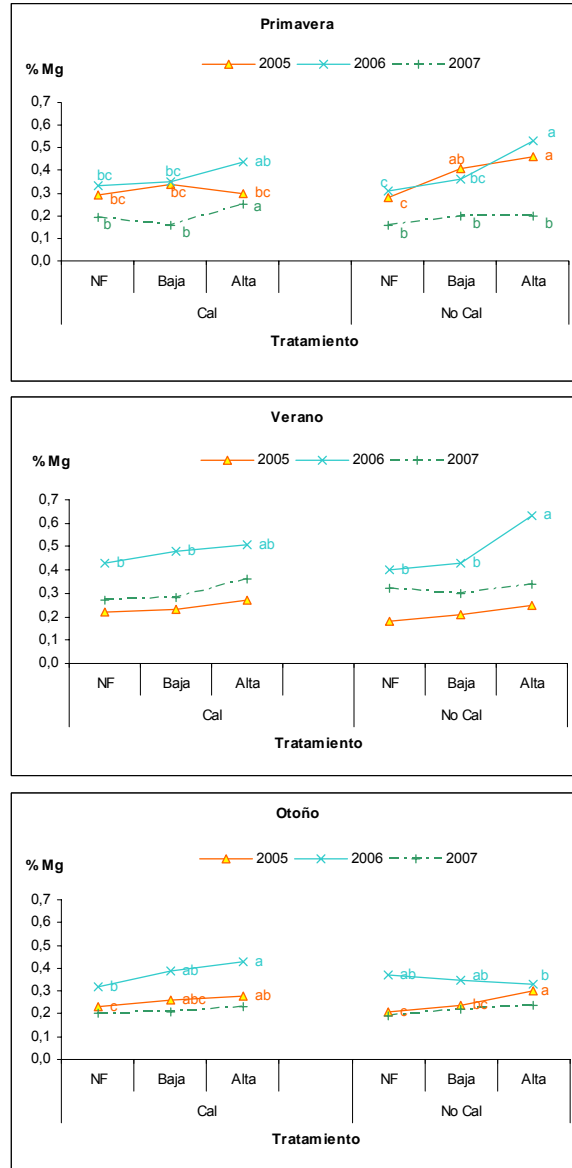


Figura 73. Medias de Mg estacional en primavera, verano y el otoño en los años 2005, 2006 y 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.

3.3.6. Sodio

El sodio solamente se vio significativamente afectado por los tratamientos aplicados en el otoño de los años 2004 ($p<0,01$) y 2007 ($p<0,01$) y en la primavera del 2006 ($p<0,01$), tal y como se puede ver en el ANOVA de esta variable que muestra el ANEXO 7.

La concentración del sodio en el pasto varió entre el 0,1 y 0,4%, resultando ser, por lo general, más alta en el año 2006 en todas las cosechas, y especialmente baja en el otoño de los años 2004, 2005 y 2007, no superando el valor del 0,1% (Figuras 74 y 75). La variación intraanual mostró un mayor nivel de este elemento en los cortes de verano que en los cortes de otoño y de principios de primavera.

En general los niveles de sodio no resultaron verse afectados por los tratamientos en la mayor parte de los cortes, pero, cuando lo fueron, se encontró una mayor concentración de este elemento en aquellos tratamientos que recibieron dosis intermedias de lodo con encalado, en el año 2004, o en los que se aplicaron dosis altas de lodo sin encalado previo, como en los cortes de primavera del año 2006 y del otoño del 2007, es decir asociándose a aquellos tratamientos con un mayor crecimiento del arbolado.

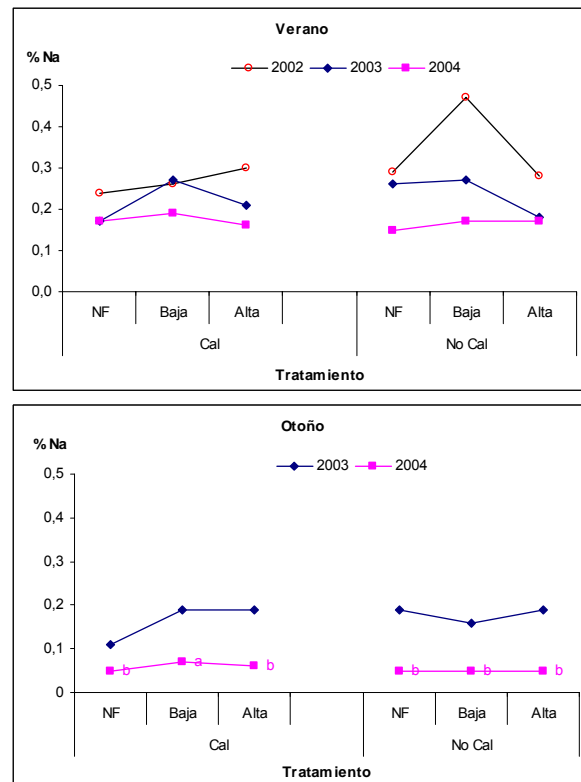


Figura 74. Medias de Na estacional en verano y el otoño en los años 2002, 2003 y 2004; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.

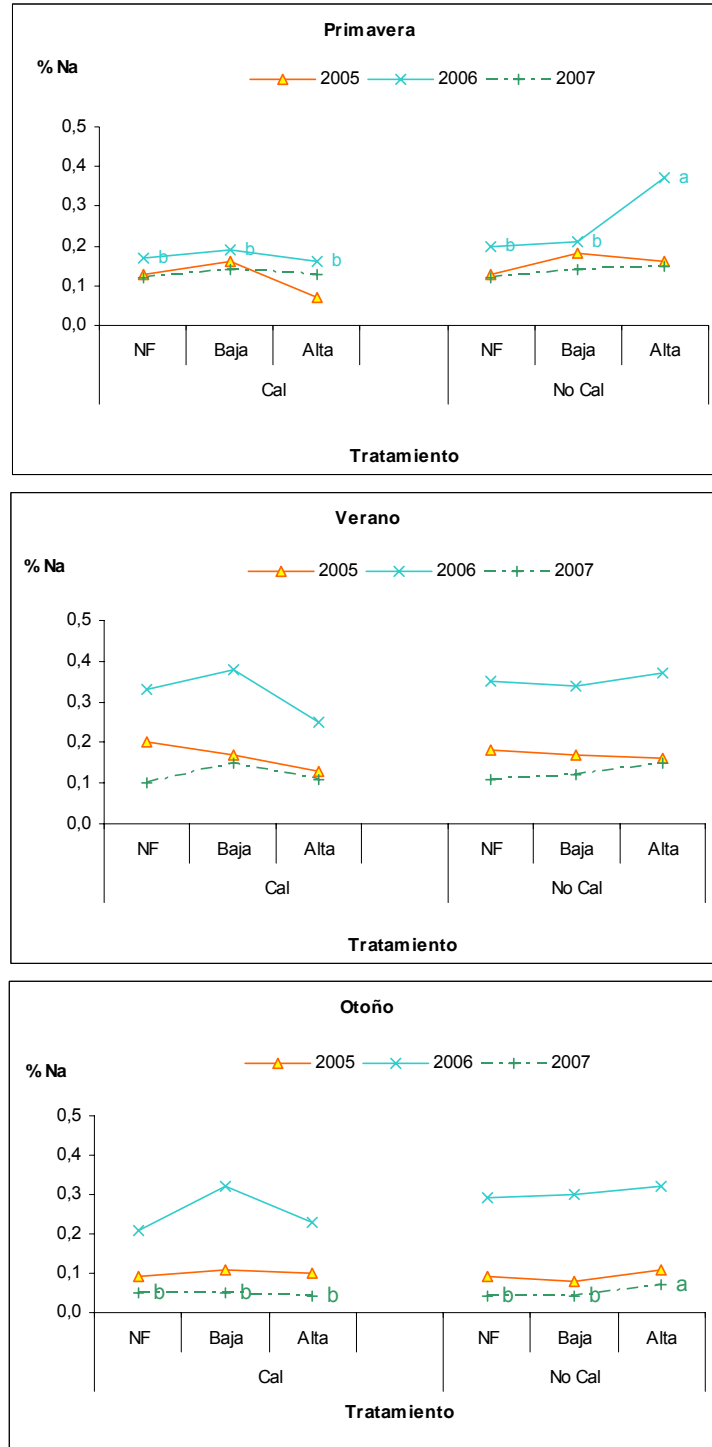


Figura 75. Medias de Na estacional en primavera, verano y el otoño en los años 2005, 2006 y 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.

3.3.7. Zinc

En el ANEXO 7 se observa que hubo un efecto significativo de los tratamientos sobre el contenido en Zn en el pasto en los cortes de primavera de 2005 ($p < 0,01$), 2006 ($p < 0,001$) y 2007 ($p < 0,001$), verano de 2002 ($p < 0,05$), 2003 ($p < 0,01$), 2005 ($p < 0,05$), 2006 ($p < 0,001$) y 2007 ($p < 0,001$) y otoño de 2005 ($p < 0,001$), 2006 ($p < 0,001$) y 2007 ($p < 0,01$).

En las Figuras 76 y 77 se observan los niveles de Zn en las diferentes cosechas de pasto que variaron entre 11,76 y 81,33 mg kg⁻¹, con los valores más bajos en el verano 2003 y los valores más altos en el otoño de 2005.

En general se encontró un efecto significativo del aporte de dosis altas de lodo sobre los niveles Zn en pasto en todos los cortes, con respecto al tratamiento de no fertilización, con excepción del corte de primavera en el año 2005, en el que no hubo diferencias significativas, cuando se encaló previamente, entre los tratamientos en los que se aportó lodo y el de no fertilización, lo que no ocurre en el caso de no haber encalado previamente, pues en ese caso sí aparece un efecto claro del aporte de lodo sobre los niveles de Zn en el pasto en relación al tratamiento de no fertilización sin encalado.

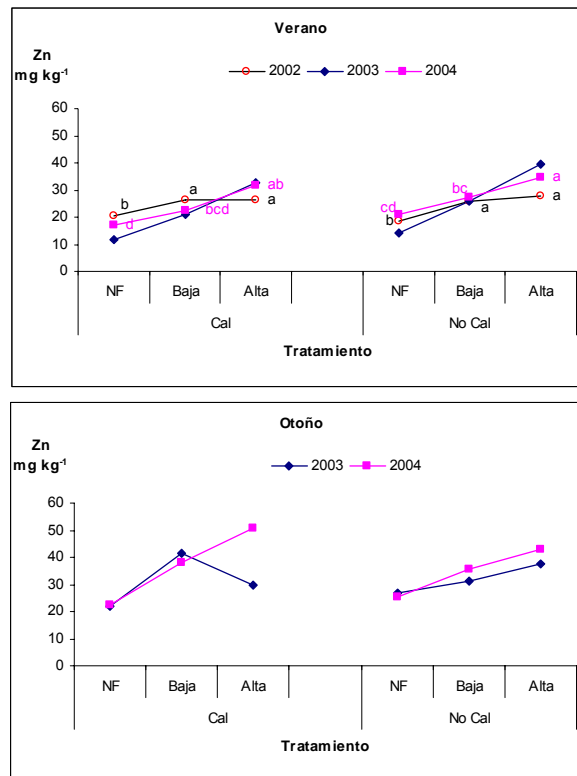


Figura 76. Medias del contenido de Zn foliar del pasto estacional (verano, otoño) en los años 2002, 2003, 2004; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.

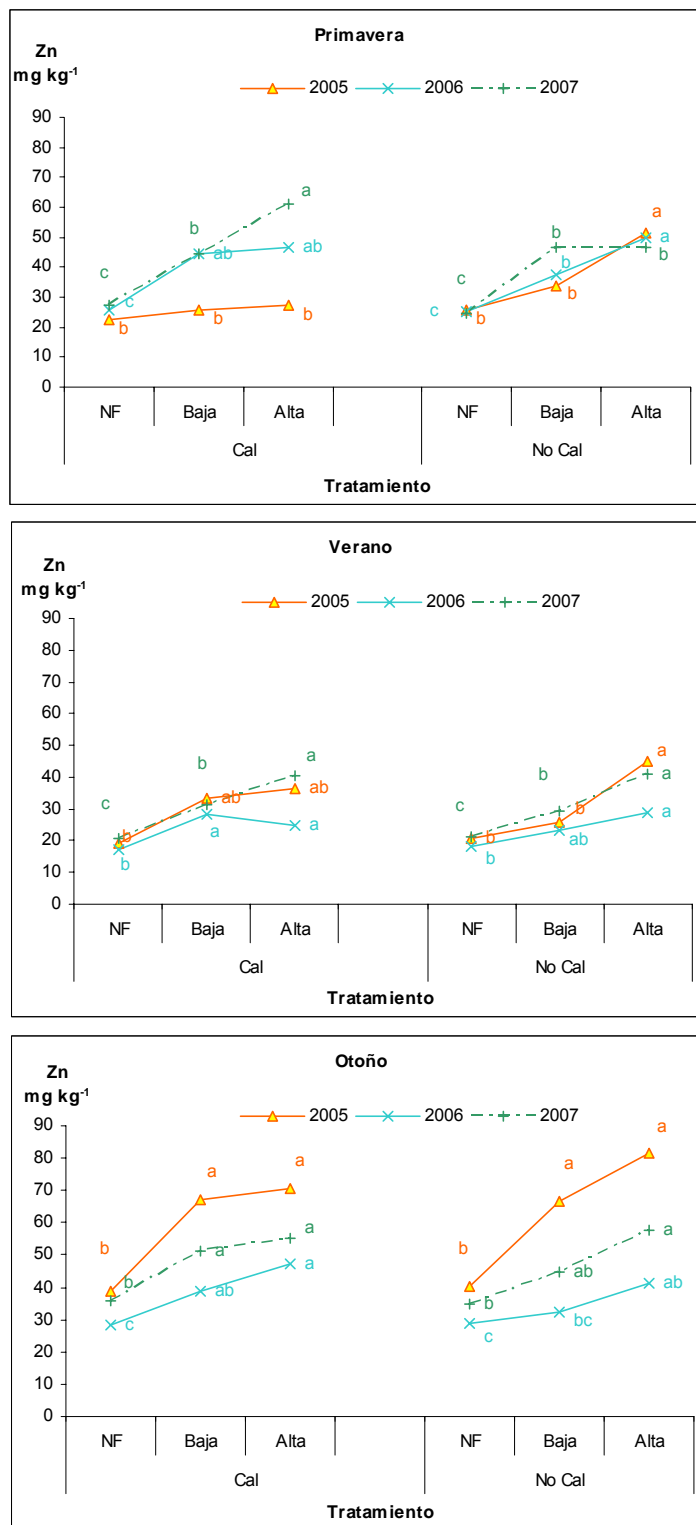


Figura 77. Medias del contenido de Zn foliar del pasto estacional (primavera, verano, otoño) en los años 2005, 2006, 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.

3.3.8. Cobre

El ANOVA de Cu (ANEXO 7) mostró un efecto significativo de los tratamientos sobre la concentración de cobre en pasto en la primavera de 2006 ($p < 0,001$), y 2007 ($p < 0,01$), verano de 2002 ($p < 0,05$), 2006 ($p < 0,001$) y 2007 ($p < 0,001$) y en el otoño de 2005 ($p < 0,001$).

La concentración de Cu en los tres primeros años de estudio varió de 2,5 a 6,2 mg kg⁻¹ en el verano de 2002, 2003 y 2004. Mientras que en los cortes de otoño varió de 4,6 a 20,4 mg kg⁻¹ en los años 2003 y 2004 (Figura 78). Por otra parte, en los años 2005, 2006 y 2007 esos valores oscilaron entre 4,0 y 13,7 mg kg⁻¹ en primavera, de 4,9 a 8,2 mg kg⁻¹ en verano, y de 5,6 a 10,78 mg kg⁻¹ en otoño. (Figura 79).

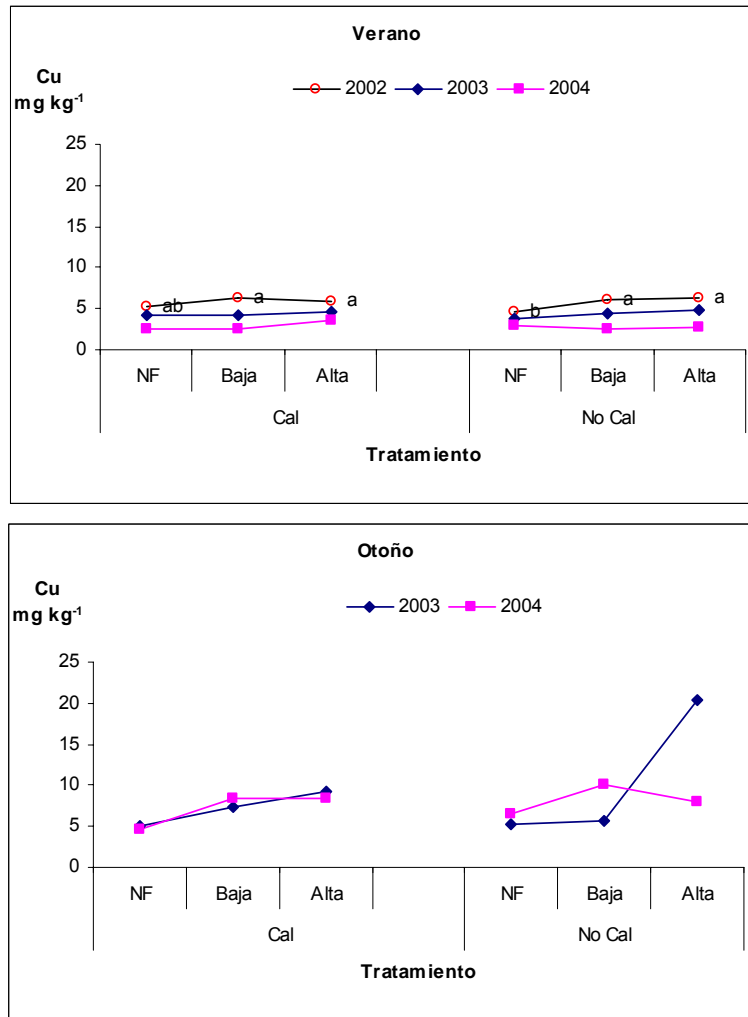


Figura 78. Medias de la concentración de Cu foliar del pasto estacional en verano y otoño de los años 2002, 2003, 2004; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.

El contenido en cobre tendió a incrementarse significativamente con la dosis de lodo en el corte de verano del primer año, este efecto fue significativo si se compara el tratamiento de dosis alta de lodo con el de no fertilización sin encalado previo. La misma tendencia se observa en este corte si se encala y en el resto de los muestreos de los tres primeros años.

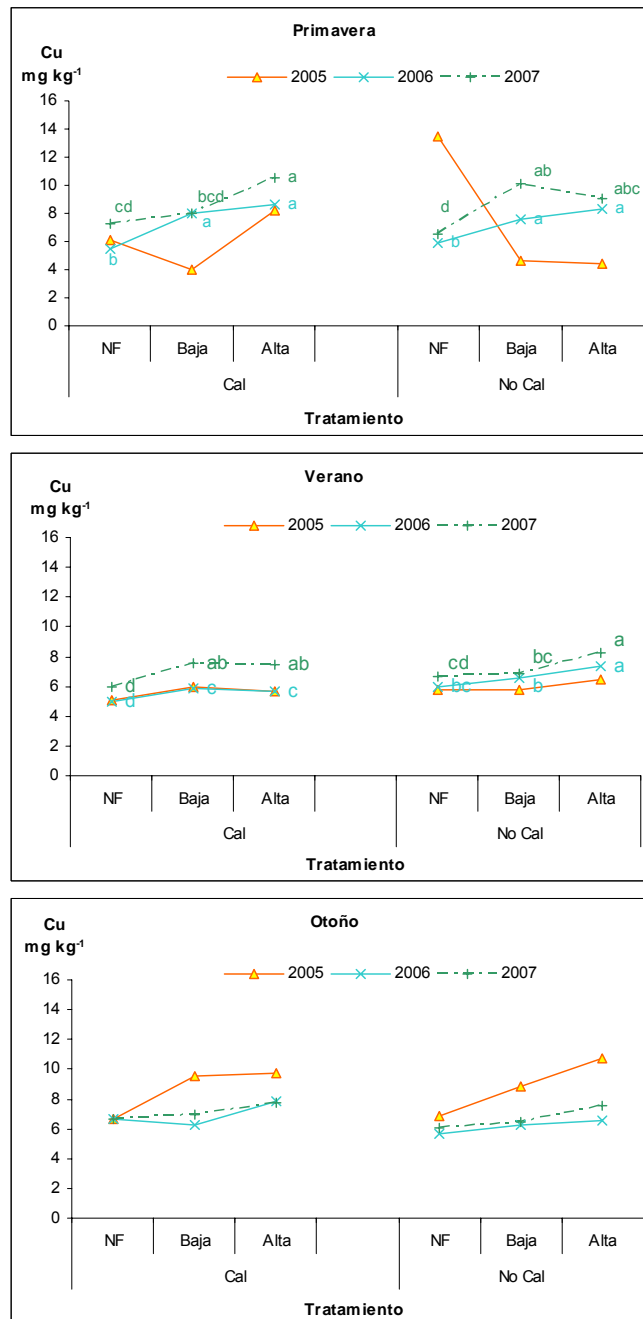


Figura 79. Medias del contenido de Cu foliar del pasto estacional (primavera, verano, otoño) en los años 2005, 2006, 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.

Al igual que sucedía con el Zinc, en los dos últimos años de estudio se observa un efecto claro y positivo del aporte de lodo sobre la concentración de Cu en pasto, sobre todo en los cortes de primavera y verano, y de forma más patente si no hay una aplicación previa de cal.

3.3.9. Cromo

El resultado del ANOVA de Cr (ANEXO 7) en los diferentes cortes muestra un efecto significativo de los tratamientos en la primavera de los años 2005 ($p < 0,001$), 2006 ($p < 6\%$) y 2007 ($p < 0,01$) y en el verano de 2006 ($p < 0,001$) y 2007 ($p < 0,001$). En los cortes de los años 2002, 2003 y 2004 la concentración de Cr en pasto estuvo por debajo de los límites de detección de la técnica empleada en la determinación cuantitativa de Cr.

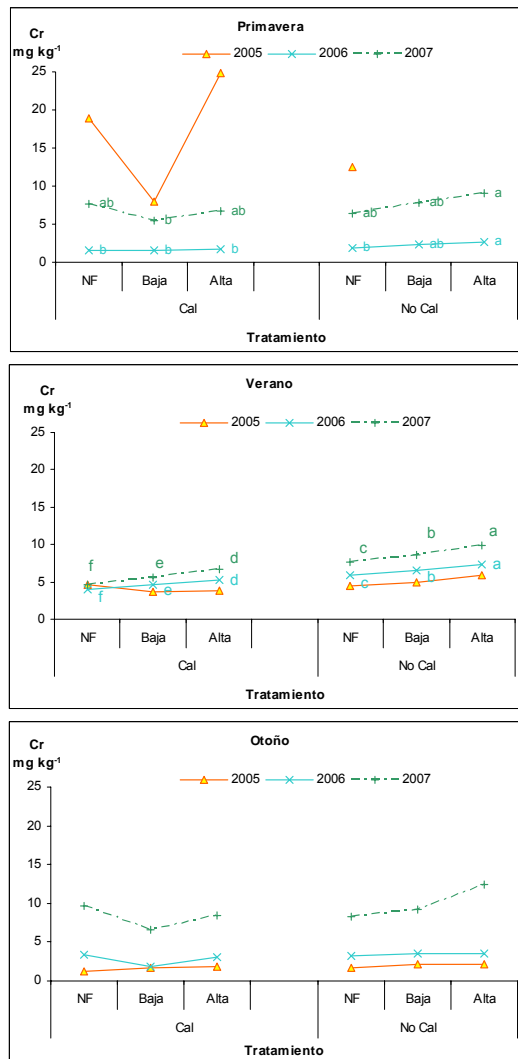


Figura 80. Medias del contenido de Cr foliar del pasto estacional (primavera, verano, otoño) en los años 2005, 2006, 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.

En los años 2005, 2006 y 2007, las concentraciones de Cr estuvieron comprendidas entre 1,7 y 24,81 mg kg⁻¹ en la primavera, entre de 3,6 a 9,8 mg kg⁻¹ en verano y entre 1,2 y 12,4 mg kg⁻¹ en otoño (Figura 80).

Los resultados obtenidos con el Cr en pasto, en relación al efecto de los tratamientos, fueron muy similares a los del Cu, de tal manera que el aporte de lodo incrementó significativamente los niveles de Cr en pasto en los períodos de primavera y verano de los dos últimos años, siendo este efecto más claro en el caso de que no se hubiese realizado un aporte previo de cal.

3.6.10. Níquel

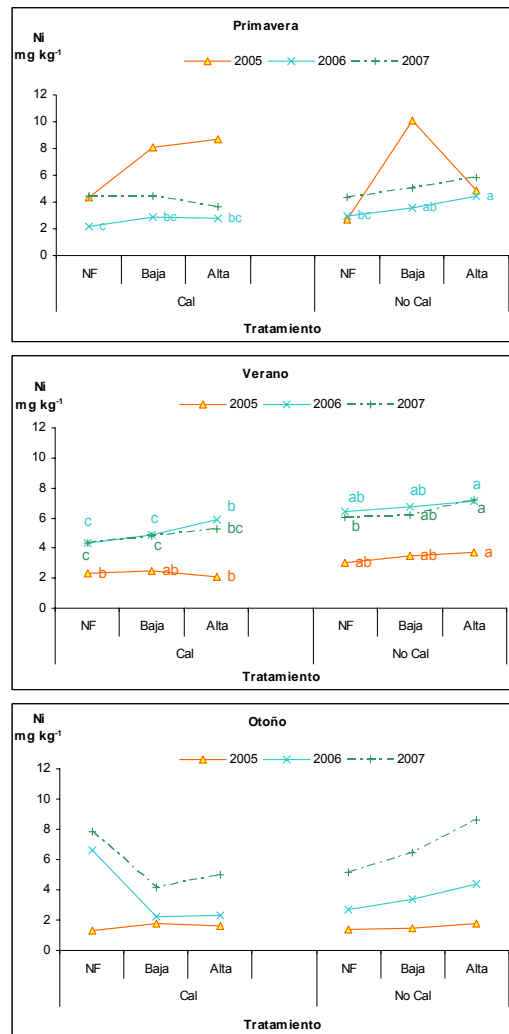


Figura 81. Medias del contenido de Ni foliar del pasto estacional (primavera, verano, otoño) en los años 2005, 2006, 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.

En el ANEXO 7 se observa que la concentración de Ni en pasto se vio significativamente afectada por los tratamientos en la primavera del año 2006 ($p < 0,01$) y en el verano de los años 2005 ($p < 0,05$), 2006 ($p < 0,001$) y 2007 ($p < 0,001$). Los resultados del primer año estuvieron por debajo del límite de detección de la técnica empleada.

Las concentraciones de Ni en pasto variaron entre 2,1 y 10,1 mg kg⁻¹ en la primavera, entre 2,1 a 7,2 mg kg⁻¹ en verano y entre 1,2 a 8,6 mg kg⁻¹ en el otoño de los años 2005, 2006 y 2007 (Figura 81)

En general, se aprecia que, en aquellos cortes en los que hubo diferencias significativas, los niveles de Ni en pasto se vieron incrementados por el aporte de dosis crecientes de lodo, sobre todo si previamente no se había realizado el encalado, tal y como sucedía en el caso del Cu y del Cr.

3.3.11. Plomo

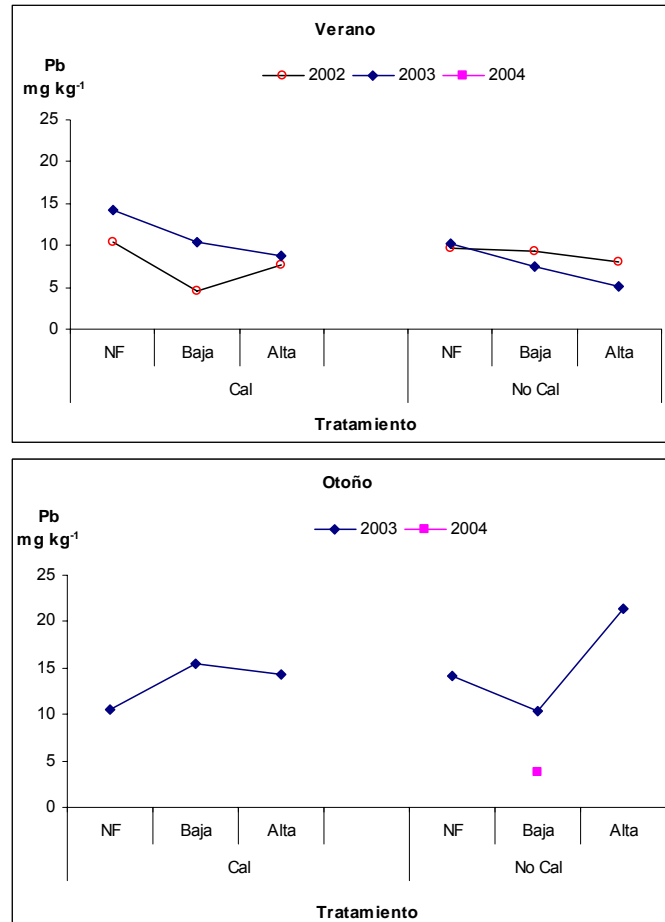


Figura 82. Medias del contenido de Pb foliar del pasto estacional (verano, otoño) en los años 2002, 2003, 2004; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹; bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.

En el ANEXO 7 se puede observar el resultado del ANOVA de la concentración de Pb en el pasto en todos los cortes de los seis años de estudio, a partir del que se desprende que sólo hubo un efecto significativo de los tratamientos sobre los niveles de Pb en pasto en el corte de otoño del año 2006 ($p < 0,05$).

Los niveles de Pb en pasto fueron especialmente altos durante los cortes de los dos primeros años de estudio, alcanzándose 21,4 mg kg⁻¹ en el otoño de 2003 con la dosis alta de lodo sin encalado (Figura 82). El contenido varió de 0,3 a 24,9 mg kg⁻¹ en la primavera, de 0,2 a 5,8 mg kg⁻¹ en el verano y de 1,5 a 9,0 mg kg⁻¹ en el otoño de los años 2005, 2006 y 2007 (Figura 83).

En el corte en el que se encontró un efecto significativo de los tratamientos aplicados sobre la concentración de Pb en el pasto se detecta que ésta se incrementa con la dosis de lodo, sobre todo si no se encalaba previamente, tal y como sucedía con la mayor parte de los metales pesados analizados en este estudio.

En algunos cortes, tratamientos y años la concentración de Pb en pasto fue inferior a la detectable por la técnica analítica utilizada.

3.6.12. Cadmio

Los valores de la concentración de Cd en el pasto fueron inferiores a los detectables por la técnica empleada para su determinación, por lo que no han podido ser comentados en este documento.

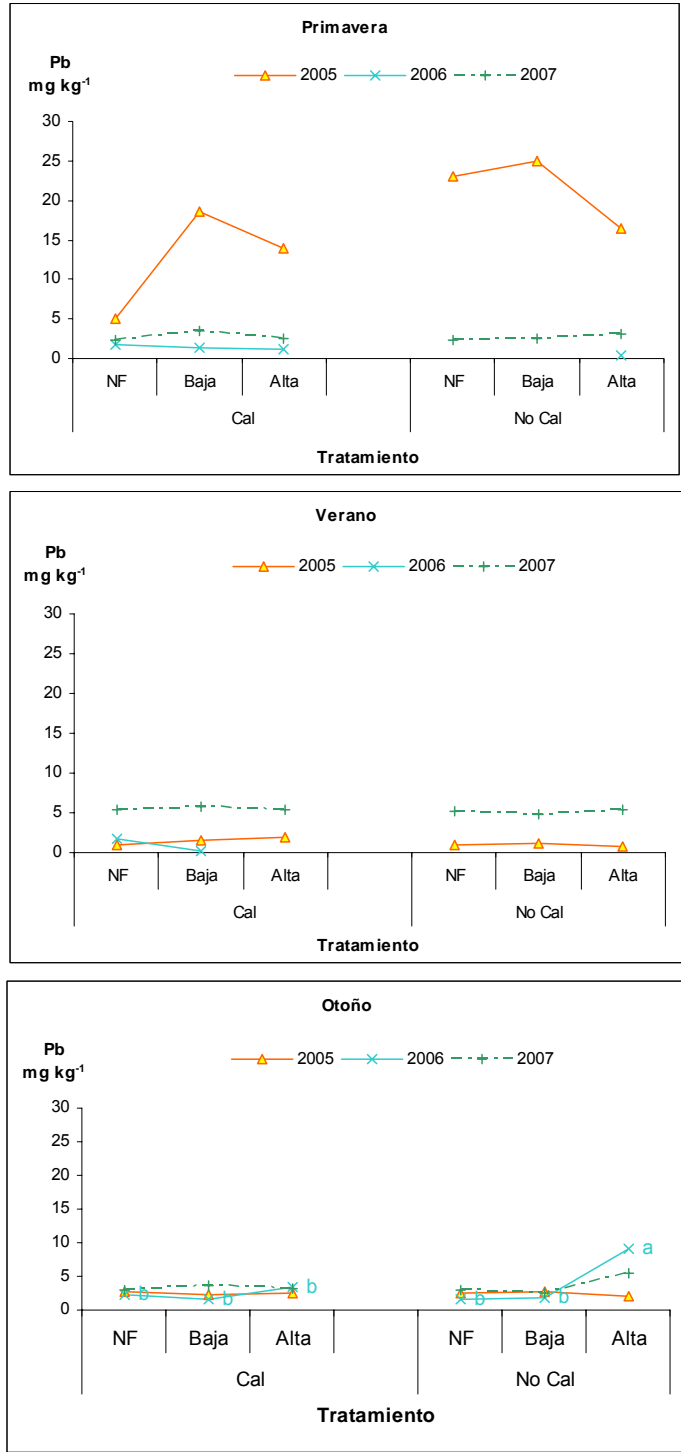


Figura 83. Medias del contenido de Pb foliar del pasto estacional (primavera, verano, otoño) en los años 2005, 2006, 2007; donde NF es No Fertilización, Baja es el tratamiento de lodo que aplicó dosis de 100 kg N total ha⁻¹ y Alta es 200 kg N ha⁻¹, bajo condiciones de encalado y no encalado. Así, letras diferentes significan diferencias significativas entre los tratamientos de cada año.

Discusión

1. Suelo

El pH en agua encontrado en el estudio se considera fuertemente ácido (USDA 2001), lo que unido a una reducida CIC limita la disponibilidad de nutrientes necesarios para producir pasto de forma adecuada (Whitehead 2000; Rigueiro-Rodríguez et al., 2007) o para permitir un adecuado desarrollo del arbolado (Sánchez-Rodríguez et al., 2002). De manera general, se sabe que los suelos no cultivados en Galicia poseen un pH ácido (4,4 a 5,0), lo que provoca que los niveles de fertilidad edáfica sean reducidos y se puedan producir efectos inhibitorios en la absorción de nutrientes por las plantas (Calvo de Anta et al., 1992; Mosquera-Losada et al., 1999, López-Mosquera-Losada et al., 2002).

En el estudio que nos ocupa hubo importantes variaciones entre años en relación a las variables edáficas. Así, las modificaciones anuales de pH en agua se pueden explicar porque los suelos arenosos presentan una reducida capacidad tampón para mantener el pH en agua dentro de un estrecho rango debido a los reducidos niveles de CIC, que se relacionan con el bajo contenido en arcilla, la mineralogía del suelo y la cantidad de materia orgánica presente (Whitehead 2000). La reducida capacidad tampón de los suelos de este estudio podría explicar la respuesta a la precipitación en términos del pH en agua.

Los resultados encontrados en esta experiencia indican que el pH en agua dependió de las condiciones meteorológicas previas a la toma de muestras en mayor medida que el pH en KCl. Los suelos ácidos poseen muchos más iones H^+ que los determinados a través de la medida de pH en agua (Prasad y Power 1997) y que sí son determinados a través de la medición de pH en KCl o pH potencial. El pH en KCl es el logaritmo negativo de la concentración de iones hidrógeno que incluye el H^+ soluble (medido en el pH en agua) y el H^+ unido al complejo de cambio del suelo, conocido como “pH potencial” en contraposición con la acidez real o activa que se mide a través del pH en agua (Prasad y Power 1997). Las importantes diferencias encontradas en este estudio entre el pH en agua y KCl demuestran que hay una importante cantidad de iones H^+ unidos al complejo de cambio, mucho mayor que la de iones H^+ de la solución del suelo (Prasad y Power 1997), lo que hace que la sensibilidad de la variable pH en agua, en comparación al pH en KCl, sea mayor. El pH en agua se vio incrementado dos años después del establecimiento del ensayo en todos los tratamientos, momento en el que las condiciones climáticas, principalmente la precipitación, aunque también la temperatura, fueron suficientemente adecuadas como para ocasionar la mineralización de la materia orgánica (EPA 1994), incrementar la producción de pasto en este año y provocar un mayor volumen de incorporación de restos de origen vegetal en el suelo al final del año. La mineralización de los residuos causó un rápido incremento en las concentraciones de cationes solubles, y por tanto en el

pH en agua (Beery and Wilding 1971) o acidez activa, tal y como ocurrió en el año 2004 y también en el 2007. Por otra parte, se detectó un claro incremento del pH en KCl o pH potencial durante los seis años de estudio después del establecimiento del chopo, lo que demuestra la capacidad de esta especie forestal para reducir la acidez potencial en el suelo. La mejora del suelo en términos de pH como resultado del establecimiento del chopo, en comparación con pastos desarbolados, también fue encontrada por Guevara-Escobar et al., (2002), lo que hace que esta especie pueda ser considerada como mejoradora del suelo, lo que queda corroborado por la mejora en los niveles de disponibilidad de calcio, magnesio y potasio extraído en Mehlich encontrada en este estudio con el paso del tiempo. Este efecto es claramente distinto al hallado en zonas agrícolas en las que se estableció pino radiata, que provoca una clara disminución del pH, como consecuencia del propio carácter acidificador de las acículas que se depositan en el suelo, de las extracciones del arbolado y el pasto y del lavado de bases.

En el año 2004, el pH en KCl se vio negativamente afectado por los tratamientos en los que se aplicó lodo, aunque el aporte previo de cal redujo este impacto negativo del aporte de lodo sobre el pH en KCl. Esto podría ser explicado porque la incorporación real del lodo en el suelo ocurrió dos años después de la aplicación, cuando las condiciones meteorológicas, principalmente la precipitación, fueron suficientemente adecuadas como para promover la tasa de mineralización del lodo, ya que la humedad es uno de los principales factores que controlan la mineralización de la materia orgánica (Campbell et al., 1994; EPA 1994). Es más, la mineralización del lodo provoca un incremento de los iones H^+ debido a la transformación del nitrógeno orgánico en amonio y posteriormente en nitrato (Whitehead, 1995), que incrementa la proporción de H^+ en el complejo de cambio y contribuye a reducir el pH encontrado en el tratamiento con dosis altas de lodo sin encalado de este experimento (Prasad and Power 1997; Whitehead 2000). El aumento en la mineralización del lodo y la disponibilidad de los nitratos en agua justifica el mayor impacto de los tratamientos de lodo en la producción de pasto en el año 2004 en comparación con los otros años, en los que se reduce el pH en KCl en aquellos tratamientos con aplicaciones de lodo y por tanto los cationes extraídos por el pasto y el arbolado del suelo, justificando los bajos niveles de pH en agua encontrados a principios del año 2005.

Experiencias desarrolladas en la zona demostraron que el encalado en suelos más ácidos provoca una mejora sustancial del pH, y que el aporte de lodo puede incrementar o disminuir el pH en función del pH previo al empleo de este residuo como fertilizante. Así, en suelos muy ácidos (Andrade-Couce et al., 1985a; García et al., 1986; López-Díaz et al., 2007) el aporte de dosis altas y continuadas de lodo provoca un incremento significativo del pH; sin embargo, en suelos con un pH próximo a la neutralidad, estos aportes producen una disminución del mismo,

sobre todo debido a las extracciones y al aporte de acículas que realiza *Pinus radiata* D. Don, de fuerte carácter acidificador (Mosquera-Losada et al., 2006b).

Los niveles en materia orgánica de este estudio (7-12%) pueden considerarse elevados si se comparan con los encontrados en suelos agrícolas desarrollados sobre granitos (4,3 y 5,4%) Macías y Calvo, (2001) y similares a los obtenidos en sistemas silvopastorales establecidos sobre zonas agrícolas abandonadas con un pH inicial mucho más alto (Mosquera-Losada et al., 2006b) o a los descritos por Gil-Sotres et al., (2002) para suelos naturales de Galicia (6,5-14,6%) y el señalado por Zas y Alonso (2002) (7,6-11,7) en plantaciones forestales desarrolladas en suelos agrícolas abandonados. A diferencia de lo encontrado con el pH en agua, el contenido de materia orgánica en el suelo no se vio modificado a través de los años, probablemente por su alto valor inicial. Sin embargo, se encontró un efecto claro de los tratamientos sobre los niveles de materia orgánica en el suelo en aquellos años en los que la temperatura previa al muestreo fue más reducida, es decir, en el año 2005 (5,3 °C) y 2006 (4,8 °C), en comparación con los años 2003 (6,9 °C), 2002 (7,1 °C) y 2006 (6,3 °C) en los que la tasa de mineralización se vio limitada y causó diferencias entre tratamientos. Theng et al., (1989) describieron que los principales factores que determinan el contenido en materia orgánica del suelo son el clima (precipitación y temperatura, por este orden), pH y la vegetación (Nieder et al., 2003). El contenido en materia orgánica del suelo en este experimento deriva de los insumos producidos por las raíces del arbolado y del pasto, de carácter creciente a medida que pasan los años, como indica la fuerte relación encontrada entre la producción de pasto en otoño del año anterior al muestreo y el contenido en materia orgánica del suelo del invierno siguiente. La proporción de raíces finas que deriva del arbolado y del pasto son mayores en ambientes que tienen una mayor fertilidad debido a las aplicaciones previas del encalado y el lodo (Campbell et al., 1994). Esto justifica que los tratamientos que combinan la aplicación de calcio y los insumos más elevados de lodo mostraran un aumento significativo en la cantidad de materia orgánica del suelo, en comparación con aquellos tratamientos con dosis altas de lodo pero no de cal. En una experiencia llevada a cabo en la región biogeográfica Atlántica del norte de Europa, se encontró que las tasas de aparición de las raíces, y de los insumos de C y N en el suelo se vieron incrementadas por la fertilización con nitrógeno y cal, mientras que al mismo tiempo, la tasa de supervivencia radical se vio reducida (Dawson et al., 2003), incrementando por tanto la tasa de incorporación de biomasa de las raíces al suelo. La tasa más alta de crecimiento de los árboles en la dosis alta de lodo sin encalado podría también estar relacionada con los menores insumos de raíces del pasto, más abundantes que las del arbolado en los primeros centímetros de suelo. Una respuesta similar a los tratamientos la de la materia orgánica fue encontrada con el nitrógeno, que estuvo altamente

correlacionado con la materia orgánica, ya que el principal reservorio de nitrógeno en el suelo es la materia orgánica (Whitehead 2000; Jones, 2003) al no ser un constituyente principal de los minerales (Whitehead, 2000; Mergel y Kirkby, 2001; Porta et al., 2003) y no ser retenido por el suelo cuando está en la forma iónica negativa (nitratos), que es la mejor absorbida por la planta (Tisdale et al., 1993; Pessarakli, 2002). El mismo efecto de los tratamientos sobre los niveles de nitrógeno y la materia orgánica también se puede observar en la CIC, que fue significativamente más elevada cuando se aplicó lodo y cal. En experiencias desarrolladas de *Pinus radiata* se encontró que a medida que pasaba el tiempo se producía un incremento significativo del contenido de materia orgánica en el suelo (Mosquera-Losada et al., 2006b), debido a la fuerte reducción del pH provocada por el lavado y la capacidad acidificadora de las acículas del pino. Sin embargo, el desarrollo del chopo parece no incrementar el contenido en materia orgánica del suelo en esta experiencia, como también se encontró en plantaciones de otra frondosa, el abedul (*Betula alba* L.), en Galicia, que presenta una mayor capacidad de secuestro de carbono en el suelo que *P. radiata* debido a la caída e incorporación de la hoja (Fernández-Núñez 2007). La capacidad de secuestro de carbono del suelo depende de los insumos de los restos de hojas y raíces al suelo, así como de su tasa de incorporación. Guevara-Escobar (2002) no encontró mejoras en el contenido en materia orgánica del suelo cuando comparaba un pasto desarbolado y un suelo con chopo, debido al elevado contenido en materia orgánica en el suelo en el primero, lo que también sucede en nuestro caso. La mejora en el contenido en materia orgánica puede ser esperable a medida que el desarrollo del arbolado continúa.

Los niveles de fósforo en suelo, que variaron entre el 0,04 y 0,13% pueden considerarse como normales tal y como señalan Juárez y Sánchez (1996). En este estudio se produjo una mejora significativa de los niveles de fósforo total en suelo desde el primer año de estudio hasta el último, lo que puede justificarse por el efecto mejorador que provocan los insumos de hojas y raíces del árbol y del pasto en el suelo, sobre todo en un suelo de tipo arenoso como el de este estudio. Este efecto mejorador no se observa en el caso del nitrógeno, al ser éste un elemento que se pierde más fácilmente del sistema que el fósforo (Whitehead 2000), que queda mucho más retenido sobre todo en suelos ácidos, debido a la acción del Fe y Al (Porta et al., 2003). En nuestro caso, ni el encalado ni el aporte de lodo provocó un incremento significativo de los niveles de P total en el suelo, al contrario de lo que describía López-Díaz (2004) en un sistema silvopastoral desarrollado en un terreno de monte con *Pinus radiata* D. Don, en el que el aporte de lodo, pero no el de cal, provocó un claro aumento de los niveles de fósforo total en el suelo. Esto puede justificarse porque el aporte de lodo fue mayor y durante más tiempo en este suelo de monte en comparación con el del estudio que aquí se describe. Sin embargo, y a diferencia de lo

sucedido con el contenido total de fósforo en el suelo, si se detectó un efecto mejorador de los tratamientos empleados, sobre todo del aporte de lodo a dosis altas, especialmente si previamente se había encalado, sobre los niveles de fósforo disponible en el suelo estimado mediante la extracción en Mehlich.

A la hora de evaluar la fertilidad del suelo, la capacidad de intercambio catiónico efectiva (CIC), calculada como la suma de calcio, potasio, sodio, magnesio y aluminio de cambio y expresada en cmol (+) kg^{-1} de suelo, es el método más adecuado para determinar las condiciones de fertilidad edáfica desde un punto de vista agronómico (Mombiela, 1983b; Saña-Vilaseca et al., 1996). El rango habitual de la CIC en un suelo franco-arenoso está entre 5 y 10 cmol (+) kg^{-1} (Fuentes-Yagüe 2002). Los niveles de CIC encontrados en nuestro estudio pueden considerarse como bajos, ya que el suelo presenta una proporción muy reducida de partículas finas (arcilla) y es muy arenoso, lo que limita considerablemente el número de posiciones de cambio a las que pueden unirse los cationes (Whitehead 2000). En nuestro estudio se observa que, sobre todo en el primer año, la CIC fue muy baja (por debajo de 6 cmol (+) kg^{-1}), lo que puede justificarse por la textura del suelo y porque el laboreo pudo destruir su estructura en este año de establecimiento. No obstante, no llegan a alcanzarse los valores del límite inferior descrito por Mombiela y Mateo (1984) en suelos de monte de Galicia, que citan el rango entre 3,27 y 12 cmol (+) kg^{-1} .

En nuestro estudio se encontró un efecto positivo del aporte de cal, siempre y cuando se añadiese lodo a dosis altas, como forma mejoradora de la CIC del suelo. Sin embargo, el aporte exclusivo de cal sin abono orgánico no provocó una mejora en la CIC, al igual que el aporte exclusivo de dosis bajas y altas de lodo. En estudios desarrollados previamente en zonas de monte (Rodríguez-Barreira 2007) se encontró un efecto más marcado del encalado y el aporte de lodo de forma independiente sobre la mejora de la CIC del suelo, lo que se justificaba por el efecto directo de estas prácticas en suelos con un pH inicial muy inferior al del estudio que nos ocupa, y que se puede explicar porque el encalado mejora las características físico-químicas del suelo (contenido de materia orgánica, estructura y proporción relativa de los diferentes cationes predominantes en el complejo de cambio (Mombiela y Mateo, 1984; Porta et al., 2003) y porque las dosis de lodo aportadas eran superiores a las de nuestro estudio (por dosis aplicada y por el número de aportes), lo que incrementó la proporción de calcio añadido al suelo con el lodo.

Uno de los aspectos más importantes de la fertilidad edáfica en suelos ácidos, y por tanto de la menor o mayor capacidad de un suelo ácido para proporcionar nutrientes a un cultivo, es el porcentaje de saturación de aluminio, que nos indica la importancia relativa de este elemento en relación a las posiciones de cambio totales ocupadas por los principales elementos constituyentes de la CIC (Ca, K, Mg y Na). Un porcentaje de saturación de aluminio elevado provoca

importantes reducciones de la fertilidad del suelo, porque el aluminio ocupa los lugares de cambio de los elementos esenciales necesarios para el desarrollo de las plantas y porque este elemento es tóxico. Hay que tener en cuenta que con valores de saturación de aluminio superiores al 40% la producción de pasto se encuentra muy limitada (Mombiela y Mateo, 1984) por la propia toxicidad de este elemento y también por la reducción en la disponibilidad del fósforo y por su efecto negativo sobre la fijación del nitrógeno atmosférico, ya que las concentraciones elevadas de aluminio tienen un efecto negativo sobre las leguminosas pratenses (López-Díaz, 2004); aspectos que ya fueron previamente mencionados en otros trabajos desarrollados en Galicia (Calvo de Anta et al., 1992). En nuestro caso, no se alcanza nunca este 40%, si bien al principio de la experiencia se obtienen valores próximos al 35%, sobre todo en los tratamientos que no recibieron cal.

El orden de importancia de la proporción de los cationes que configuran el complejo de cambio en nuestro estudio fue muy similar durante todos los años de estudio, siendo el calcio claramente el catión dominante. Sin embargo, se produjo una variación de la posición relativa del segundo catión dominante, ya que el orden de importancia de estos elementos en el complejo de cambio fue $\text{Ca}^{2+} > \text{Al}^{3+} > \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^{+} > \text{K}^{+}$ en los años 2003, 2004, 2005, 2007, mientras que en el año 2006 fue de $\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{Al}^{3+} > \text{K}^{+} > \text{Na}^{+}$. Finalmente, el año 2006, en el que las precipitaciones a principios de año fueron menores, se redujo el lavado de Na^{+} , elemento muy móvil dentro del perfil.

En general, no se detectaron diferencias significativas entre tratamientos en relación al porcentaje de saturación de los diferentes cationes hasta el último año, si bien se encontraron modificaciones significativas en el año 2005, en relación a los niveles de Ca^{2+} . En este año, el porcentaje de calcio fue mayor en los tratamientos de encalado, sobre todo cuando se aportaba lodo, en comparación con los otros tratamientos, tal y como encontraban López-Díaz (2004) y Rodríguez-Barreira (2007) en terrenos de monte o Fernández-Núñez (2007) en terrenos agrícolas abandonados. Por el contrario, en el último año, se detecta que los porcentajes de Mg^{2+} y Al^{3+} fueron significativamente más reducidos en las parcelas de encalado, sobre todo con las dosis medias de lodo, lo que ha sido previamente descrito por Krebs et al., (1988), Edmeades et al., (1983), López-Mosquera-Losada et al., (2002), Fystro et al., (2005) y López-Díaz et al., (2007).

En relación a los niveles totales de Ca, K, Mg, y Na en suelo se encontró que todos ellos se encuentran dentro del rango habitual citado por Barber (1995), con excepción del de sodio que fue muy reducido, lo que es típico de los suelos ácidos sometidos a un fuerte lavado derivado de las altas precipitaciones (Domínguez-Vivancos, 1997; Macías y Calvo de Anta, 2001). Se encuentra una fuerte variación en los niveles totales de los elementos, de tal manera que los

valores de calcio, sodio y magnesio total se reducen notablemente a medida que pasa el tiempo y los de potasio aumentan. Indicar que si bien el sodio y el magnesio son elementos que se lavan fácilmente del perfil y que se encuentran en alta proporción en el lodo, el calcio es probablemente consumido de forma preferencial por el chopo y el pasto, al ser el elemento con mayor presencia en la fracción mineral de la materia orgánica, lo que disminuye su presencia en el suelo, tal y como se desprende de la mayor concentración de este elemento en la hoja de chopo. El aumento de potasio puede derivar de la incorporación de la fracción mineral al suelo.

En general, no se encontró un efecto claro de los tratamientos sobre los niveles totales de sodio, calcio, potasio y magnesio, aunque el primero tendió a reducirse en los tratamientos con mayor producción arbolada o pascícola (dosis altas de lodo) en algún año, quizás como consecuencia de las extracciones realizadas por los componentes vegetales del sistema. En relación al magnesio total tendió a ser más alto en las dosis altas de lodo y cuando no se encalaba.

Los contenidos disponibles de K, Ca, Mg y Na (en Ba₂Cl) se encontraron, en general, dentro del rango habitual descrito para suelos ácidos, con excepción del K en algunos años. Los niveles de K extraído en BaCl₂ resultaron ser claramente inferiores a 0,2 cmol (+) kg⁻¹ en los tres primeros años de estudio, valor considerado deficitario para las plantas, lo que puede explicar el aumento de la biodiversidad específica desde los primeros a los últimos años de estudio, ya que aquel valor se supera con creces en los últimos años de estudio. En relación al Ca y al Mg las concentraciones encontradas superaron generalmente los niveles de 1,5 cmol (+) kg⁻¹ y 0,4 cmol (+) kg⁻¹ (Buol et al., 1981), respectivamente, lo que nos indica que el suelo no presenta deficiencias de estos nutrientes, mientras los niveles disponibles de sodio se encontraron dentro del rango habitual (0,16-0,42 cmol (+) kg⁻¹) encontrado en Galicia por Calvo de Anta et al., (1992). Las concentraciones disponibles de K, Ca y Mg según el método Mehlich 3 se encontraron dentro del rango definido por Monterroso et al., (1999) (3-693 mg kg⁻¹, 2-2965 mg kg⁻¹; 10-451 mg kg⁻¹, respectivamente) en experiencias desarrolladas en suelos de la mina de As Pontes, aunque en este caso la acidez del suelo era muy superior que la registrada en nuestra experiencia.

A diferencia de lo que sucedía con los niveles totales, los contenidos disponibles de Ca, Mg y Na (en Mehlich y Ba₂Cl) se incrementaron con el tiempo, al igual que sucedía con el K. En general, se suele producir en los suelos gallegos una disminución marcada en la disponibilidad de estos elementos a medida que pasa el tiempo, como consecuencia del efecto de la precipitación (Giddens et al., 1997) que hace que se incremente el contenido en iones hidrógeno en el complejo de cambio (López-Díaz 2004 y Rodríguez-Barreira, 2007). En este caso el efecto mejorador del cultivo del chopo en combinación con el pasto sobre el pH del suelo ha contribuido a incrementar

la fertilidad del suelo, como ya se ha visto en relación al aumento de pH y de capacidad de intercambio catiónico, así como en la disminución de aluminio. Es importante señalar que los pastos fueron pastados con ovejas, cuyas heces poseen una elevada proporción de potasio (Underwood y Suttle, 1999), lo que favorece el reciclaje de nutrientes. En otros estudios desarrollados en suelos agrícolas abandonados de la región (Mosquera-Losada et al., 2006b) o en los suelos de monte (López-Díaz 2004 y Rodríguez-Barreira, 2007) no había pastoreo, por lo que no se favoreció de esa manera el reciclaje.

En relación al efecto de los tratamientos sobre los niveles disponibles de Ca, K, Mg y Na en suelo, nos encontramos que el aporte de lodo incrementa el contenido de magnesio en algunos años, sobre todo si se encalaba previamente, mostrándose la misma tendencia en los años en los que no se encontraron diferencias significativas, consecuencia de los altos niveles de magnesio del lodo y el material enmendante calizo. En relación al calcio y al potasio, encontramos que la disponibilidad del primero se ve incrementada por el aporte de cal y de lodo en las extracciones realizadas con BaCl₂ y Mehlich en los primeros años. En relación a la disponibilidad de potasio encontrada tras la extracción en Mehlich o en BaCl₂, se observa que ésta se incrementa sobre todo cuando se combina la dosis alta de lodo con encalado, efecto que se encuentra en los valores absolutos obtenidos tras la extracción con ambos extractantes pero no cuando se evalúa el efecto de los tratamientos sobre el porcentaje de saturación de potasio, cuya concentración relativa es muy pequeña. El efecto positivo del aporte de lodo sobre los niveles de K total y disponible en suelo ya fueron descritos por O'Riordan et al., (1987) y por Vivekanandan et al., (1991). Estudios desarrollados en zonas de monte con *Pinus radiata* han mostrado un fuerte antagonismo entre el potasio y el calcio disponible en suelo, tal y como señalaban Calvo de Anta et al., (1992) y Barber (1995), aspecto que no se pone de manifiesto en este estudio, supuestamente por ser mayor el aporte de K introducido por la fracción mineral del suelo y por las heces de las ovejas al componente edáfico. De hecho los niveles de K extraídos con BaCl₂ en el suelo de monte estuvieron siempre por debajo de 0,03 cmol (+) kg⁻¹ de suelo, lo que podría haber favorecido el efecto negativo del calcio sobre la disponibilidad de potasio.

El incremento de los niveles disponibles (BaCl₂ y Mehlich 3) de calcio en el suelo se pueden atribuir, por tanto, a los aportes de este elemento que se realizan con la caliza (Mälkönen et al., 1999); asimismo, como ya se indicó, se debe tener presente que la disponibilidad (BaCl₂) de este nutriente fue inversa al porcentaje de saturación de aluminio en el complejo de cambio, debido al desplazamiento de éste último por el calcio (Mombiela, 1983b).

En cuanto a la disponibilidad del magnesio, tanto en BaCl₂ como en Mehlich 3, se registra un incremento de la disponibilidad de este nutriente como consecuencia del aporte de

lodo, como también obtuvieron en cloruro bórico García et al., (1986), Mälkönen et al., (1999) y López-Díaz et al., (2007) en suelos más ácidos. La disminución de los niveles de Ca, Mg y Na total en suelo puede justificarse por el aumento de la disponibilidad y la baja reserva de estos elementos en el suelo arenoso.

La presencia de micronutrientes en el suelo, así como de metales pesados, depende en gran medida del sustrato geológico sobre el que se asienta el suelo (Alloway, 1995; Kabata y Pendías, 1985), así como del manejo que se realiza del mismo, ya que la aplicación de sustancias enmendantes y fertilizantes puede modificar la presencia de estos elementos a nivel edáfico (López-Mosquera-Losada et al., 2005). Hay que tener presente que los micronutrientes son elementos nutritivos esenciales para el crecimiento vegetal, repercutiendo negativamente su deficiencia en la producción (Whitehead, 2000).

En nuestro caso, los niveles totales de cobre y zinc (Whitehead, 1995; Domínguez-Vivancos, 1997) y níquel (Carter, 1993; Alloway, 1995) se encontraron en el límite inferior de los rangos normales descritos en suelos (Kabata y Pendías, 1985; Barber 1995), resultado que también se registra en el caso del cromo (Kabata y Pendías, 1985; Alloway 1995; Smith 1996) y del plomo total (Fergusson 1990).

Otros elementos como el cadmio total se encuentran por debajo del límite de detección instrumental, lo que suele ser habitual en suelos no contaminados (Kabata y Pendías 1985; Alloway 1995; Kabata 2001). En todos los casos las concentraciones fueron inferiores al máximo permitido por la legislación española (R.D. 1310/1990) para la aplicación de lodo como fertilizante.

La variación interanual de los micronutrientes y metales pesados muestra un aumento de la concentración en suelo de zinc, níquel y plomo. Los niveles de Cu se incrementan hasta el año 2004 para luego disminuir. En cuanto al cromo disminuye el contenido total mientras que se incrementa el obtenido con la extracción en Mehlich. El zinc es el elemento presente en mayor proporción en el lodo, por lo que el efecto del aporte de lodo es en este caso notablemente más acusado, en comparación con el resto de los metales pesados (Mosquera-Losada et al., 2009a). El cobre muestra un notable aumento en el año 2004, es el segundo metal en importancia en el lodo entre los evaluados por la legislación española (Mosquera-Losada et al., 2009a). A diferencia de lo encontrado con el zinc, que se incrementa de forma paulatina a medida que pasan los años, el cobre triplica en el segundo año los niveles del primero, lo que probablemente aumentó su lavado, justificándose así la falta de persistencia en el tiempo. Los niveles de plomo y níquel del lodo ocupan el tercer y cuarto lugar, por lo que su incremento paulatino en el suelo se justifica por este hecho al igual que con el zinc. El cromo es el elemento que suele ocupar la

tercera posición en cuanto a la concentración de metales en los lodos de depuradora (Mosquera-Losada et al., 2009a), sin embargo en este caso el lodo empleado presentó un nivel reducido, lo que explica su disminución en el suelo a medida que transcurre el tiempo. Finalmente, los niveles de cadmio en el lodo fueron muy reducidos (7,89 mg kg⁻¹ de media en los dos años de aplicación), lo que justifica que no se encontrara este elemento en el suelo.

Hay que tener presente que las cantidades disponibles de cobre (Taylor et al., 1995) y zinc (Shuman et al., 2001) eran muy reducidas en comparación con los niveles totales (El-Demersdashe et al., 1995; Quinteiro-Rodríguez, 1994), respuesta que también se observó para el cromo (Canet et al., 1998), níquel y plomo (Kabata, 2001).

En relación al efecto del encalado sobre los niveles de micronutrientes y metales pesados totales en el suelo, podemos señalar que no se encuentra una respuesta clara de estas variables al aporte de cal, efecto probablemente relacionado con que no se aportan con este tratamiento, tal y como encontraba López-Díaz et al., (2007).

Por otro lado, la aplicación de lodo conlleva un incremento de los niveles totales de cobre (O' Riordan et al., 1994; López-Díaz, 2004) y totales y disponibles de zinc (Quinteiro-Rodríguez, 1994; Taylor et al., 1995; Illera et al., 1999; López-Díaz et al., 2005), además de registrarse una tendencia de aumento en la concentración total de plomo, aunque no se encuentra un efecto claro sobre los niveles de níquel y cromo. Cabe destacar que, en el caso del níquel, autores como Williams et al., (1987), Alloway (1995) y El-Demersdashe et al., (1995) indican que el lodo afecta a la presencia de este elemento en el suelo únicamente en la zona en la que se incorpora.

2. Arbolado

Los valores de la altura y diámetro del chopo, así como de los incrementos entre períodos, fueron inferiores a los descritos por González-Antoñanzas (1986), quien para las peores calidades de estación señala valores de 19,8 cm de diámetro y 14,03 m de altura a los siete años de la plantación, para la variedad de *P. x canadensis* (Dode) Guinier 'Campeador'. Sin embargo, es importante señalar que estos valores de referencia y estos resultados son obtenidos en diferentes condiciones a las de este experimento, ya que son suelos con pH más elevados, mayor disponibilidad regular de agua y a densidades de plantación más reducidas (250 árboles por hectárea), lo que justificaría el mayor tamaño de los árboles en el experimento de González-Antoñanzas (1986).

A pesar de que Galicia es una de las regiones europeas con mayor potencial para el crecimiento forestal, un factor que reduce este crecimiento en algunas comarcas es la escasa precipitación estival, muy bajas en los años iniciales de este estudio, acrecentándose el problema

porque el suelo en donde se estableció el ensayo era arenoso, y por tanto con una capacidad para almacenar agua y nutrientes reducida. Este limitante, la disponibilidad hídrica, se hace menos importante a medida que se desarrolla el árbol, al presentar éste una mayor profundidad de sus raíces y ser menos sensible a la sequía, tal y como revela el hecho de que el crecimiento en altura y diámetro se incrementa significativamente en el período comprendido entre los años 2004 y 2007, en comparación con el intervalo entre los años 2002 y 2004. Esto es lo que sucedía en estudios con *Populus* spp en áreas con reducidas precipitaciones, en los que no se encontraron modificaciones en el crecimiento de dos estirpes de chopos (*P. deltoides* y *P. x canadensis*) como resultado del riego, ya que la profundidad de las raíces hacía que este factor no resultara limitante (Giovannelli 2007). En este estudio se encontró que *P. deltoides* tuvo un mejor crecimiento apical y capacidad de rebrote, en cambio *P. x canadensis* crece un poco más lento pero su crecimiento basal (anillos de crecimiento) es más uniforme. En este caso se trataba de árboles de mayor tamaño que los nuestros, y que probablemente no sufrieron la sequía porque presentaban una mayor profundidad radical. Es de destacar que el género *Populus* se desarrolla mejor en suelos arcillosos y con pH comprendidos entre 6 y 7 (Timmer 1985; Lteif et al., 2007).

El efecto de la fertilización con lodo de depuradora urbana sobre el crecimiento del arbolado (altura y diámetro) dependió de si previamente se había encalado o no, de tal manera que si no se encala se detecta un incremento significativo del crecimiento del arbolado que es proporcional al aporte de lodo, lo que también ha sido encontrado en trabajos realizados por Lteif et al., (2007). El aporte de lodo en dosis bajas provoca un efecto similar si previamente se ha encalado, pero no cuando se aportan las dosis altas de lodo tras el encalado, que provocan que el árbol no crezca más que en el tratamiento de no fertilización (se encale o no). Esta respuesta diferenciada del crecimiento del arbolado al abonado con el lodo, en función de si previamente se había encalado o no, se podría justificar por el hecho de que a dosis altas de lodo con cal es cuando se producen los mayores crecimientos de pasto, lo que no ocurre si previamente no se encala, sobre todo en los primeros dos años, cuando la interacción pasto-arbolado es muy importante debido a la competencia que se establece a nivel radical. En este estudio se pone de manifiesto que la relación de competencia pasto-arbolado es de gran importancia en los primeros años, tal y como sucede con otras especies en la zona en suelos de tipo neutro o muy ácidos (López-Díaz et al., 2007). La mejora de la fertilidad edáfica observada en

diferentes años de estudio, como consecuencia del aporte conjunto de cal y dosis alta de lodo, provoca una ventaja competitiva al pasto, frenándose el desarrollo del arbolado.

3. Pasto

Se observa que en el primer año de estudio la producción anual de pasto fue muy baja, esto se justifica por el hecho de que la pradera se estableció en primavera, lo que reduce su productividad en el primer año, en comparación con aquellos pastos sembrados en otoño (Mosquera-Losada et al., 2006c). La producción anual de pasto encontrada en los otros años resultó ser muy similar (5-7 t MS ha⁻¹), a excepción de lo acaecido en el año 2004 (5-17 t MS ha⁻¹). La elevada producción del año 2004 se justifica por la homogénea distribución estacional de las precipitaciones, reduciéndose notablemente la sequía de verano, mejorando la producción de pasto en este período, que es cuando las temperaturas son mayores. La variación interanual de la sequía estival es el principal factor que regula la diferente producción entre años de pasto en la zona biogeográfica atlántica europea (Mosquera-Losada et al., 1999).

La sequía durante los primeros años de estudio y el suelo arenoso no sólo afectaron a la producción de pasto sino también a la tasa de incorporación de lodo en el suelo, lo cual se pone de manifiesto en los valores de los parámetros edáficos, más reducidos en los dos primeros años, incrementándose con el tiempo.

El efecto de los tratamientos en la producción anual de pasto se pone de manifiesto sobre todo en el año 2004, cuando las condiciones climáticas fueron adecuadas para permitir un buen crecimiento del pasto en correspondencia a los tratamientos de fertilización. En este año se encontró que la producción de pasto se vio incrementada por el aporte de lodo, independientemente de si de forma previa se había aportado cal o no. No obstante, la producción de pasto tiende a ser mayor en los tratamientos con encalado que no se fertilizaron o se aportaron dosis bajas de lodo, en comparación con el no fertilizado ni encalado y el que aportó una dosis baja de lodo y sin encalado. Estos resultados concuerdan con el efecto positivo de la aplicación de lodo sobre la producción de pasto descrito por Mosquera-Losada et al., (2001a), Rigueiro et al., (2002b), en la zona, siempre que el pasto no se vea muy afectado por el desarrollo del arbolado.

A medida que transcurre el tiempo el efecto del encalado y del aporte del lodo va disminuyendo (EPA 1994, Smith 1996), lo que hace que la respuesta de la producción anual a estos tratamientos dependa en mayor medida de lo que suceda en los distintos cortes, como veremos a continuación, ya que la producción de pasto dependerá en mayor medida del clima y su influencia sobre la incorporación de restos al suelo, y del efecto que esto pueda tener sobre la fertilidad edáfica, que se ve muy afectada tal y como se ha señalado anteriormente a medida que transcurre el tiempo. El efecto positivo de la aplicación de lodo sobre la producción de pasto fue encontrado previamente en suelos de monte (Mosquera-Losada et al., 2001a). Sin embargo, en suelos agrícolas la respuesta de la producción de pasto a la fertilización con lodos de depuradora depende del efecto que tenga sobre el trébol, de tal forma que cuando éste se desarrolla menos, la respuesta es positiva (López-Díaz et al., 2009), pero si el suelo donde se aporta este residuo es rico en fósforo y potasio y permite el desarrollo del trébol con las dosis más bajas, la fijación de nitrógeno de la simbiosis de la leguminosa enmascara el efecto positivo del lodo sobre la producción de pasto.

En general, la producción primaveral fue siempre superior a la obtenida en verano y en otoño. Esto es debido a los periodos de sequía que se producen Galicia en verano (Mosquera-Losada et al., 1999; López-Mosquera-Losada et al., 2005b) y a la disminución de la cantidad de luz y a las bajas temperaturas de otoño, factores que limitan la producción de pasto. En este estudio se observa este comportamiento todos los años.

El efecto de los tratamientos sobre la producción de pasto en primavera es muy claro en la primavera del año 2005, lo que significa que se produjo un claro efecto residual positivo del aporte de lodos sobre la producción de pasto en ese año, que sin embargo no afectó a la producción anual. Algo similar se obtuvo en un estudio desarrollado con *Pinus radiata* en el segundo año, tras el aporte de lodo (Rigueiro-Rodríguez et al., 2000), ya que, aunque el primer corte de primavera se vio positivamente afectado por la fertilización con lodo en el año anterior, este efecto no se vio reflejado en la producción de pasto anual. En nuestro caso esto es debido a que el corte de verano, en el caso de las dosis altas de lodo previamente encaladas, y el corte de otoño, en el caso de las dosis altas de lodo sin encalado previo, resultaron ser los de menor producción de pasto. Esto puede explicarse por el hecho de que el aumento de la producción de pasto

incrementa las extracciones de nutrientes y merma la fertilidad edáfica, disminuyendo la producción en los siguientes muestreos. En el caso de las parcelas con menor fertilización se muestra el efecto contrario, una mayor producción en verano y otoño (dependiendo de nuevo de si previamente habían sido encaladas o no), probablemente debido a la mayor presencia de especies adaptadas a desarrollarse en condiciones más rústicas. De hecho, en el verano del año 2005 en las parcelas sin fertilizar se produce un claro dominio de *Agrostis capillaris* (superior al 40%), más adaptadas a ambiente de reducida fertilidad, lo que hace que se produzca una mayor producción de pasto en comparación con las parcelas previamente abonadas, en las que la poca cantidad de nitrógeno disponible limita en mayor medida la producción de las especies adaptadas a condiciones de mayor fertilidad edáfica y en las que la presencia de *Agrostis capillaris* es baja (inferior al 20%) Mosquera-Losada et al., (2009a). Este efecto se mantiene en los dos últimos años, sobre todo en las parcelas en las que se aportó previamente cal. En el año 2006 se observa un aumento de la producción de pasto como resultado del efecto residual del aporte de lodo en el tratamiento de dosis alta con encalado previo en los períodos de primavera y verano, pero no en otoño. El efecto negativo del aporte de dosis altas de lodo sin aporte de cal se pone muy de manifiesto en el último año de estudio. Esto parece señalar que la influencia del componente arbolado puede merma la producción de pasto, igualándose a la de los tratamientos de no fertilización, debido a la mayor extracción de nutrientes que realiza el chopo y a la sombra del mismo.

En los dos últimos años de estudio se evaluó el efecto de la sombra sobre la producción de pasto estacional, encontrándose que, en general y exceptuando las posiciones norte y oeste (de menor temperatura), no parece afectar a la producción de pasto. En las posiciones indicadas cuando se evalúa la producción de pasto se encuentra que en aquellos tratamientos con mayor crecimiento del arbolado (dosis bajas de lodo con encalado previo y dosis altas de lodo sin encalado previo) disminuye la producción de pasto en la zona próxima al árbol en la posición oeste y en la zona alejada del árbol en la posición norte. No obstante, este efecto en la producción global se pone de manifiesto por la ausencia de respuesta a la fertilización, en comparación con el tratamiento de no fertilización, ya que la cobertura del arbolado no superó en ningún momento el 20% del suelo y la copa del chopo es bastante clara, permitiendo el paso de luz. En estos casos la

falta de nitrógeno pudo haber disminuido la productividad del pasto, de hecho la incorporación de nitrógeno al suelo, cuantificada a través de la cantidad de materia orgánica del suelo y la producción de pasto del otoño anterior, parece señalar que el nitrógeno puede actuar como factor limitante después de varios años sin aportes de fertilizantes nitrogenados. Aunque también puede influir el mayor crecimiento del arbolado, pues se sabe que a medida que el árbol crece y se extiende el sistema radical de forma superficial (efecto más importante en las zonas próximas al árbol), la competencia puede reducir el crecimiento del pasto (Hawke, 1991).

En relación a la composición botánica, tras la siembra se produjo un importante aumento de la presencia del *Lolium perenne* en las parcelas fertilizadas, debido a sus importantes requerimientos en fertilización nitrogenada. Sin embargo, posteriormente esta especie vio limitada su persistencia en el ensayo debido a su sensibilidad a la sequía, siendo su presencia testimonial en la mayor parte del estudio en todos los tratamientos. La otra especie gramínea de siembra, el , tarda en establecerse, pero su mejor adaptación a la sequía hace que su presencia sea relevante en la mayor parte de los cortes en aquellos tratamientos que reciben fertilización y cal (Mosquera-Losada et al., 2006 b).

En todo el período de estudio se encontraron 45 especies diferentes pertenecientes a 16 familias distintas. El número de especies encontrado en el estudio es elevado, si se compara con la riqueza detectada en cada uno de los años estudiados. Esto refleja la importancia de evaluar la biodiversidad durante períodos prolongados de tiempo, con el objeto de establecer medidas políticas agroambientales adecuadas para protegerla. De hecho, en ningún año se supera el 73% de la biodiversidad vascular vegetal encontrada en los siete años de estudio, siendo ésta muy reducida en los dos primeros años (con valores próximos al 35% de la biodiversidad total). En este estudio no se produce inicialmente un cambio notable del uso del territorio (ya que previamente estaba dedicado a pradera y el efecto inicial del arbolado es muy pequeño), pero al tratarse de un suelo arenoso en el que se realiza un laboreo importante que probablemente destruyó su estructura y provocó una merma en las condiciones de fertilidad, se produjo un efecto claramente negativo sobre todos los parámetros de biodiversidad, que fueron mejorando con la siembra el aporte de lodo y el encalado. De hecho el laboreo del suelo suele asociarse a un aumento importante del número de especies anuales, estrategias de la R (reproductora), que al encontrar el

suelo desnudo se desarrollan rápidamente, desapareciendo posteriormente, cuando las especies herbáceas perennes, de mayor abundancia y persistencia en la zona atlántica europea, se establecen sin dejar huecos para el desarrollo de las especies anuales (Mosquera-Losada et al., 2005). Sin embargo, en nuestro estudio no se produce esta situación, lo que puede explicarse por el reducido contenido en cationes disponibles en el suelo, que limita la presencia de especies anuales, debido a la elevada necesidad de esas especies en cationes, pues son muy ricas en los mismos en comparación con las especies de tipo perennifolio (Mosquera-Losada et al., 2009a). De hecho, el porcentaje de especies anuales es mayor en todos los tratamientos al final del estudio en comparación con el principio. Algo similar se observa cuando comparamos la evolución de las especies dicotiledóneas, más ricas en cationes que las monocotiledóneas y más abundantes al final del estudio en comparación con el inicio del mismo. Estos resultados son diferentes a los encontrados en estudios desarrollados con *Pinus radiata* en suelos muy ácidos, en los que la presencia de especies anuales tras la siembra fue muy escasa y prácticamente nula tras 6 años de estudio, lo que se justificaba por la gran acidez de los suelos que presentaban un porcentaje de saturación de aluminio muy alto, por lo que no había disponibilidad de cationes para el desarrollo adecuado de especies anuales o dicotiledóneas. La reducida presencia de especies anuales en condiciones de niveles bajos de cationes en el complejo de cambio ha sido descrita por Zas y Alonso (2002). La mayor presencia de especies de tipo perennifolio en nuestra zona se asocia a la existencia de un período de sequía, por lo general corto, de entre 2 y 2,5 meses, frente a otras zonas del ámbito mediterráneo en las que este período puede llegar a alcanzar los cinco meses, lo que hace que la persistencia de especies perennes sea prácticamente imposible, por lo que la producción de pasto herbáceo en el área Mediterránea se basa fundamentalmente en especies de tipo anual (Mosquera-Losada et al., 2009a).

Estudios desarrollados en Galicia en los años 50, en un total de 55 praderas de la provincia de Pontevedra (Viéitez y Viéitez, 1955), detectan cerca de 123 especies diferentes asociadas a prados permanentes, lo que supone una elevada diversidad en nuestro estudio, si bien solamente un 40% de las especies descritas en estas praderas permanentes pontevedresas, coinciden con las encontradas en nuestro sistema silvopastoral con chopo. Esto puede explicarse por la ausencia de manejo de siembra en

el estudio de la provincia de Pontevedra, pero también por la falta de drenaje, ya que muchas de las especies detectadas en la zona de Pontevedra son típicas de prados hiperhúmedos. De hecho, en nuestro caso, al tratarse de un suelo arenoso, la ausencia de esas especies adaptadas a condiciones de humedad edáfica elevada está justificada. Sin embargo, y a pesar de lo expuesto, las especies más representadas en nuestro estudio, como son *Holcus lanatus*, *Agrostis* spp., *Trifolium repens* y *Dactylis glomerata*, aparecen también en el de Viéitez y Viéitez (1955), debido a la gran adaptabilidad de las mismas a zonas de prado. Si tenemos en cuenta el listado de especies más representativas de la flora vascular gallega descrita por Losada et al., (1992), observamos que cerca del 72% de las especies de nuestro ensayo aparecen en este libro, siendo el resto citadas por el programa Anthos (Anthos 2009). En general, todas tienen una amplia distribución en la península Ibérica, si bien algunas están restringidas mayoritariamente al norte peninsular, como es el caso de *Achillea millefolium*, *Cirsium arvense*, *Senecio jacobea*, *Taraxacum officinale*, *Trifolium pratense*, *Juncus effusus*, *Lamium maculatum*, *Simethis mattiazii*, *Plantago lanceolata*, *Avenula marginata*, *Cynosurus cristatus*, *Festuca rubra*, *Lolium multiflorum*, *Pseudoarrhenatherum longifolium*, *Rumex acetosa*, *Rumex obtusifolius*, *Ranunculus repens* y *Urtica dioica*. Finalmente, *Agrostis capillaris* se localiza fundamentalmente en el ámbito atlántico español. Por otra parte, en estudios desarrollados en Galicia en plantaciones forestales de entre 1 y 1,5 años, se encontraron cerca de 191 especies que se agruparon en 55 familias (Zas y Alonso, 2002). Esto significa que en nuestro estudio, en el año que se presentó una mayor biodiversidad solamente encontramos el 17% de la citada por esos autores, valor que alcanza la cifra del 23% si tenemos en cuenta todo el período de estudio, tal y como sucedía en un estudio de 6 años de duración con *Pinus radiata* en una zona de monte (Mosquera-Losada et al., 2009a).

Atendiendo al área de distribución de las especies encontradas, según la base de datos EUNIS (2009), la mayor parte de ellas están ampliamente distribuidas por Europa, aunque algunas, como *Carduus tenuiflorus*, se localiza sólo en los países Mediterráneos, Suiza, Países Bajos, Reino Unido e Irlanda; *Capsella bursa-pastoris* se localiza sólo en Portugal, Italia, España y Francia; *Ulex europaeus* se puede encontrar en los países atlánticos e Italia; *Erodium moschatum* sólo se localiza en los países Mediterráneos y

Holanda; *Simethis mattiazii* crece en España, Italia, Irlanda, Francia y Portugal; *Avenula marginata* y *Pseudoarrhenatherum longifolium* sólo se encuentra en España, Portugal y Francia; *Bromus rigidus* crece en España, Italia, Francia, Grecia, Rumanía y Hungría; *Lolium multiflorum* aparece en Portugal, Italia, Grecia, Albania, Rumanía y Bulgaria; y finalmente *Digitalis purpurea* se ubica en la zona atlántica europea, sin ser citada en Dinamarca aunque sí en Italia. Es destacable que *Cenaturea limbata* sólo se conoce de España y Portugal. Una gran proporción de las especies que se encuentran en este estudio (53%) figuran en la lista de especies de la Red Natura o listas rojas de diferentes países, como *Taraxacum officinale* (lista roja checa), *Spergula arvensis* (lista roja checa y Red Natura alemana), *Lotus corniculatus* (Red Natura de Finlandia, Alemania e Italia), *Trifolium campestre* (Red Natura letona), *Trifolium pratense* (Red Natura italiana), *Trifolium repens* (Red Natura italiana), *Ulex europaeus* (Red Natura belga y lista roja italiana), *Geranium dissectum* (Red Natura en Suecia y Alemania), *Juncus effusus* (Red Natura de Italia y Alemania), *Lamium maculatum* (Red Natura belga), *Prunella vulgaris* (Red Natura de Finlandia y Alemania), *Simethis mattiazii* (Red Natura de Irlanda, Francia e Italia), *Plantago lanceolata* (Red Natura finlandesa), *Agrostis capillaris* (Red Natura en Alemania e Italia), *Cynosurus cristatus* (Red Natura en Francia y Alemania), *Plantago lanceolata* (Red Natura finlandesa), *Festuca rubra* (Red Natura Italia), *Pseudoarrhenatherum longifolium* (Red Natura en Francia), *Rumex acetosa* (Red Natura en Italia y Alemania), *Rumex obtusifolius* (Red Natura en Portugal), *Digitalis purpurea* (Red Natura en España, Italia, Francia, Alemania y Polonia), *Veronica agrestis* (lista roja en Republica Checa y Red Natura en Francia y Alemania), *Solanum dulcamara* (Red Natura en Finlandia y Suecia), *Urtica dioica* (Red Natura en Alemania).

En relación al efecto de los tratamientos, se puede observar que la riqueza específica no se ve afectada ni por el aporte de lodo ni por el de encalado hasta el año 2005, en el que el encalado parece incrementar el número de especies de forma significativa, cuando se compara el mismo tratamiento de fertilización con excepción del de dosis más alta. El mismo efecto tiende a observarse en las zonas próximas al árbol en los años 2006 y 2007 y en la zona alejada en el 2007, cuando la dosis alta de lodo con cal incrementa significativamente el número de especies. Si tenemos en cuenta el índice de Simpson y el índice de Shannon, destaca el hecho de que en el primer año, el aumento de

la dosis de fertilizante provoca un descenso significativo de la biodiversidad, sobre todo si se encala, ya que provoca un mejor establecimiento de las especies de siembra. De hecho, y tal como encontraron otros autores como Thompson et al., (2001), el aumento de la fertilización reduce la invasión de malas hierbas y por tanto la biodiversidad, como también describen Mosquera-Losada et al., (2009a) en una plantación de *Pinus radiata* desarrollada en un terreno de monte. Sin embargo, a partir del segundo año, en el que no hay diferencias significativas entre tratamientos, se observa que el aporte de lodo provoca una mejora en la biodiversidad expresada como índices de Shannon o de Simpson, independientemente de si se realizó o no un encalado previo. En los últimos años de estudio el efecto positivo del aporte de lodo sobre la biodiversidad no depende de si nos encontramos en zonas próximas o alejadas del arbolado.

Diferentes publicaciones mencionan que la fertilización nitrogenada es favorable o desfavorable para la biodiversidad. Sin embargo, este efecto dependerá de la situación de partida y de los efectos que esta fertilización tenga sobre parámetros muy importantes del suelo, como es, en el caso de los suelos arenosos, la disponibilidad de cationes.

Finalmente, cuando se evalúa la composición específica inicial y final por tratamiento es fácil deducir que la proporción de especies comunes resultó ser muy reducida, debido a la escasa biodiversidad inicial, consecuencia de la escasa fertilidad edáfica, pero también por la incorporación de especies en el transcurso de los años, por la mejora de la fertilidad del suelo. La proporción de especies comunes entre ambas situaciones es muy pequeña como puede apreciarse en los diferentes índices beta de biodiversidad.

Los niveles de proteína bruta pueden considerarse dentro del rango habitual descrito para la zona templada (8,6 a 25%) tal y como señalan Mosquera-Losada et al., (2000a). En la mayor parte de los años los niveles de proteína tendieron a ser más altos en primavera, seguida por el otoño y finalmente el verano, tal y como señalan Brea (1993), que encuentran máximos en primavera en praderas sometidas a pastoreo, o Mosquera-Losada y González (2000b) que los detectan en otoño para la zona de Galicia.

En cuanto al efecto de los tratamientos, el encalado no parece tener un efecto claro sobre los niveles de proteína en la fitomasa aérea, mientras que la aplicación de fertilizante orgánico produce un incremento de la misma, tal y como obtenían Rigueiro-

Rodríguez et al., 2007 en un estudio desarrollado en una zona de monte. En general, el aporte de lodo incrementa el contenido en proteína, siempre y cuando no provoque una disminución significativa del contenido en leguminosas en relación a los tratamientos de no fertilización, ya que éstas últimas suelen tener unos niveles de proteína más altos. En nuestro caso la contribución porcentual de las leguminosas al pasto es muy reducida, se citan cinco especies leguminosas entre todos los años y tratamientos, pero su contribución al pasto no supera en ningún caso el 2% entre todas ellas.

Los niveles de proteína de este estudio superaron las necesidades de mantenimiento del ganado vacuno (10%) (NRC 2000) durante el período de primavera de los años 2005 y 2006, pero no en el 2007, con temperaturas inferiores a las habituales y precipitaciones más bajas. En el verano sería necesario aportar suplementos proteicos a estos animales en la mayoría de los casos, ya que con excepción del primer año, en el que el contenido en proteína en verano fue alto por su composición específica y la baja productividad (limitándose por tanto el efecto de dilución) en el resto de los años y en los distintos tratamientos no se alcanza este valor, con excepción de las praderas que recibieron dosis altas de lodo en el año 2003 y el corte de verano de la mayoría de los tratamientos del año 2007, año en el que el contenido en proteína se eleva debido a las altas precipitaciones y temperaturas del mes de junio, que permitieron el desarrollo adecuado del pasto.

La concentración de fósforo en el pasto fue superior al rango considerado como normal por Grime (1982) (0,15-0,45) con excepción del primer año, cuando los valores de fósforo en pasto fueron siempre inferiores a 0,15%, si bien nuestras cifras estarían próximas al rango descrito por (Whitehead 2000). La evolución estacional del contenido de fósforo en el pasto fue similar a la descrita por Brea (1993) y Mosquera-Losada y González (2001), con máximos en primavera y otoño y mínimos en verano, debido al aumento de las temperaturas y a las bajas precipitaciones de esta última estación, que provocan un rápido agostamiento del pasto y un aumento de la relación tallo/hoja. En general se observa un efecto positivo del encalado y del aporte de lodo sobre el nivel de fósforo en el pasto, si exceptuamos el período de otoño de 2007. El aumento de fósforo en el pasto suele ser proporcional a la dosis de fertilizante aplicada, tal y como encontraron Vivekanandan et al., (1991) y Tiffany et al., (2000a). En nuestro caso el

contenido de fósforo total en suelo fue muy reducido en el primer año con respecto a los últimos, lo que justificaría los reducidos niveles iniciales de fósforo en pasto, y el fósforo disponible en suelo estimado por el método Mehlich resultó verse incrementado por la dosis de lodo, lo que hace que se produzca una mejora de los niveles de este elemento en el pasto. Los niveles de fósforo necesarios para el mantenimiento de oveja (0,16%) y vaca (0,18%) señalados por el NRC (1985) fueron superados en todos los cortes, con excepción de los cortes del primer año y el de otoño del último.

En relación a los niveles de potasio en el pasto, señalaremos que éstos se encuentran por debajo los intervalos señalados por Frame et al., (1986) (0,2-0,5%) o por Whitehead (2000) (1,53%) como normal es en pasto, si bien están en muchos casos dentro del rango de valores descritos como normales para pastos desarrollados en suelos de monte gallegos por García et al., (1986) (0,3-0,6%). En general se encuentra una tendencia, en algunos casos significativa, de incremento de la concentración de potasio en el pasto como consecuencia del aporte de lodo, si bien en la mayoría de los casos en los que el efecto fue significativo la respuesta fue mayor en las parcelas que no habían recibido calcio previamente. La mejora del contenido de potasio en el pasto desde el principio del estudio hasta el final puede ser debida al ya mencionado incremento de la concentración de potasio en el suelo, tanto total como Mehlich. Desde el punto de vista de la nutrición animal, los valores obtenidos siempre están por encima de los señalados como necesarios para el mantenimiento de ovino (0,5%) y de vacuno (0,6%), si exceptuamos el primer año.

Si atendemos al sodio, observamos que los contenidos medios de este elemento detectados en el pasto están, por lo general, dentro del rango descrito como habitual en pastos gallegos por García et al., (1986) (0,05-0,85), en zonas de monte de Galicia, y por Grime (1988) (0,1-1,16%) en especies de tipo herbáceo. En algún caso se encuentra por encima de los valores citados por Whitehead (1995) (0,05-0,40) como habituales en especies pratenses.

En general, no se encontró un efecto claro del encalado sobre el nivel de sodio en pasto, al contrario de lo detectado por López-Díaz (2004) y por García et al., (1986) en terrenos de monte, lo que puede explicarse porque en ambos estudios el pH de partida fue muy inferior al nuestro, lo que provocó una clara diferencia en el tipo de especies

dominantes. De hecho, en nuestro caso se encuentra que en algún corte el aporte de lodo sin encalado incrementó significativamente los niveles de sodio en el pasto, sobre todo en otoño (años 2004 y 2007), pero también en primavera (año 2006). Gros (1981) describió que puede haber cierto antagonismo entre los niveles de Na y K en el pasto, que no fue encontrado en nuestro caso. Según el NRC (1985 y 2000) los valores encontrados serían adecuados para cubrir las necesidades de mantenimiento del ganado ovino (0,04%) y vacuno en régimen extensivo (0,06%).

En relación a los niveles de calcio, y al igual que lo detectado con la mayoría de los niveles de cationes presentes en el pasto, éstos fueron mucho más bajos en los dos primeros años, en comparación con los tres últimos. De hecho, hasta el año 2004 los niveles de calcio están por debajo del rango de 0,23-1,23% descrito como habitual para pastos neozelandeses de la zona templada. También están por debajo de los definidos por Piñeiro y Pérez (1992), Brea (1993), Hopkins et al., (1994) y Whitehead (1995) para pastos de la zona templada europea. La menor CIC del suelo en los dos primeros años pudo limitar la respuesta de los niveles de calcio en el pasto a los tratamientos aplicados; de hecho, es a partir del otoño del 2004 cuando se encuentra una respuesta significativa a los tratamientos. En este corte se observa un efecto positivo del encalado y el aporte de lodo sobre los niveles de calcio en el suelo, tal y como describen García et al., (1986), Stevens y Laughlin (1996) para el encalado, y Vivekanandan et al., (1991) para el lodo. A partir del verano del año 2005 se encontró un efecto positivo del aporte de lodo sobre los niveles de calcio en el pasto, no encontrándose un claro efecto del encalado. Con los valores de calcio obtenidos en el pasto se cubrirían las necesidades de mantenimiento del ganado vacuno (0,18%) (NRC, 1985) y del ganado ovino (0,21%), si exceptuamos los cortes del período anterior a la sequía de verano de los años 2002 y 2003 y para algún tratamiento el corte del otoño del 2003.

La concentración de magnesio en el pasto estuvo dentro del intervalo descrito como habitual por Norton (1982) (0,15-0,45%) para pastos de zona templada, Grace (1983) (0,1-0,34%) para pastos establecidos en Galicia en zona de monte, Mosquera-Losada y González (2000b) (0,16-0,41%) y Mosquera-Losada et al., (2004) (0,17-0,29%) en pastos de Galicia sobre zonas agrícolas. Los niveles de este elemento en el pasto, por lo general, también se incrementaron con los años, al igual que sucedía con la mayoría de

los elementos ya citados y con los niveles de magnesio en el suelo. En general, en los primeros años no se encuentra un efecto claro del encalado sobre los niveles de magnesio en el pasto, pero sí de la dosis alta de lodo que, en algunos años en los tratamientos de encalado previo y en otros años en los tratamientos en los que no se encaló, provocó un efecto positivo sobre la concentración de magnesio en el pasto, tal y como describían Tiffany et al., (2000a) y Vivekanadan et al., (1991). Las dosis de magnesio encontradas serían adecuadas para cubrir las necesidades de mantenimiento, en casi todos los tratamientos y cortes, del ganado vacuno (NRC, 2000) (0,18%) y ovino (NRC, 2000) (0,08%).

La concentración de zinc en el pasto se encontró dentro del rango habitual en planta (25 a 150 mg/kg) y por debajo de los niveles encontrados por Mosquera-Losada y González (2001) (23,2-48,1 mg/kg) y por Mosquera-Losada et al., (2004) (22,1-38,4 mg/kg) en pastos de Galicia desarrollados en zonas agrícolas más fértiles, si exceptuamos los valores encontrados en los tratamientos de no fertilización, tanto si se había encalado como si no. En los tratamientos que no se fertilizaron con lodos en muchos muestreos se encontró que los niveles de zinc en pasto estuvieron por debajo del umbral indicativo de la existencia de deficiencias en planta (25 mg/kg). En todos los muestreos, con excepción del año 2003 y del período de otoño en el año 2004, se encontró un efecto positivo del aporte de lodo sobre el contenido de este elemento en el pasto, como respuesta al incremento en el contenido total y disponible en el suelo, tal y como describen Smith (1996), Tiffany et al., (2000b) y Mosquera-Losada et al., (2001b). En cualquier caso, los niveles descritos, de 4 mg/kg por el NRC (2000) y de 5 mg/kg por el NRC (1985), para satisfacer las necesidades de mantenimiento del ganado vacuno y ovino, respectivamente, estarían cubiertos en todos los casos, lo que no ocurre en suelos de monte (López-Díaz 2004).

En relación a los niveles de cobre, los valores encontrados están, en algunos muestreos, y sobre todo en el primer corte de los tres primeros años, por debajo del límite inferior de las concentraciones que describe Kabata-Pendías (1985) (5-30 mg/kg) como necesarias para un adecuado desarrollo de las plantas, y de los niveles medios descritos por Davies (1980) (10-80 mg/kg), Kabata y Pendías (1985) (6-60 mg/kg), Loué (1988) (10-80 mg/kg) y DomínguezVivancos (1997) (3-100 mg/kg). También fueron menores a

los citados para pastos desarrollados en suelos agrícolas de Galicia por Mosquera-Losada y González (2001) (5,7-11,2 mg/kg) y por Mosquera-Losada et al., (2004) (6-12,64 mg/kg). Esto puede deberse a la carencia de este elemento en el suelo, además de su baja disponibilidad, ocasionada por el exceso de materia orgánica (Quinteiro et al., 1998). En la mayoría de los muestreos no se detectó un efecto claro del encalado sobre la concentración de cobre en planta, tal y como describieron García et al., (1986) y Stevens y Laughlin (1996). Lo que sí se encontró fue un aumento paulatino de los niveles de cobre en el pasto, a pesar de que este efecto no fue muy relevante en el cobre disponible en suelo, aunque sí en el contenido total de cobre en suelo. El efecto positivo del aporte de lodo sobre los niveles de cobre en pasto no se detecta en todos los estudios, ya que en algunas experiencias el aporte de lodo provoca una dominancia de especies adventicias (más ricas en este metal) frente a las sembradas, y en otras no. En nuestro caso, en el que las especies dominantes son muy similares entre todos los tratamientos a lo largo del estudio (con excepción del primer año), este efecto compensatorio no se pone de manifiesto (Andrade et al., (1985c), Tiffany et al., (2000b) y Mosquera-Losada et al., 2001a y b). Con excepción de las primaveras de los años 2003 y 2004 se cubrirían las necesidades de mantenimiento del ganado vacuno (NRC, 2000) (4 mg/kg) en régimen extensivo y del ganado ovino (NRC, 1985) (5 mg/kg), si bien en la primavera del primer año el valor está muy próximo a 5 mg/kg.

Finalmente, los niveles de cromo, níquel, plomo y cadmio estuvieron en muchos de los muestreos por debajo de los valores detectables por la metodología de laboratorio empleada. Los niveles de cromo y plomo en pasto se encuentran por encima de los valores descritos como habituales en planta por Kabata y Pendías (1985) de 0,02-2 mg Cr/kg, y 0,1-10 mg Pb/kg; sin embargo el de Ni se encuentra dentro del rango definido por estos autores (1-13,4 mg Ni/kg). No obstante, los niveles de cromo están siempre por debajo de los niveles máximos recomendados por el NRC (1985) para la alimentación del ganado (1000-3000 mg/kg en forma de cloruro u óxido, respectivamente) y los de plomo están siempre dentro del intervalo descrito por Alloway (1995) (0,3-40 mg/kg) y en la mayoría de los muestreos dentro del rango definido por Fergusson (1990) para pastos.

En general, se encontró un incremento del contenido en cromo en pasto en los últimos años de estudio en los períodos de primavera y verano, resultando ser menores

los valores en verano en los tratamientos que habían sido previamente encalados, en comparación a si no se había aportado cal. Estudios desarrollados en la zona (López-Díaz 2004) demuestran que no se encuentra un efecto claro del aporte de lodo y cal sobre el contenido de cromo en el pasto, lo que en su caso puede justificarse por los mayores niveles de materia orgánica en comparación con nuestro estudio. En el caso del plomo no se encuentra un efecto claro de los tratamientos, tal y como describían Andrade et al., (1985b), Canet et al., (1998) y López-Díaz (2004), y que se puede justificarse por la reducida translocación de este elemento entre el suelo y la planta, tal y como señala Felipó (1994). Finalmente, en el caso del níquel se observa una respuesta positiva en muchos de los muestreos, sobre todo en el período de verano, al igual que sucedía con el cromo, al aporte creciente de dosis de lodo de depuradora urbana, aspecto que también fue detectado por López-Díaz (2004).

Conclusiones

Las variables relacionadas con la fertilidad del suelo como son los niveles de P, CIC, cationes extraídos en BaCl₂ y el K total muestran una mejora con los años al mismo tiempo que el nivel de Al extraído en BaCl₂ disminuye. Si atendemos a los niveles totales en suelo se produce en general una disminución de los mismos a medida que pasa el tiempo con excepción del K total probablemente suministrado por el suelo y el Zn suministrado por el lodo, al ser éste el metal pesado de mayor concentración en el lodo.

El efecto del aporte de lodo y cal sobre los diferentes componentes evaluados del suelo dependió de las condiciones climáticas específicas de cada año y de la propia evolución del suelo. Cuando se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos aplicados en general se detectó que el aporte de las dosis altas de lodo en combinación con la aplicación de cal provoca un aumento de la fertilidad y de la disponibilidad de nutrientes en suelo, así como de los contenidos en materia orgánica y nitrógeno. Cuando no se aporta cal, en general no se encuentra un efecto tan claro sobre los niveles de los distintos elementos como consecuencia del aporte creciente de dosis de lodo. Esto puede justificarse por el mayor desarrollo del chopo en las dosis altas de lodo cuando no se habían encalado, en comparación a cuando sí se había aplicado esta enmienda previamente.

En general, los niveles encontrados de micronutrientes y metales pesados en suelo pueden ser considerados bajos. No se encontró un efecto claro del aporte de cal sobre los niveles de micronutrientes y metales pesados en el suelo, aunque se produce un aumento importante de los niveles totales de cobre y totales y disponibles de zinc, al ser éstos los elementos aportados en mayor proporción con el lodo.

Si bien los datos de crecimiento del arbolado muestran que éste es reducido debido al bajo pH y a la existencia de un período de sequía, se encontró una interacción significativa entre el encalado y la dosis de lodo, de tal manera que cuando se encala las mayores producciones forestales se encuentran con las dosis bajas de lodo y cuando no se aplicó cal con las dosis altas de lodo, lo que puede justificarse por la relación de competencia que se establece entre el pasto y el arbolado y revela la importancia de disminuir la competencia entre el pasto y el arbolado en el momento de la plantación con *Populus* spp, especie muy sensible a esta competencia. La menor fertilidad edáfica encontrada en el suelo al principio del estudio pudo también limitar el desarrollo forestal,

ya que los incrementos tanto de H como de diámetro fueron mayores en el período comprendido entre los años 2007 y 2004 en comparación con el anterior y que va desde el año 2002 al 2004.

La producción de pasto se vio notablemente afectada por las variaciones de temperatura y precipitación encontradas a lo largo de los años de estudio. Cuando estas fueron adecuadas la producción de pasto se ve favorecida por el aporte de lodo, en el momento en que estas condiciones climáticas permitieron su mineralización. No obstante, el aporte combinado de dosis altas de lodo y sobre todo si no se encala mejora la producción de pasto en primavera, sin embargo, este tratamiento puede reducir la de verano y otoño, lo que provoca que disminuyan e incluso desaparezca el efecto el aporte del residuo sobre la producción anual de pasto en los últimos años. El efecto del arbolado sobre la producción de pasto fue pequeño, si exceptuamos las orientaciones de menor temperatura (norte y oeste) en algunos cortes, ya que la cobertura forestal fue reducida (inferior al 20%) y la copa del chopo muy clara.

En general se asoció una mayor biodiversidad a aquellas situaciones en las que la fertilidad edáfica (derivada del aumento progresivo de cationes en el suelo a medida que se desarrolla el estudio como consecuencia del efecto mejorador del desarrollo del sistema radical del pasto y el arbolado pero también de la incorporación de nutrientes a partir de los minerales del suelo) era mayor. De tal modo que a finales del estudio la diversidad es menor en comparación con el inicio pero también que el aporte de cal supone, en general, una mejora de la mayor parte de los índices de diversidad vascular evaluados. El aporte de lodo, disminuye inicialmente la biodiversidad, sobre todo si no se encala, pero la incrementa al final del estudio, cuando se produce incorporación de los cationes del mismo al suelo, tal y como revelaban las variables edáficas.

En general y si exceptuamos los niveles de proteína en planta, se encuentra que la mayor parte de los elementos evaluados en el pasto se encuentran por debajo de los rangos establecidos como habituales en planta en los primeros años de estudio, con excepción del plomo. Esto podría justificarse por la ya mencionada reducida fertilidad inicial edáfica. En el caso del plomo el laboreo inicial y pase de maquinaria pudo ser la fuente de contaminación edáfica que se refleja en el contenido del plomo en el pasto de este experimento. Esto causa que elementos como el fósforo, calcio, potasio no cubran las

necesidades de mantenimiento de la vaca u oveja en los primeros años de estudio. En general, el aporte de cal mejoró los niveles de P y Ca en el pasto reduciendo los de K y Na. El aporte de lodo incrementó los niveles de todos los elementos evaluados en algunas de las cosechas estudiadas.

Los niveles de Zinc y Cobre en pasto fueron, en general, bajos. Estos elementos se vieron incrementados por el aporte creciente de la dosis de lodo, no encontrándose un efecto claro del aporte de cal. Este efecto positivo del aporte de lodo sobre la concentración de metales en planta también se observó en algunos muestreos con el níquel, pero no sobre el cromo o plomo.

El aporte de lodo combinado con cal provoca una mejora de los niveles de fertilidad en el suelo. Es recomendable aportar dosis de lodo, en combinación con cal, que impliquen dosis totales de nitrógeno de 200 kg N total ha⁻¹ en zonas de pasto, si bien se debe reducir hasta 100 kg N total ha⁻¹ si son áreas en las que se combinan pasto y arbolado, o bien disminuir la competencia entre el pasto y el arbolado a través del empleo de técnicas como el acolchado. El aporte de lodo a las dosis de este estudio junto a la cal provoca una mejora de los niveles de fertilidad edáfica, producción y de biodiversidad. Si bien, el aporte de lodo ocasionó un aumento de la concentración de los metales que añade en mayor proporción en suelo y pasto, aunque, con las dosis empleadas en este estudio y debido a la baja proporción de metales pesados del lodo empleado, no ocasiona un aumento de los mismos en suelo o pasto que pueda considerarse peligroso para el ambiente o en la nutrición animal. El empleo de dosis adecuadas de lodo es una buena forma de utilizar este residuo, que puede ocasionar beneficios desde un punto de vista de la producción agroforestal.

Bibliografía

(http://www.aemet.es/es/elclima/datosclimatologicos/efemerides_extremos?o=1505&v=TMMA&m=9) 06/07/2009

- Alfaro MA, Jarvis SC, Gregory PJ (2003) Potassium budgets in grassland systems as affected by nitrogen and drainage. *Soil Use and Management* 19: 89-95
- Altieri M, Nicholls C (2004) Biodiversity and pest management in agroecosystems. 2nd ed The Harworth Press Inc New York USA 275 pp
- Álvarez-Álvarez P, Díaz-Varela RA, Higuera de Marco J, Riesco-Muñoz G, Rigueiro-Rodríguez A, Rodríguez-Soalleiro RJ (2000) Manual de selvicultura de frondosas caducifolias. Columella.
- Andrade-Couce ML, Bao-Iglesias M, Fernández-Fernández CJ, Guitián-Ojea F (1985a) Caracterización química y poder fertilizante de los lodos residuales de la planta depuradora de aguas de Santiago de Compostela. *Anales de Edafología y Agrobiología* XLIV (1-2): 143-156
- Andrade-Couce ML, Bao-Iglesias M, Guitián-Ojea F (1985b) Adición de lodos residuales a un suelo ácido: influencia sobre el contenido total, disponibilidad y absorción por el cultivo de Zn, Pb, Cr, y Cd. *Anales de edafología y agrobiología*. Tomo XLIV 7-8: 1141-1156
- Andrade-Couce ML, Bao-Iglesias M, Guitián-Ojea F (1985c) Adición de lodos residuales a un suelo ácido: influencia sobre el contenido total, disponibilidad y absorción por el cultivo de Zn, Pb, Cr, Cd. *Anales de Edafología y Agrobiología*. Tomo XLVI 7-8: 1141-1156
- APCOR Associação Portuguesa de Cortiça (2007) Portuguese Cork Association. Santa María de Lamas Portugal <http://www.realcork.org> Cited 11 may 2009.
- Arévalo BM, Volk TA, Bevilacqua A, Abrahamson LP (2007) Development and validation of aboveground biomass estimation for four *Salix* clones in central New York. *Biomass and Bioenergy* 31: 1-12
- Aubin I, Beaudet M, Messier C (2000) Light extinction coefficients specific to the understory vegetation of the southern boreal forest, Quebec. *Canadian Journal Forest Research* 30: 168-177

- Augusto L, Dupouey J, Ranger J (2003) Effects of tree species on understory vegetation and environment conditions in temperate forest. *American Forest Science* 60: 823-831
- Ayeen SC, José S, Nair PKR, Brece BJ, Nair VD, Grates DA, Ramsey CL (2005) Nitrogen mineralization in a pecan (*Carya illinoensis* K Koth) – cotton (*Gossypium hirsutum* L) alley cropping system in southern United States. *Biology and Fertility of Soils* 41: 28-37
- Baev PV, Penev LD (1995) BIODIV: program for calculating biological biodiversity parameters, similarity, niche, overlap and cluster analysis. Version 5.1 Pensoft Sofia Moscow.
- Baker AJM, Walker PM (1990) Ecophysiology of heavy metals uptake by tolerant plants. In: Shaw AJ, (eds) *Heavy metals tolerance in plants: Evolutionary aspects* CRC Press Boca Raton FL, 155-177.
- Banfi E, Consolino F (2008) *Guide Compact Alberi conoscere e riconoscere tutte le specie più diffuse di alberi spontanei e ornamentali*. De Agostini Novara IT: 202-203.
- Barbarick KA, Ippolito JA, Westfall DG (1998) Extractable trace elements in soil profile after years of biosolid application. *Journal of Environmental Quality* 27:801-805
- Barber SA (1995) *Soil nutrient bioavailability. A mechanistic approach*. John Wiley and Sons Inc 417 p
- Barbier S, Gosselin F, Balandier P (2008) Influence of tree species on understory vegetation diversity and mechanism involved- A critical review for temperate and boreal forest. *Forest Ecology and Management* 254: 1-15
- Beaton A (1992) Poplar silvoarable trials. *Agroforestry forum* 3(1): 11-12
- Beaton A, Hislop M (2000) Tree in agroforestry systems. *Forestry Commission Bulletin* 122: 31-43
- Beery M, Wilding ZP (1971) The relationship between soil pH and base saturation percentage for surface and subsoil horizons of selected mollisols, alfisols and ultisols in Ohio. *The Ohio Journal of Science* 71(1):43-55
- Beierkuhnlein C (2000) Spatial application of β -diversity analysis- an iterative approach to characterize landscape heterogeneity. *Proceedings IAVS Symposium*: 5-8

- Benito-Calvo A, Pérez-González A, Magri O, Meza P (2009) Assessing regional biodiversity: the Iberian peninsula. *Earth Surface Processes and Landforms* 34: 1433-1445
- Best EPH, Jacobs FHH (2001) Production, nutrient availability, and elemental balances of two meadows affected by different fertilizers and water table regimes in The Netherlands. *Plant Ecology* 155: 61-73
- Bielek P (1998) Nitrate in manure: product of soil clover. *Environmental pollution* 102: 527-530
- Boada M, Gómez FJ (2008) Biodiversidad. Cuadernos de Medio Ambiente. Editorial Rubes. Barcelona España.
- BOE (1990) Real Decreto 1310/1990 de 29 de octubre por el que se regula la utilización de los lodos de depuración en el sector agrario BOE #262.
- Bolstad PV, Gower ST, Isebrands JG, Dickson RE, Ceulemans R (1990) Estimation of leaf area index in fourteen southern Wisconsin Forest stands using a portable radiometer. *Tree Physiology* 7: 115-124
- Bolt GH, Bruggenwert MGM, Kamsforst A (1976) Adsorption of cation in soil. In: Bolt GH, Bruggenwert MGM (eds) *Soil chemistry* Amsterdam 54-90
- Brookfield H, Padoch C, Parson H, Stocking M (2002) *Cultivating biodiversity: Understanding, Analysing and Using of Agricultural Biodiversity*. ITDG Press, in association with the United Nations University London UK 292p
- Brown M (1970) The effects of planting trees. In: Perring F (eds) *Flora of a changing Britain*. Botanical Society of the British Isles 51-57
- Bruinenberg MH, Valk H, Korevaar H, Struik PC (2002) Factors affecting digestibility of temperate forages in semi natural grassland: a review. *Grassland and Forage Science* 57: 292-301.
- Burgess PJ (1999) Effect of agroforestry on a farm biodiversity in UK. *Scottish Forestry* 53(1): 24-27
- Burgess PJ, Incoll LD, Corry DT, Beaton A, Hart BJ (2005) Poplar (*Populus* spp) growth and crop yields in a silvoarable experiment at three lowland sites in lowland sites in England. *Agroforestry systems* 63; 157-169

- Butterbach-Bahl K, Gasche R, Huber C, Kreutzer K, Papen H (1998) Impacts of N-inputs by wet depositions on N-trace gas fluxes and CH₄ oxidation in spruce forest ecosystems of a temperate zone in Europe. *Atmospheric environment* 32: 559-564
- Calfapietra C, De Angelis P, Gielen B, Lukac M, Moscatelli MC, Avino G, Lagomarsino A, Polle A, Ceulemans R, Mugnozza GS, Hoosbeek MR, Cotrufo MF (2007) Increasing nitrogen-use efficiency of a short-rotation poplar plantation in elevated CO₂ concentration. *Tree physiology* 27: 1153-1163
- Callo-Concha D (2009) An approach to environmental service assessment: functional biodiversity in tropical agroforestry systems: (A case of Tomé Açú, Northern Brazil) Rheinischen Friederich-Willmelms-Universität zu Bonn. Doctoral thesis.
- Calmano W, Mangold S, Stichnothe H, Thöming J (2001) Clean-up and assessment of metal contaminated soils. In: Stegmann R, Brunner G, Calmano W, Matz G (eds) *treatment of contaminated soil*: 471-490
- Calvo de Anta R, Macias-Vázquez F, Riveiro-Cruz A (1992) Aptitud agronómica de los suelos de la provincia de Coruña (Cultivos, Pinos, Robles, Eucaliptos y Castaños) *Capitulo de Análisis de la Capa Arable. Acidez*: 41- 43.
- Campbell CA, Jame YW, Akinremi OO, Beckie H (1994) Evaluating potential nitrogen mineralization for predicting fertilizer nitrogen requirements of long-term field experiments. In *Soil Testing: Prospects for Improving Nutrient Recommendations*, Madison. eds. J. L. 64 D. Curtin et al. Havlin and J. S. Jacobson. Cincinnati Ohio pp 81-100.
- Canet R, Pomares F, Tarazona F, Estela M (1998) Sequential fractionation and plant availability of heavy metals as affected by sewage sludge applications to soil. *Communication of Soil Plant* 29 (5-6): 697-716
- Carballeira A, Devesa C, Retuerto R, Santillán E, Uceda F (1983) *Bioclimatología de Galicia*. Fundación Pedro Barrie de la Maza- Conde de Fenosa La Coruña: 391pp.
- Castro P, González A, Prada D (1990) Determinación simultánea de nitrógeno y fósforo en muestra de pradera. XXX Reunión científica de la Sociedad Española para el Estudio de los Pastos: 200- 207.
- CEM (1994) *Microwave digestion applications manual*. CED (eds) USA
- CEM (2006) *Operation manual*. CEM Corporation (eds) USA

- Chang SX, Amatya G, Beare MH, Mead DJ (2002) Soil properties under a *Pinus radiata*-ryegrass silvopastoral system in New Zealand Part I. Soil N and moisture availability, soil C, and tree growth Agroforestry System 54: 137- 147
- Chapin FS, Zavaleta E, Eviner TE, Naylor RL, Vitousek PM, Reynolds HL, Hooper DU, Lavorel S, Sala O, Hoovie SE, Mack M, Díaz S (2000) Consequences of changing biodiversity. Nature 405: 234-242
- Chauvet E (1987) Changes in the chemical composition of alder, poplar and willow leaves during decomposition in a river. Hydrobiologia 148: 35-44
- Colwell RK, Coddington JA (1994) Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. Philosophical transactions of the Royal Society of London Series B 345: 101-118
- Concello de Lugo, Lugo municipio, estadísticas: (http://www.lugo.es/cs/Satellite?idioma=gl&color=Rojo&c=Spark_SecNivel2&pagina=Spark/Spark_SecNivel2/CLPlantSecNivel2&cid=1189079595672&tipoLetra=Texto1&buscatexto=null) 16/6/08
- Consello de Pastoriza (<http://www.apastoriza.com/parroquias>) 10/06/08
- Correal E, Erena M, Ríos S, Robledo A, Vicente M (2009) Agroforestry system in southeastern Spain. In: Rigueiro-Rodriguez A, McAdam J, Mosquera-Losada MR (eds) Agroforestry in Europe vol 6 Springer. The Netherland
- Cotrufo MF, De Angelis P, Polle A (2005) Leaf litter production and decomposition in a poplar short-rotation coppice exposed to free air CO2 enrichment (POPFACE) Global Change Biology 11: 971-982
- Council of the European Union CEE (2005). Proposal for a Council regulation on support for rural development by the European Agricultural Fund for Rural Development (EAFRD) (<http://www.lebensministerium.at/filemanager/download/11314/,%1.92005>) 09/09/2009
- Council Regulation EC (<http://faolex.fao.org/docs/pdf/eur54683.pdf>) 10/09/2009
- Crabtree JR, Bayfield NG, Wood AM, MacMillan DC, Chalmers NA (1997) Evaluating the benefits from farm woodland planting. Scottish Forestry 51(2): 84-92

- Cucci G, Lacolla G, Caranfa L (2008) Improvements of soil properties by application of olive oil waste. *Agronomy Sustainable Development* 28: 521-526
- Cuiña-Cotarelo R (2008) Efecto residual del encalado y de la fertilización con lodos de depuradora urbana aplicados en distintas fechas sobre el crecimiento del arbolado, suelo y pasto en un sistema silvopastoral establecido con *Pinus radiata* D Don. Proyecto de Fin de carrera. Universidad Santiago de Compostela.
- Cuthbertson A, McAdam J (1996) The effect of tree density and species of carabid Beetles in a range of pasture-free agroforestry systems on a lowland site. *Agroforestry forum* 7(3): 17-20
- Davis MA, Wrage KJ, Reich PB (1998) Competition between tree seedlings and herbaceous vegetation: support for a theory of resource supply and demand. *Journal of Ecology* 86: 652- 661.
- Davis MA, Wrage KJ, Reich PB, Tjoelker MG, Schaeffer T, Muermann C (1999) Survival, Growth and photosynthesis of tree seedlings competing with herbaceous vegetations along a water-light-nitrogen gradient. *Plant Ecology* 145: 341- 350.
- Dawson LA Grayston SJ, Murray PJ, Cook R, Gange AC, Ross JM, Pratt SM, Duff EI, Treenis A, (2003) Influence of pasture management (nitrogen and lime addition and insecticide treatment) in soil organisms and pasture root system dynamic in he field. *Plant and soil* 31:121-130.
- DeBell DS, Clendenen GW, Harrington CA (1996) Tree growth and stand development in short rotation *Populus* plantings: 7 years results for two clones at three spacings. *Biomass and bioenergy* 11(4): 253-269
- Dennis P, Shellard LJF, Agnew RDM (1996) Shifts in arthropod species assemblages in relation to silvopastoral establishment in upland pastures. *Agroforestry Forum* 7(3): 14-17
- Di Baccio D, Tognetti R, Sebastiani L, Vitagliano C (2003) Response of *Populus deltoides* x *Populus nigra* (*Populus x canadensis*) clone I-214 to high Zinc concentrations. *New Phytologist* 159: 443-452
- Díaz-Lozano I (2003) Efecto de la fecha de aplicación de distintas dosis de fertilización con lodos de depuradora urbana sobre las características de pasto y del suelo. Proyecto de Fin de carrera. Universidad Santiago de Compostela.

- DOCE (1991) Directiva del consejo 91/271/CEE de 21 de mayo de 1991 sobre el tratamiento de aguas residuales urbanas L 135.
- DOCE (1992) Directiva del consejo 92/43/CEE, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestre (Directiva hábitats)
- Domínguez-Vivancos A (1997). Tratado de fertilización. Capítulo 3 Suelo Ediciones multi prensa España: 96-125.
- Durán-Zuozo VH, Rodríguez-Pleguezuelo CR, Francia-Martínez JR, Martínez-Raya A, Arroyo-Panadero L, Cárceles-Rodríguez B, Navarro Moll MC (2008) Benefits of plant strips for sustainable mountain agriculture. *Agronomy and Sustainable Development* 28: 497-505
- Ebbs SD, Koichan LV (1997) Toxicity of zinc and copper to Brassica species: implications for phytoremediation. *Journal of Environmental Quality* 26:776-781
- EC European Comisión (2005) nº 1698/2005 of Septiembre 2005 on support for rural development by the European Agricultural Fund for Rural Development (EAFRD). (<http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2005:277:0001:0040:EN:PDF>) 01/07/2009.
- Eckenwalder J (1996) Systematic and evolution of *Populus*. Chapter 1 In Stettler R.F., Bradshaw H.D., Heilman P.E., Hinckley T.M. (eds) *Biology of Populus*: 7- 32.
- Edmeades DC, Rys G, Smart CE, Wheeler DM (1986) Effect of lime on soil-nitrogen uptake by a ryegrass white clover pasture. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 29: 49- 53.
- Edmeades DC, Smart CE, Wheeler DM, Rys G (1983) Effects of lime on the chemical composition of ryegrass and white clover grown on a yellow- brown loam. *New Zealand. J. Agr. Res* 26: 473- 481.
- EEA European Environment Assessment (2000) Working document on Sludge 3rd draft. Brussels April 27, 2000 ENV E./LM.
- EEA European Environment Assessment (2003) Europe's environment: the third assessment. Environmental assessment report No 10. European Environmental Agency. Copenhagen.

- Eichhorn MP, Paris P, Herzog F, Incoll LD, Liagre F, Mantzanas K, Mayus M, Moreno G, Papanastis VP, Pilbeam PJ, Pisanelli A, Dupraz C (2006) Silvopastoral systems in Europe past, present and future prospects. *Agroforestry systems* 67:29-50
- Elías F y Castellví F (2001) *Agrometeorología*. Ministerio de Agricultura, pesca y Alimentación. Mundi- Prensa: 517pp.
- EPA (Environmental Protection Agency); 1994. Land application of sewage sludge. A guide for land appliers on the requirements of the federal standards for the use of disposal of sewage sludge. 40 CFR Part 503.
- Etienne M (2005) Silvopastoral management in temperate and Mediterranean areas. Stakes, practices and socio-economics constraints. In: Mosquera-Losada MR, McAdam J, Rigueiro-Rodríguez A (eds) *Silvopastoralism and sustainable Land Management*. CABI Wallingford UK
- European Commission (1986) Council directive of june 12, 1986 on the protection of the environment and, in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture (86/278/EEC) EC Official Journal L 181 04/07/1986 Brussels Belgium, European Commission.
- Fang S, Xie B, Zhang H (2007) Nitrogen dynamics and mineralization in degraded agricultural soil mulched with fresh grass. *Plant and Soil* 300: 269-280
- FAO Food Agriculture Organization (2000) *Perspectiva mundiales del suministro de madera procedente de plantaciones forestales*. Documento de trabajo GFPOS/WP03: 152pp
- FAO Food Agriculture Organization (2004) *Domestic animal diversity information system*. <http://dad.fao.org>
- FAO Food Agriculture Organization (2005a) *Situación de los bosques en el mundo*. FAO/23510/A Roma, Italia
- FAO Food Agriculture Organization (2005b) *The importance of soil organic matter. Key to drought-resistant soil and sustained food production*. FAO Soil Bulletin N 80 Italy: 78pp.
- Fergusson JE (1990) *The heavy elements: chemistry environmental impact and health effects*. Oxford Pergamon

- Fernandez Nuñez E, Mosquera Losada MR, Cuiña Cotarelo R, Rigueiro-Rodríguez A (2008) The effects of the application of limestone corrections and sludge from urban water treatment on soil fertility and on the production and quality of pasture in silvopasture using *Pinus radiata* D. Don. International Conference of Integral Valorization of the Forest Edition 2008 Non timber products. Silleda Spain. Session 1 Silvopasture.
- Fernández-Nuñez E (2004) Estudio de la influencia de la especie y la densidad del arbolado, de la fertilización y de la mezcla de siembra sobre la producción y calidad del pasto desarrollado bajo la cubierta de pino y abedul en sistemas silvopastorales. Proyecto de Fin de carrera. Universidad Santiago de Compostela.
- Fernández-Nuñez ME (2007) Sistemas silvopastorales establecidos con *Pinus radiata* D Don y *Betula alba* L en Galicia: productividad, biodiversidad y sumideros de carbono. PhD Universidad Santiago de Compostela Lugo España.
- Fernández-Nuñez ME, Mosquera-Losada MR, Rigueiro-Rodríguez A (2007) Economic valuation of different land use alternatives: forest, grassland and silvopastoral Systems. *Grassland Science in Europe* 12: 508-511
- Fernández-Sierra C (2001) Efectos en el suelo y en el pasto de la fertilización con lodos de depuradora urbana, solos o complementados con calcio en un sistema silvopastoral. Proyecto de fin de carrera. Universidad Santiago de Compostela.
- Ferreiro-Domínguez N (2008) Efecto del tipo de fertilizante sobre el suelo, crecimiento del arbolado y la producción y la calidad de pasto en un sistema silvopastoral de *Fraxinus excelsior* L. Proyecto de Fin de carrera. Universidad Santiago de Compostela.
- Ferrer C, San Miguel A, Olea L (2001) Nomenclátor básico de pastos en España. *Pastos*, XXXI: 7-44
- Ferro AM, Rieder J.P., Kennedy J., Kjelgren R. (1997) Phytoremediation of groundwater using poplar trees. In *Phytoremediation* (eds CA Thilbeault LM Savage): 201- 212
- Fleming GA, Murphy WE (1968) The uptake of some major and trace elements by grass as affected by season and stage maturity. *Grass and Forage Science* 23: 174-185

- Fragas MI, Calvo LR, Baleato JC (2002) Comparative study of floristic biodiversity in sown grassland and permanent pasture from Galicia (NW Spain) (<http://www.fao.org/docrep/006/ad236e/ad236e0a.htm>)FAO/CIHEAM 23/09/2009
- Fuentes Yagüe JL (2002) Manual Práctico sobre la utilización de suelo y fertilizantes. Ministerio de Agricultura, pesca y alimentación. Ediciones Mundi- Prensa. Impreso en España. 159 pp.
- Fystro G, Bakken AK (2005) Soil reaction, yields and herbage element content as affected by lime applied on established leys in a multi-site field trial. *Journal of Agricultural Science* 143 Cambridge Press University UK: 407- 420.
- García P, Mombiola FA, Mosquera A (1986) Efectos del encalado sobre la composición química de praderas establecidas en terrenos a monte. I. Calcio y Fósforo. *Investigación Agraria: Prod. Sanid. Anim.* 1 (3): 135-145
- Garnica (2001) El cultivo del Chopo en la mitad norte de España. Garnica. Madrid 19 pp
- Garret HE, Kerley MS, Ladyman KP, Walter WD, Godsey LD, Van Sambeek JW, Brauer DK (2004) Hardwood silvopastoral management in North America. *Agroforestry Systems* 61: 21-33
- Gascon C, da Fonseca G, Schrest W, Billmark KA, Anderson J (2004) Biodiversity Conservation in Deforested and Fragmented Tropical Landscapes: An overview. In: Schroth G, da Fonseca G, Harvey C, Gascon C, Vasconcelos L, Izac A (eds) *Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes*. Island Press Washington DC USA
- Gaspar P, Mesías FJ, Escribano M, Rodríguez de Ledesma A, Pulido F (2007) Economic and Management characterization of dehesas farm: implication for their sustainability. *Agroforestry systems* 71:151-162
- Giachetti G, Sebastiani L (2006a) Development and Chromium uptake in hybrid poplar cultivated on substrate polluted with industrial slags. *Advance of Horticultural Science* 20(3): 193-198
- Giachetti G, Sebastiani L (2006b) Metal accumulation in poplar plant growth with industrial waste. *Chemosphere* 64: 446-454

- Gigliotti G, Giusquiani LD, Businelli D (2001) A long-term chemical and infrared spectroscopy study on a soil amendment with municipal waste sewage sludge. *Agronomie* 21: 169-178
- Gillet F, Gartlantat JD (1996) Wooded pastures of the Jura Mountaints. In: Etienne M (eds) *Western European Silvopastoral System*. INRA Paris
- Giovannelli A, Deslauriers A, Fragnelli G, Scaletti L, Castro C, Rossi S, Crivallaro A (2007) Evaluation of drought response of two poplars clones (*Populus x canadensis* Mönch 'I-214' and *P. deltoides* Marsh. 'Dvina') through high resolution analysis of stem growth. *Journal of Experimental Botany* Vol 58 No 10: 2673- 2683 pp.
- Giusquiani PL, Pagliai M, Gigliotti G, Businelli D, Benetti A (1995) Urban waste compost: effects on physical, chemical and biochemical soil properties. *Journal of Environmental Quality* 24: 175-182
- González-Antoñanzas F (1986) Crecimiento y producción, en la meseta central, según calidades de estación, de plantaciones de *Populus x canadensis* (Dode) Guinier 'Campeador' Departamento de Silvopascicultura y Ordenación Forestal INIA. Madrid España: 44 pp.
- Gordon AM, Newman SM (1997) *Temperate agroforestry systems*. CAB International Oxon 288 p
- Gorsuch DM, Oberbauer SF (2002) Effects of mid-season frost and elevated growing season temperature and stomatal conductance and specific xylem conductivity of the arctic shrub, *Salix pulchra*. *Tree physiology* 22: 1027-1034
- Gosselin F (2006) An assessment of the dependence of evenness indices on species richness. *Journal of Theory Biology* 242: 591-597
- Govasmark E, Steen A, Bakken AK, Strom T, Hansen S (2005b) Factors affecting the concentration of Zn, Fe y Mn in herbage from organic farms and in relation to dietary requirements of ruminants. *Acta Agriculturae Scandianavia Session B Soil and Plant Sciences*: 131-142
- Govasmark E, Steen A, Bakken AK, Strom T, Hansen S, Bernhoft A (2005a) Copper, molybdenum and cobalt in herbage and ruminants from organic farm in Norway. *Acta Agriculturae Scandianavia Session A Animal Sciences*: 21-30

- Graves AR, Burgess PJ, Palma JHM, Herzog F, Moreno G, Bertomeu M, Dupraz C, Liagre F, Keesman K, van der Werf W, Koeffeman de Nooy, van der Briel JP (2007) Development and application of bio economic modelling to compare silvoarable, arable and forestry Systems in three European countries. *Ecological Engineering* 29; 434-449
- Grime J (1982) Estrategias de adaptación de plantas y procesos que controlan la vegetación. México 291 p
- Grime JP, Hodgson JG, Hunt R (1992) Comparative plant ecology. Kluwer Wallingford UK
- Guevara-Escobar A., Kemp P.D., Mackay A.D., Hogson J. (2002) Soil properties of a widely, spaced, planted poplar (*Populus deltoides*)- pasture system in a hill environment. *Australian Journal of Soil Research* 40: 873-886.
- Gutián F, Carballás T (1976) Técnicas de análisis de suelo. Ediciones Pico Sacro. Santiago de Compostela España.
- Harris RF, Chester G, Allen ON (1996) Dynamics of soil aggregation. *Advance of Agronomy*: 107- 169
- Harvey EK (1985) Cottonwood An American Wood. Forest Service. United State Department of Agriculture. FS- 231: 1- 8.
- Hill MO (1979) The development of a flora in even-aged plantations. In Ford ED, Malcolm DC, Atterson J (eds) *The ecology of Even-aged Forest Plantations*. Institute of Terrestrial Ecology Cambridge 175-192
- Holmes W (1962) Grazing management for dairy cattle. *Journal British Grassland Society*, 17: 30-40.
- Hough RL, Young SD, Crout NMJ (2003) Modelling Cd, Cu, Ni, Pb and Zn uptake, by winter wheat and forage maize, from a sewage disposal farm. *Soil Use and Management* 19: 19-27
- Huang W, Luukkanen O, Johanson S, Kaarakka V, Räsänen S, Vihemäki H (2002) Agroforestry for biodiversity conservation of natural reserves: functional groups identification and analysis. *Agroforestry systems* 55: 65-72

- IFN Inventario Nacional Forestal (2002) Tercer Inventario Forestal Nacional 1997-2006. La transformación histórica del paisaje forestal en Galicia 2da edición. Ministerio de Ambiente. Madrid España. 159 p
- IGME Instituto Geológico y Minero de España (1975) Mapa Geológico de España. Primera edición. Impreso Adosa Madrid: 122 pp.
- Illera V, Walter I, Cuevas G, Cala V (1999) Biosolid and municipal solid waste effects on physical and chemical properties of a degraded soil. *Agrochimica* Vol XLIII (3-4): 178-186
- INE Instituto Nacional de Estadística (2005) The institute national of Statistic. Lisboa Portugal (<http://www.ine.pt>) 11/05/2009
- Isted R (2005) Wood pasture and parkland: overlooked Jewels of the English countryside. In: Mosquera-Losada MR, McAdam J, Rigueiro-Rodríguez A (eds) *Silvopastoralism and Sustainable Land Management*. CABI Wallingford UK.
- Johnson DW (1992) Base cation distribution and cycling. In: Johnson DW, Lindberg SE (eds) *Atmospheric deposition and forest nutrient cycling. A synthesis of the integrate forest study*. Springer Verlag, New York 275-337
- Juste C, Soldá P (1998) Influence de l'addition de différentes matières fertilisantes sur la biodisponibilité du calcium, du manganese, du nickel et du zinc contenus dans un sol sableux amendé par des boues de estation dépuración. *Agronomie* 8 (10): 897-904
- Kabata-Pendías A, Pendías H (1984) *Trace elements in soil and plants*. CRC Press, Boca Ratón Florida.
- Kennedy AD (1993) Photosynthetic response of the Antartic moss *Polytrichum alpestre*. Hoppe to low temperatures and freeze thaw stress. *Polar Biology* 13: 271- 279
- Klinka KH, Chen YH, Wang Q, Montigny LD (1996) Forest canopies and their influence on understory vegetation in early-seral stands on West Vancouver Island. *Northwest Science* 70: 193-200
- Korte CJ, Harris W (1987) Effects of grazing and cutting. En 'Management grassland analytical studies. Ecosystem of the world., 17b' Ed. RW Snaydon, 7: 71- 79.
- Krebs R, Gupta SK, Furrur G, Schulín R (1988) Solubility and plant uptake of metals with and without liming of sludge-amended soils. *Journal of Environmental Quality* 27 (1): 18- 23.

- Kreyling J, Beierkuhnlein C, Pritsch K, Schloter M, Jentsch A (2008) Recurrent soil freeze-thaw cycles enhance grassland productivity. *New phytologist* 177: 938-945
- Kwiatkowska AJ, Wyszomirski T (1988) Decline of *Potentillo albae-Quercetum phytocoenoses* associated with the invasion of *Carpinus betulus*. *Vegetario* 75: 49-55
- Labrador Moreno J (2001) La materia orgánica en los agrosistemas 2ª edición. Ministerio de Agricultura, pesca y alimentación. Ediciones Mundi- Prensa. Impreso en España: 293 pp.
- Lande R (1996) Statistic and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *OIKOS* 76: 5-13
- Lawson G, Dupraz C, Liagre F, Moreno G, Paris P, Papanastasis V (2005) Deliverable 9.3. Options for Silvoarable Agroforestry Policy in the European Union. Natural Environmental Research Council, Swindow, Oxfordshire, UK <http://montpellier.inra.fr/safe/4/05/2009> 11/03/2009
- Leavengood S, Charlton SB, Dahm J (2001) Hybrid poplar performance 2000. Crop research in the Klamath Basin. 2000 Annual Report. Corvallis, OR: Oregon State University Agricultural Experiment Station.
- LECO (1996) Elemental analyzer. Instruction Manual. LECO Corp. St. Joseph Michigan USA.
- Lemann L, Weigl D, Droppelmann B, Huwe B, Zech W (1999) Nutrient cycling in an agroforestry systems with runoff irrigation in northern Kenya. In: Auclair D, Dupraz C (eds) *Agroforestry for the sustainable land use*. Kluwer Dordrecht The Netherland.
- Lindberg S, Greger M (2002) Plant genotypic differences under metal deficient and enrichment conditions. In Prasav MNV, Kazimierz Z (eds) *Physiology and biochemistry of metal toxicity and tolerance in plants*. Kluwer Academic Publisher Dordercht, The Netherland.
- Lombard K, O'Neill M, Smeal D, Arnold R, Mexal J (2005) Hybrid poplar establishment under harsh environmental and edaphic conditions. AFTA 2005 Conference Proceedings; 1- 9.
- López-Arias M, Grau-Corbí JM (2005) Metales pesados, materia orgánica y otros parámetros de la capa superficial de los suelos agrícolas y de pastos de la España Peninsular. II Resultado por provincias. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria. Ministerio de Educación y Ciencias: 383 pp.

- López-Díaz ML (2004) Aplicación de lodos de depuradora urbana como fertilizante en un sistema silvopastoral. Tesis doctoral. Universidad Santiago de Compostela.
- Lopez-Díaz ML, Mosquera-Losada MR, Rigueiro-Rodríguez A (2007) Lime, sewage sludge and mineral fertilization in silvopastoral systems develop in very acid soils. *Agroforestry system* 70(1): 91-101
- López-Díaz ML, Mosquera-Losada MR, Rigueiro-Rodríguez A (2009) Influence of pasture botanical composition and fertilization treatments on tree growth. *Forest Ecology and Management*. DOI: 101016/j.foreco.2008.12.001
- López-Mosquera ME (1995) Enmiendas. Corrección de la acidez: encalado. Gestión de la materia orgánica en explotaciones agrícolas. Monografía docente. Universidad de Santiago de Compostela: 55 pp.
- López-Mosquera ME, Barros R, Sainz MJ, Carral E, Seoane S (2005a) Metal concentrations in agricultural and forestry soils in northwest Spain: implications for disposal of organic waste on acid soils. *Soil use and Management* vol 21(3): 298-305
- López-Mosquera ME, Moirón C, Seoane S (2002) Changes in chemicals properties of an acid soil after application of dairy sludge. *Investigación agrónoma*. Departamento de Protección Vegetal 17:77-86
- López-Mosquera ME, Sainz MJ, Carral E, (2005b) Evaluation of dairy sludge as grassland fertilizer in Galicia (NW Spain). In Ramdane Dris PhD (eds) 'Crops: quality, growth and biotechnology' Helsinki Finland
- Loué A (1988) Los microelementos en la agricultura. Ediciones Mundi-Prensa
- Lteif A, Whalen JK, Bradley RL, Camiré C (2007) Mixtures of papermill biosolids and pig slurry improve soil quality and growth of hybrid poplar. *Soil Use and Management* 23; 393- 403.
- MARM Ministerio de Medio Ambiente Rural y Marino (2007) Anuario de estadística agroalimentaria 2006 con datos del 2004, 2005 y 2006. Secretaria general técnica. Impreso en Madrid: 973 pp
- Marrugan AE (1989) Diversidad ecológica y su medición. Ediciones Vedral Barcelona 200pp
- Marschner H, Dell B (1994) Nutrient uptake in mycorrhizal symbiosis. *Plant and Soil* 159: 89-102

- Martínez E, Arquero A, Gonzalo C, Diez E, Lillo M (2002) METEO: módulo de almacenamiento y gestión de datos bioclimáticos de un sistema de información. X Simposio Latinoamericano de Percepción Remota y Sistemas de Información Espacial/ Reunión plenaria de SELPER Sociedad Latinoamericana de Percepción Remota y Sistemas de información Espacial- Bolivia.
- Martínez-Jauregui B (2007) Pastoreo de brezales-tojales por pequeños rumiantes: efectos de la quema, especie animal, raza y carga sobre la flora y fauna. PhD Universidad de Oviedo, Oviedo España.
- Martínez-Jauregui M, Celaya U, García YK, Osoro K (2006) Influencia de la raza y de la presión de pastoreo caprino sobre la fauna en un matorral atlántico. In: Osoro K, Argamenteira A, Larraceleta A (eds) Actas de la sociedad española para el estudio del pasto. Girón España.
- McAdam J (1991) An evaluation of tree protection methods against Scottish Blackface sheep in upland agroforestry systems. *Forest Ecology and Management* 45: 119-125
- McAdam J (2000) Environmental impacts. *Forestry commission bulletin* 122: 83-90
- McAdam J (2005) Silvopastoral system in North-West Europe. In: Mosquera-Losada MR, McAdam J, Rigueiro-Rodríguez A (eds) *Silvopastoralism and sustainable land management*. CABI Walingford UK.
- McAdam J, McEvoy PM (2009) The potential for silvopastoralism to enhance biodiversity on grassland farms in Ireland. In: Rigueiro-Rodríguez A, McAdam J, Mosquera-Losada MR. *Agroforestry in Europe. Current status and future prospects*. Springer The Netherland.
- McAdam J, Thomas TH, Willis RW (1999a) The economics of agroforestry systems in the UK an a review of their future prospects. *Scottish Forestry* 53(1): 37-41
- McAdam JH (2006) Silvopastoralism as a land-use option for sustainable development on grassland farms in Northern Ireland. In: Mosquera-Losada MR, McAdam JH, Rigueiro-Rodríguez A. (eds) *Silvopastoralism and Sustainable Land Management*: 404-405.
- McAdam JH, Hoppé GM, Toal L, Whiteside T (1999b) The use of wide-spaced trees to enhance faunal diversity in managed grassland. In: Papanastasis V, Frame J, Nastis AS (eds). *Grassland and woody plants in Europe. Proceedings of Internacional*

- Ocasional Symposium of the European Grassland Federation. Grassland Science in Europe volume 4 EGF Thessaloniki Greece.
- McGrath SP, Chaudri AM, Giller KE (1995) Long term effects of metals in sewage sludge on soils, microorganism and plants. *Journal of Industrial Microbiology* 14: 94-104
- McLean EO (1971) Potentially beneficial effects from living. Chemical and physical. *Soil Crops Science Society. Florida Proc* 31: 189-196
- Mehlich A (1985) Mehlich 3 Soil test extractant: a modification of Mehlich 2 extractant. *Communication of Soil and Science Plant* 15 (12): 1409-1416
- Mombiela FA (1983a) Efecto de la cal y del fósforo sobre las transformaciones de nitrógeno en dos suelos ácidos de Galicia. *An INIA. Ser. Agric.* 24: 269- 280.
- Mombiela FA, Mateo ME (1984) Necesidades de cal para praderas en terrenos a monte, su relación con el Al intercambiable en suelos sobre granitos y pizarras de Galicia *An. INIA Secc Agrícola* 25 Págs. 129- 143.
- Mombiela. FA (1983b) El estudio de la fertilidad del suelo en Galicia. Apuntes históricos y problemática general de la investigación sobre la acidez y la falta de fósforo. *Xornadas de estudio sobor dos recursos da agricultura galega*: 87-110.
- Montero JL, y González JL (1983) Diagramas bioclimáticos. Ministerio de Agricultura, pesca y alimentación. Servicio de publicaciones agrarias.
- Monterroso C, Álvarez E, Fernández-Marcos ML (1999) Evaluation of mehlich 3 reagent as multielement extractant in mine soils. *Land degradation and development* 10: 35-47
- Montoya JM (1993) *Chopos y choperas*. Agroguías mundi-prensa. Impreso en España: 124 pp
- Moreno CE (2001) *Métodos para definir la biodiversidad*. M&T Manuales y tesis SEA volumen 1 Zaragoza 84pp
- Moreno G, Obrador J, García E, Cubera E, Montero MJ, Pulido F (2005) Consequences of dehesas management on tree understory interactions. In: Mosquera-Losada MR, McAdam J, Rigueiro-Rodríguez A (eds) *Silvopastoralism and land sustainable manegement*. CABI Wallingford UK.

- Moreno G, Obrador JJ, García E, Cubera E, Montero MJ, Pulido F, Dupraz C (2007) Driving competitive and facilitative interactions in oaks dehesas through management practices. *Agroforestry systems* 70(1): 25-40
- Moreno G, Pulido F (2007) The function, management and persistence of dehesas. In: Rigueiro-Rodríguez A, McAdam J, Mosquera-Losada MR (eds) *Agroforestry in Europe* vol 5. Kluwer Dordrecht. The Netherlands.
- Moreno J (1983) Recursos vegetales en Galicia. I Xornadas de estudo sobre os recursos básicos da agricultura galega. Cuadernos de área de ciencias agrarias. Publicación do seminario de estudos Galegos 4: 205-240
- Mosquera A (1992) Transformación de terrenos de monte Gallegos en praderas permanentes. Dosis óptimas de cal para su implementación y mantenimiento. En '100 años de Investigación Agraria'. Ed. Consellería de Agricultura, Xunta de Galicia 375-382
- Mosquera A, Mombiela F (1986) Comparison of three methods for the determination of soil Al in an unbuffered salt extract. *Communications of Soil Science and Plant*. 17(1):97-113
- Mosquera-Losada MR, Fernández-Núñez E, Rigueiro-Rodríguez A (2004) Shrub and tree potential as animal food in Galicia NW Spain. In: Adersson F, Birot Y, Päivinen R (eds) *Forest Ecosystem in Landscape Research: Scientific Challenges and Opportunities*. EFI Saarijärvi, Finland
- Mosquera-Losada MR, Fernández-Núñez E, Rigueiro-Rodríguez A (2006b) Pasture, tree and soil evolution in silvopastoral system of Atlantic Europe. *Forest Ecology and Management* 232: 135-145
- Mosquera-Losada MR, Fernández-Núñez E, Rigueiro-Rodríguez A (2007b) Efecto de la fertilización con lodos de depuradora urbana sobre la producción de pasto y el crecimiento del arbolado en sistemas silvopastorales establecidos bajo *Eucalyptus nitens* (H. Deane & Maiden) Maiden. Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales.
- Mosquera-Losada MR, González-Rodríguez A, Rigueiro-Rodríguez A (1999) Ecología y manejo de praderas. MAPA: 214 pp

- Mosquera-Losada MR, López-Díaz ML, Rigueiro-Rodríguez A (2009a) Zn and Cu evolution in herbage and soil in a *Pinus radiata* silvopastoral system in north-west Spain after sewage sludge and lime application. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 172(6): 843-850
- Mosquera-Losada MR, López-Díaz ML, Rigueiro-Rodríguez A. (2001a) Sewage sludge fertiliser of a silvopastoral system with pines in Northwestern Spain. *Agroforestry systems* 53: 1-10
- Mosquera-Losada MR, McAdam JH, Romero-Franco R, Santiago-Freijanes JJ, Rigueiro-Rodríguez A. (2009b) Definitions and components of Agroforestry Practices in Europe. In: Rigueiro-Rodríguez A, McAdam JH, Mosquera-Losada MR (eds) *Advance in Agroforestry. Agroforestry Systems. Current Status and Future Prospectives*. The Netherland
- Mosquera-Losada MR, Morán D, Rigueiro-Rodríguez A (2007a) Evaluación de la producción de pasto en sistemas silvopastorales bajo chopo en diferentes condiciones de fertilización orgánica y encalado. III Congreso Nacional de Sistemas Agroforestales. *Sistemas*. Sociedad Española para el estudio de pasto.
- Mosquera-Losada MR, Muñoz-Ferreiro N, Rigueiro-Rodríguez A (2009c) Agronomic characterization of different types of sewage sludge policy implications. *Journal of Waste Management* IN PRESS.
- Mosquera-Losada MR, Nair VD, Nair PKR, Morán D, Santiago-Freijanes JJ, Rigueiro-Rodríguez A (2008) Soil phosphorus storage in poplar + pasture silvopastoral system fertilized with sewage sludge in Northwestern Spain. *American Society of Agronomy* (Poster)
- Mosquera-Losada MR, Pinto-Tobalila M, Rigueiro-Rodríguez A (2005) The herbaceous component in a temperate silvopastoral Systems. In: Mosquera-Losada MR, McAdam J, Rigueiro-Rodríguez A (eds) *Silvopastoralism and Sustainable Land Management*. CABI Wallingford UK.
- Mosquera-Losada MR, Rigueiro-Rodríguez A, López-Díaz ML, Rodríguez-Barreira S (2001b) Efecto del sombreado y la época de siembra en el establecimiento y producción de varias especies pratenses. *Investigación agraria* 16: 169-186

- Mosquera-Losada MR, Rigueiro-Rodríguez A, Villarino-Urtiaga JJ (2001c) Establecimiento de sistemas silvopastorais. Conselleria de Agricultura, Gandería e Política agroalimentaria. Xunta de Galicia.
- Mosquera-Losada MR, Rodríguez-Barreira S, López-Díaz ML, Fernández-Nuñez E, Rigueiro-Rodríguez A (2009d) Biodiversity and silvopastoral Systems use change in very acid soils. Agriculture, ecosystems and environment. Doi: doi:10.1016/j.agee.2009.02.005
- Mosquera-Losada MR, Rodríguez-Barreira S, Rigueiro-Rodríguez A (2006c) Pasture establishment for extensive systems. In Mosquera-Losada M.R., McAdam J., Rigueiro-Rodríguez A. (eds) Silvopastoralism and sustainable land management. Printed in UK: 266- 268.
- NAFC North America Forest Commission (2002) Forest plantation in North America. XXI Session of North America Forest Commission. Plantation Technical Paper Group: 30 pp
- Nagaike T (2002) Different in plant species diversity in between conifers (*Larix kaempferi*) plantations and broad-leaved (*Quercus crispula*) secondary forest in central Japan. Forest and Ecology Management 118: 161-171
- Nair PKR (1985) Classification of agroforestry systems. Agroforestry system 3: 97-128
- Nair PKR (1993) An introduction of agroforestry. Kluwer, Dordrecht, The Netherlands
- Nair VD, Kalmbacher RS (2005) Silvopasture as an approach to reducing nutrient loading of surface water from farms. In: Mosquera-Losada MR, McAdam JH, Rigueiro-Rodríguez A (eds) Silvopastoralism and Land use Management. CABI Wallingford UK.
- Nair VD, Nair PKR, Kalmbacher RS, Ezenwa IV (2007) Reducing nutrient loss from farms through silvopastoral practices in coarse-texture soils of Florida USA. Ecology Engineering 29(2): 192-199
- Nixon CJ, Roger DG, Nelson DG (1992) The protection of tree in silvopastoral agroforestry Systems. Forestry Commission Research Information Note 219. Forestry Authority. Edinburgh UK.

- Nwaigbo LC, Hudson G, Sibbald AR (1995) Tree- scale trends in available soil nutrients and core penetration resistance in a grassed hybrid larch (*Larix eurolepis*) silvopastoral system. *Agroforestry Forum* 6 (2): 48-50
- O'Riordan EG, Dodd VA, Fleming GA, Tunney H (1994) Repeated application of a metal Rich sewage sludge to grassland. Effects on metal levels in soil. *Irish Journal of Agronomy Food Research* 33: 41-51
- Olea L, López-Bellino RJ, Poblaciones MJ (2005) European types of silvopastoral Systems within the Mediterranean area; Dehesa. In; Mosquera-Losada MR, McAdam J, Rigueiro-Rodríguez A (eds) *Silvopastoralism and Sustainable Land Management*. CABI Wallingford, UK
- Omil B, Mosquera-Losada MR, Merino A (2007) Responses of a non-N-limited forests plantation to the application of alkaline-stabilized dewatered dairy factory sludge. *Journal of Environmental Quality* 36: 1765-1774
- Pacheco LF, Pires J, Iglesias A, Cantalapiedra J, Barreto D, Araújo JP (2006) Goat production system in mountain zones: the case of Peneda's Mountain. In: Mosquera-Losada MR, McAdam JH, Rigueiro-Rodríguez A (eds) *Silvopastoralism and Sustainable Land Management*: 58- 59
- Padro A. (1992) Clones de Chopo para el valle medio del Ebro. Diputación general de Aragón, Zaragoza: 105 pp.
- Padro A. (1992) Clones de Chopo para el valle medio del Ebro. Diputación general de Aragón, Zaragoza: 105 pp.
- Palma J, Graves AR, Bunce RGH, Burgess PJ, de Filippi R, Keesman KJ, van Keulen H, Liagre F, Mayus M, Moreno G, Reisner Y, Herzog F (2006) Modelling environmental benefits of silvoarable agroforestry in Europe. *Agriculture, ecosystem & environment* 119: 320-334
- Palma J, Graves AR, Burgess PJ, Keesman KJ, van Keulen H, Mayus M, Reisner Y, Herzog F (2007) Methodological approach for the assessment of environmental effects of agroforestry at the landscape scale. *Ecological Engineering* 29:450-462
- Pantera A, Papadopoulo AM (2006) Silvopastoralism in Evritania Greece. In: Mosquera-Losada MR, McAdam JH, Rigueiro-Rodríguez A (eds) *Silvopastoralism and Sustainable Land Management*: 60-61

- Papanastasis P (1996) Silvopastoral systems and range management in the mediterranean region. In: Etienne M. (eds) Western Silvopastoral Systems. INRA: 143- 156
- Papanastasis VP (2004) Vegetation degradation and land cover change in agrosilvopastoral systems. In: Schnabel S, Goncalves A (eds) Sustainability of agrosilvopastoral systems- dehesa, montados Advance in Geocology 37: 1-12
- Pardini A (2005) Gestione dei pascoli e dei territori pascolivi. Aracne Editrice Roma.
- Pardini A (2009) Agroforestry systems in Italy: Traditions towards modern management. In: Rigueiro-Rodríguez A, McAdams J, Mosquera-Losada MR (eds) Agroforestry in Europe current status and future prospects. Springer The Netherland.
- Pardini A, Mosquera-Losada MR, Rigueiro-Rodríguez A (2002a) Land Management to develop naturalismo ecotourism. In: Cristovão A, Omodei Zorini L (eds) Proceeding of the V International Farming Systems Association Symposium, Firenze (I) 8 11 april 2002
- Pardini A, Mosquera-Losada MR, Rigueiro-Rodríguez A (2002b) Land Management to develop naturalistic tourism. In: Proceeding of V International IFSA (International Farming Systems Association) University of Florence, Florence Italy 8-22 June 2002.
- Pardini A, Natali F (2006) Horse grazing on a mixture of *Trifolium brachycalycinum* and *Cynodon dactylon* in firebreaks of Tuscan Maremma (Central Italy). In: Mosquera-Losada MR, McAdam JH, Rigueiro-Rodríguez A (eds) Silvopastoralism and Sustainable Land Management: 170- 171
- Pardini A, Zoppi L, Talamucci P (1987) Offerta di pascolo per bovini e ovini di un bosco ceduo sottoposto a diradamento geometrico nella Maremma Toscana. Monti e Boschi 1:55-63
- Pearson CJ, Ison RL (1987) Vegetative growth in Agronomy of grassland systems, 3: 27-47.
- Peet RK (1974) The measurement of species diversity. Annual review of Ecology and Systematics 5: 285-307
- Peltzer DA, Wilson SD (1998) Competition intensity along a productivity gradient in a low diversity grassland. American Naturalist 151: 465-476.
- Pereira PM, Pires da Fonseca M (2003) Nature vs nurture: the making of the montados ecosystems. Conservation Ecology 7(3):7

- Peri PL, Lucas RL, Moot DJ (2007) Dry matter production, morphology and nutrient value of *Dactylis glomerata* growing under different light regimes. *Agroforestry systems* 70(1); 63-79
- Perkin-Elmer Corporation (1977) Instruction mercury analysis systems. Norwalk Connecticut USA
- Piccolo A, Zaccheo P, Genevini PG (1992) Chemical characterization of humic substances extracted from organic-waste-amendment soil. *Bioresearch Technology* 40: 275-282
- Pielou EC (1975) Ecological diversity. John Willey & Sons Inc New York 165p
- Piñeiro J, Pérez M, (1992) Especies pratenses y modo de aprovechamiento II.- Efecto sobre el contenido de calcio, magnesio y la relación $K/(Ca+Mg)$. XXXII Científica de la Sociedad Española de Pastos: 261- 266.
- Pleininger T (2007) Compatibility of livestock grazing with stand regeneration in Mediterranean holm oak parkland. *Journal of Nature Conservation* 15:1-9
- PNIR Plan Nacional Integrado de residuos (2006) Anexo 5: II Plan nacional de lodos de depuradoras de agua residuales- EDAR II PNLD (2007-2015): 326- 349
- Pontes LS, Carrère P, Andueza D, Louault F, Soussana JF (2007) Seasonal productivity and nutritive value of temperate grasses found in semi-natural pasture in Europe: response to cutting frequently and N supply. *Grass and Forage Science* 62: 485- 496.
- Porta J, López-Acevedo M, Roquero C (2003) Edafología para Agricultura y Medio Ambiente. Ediciones Mundi Prensa. Madrid: 257- 270.
- Prasad R, Power JK (1997) Soil fertility management for sustainable agriculture. New York, USA, Lewis Publishers: 356 pp.
- Quinteiro-Rodríguez MP, (1994) La materia orgánica y especiación de metales en suelos tratados con lodos residuales. Tesis doctoral. Universidad de Vigo.
- Quinteiro-Rodríguez MP, Andrade-Couse ML, De Blas Varela E (1998) Efecto de la adición de lodo residual sobre las propiedades del suelo: Experiencias de campo. *Boletín de la Sociedad Española de la Ciencia del Suelo* 5:1-5
- Rigueiro-Rodríguez A, Cuiña Cotarelo R, Fernandez Nuñez E, Mosquera Losada MR (2009b) Liming and sewage sludge effects on soil fertility and understorey

development in reforested *Pinus radiata* D Don plantations. 15th European Grassland Federation Brno Czech Republic.

Rigueiro-Rodríguez A, Fernández-Nuñez E, González-Hernández P, McAdam JH, Mosquera-Losada MR (2009a) Agroforestry system in Europe: productive, ecological and social perspectives. In: Rigueiro-Rodríguez A, McAdam JH, Mosquera-Losada MR (eds) Advance in Agroforestry. Agroforestry Systems. Current Status and Future Prospectives. The Netherland

Rigueiro-Rodríguez A, Fernández-Nuñez E, Mosquera-Losada MR (2005a) Effects of tree density and species on botanical evolution diversity in a five years experiment in a silvopastoral systems. Integrating efficient grassland farming and biodiversity. Grassland science in Europe. Estonia: 384-387

Rigueiro-Rodríguez A, López-Díaz ML, Mosquera-Losada MR (2002a) Efecto de la época de fertilización con distintas dosis de lodo de depuradora urbana y complementación con potasio sobre la producción de praderas. Pastos XXXII (2): 141-159

Rigueiro-Rodríguez A, Mosquera-Losada MR (2002b) Los lodos de depuradora urbana de Lugo y la pradera: su empleo en la fertilización de prados. Lucensia. N54: 91-98

Rigueiro-Rodríguez A, Mosquera-Losada MR, Gatica-Trabanini E (2000) Pasture production and tree growth in a young pine plantation fertilized with inorganic fertilizer and milk sewage in northwest Spain. Agroforestry systems 48: 245-256

Rigueiro-Rodríguez A, Mosquera-Losada MR, López-Díaz ML (1998b) Silvopastoral system in prevention of forest fires in the forest of Galicia (NW Spain). Agroforestry forum 9(3); 3-8

Rigueiro-Rodríguez A, Mosquera-Losada MR, López-Díaz ML (2007) Mineral concentrations in herbage and soil in a *Pinus radiata* silvopastoral system in north-west Spain after sewage sludge and lime application. Grass and Forage Science 62: 208-224

Rigueiro-Rodríguez A, Mosquera-Losada MR, López-Díaz ML (2008) Effect of sewage sludge and liming on productivity during the establishment of silvopastoral system in northwest Spain. New Zealand Journal of Agricultural Research 51: 199-207

- Rigueiro-Rodríguez A, Mosquera-Losada MR, Romero-Franco R, González-Hernández MP, Villarino-Urriaga JJ (2005b) Silvopastoral system as a forest fire prevention technique. In Mosquera-Losada MR, McAdam J, Rigueiro-Rodríguez A (eds) Silvopastoralism and Sustainable Land Management. CABI Wallingford UK
- Rigueiro-Rodríguez A, Rodríguez-Barreira S, Mosquera-Losada MR (2006) Residual effect of organic fertilization and liming on phosphorus soil and pasture level in a silvopastoral system. Grassland Science in Europe EGF Tartu 10: 610-612
- Rigueiro-Rodríguez A, Santiago-Freijanes JJ, Fernández-Nuñez E, Mosquera-Losada MR (2009c) Sistemas biológicos de prevención de incendios forestales: los sistemas silvopastorales. En: Muñoz-Vélez R (eds) La defensa contra incendios forestales. Fundamentos y experiencias. 2 edición. Madrid España
- Rigueiro-Rodríguez A, Silva-Pando FJ, Rodríguez-Soalleiro R, Castrillón-Palomeque PA, Álvarez-Álvarez P, Mosquera-Losada MR, Romero-Franco R, González-Hernández MP (1998a) Manual de sistemas silvopastorales. Proxecto Cogumella. Área Forestal. Serie Manual Técnicos. Universidad Santiago de Compostela. Programa ADAPT
- Rigueiro-Rodríguez A, Silva-Pando FJ, Rodríguez-Soalleiro R, Castrillón-Palomeque PA, Álvarez-Álvarez P, Mosquera-Losada MR, Romero-Franco R, González-Hernández MP (1998) Manual de sistemas silvopastorales. Proxecto Cogumella. Área Forestal. Serie Manual Técnicos. Universidad Santiago de Compostela. Programa ADAPT.
- Rigueiro-Rodríguez A, Mosquera-Losada MR, Romero Franco R, González Hernández MP, Villarino-Urriaga JJ, López-Díaz L (2005c) 25 años de investigación en Galicia sobre sistemas agroforestales en prevención de incendios forestales. II Internacional Conference on Prevention Strategies of Fires in Southern Europe. Barcelona (<http://www.ctfc.es/confeinfor/articles/PAPER%20RIGUEIRO.pdf>) 14/09/2009
- Roberts MR (1992) Stand development and overstory-understory interactions in an aspen-northern hardwood stands. Forest Ecology and Management 54: 157-174
- Robinson B, Green S, Mills T, Clothier B, van de Velde M, Lamplane R, Fung L, Deurer M., Hurst S, Thayalakumaran T, van der Dijssel C (2003) Phytoremediation: using

- plants as biopump to improve degraded environments. Australian Journal of Soil Research volume 41 number 3 CSIRO Publishing: 599-611
- Robles AB, Ruiz-Mirazo J, Ramos ME, González-Rebollar JL (2009) Role of grazing livestock in sustainable use, naturalness promotion in naturalization of marginal ecosystems of southeastern Spain (Andalusia). In: Rigueiro-Rodríguez A, McAdams J, Mosquera-Losada MR (eds) Agroforestry in Europe current status and future prospects. Springer The Netherlands.
- Rodríguez-Barreira S (2007) Crecimiento del arbolado, producción de pasto y efectos edáficos en sistemas silvopastorales fertilizados con lodos de depuradora urbana efecto residual. Tesis doctoral. Universidad Santiago de Compostela
- Rois M, Mosquera-Losada MR, Rigueiro-Rodríguez A (2006) Biodiversity indicators on silvopastoralism across Europe. EFI Technical report 21 Joensuu Finland. http://www.efi.int/files/attachments/publications/tr_21.pdf 13/05/2009
- Römken P, Hoederboom G, Dolfing J (1999) Cu solution geochemistry in arable soils: field observations and model application. Journal of Environmental Quality 28: 776-783
- Rozados-Lorenzo MJ, González-Hernández MP, Silva-Pando FJ (2007) Pasture production under different tree species and densities in an Atlantic silvopastoral system. Agroforestry system 70 (1): 53-62
- Salomons W (1995) Heavy metals. Forstner Mader Editions.
- Salt DE, Smith RD, Raskin I (1998) Phytoremediation. Annual Revision of Plant Physiology. Plant Molecular Biology 49: 643-668
- San Miguel A (2001) Pastos naturales españoles. Fundación Conde del Valle de Salazar. Ediciones Mundi-Prensa Madrid. 319p
- Sánchez L (2005) Indigenous breed and silvopastoral systems. In; Mosquera-Losada MR, McAdam J, Rigueiro-Rodríguez A (eds) Silvopastoralism and Sustainable Land Management. CABI Wallingford UK
- SAS (2001) SAS/Stat user's guide: statistics Ed. SAS Institute Inc. NC. USA.
- Sauvé S, Hendershot W, Allen H (2000) Solid-solution partitioning of metal in contaminated soils: dependence on pH, total burden and organic matter. Environmental Science and Technology 34: 1125-1131

- Schoeneberger MM (1993) Enhancing biodiversity with and within Agroforestry planting. In: Landis TD (eds) Western Forest Nursery Association. Department of Agriculture Fort Collins USA.
- Schoffelen AC, Middleburg HA (1954) Structural deterioration of lateritic soils through liming. Trans. Fifth International Congress of Soil Science 2: 158-165
- Schütz JP (1998) Licht bis auf den Waldboden: Waldbauliche Möglichkeiten zur Optimierung des Lichteinfalls im Walde. Schweiz Z, Forstwes 149: 843-864
- Schwartz C, Echevarria G, Morel JL (2003) Phytoextraction of Cadmium with *Thlaspi caerulescens*. Plant and Soils 149: 27-35
- Scrivastava JP, Smith NJH, Forno DA (1996) Agriculture as Friend and Foe of Biodiversity. In: Scrivastava JP, Smith NJH, Forno DA (eds) Biodiversity and Agricultural intensification. World Bank Washington DC USA
- Sebastiani L, Scebba F, Tognetti R (2004) Heavy metal accumulation and growth response in poplar clones: Eridano (*P deltoides* x *P maximowiczii*) y I 214 (*P. x canadensis*) exposed in industrial waste.
- SEEP Sociedad Española del Estudio de Pasto (http://www.seepastos.es/index_archivos/nomenclator.pdf) 09/09/2009
- Shakesby RA, Coello COA, Schnabel S, Keizer JJ, Clarke MA, Lavado-Contador JF, Walsh RPD, Ferreira AJD, Doerr SH (2002) A ranking methodology for assessing relative erosion risk and its application to dehesas and montados in Spain and Portugal. Land Degradation and Development 13(2): 129-140
- Shannon CE, Weaver W (1949) The mathematical theory of communication. University of Illinois Press. Urbana
- Sibbald AR (1996) Silvopastoral systems on temperate sown pastures: a personal perspective . In: Etienne M (eds) Western European Silvopastoral Systems. INRA editions: 23- 36
- Sibbald AR, Eason WR, McAdam JH, Hislop AM (2001) The establishment phase of a silvopastoral national network experiment in the United Kingdom. Agroforestry System 39: 39-53

- Siemann E, Rogers WE (2003) Changes in light and nitrogen availability under pioneer trees may indirectly facilitate tree invasions of grassland. British Ecology Society. Journal of Ecology 91: 923- 931.
- Sigpac (<http://sigpac.mapa.es/fega/visor>) 15/06/08
- Simpson K (1986) Abonos y estiércoles. Eds Acribia SA
- Sinclair FL (1999a) A general classification of agroforestry practice. Agroforestry system 46: 161-180
- Sinclair FL (1999b) The agroforestry concept- managing complexity. Scottish Forestry 53(1): 2-17
- Smith S.R. (1996) Agricultural Recycling of sewage sludge and the environment. CAB International Printed in UK: 382 pp.
- Snyder LJ, Mueller JP, Luginuhl JM, Brownie C (2007) Growth characteristics and allometry of *Robinia pseudoacacia* as a silvopastoral system component. Agroforestry Systems 19: 233-240.
- Sommariba E (1992) Revisiting the past: an essay on agroforestry definition. Agroforestry system 19: 233-240
- Sonohat G, Balandier P, Ruchaud F (2004) Predicting solar radiation transmittance in the understory of even-aged coniferous stands in temperate forest. Annals of Forest Science 61: 629-641
- Stocking MA (2003) Tropical soils in food security: the next 50 years. Science 302: 1356- 1359
- Taiz L, Zeiger E (1998) Mineral nutrition. In: Taiz L, Zeiger E (eds) Plant physiology Sinauer Association Inc. Sunderland.
- Tárrega R, Calvo L, Díez C, Luis E, Valbuena L, Marcos E (2006) Changes in biodiversity after abandonment in dehesas systems in the province of León. In: Mosquera-Losada MR, McAdam J, Rigueiro-Rodríguez A (eds) Silvopastoralism and Sustainable Land Management. CABI Wallingford UK
- Tharakan PJ, Volk TA, Abrahamson LP, White EH (2003) Energy feedstock characteristic of willow and hybrid poplar clones at harvest age. Biomass and Bioenergy 25: 571-580

- Thevathasan NV, Gordon AM (1997) Poplar leaf biomass distribution and nitrogen dynamics in poplar barley intercropping system in Southern Ontario. *Agroforestry Systems* 37: 79-90
- Thevathasan NV, Gordon AM (2004) Ecology of tree intercropping in the North temperate region: Experience from Southern Ontario, Canada. *Agroforestry Systems* 61: 257-268
- Thomas TH, Willis RW (2000) The economics of agroforestry in the United Kingdom. *Forestry Commission Bulletin* 122: 107-126
- Thornthwaite CW (1948) An approach towards a rational classification of climate. *Geographical Review* 38: 55-94
- Timmer VR (1985) Response of a hybrid poplar clone to soil acidification and liming. *Canadian Journal of Soil Science* 65; 727-736.
- Tognetti R, Sebastiani L, Minnocci A (2004) Gas exchange and foliage characteristics of two poplar clones growth in soil amended with industrial waste. *Tree physiology* 24: 75-82
- Tomich PT, Thomas ED, van Noordwijk (2004) Environmental service and land use change in Southeast Asia: from recognition to regulation or reward? *Agriculture, Ecosystem and Environment* 104: 1-16
- Tsadilas CD, Matsi Th, Barbayiannis N, Dimoyiannis D (1995) Influence of sewage sludge application on soil properties and on the distribution and availability of heavy metal fraction. *Communication of Soil and Plants* 26 (15-16): 2603-2619
- Turner J, Lambert M. (2000). Change in organic carbon in forest plantation soils in eastern Australia. *Forest Ecology and Management* 133: 231- 247.
- UN United Nations (1992) Agenda 21 UN Geneva.
- Underwood EJ, Suttle NF (1999) *The mineral nutrition of livestock*. CABI publishing International Wallingford UK 614 p
- UNFCCC United Nations Framework Convention on Climate Change (1998) Kyoto protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change. <http://unfccc.int/resource/docs/convkp/kpeng.pdf> cited 14/05/2009
- USDA (2001) Soil Quality test Kit Section II. Background and Interpretive guide for Individual Test: 79 pp.

- Van Breemen N, Burrough PA, Velhorst EJ, Van Dobben HF, De Wit T, Ridder TB, Reijnders HFR (1982) Soil acidification from atmospheric ammonium sulphate in forest canopy throughfall. *Nature* 299: 548-550
- Van Lynden GWJ (2000) Soil degradation in central and eastern Europe. The assessment of the status of human-induced degradation. FAO report 2000/05. FAO/ISRIC
- VARIAN (1989) Analytical methods. VARIAN (ed) Australia.
- Ventera RT, Graffman PT, Verchot LV, Magil AH, Aber JD, Steudlers PA (2003) Nitrogen oxide gas emission from temperate forest soils receiving long-term nitrogen inputs. *Global Change Biology* 9: 346-357
- Vieitez MG, Vieitez E (1955) Estudios sobre la variación estacional de la composición química de los pastos de los prados de la provincia de Pontevedra. *Anales de edafología y fisiología vegetal XVI (7 y 8):379-476*
- Vietmeyer N (1996) Harmonizing Biodiversity Conservation and Agricultural Development. In: Scivastava JP, Smith NJH, Forno DA (eds) *Biodiversity and Agricultural Intensification*. World Bank Washington DC USA
- Virgel-Mentxaka S (2002) Efecto de la aplicación de escoria siderúrgica LD y fertilizante NPK en sistemas agrarios. Universidad País Vasco. Tesis doctoral.
- Vitousek PM, Hooper DU (1993) Biological biodiversity and terrestrial ecosystem biogeochemistry. In: Schulze ED, Mooney HA (eds) *Biodiversity and ecosystem function*. Springer Verlag Berlin
- Vivenkanandan M, Brown JR, Williams J, Belyea R, Tumbleson ME (1991) Tolerance of forage legumes to lime-stabilized sludge. *Communication of Soil Science Plant* 22 (5-6):449-463
- Walter W, Lieth M (1969) *Klimadiagram Wlatlas*. Veb. Gustav Fisher Verlag. Ic.
- Wheeler DM (1998) Investigation into mechanisms causing lime responses in a grass/clover pasture on a clay loam soil. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 41: 497-515
- Whitehead DC (1995) Conclusion: Impact of the grassland management on the wider environment. *Grassland Nitrogen*. CAB International printed in the UK.
- Whitehead DC (2000) Nutrient elements in grassland. *Soil-Plant-Animal relationship*. CABI Publishing UK: 369 pp.

- Whittaker RH (1972) Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21 (2/3) 213-251
- Whittaker RH (1977) Evolution of species diversity in land communities. *Evolutionary biology* 10: 1-67
- Williams PA, Gordon AM, Garrett HE, Buck L (1997) Agroforestry in North America its role in farming systems. In: Gordon AM, Newman SM (eds) *Temperate Agroforestry Systems* CABI: 9-48
- Willman D, Acuña GH, Joy MP (1994) Concentrations of N, P, K, Ca, Mg and Na in perennial ryegrass and white clover leaves in different ages. *Grass and Forage Science* 49: 422- 428.
- Wilson MV, Shmida V (1984) Measuring beta diversity with presence-absence data. *Journal of Ecology* 72: 1055- 1064
- Wolstenholme R, Dutch J, Monat A., Bayes CD y Taylor CMA (1992) A Manual of good practice for the use of sewage sludge in forestry. Forestry Commission. Bulletin 107. London: HMSO.
- WWF World Wildlife Fund (2006) Cork Screwed? Environmental and Economic Impacts of the Cork Stoppers Market. World Wildlife Fund Mediterranean Office Rome.
- Xunta de Galicia (2003) Estrategia galega para a conservación e uso sostible da biodiversidade. Consellería do Medio Ambiente.Xunta de Galicia 290 pp
- Xunta de Galicia (2007) Plataforma Tecnológica Galega da madeira. Agenda estratéxica. Edición CIS Madeira: 111 pp
- Young A (1990) Agroforestry for soil conservation. *Science and Practice of Agroforestry*. CAB International. Wallingford UK: 276 pp
- Young A (1997) Agroforestry for soil management. CAB International Wallingford UK
- Zheng S, Liu F, Zeng D, Lu Q, Wang X, Ma X, Zhang Z (1997) (http://archive.idrc.ca/library/document/090916/chap18_e.html) 14/09/2009
- Zsuffa L, Giordano E, Pryor LD (1996) Trends of poplars culture: some global and regional perspectives In: Stettler R.F., Bradshaw H.D., Heilman P.E., Hinckley T.M. (eds) *Biology of Populus*. NRC Research Press Printed in Canada. 515-536

ANEXO 1

Resultado de ANOVA en suelo de pH agua, pH KCl, MO, CIC, elementos totales (N, P, Na, K, Ca, Mg, Cu, Cr, Ni, Zn y Pb); bases de cambio (K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} y Al^{3+}); y Mehlich (P, K, Ca, Mg, Al, Cu, Cr, Ni, Cd, Zn y Pb) de suelo tomados en los años 2003, 2004, 2005, 2006 y 2007 en un sistema silvopastoral; ns: no significativo; *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,001$

	Año	Tratamiento	Año*Tratamiento
pHAgua	**	ns	ns
pHKCl	**	***	*
MO	ns	*	ns
CIC	**	***	10%
Totales			
N	ns	10%	ns
P	***	ns	ns
Na	***	*	7%
K	*	ns	ns
Ca	*	ns	***
Mg	*	***	ns
Zn	ns	***	*
Cu	**	**	ns
Cr	***	ns	ns
Ni	ns	ns	ns
Pb	ns	ns	ns
BaCl ₂			
K^+ (cmol (+) kg ⁻¹)	***	ns	ns
Na^+ (cmol (+) kg ⁻¹)	***	ns	ns
Ca^{2+} (cmol (+) kg ⁻¹)	**	***	*
Mg^{2+} (cmol (+) kg ⁻¹)	***	***	ns
Al^{3+} (cmol (+) kg ⁻¹)	**	*	ns
K^+ (%)	***	ns	ns
Na^+ (%)	**	ns	ns
Ca^{2+} (%)	6%	***	ns
Mg^{2+} (%)	ns	9%	ns
Al^{3+} (%)	**	***	ns
Mehlich			
P	ns	**	*
K	***	**	ns
Ca	**	***	ns
Mg	***	***	ns
Al	**	ns	*
Zn	7%	***	ns
Cu	*	ns	ns
Cr	*	*	ns
Ni	ns	ns	ns
Pb	ns	ns	ns

ANEXO 2

Resultado de ANOVA en el crecimiento de *Populus x canadensis* en la altura y diámetro basal tomados en los años 2002, 2003, 2004, 2006 y 2007; incrementos interanuales; en un sistema silvopastoral; en donde ns: no significativo; *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,001$.

	Tratamiento
Altura	
2002	ns
2003	*
2004	*
2006	***
2007	***
Diámetro basal	
2002	ns
2003	*
2004	**
2006	***
2007	***
Incrementos	
altura 2007 2002	***
altura 2004 2002	**
altura 2007 2004	***
diámetro 2007 2002	***
diámetro 2004 2002	***
diámetro 2007 2004	***

ANEXO 3

Resultados de significación del factor tratamiento a partir del ANOVA realizado en la producción anual de pasto y material senescente y de la producción de pasto por cortes. ns: no significativo; *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,001$.

Producción anual		
	2002	ns
	2003	ns
	2004	*
	2005	ns
	2006	*
	2007	***
Producción por cortes		
2002	verano	ns
2003	verano	ns
	otoño	ns
2004	verano	***
	otoño	ns
2005	primavera	*
	verano	**
	primavera+verano	6%
	otoño	*
2006	primavera	***
	verano	**
	primavera+verano	**
	otoño	ns
2007	primavera	**
	verano	***
	primavera+verano	*
	otoño	***

ANEXO 4

Resultados del ANOVA de la producción del pasto con respecto a la posición del arbolado (norte, sur, este, oeste) lejos y cerca del arbolado; en donde ns: no significativo; *: $p < 0,05$.

	Proximidad arbolado	Orientación	Tratamiento
2005	Lejos	Norte	ns
		Sur	ns
		Este	ns
		Oeste	ns
	Cerca	Norte	ns
		Sur	ns
		Este	ns
		Oeste	*
2006	Lejos	Norte	*
		Sur	ns
		Este	ns
		Oest	ns
	Cerca	Norte	ns
		Sur	ns
		Este	ns
		Oeste	9%
2007	Lejos	Norte	ns
		Sur	ns
		Este	ns
		Oest	ns
	Cerca	Norte	ns
		Sur	ns
		Este	ns
		Oeste	ns

ANEXO 5

Resultados del ANOVA de la composición botánica para el factor tratamiento en cada uno de los cortes de los seis años de estudio. PRI: Primavera; VER: Verano; OTO: Otoño; ns: no significativo; *: p<0,05; **: p <0,01; ***: p<0,001.

	2002	2003		2004		2005			2006			2007		
	VER	VER	OTO	VER	OTO	PRI	VER	OTO	PRI	VER	OTO	PRI	VER	OTO
<i>Agrostis capillaris</i> L	ns	**	***	ns	***	ns	ns	***	***	***	***	***	***	***
<i>Cerastium glomeratum</i> Thuill				ns		ns	ns	ns	**	**	***	*	*	ns
<i>Dactylis glomerata</i> L		ns	ns	ns	ns	ns	**	ns	**	*	***	**	**	ns
<i>Festuca rubra</i> L	ns				ns	***								
<i>Holcus lanatus</i> L	ns	ns	ns	ns	ns	***	*	*	ns	ns	***	**	*	**
<i>Lolium perenne</i> L	ns	ns	ns	ns	ns	**	**	**	*	***	***	***	ns	*
Otras	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	*	**	**	ns	*
<i>Plantago lanceolata</i> L	ns	ns	ns	ns	ns	**	ns	ns	***	ns	***	ns	***	***
<i>Ranunculus repens</i> L				ns	**	ns	*	*	***	***	**	*	**	ns
<i>Rumex obtusifolius</i> L		ns	10%	ns	**	ns	ns	*	***	***	**	*	***	ns
<i>Stellaria media</i> L			*		ns	ns		ns	*		***	***	10%	ns
<i>Trifolium repens</i> L	ns	ns	ns		ns	ns	ns	ns	ns	**	ns	**	**	ns

ANEXO 6

Anexo 6.1. Resultados del ANOVA de la riqueza de especies, índices de Simpson y Shannon para el factor tratamiento en los años 2002, 2003, 2004 y 2005. ns: no significativo; *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$.

Riqueza especies	
2002	ns
2003	ns
2004	ns
2005	**
Índice de Simpson	
2002	*
2003	ns
2004	*
2005	*
Índice de Shannon	
2002	9%
2003	ns
2004	*
2005	*

Anexo 6.2. Resultado del ANOVA de la riqueza de especies, índices de Simpson y Shannon en los años 2006 y 2007 tomando en cuenta la posición del arbolado, en un sistema silvopastoral; en donde ns: no significativo; *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,001$.

	Tratamiento	Lejos/Cerca	Tratamiento*Lejos/Cerca
Riqueza especies			
2006	***	ns	ns
2007	***	ns	***
Índice de Simpson			
2006	**	ns	ns
2007	ns	ns	ns
Índice de Shannon			
2006	***	ns	ns
2007	**	ns	ns

ANEXO 7

Resultados del ANOVA de la proteína bruta (PB) en pasto, macroelementos (P, K, Na, Ca, Mg) y metales pesados (Cu, Cr, Ni, Zn, Pb) para el factor tratamiento en los diferentes cortes realizados. ns: no significativo; *: p<0,05; **: p <0,01; ***: p<0,001.

	Corte	PB	P	K	Na	Ca	Mg	Cu	Cr	Ni	Zn	Pb
2002	Verano	7%	6%	ns	ns	ns	ns	*		ns	*	
2003	Verano	*	*	ns	ns	ns	ns	ns			**	ns
	Otoño	6%	ns	*	ns	ns	ns	ns			ns	ns
2004	Verano	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns			ns	
	Otoño	***	***	**	**	10%	***	ns			ns	
2005	Primavera	ns	**	ns	ns	ns	*	ns	***	ns	**	ns
	Verano	9%	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	*	*	
	Otoño	*	**	**	ns	***	**	***	ns	ns	***	ns
2006	Primavera	ns	**	ns	**	ns	**	***	6%	**	***	ns
	Verano	10%	***	ns	ns	*	**	***	***	***	**	
	Otoño	ns	***	ns	ns	*	8%	ns	ns	ns	***	*
2007	Primavera	ns	***	8%	ns	**	**	**	10%	ns	***	ns
	Verano	ns	***	ns	ns	ns	ns	***	***	***	***	ns
	Otoño	*	ns	9%	**	7%	ns	ns	ns	ns	**	ns

Resumen

El siguiente estudio describe los efectos del encalado (0 y 2,5 t ha⁻¹ Ca O) aplicado para reducir la acidez conjuntamente con el efecto de la fertilización con lodos aplicadas en tres dosis (0, 100 y 200 kg N ha⁻¹) evaluado en un sistema silvopastoral establecido con *P. x canadensis* (434 árboles por hectárea) en una pradera mixta con *Dactylis glomerata*, *Lolium perenne* y *Trifolium repens* durante seis años. En este trabajo se mostraran los resultados de parámetros en el suelo como: pHs (agua y KCl), MO, N, CICE, P, K, Na, Ca, Mg, y metales pesados en Fe, Cr, Cu, Mn, Zn, Cd, Ni, Pb y su evolución en los últimos seis años en la relación suelo-pasto. En trabajos previos se ha encontrado un incremento del pH desde el primer hasta el último año, la materia orgánica, y el nitrógeno presentaron valores altos y bajos durante los seis años del ensayo; de igual manera CIC fluctuaron sus valores manteniéndose estables en comparación a los valores iniciales durante este periodo. El aporte de lodo a las dosis de este estudio junto a la cal provoca una mejora de los niveles de fertilidad edáfica, producción y de biodiversidad. Si bien, el aporte de lodo ocasionó un aumento de la concentración de los metales que añade en mayor proporción en suelo y pasto, aunque, con las dosis empleadas en este estudio y debido a la baja proporción de metales pesados del lodo empleado, no ocasiona un aumento de los mismos en suelo o pasto que pueda considerarse peligroso para el ambiente o en la nutrición animal.

Palabras claves: silvopastoral, lodos, encalado, diversidad florística, *P x canadensis*