

**UNIVERSIDAD DE SANTIAGO DE COMPOSTELA**  
**ESCUELA POLITÉCNICA SUPERIOR DE LUGO**  
**DEPARTAMENTO DE EDAFOLOGÍA Y QUÍMICA AGRÍCOLA**

---



**GESTIÓN DE CENIZAS COMO FERTILIZANTE Y ENMENDANTE  
DE PLANTACIONES JÓVENES DE *Pinus radiata***

**TESIS DOCTORAL**

**BEATRIZ OMIL IGNACIO**

**Ingeniera de montes**

**Lugo, mayo de 2007**

**UNIVERSIDAD DE SANTIAGO DE COMPOSTELA**

**ESCUELA POLITECNICA SUPERIOR DE LUGO**

**DEPARTAMENTO DE EDAFOLOGÍA Y QUÍMICA AGRÍCOLA**

---

**GESTIÓN DE CENIZAS COMO FERTILIZANTE Y ENMENDANTE  
DE PLANTACIONES JÓVENES DE *Pinus radiata***

**BEATRIZ OMIL IGNACIO**

Ingeniera de montes

Memoria para optar al grado de Doctora realizada bajo la dirección del Doctor del Departamento de Edafología y Química Agrícola de la Universidad de Santiago de Compostela

**AGUSTÍN MERINO GARCÍA**

VºBº

El director de Tesis

**AGUSTÍN MERINO GARCÍA**

Lugo, 21 de mayo de 2007

Dr Agustín Merino García, Profesor Titular del Departamento de Edafología y Química Agrícola de la Universidad de Santiago de Compostela, informa:

Que la memoria titulada "Gestión de cenizas como fertilizante y enmendante de plantaciones jóvenes de *Pinus radiata*" presentada por la Ingeniera de Montes Beatriz Omil Ignacio para optar al grado de Doctora Ingeniera de Montes, fue realizada bajo mi dirección. Considerando que el trabajo está finalizado y es materia de tesis, autorizo su presentación.

VºBº  
EL DIRECTOR DE TESIS

AGUSTÍN MERINO GARCÍA  
Lugo, 21 de mayo de 2007

LA AUTORA

BEATRIZ OMIL IGNACIO  
Lugo, 21 de mayo de 2007

## AGRADECIMIENTOS

Me gustaría expresar mi más sincero agradecimiento a todas aquellas personas que, en mayor o menor medida, han contribuido durante estos cuatro años a la realización de esta Tesis Doctoral. Muy especialmente....

Al Dr. Agustín Merino García, director de este trabajo, gracias por haberme ayudado tanto durante estos años, pero sobre todo gracias por haberme brindado tu confianza, apoyo, y amistad. Mil gracias

A los Dr. Roque Rodríguez Soalleiro y Fernando Solla Gullón por su inestimable ayuda en el estudio y análisis del crecimiento del arbolado.

Al Dr. Javier Bueno Lema por sus aportaciones y ayuda desinteresada en mecanización.

Al Dr. Manuel Antonio Rodríguez Guitián porque sin sus estudios del sotobosque parte de esta tesis no sería posible.

Al Dr. Antonio Rigueiro Rodríguez por su ayuda en la caracterización de los macromicetos.

Al Dr. Federico Sánchez Rodríguez porque su Tesis Doctoral ha sido una continua y extraordinaria regencia en este trabajo.

A los Srs. Sergio Blanco, Ramiro García y Víctor Torrado del Grupo FINSA por el importante apoyo técnico durante el desarrollo de esta tesis. Así como por su interés mostrado en esta investigación.

A todo el profesorado y personal del Departamento de Edafología y Química Agrícola de la Escuela Politécnica Superior de Lugo, en especial a Mari Fe López, Elena Fernández, M<sup>a</sup> Pilar Pérez-Batallón, Alejandro Fernández, Almudena Tella, María Pilar Taboada, Francisco Quiroga, Yudani Pousada, María Jesús Vázquez, Ana Viadé, Iris Estévez, Pancho Sueiro, Cristina López, Sandra Martínez, César y muchos otros por su compañerismo y cooperación en los trabajos de laboratorio.

Al personal del laboratorio de Producción vegetal, en especial a Teresa, Divina, Ester y Silvia

Al personal de la RIAIDT, Área de Apoyo a la Investigación Fisiológica y de Tecnología de los Alimentos y Área de Apoyo de Investigación Agrobiológica de la Universidad de Santiago de Compostela, en especial a Verónica Piñeiro, Montse Gómez y Lucía Medina por la cobertura técnica en los análisis de Laboratorio.

Al NEIKER (Instituto Vasco de Investigación y Desarrollo Agrario) por los análisis de textura de las muestras de suelo.

A Javier Ferreiro del laboratorio de botánica por su ayuda en el campo.

A los compañeros y profesores del Departamento de Dasometría, Selvicultura y Repoblaciones Forestales Pedro Álvarez, Marcos Barrio, Héctor Ferreiro, Fernando Castedo, Javier Gorgojo, Ulises Diéguez, Prof. Alberto Rojo, Prof. Juan Gabriel Álvarez, Prof. Guillermo Riesco.

A mis amigos y compañeros y/o futuros doctores, Miguel Balboa, Martín Santalla, Merce Rois por su amistad y apoyo tanto desde el punto de vista profesional como humano.

A mis niños, Iago y Urri sin su ayuda no podría haber realizado esta tesis, fueron muchos los días de desánimo y trabajo duro en los que siempre estuvisteis ahí apoyándome.

A mis amigos Ángel, Juli, Xani, Silvia, Cesar a los que nunca os agradeceré lo suficiente todo lo que habéis hecho por mi.

Y por supuesto, a mi madre, mi hermana, Teo, Gelines, Suso, Susito, Armando y Minchita y especialmente a Quique por su interés, por su apoyo incondicional y por haber mantenido la fe en mi en todo momento y a los que debo parte de este trabajo.

*A Quique, por su paciencia y por trasmitirme siempre su ilusión en los peores momentos.*

Los trabajos llevados a cabo para la realización de esta tesis doctoral están englobados dentro del proyecto de Investigación titulado: “Gestión de las cenizas generadas en plantas de bioenergía de la industria maderera basada en su aplicación a suelos forestales” financiado por el Ministerio de Ciencia y Tecnología, por la Xunta de Galicia y la empresa Financiera Maderera S. A.

# ÍNDICE

1. Introducción.....	1
1.1. Gestión de residuos.....	1
1.1.1. Etapas de la gestión de residuos.....	2
1.1.2. Definiciones sobre la gestión de residuos recogidas en la Ley 10/1998 y Decreto 174/2005.....	2
1.1.3. Objetivos de la gestión de residuos.....	4
1.1.4. Normas generales de la gestión de residuos.....	5
1.1.5. Programa de gestión de residuos.....	6
1.1.6. Legislación.....	7
1.1.7. Residuos generados en la industria de la madera.....	9
1.2. Las cenizas de fitomasa.....	11
1.2.1. Las cenizas como residuo.....	11
1.2.2. Características generales de las cenizas.....	12
1.2.3. Consideraciones ambientales.....	14
1.3. Las cenizas como fertilizante.....	17
1.3.1. Acondicionamiento de las cenizas para su empleo como fertilizante.....	19
1.4. Breve análisis del sector forestal en Galicia.....	21
1.5. <i>Pinus radiata</i> en Galicia: Selvicultura y estado nutricional en Galicia.....	22
1.5.1. Estado nutricional del <i>Pinus radiata</i> en Galicia.....	24
Propiedades físicas del suelo.....	24
Propiedades químicas del suelo.....	25
Propiedades biológicas del suelo.....	27
Nutrición vegetal.....	29
Concentración crítica y síntomas de carencia.....	31

## Índice

Estado nutricional de <i>Pinus radiata</i> en Galicia.....	32
Relación entre el crecimiento y las características de los suelos-nutrición de la planta	32
Mejora de las condiciones de la masa.....	33
1.6. El sotobosque o vegetación acompañante.....	35
1.7. Los macromicetos.....	36
2. Antecedentes históricos. Justificación y objetivos.....	41
2.1. Objetivo general.....	41
2.2. Objetivos parciales.....	41
3. Material y métodos.....	43
3.1. Diseño del proyecto.....	43
3.2. Origen de las cenizas de biomasa utilizadas.....	44
3.3. Caracterización de las cenizas de biomasa.....	45
3.3.1. Toma de muestras de ceniza.....	45
3.3.2. Técnicas analíticas de las cenizas.....	46
3.4. Determinación de la dosis de ceniza.....	47
3.4.1. Cantidad máxima por contenido en metales pesados.....	47
3.4.2. Cantidad máxima de N y P.....	48
3.5. Manipulación y aplicación de las cenizas de biomasa.....	49
3.5.1. Ensayo de mecanización de la aplicación.....	49
Ensayo de distribución transversal.....	50
Ensayo de regulación del caudal.....	51
Ensayo de tamizado de las cenizas.....	52
3.6. Descripción de las zonas de estudio.....	52

3.6.1. Aspectos generales.....	52
3.6.2. Localización de las parcelas de experimentación.....	54
3.7. Características de las parcelas de ensayo.....	56
3.7.1. Parga-1 y Parga-2 (Parga-Guitiriz).....	56
Información general.....	56
Estudio climático.....	57
Información sobre el suelo.....	65
3.7.2 Frades.....	68
Información general.....	68
Información sobre el suelo.....	69
3.7.3. Pino-1 y Pino-2 (Cospeito).....	72
Información general.....	72
Información sobre el suelo.....	74
3.7.4. As Cruces (Vilasantar).....	76
Información general.....	76
Información sobre el suelo.....	77
3.8. Condiciones de la masa y tratamientos previos.....	80
3.8.1. Diseño experimental.....	81
3.9. Seguimiento ambiental y de la producción vegetal.....	85
3.9.1. Toma de muestras de suelo, acículas, sotobosque y macromicetos.....	86
3.9.2. Análisis de las muestras.....	88
Análisis químicos de la fracción líquida del suelo (Extracto de saturación).....	88
Análisis químicos de la fracción sólida del suelo .....	88
Determinación de las propiedades biológicas del suelo.....	90
Análisis químicos de las acículas.....	92
Análisis químicos del sotobosque.....	92
Análisis químicos de los macromicetos.....	93
3.9.2. Mediciones dasométricas.....	94

3.10. Estado nutricional de las plantaciones y su relación con el crecimiento.....	99
3.11. Análisis estadístico.....	100
3.11.1. Diseño experimental.....	100
3.11.2. Análisis de varianza.....	100
3.11.3. Análisis de covarianza.....	101
3.11.4. Análisis de medidas repetidas.....	101
3.11.5. Análisis del sotobosque.....	103
4. Resultados.....	105
4.1. Gestión de las cenizas mediante su aplicación a suelos forestales.....	105
4.1.1. Caracterización del producto.....	105
Composición química de las cenizas aplicadas.....	105
Propiedades físicas de las cenizas aplicadas.....	105
4.1.2. Dosis de ceniza aplicada.....	106
Criterios legales.....	106
Aportes de otros nutrientes.....	108
4.1.3. Almacenamiento en parque de fábrica.....	108
4.1.4. Almacenamiento en el lugar de aplicación.....	109
4.1.5. Mecanización de la aplicación en campo.....	111
Equipos de esparcido. Utilidades.....	111
Ensayo de distribución transversal de las cenizas.....	114
Ensayo de regulación de caudal.....	116
Ensayo del tamizado de las cenizas.....	117
4.1.6. Transporte de la maquinaria la monte.....	118
4.1.7. Localización de las parcelas de ensayo.....	118
Aspectos legales.....	118
Aspectos geomorfológicos.....	119

4.1.8. Metodología.....	119
4.1.9. Época de aplicación.....	119
4.1.10. Recogida de las muestras de cenizas.....	120
4.1.11. Rendimientos.....	120
Definición de los tiempos de trabajo.....	120
Análisis de tiempos.....	121
4.1.12. Costes de la aplicación.....	122
4.2. Seguimiento ambiental y de la producción vegetal.....	125
4.2.1. Estudio de las propiedades químicas de los suelos.....	126
Humedad del suelo.....	126
Propiedades químicas de los suelos.....	126
pH del extracto de saturación y del suelo.....	126
Amonio y nitrato en el extracto de saturación .....	130
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> .....	130
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> .....	132
Macroelementos.....	134
Fósforo.....	134
Potasio.....	138
Calcio.....	142
Magnesio .....	146
Azufre.....	150
Otros elementos.....	154
Aluminio.....	154
Elementos traza.....	157
Manganeso.....	158
Zinc.....	162
Níquel.....	166
Cobre.....	170
Otros elementos traza.....	173
4.2.2. Estudio de las propiedades biológicas del suelo.....	174
Materia orgánica y respiración.....	174
N inorgánico extraíble y N mineralizable aeróbico.....	176
N mineralizable anaeróbico.....	178

Resumen de los resultados obtenidos en el estudio del suelo.....	178
4.2.3. Estado nutricional del arbolado.....	179
Concentraciones foliares de macronutrientes y elementos traza.....	179
Macronutrientes.....	179
Nitrógeno .....	180
Fósforo.....	181
Relación foliar N/P.....	182
Potasio.....	183
Calcio.....	185
Magnesio.....	186
Azufre.....	187
Elementos traza y otros elementos.....	189
Aluminio.....	189
Hierro.....	190
Manganeso.....	191
Zinc.....	192
Níquel.....	194
Cobre.....	195
Boro.....	196
Resumen de los resultados obtenidos en el estudio de la concentración de nutrientes en las acículas.....	197
4.2.4. Influencia del aporte de ceniza de biomasa sobre el crecimiento arbóreo.....	198
Crecimiento en altura.....	202
Evaluación de la altura en función de los modelos de crecimiento.....	205
Diámetro normal.....	206
Evaluación del área basimétrica en función de los modelos de crecimiento.....	209
Crecimiento en volumen.....	210
Resumen de los resultados obtenidos en el estudio del crecimiento.....	213
4.2.5. Relación entre el estado nutricional y el crecimiento arbóreo.....	214
4.2.6. Efecto de la aplicación de cenizas sobre el sotobosque.....	220
Composición específica.....	220
Producción del sotobosque (Biomasa del sotobosque).....	222
Biomasa total.....	223
Cobertura total.....	225

Cobertura por especies.....	227
Contenidos de macroelementos y elementos traza del sotobosque.....	228
Macroelementos.....	228
Nitrógeno .....	228
Fósforo.....	229
Potasio.....	231
Calcio.....	232
Magnesio.....	234
Elementos traza.....	235
Resumen de los resultados obtenidos en el estudio del sotobosque.....	237
4.2.7. Estudio de los macromicetos.....	238
Estudio sobre la composición y producción de setas.....	240
Número de especies por parcela y composición específica.....	240
Producción de setas: producción total y por especies.....	242
Factor de bioacumulación.....	243
Efecto sobre las concentraciones de macronutrientes y elementos traza en los macromicetos.....	244
Macronutrientes.....	244
Elementos traza en los sombreros de los carpóforos.....	245
Manganeso.....	245
Zinc.....	248
Níquel.....	250
Cobre.....	252
Cadmio.....	254
Plomo.....	256
Resumen de los resultados obtenidos en el estudio de los macromicetos.....	257
5. Discusión.....	259
Síntesis de los resultados.....	259
5.1. Características de las cenizas de biomasa.....	260
5.2. Proceso de mecanización de las cenizas.....	261
5.2.1. Selección de los equipos de aplicación.....	261
5.2.2. Adecuación del equipo de aplicación.....	262

5.2.3. Transporte de la maquinaria y las cenizas.....	263
5.2.4. Rendimientos.....	263
5.2.5. Costes.....	263
5.3. Efecto de los tratamientos sobre los nutrientes en el suelo y la vegetación.....	264
5.3.1. La acidez del suelo.....	264
5.3.2. Mineralización de carbono y nitrógeno.....	265
Biomasa microbiana y respiración basal.....	265
Nitrógeno inorgánico y mineralización del nitrógeno.....	267
Nitrógeno en vegetación.....	268
5.3.3. Nutrientes extraíbles del suelo y elementos foliares.....	268
5.3.4. Fósforo.....	269
5.3.5. Potasio.....	271
5.3.6. Calcio.....	273
5.3.7. Magnesio.....	274
5.3.8. Azufre.....	275
5.3.9. Otros elementos.....	276
Aluminio.....	276
Boro.....	276
Manganeso.....	277
Zinc.....	278
Níquel.....	278
Cobre.....	279
Cadmio.....	280
5.4. Influencia del aporte de biomasa sobre la producción vegetal.....	281
5.4.1. Producción del sotobosque.....	281
Biomasa del sotobosque.....	281
Cobertura del sotobosque.....	281

5.4.2. Producción de macromicetos.....	282
5.4.1. Producción arbórea.....	283
6. Conclusiones.....	285
7. Referencias bibliográficas.....	287

## 1.1. GESTIÓN DE RESIDUOS

El progresivo agotamiento de los recursos naturales, tales como el agua o los combustibles fósiles, así como el encarecimiento de los mismos está provocando que cada vez más sea necesaria su correcta gestión. La importancia de gestionar bien los recursos es tal que diversos acuerdos internacionales y las conferencias mundiales sobre el medio ambiente, como la de Estocolmo 1972 y la Conferencia de Río de 1992, han tratado el tema (Minimización y prevención, reciclado, valorización energética y eliminación de residuos).

La cantidad de residuos generados por las sociedades industrializadas va en constante aumento, en función del crecimiento demográfico y, en los países más desarrollados, del nivel y de la estructura de su actividad económica y de la producción. Según los datos de la Agencia Europea del Medio Ambiente, en los últimos 20 años el aumento de los residuos ha sido del 30%. Sólo en Europa se producen alrededor de 4000 millones de toneladas de residuos anuales, lo que supone unas 5 toneladas por cada persona, que, de no darles una salida adecuada, su simple ubicación, así como los focos de infección y contaminación que supondría su acumulación incontrolada, originaría un grave problema medioambiental.

Por otra parte, de no tratar los residuos de forma racional, daría lugar a una pérdida de los recursos que siempre llevan consigo. En este sentido, han de verse no como el fin de una cadena sino como el comienzo de otra, a partir de la cual se va a obtener un beneficio; se ha de procurar por lo tanto asimilar el concepto de residuo al recurso.

La gestión de residuos es un problema que aumenta en nuestro país como consecuencia del incremento en la actividad económica. Por otra parte, también hay una tendencia al incremento en la reutilización de los mismos, aunque continúa representando un pequeño porcentaje del total de residuos generados. En este sentido la Unión Europea propone la revisión de las normas industriales para favorecer la utilización de materias primas recicladas, por ello la Ley 10/1998 del 21 de abril, de residuos establece la prioridad del reciclado frente a otros usos.

En España, en los últimos años, a pesar de que el reciclaje y el compostaje han aumentado de manera notoria la generación de residuos sigue siendo muy superior a la reutilización (1,64 Mt año<sup>-1</sup> por encima del reciclaje y el compostaje)

Una adecuada gestión empieza previniendo y minimizando la generación de residuos porque, cuando se envía a una instalación de tratamiento, el resultado que se obtiene es la depuración de la corriente original y la generación de nuevos residuos de tal manera que, si no se producen no tienen porque eliminarse.

## 1. Introducción

### **1.1.1. ETAPAS DE GESTIÓN DE RESIDUOS**

Existen distintos métodos de gestión de residuos, las posibles etapas serían: Caracterización del producto, recogida, clasificación, almacenamiento, transporte, tratamiento, recuperación y eliminación.

### **1.1.2. DEFINICIONES SOBRE LA GESTIÓN DE RESIDUOS RECOGIDAS EN LA LEY 10/1998 Y DECRETO 174/2005.**

#### **Residuo**

Cualquier sustancia u objeto del cual el poseedor se desprenda o del que tenga intención u obligación de desprenderse, y tendrán consideración de residuos los que figuren en la Lista Europea de Residuos (LER), aprobada por las instituciones comunitarias.

#### **Residuos urbanos o municipales**

Los generados en los domicilios particulares, comercios, oficinas y servicios, así como todos aquellos que no tengan la calificación de peligrosos y que por su naturaleza o composición puedan asimilarse a los producidos en los anteriores lugares o actividades.

#### **Residuos no peligrosos**

Aquellos residuos, no incluidos en la definición de residuos tóxicos del artículo 3.c) de la Ley 10/1998 y en la Decisión 2000/532/CE de la Comisión de 3 de mayo de 2000 por la que se aprueba la lista Europea de Residuos, que se generan en un proceso de fabricación, transformación, utilización, consumo, limpieza o mantenimiento de una instalación o actividad industrial, sanitaria o ganadera y no tengan consideración de residuos urbanos o municipales.

#### **Prevención**

Conjunto de medidas destinadas a evitar la generación de residuos o a conseguir su reducción, o, la cantidad de sustancias peligrosas o contaminantes presentes en ellos.

#### **Desprenderse**

Destinar una sustancia u objeto a una operación de valorización o de eliminación.

## **Gestión**

Recogida, clasificación, almacenamiento, transporte, valorización y eliminación de los residuos incluida la vigilancia de estas actividades, así como los lugares de depósito o vertido después de su cierre.

## **Productor**

Cualquier persona física o jurídica cuya actividad, excluida la derivada del consumo doméstico, produzca residuos o que efectúa operaciones de tratamiento previo, de mezcla, o de otro tipo que ocasionen un cambio de naturaleza o de composición de estos residuos.

## **Poseedor**

Productor de residuos o persona física o jurídica que los tenga en su poder y no tenga la condición de gestor de residuos.

## **Gestor**

Persona o entidad, pública o privada autorizada legalmente que realiza las actividades de gestión de residuos, pudiendo ser o no el productor de los mismos.

## **Recogida**

Es toda operación, realizada en los lugares de producción, consistente en recoger, clasificar, agrupar o preparar los residuos para su transporte y entrega al gestor.

## **Almacenamiento**

Depósito temporal de residuos, por tiempo inferior a dos años, si su destino es la valorización, un año si es la eliminación, o seis meses si se trata de residuos peligrosos.

## **Valorización**

Es todo proceso que permita el aprovechamiento de los recursos contenidos en los residuos sin poner en peligro la salud humana y sin utilizar métodos que puedan causar perjuicios al medio ambiente. Se incluye en este concepto el almacenamiento previo a la valorización.

## 1. Introducción

### **Valorización intermedia**

Es todo proceso de gestión encaminado a aprovechar los recursos de los residuos y que requiera un tratamiento posterior en otra planta. Se incluyen en este concepto las actividades de:

Selección y clasificación

Almacenamiento previo a la valorización, entendiéndose como tal:

Depósito de residuos que por formar parte del proceso de valorización se realice para posibilitar las operaciones de valorización.

Depósito de residuos que se realiza con carácter previo a una actividad de valorización para posibilitar su puesta en marcha.

### **Valorización final**

Todo proceso que permita el aprovechamiento de los recursos contenidos en los residuos sin poner en peligro a la salud humana y sin utilizar métodos que puedan causar perjuicios al medio ambiente. Se incluye en este concepto las actividades de reciclaje y recuperación.

### **Eliminación**

Es todo proceso dirigido, bien al vertido de los residuos o bien a su destrucción, total o parcial, realizado sin poner en peligro la salud humana y sin utilizar métodos que puedan causar perjuicios al medio ambiente.

Se incluyen en este concepto el almacenamiento previo a la eliminación entendiéndose como tal las siguientes operaciones:

El depósito de residuos que, por formar parte del proceso de eliminación, se realice para facilitar o posibilitar las operaciones de eliminación.

El depósito de residuos que se realizan con carácter previo a una actividad de eliminación para posibilitar su puesta en marcha

### **Vertedero**

Instalación de eliminación de residuos mediante su depósito subterráneo o en la superficie, por períodos superiores a los recogidos en la definición de almacenamiento.

### **1.1.3. OBJETIVOS DE LA GESTIÓN DE RESIDUOS**

- Lograr un desarrollo sostenible con alto nivel de protección del medio ambiente, evitando y minimizando la producción de residuos.
- Garantizar que los residuos se traten sin poner en peligro la salud humana y sin dañar el medio ambiente
- Estudiar y difundir la reutilización y valoración del producto. La formación y concienciación del personal es un elemento imprescindible en la gestión medioambiental.

#### **1.1.4. NORMAS GENERALES DE LA GESTIÓN DE RESIDUOS**

##### **Producción y gestión de residuos**

Los productores de residuos no peligrosos deben presentar una declaración anual de sus actividades cuando generen más de 1000 Mg de residuos al año (Artículo 20, Decreto 174/2005 del 9 de junio por el que se establece el régimen jurídico de residuos y el Registro de Productores y Gestores de Residuos de Galicia). En cada declaración se deben de incluir los residuos producidos por cada centro de trabajo, la cantidad de residuos producidos durante todo el año, la cantidad almacenada y el gestor de destino.

Asimismo los productores y gestores de residuos estarán obligados, siempre que no procedan a gestionarlos por si mismos, entregarlos a un gestor de residuos o a participar en un acuerdo voluntario o convenio de colaboración que incluya estas operaciones, al mismo tiempo que:

- Sufragará los costes de gestión
- Mantendrá los residuos en condiciones de higiene y seguridad mientras estos se encuentren en su poder
- Cuando el residuo es susceptible de ser reciclado o de valorización deberá destinarlo a estos fines, evitando su eliminación en todos los casos en los que sea posible
- Y está prohibido el abandono, vertido o eliminación incontrolada de residuos y toda mezcla o dilución de estos que dificulte su gestión

Por otra parte, el gestor, al igual que el productor, también tendrá que presentar una declaración anual de sus actividades, en donde especificará los residuos gestionados por cada centro de trabajo, los productores o gestores intermedios que entregaron los residuos, la cantidad gestionada por tipo de tratamiento (valorización intermedia, valorización final o eliminación) y cantidad almacenada al final del año.

##### **Cómo se deben de gestionar los residuos**

Las operaciones de gestión de residuos se llevarán a cabo sin poner en peligro la salud humana y sin utilizar procedimientos ni métodos que puedan perjudicar el medio ambiente y, en particular, sin crear riesgos para el agua, el aire o el suelo, ni para la fauna o flora, sin provocar incomodidades por el ruido o los olores y sin atentar contra el paisaje y lugares de especial interés.

Para las actividades de valoración, eliminación y almacenamiento de los residuos es necesario una autorización del órgano competente en materia ambiental de la Comunidad Autónoma. Estas autorizaciones se concederán por un tiempo determinado, pasado el cual deberán ser renovadas por periodos sucesivos. Y, para la recogida y transporte de residuos no peligrosos una notificación con antelación mínima de 5 días hábiles a la autoridad competente.

## 1. Introducción

### **Cómo se deben de almacenar los residuos**

Los productores de residuos dispondrán de zonas de almacenamiento de estos residuos para su posterior gestión, bien en la propia instalación, siempre que esté debidamente acondicionada, bien mediante su cesión a una entidad gestora de residuos.

Consideraciones a tener en cuenta a la hora de seleccionar el lugar de almacenamiento:

- **Clima**
- **Topografía**
- **Suelo y geología**
- **Zonas de amortiguación**
- **Accesibilidad y tiempo de transporte**
- **Características del producto:**
  - La consistencia física y humedad
  - La estabilidad biológica
  - El potencial patógeno
  - El olor
  - La atracción del vector
  - Nutrientes y volumen de BOD
  - Las grasas y aceites
  - El polvo potencial
  - La combustibilidad

#### **1.1.5. PROGRAMA DE GESTIÓN DE RESIDUOS**

Un posible programa de gestión de residuos podría ser el que se muestra a continuación:

##### **1. Contacto con el gestor del residuo:**

**1.1. Responsable o responsables.** Persona/as que deben supervisar y comprobar la correcta aplicación y ejecución del programa.

**1.2. Nivel de recursos necesarios.** Es importante determinar con qué medios son necesarios para cada una de las operaciones del programa (recogida, transporte, reutilización, recuperación, tratamiento...)

**1.3. Toma de muestras:** Etiquetado e identificación del producto

**1.4. Analítica de caracterización.** Se debe proceder a la caracterización del producto.

## **2. Adecuación de los residuos**

- 2.1. Almacenamiento de los residuos.**
- 2.2. Etiquetado**
- 2.3. Plazos de retirada**

## **3. Documentación de retirada de residuos**

- 3.1. Notificaciones de traslado**
- 3.2. Fichas de seguridad**
- 3.3. Cartas de porte**
- 3.4. Documentos de Control y Seguimiento (D.C.S.)**

## **4. Traslado de los residuos**

- 4.1. Comprobación de la documentación**
- 4.2. Operaciones de carga**
- 4.3. Seguimiento del traslado**
- 4.4. Seguimiento de la recepción final**

## **5. Reutilización y valorización del residuo**

- 5.1. Cumplimiento con las reglas de medio ambiente: Seguimiento ambiental.**
- 5.2. Diseño de la aplicación.**

### **1.1.6. LEGISLACIÓN**

- Ley 1/1995, de 10 de enero, de protección ambiental de Galicia
- Ley 10/1997, de 22 de agosto, de residuos sólidos urbanos de Galicia.
- Ley 11/1997, de 24 de abril de envases y residuos de envases.
- Ley 10/1998, de 21 de abril, de residuos. BOE, de 22 de abril de 1998
- Ley 8/2001, de 2 de agosto, de protección de la calidad de las aguas y de las rías de Galicia y de la ordenación del servicio público de depuración de aguas residuales.
  - Ley 16/2002, de 1 de julio, de prevención y control integrados de la contaminación.
- R.D. 1310/1990, de 29 octubre que regula la utilización de lodos de depuración en el sector agrario.
  - R.D. 952/1997, de 20 de junio, por el que se modifica el Reglamento para la ejecución de la Ley 20/1986, Básica de Residuos Tóxicos y Peligrosos aprobado mediante R. D. 833/1998, de 20 de julio.
  - R.D. 782/1998, de 30 de abril, por el que se aprueba el Reglamento para el desarrollo y ejecución de Ley 11/1997, de 24 de abril de Envases y Residuos de Envases.

## 1. Introducción

- R.D. 833/1998 de 20 de julio por el que se aprueba el Reglamento para la ejecución de la Ley 20/1986, Básica de Residuos Tóxicos y Peligrosos.
- R.D. 1481/2001, de 27 de diciembre, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertederos. R.D. 653/2003, de 30 de mayo, sobre incineración de residuos
- R.D. 9/2005, de 14 de enero por el que se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios y estándares para la declaración de suelos contaminados.
- Decreto 154/1993, del 24 de junio, por el que se aprueba el régimen jurídico básico del servicio público de gestión de residuos industriales en la Comunidad Autónoma de Galicia.
- Decreto 154/1998, de 28 de mayo, por el que se publica el Catálogo de Residuos de Galicia.
- Decreto 263/1998, de 10 de septiembre, por la que se regula, la autorización y se crea el Registro de Productores y Gestores de Residuos Peligrosos.
- Decreto 263/1999, del 30 de septiembre, por el se fija la concentración límite en suelos afectados por vertidos de residuos de HCH
- Decreto 298/2000, 7 de diciembre, por el que se regula la autorización y notificación de productor y gestor de residuos de Galicia y se crea el registro general de productores y gestores de residuos de Galicia.
- Decreto 221/2003, de 27 de marzo, por el que se establece un régimen simplificado en el control de traslados de residuos peligrosos por pequeños productores de residuos.
- Decreto 174/2005, de 9 de junio por el que se regula el régimen jurídico de la producción y gestión de residuos y el Registro General de Productores y Gestores de Residuos de Galicia.
- Reglamento 259/1993 del Consejo, del 1 de febrero de 1993, relativo a la vigilancia y control de los traslados de los residuos en el interior y en la entrada y salida de la Comunidad Europea.
- Reglamento 120/1997 del Consejo, del 20 enero de 1997, por el que se modifica el Reglamento 259/1993, relativo a la vigilancia y control de los traslados de los residuos en el interior y en la entrada y salida de la Comunidad Europea.
- Reglamento 436/2001 de 2 de marzo por el que se modifica el anexo II del Reglamento 2092/91 del Consejo sobre la producción ecológica y su indicación en los productos agrarios y alimenticios.
- Decisión 2000/532/CE de la Comisión, del 3 de mayo de 2000, que sustituye a la decisión 94/3/CE, por la que se establece una lista de residuos de acuerdo con la letra a) del artículo 1 de la directiva 75/442/CEE del Consejo, relativa a los residuos y a la 94/904/CE del Consejo, por la que se establece una lista de residuos peligrosos en virtud del apartado 4 del artículo 1 de la directiva 91/689/CEE del Consejo relativa a los residuos peligrosos.
- Orden del 7 de septiembre de 1999, por la que se aprueba el Código Gallego de Buenas Prácticas Agrarias.
- Orden de 11 de mayo de 2001, por la que se regula el contenido básico de los estudios de minimización de la producción de residuos peligrosos.

- Orden MAN/304/2002, de 8 de febrero de 2002, por la que se publican las operaciones de valorización y eliminación de residuos y la lista europea de residuos.
  - Directiva 75/442/CEE, del Consejo, del 15 de Julio de 1975, relativa a los residuos
  - Directiva 91/156/CEE, del Consejo, del 18 de marzo de 1991, por el que se modifica la Directiva 75/442/CEE.
  - Directiva 91/689/CEE del Consejo, del 1 de diciembre de 1991, relativa a los residuos peligrosos
    - Directiva 94/62/CEE del Parlamento del Consejo, del 20 de diciembre de 1994, relativa a los envases y a los residuos de los envases.
    - Directiva 1999/31/CE del Consejo, del 26 de abril de 1999, relativa al vertido de residuos.
  - Resolución del 17 de noviembre de 1998, de la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental, por la que se dispone de la publicación del catálogo europeo de residuos (CER), aprobado mediante la decisión 94/3/CE de la Comisión, del 20 de diciembre de 1993.
  - Resolución del 10 de noviembre de 2000, por la que se acuerda publicar la Estrategia Gallega de Gestión de Residuos.
  - Resolución del 21 de noviembre de 2001, por la que se acuerda hacer público el Plan de Gestión de Residuos Industriales y Suelos Contaminados de Galicia.

(Fuentes: Xunta de Galicia, 2004, Ramírez y Ruíz, 2004 y Emgrisa, 2006)

### **1.1.7. RESIDUOS GENERADO EN LA INDUSTRIA DE LA MADERA**

Toda actividad industrial crea en mayor o menor medida, algún tipo de residuo como consecuencia de su proceso productivo. Esta generación de residuos se produce fundamentalmente por dos razones:

- Difícilmente se puede aprovechar el 100% de una materia prima principal
- Para el proceso de fabricación se necesita emplear materias primas auxiliares, que no se incorporan en el producto y se convierten en residuos cuando pierden las propiedades necesarias para usarlas.

Sin embargo, el volumen generado dependerá del grado de eficiencia del proceso. A medida que aumenta la eficiencia del proceso productivo, la cantidad de residuos generada disminuye, como resultado de un mejor aprovechamiento de las materias primas utilizadas (Xunta de Galicia, 2001).

Como de la materia prima (la madera) se aprovecha prácticamente todo, ya sea para incorporar al producto bien como combustible, y, en general, no existen muchos materiales auxiliares, los únicos residuos que se producen, como se observa en la tabla 1.1, son los lodos de depuradora, aceites de lubricación de las máquinas y cenizas.

## 1. Introducción

**Tabla.1.1.** Principales residuos producidos en las industrias madereras en Galicia.

Tipo de residuo	Tableros de partículas (Mg año <sup>-1</sup> )	Tableros MDF (Mg año <sup>-1</sup> )	Tableros de fibras (Mg ha <sup>-1</sup> )	Código LER	Destino
Lodos de depuradora	--	110	--	100120*	Almacenamiento temporal
Aceites	20	1,1	2	1302	Gestor autorizado
Cenizas de combustión	1.100	300	--	100101	Escombrera

*Fuente:* "Prevención da contaminación no sector de transformación da madeira: Fabricación de tableiros. Xunta de Galicia. 2001"

Todos estos residuos son gestionados por empresas autorizadas, destinando los lodos a un almacenamiento temporal en donde se tratarán y posteriormente enviarán a vertedero y las cenizas a escombreras o vertederos autorizados.

Algunas técnicas de reducción de estos residuos:

- Reducir o eliminar el uso de materias peligrosas
- Emplear materias primas de mayor calidad para evitar incorporar contaminantes en el proceso
- Reutilizar los restos de residuos forestales, serrín, leña para otras operaciones como subproductos.
- Emplear sistemas eficaces de recogida de polvo virutas para evitar riesgos sanitarios y de incendio.
- Reducir la pérdida de materiales, productos y energía debido a fugas y derrames.
- Eliminar los envases y embalajes innecesarios
- Segregar en origen los residuos para facilitar su posterior manipulación

## 1.2. LAS CENIZAS DE FITOMASA

### 1.2.1. LAS CENIZAS COMO RESIDUO

La combustión de carbón, biomasa y residuos urbanos genera en el mundo una elevada cantidad de cenizas. Como ejemplo, la cantidad de ceniza producida en Finlandia en 1996 fue de aproximadamente 216.000 Mg (Korpilati *et al.*, 1998), en Suecia entre 170-200.000 Mg (Lundborg, 1989) y en Dinamarca 80-100.000 Mg (Energistryrelsen, miljø-org energiministeriet, 1999). Este aspecto hace que se busquen posibles destinos alternativos a su depósito en vertedero, entre los que se encuentran, su uso para la obtención de esmaltes y vidrio (Xirokostas *et al.*, 2001), como materiales para la construcción de pistas y caminos rurales, como adsorbente para el retiro de DDD y DDE de los pesticidas (Grupta y Ali, 2001) o como aditivo para la producción de cemento (Sloot y Cnubben, 2000), aunque esta vía no es muy adecuada debido al elevado contenido de carbono de las cenizas. Las cenizas de carbón se han utilizado para la recuperación de minas (Gil-Bueno y Monterroso, 1998; Seoane y Leirós, 2001).

En Galicia, la mayoría de las industrias forestales (aserraderos, industrias de pasta de papel, industrias de tablero, etc.) utilizan distintos subproductos del proceso productivo tales como corteza, restos de corta, serrines, costeros (900.000 m<sup>3</sup> anuales) y otros restos de madera (40.000 m<sup>3</sup> año<sup>-1</sup>), para la producción de energía. La combustión de estos restos de fitomasa genera importantes cantidades de cenizas (entre 3 y 20 Mg diarios, según la factoría), las cuales no se reutilizan y son almacenadas en vertederos autorizados, a pesar de ser consideradas como un residuo no peligroso (Ministerio de Medio Ambiente, 2002). En los últimos años esta situación está cambiando. Existen gestores que emplean estas cenizas como fertilizantes de suelo.

Para la quema de estos restos de fitomasa existen una gran cantidad de equipos de combustión disponibles en el mercado. A continuación se describe el proceso de combustión de dos de ellas, las calderas de parrilla con fondo móvil y las calderas de lecho fluidizado.

#### Las calderas de parrilla con fondo móvil

En las calderas, la pila de biomasa se descarga en un horno y se quema con la ayuda de aire de combustión desde la parte inferior de la pila. Las ventajas de esta tecnología son la versatilidad del combustible y la sencillez del diseño. Y una desventaja importante es la baja eficacia de la caldera y el control relativamente pobre de la combustión. Dentro de este grupo de calderas se puede distinguir la de parrilla con fondo móvil, en donde el sistema de alimentación de combustible pone una capa de combustible sobre la parrilla. Esta capa es relativamente pequeña y distribuida más uniformemente que en el caso de los hornos de pila. En una caldera con la parrilla inmóvil el combustible se quema mientras que resbala por la pendiente de la parrilla. Las desventajas de este tipo de calderas son el control difícil del proceso de combustión y el riesgo de avalancha del combustible. Sin embargo, en una caldera con fondo móvil, el combustible se va quemando a medida que la parrilla lo va acercando al horno, con ello se mejora el control de la combustión debido a la capa pequeña de combustible en la parrilla. En las calderas de fondo móvil, las parrillas móviles de la cámara de combustión mezclan los distintos materiales como virutas de madera, corteza, briquetas y otros restos de madera, la rejilla está

## 1. Introducción

ligeramente inclinada (25°). Mayores capacidades 1-2 MW (Broek *et al.*, 1995). Por otra parte, en la parte superior la caldera dispone de unos inyectores que introducen las partículas más pequeñas (polvo de lijado) en la cámara de combustión. Con este sistema la eficacia de la caldera se incrementa.

### Calderas de lecho fluidizado

En este tipo de calderas el combustible se deposita sobre una cama de partículas de arena a través de la cual circula aire caliente en dirección ascendente. La velocidad del aire es tan elevada que el combustible es arrastrado hacia el interior de la caldera. Tras la combustión, el material sólido se separa en un ciclón y se recicla a la sección más baja de la cama. Este sistema permite mayor versatilidad en los materiales empleados y la eficacia de la combustión es mayor que las anteriores. Otra ventaja importante es la posibilidad de controlar la emisión de NO<sub>x</sub> y SO<sub>x</sub> (en el caso del combustible fósil) al disminuir la temperatura. Una desventaja es la elevada capacidad del ventilador para circular el aire de fluidificación (IPPC, 2005).

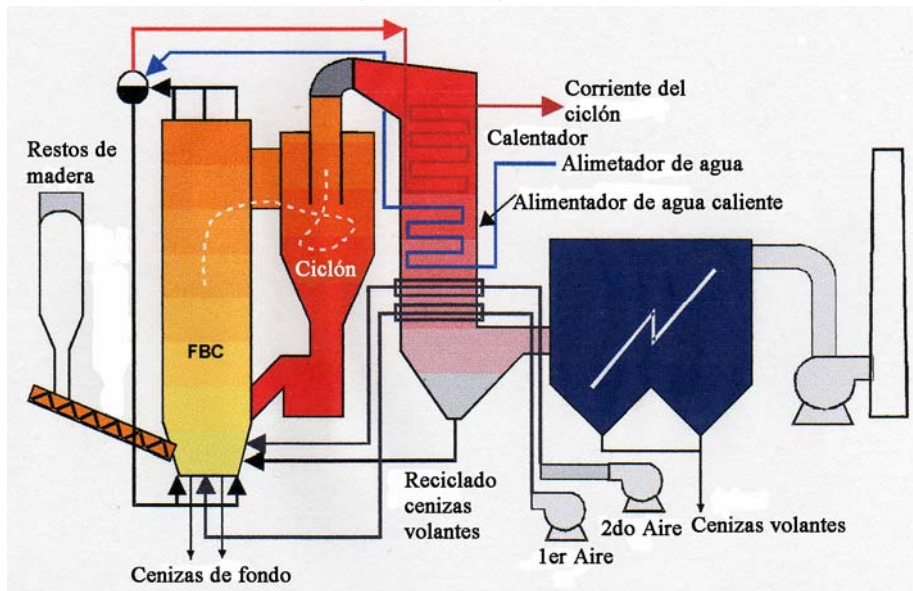


Figura 1.1. Calderas de lecho fluidizado

### 1.2.2. CARACTERÍSTICAS GENERALES DE LAS CENIZAS

La generalización sobre las características físico-químicas de las cenizas es complicada, pues estas pueden variar dependiendo de múltiples factores como el material de origen, las temperaturas y las condiciones de combustión, la eficiencia en la separación de partículas, la aplicación de pre-tratamientos, el grado de exposición a la intemperie antes de su aplicación forestal y a las diversas fracciones de cenizas (Adriano *et al.*, 1980; Campbell, 1990; Etiégui y Campbell, 1991; Carlson y Adriano, 1993; Demeyer *et al.*, 2001)

## Proceso de combustión de las cenizas

En el proceso de combustión se generan, por ejemplo, cenizas de fondo o cenizas volantes, o cenizas de residuos. Estas últimas presentan gran variabilidad en la concentración de macronutrientes (Someshwar, 1996). La temperatura en este proceso es otro aspecto a tener en cuenta, puesto que las mayores temperaturas de combustión incrementan la volatilización y la pérdida de K y S (Etiégni y Campbell, 1991), lo que se traduce en un descenso en la producción de cenizas. A temperaturas máximas de 1300 °C el peso de las cenizas se reduce entre un 23 y un 48% (Misra *et al.* 1993). Esto puede ser atribuido a la descomposición del carbonato cálcico, el cual cambia a 650-900°C, del  $K_2CO_3$  en temperaturas más altas (900 °C) y del  $K_2SO_4$ . El K se volatiliza y el sulfato se adhiere a la superficie de otras partículas sólidas como los óxidos de calcio y magnesio. El potasio se volatiliza a temperaturas de 800-900°C y el azufre a 1000-1200°C resultando pérdidas de 63-90% de K y 7-55% de S. Estas temperaturas pueden reducir la concentración de algunos elementos como B, y Cu, pero esto está definido por el Na y el Zn. Sin embargo, Etiégni y Campbell (1991) determinaron que la composición de las cenizas se modifica por la presencia/ausencia de Si, Mn, Fe ó Al, que pueden formar óxidos ácidos en combinación con los componentes alcalinos de las formas sintéticas de los depósitos de las cenizas. Estos elementos tienen un efecto sinérgico sobre los primeros, para temperaturas de combustión sobre 900 °C se descompone el carbonato potásico. Por otra parte el Mg, P, Mn, Al, Fe no cambian con la temperatura.

El calcio y el potasio son comúnmente oxidados durante el proceso de combustión y aparecen como OH y  $CO_3$  componentes (Campbell, 1990).

## Influencia de los componentes del árbol sobre las características de las cenizas

Hakkila (1989) estudiando la composición en función de las distintas partes del árbol concluyó que las ramas y las raíces, por lo general, son más ricas en algunos elementos como el P, K y Mg que el tronco, la corteza y las acículas. Sin embargo, los mayores valores de Ca, Mn Al y S fueron las que provenían de las cenizas de corteza. Por otra parte, cómo la concentración de Ca, Mg y Fe aumentan con la edad de las hojas (Waring y Chlesinger, 1985) y el N, P y K disminuyen, su concentración en las cenizas también.

## Diferentes especies arbóreas

Las especies arbóreas empleadas en la combustión es otra variable a considerar cuando se compara la composición química de las cenizas. Varios autores han estudiado el efecto de las especies arbóreas en el resultado de la composición química de las cenizas (Someshwar, 1996; Hakkila, 1989; Lumme y Laiho, 1988). Hakkila (1989) concluyó que, entre especies existe una gran variabilidad en la composición química de las cenizas, sin embargo las maderas duras generalmente contienen una mayor cantidad de K y P y menores de Ca y Si. Entre especies de pino hay notables diferencias en algunos elementos como el Fe, Na y K. Y, un patrón similar pero menos pronunciado siguen las especies de roble. Sin embargo las especies como el álamo muestran mayores diferencias en la concentración de Ca comparadas con otras especies de hoja ancha. Esto podría dar lugar a un mayor

## 1. Introducción

pH en las cenizas de especies de turnos cortos de rotación. En nuestro entorno, la combustión de corteza de eucalipto genera cenizas muy ricas en Ca.

### **Metales pesados**

Las cenizas de biomasa por lo general presentan moderadas concentraciones de Zn y Mn (Sommerwar, 1996), aunque estas concentraciones pueden variar en función del tipo de caldera empleada (Väättä et al., 1994) y del tipo de ceniza (Hakkila, 1989). Las calderas de fondo móvil producen mayores niveles de Cr, Cu, Ni y Pb que las de lecho fluidizado. En estas últimas, los sistemas más efectivos de filtración de gases durante la combustión aumentan la concentración de metales pesados en las cenizas volantes, que presentan mayores concentraciones de Cd, As, Mn, Cr, y Pb que las cenizas de fondo que, a su vez presentan más Zn.

Por otra parte, comparando las cenizas producidas en las calderas de fondo móvil con las de lecho fluidizado, Steenari et al. (1998) observó que, tras su aplicación en campo, la pérdida de nutrientes como el Ca, en las primeras se producía de forma gradual y en las segundas se producía rápidamente hasta estabilizarse transcurridas varias semanas. Esto indica la presencia de formas más solubles de calcio en las cenizas de lecho fluidizado. En las de fondo móvil el 50-60% de las cantidades de K y Na también se pierden por lavado y, sólo el 0-10% de los metales alcalinos se mantiene transcurrido un año. En las de lecho se ha formado la calcita a lo largo del tiempo con yeso. Y las fracciones de P sólo se han disuelto 0-20%, pero el Al no se había perdido y sólo cantidades mínimas de Mg, Fe, Mn y Zn.

### **Características físicas**

Las propiedades físicas de las cenizas es un factor importante en la predicción del impacto medioambiental de su aplicación. Los elementos gruesos son los que menos reaccionan con el medio (Larsson y Westling, 1998). Las investigaciones realizadas por Obernberger et al. (1997) sobre la influencia de los distintos tipos de técnicas de combustión en las propiedades de las cenizas, llegaron a la conclusión de que las concentraciones de los metales pesados más relevantes para el medio ambiente (especialmente Cd y Zn) incrementaban con el descenso de las temperaturas de precipitación y el tamaño de las partículas. Esto fue también válido para K, Na, Cl y S. Diferentes métodos y técnicas están siendo desarrolladas para hacer que las cenizas sean lo más inocuas posible sin perder sus características positivas.

Las cenizas cambian su composición química cuando se procesan, la concentración de Ca disminuye a medida que aumenta su preparación. Cuanto más granuladas, menores son los contenidos de Ca y mayores de otros elementos como el P. Ericsson, (1998), Bramryd y Frasnman (1995) indicaron que el grado de mineralización no se incrementa con el granulado de las cenizas.

### **1.2.3. CONSIDERACIONES AMBIENTALES**

La utilización de cenizas en terrenos agroforestales es una opción a la que se está prestando especial atención en las últimas décadas en numerosos países debido a la ética medioambiental de

manejo sostenible y el concepto de reciclaje están proporcionando, por todo el mundo, incentivos para restituir los nutrientes extraídos durante la explotación agraria y forestal. Por ese motivo, en algunos países como Finlandia, Suecia, EE.UU., Noruega, Dinamarca u Holanda existen programas de reutilización de cenizas de fitomasa como una prometedora vía de revalorización de este material. Por sus características, las cenizas pueden corregir las deficiencias nutricionales de las plantaciones forestales y el desequilibrio debido a la extracción de biomasa, a la deposición ácida y a la lixiviación (Cronan y Grigal, 1995; Silfverberg, 1996).

En general, las cenizas de fitomasa presentan bajas concentraciones en metales pesados (Naylor *et al.*, 1986; Campbell, 1990; Etiegni *et al.*, 1991; Muse *et al.*, 1995), si bien las extraídas con electrofiltros pueden presentar concentraciones más elevadas de metales tóxicos (Someshwar, 1996).

Campbell (1990) sugirió su aplicación podría estar limitada a los posibles cambios de pH del suelo y de las concentraciones de K debidas al aporte de ceniza. Pues si basamos su aporte a los requisitos de caliza de los suelos ácidos, podría dar lugar a pequeños riesgos en el medio. Factores como el pH del suelo, la capacidad de intercambio catiónico y las cantidades de materia orgánica y óxidos de Fe, Al y Mn hidratados, afectan enormemente a la solubilidad de los metales pesados añadidos con las cenizas y a su disponibilidad por las plantas (Kabata-Pendías y Pendías, 2001). Incrementos en valores de pH del suelo como consecuencia de las enmiendas calizas o de lodos estabilizados, generalmente, han mostrado una disminución de la disponibilidad de Zn, Cd, Cu, Ni y otros metales (Sommers, 1980) por lo que efectos parecidos deberían esperarse con el aporte de cenizas, aunque la capacidad encalante sea muy inferior a estos productos. Un estudio realizado por Ludwing *et al.* (2002) sugiere que las aplicaciones moderadas de cenizas en plantaciones de pino no supone ningún inconveniente por aporte de metales pesados, pero sugiere definir previamente los contenidos de las cenizas debido a la alta variabilidad que presentan. Del mismo modo otros trabajos han demostrado que las cenizas derivadas de madera aplicada en masas forestales no amenazarían al agua superficial y a la calidad de agua del campo (Williams *et al.*, 1996).

En las condiciones de Galicia se han realizado ensayos de laboratorio en columnas de lixiviados, que han permitido conocer detalles referentes a la dinámica de transporte de solutos en profundidad, y también el potencial de cesión de nutrientes y elementos potencialmente tóxicos de las cenizas, hacia las aguas de precolación. Todos estos trabajos evidenciaron la falta de problemas ambientales ligados a la aplicación de cenizas de biomasa (Martínez, 2001; López, 2001; Fernández, 2004). En ensayos de campo, diferentes autores mostraron que con la dosis de 10 a 60 Mg ha<sup>-1</sup> de cenizas, la magnitud de la pérdida de nutrientes y del arrastre de sustancias potencialmente tóxicas, por medio de escorrentías, presentaba moderada incidencia (Quiroga-Lago, 2002; Lastra *et al.*, 2002).

Actualmente, se está elaborando un proyecto de Decreto sobre la utilización de cenizas de gasificación y combustión de biomasa y de residuos de biomasa para aplicaciones agrícolas, en donde se establecen en qué medidas pueden utilizarse las cenizas de biomasa para aplicaciones agrícolas de forma que se tengan en cuenta las consideraciones de protección del medio ambiente. Pero, al no estar vigente, la legislación aplicable es la que únicamente hace referencia a los lodos procedentes de la depuración de aguas residuales, para los cuales, establece unos valores límite de determinados parámetros (R.D. 1310/90). En la tabla 1.2 se puede observar las concentraciones máximas de cada uno de estos Decretos, el Decreto específico de las cenizas es más restrictivo que el de los lodos.

## 1. Introducción

**Tabla 1.2.** Valor límite de concentración de metales pesados en los lodos destinados a su utilización agraria ( $\text{mg kg}^{-1}$  de materia seca).

	Concentración máxima según Proyecto de Decreto	Concentración máxima según R.D. 1310/1990	
		Suelos pH < 7	Suelos pH > 7
Cd	0,5-15	20	40
Cr	100	1.000	1.500
Cu	--	1.000	1.750
Hg	0,8	16	25
Pb	120	750	1.200
Ni	30-60	300	400
Zn	--	2.500	4.000

En Europa, sólo algunos países Finlandia, Suecia, Dinamarca y Holanda disponen de normas específicas para la aplicación de cenizas sobre los terrenos agrícolas y forestales. Así por ejemplo, en Suecia las cenizas se aplican sobre todo en terrenos forestales para tratar de restituir los nutrientes extraídos en los aprovechamientos de madera, de tal manera que, cuando se extrae el árbol entero la cantidad máxima de ceniza a aplicar sería de  $3 \text{ Mg (M.S.) ha}^{-1} \text{ rotación}^{-1}$  y cuando se extrae sólo el fuste  $2 \text{ Mg (m.s.) ha}^{-1} \text{ rotación}^{-1}$ . En Dinamarca, sin embargo, no tienen en cuenta el tipo de aprovechamiento e incrementan la cantidad de ceniza a  $7,5 \text{ Mg (M.S.) ha}^{-1} \text{ rotación}^{-1}$

**Tabla.1.3.** Valores límite de concentración de metales pesados en las cenizas en algunos países europeos para su aplicación en suelos

	Finlandia	Suecia	Dinamarca
	$\text{mg kg}^{-1}$ de materia seca (M.S.)		
As	--	30	--
Cd	10	30	0,4
Cr	400	100	100
Cu	400	400	1000
Hg	5	3	0,8
Ni	200	75	30
Pb	300	300	120
Zn	--	1000-7000	1000

Suecia (Skogsstyrelsen-skogsskötselenheten, 2000)

Finlandia y Dinamarca (Zevhoven, 2001)

Y, por último, en EE. UU. la aplicación de cenizas de biomasa viene regulada por las normativas relativas al uso de biosólidos (USEPA 1993). Teniendo en cuenta los niveles máximos de metales pesados regulados para el uso de lodos procedentes de depuradoras de aguas residuales, las concentraciones de metales pesados en las cenizas están muy por debajo de los límites regulados para estos residuos.

Todos estos aspectos son especialmente importantes en el momento actual, en el que se está considerando la extracción de biomasa forestal con fines energéticos. La adecuada planificación integral contribuiría a realizar un aprovechamiento sostenible. En este sentido, Merino *et al.* (2003)

sugiere que la gestión selvícola en Galicia, donde los sistemas forestales de especies de rápido crecimiento presentan una marcada inestabilidad nutricional, debe asegurar la restitución de la mayor parte de los elementos extraídos durante el aprovechamiento forestal. Además en este estudio junto con otros (Augusto *et al.*, 2000; Balboa, 2005) revelan la importante acumulación de nutrientes en los restos de corta. Estos nutrientes podrían ser restituidos en estado mineral tras la combustión de los restos de corta en las industrias madereras, asegurando así el aprovechamiento sostenible.

### 1.3. LAS CENIZAS COMO FERTILIZANTE

La utilización de cenizas procedentes de la quema de biomasa es una práctica comúnmente utilizada en la agricultura. La forma más primitiva de agricultura conocida se basa en la deforestación progresiva de la selva mediante la quema de árboles y matorral (Núñez y Paniagua, 2001). Lo característico de esta es el uso del fuego para roturar el bosque creando espacios de cultivo, al tiempo que se generan cenizas que fertilizan el suelo temporalmente.

En el siglo XX, en las primeras repoblaciones de eucalipto realizadas en el norte Peninsular, se empleaban la técnica del sorrapeo. Esta técnica consiste en la reunión de matorral y tepes en los llamados hormigueros donde se sometía a una lenta combustión. Posteriormente, se preparan los hoyos, removiendo la tierra y eliminando la vegetación competidora. La ceniza resultante de la combustión se deposita sobre el hoyo, donde finalmente se procedía a la siembra de varias semillas. Una variante era la implantación efectuada con plántulas de pocas semanas cultivadas en bandejas sobre una capa de cenizas, pero, tanto una como otra alternativa, fueron abandonadas por la enorme cantidad de mano de obra necesaria para llevarla a cabo, varios centenares de jornales por ha.

Por otra parte, en Finlandia en 1930 empezó a estudiarse el efecto de las cenizas de fitomasa procedentes de la industria de la madera como fertilizante y enmendante de sistemas forestales. Diversos estudios muestran que las cenizas de fitomasa presentan importantes contenidos en K, Ca, Mg y P (Someshwar, 1996; Vance, 1996). Por ello una importante vía de reutilización sería la aplicación de las mismas en plantaciones forestales, en este sentido, en estos trabajos muestran como este uso deriva, en mayor o menor medida, en una mejora en las propiedades químicas del suelo. El objetivo de la fertilización con cenizas es compensar el desequilibrio nutricional provocado por un aprovechamiento intensivo, moderando la acidez de los suelos e incrementando el crecimiento de los árboles, ya que las cenizas de biomasa contienen, con excepción del N, todos los demás elementos necesarios para el crecimiento de la vegetación (Korpilathi *et al.*, 1998). Además este mismo autor considera que, por las características físicas de las cenizas, éstas no permiten el fácil lixiviado de los macronutrientes, pudiendo ser considerada por tales características como un fertilizante ecológico. En este sentido Vance (1996) sugiere que una simple aplicación de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> puede remplazar

los nutrientes perdidos tras el aprovechamiento.



**Figura 1.2.** Ceniza de biomasa en parque de fábrica.

## 1. Introducción

Comparando el poder fertilizante de las cenizas con respecto a los fertilizantes comerciales N, P ( $P_2O_5$ ) y K ( $K_2O$ ), éste depende, en gran medida, de la concentración de fósforo, potasio y boro de las mismas. Según Naylor y Schmidt (1986) el efecto fertilizante de las cenizas sería de 0:1:3 (N:P:K), incrementándose a 0:3:14, al disminuir la temperatura de combustión de la caldera. De tal manera que sería necesario aplicar mayores cantidades de ceniza en una fertilización convencional (p.e. 4-5 Mg de ceniza por hectárea frente a 0,5 Mg de otros fertilizantes comerciales). A pesar de ello las cenizas presentan la ventaja de que su efecto fertilizante es más duradero que el de los fertilizantes comerciales con la misma concentración de P y K (Väätäinen *et al.*; 2000).

Sin embargo, la disponibilidad de K depende de la cantidad aportada al suelo y del pH (Naylor y Schmidt, 1986; Erirch, 1991; Ohno, 1992), pues sólo una proporción del K aportado con las cenizas de caldera de biomasa está disponible para las plantas como resultado de la inmovilización, en algunos casos puede llegar al 18-35%. Este porcentaje es muy bajo si lo comparamos con el 65-70% disponible de los fertilizantes comerciales. La disponibilidad de este elemento, por otra parte, es menor cuanto mayor es la acidez del suelo. En este sentido, de manera general, Naylor y Schmidt (1986) determinaron la correlación existente entre la cantidad de K aplicado y el disponible para las plantas en dos tipos de suelos con pH 5,7 y 4,8 obteniendo las siguientes fórmulas:

$$K_{disponible} = 165 + 0,35 \times K_{aplicado} \text{ (pH=5,7)}$$

$$K_{disponible} = 113 + 0,18 \times K_{aplicado} \text{ (pH=4,8)}$$

Con respecto al P, Clarholm (1994, 1998) sugiere que el P de las cenizas no se encuentra en formas solubles en agua y la cantidad aportada con las cenizas madera también es baja comparada con los fertilizantes comerciales (28-70%). Su disponibilidad depende del pH y del tipo de suelo (Erich y Ohno, 1992). De tal manera que, será máxima a pH comprendidos entre 6,0-7,0 y disminuirá a pH por encima de 8,0. Aunque en suelos ácidos este elemento también puede ser inmovilizado por los fosfatos de hierro y aluminio (Ohno, 1992).

Otros autores como Etiégni *et al.* (1991) aseguran que las cenizas presentan un importante carácter alcalino, de este modo, el potencial neutralizante expresado en términos equivalentes de  $CaCO_3$ , varía entre el 25 y el 100%, por lo que sería posible su uso para la corrección de suelos ácidos (Ohno y Erirch, 1990; Clapham y Zibilske, 1992). Diferentes estudios han mostrados respuestas positivas en el crecimiento y el estado nutricional de los árboles, en este sentido Huang *et al.* (1992), Ferm, *et al.* (1992) y Vance (1996) atribuyen estas mejoras nutricionales al aumento en la disponibilidad de nutrientes en el suelo. Estos incrementos pueden ser debidos de manera directa al aporte que se hace con las cenizas y, de manera indirecta al incremento de pH del suelo y de la actividad de los microorganismos descomponedores de la materia orgánica.

En la misma vía, para nuestra comunidad, el primer trabajo de aplicación de cenizas sobre plantaciones de elevado crecimiento de Solla-Gullón (2004) confirma la moderada capacidad encalante y fertilizante de las cenizas y sugiere la aplicación de cenizas como una importante vía de revalorización de este residuo ya que su practica mejoraría el establecimiento, vigor y estado nutricional de las plantaciones forestales, y ofrecería una solución a los problemas de gestión medioambiental de residuos de industrias de transformación de madera en Galicia.

### 1.3.1. ACONDICIONAMIENTO DE LAS CENIZAS PARA SU EMPLEO COMO FERTILIZANTE

Los distintos tipos de cenizas (volantes y de fondo) presentan, debido sobre todo a sus características físicas, una serie de desventajas que dificultan su aplicación. Entre otras se pueden resaltar:

- Riesgos en la salud de los operadores debido a las partículas finas aerotransportadas, lo que conlleva una potencial silicosis. (Hakkila, 1989).
- Dificultad de esparcido uniforme, lo que hace que se reduzcan los rendimientos de aplicación (Wilhoit y Qingyue, 1996 - evaluación de funcionamiento del esparcidor).
- Posibles daños sobre el sotobosque debido a los impactos de partículas gruesas (Kellner y Weibull, 1998).

Todos estos aspectos hacen necesario un posible tratamiento previo de las cenizas de madera. El objetivo del tratamiento de las cenizas es la estabilización, homogeneización y reducción al máximo de la proporción de fracciones finas. La estabilización se consigue químicamente con el endurecimiento y físicamente a través de la aglomeración.

#### Endurecimiento y tamizado

Es una técnica barata porque requiere poco equipamiento auxiliar. En este proceso la ceniza se humedece en un mezclador con cantidad de agua suficiente para mojar toda la superficie de las partículas (aproximadamente 40% para cenizas volantes y 15% para cenizas de fondo). Una vez homogeneizada la mezcla se esparce sobre una superficie pavimentada y se procede al endurecimiento. La calidad del producto final puede ser mejorada poniendo las cenizas en capas delgadas (máximo 40 cm). Cada capa es embalada y se deja secar durante cuatro semanas.



**Figura 1.3.** Aspecto de la ceniza endurecida y tamizada

Posteriormente se tritura y se tamiza de tal manera que el tamaño del gránulo sea inferior a 5 mm aunque el porcentaje que pasa por tamiz de luz 0,25 mm no debe superar el 30%. Esta ceniza procesada es sensible a la hidratación por lo que si previsiblemente va a estar almacenada durante un largo período de tiempo al aire libre debe de cubrirse. En ocasiones puede ser necesario humedecer el producto antes de ser aplicado para que no se cree polvo durante la aplicación. La cantidad de agua aportada no superará el 5% (Nilsson y Lundin (1996); Korplatti *et al.* (1998)).

## 1. Introducción

### **Ceniza granulada**

En este proceso las cenizas se introducen en un tambor granulador (formado por dos cilindros paralelos con movimiento rotatorio) y se mezclan con agua formándose unos gránulos. Posteriormente



se secan con aire caliente hasta que el contenido de agua sea inferior al 5% (Kellner y Weibull 1998). Los gránulos también se pueden cubrir con una capa superficial de lignina para reducir la tasa de lixiviación. El tamaño óptimo de las partículas está comprendido entre 0,5-4,0 mm.

**Figura 1.4.** *Aspecto de la ceniza granulada*

### **Compactación-Pelletización**

Al igual que en los casos anteriores, primero se elabora una mezcla de ceniza y agua y se compacta formando cilindros que pueden ser cortados a la longitud deseada. Durante el proceso de compactación se le añade además un material cementante como pueden ser la dolomía, cal o lodos, con el fin de producir una mezcla homogénea y estable. Es importante para la pelletización que la mezcla esté homogéneamente mojada por lo que será necesario controlar el agua del producto. El producto final son unos pellets fácilmente manejables. Las pruebas de lixiviación de los pellets demostraron tener unas buenas características. Esto se puede explicar a las condiciones casi óptimas del endurecimiento químico ya que en este proceso aumenta la compactación y por lo tanto el contacto entre el agua y la ceniza. Este producto puede ser utilizado en distintas fases del aprovechamiento forestal.

Todos estos métodos se basan en la mezcla de las cenizas con agua en mayor o menor proporción y el endurecimiento de la mezcla. Y dependen de las características de las cenizas y del proceso de combustión de las calderas. La granulación y la pelletización son las técnicas más costosas, pero se obtiene un producto final más uniforme con un grano fino deseable, la reactividad de las cenizas con el pH se reduce al endurecer y aumentar el tamaño de los gránulos. Esto se traduce en un menor riesgo de daño para la flora y la fauna resultado de altos valores de pH y de reacciones osmóticas interrumpidas

## 1.4. BREVE ANÁLISIS DEL SECTOR FORESTAL EN GALICIA

Galicia se caracteriza por el elevado peso de su superficie forestal, ya que supone más del 60% de su superficie, y representa el 11% de la superficie forestal española, cuando la superficie geográfica de Galicia sólo constituye el 5,8%. Además, a diferencia de lo que ocurre en el resto del Estado, hay que resaltar la tendencia creciente de la superficie forestal, del Segundo al Tercer Inventario Forestal Nacional por cada 1000 habitantes la superficie forestal se incrementó 688,1 ha.

Junto a esta extraordinaria relevancia del sector forestal y su crecimiento en los últimos años, es importante resaltar la especial idiosincrasia de la propiedad del monte gallego. Más de las dos terceras partes del monte gallego están en manos particulares y tres de cada diez hectáreas corresponden a montes vecinales en mano común (MVMC). El restante 2% está en manos públicas, cifra que contrasta con lo que ocurre en la UE, en donde la propiedad pública abarca alrededor del 35% de la superficie total (Xunta de Galicia, 2005a).

El fuerte incremento de la superficie arbolada se produce tanto en los montes particulares como públicos y vecinales. Entre el Segundo y Tercer Inventario Forestal Nacional (1987-1998) la superficie arbolada aumentó en un 36% hasta alcanzar 1.425.000 ha que representan el 48% de la superficie total de Galicia (Ministerio de Medio Ambiente, 2000).

Sobresale el aumento de 158.000 ha en la superficie ocupada por frondosas autóctonas (66,4%) y, sobre todo un incremento de 158.500 ha en la superficie de eucaliptales (453%). En cuanto a coníferas el pino gallego aumenta ligeramente su superficie (5%) y las mezclas de pinos se incrementan en un 57% (Bermúdez-Alvite y Touza-Vázquez, 2000).

Las especies dominantes, con una mayor superficie forestal arbolada son el *Pinus pinaster* (390.000ha), *Quercus robur* (195.000 ha) y *Eucalyptus globulus* (178.000 ha). En su conjunto, el número de pies se ha incrementado en un 46% hasta alcanzar casi los 700 millones (38% de coníferas y 62% de frondosas) y el volumen aumentó un 150% hasta situarse en  $135 \cdot 10^6 \text{ m}^3$  c.c. (49% de coníferas y 51% de frondosas) con unos crecimientos anuales que superan los once millones de metros cúbicos (Bermúdez-Alvite y Touza-Vázquez, 2000).

Según datos recogidos en la jornada “Claves competitivas de la industria Forestal de Galicia” las cortas de madera para usos industriales en el 2005 fue de  $6.945.000 \text{ m}^3$  de los cuales,  $3,545 \cdot 10^6$  fueron de coníferas (*Pinus pinaster* y *Pinus radiata* fundamentalmente),  $3 \cdot 10^6$  fueron de eucalipto y el resto de otras frondosas. Esto supuso más del 50% de las cortas de toda España. Aproximadamente el 80% de esta producción es consumida en Galicia por los aserraderos (45%), las industrias de tablero (37%) y la de pasta de celulosa (18%).

Esto hace que Galicia se sitúe en el segundo puesto de comunidades autónomas por facturación en este sector, sólo por detrás de Valencia. Las condiciones naturales que favorecen el crecimiento de la masa forestal y el régimen de la propiedad (fincas privadas replantadas con especies comerciales de rápido crecimiento) hicieron que se incrementase la productividad en estos últimos años.

El sector maderero depende excesivamente de las industrias de primera transformación. Así de los  $2.000 \cdot 10^6$  de euros que facturó en el 2005 este sector, sólo 600-700 millones proceden de las empresas de segunda transformación que es la que mayor valor añadido da a la madera (1 euro en el monte = 20 euros en primera transformación = 120 euros en segunda transformación (Picos, 2006).

## 1. Introducción

Las empresas gallegas de mueble sólo utilizan el 20% de los productos de la primera transformación que se elabora en Galicia. El 80% restante, se exporta, entre otros destinos, a Valencia.

La industria de aserrado (473 aserraderos) fue la que mayor cantidad de materia prima consumió en el 2005, con  $3 \cdot 10^6 \text{ m}^3$  c.c. de madera en rollo. La industria de tablero (24 plantas, entre las que destacan FINSA, GRUPO TOJEIRO y TABLICIA entre otras) empleó  $2,495 \cdot 10^6 \text{ m}^3$  c.c. y la papelera de ENCE, otros 1,2 millones.

De los aserraderos, el 82% se dedican a la corta de pino, 7,5% a la de eucalipto y el resto a otras frondosas. De las industrias de tableros el 52% son de MDF, el 34% de partículas, el 6,5 de contrachapado %, el 3,5 de fibra duro, el 3% de conformado y el 1% de chapa (Xunta de Galicia, 2005b)

### 1.5. *Pinus radiata*: SELVICULTURA Y ESTADO NUTRICIONAL EN GALICIA

*Pinus radiata* cuyos nombres más comunes son pino de Monterrey y pino insigne, como otras especies forestales, fue introducido como especie ornamental en Galicia a mediados del siglo XIX. A principios del siglo siguiente es ensayado como especie de reforestación y es introducido en los planes de repoblación promovidos por la Diputación de Pontevedra. Debido a los importantes resultados de crecimiento obtenidos en muchas repoblaciones de las comarcas litorales (Barbanza, Vimianzo, Baldaio, A Capelada, etc.) se extendió hacia el interior, convirtiéndose en una de las principales especies empleadas en las labores de plantación forestal de la posguerra (Sánchez-Rodríguez, 2001).

Actualmente, esta especie es la tercera especie forestal en importancia comercial en Galicia por detrás del *Pinus pinaster* y del *Eucalyptus globulus* (Álvarez-Álvarez, 2004). El Tercer Inventario Forestal Nacional (Ministerio de Medio Ambiente, 2000) señala que Galicia cuenta con unas 90.000 ha repobladas por el pino de Monterrey de las cuales en casi 60.000 es la especie dominante (Xunta de Galicia 2001). Además en este último inventario forestal se observa como la provincia de Lugo ha aumentado su porcentaje de presencia de esta especie llegando a suponer un 70% de la total de Galicia ocupada por esta especie (72,5% según DGCN 2002).

Los tratamientos selvícolas aplicados a repoblaciones de pino insigne han ido cambiando a lo largo del tiempo, de hecho, tradicionalmente en Galicia se observa que la mayor parte de los montes regulares de esta especie proceden de repoblaciones a densidades iniciales muy altas (hasta 3086 pies  $\text{ha}^{-1}$  en las repoblaciones más antiguas del Patrimonio Forestal del Estado), sin embargo en los últimos años se aprecia un progresivo descenso en la densidad de plantación (Sánchez-Rodríguez, 2001).

Los tratamientos selvícolas usados tras una repoblación forestal varían en función de diversos factores, tales como la calidad de estación, la propiedad del monte, el mercado de la madera, etc. de hecho pueden variar considerablemente, incluso cuando se refieran a un mismo objetivo principal. De este modo *Pinus radiata* es una especie que dada su plasticidad se adapta perfectamente a diversos esquemas selvícolas.

Las tablas de producción son cuadros numéricos que describen la evolución de diferentes variables dasométricas de masas regulares de una especie forestal para las distintas calidades de estación y tratamientos observados en un ámbito geográfico determinado (Madrigal, 1991)

Las primeras tablas de producción para esta especie realizadas en España son las de Echeverría (1942), que elaboró unas tablas de producción de existencias normales, buscando una

utilización del espacio total y máxima producción. Las tablas comprenden un rango de edades de 7 a 25 años, con 5 calidades definidas por la altura media, y un régimen de claras moderado para asegurar la máxima producción. Debido al incremento notable de repoblaciones con esta especie, según Madrigal (1991) estas tablas pierden vigencia.

Las siguientes tablas fueron elaboradas por Madrigal y Toval (1975), son tablas válidas para un rango de edades de 5 a 35 años, definiéndose 3 calidades de estación mediante curvas de crecimiento de la altura dominante. Son tablas de selvicultura media, el régimen de claras es más fuerte que el anterior.

Posteriormente en el País Vasco, a partir de estas tablas de producción, se realizaron diferentes trabajos como un simulador de producción (Castilla y Prieto, 1992) o como un simulador de crecimiento (Cantero *et al.*, 1995; Espinel *et al.*, 1997)

Para las masas gestionadas por la administración gallega, Sánchez-Rodríguez (2001) elaboró unas tablas de producción de selvicultura variable. Estas tablas comprenden un rango de edades de 10 a 45 años, definiéndose cuatro clases de calidad mediante curvas de crecimiento referidas a 13, 17, 21 y 25 m de altura dominante a los 20 años.

De estas tablas se extrae que los valores del turno de máxima renta en especie de esta especie oscilan entre 31 y 40 años. La edad del turno aumenta a medida que disminuye la calidad de estación. El índice de sitio también tiene una gran importancia en los valores de crecimiento. Estos aumentan entre 3 y 5  $\text{m}^3\text{ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ . Las tablas son de uso frecuente en los montes de gestión pública.

A continuación se muestra un resumen de los crecimientos medios de la masa principal antes y después de la clara y de la masa total extraídos de las tablas de producción de Sánchez-Rodríguez (2001)

**Tabla.1.4.** Valores de máxima renta en especie y de los crecimientos medios de la masa principal, antes y después de clara y de la masa total, a los 30 años en  $\text{m}^3\text{ha}^{-1}\text{año}^{-1}$

	IS = 13 m			IS = 17 m			IS = 21 m			IS = 25 m		
	Densidad			Densidad			Densidad			Densidad		
	Alta	Media	Baja	Alta	Media	Baja	Alta	Media	Baja	Alta	Media	Baja
Turno	40	40	38	38	37	36	36	36	33	34	34	31
CM <sub>30</sub>	9,8	8,8	7,9	13,5	12,3	9,7	17,3	15,9	11,4	21,2	19,6	12,9
CMp <sub>30</sub>	8,6	7,3	6,4	11,7	10,1	7,8	15,0	13,1	9,0	18,4	16,2	10,2
CMt <sub>30</sub>	11,9	11,4	10,3	16,4	16,1	13,5	21,2	21,2	16,6	26,2	26,7	19,7

**Turno** = edad de corta en años, **CM<sub>30</sub>** = Crecimiento medio antes de clara, **CMp<sub>30</sub>** = crecimiento medio después de clara, **CMt<sub>30</sub>** = Crecimiento medio total.

Una nueva serie de modelos de crecimiento elaborados con metodologías más avanzadas han sido publicados recientemente para esta especie (Castedo, 2004; Dieguez-Aranda *et al.*, 2005). Los resultados que ofrecen al aplicarlos en simuladores de crecimiento como el GESMO son muy similares a los que derivan del modelo antes mencionado. Si bien la facilidad de su aplicación puede ser considerada como base para evaluar los resultados de crecimiento de esta especie en Galicia.

## 1. Introducción

### 1.5.1. ESTADO NUTRICIONAL DEL *Pinus radiata* EN GALICIA

Las propiedades generales de los suelos forestales de Galicia están determinadas fundamentalmente por las propiedades de los diferentes materiales geológicos y por un clima lluvioso y de temperaturas suaves.

El sustrato geológico de Galicia se compone mayoritariamente por rocas ígneas ácidas y rocas metasedimentarias, que cubren casi la totalidad de la superficie. Las características químicas y mineralógicas de estas rocas van a condicionar las propiedades físicas y químicas de los suelos.

#### **Propiedades físicas del suelo**

##### ***Pendiente del terreno***

El grado de alterabilidad del material geológico influye en el modelado del terreno, interviniendo de manera directa sobre la pendiente. Así los terrenos sobre cuarcitas y rocas graníticas, tan abundantes en Galicia, presentan las mayores pendientes debido a su baja alterabilidad. Esto puede suponer limitaciones importantes para mecanizar las labores selvícolas, tanto por razones técnicas de la maquinaria como por el riesgo de erosión durante el laboreo y el aprovechamiento.

##### ***Profundidad del suelo***

Un número importante de plantaciones destinadas a plantaciones forestales en Galicia presenta una profundidad de suelo inferior a 40 cm y son abundantes los casos con profundidades inferiores a 25 cm. Los motivos de estos bajos desarrollos en espesor se deben, por una parte, a que la mayor parte de estas plantaciones se localizan en pendientes moderadas y fuertes (reservando los terrenos de suelos más profundos a los sistemas agrícolas). Por otro lado, hay que considerar que los suelos se desarrollan a partir de materiales geológicos de baja (cuarcitas y rocas graníticas) o moderada (esquistos y micaesquistos) alterabilidad. Por último habría que considerar que algunos de los terrenos donde se asientan pudieran haber sido objeto de erosión histórica por aprovechamiento como praderas, extracción de matorral o incendios.

##### ***Afloramientos rocosos y pedregosidad***

Las laderas altas, especialmente en litologías graníticas y cuarcíticas, aparecen afloramientos rocosos. Los principales problemas de esta circunstancia son la reducción de la superficie y volumen de suelo utilizable por las raíces, así como dificultad para la mecanización de las labores.

Además, la mayor parte de los suelos forestales gallegos cuentan con pedregosidad excesiva, superior al 50. Este aspecto afecta a la reserva de agua y nutrientes del suelo y, cuando los fragmentos rocosos son de tamaño grande, a las posibilidades de mecanización.

## Propiedades químicas del suelo

### *pH*

Los suelos forestales de Galicia presentan niveles de acidez fuerte o muy fuerte. De este modo, la mayoría de los suelos exhiben valores de pH (KCl) normalmente inferiores a 4.0. Los suelos de cuarcitas tienden a presentar mayor acidez, mientras que los derivados de rocas básicas y ultrabásicas (gabros, anfibolitas) son algo menos ácidos.

La acidez del suelo presenta una limitación importante para el crecimiento de las especies forestales en Galicia. En este sentido se ha demostrado que los suelos con menor acidez presentan mayores rendimientos forestales. El problema de los suelos ácidos radica fundamentalmente en la presencia de Al en la disolución del suelo, un elemento que es tóxico como consecuencia de la interferencia que produce en determinados procesos bioquímicos de la planta.

El pH de los suelos no es constante y sufre variaciones a lo largo del año (Bará, 1998). En los suelos forestales, el humus, en otoño presenta el pH más alto debido a la incorporación de bases procedentes de las hojas caídas.

Algunos efectos de la acidez en la dinámica de los nutrientes del suelo:

1. Sobre la actividad biológica, incidiendo en la dinámica de los nutrientes, cuyas transformaciones dependen de los microorganismos
2. Sobre el nitrógeno, dificultando la mineralización de la materia orgánica al afectar a los microorganismos que verifican estos procesos. Por una parte favorece el lavado de nutrientes y la inmovilización de otros, y por otro lado la elevada concentración de iones hidrógeno es desfavorable, de modo directo al interferir procesos enzimáticos
3. Sobre el calcio y el magnesio, dificultando su asimilación a pH bajos
4. Sobre el potasio: impidiendo su utilización en los suelos intensamente lavados y con pH muy ácido
5. Sobre el azufre: el contenido de este elemento es generalmente más bajo en los suelos ácidos debido a las pérdidas por lavado
6. Sobre el hierro, manganeso, cobre y zinc. Al ser elementos metálicos son más solubles en condiciones ácidas
7. Sobre el fósforo: a pH ácidos decrece su solubilidad porque precipita con el hierro y el aluminio haciéndose insoluble.

### *Materia orgánica*

Los suelos forestales de Galicia son muy ricos en materia orgánica y presentan normalmente contenidos de C superiores al 5%. Este importante contenido en materia orgánica determina diferentes aspectos positivos, como mayor retención de agua, estabilidad estructural, resistencia a la erosión, aporte de nutrientes y amortiguación de los efectos tóxicos del Al, elemento abundante en los suelos como consecuencia de la fuerte acidez

## 1. Introducción

### ***Nitrógeno***

En general, el contenido medio de nitrógeno en el suelo oscila entre 0,02 y el 0,4 %, la mayor parte de este nitrógeno sobre un 98 % se encuentra en forma orgánica (Domínguez-Vivancos, 1984).

Las pérdidas por nitrógeno son las que se producen por lixiviación de los nitratos, que son arrastrados por el agua de percolación y las pérdidas gaseosas.

Los suelos forestales gallegos se caracterizan por un elevado contenido en materia orgánica, lo que hace que muestren niveles de N elevados, normalmente superiores a 0,4 %. Este elevado contenido, junto con las adecuadas relaciones C/N, entre 15 y 20 (Fuentes-Yagüe, 1994), aseguran en la mayor parte de los casos un suministro adecuado de N para las plantas. La tasa anual de mineralización se cifra en torno a 20 kg N ha<sup>-1</sup>año<sup>-1</sup>. La mayor parte del N inorgánico es en forma de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, posiblemente por efecto de la elevada acidez.

### ***Nitrificación***

La nitrificación puede incrementar la cantidad de N disponible para las plantas (Kowalenko y Cameron 1978), pero presenta el inconveniente de que el NO<sub>3</sub><sup>-</sup> es muy móvil y se pierde fácilmente por lavado (Chao *et al.*, 1993).

### ***Fósforo***

La disponibilidad de este elemento para las plantas depende fundamentalmente del pH, por la climatología y la estructura del suelo. Esta disponibilidad disminuye a pH menores de 5,5 ya que es fijado por el hierro y el aluminio. Por otra parte, con temperaturas de suelo altas, con cantidades adecuadas de agua y fósforo orgánico, este se mineraliza y se hace disponible para las plantas.

Como corresponde a los suelos forestales ácidos, la práctica totalidad de los suelos forestales de Galicia presentan niveles de P disponible considerablemente bajos, normalmente por debajo de 10 mg kg<sup>-1</sup>. El material geológico no influye en el contenido de este elemento en el suelo, siendo la fuerte acidez el factor más determinante.

### ***Calcio, Magnesio y Potasio***

Los niveles de estos elementos son bajos en la mayoría de los suelos forestales de Galicia. El contenido de calcio en el suelo depende de la naturaleza de la roca madre. El calcio por una parte tiene un papel importante en la mejora del suelo, ya que floccula las partículas coloidales. Y por otra, es el elemento fundamental en la neutralización de la acidez del suelo y la reducción del aluminio de cambio. Uno de los motivos de la baja concentración de calcio en el suelo es la lenta descomposición de la materia orgánica, debida a las bajas temperaturas y excesiva humedad del suelo.

Para el caso del magnesio presente en el suelo, su concentración procede de la materia orgánica, de las enmiendas magnésicas hechas con dolomitas, de las cales magnésicas o de los abonos que contienen magnesio. Las pérdidas de magnesio son debidas a la extracción de cosechas y lavado del suelo. El desplazamiento del complejo de cambio del magnesio al igual que el calcio es debido al proceso de acidificación natural del suelo, ello puede llevar al empobrecimiento nutritivo en los suelos, en especial los de textura gruesa.

La mayor parte del potasio se encuentra en minerales primarios complejos, no asimilables por las plantas. En suelos arenosos y calizos, con bajo contenido en materia orgánica, el lavado de potasio es demasiado elevado. Cuando las primaveras son demasiado húmedas se pueden producir fuertes pérdidas de potasio por lixiviado.

### ***Elementos traza***

La determinación de estos elementos se justifica tanto por motivos de nutrición, como ambientales. En Galicia, por lo general, no se observan problemas de concentraciones deficitarias en ninguno de los elementos determinados, lo cual parece lógico dado que las condiciones ácidas del medio favorecen la solubilidad de la mayor parte de éstos. Normalmente no se observan problemas de abundancia de ninguno de estos elementos que indiquen contaminación o procesos geoquímicos que los acumulen. Únicamente, se puede destacar la acumulación de Ni, Cr, Cu, Fe y Mn en los suelos derivados de serpentinitas. Este hecho, junto con el carácter hipermagnésico repercute negativamente sobre el desarrollo vegetal.

### ***Aluminio, Hierro y Manganeso***

El aluminio y el hierro son componentes abundantes en la corteza terrestre. La solubilidad de los hidróxidos de aluminio y hierro aumentan a medida que disminuye el pH del suelo. Lo mismo ocurre con el manganeso cuya disponibilidad aumenta en condiciones anaerobias y pH ácidos. En estos suelos la movilidad de estos elementos incrementa la toxicidad y compite con otros cationes en el complejo de cambio, reduciendo la disponibilidad de P, Ca, Mg, K y N en el suelo.

### ***Cobre, Zinc, Cadmio, Cromo y Plomo***

El cobre en el suelo se encuentra en forma de sulfuro y tras la alteración de la roca se disuelve bajo la forma de  $\text{Cu}^{2+}$ , que es poco móvil. El cobre precipita a pH superior a 7. La fertilización nitrogenada ejerce un efecto positivo en el contenido de cobre si las disponibilidades de este elemento son elevadas.

La concentración de Zn, Cr, Pb, y Cd dependen fundamentalmente del material de partida, del pH y de la cantidad de materia orgánica del suelo. Así el cromo y el plomo a pH altos son fácilmente asimilables, sin embargo el caso del Zn su solubilidad aumenta a pH ácidos, su asimilación también depende de la presencia de P en el suelo, con concentraciones de fósforo elevadas y pH altos este elemento no se asimila.

## **Propiedades biológicas del suelo**

### ***Biomasa y actividad microbiana del suelo***

La biomasa del suelo, es principio de subsistencia descomponedor que regula el ciclo de nutrientes, el flujo de energía y la productividad del ecosistema (Wardle, 1998).

La actividad de la biomasa microbiana está condicionada por factores ambientales (temperatura y humedad) y por el manejo silvícola de las plantaciones y del suelo. Los

## 1. Introducción

cambios de uso, el laboreo y las labores (fertilizantes, residuos orgánicos y pesticidas) inducen alteraciones en la tasa de mineralización de la materia orgánica del suelo (Bowman, 1990; Rodríguez-Murillo, 2001). Debido a esta sensibilidad, el C microbiano es empleado como parámetro predictivo de la evolución de la materia orgánica frente a los cambios de uso y manejo del suelo.

La aplicación de C en forma de residuos orgánicos tiende a estimular la biomasa microbiana del suelo en mayor medida que cuando se aplica un fertilizante mineral.

En el 80% de los suelos forestales de Galicia el contenido de C microbiano oscila entre 400-1500 mg kg<sup>-1</sup> de suelo. A modo de ejemplo, en la siguiente tabla se muestran los valores medios de C microbiano en los suelos bajo diferentes usos en Galicia.

**Tabla 1.5.** *Contenidos de C microbiano en suelos bajo robleal y diferentes usos*

	Bosque sin perturbar <sup>1</sup>	Bosque <sup>2</sup>	Pradera <sup>2</sup>	Cultivo <sup>2</sup>
C microbiano (mg kg <sup>-1</sup> )	781	620	276	224

<sup>1</sup> Leirós *et al.* (2000), recoge la media de 40 bosques (determinación única en parcela)

<sup>2</sup> Merino *et al.* (2002), recoge la media mensual durante 2 años.

### ***Respiración del suelo***

El suelo puede representar una fuente importante de CO<sub>2</sub> a la atmósfera. Este parámetro supone un indicador de los procesos y del estado del suelo, ya que integra la actividad metabólica microbiana, vegetal y de la microfauna (Schlentner y Van Cleve, 1985; Dulorey *et al.*, 1996), incluyendo aspectos como la mineralización, la descomposición y el crecimiento vegetales (Singh y Gupta, 1997).

La emisión de CO<sub>2</sub> o respiración del suelo está siendo objeto de numerosos estudios debido a su importancia en el ciclo global de C y la creciente preocupación por el aumento de la concentración de este gas a la atmósfera (Leirós *et al.*, 1999). La modificación de las condiciones ambientales del suelo hacen que la tasa de emisión de CO<sub>2</sub> desde la superficie del suelo se modifiquen profundamente. Leirós *et al.* (1999) obtuvieron las siguientes relaciones de la respiración del suelo y las variables edafoclimáticas para condiciones de laboratorio:

Mantillo	CO <sub>2</sub> =-0,958+0,737t-0,065H	r <sup>2</sup> =0,745
Horizonte A	CO <sub>2</sub> =2,047+0,081t-0,12H+0,017tH	r <sup>2</sup> =0,833

t=temperatura en °C y H=humedad en %

Las mediciones de campo hechas por Pérez-Batallón *et al.* (2001) en Galicia, también reflejan la dependencia con las condiciones de temperatura y humedad del suelo. En este trabajo también se observó que el balance negativo de C se produce sobre todo en aquellos suelos en los que se extraen restos de corta. Similar al efecto que se produciría durante los primeros años tras la transformación de un suelo forestal a un suelo agrícola.

La aplicación de fertilizantes orgánicos al suelo es otro de los principales factores que influyen en la emisión de CO<sub>2</sub> y existe una gran demanda de métodos que permitan estimar el impacto de estas

aplicaciones en las emisiones gaseosas. Por otra parte la respiración del suelo puede considerarse como un índice de estabilidad del C orgánico aplicado en la enmienda y por lo tanto la cantidad de fertilizantes orgánicos que es posible aplicar a un suelo sin que sufra alteraciones importantes en sus funciones.

### **Nutrición vegetal**

Se entiende por nutrición vegetal al proceso mediante el cual la planta absorbe del medio que le rodea las sustancias necesarias para llevar a cabo su metabolismo, y en consecuencia crecer y desarrollarse. Para su alimentación las plantas absorben sustancias minerales o inorgánicas. Los elementos nutritivos son elementos químicos imprescindibles para el desarrollo vegetativo.

Según la cantidad absorbida por la planta se pueden clasificar en macroelementos y elementos traza (Domínguez, 1984).

El estudio de la concentración de los elementos nutritivos en las hojas nos permite establecer una relación entre la alimentación y el crecimiento de la planta.

En una misma población de pinos la concentración en las acículas puede variar considerablemente dentro de un mismo individuo, estas variaciones pueden ser debidas a distintas causas (Bonneau, 1995):

#### ***Las variaciones estacionales***

Una de las grandes dificultades del diagnóstico foliar reside en la variación interanual de composición de los tejidos, estos cambios estacionales en la concentración de nutrientes están relacionados con el ciclo fenológico mostrándose para elementos móviles como el N, P y K y para los relativamente inmóviles como el Ca, B y Mn. En general las concentraciones de macro y micronutrientes se incrementan en el período de inactividad vegetativa, en otoño y principio del invierno. Ese incremento de la concentración de los elementos móviles y semimóviles se produce por la reabsorción de las acículas senescentes, Oleksyn *et al.* (2002)

#### ***La edad de las acículas***

En los árboles de hoja perenne la concentración de elementos nutritivos varía en función de la edad de los mismos, la concentración de ciertos elementos disminuye de año a año, las acículas de mayor edad no recuperan los elementos cedidos en invierno a los brotes.

Las acículas cuando nacen tienen una elevada concentración en N y K, pero esta concentración disminuye fuertemente en verano debido a que la transferencia de estos elementos por parte de los ramillos y las ramas es mucho más lenta, sin embargo el descenso de estos elementos en invierno es mucho más gradual y constante. Cuando las acículas son viejas se produce el fenómeno inverso y las acículas ceden N y K a las ramas, Bonneau (1995).

## 1. Introducción

### ***La posición de las acículas en el árbol***

Según el elemento considerado, la concentración de los tejidos foliares de un mismo año son más o menos elevadas. Las acículas situadas en la parte superior son un poco más ricas en nitrógeno que las situadas en el 4º ó 5º verticilo inferior. También la concentración de fósforo varía en la misma proporción, pero las variaciones en potasio son más débiles. Las concentraciones en Mg descienden rápidamente aproximadamente del primer al décimo verticilo Bonneau (1995).

### ***La edad del arbolado***

Las acículas de los árboles más jóvenes son generalmente más ricas en bioelementos como nitrógeno, fósforo, magnesio y hierro que las de los árboles más viejos y más pobres en calcio, potasio y manganeso. Español *et al.*, (2001) no encuentra diferencias entre la concentración de Mg, S, Zn y Mn. de las parcelas con árboles jóvenes y con árboles adultos. Para el resto de los elementos analizados si que existen diferencias siendo mayor la concentración de N y P el las parcelas con los árboles más jóvenes.

### ***Las condiciones climáticas del año de muestreo***

Las condiciones climáticas del año de muestreo pueden favorecer la liberación de elementos nutritivos en el suelo y la absorción de estos elementos por parte de las raíces de los árboles, o por las condiciones del año anterior en el cual se pueden producir una acumulación de reservas. Así por ejemplo, el fósforo aumenta en los meses húmedos y disminuye en los más secos y el magnesio, por el contrario, disminuye en los meses húmedos y aumenta en los meses secos.

### ***El estatus social del árbol***

Los árboles dominantes se ven más beneficiados de los elementos disponibles del suelo que los árboles dominados, ello se ve reflejado en un incremento del volumen de los mismos. Así las acículas de los árboles dominantes, por ejemplo, son más ricas en potasio.

### ***La heterogeneidad del suelo***

Según el tipo de material de partida sobre el que se desarrollen las plantaciones de pinos la concentración de nutrientes en las hojas varía, las parcelas sobre granitos, como la parcela estudiada, presentan mayores concentraciones de P y menores de K, pero las desarrolladas sobre rocas básicas tienen concentraciones de Ca, Fe y Zn más elevadas. Sin embargo no existen diferencias con otros elementos como Mg, S, y Mn (Español *et al.*, 2001).

Por otra parte en una misma estación, la riqueza del suelo puede variar notablemente en unos metros de distancia, o a distintas profundidades, con distinta textura y por lo tanto en la reserva de agua, todo ello repercute sobre los elementos nutritivos disponibles y por lo tanto en la composición foliar que es la más afectada.

### ***Las variaciones genéticas***

Si se controlan las concentraciones nutricionales de los árboles de distintas procedencias se observa como varían en función de su procedencia. Aunque independientemente del origen de las poblaciones, la concentración de los elementos móviles (N, P, K y Mg) varía con el tiempo.

### **Concentraciones críticas y síntomas de carencia**

El análisis foliar, está supeditado al conocimiento de las concentraciones críticas de los elementos. Se entiende por concentración crítica aquel contenido de nutrientes en las hojas, por debajo del cual disminuye la producción óptima (Bará-Temes y Toval-Hernández, 1983).

Una manera de determinar estos niveles críticos es por medio de mediciones directas sobre masas arboladas, relacionando las concentraciones con alguna variable de productividad (Sánchez-Rodríguez, 2001).

El inconveniente de aplicar esta técnica es la interacción entre los distintos elementos nutritivos dentro de la planta y por otra parte, como se indicaba anteriormente los elementos nutritivos en las hojas dependen de numerosos factores como el clima, la estación del año, la edad del arbolado, etc.

Las situaciones de carencia de nitrógeno en los suelos forestales de Galicia son excepcionales, de hecho los suelos forestales se caracterizan por el exceso de nitrógeno. Este exceso supone árboles ramosos y con ramas gruesas, deformaciones en el crecimiento, la interacción con otros elementos nutritivos (interacciona fuertemente con el P) y mayor sensibilidad frente a agentes patógenos como las rojas criptogámicas.

Cuando se producen carencias de nitrógeno, las acículas adquieren un color verde-amarillento uniformemente distribuido (característica que los diferencia del daño producido por otro patógeno) y son de menor tamaño. Los árboles presentan un menor crecimiento u son poco ramosos (Bonneau, 1995).

Por otra parte, los niveles críticos de fósforo en acículas pueden verse afectadas por la edad de la masa, el clima de la estación, la productividad deseada y las características nutritivas del suelo. Los síntomas de carencia de este elemento se traducen en una coloración del follaje en verde grisáceo y apagado, las acículas situadas en los extremos de las ramas son más cortas y se pueden caer con facilidad, dándole a las ramas un aspecto escamoso.

Con respecto al fósforo, las carencias en la planta se dan sobre todo en suelos arenosos y fuertemente lavados. Por otra parte también pueden ser debidas a la presencia en el suelo de un exceso de magnesio. Cuando se presentan deficiencias de este elemento, las acículas adquieren una coloración verde pálida que se torna en amarillo en las puntas y en los nervios. El color de las puntas evoluciona a castaño o rojizo. Y en el caso de los pinos el color amarillento se presenta sobre todo en las acículas de 2 años.

Las carencias de calcio foliar se dan sobre todo en las plantaciones maduras, sobre todo en aquellas zonas deficitarias de fósforo y con exceso de aluminio. La carencia de este elemento se presenta como una desecación de las acículas de la parte superior que torna hacia una coloración parda

## 1. Introducción

y las de la parte inferior siguen siendo verdes. Esto hace que las diferencias del ataque de los rojos criptogámicos en donde la desecación se produce sobre todo en el tercio inferior.

Por último, con relación al magnesio, las deficiencias de este elemento suelen aparecer poco después de la plantación. En árboles adultos, el magnesio se incrementa en primavera, cuando este nutriente es trasladado de las hojas viejas a las zonas de nuevo desarrollo del follaje. Cuando esto ocurre, las acículas toman una coloración amarillo-dorado, con un fuerte contraste con respecto a la base de las acículas. La coloración amarillenta afecta sobre todo a las acículas de dos años, estando las de un año verde.

### **Estado nutricional de *Pinus radiata* en Galicia**

El pino insigne es una especie que prefiere suelos moderadamente ácidos, profundos, franco-arenosos y bien drenados. En Galicia se desarrolla casi sobre cualquier tipo de terreno, siendo las limitaciones más importantes la escasa profundidad del suelo y el drenaje reducido.

La mayor parte de las plantaciones jóvenes de *Pinus radiata* sobre rocas ácidas de Galicia muestran niveles satisfactorios de N y K pero presentan deficiencias importantes de P y Mg, muchas de ellas, de Ca, lo que se atribuye a la acidez y a las bajas reservas de elementos en los suelos minerales (Zas y Serrada, 2002) lo que coincide con lo observado en plantaciones adultas por Sánchez-Rodríguez *et al.* (2002).

En concreto el P, a pesar de que las pérdidas por lavado son bajas debido a la inmovilización por los microorganismos y las relaciones entre el P inorgánico y las componentes del suelo, es uno de los elementos más limitantes de las plantaciones en Galicia. Estudios previos (Trasar-Cepeda *et al.*, 1989) muestran que parte de este elemento se encuentra formado parte de la materia orgánica lo cual da lugar a una alta acumulación y retención, por otra parte la entrada relativamente baja de P debido a la baja alterabilidad de los materiales geológicos de partida (Macías y Chesworth, 1992; Dambrine *et al.*, 2000) y las pérdidas netas de P debido al aprovechamiento de las plantaciones disminuyen su disponibilidad.

Esto pone de manifiesto la fragilidad nutricional de estos suelos y la dependencia de aportes de elementos a través de la descomposición y mineralización de los residuos orgánicos.

Estas deficiencias reducen los rendimientos en el crecimiento potencial de esta especie en la región.

La gestión silvícola en Galicia, con aprovechamientos en donde se retira madera y corteza durante las cortas parciales y finales, debe asegurar la restitución de la mayor parte de los elementos extraídos del aprovechamiento forestal. Esta restitución se puede realizar mediante la apropiada gestión de los restos de corta y programas de fertilización. En esta línea las cantidades de K, Ca y Mg que sería necesario aportar para suplir las pérdidas de nutrientes en la rotación, serían del 5-8 kg ha<sup>-1</sup> de K, 2-3 ha<sup>-1</sup> de Ca y 1-1,5 ha<sup>-1</sup> de Mg (Merino *et al.*, 2005)

### **Relación entre el crecimiento y las características de los suelos-nutrición de la planta**

En la zona climática más favorable para esta especie, la producción varía de manera importante entre las diferentes plantaciones, lo que se relaciona con el estado nutricional de las masas

y las propiedades de los suelos. (Sánchez-Rodríguez *et al.*, 2002). El Índice de Sitio para el pino insigne, depende positivamente de la profundidad del suelo asociada al balance hídrico y disponibilidad de nutrientes, del pH y negativamente de la concertación de N total en el suelo (Sánchez-Rodríguez *et al.*, 2002).

Aunque las concentraciones foliares de N y K son suficientes en la mayor parte de las masas de esta especie, las concentraciones en P y Mg son deficientes al igual que la concentración foliar de Ca. La concentración foliar de Ca y Mg probablemente están relacionadas con la concentración de los nutrientes en el suelo (Sánchez-Rodríguez *et al.*, 2002; Zas y Serrada, 2002).

La relación negativa entre el nitrógeno y el IS fue observada por Romanyá y Vallejo (2000) en plantaciones de *Pinus radiata* en el norte de España. La elevada concentración de nitrógeno en las acículas se puede producir en los suelos mal drenados, con grandes acumulaciones de materia orgánica y poco aireados que limitan el crecimiento de las raíces, coincidiendo con una, mayor cantidad de este elemento en el suelo.

La correlación positiva con la profundidad del suelo se debe a que a mayor profundidad de los suelos, un mayor volumen de suelo disponible para la exploración radicular, así como mayor disponibilidad de agua y nutrientes. En este sentido, la reserva de muchos suelos sobre rocas graníticas, es inferior a 100 mm, lo que puede suponer períodos de sequía superior a 1 mes al año (Martínez-Cortizas, 1988). Jackson y Gilfford (1974) encontraron que las mayores producciones para esta especie se producen a profundidades de 60-80 cm.

El pH es la tercera de las características más importantes en la producción forestal, en este sentido se demuestra que los suelos con menor acidez presentan un mayor rendimiento forestal. Según Hunter y Gibson (1984) el pH óptimo para esta especie es de 6.

Así en los programas de reforestación, es importante la selección del lugar en donde se va a instalar la masa y la fertilización.

## **Mejora de las condiciones de la masa**

### ***Manejo de los restos de corta***

Otro aspecto a tener en cuenta es la retirada de nutrientes durante la explotación forestal ya que la madera es la fracción que presenta las menores concentraciones de elementos. Las mayores, se encuentran en las acículas, si bien la corteza presenta niveles de Ca y Mg similares a la de las acículas.

La extracción de madera con corteza supone la retirada de 40-77 % de todos los elementos presentes en el árbol. Esto es especialmente importante en el caso del C (77 %), P (63 %) y Mg (63 %). Si se contempla devolver la corteza al terreno, estas extracciones serían de 68, 55 y 47 % respectivamente.

Los restos de corta suponen tan sólo la cuarta parte de la biomasa pero en ello se concentra una buena cantidad de nutrientes, así las ramas y las acículas suponen el 60 y 51 % de N y S acumulados por plantación y el 47, 37, 37 y 36 % de K, Mg, P y Ca respectivamente.

El mantillo del suelo está constituido fundamentalmente por acículas y algunas ramas de tamaño medio en diferentes fases de descomposición, el peso de este horizonte oscila entre 27 y 65 Mg ha<sup>-1</sup>. En comparación con los niveles de las acículas, las concentraciones de elementos en el horizonte orgánico son algo inferiores, especialmente en el caso del K. Estas menores concentraciones

## 1. Introducción

se deben probablemente a la retraslocación previa al desfonde. Diversos estudios muestran que el elemento que más rápidamente se pierde durante la descomposición es el K, seguido del Ca y Mg y, por último, N y P.

### **Fertilización**

En Galicia diferentes estudios revelan el pobre estado nutricional de las plantaciones forestales. En este sentido las carencias de P, Mg y Ca son muy frecuentes en especies como el *Pinus pinaster*, *Eucalyptus globulus* y *Pinus radiata*. Esta situación se produce por la baja fertilidad intrínseca de los suelos y por la explotación intensiva basada en la corta a hecho en rotaciones cortas, lo que conlleva la extracción de una cantidad importante de nutrientes.

La fertilización que normalmente se practica en esta especie, consistente en 100-150 g de fertilizante NPK por planta en el momento de la plantación, no es suficiente para proporcionar un estado nutricional óptimo, puesto que a los pocos años las plantaciones vuelven a manifestar niveles deficientes (Zas y Serrada, 2002). Numerosos trabajos realizados sobre esta especie demuestran las frecuentes deficiencias de P, Mg y Ca, lo que sugiere la conveniencia de practicar fertilizaciones en las fases posteriores al establecimiento, tal como se realizan en otras áreas, como Australia (Birk, 1994), especialmente en los sistemas selvícolas basados en la retirada de los restos de corta.

Para una buena fertilización es conveniente analizar los nutrientes disponibles del suelo y el nivel de alimentación del arbolado por medio de un diagnóstico foliar.

Necesidad de la fertilización en las plantaciones forestales:

- Rápido crecimiento y desarrollo en los primeros años de la plantación.
- Mayor resistencia a las heladas, sequías, parásitos y enfermedades.
- Gran aumento inicial en volumen y producción de la plantación tras la fertilización lo que se puede traducir en un factor de aceleración que hace que se adelante el turno de corta unos años.
- Reducción de los fallos en repoblación.

En términos operacionales pueden distinguirse tres tipos de fertilización cuando ésta se realiza sobre masas de radiata ya establecidas:

- Fertilización inicial o de arranque.
- Fertilización de mantenimiento o a media edad.
- Fertilización de brotación o post aprovechamiento.

**Tabla 1.6.** Recomendaciones de fertilización de mantenimiento en plantaciones de resinosas adultas de las Landas-Francia (Bonneu, 1995):

Elemento	Dosis (kg/ha)
N	100-150
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	100-200
K <sub>2</sub> O	80-150
MgO	100-150
CaO	850-1400

Es importante resaltar que en las plantaciones de resinosas de la región del dominio Atlántico existe un exceso de N en el suelo lo que hace innecesaria su aplicación. Por otra parte el macroelemento más limitante en estas plantaciones es el P, con lo que, en estos casos la fertilización más aconsejada es la que se realiza con P, K, Ca y Mg.

### **Micorrización**

En condiciones normales a las raíces se les asocian unos hongos, de esta asociación mejora la nutrición del árbol, esta asociación puede ser natural, sobre todo en terrenos agrícolas deforestados a lo largo del tiempo, o pueden ser inoculadas, la micorrización le permite al árbol por medio de los filamentos tomar los elementos asimilables con mayor facilidad (Bonneau, 1995)

Para obtener rendimientos satisfactorios en las repoblaciones de *Pinus radiata* D. Don el sistema radical de las plántulas es micorrizado con hongos del género *Rhizopogon*. La aparición y el crecimiento de las micorrizas se ve favorecido por el repicado. Algunas de las especies más comunes que colonizan las raíces de esta especie son *Lyophyllum decastes*, *Rhizopogon vulgaris*, *Suillus bovinus*, *Suillus luteus*, *Rhizopogon rubescens* y *Rhizopogon luteus* (Pera *et al.*, 1998). Estas dos últimas fueron las que normalmente proporcionan mayor crecimiento en altura y absorción de nutrientes minerales. (Chu-Chou, 1985, Parladé *et al.*, 2004)

## **1.6. EL SOTOBOSQUE O VEGETACIÓN ACOMPAÑANTE**

La diversidad botánica de Galicia es fruto de su propia historia natural y humana. Está condicionada por su situación geográfica, que determina la evolución de su flora a lo largo del tiempo, por las características del substrato, las condiciones climáticas del pasado lejano y reciente que han permitido la llegada de nuevas estirpes y la desaparición de otras preexistentes y la formación in situ de entidades propias y particulares (Izco, 2003 y Augusto *et al.*, 2003).

Tan sólo en plantas vasculares encontramos en Galicia más de 2000 especies, lo que supone alrededor de un 25% del total peninsular. Se calcula, con los datos actuales, un nivel de endemidad del 7,6 sobre el conjunto de la península (Xunta de Galicia, 2003).

Una de las principales unidades paisajísticas de Galicia, desde el punto de vista del paisaje, son los pinares. La superficie ocupada por estas especies se ha incrementado notablemente en las últimas décadas como consecuencia del abandono de un gran número de parcelas agrícolas y su posterior repoblación con especies de crecimiento rápido como *Pinus pinaster* y *Pinus radiata*.

Estos sistemas desde el punto de vista ecológico tienen gran importancia pues realizan funciones productivas y no productivas de gran interés, en ellos se distinguen dos estratos: por una parte tenemos el estrato arbóreo y por otra el estrato herbáceo o arbustivo.

El estrato arbóreo constituye la masa principal y determina la presencia y abundancia de las especies que constituyen el estrato herbáceo o arbustivo (Augusto *et al.*, 2003). Para el caso del *Pinus radiata*, las plantaciones se caracterizan por presentar un estrato más o menos abierto de subarbustos dominado por especies fruticasas heliófilas, de herbáceas (generalmente gramíneas) heliófilas y esciadófilas, de tapices más o menos extensos de musgos y líquenes (*Holcus mollis*, *Holcus lanatus*,

## 1. Introducción

*Agrostis curtissi*, *Pseudarrhenatherum longifolium*, *Erica cinérea*, *Daboecia cantábrica*, *Rubus sp.* *Calluna vulgaris*, *Ulex europaeus*, etc.)

En las primeras edades del arbolado, debido sobre todo a una mayor entrada de luz en el suelo, la productividad del sotobosque es mayor y se acumula gran cantidad de biomasa (25-50 Mg ha<sup>-1</sup>) con predominio de especies leñosas (González-Hernández *et al.*, 1998), lo que puede dar lugar a riesgo de incendios forestales. Sin embargo, en pinares adultos y a medida que se va cerrando la copa del arbolado, también acostumbran a crecer castaños, robles y otros árboles de bosque, comportándose estas formaciones artificiales de coníferas como una etapa intermedia hacia el establecimiento del bosque autóctono gallego (Fernández, 2004).

El componente florístico, en estas plantaciones, es muy pobre (humus bruto ácido, deficiencia del suelo en elementos minerales), pudiéndose distinguirse dos tipos de landas: la landa higroturbosa, muy húmeda y sobre pendientes surcadas por riachuelos en las que el drenaje es lento, con suelos de bajo pH y localizada en zonas arenosas procedentes de la descomposición de las areniscas, especialmente en pequeñas depresiones acuíferas; y otra más seca, caracterizada por el elevado número de especies que presenta, y que, como la anterior, se extiende desde el litoral hasta el piso del haya. Este último tipo de landa encuentra su óptimo en el piso del robledal de *Q. pedunculata*.

Otro aspecto que influye en el desarrollo de la vegetación acompañante es la acidez y fertilidad del suelo. Existen especies (p.e. *Ulex europaeus*, *Erica cinerea*, *Agrostis curtissi*, etc.) que se desarrollan sobre suelos ácidos, pobres en nutrientes, de poco espesor y muy tolerantes a las distintas condiciones físicas. Estas especies contribuyen a prevenir la erosión eólica e hídrica, a mejorar el microclima y crean hábitats para la flora y la fauna autóctonas. El cambio de las características físicas y químicas del suelo puede dar lugar a un cambio en la composición florística del sotobosque. Por ejemplo, la aplicación de enmendantes y fertilizantes sobre una pinar ácido y pobre en nutrientes puede dar lugar a un incremento de la diversidad específica, de la productividad y a la aparición de nuevas especies más exigentes, próximas a estados más cercanos a la vegetación climax de la zona, lo que hace que se reduzca la presencia de especies ruderales.

### 1.7. LOS MACROMICETOS

Las características de los distintos tipos de setas dependen del tipo de suelo y de la vegetación. La producción micológica puede suponer un desarrollo económico para las comunidades locales ya que, en los bosques templados constituye uno de los principales recursos (Sisak, 1998; Pilz *et al.*, 1998).

La producción de macromicetos se ve afectada por una serie de factores como las labores selvícolas. Las claras, clareos, desbroces, quemas controladas e incendios, fertilización y la aplicación de pesticidas (Pilz y Molina, 2002) pueden resultar imprescindibles para la consecución de unas producciones fúngicas aceptables (Fernández *et al.*, 1993; Fernández de Ana Magán *et al.*, 1999; Oria de Rueda, 2001). Por ello, a las labores selvícolas deben incorporar nuevas técnicas con el fin de compaginar esta producción con la producción de madera (Díaz-Balteiro *et al.*, 2003)

La edad de la cubierta arbórea es otro factor que determina la presencia de macromicetos. Así, por ejemplo, hay especies como *Suillus collinitus*, que es más común en plantaciones jóvenes, sin embargo *Suillus variegatus* es más abundante en plantaciones adultas (Hintikka, 1998; Kalamees y

Silver, 1998). De acuerdo con Ohenoja (1989), estas setas normalmente se dan con el cierre de la vegetación.

Siempre la abertura y cierre de la copa están asociadas a la edad de acuerdo con los modelos de selvicultura. Si utilizamos el porcentaje de cobertura de las copas como un factor, podemos observar efectos de la combinación de factores medioambientales como la luz y el viento que penetra, la temperatura ambiental y la del suelo, la humedad, las cuales se pueden ver afectadas por las características estructurales, y así influir en el porcentaje de descomposición de la materia orgánica, la disponibilidad de nutrientes, los cuales constituyen factores favorables para el desarrollo y dinámica de los macromicetos forestales (Bonet *et al.*, 2004).

### 1.7.1. LOS MACROMICETOS Y EL MEDIO

La abundancia y aparición de los hongos viene determinada por las condiciones climáticas que actúan sobre una especie vegetal, en un medio edáfico determinado. Los factores que influyen de manera evidente sobre el desarrollo de los hongos son los siguientes:

- **Factores climáticos.** La precipitación y la temperatura son los factores principales que afectan a la productividad de un macromicetos, ya que existe una relación directa entre la precipitación y la producción de carpóforos de muchas especies (Fernández de Ana-Magán y Rodríguez-Fernández, 2000). El inicio de la producción está relacionado con las precipitaciones de septiembre u octubre, dependiendo de la estación forestal, pero una vez iniciadas las lluvias son las temperaturas las que marcan la presencia de las diferentes especies. Hay sin embargo especies más tempranas como *Xerocomus badius* y *Cantharellus cibarius* que salen a finales de verano, con las primeras lluvias, otras como el *Boletus pinicola*, *Tricholoma equestre* o *Suillus bobinus* que se pueden encontrar en otoño e *Hydnum repandum* a principios de invierno.

Con relación a la luz, aunque el crecimiento vegetativo de los hongos no necesitan luz, se vuelve de vital importancia cuando se habla de carpóforos, puesto que es necesaria en muchos procesos de diferenciación de los elementos reproductivos.

- **Factores edáficos.** Su influencia viene determinada no sólo por el pH o su estructura, sino también por la interacción de otros factores como la humedad o la temperatura del suelo. La acidez o basicidad determina la presencia de determinados grupos de hongos, existiendo especies típicamente acidófilas (*Amanita citrina*), basófilas (*Boletus satanas*) e indiferentes (*Lactarius deliciosus*).

La abundancia de materia orgánica va a favorecer o impedir el desarrollo de ciertos hongos; lo mismo ocurre con la presencia de oxígeno que puede marcar su desarrollo. En suelos encharcados pueden llegar a vivir por períodos cortos de tiempo *Laccaria laccata* o *Hebeloma crustuliniforme*, y en las más sueltas y aireadas *Boletus edulis* y *Boletus erythropus*.

- **Factores fitológicos.** Debido a la estrecha relación que existe entre los hongos micorrícicos y las especies arbóreas a las que se asocian, este factor adquiere una extraordinaria importancia. El tipo de nutrición de estos hongos implica relaciones muy estrechas entre los

## 1. Introducción

simbiontes, dándose casos de espectros amplios de hospedantes para algunos tipos de hongos (*Paxinus involutus*), o por el contrario son exclusivos de algunas especies arbóreas como *Suillus grevillei* en los alerces.

- **Factores fisiológicos.** Los factores que más influyen en la producción de setas son la altitud, exposición y humedad. Así por ejemplo en una colonia de *Boletus fragans* bajo castaños, la productividad fue mayor en la orientación S-SW. Posiblemente esto, esté relacionado con un mayor crecimiento de los árboles en esta dirección y, por lo tanto, con una mayor contribución de hidratos de carbono hacia esa zona radical.

### 1.7.2. LA IMPORTANCIA DE LOS MACROMICETOS EN LA RETENCIÓN DE METALES PESADOS

De acuerdo con otros autores, (Işoglu *et al.*, 2001; Kalaç *et al.*, 1996; Kuusi *et al.*, 1981; Svoboda *et al.*, 2000), los cuerpos de fructificación de algunas especies de macromicetos acumulan metales pesados como el cadmio, plomo, arsénico..., especialmente los que se desarrollan cerca de las carreteras u otras fuentes de polución (Malinowska *et al.*, 2004). A parte de los factores antropogénicos existen otros factores naturales que determinan la disponibilidad del micelio para absorber varios elementos. Como la densidad y profundidad del micelio, las propiedades de los suelos como el pH, el potencial redox, el contenido de materia orgánica, los cationes extraíbles de la fase sólida del suelo, la competencia con otros iones metálicas y la composición de la solución del suelo influencia de los metales extraíbles con el substrato (Mejstřík y Lepšoda, 1993; Schmitt y Sticher, 1991; Wondratschet y Röder, 1993). Porque los macromicetos son una parte integral del ecosistema forestal, algunas veces la transferencia de metales entre el suelo y el micelio depende de las relaciones entre el micelio y las relaciones simbióticas con algunas plantas afectando a la adsorción y a la traslocación (Yosida y Muramatsu, 1997)

Los hongos juegan un papel muy importante en la fijación de metales pesados en la capa superficial del suelo, en la cual su presencia es muy elevada. Berthelsen *et al.* (1995) consideran que sólo la biomasa fúngica de los hongos macromicetos representa entre un 5 y un 10 % de peso seco de los 5 cm superiores del suelo forestal. Según estos autores esa biomasa es capaz de fijar en esta zona orgánica del suelo el, 38% de Zn, el 33% de Cd y casi la totalidad de Cu, aunque sólo un 2% de Pb. En general los metales pesados se sitúan, en el horizonte correspondiente a la capa húmica, pero en las zonas forestales taladas, con menor contenido en humus, el plomo tiende a acumularse en horizontes inferiores por precipitación o adsorción, debido a su escasa captación por la biomasa fúngica, a diferencia de otros metales pesados como Cd, Cu o Zn que son mayormente fijados por los hongos (Berthelsen y Steinnes, 1995)

### 1.7.3. LOS HONGOS COMO BIOMONITORES/BIOINDICADORES

Las características funcionales y estructurales de los hongos plantean la posibilidad de ser utilizados como ventajosos bioindicadores de la contaminación ambiental. Según Phillips (1980) un

buen bioindicador, debe de cumplir una serie de requisitos: tener una distribución amplia, ser comunes y relativamente estáticos, estar disponibles todo el año y, si es posible, en varios años para poder estudiar la evolución de la contaminación, poseer una talla, un biotopo y un comportamiento que faciliten su estudio, ser relativamente tolerantes a la contaminación, ser buenos acumuladores de metales pesados y otros contaminantes, de modo que sus concentraciones reflejen las diferencias de biodisponibilidad de dichas sustancias y además, que sean lo suficientemente altas para permitir su análisis directo.

El micelio de los macromicetos está íntima y extensamente integrado con el substrato y la producción periódica de carpóforos y favorece su muestreo, pudiendo ser útil para el estudio del estado medioambiental (Ingrao *et al.*, 1992). La concentración metálica en los carpóforos puede aportar información cuantitativa de estos elementos en el medio ambiente, por lo que pueden considerarse como potenciales monitores de la presencia de metales pesados, especialmente en el suelo. En general el comportamiento bioacumulador de los macromicetos puede considerarse ventajoso. Algunos autores han sugerido la utilidad de ciertas especies de macromicetos como bioindicadores/biomonitores de la polución de los suelos por metales pesados (Quinche, 1992; García *et al.*, 1998), pero a la hora de utilizarlos como bioindicadores de la polución del suelo hay que tener la precaución de tener en cuenta la variabilidad de respuestas que muestran distintas especies (Ingrao *et al.*, 1992; Mejstřík y Lepsová, 1993; Wondratschek y Röder, 1993). Por ejemplo *Xerocomus badius* tiende a acumular Cd, Ag, Cu, Zn, Na, K, y Mg y no suele acumular Pb, Mn, Cr, Co, Ni, Fe y Ca, esta especie presenta una correlación positiva con las concentraciones de metales pesados del suelo y por lo tanto puede ser utilizada como bioindicador.

## 1. Introducción

La sociedad actual es definida como sociedad de consumo, utiliza los recursos a su alcance para producir unos bienes y servicios generando una gran cantidad de residuos (Bontoux *et al.*, 1998). Estos residuos pueden generar distintos problemas como su eliminación, y el efecto contaminante.

Entre los residuos industriales se encuentran las cenizas de biomasa de las industrias madereras. Estas cenizas se obtienen a partir de la combustión de restos arbóreos (fundamentalmente corteza) en las plantas de cogeneración de energía de las industrias madereras. Este producto se caracteriza por presentar una fuerte alcalinidad y elevados contenidos de K, Ca, Mg y P y, a diferencia de otro tipo de residuos, bajas concentraciones en metales pesados. Su aplicación en suelos forestales podría constituir una solución interesante con relación a la gestión medioambiental de dicho residuo y, al mismo tiempo, mejorar el estado nutricional de las plantaciones forestales. Esta práctica restituiría parte de los nutrientes del suelo extraídos como consecuencia del aprovechamiento de la biomasa tras una corta final, lo que contribuiría a la sostenibilidad de los sistemas forestales manejados de manera intensiva.

De este modo, diversos trabajos anteriores han demostrado mejoras en el estado nutricional de los suelos gracias a la aplicación de cenizas (Solla-Gullón, 2004; Santalla-Seoane, 2005; Martínez, 2006). Los datos muestran incrementos en los niveles de K, Ca y Mg en suelos y hojas de las plantaciones forestales, pero no de P, posiblemente por el menor aporte que, de este elemento, se hace con las cenizas. Al mismo tiempo se confirma que esta práctica no entraña un riesgo de deterioro de las aguas superficiales, si esta se realiza siguiendo unas pautas de gestión adecuadas (Quiroga-Lago, 2005).

### 2.1. OBJETIVO GENERAL

El objetivo general de este estudio fue elaborar un protocolo de gestión medioambiental de las cenizas de biomasa, basado en su aplicación en plantaciones forestales, en el que se considera el almacenaje en fábrica, transporte al monte, aplicación y seguimiento ambiental.

### 2.2. OBJETIVOS PARCIALES

Elaborar un protocolo de gestión medioambiental de las cenizas de biomasa, basado en el acondicionamiento de este material en el parque de fábrica y en el monte, su transporte y su posterior aplicación.

Ensayar con distintos tipos de maquinaria, determinando las ventajas y los inconvenientes de cada una de ellas, en función de los medios disponibles, las características del producto y el terreno en donde se procederá a la aplicación.

Seleccionar y localizar parcelas de estudio en plantaciones de *Pinus radiata* de distintas edades y sobre materiales geológicos diversos, en función de los requisitos establecidos por la administración para la aplicación de residuos.

Evaluar la posibilidad de aplicaciones múltiples de este producto, aplicando la dosis moderada de 4,5 Mg MS ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> durante tres años.

## 2. Justificación y objetivos

Mejorar el estado nutricional de las masas con respecto al P, mediante el suplemento de las cenizas con un fertilizante fosforado.

Realizar el seguimiento ambiental y valoración de las respuestas de las plantaciones forestales, determinado los efectos sobre el suelo (propiedades químicas y biológicas), la nutrición forestal, la vegetación del sotobosque, los macromicetos y el crecimiento del arbolado.

### **3.1. DISEÑO DEL PROYECTO**

El objetivo principal de este ensayo fue el de elaborar un protocolo de gestión para la aplicación de cenizas de fitomasa producidas por la industria maderera. Para tal fin, se procedió en febrero de 2003, en siete montes de *Pinus radiata* con una superficie total de 100 ha, al aporte de grandes cantidades de ceniza (1000 Mg) en condiciones similares a la aplicación real. El dispositivo establecido, este primer año, se aprovechó para profundizar en algunos aspectos, como la posibilidad de aplicaciones múltiples de cenizas o la aplicación combinada con un elemento limitante en los suelos ácidos, como el P.

Tras el aporte de las cenizas se realizó un seguimiento ambiental del suelo, del sotobosque, de los macromicetos y del arbolado para evaluar la fertilidad y los posibles efectos nocivos de las mismas.

#### **3.1.1. PLANIFICACIÓN DE LA GESTIÓN DE LAS CENIZAS DE BIOMASA**

La aplicación de las cenizas al suelo es una de las principales formas de valorización de las mismas. El objetivo de la política global de gestión de residuos es minimizar las cantidades de residuos enviados al vertedero, tanto por las dificultades de gestión de los mismos, como por la contraindicación que ello supone de uso sostenible de los recursos naturales. A pesar de los intentos de valorización de las cenizas a través de otros procesos, (p.e. incorporación a sustancias cementantes) en la actualidad, el uso como enmienda y fertilizante de suelos es el de mayor aceptación desde el punto de vista medioambiental.

En consecuencia, parece necesario y urgente planificar la aplicación de residuos como las cenizas. La planificación puede realizarse a diferentes escalas: nacional, regional, comarcal, empresa o explotación forestal y parcela.

La información necesaria para llevar a cabo la planificación de la aplicación de cenizas al suelo variará asimismo de acuerdo con la escala de la planificación.

En cualquier caso, para poder efectuar una correcta planificación de la valorización de las cenizas mediante su aplicación al suelo, es necesario disponer de los siguientes aspectos:

- Caracterización de las cenizas
- Manipulación y aplicación de las cenizas
- Características de la zona de aplicación
- Condiciones de la masa
- Las restricciones en el uso del suelo que afectan a la aplicación de las cenizas.

### 3.2. ORIGEN DE LAS CENIZAS DE BIOMASA UTILIZADAS

Los procesos productivos de la industria de la madera producen subproductos y residuos a lo largo de la cadena monte-industria, parte de estos residuos son aprovechados reintegrándolos de nuevo a la cadena, utilizándolos para la producción de enmiendas orgánicas o recibiendo un aprovechamiento energético.

La industria de los tableros de madera, debido a los avances tecnológicos, utilizan materias primas que antes eran desechadas, cómo fustes <7,5 cm de diámetro, madera de reducida calidad, ramas, maderas recicladas y subproductos de la primera transformación (serrín, costero, viruta, astilla, restos procedentes del desarrollo de la madera, recortes de madera...)

para la obtención de tableros aglomerados y subproductos que pueden ser reutilizados.

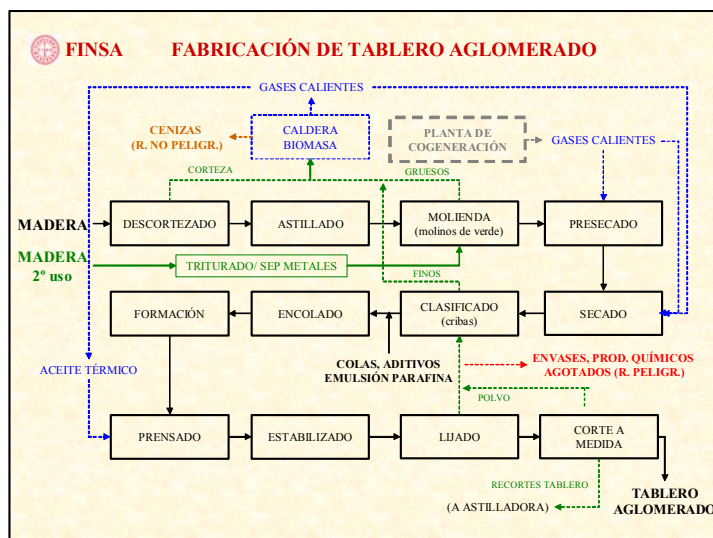


Figura 3.1. Fabricación tablero aglomerado

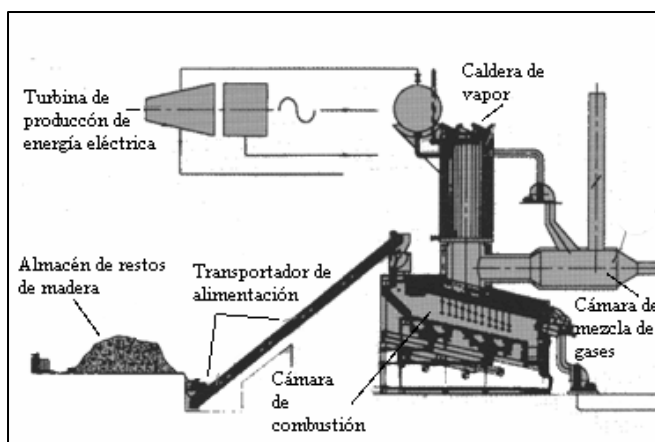
Como se observa en la figura 3.1 estos subproductos están formados fundamentalmente por corteza (de pino o eucalipto dependiendo de la línea de fabricación) y en menor medida por polvo de lijado y recortes de tablero, que pasan a las calderas de cogeneración produciendo de forma simultánea vapor y electricidad, lo que da lugar a una valoración energética del producto.

Las calderas están dotadas de una cámara de combustión en la que se queman estos residuos de madera y los gases de combustión pasan a través de un intercambiador de calor, transmitiéndolo al agua. El vapor y la electricidad que se aplica en los procesos industriales y el excedente se vende a otros usuarios o a la red eléctrica.

Del resultado final de este proceso se obtienen las cenizas de fitomasa catalogadas según el código LER como “residuo no peligroso”, de cuya gestión y posibilidad de aprovechamiento trata este proyecto.

Las cenizas empleadas en este estudio procedieron de tres factorías del grupo Finsa: Fibranor (Rábade-Lugo), Finsa (Santiago) y Orember (Ourense), se optó por esta solución por la imposibilidad a que sólo una de ellas dispusiese de 1000 Mg en un mes. Esta es la cantidad total aplicada el primer año en el conjunto de todas las parcelas. Los análisis previos mostraron que las tres procedencias tenían propiedades comparables, en cuanto a granulometría y composición química, por presentar procesos de combustión similares. Por otra parte, otro aspecto que se tuvo en cuenta fue la proximidad de las fábricas productoras de cenizas a las zonas de aplicación de las mismas que salvo en el caso de la factoría ubicada en Ourense (de la que se empleó una menor cantidad de ceniza) no sobrepasó los 50 Km.

Estas cenizas se originaron a partir de la combustión en las calderas de parrilla con fondo móvil de diferentes subproductos de la industria de tableros. Sobre el fondo de la parrilla se depositan



la corteza y los materiales más gruesos y de forma adicional, la caldera dispone de unos inyectores que introducen las partículas más finas, como el polvo de lijado, en la cámara de combustión. El fondo de la parrilla se va moviendo para distribuir los materiales de forma, que se consiga una combustión homogénea.

**Figura 3.2.** Principales componentes de las calderas de parrilla con fondo móvil.

Finalizado el proceso, las cenizas de fondo de horno salen por la parte inferior de la caldera. Posteriormente, se sumergen en agua para reducir el riesgo de incendio.

Este producto se caracteriza por presentar un mayor número de inquemados y, por lo tanto, mayor granulometría. Esto las hace diferentes a las producidas por otras industrias en las que se emplean hornos de lecho fluidizado, donde se generan cenizas volantes que están más mineralizadas. Las calderas de lecho fluidizado son capaces de quemar combustible desmenuzado sin tratar, con niveles de humedad de hasta un 55-60% en una mezcladora turbulenta de un lecho fluidizado de arena de sílice inerte. El combustible se mantiene en suspensión durante la combustión por la alta velocidad del aire expulsado a través del lecho de arena (FAO, 1991)

### 3.3. CARACTERIZACIÓN DE LAS CENIZAS DE BIOMASA

#### 3.3.1 TOMA DE MUESTRAS DE CENIZA

Cuanto mayor es la escala de planificación resulta más conveniente disponer de información específica del residuo en cuestión de aspectos relativos a su composición y características químicas.

Algunos residuos pueden presentar una variabilidad importante en su composición a lo largo del tiempo, con lo que será necesario establecer un programa de seguimiento y control analítico del residuo que permita asentar que la aplicación al suelo se realiza correctamente.

Fue por este motivo que, antes de proceder a la aplicación de las cenizas, de cada uno de los camiones que transportan las cenizas, se tomó un muestra representativa de ceniza que se trasladó al laboratorio en donde se secó a 40 °C en estufa hasta que alcanzó peso constante, se tamizó de la forma que se explica posteriormente y se molió en mortero para analizar los elementos totales y extraíbles de la muestra representativa.

### 3. Material y métodos

#### 3.3.2. TÉCNICAS ANALÍTICAS DE LAS CENIZAS

##### **Determinación de la granulometría**

La granulometría es la propiedad física más cambiante en este tipo de material y por lo tanto la que más problemas ocasiona en la regulación del caudal de la abonadora. Este parámetro hace referencia a la distribución del tamaño de las partículas de los fertilizantes sólidos. Para la determinación de este parámetro se tomó una muestra múltiple representativa de cenizas de cada uno de los camiones que las transportaban (aproximadamente 1000 g), a continuación se secaron en estufa hasta peso constante, se tamizaron por tamices de malla cuadrada conforme a la norma ISO 565 de 2.0; 2,5; 3.15; 4.0 y 5.0 mm de apertura de malla y finalmente se pesaron las fracciones de cada uno de los tamices (Cédra, 1997).

##### **Determinación de la densidad aparente**

Otra característica que se debe mantener constante en los abonos para favorecer la regulación de la maquinaria y realizar una distribución uniforme es la densidad, pues esta influye de forma importante en la variación de caudales y comportamiento de proyección de los mismos (Nogales y Matía, 2002). Para ello se recoge una muestra de ceniza y se satura con agua en el laboratorio; una vez saturada y después de haberla dejado drenar durante tres días se enrasa al volumen del cilindro (6,5 cm de diámetro y 6,0 cm de altura) y se introduce en la estufa a 105 ° C hasta peso constante, utilizando este valor para calcular la densidad aparente (Gutián-Ojea y Carballas-Fernández, 1979).

$$Da = \frac{Pcs}{Vcf}$$

en donde  $Pcs$  es el peso de la muestra de ceniza seca y  $Vcf$  es el volumen de la ceniza en su estado natural.

##### **Determinación del pH**

Se determinó el pH de las cenizas en H<sub>2</sub>O y en KCl (0,1 M) en una suspensión suelo-medio extractante (1: 2,5), para determinar el pH en agua se agita esta suspensión con varilla de vidrio y se mide transcurridos 10 minutos de reacción y para determinar el pH en KCl (0,1 M) se miden transcurridas 2 h de contacto entre el suelo y el extractante (Gutián-Ojea y Carballas-Fernández, 1979).

Para medir el pH se usó electrodo de vidrio y un potenciómetro micro-pH 2001.

##### **Determinación de la humedad**

De cada una de las muestras de cenizas húmedas se tomaron 3 submuestras, se introdujeron en crisoles y se secaron en estufa a 105 °C hasta peso constante, y la humedad se calculó por diferencia de peso.

$$\text{Humedad} = \frac{P_{cf} - P_{cs}}{P_{cs}} \times 100$$

en donde  $P_{cf}$  es el peso húmedo de la muestra de ceniza y  $P_{cs}$  es el peso seco de la muestra de ceniza

### **Determinación de los macro y elementos traza totales**

Para la determinación de estos parámetros las muestras secas y tamizadas de cenizas fueron molidas en mortero y digeridas en medio ácido con  $\text{HNO}_3$  en proporción 1:50 (cenizas-medio extractante) utilizando un horno microondas durante una hora. El extracto se filtró y se analizó en el espectrofotómetro de emisión y absorción atómica ICP-OES. Se usó compost y sewage sludge como material certificado de referencia (Marsep-Sample 246 y 249 respectivamente, Wageningen Evaluating Programmes for Analytical Laboratories, Holanda).

### **Determinación C, N y S totales**

Los porcentajes de carbono, nitrógeno y azufre total se determinaron mediante un autoanalizador (LECO CNS-2000), donde la muestra es calcinada emitiéndose,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{SO}_2$  y  $\text{NO}_x$ .

## **3.4. DETERMINACIÓN DE LA DOSIS DE CENIZA**

Para determinar la dosis de ceniza a aplicar se han de seguido, por una parte, los criterios legales y por otra, los agronómicos en función del aporte de nutrientes y de la cantidad requerida por las plantaciones.

### **3.4.1. CANTIDAD MÁXIMA POR CONTENIDO EN METALES PESADOS**

En este epígrafe se tiene en cuenta tanto proyecto de Decreto sobre la utilización de cenizas de gasificación y de combustión residuos de biomasa para aplicaciones agrícolas (que no llegó a entrar en vigor), así como el vigente en la actualidad R.D. 1310/90 de 29 de octubre que regula la utilización de los lodos de depuración en suelos agrícolas.

Ambos decretos establecen valores límite para las cantidades de metales pesados que se podrán introducir en los suelos en un período de 10 años, lo que permite determinar la dosis máxima de cenizas. En este aspecto el Proyecto de Decreto es mucho más restrictivo que el R.D. 1310/90. El Proyecto de Decreto establece para las cenizas de trozos de madera y las cenizas mezcladas que se utilicen en las explotaciones forestales un aporte máximo de 7,5 Mg de Materia Seca  $\text{ha}^{-1}$  rotación de los cultivos (100 años).

### 3. Material y métodos

**Tabla 3.1.** Concentración de metales pesados que presentan las cenizas y límites legales según la legislación española vigente y la EPA (Environmental Protection Agency. US)

	Concentración máxima		EPA
	R.D. 1310/1990		
	(mg Kg <sup>-1</sup> materia seca)		
	Suelos pH<7	Suelos pH>7	
As	--	--	41
Cd	20	40	39
Cu	1000	1750	1500
Pb	750	1200	300
Hg	16	25	17
Mo	--	--	18
Ni	300	400	420
Se	--	--	100
Zn	2500	4000	2800

#### 3.4.2. CANTIDADES MÁXIMAS POR CONTENIDOS DE N Y P

Hasta ahora, la legislación sólo limitaba la dosis de lodos y cenizas en función de su contenido en metales pesados. Sin embargo utilizar únicamente este criterio para el cálculo de la cantidad máxima de cenizas puede dar lugar a dosis muy elevadas. Es por ello que la Xunta de Galicia dispone de unas instrucciones para el cálculo de la cantidad máxima de lodos de depuradora a aplicar por ha de S.A.U. (Superficie Agrícola Útil), un documento inédito en donde se tienen en cuenta, además del contenido en metales pesados de los lodos o de las cenizas, otros criterios como las extracciones de nitrógeno y fósforo de los cultivos.

#### Criterio de nitrógeno

Este criterio se utiliza con mayor frecuencia por tres razones:

- El impacto de los compuestos de este elemento sobre aguas y aire
- Por el impacto de este nutriente sobre las plantas
- Porque este criterio permite aplicar mayores cantidades aplicables

El cálculo de la cantidad máxima de ceniza a aplicar, en función del nitrógeno, sólo depende de las necesidades de nitrógeno del cultivo y de la cantidad nitrógeno que la ceniza aporta.

$$CM_N = \frac{Necesidad}{Aportes \times Fn} = (kg / ha)$$

donde  $CM_N$  es la cantidad máxima de ceniza que se puede aplicar y  $Fn$  es un factor de corrección.

### Criterio de fósforo

Los contenidos elevados de fósforo en el suelo no son frecuentes, pero un exceso de fertilización fosfórica podría dar lugar a situaciones indeseables de contaminación de las aguas. Para evitar este problema, la cantidad máxima de ceniza a aplicar se determinará en función de la necesidad de la plantación y de la cantidad de fósforo que aportan las cenizas, siempre y cuando el aporte de materias nutritivas en forma de fósforo no supere los 30 kg ha<sup>-1</sup>año<sup>-1</sup>. La dosificación de fósforo podrá calcularse como una media de 3 años (Proyecto de Decreto utilización de cenizas de biomasa).

$$CM_p = \frac{Necesidad}{Aportes} \times Fp$$

donde  $CM_p$  es la cantidad máxima de y  $Fp$  es un factor de corrección.

Además de lo anterior, utilizar las cantidades máximas de manera indiscriminada de otros nutrientes puede suponer un riesgo ambiental. Por lo que se debería aplicar una dosis similar a los sustraídos por la explotación.

## 3.5. MANIPULACIÓN Y APLICACIÓN DE LAS CENIZAS DE BIOMASA

El almacenamiento de las cenizas en el parque de fábrica y en el lugar de aplicación se realizará por un período corto de tiempo y no deberán:

- Hacerse en zonas en que y de forma que, cuando se fundan las nieves o haya precipitaciones, exista un riesgo de vertido a lagos, cursos de agua o desagües
- Hacerse en condiciones de viento en las que las cenizas se esparzan de forma incontrolable
- Dar lugar a contaminación de la capa freática
- Dar lugar a molestias importantes.

Por lo general se almacenarán en una zona llana (en la medida de lo posible asfaltada) con el fin de que vayan perdiendo el exceso de humedad y se cubren con una lona para impedir se mojen (EPA, 2000).

### 3.5.1. ENSAYOS DE MECANIZACIÓN DE LA APLICACIÓN

Una buena abonadora será aquella máquina que realiza buenas distribuciones, con el material que tenemos necesidad de distribuir, a la dosis y a la distancia deseada (Nogales y Matía-Amo, 2002).

El esparcido de las cenizas puede realizarse por medio de distintos equipos de distribución de abono. Determinar la aptitud para la aplicación y distribución transversal de cada uno de ellos será uno de los objetivos de esta etapa del trabajo. Para ello, sobre cada uno de ellos, se realizarán una serie de ensayos técnicos (según normas ISO y UNE).

### 3. Material y métodos

Según Márquez-Delgado (1982) los ensayos se efectuarán sobre un suelo horizontal liso y firme. La velocidad del viento no debe ser superior a  $7,2 \text{ km h}^{-1}$ , el régimen de giro del tractor debe ser aquel para el que el distribuidor esté concebido. El régimen de la toma de fuerza debe estar conforme con la ISO 500 (UNE 68-003). La velocidad a la que se efectúen las pasadas debe ser constante. La velocidad de avance para los ensayos es de  $8 \text{ ó } 15 \text{ km h}^{-1}$ , salvo en los ensayos de incidencia de la velocidad de avance.

#### **Ensayo de distribución transversal**

La distribución transversal es la que se realiza en sentido perpendicular al avance del tractor. Con este ensayo se pretende establecer la uniformidad con la que cada una de las máquinas empleadas distribuye el producto, así como la anchura óptima de trabajo.

La uniformidad, vendrá determinada por muchos factores internos y externos. Como la anchura de trabajo (que el caso de las abonadoras centrífugas no es fijo), el sistema distribuidor, sistema dosificador, el terreno, la velocidad del viento, la naturaleza del abono etc. En algunas ocasiones la falta de uniformidad conlleva la necesidad de realizar solapamiento, el cual condiciona la distancia entre pasadas contiguas. Este solapamiento se puede hacer con un sistema de trabajo en círculos, si la distribución no es simétrica; si la distribución es simétrica se pueden hacer recorridos de ida y vuelta (Nogales y González, 1999).

Para evaluar la uniformidad de la distribución para las abonadoras se aplicaron las normas ISO 5990/1 e ISO 5690.

El coeficiente de variación es el parámetro estadístico que nos mide el tanto por ciento que se separa una serie de datos respecto al valor medio, a menor cociente mejor será la distribución. El coeficiente de variación para los abonos utilizados en cobertera no debería superar el 10%.

$$C.V.(%) = \frac{S}{X} \times 100$$

$$S = \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum (X_i - X)^2}$$

donde  $C.V.$  es el coeficiente de variación,  $S$  la desviación típica media,  $n$  es el número de cajas recogidas  $X_i$  es la cantidad recogida en la caja  $i$  y  $X$  es la media absoluta.

Para determinar la uniformidad y la anchura de trabajo se emplearon 40 cajas de plástico de  $50 \times 50 \text{ cm}$ , colocando una por cada  $50 \text{ cm}$  de anchura de esparcido, con lo que se cubre una longitud total de  $20 \text{ m}$ . Posteriormente se pone en marcha la abonadora en sentido transversal a la disposición de la línea de cajas, la abonadora atraviesa esa línea por el centro y se realizan tres pasadas, dejando siempre una distancia (aproximadamente  $15 \text{ m}$ ) entre el final de las cajas y el tractor para que este adquiera su velocidad de avance normal de trabajo y cuando llegue a las cajas distribuya el abono de forma proporcional al caudal. Se parará la distribución cuando, a medida que avance el equipo de distribución, el abono deje de caer sobre las cajas (Gil, 2000).

A continuación se pesa el contenido de cada una de las cajas manteniendo el orden inicial de la situación espacial en la que estaba cada caja con el fin de determinar los diagramas de distribución transversal. Si estos son triangulares o trapezoidales, la abonadora realiza una distribución buena, por lo que la anchura de trabajo será igual a la distancia existente desde el centro de la distribución hasta el receptor que haya recogido la mitad que la dosis que los cajones centrales (Gil, 2000).



**Figura 3.3** Disposición de las cajas para el ensayo de distribución transversal y pesaje del contenido de las mismas después del ensayo de distribución transversal.

### Ensayo de regulación del caudal

Las tareas de regulación de las abonadoras varían mucho cuando se tratan de abonadoras centrífugas, y para muchas de ellas se deben hacer una serie de constataciones antes de considerarlas ajustadas para que distribuyan una cantidad justa de fertilizante y otras, sin embargo, se regulan por medio de tablas con una increíble exactitud. (Peñagaricano, 1989).

En las abonadoras centrífugas, independientemente del ajuste, debe de tenerse en cuenta el número de revoluciones de la toma de fuerza. Desde el momento en que la dispersión se efectúa por la acción centrífuga de los platos giratorios cualquier variación en el número de revoluciones del eje de la TDF (toma de fuerza del tractor), hará variar la intensidad de la fuerza centrífuga encargada de diseminar las partículas del fertilizante, por lo tanto es importante mantener la velocidad de la TDF constante.

En el campo, para calcular el caudal de forma sencilla, se llena la tolva de la abonadora hasta la mitad con las cenizas que se van a emplear (nunca superior a 2 Mg), se coloca un receptor que permita recoger la totalidad del abono (Márquez-Delgado, 1982), por ejemplo un saco de 650 galgas de espesor, de los utilizados para ensilado de forrajes y se regula la apertura de la compuerta. Se pone en marcha y se mide el tiempo, al menos 15 segundos. Posteriormente, se pesa el abono recogido en el saco durante este tiempo en una báscula dividiendo el peso en kilogramos por el tiempo en segundos, obteniendo de esta forma, el caudal de abonado. Este proceso se va repitiendo abriendo más o menos la compuerta hasta alcanzar el caudal deseado. En ese momento tenemos ajustada la dosis.

$$Q = \frac{P}{15s} \times \frac{3600s}{h} = 240 \times P$$

### 3. Material y métodos

donde  $Q$  es el caudal en  $\text{kg h}^{-1}$  y  $P$  es el peso en kg recogido en el saco en 15 segundos

$$P = \frac{Dosis \times 0,1 \times Au \times Vr}{240}$$

$$Dosis = \frac{Q}{Ce} = \frac{240 \times P}{0,1 \times Au \times Vr}$$

donde  $Dosis$  es la cantidad de ceniza en  $\text{kg ha}^{-1}$ ,  $Q$  es el caudal en  $\text{kg h}^{-1}$ ,  $Ce$  es la capacidad efectiva que a su vez es igual al producto de 0,1 (factor de corrección), de  $Au$  o anchura útil en m y de  $Vr$  ó velocidad real de la máquina en  $\text{km h}^{-1}$ .

La anchura útil es la anchura de separación entre una pasada y otra consecutiva que en este caso se considera que es el ancho de la calle. Esta anchura no coincide con la anchura de distribución, ya que siempre es necesario una intersección de abono entre una pasada y otra contigua.

Para el cálculo de la velocidad real de avance se establece una distancia en metros de tal manera que:

$$Vr = \text{distancia} \times \frac{3,6}{t}$$

donde  $Vr$  es la velocidad real en  $\text{km h}^{-1}$ ,  $\text{distancia}$  en m y  $t$  es el tiempo en segundos.

### Ensayo del tamizado de las cenizas

Para poder conseguir garantizar una fluencia uniforme a través del sistema de distribución de las máquinas es necesario una homogeneización de las características físicas del abono. También es necesario que esas características sean repetidas de una partida a otra (Nogales y Matía-Amo, 2002). Cuanto menor es la diferencia entre el tamaño de las partículas más uniforme será la dosificación. Para homogeneizar el producto y eliminar los elementos gruesos es necesario el tamizado de las cenizas, en la propia fábrica a la salida de la caldera, o en el campo instalando un tamiz sobre la zona de carga del equipo seleccionado. La luz del tamiz se seleccionará en función de la pedregosidad de las cenizas siendo superior a 3 cm de luz e inferior a 7 cm.

## 3.6. DESCRIPCIÓN DE LAS ZONAS DE ESTUDIO

### 3.6.1. ASPECTOS GENERALES

Un aspecto a considerar en la planificación del aporte de cenizas son las características de las zonas de aplicación. En dónde habrá que tener en cuenta los siguientes aspectos:

- Aspectos legales
- Aspectos geomorfológicos y características del suelo
- Análisis físico-químico del suelo. Seguimiento ambiental

## Aspectos legales

Al igual que para las cenizas, la legislación específica vigente (R.D. 1310/90) y el Proyecto de Decreto sobre la utilización de cenizas de biomasa contemplan unos niveles máximos de determinados parámetros para los suelos receptores de cenizas. Asimismo algunos manuales como el Codi de Bones Práctiques Agraries en relación con el nitrogen establece también unas limitaciones sobre suelos helados, encharcados...

**Tabla 3.2** Valor límite de concentración de metales pesados en los suelos (Proyecto de Decreto y R.D. 1310/90) ( $\text{mg kg}^{-1}$  de materia seca).

	Proyecto de Decreto	R.D. 1310/1990	
		Suelos pH < 7	Suelos pH > 7
Cd	0,5	1,0	3,0
Hg	0,5	1,0	1,5
Pb	40,0	50,0	300,0
Ni	15,0	30,0	112,0
Cr	30,0	100,0	150,0
Zn	100,0	150,0	450,0
Cu	40,0	50,0	210,0

## Aspectos geomorfológicos y características del suelo

Antes de aplicar las cenizas es necesario caracterizar (desde el punto de vista geomorfológico y edáfico) las zonas donde es posible su aplicación o zonas donde hay que adoptar determinadas precauciones para poder llevar a cabo esta operación.

Un ejemplo de ello se muestra en la tabla 3.4 En esta tabla se establecen una serie de restricciones en función de parámetros como la pendiente del terreno o el pH del suelo a la hora de aplicar residuos. Está pensada para lodo de depuración de aguas residuales pero al no disponer de otra información podría ser aplicable a las cenizas de biomasa.

**Tabla 3.3.** Valores máximos considerados como indicadores de restricciones en caso de aplicación de residuos. (Manual d'aplicació al sol de fangs de depuració. Junta de Sanejament)

Parámetro	Valor	Lodo seco=ceniza	Lodo líquido=purín
Pendiente (%)	< 7	Apto	Apto
	> 7	Apto	No apto
Profundidad del nivel freático (m)	≤ 4	No apto	No apto
	4-9	Apto	No apto
pH	> 9	Apto	Apto
	< 6	No apto	No apto
Velocidad de infiltración ( $\text{mm h}^{-1}$ )	≥ 6	Apto	Apto
	≤ 15	Apto	No apto
	> 15	Apto	Apto
	> 50	Apto	No apto
	< 50	Apto	Apto

### 3. Material y métodos

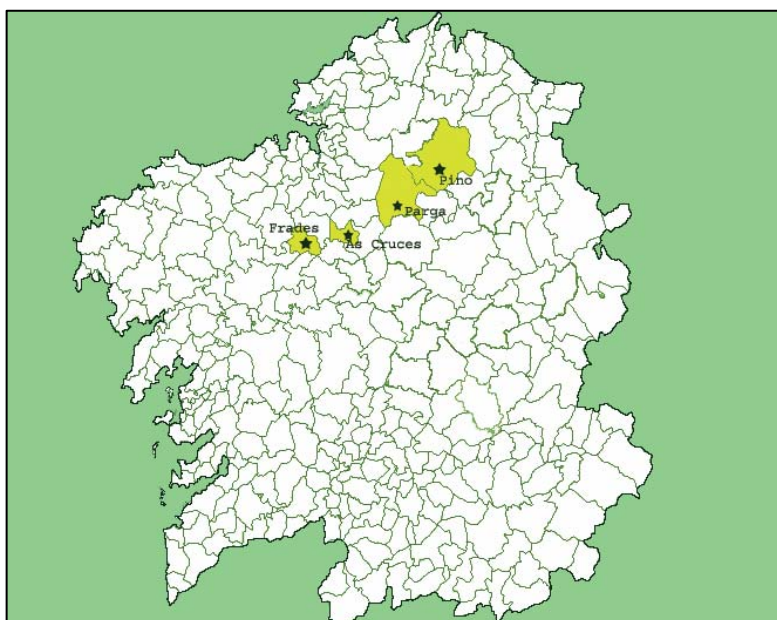
## Seguimiento ambiental

La planificación también incluye un programa de seguimiento y control de los resultados de la aplicación. Esto es especialmente importante cuando se aplican grandes cantidades de ceniza.

### 3.6.2. LOCALIZACIÓN DE LAS PARCELAS DE EXPERIMENTACIÓN

Para contribuir al desarrollo de un plan de gestión de las cenizas de biomasa, se establecieron una serie de parcelas de experimentación sobre seis plantaciones de *Pinus radiata* de diferentes edades (5-29 años) y materiales geológicos.

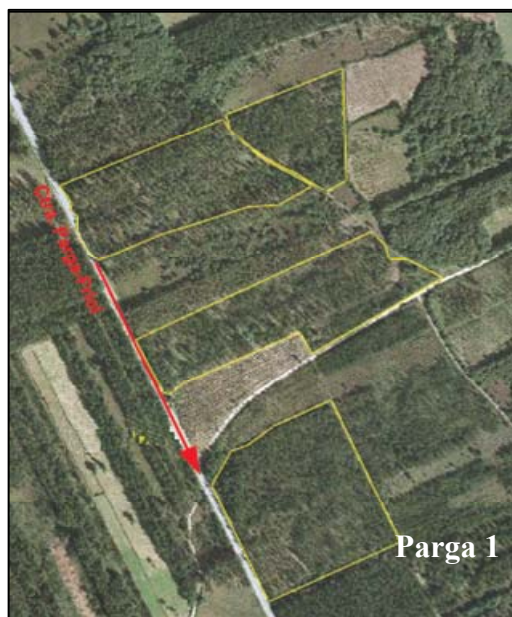
Estas parcelas, se encuentran localizadas en las parroquias de Parga (Lugo), Frades (A Coruña), Pino (Lugo) y As Cruces (A Coruña) (Figura 3.4 y 3.5).



**Figura 3.4.** Situación geográfica de las parcelas de ensayo sobre arcillitas (Parga y Frades), migmatitas (Pino) y serpentinitas (As Cruces)

**Tabla 3.4.** Características generales de las plantaciones seleccionadas

Código	Localidad	Coordenadas geográficas			Material Geológico	Edad (años)	Superficie aplicación (ha)
		Latitud	Longitud	Altitud m			
Parga-1	Guitiriz	N 43°07'35''	W 7°49'49''	470	Arcillitas	16	22,3
Parga-2	Guitiriz	N 43°07'35''	W 7°49'49''	470	Arcillitas	5	9,8
Frades	Frades	N 43°04'07''	W 8°01'52''	504	Arcillitas	29	33,6
Pino-1	Cospeito	N 43°13'30''	W 7°39'17''	485	Migmatitas	15	15,0
Pino-2	Cospeito	N 43°13'30''	W 7°39'17''	485	Migmatitas	7	3,1
As Cruces	Vilasantarr	N 43°04'07''	W 8°01'52''	504	Serpentinitas	14	6,4



**Figura 3.5.** Localización de las parcelas de ensayo, localizadas sobre arcillitas (Parga 1-2 y Frades), migmatitas (Pino 1-2 Villalba) y serpentinitas (As Cruces)

### 3. Material y métodos

## 3.6. CARACTERÍSTICAS DE LAS PARCELAS DE ENSAYO

A continuación se muestran las principales características de cada una de las parcelas de ensayo como la topografía, vegetación, clima y características edáficas.

### 3.6.1. PARGA-1 Y PARGA-2 (PARGA-GUITIRIZ)

Estas dos parcelas se encuentran ubicadas en la misma zona y por lo tanto la topografía, vegetación, clima y suelo son iguales, de tal manera que su descripción se realizará de forma conjunta.

#### Información general

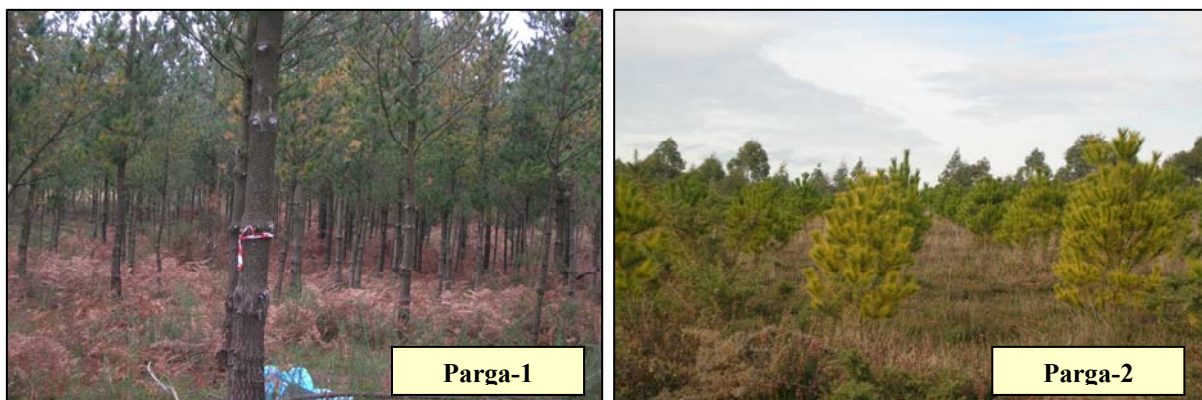


Figura 3.6. Aspecto actual de las parcelas de ensayo Parga-1 (16 años) y Parga-2 (5 años).

#### *Situación*

Estas dos parcelas se encuentran localizadas en el Término Municipal de Guitiriz provincia de Lugo

#### *Localidad*

Parroquia de Sta Leocadia (Guitiriz)

#### *Topografía*

#### Posición fisiográfica

El relieve se caracteriza por presentar una fisiografía articulada en torno a las alineaciones montañosas que rebasan los 600 m (Sierra da Loba, Alto de Veigarroiba, Monte de Buño, Pico de Vales y Serrón Gordo).



Figura 3.7. Perfil de las parcelas sobre arcillitas (Parga)

Desde estas cotas, el relieve desciende en dirección SE-NO hasta alturas inferiores a los 100 m, descenso que, en dirección contraria alcanza la cota mínima de los 500 m.

#### Forma del terreno circundante

Relieve ondulado, pendientes máximas entre 2 y 8%.

#### ***Pendiente***

Clase 2 (FAO, 1977), suavemente inclinado (2-6%)

#### ***Vegetación***

Fundamentalmente *Pinus radiata* acompañado por sotobosque constituido por gramíneas (géneros *Agrostis*, *Avenula*, *Holcus* y *Pseudarrhenatherum*), y compuestas (género *Cirsium*, *Leontodon*, *Grepis*, *Hypochoeris* y *Scorzonera*), diferenciándolas del resto que se consideraron como “arbustos competitivos” (géneros *Ulex*, *Erica*, *Calluna*, *Halimium*, *Cytisus*)

#### ***Material de partida***

Según el IGME (1975), el lugar de estudio se encuentra dentro de un grupo de formaciones terciarias que se caracterizan por un nivel arcósico en la base, unas arcillas y margas que intercalan algún nivel más detrítico y un nivel superior conglomerático.

Las arcosas son grises, de grano fino a medio, mal compactadas se encuentran en finos niveles que no suelen superar los 2 m. de potencia. Las arcillas y margas arcillosas son verdosas con finos niveles rojizos y su potencia varía en función de su emplazamiento, oscilando entre 3 y 20 m. aproximadamente.

Este terciario yace horizontalmente fosilizando un relieve premioceno o bien rellenando fosas tectónicas recientes de origen distensional que, en algunos sitios, pueden producir saltos de falla importantes que implican potencias de algún centenar de metros en los materiales terciarios (Macías y Calvo de Anta, 2001).

#### **Estudio climático**

Para el estudio climático de las zonas en las que se realizaron los ensayos se utilizaron los datos de la estación meteorológica más próxima a las mismas, en este caso la estación termopluviométrica de Sambreixo (Guitiriz-Lugo) que se encuentra a 43° 09' 10" N y 07° 48' 00" W a una altitud de 480 m sobre el nivel del mar.

#### ***Caracterización climática***

En la tabla 3.5 se muestran algunos parámetros medios obtenidos durante 15 años, en el período 1990-2006, por la Estación de Sambreixo (Guitiriz-Lugo). Estos datos no fueron corregidos en

### 3. Material y métodos

función de la altitud de las parcelas de ensayo, debido a que las diferencias entre la altitud del observatorio y de las parcelas eran muy reducidas.

#### Evapotranspiración:

##### 1. Evapotranspiración potencial (ETP)

Se define como la cantidad de agua que perderá una superficie de suelo completamente cubierta de vegetación en crecimiento activo si, en todo momento existe en el suelo humedad suficiente para su uso máximo por las plantas (Elías *et al*, 1965)

$$ETP \text{ (mm mensuales)} = (0,457 T + 8,13) K$$

donde  $T$  es la temperatura media mensual de la zona de estudio y  $K$  es la constante bioclimática

##### 2. Evapotranspiración residual (e)

Es la evapotranspiración potencial a savia parada

$$e \text{ (mm mensuales)} = 0,2 \times ETP$$

**Tabla 3.5.** Valores medios de temperaturas, precipitaciones y evapotranspiración para la estación de Sambreixo (Guitiriz-Lugo)

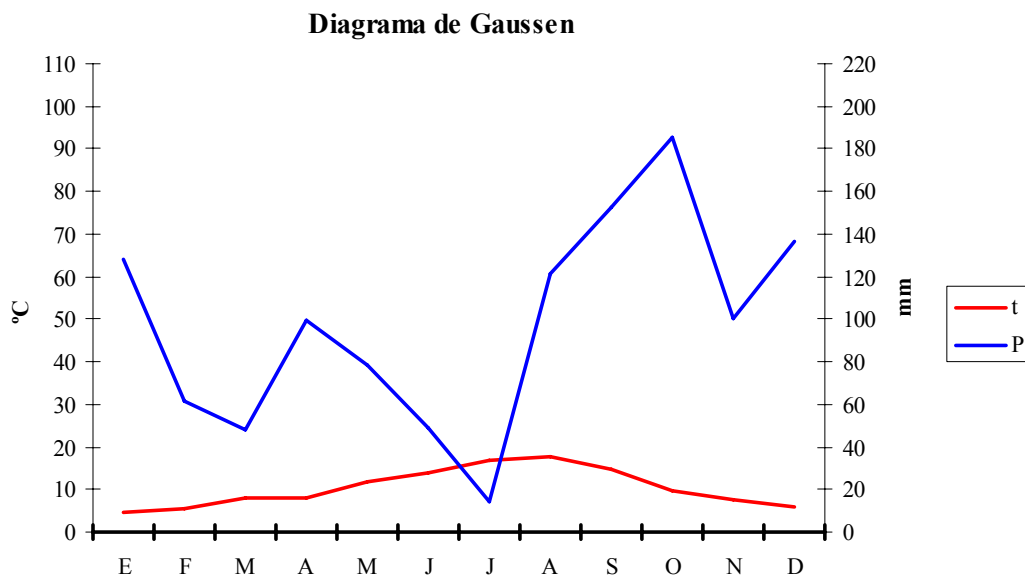
	Pp mm	T <sup>a</sup> °C	K	ETP	e
<b>Enero</b>	129	4,5	1,0	10,7	2,1
<b>Febrero</b>	62	5,4	1,7	18,6	3,7
<b>Marzo</b>	49	7,9	3,5	41,4	8,3
<b>Abril</b>	100	7,9	5,3	62,9	12,6
<b>Mayo</b>	79	11,6	6,7	91,0	18,2
<b>Junio</b>	49	13,8	7,1	104,3	20,9
<b>Julio</b>	14	16,8	7,5	120,9	24,2
<b>Agosto</b>	123	17,4	6,1	99,8	20,0
<b>Septiembre</b>	154	14,8	3,9	59,3	11,9
<b>Octubre</b>	187	9,7	2,6	33,2	6,6
<b>Noviembre</b>	101	7,6	1,1	12,5	2,5
<b>Diciembre</b>	137	5,7	0,9	9,4	1,9

*Pp = Precipitación media mensual, T = Temperatura media mensual, K = Constante bioclimática, ETP = Evapotranspiración potencial y e = Evapotranspiración residual.*

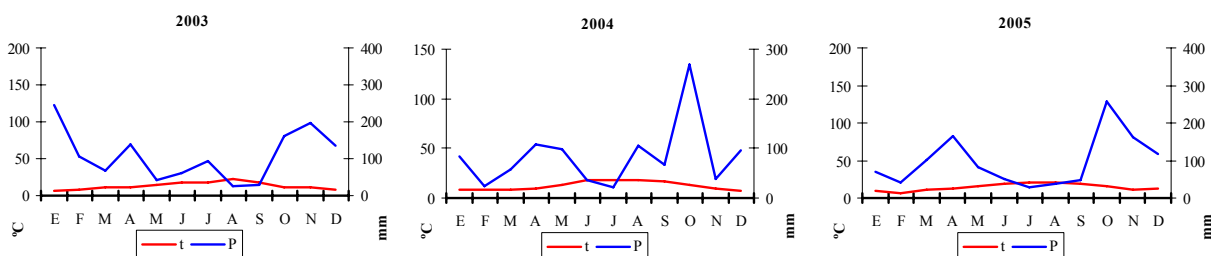
Según estos datos la precipitación total media anual de la zona es de 1135,4 mm, la media de las temperaturas máximas es de 15,08 °C y la media de las temperaturas mínimas es de 4,96 °C.

Según el **diagrama de Gaussen** de la zona, el período de actividad vegetal (coincidente con el período de tiempo en el que las temperaturas medias mensuales son mayores a 7,5 °C) abarca desde el

mes de marzo hasta noviembre, mientras que el período de sequía coincide con el mes de julio. La figura 3.8 muestra los valores medios de los años de estudio y la 3.9 presenta en diagrama Gausson para los 3 años de ensayo.



**Figura 3.8.** Diagrama de Gausson para la estación de Sambreixo (Gutiriz-Lugo)



**Figura 3.9.** Diagrama de Gausson para la estación de Sambreixo (Gutiriz-Lugo) de cada uno de los años de estudio

En función de la **clasificación de Papadakis** (tabla 3.6) se trata de una zona de clima mediterráneo marítimo fresco, ya que presenta un régimen térmico marítimo cálido y un régimen hídrico Mediterráneo húmedo. Atendiendo a la **clasificación fitoclimática de Allué** (tabla 3.7), pertenece la subregión mediterránea subhúmeda con tendencia centroeuropea (IV(VI)). Y según la **clasificación climática de Thornthwaite** (tabla 3.8) presentan un régimen hídrico anual perhúmedo y una evapotranspiración anual tipo mesotérmico I y un contraste térmico C entre 56,3 y 61,6.

Los pasos seguidos para la caracterización según las distintas clasificaciones fueron los siguientes:

### 3. Material y métodos

#### Clasificación de Papadakis

En esta clasificación hay que establecer el tipo de invierno (basado en el frío invernal), el tipo de verano (basado en el calor estival), con ellos se obtiene el régimen térmico. Con este régimen y con el régimen de humedad (basado en el balance hídrico) se establece el tipo climático.

##### Tipo de invierno

Dado que la temperatura media de las mínimas obtenidas del mes más frío es 2,2°C, la temperatura media de las mínimas absolutas del mes más frío -3,7 °C y la temperatura media de las máximas del mes más frío 9,5 °C, el tipo de invierno es avena cálida.

##### Tipo de verano

Dado que el número de meses libres de heladas mínimas (7 °C) es mayor que 4,5 meses y que la media de las máximas del semestre más cálido es menor que 21 °C y que la media de las máximas del cuatrimestre más cálido es 17 °C, el tipo de verano será triticum más cálido (T).

##### Régimen térmico

Es marítimo fresco (Ma) pues equivale a un tipo de invierno av y un tipo de verano T.

##### Régimen de humedad

Este es mediterráneo pues el observatorio se encuentra en latitudes superiores a los 20°. Se caracteriza por una precipitación invernal mayor que la estival y dentro de este régimen corresponde el mediterráneo húmedo (ME): El agua de lavado (Ln) es superior al 20% de la ETP anual y el Iha es mayor de 0,88 (Iha=1.2).

**Tabla 3.6. Resultados según la clasificación Papadakis**

Lha	Ihm (nº de meses)			Tipo		Régimen		Unidad climática
	> 1	≥ 0,5 ≤ 1	< 0,5	Invierno	Verano	Térmico	Humedad	Mediterráneo
1,9	9	2	1	av	T	Ma <sub>1</sub>	ME	Marítimo fresco

#### Clasificación de Allué

Esta clasificación puede ser considerada como la más idónea cuando se quiere determinar el clima de un área en donde se realizarán trabajos forestales.

Esta clasificación elabora una clave dicotómica con los factores que, dentro del conjunto de valores sintéticos, tienen una significación diferencial.

Los factores utilizados en la clave dicotómica son:

$t_f$  = temperatura media del mes más frío.

$P$  = precipitación anual.

$P_e$  = precipitación estival.

$h$  = altitud.

$i$  = índice de aridez según GAUSSEN.

$c$  = intensidad de la sequedad.

$C = S/A$  donde:

$S$  = área seca.

$A$  = área húmeda del climodiagrama de GAUSSEN.

**Tabla 3.7.** Resultados de la clasificación de Allué

CLASIFICACIÓN DE ALLUÉ		
$T_f$	=	<6 °C
$P$	=	>750 mm.
$P_e$	=	288,8 mm.
$H$	=	480 m.
$c$	=	11 meses

Según esta clasificación la zona pertenecería a un clima mediterráneo subhúmedo de tendencia centroeuropea, subregión IV (VI), con suave carácter continental.

### Clasificación de Thornthwaite

Calculando los diferentes elementos del balance hídrico en una estación, traduce la interpretación de estos resultados según cuatro criterios que por su combinación permiten clasificar los climas. Estos criterios son:

Índice de humedad ( $I_h$ )

$$I_h = 100 (S/N)$$

donde  $S$  (mm) es el exceso hídrico anual y  $N$  (mm) es la necesidad de agua anual (=E.T.P.).

Índice de aridez ( $I_a$ )

$$I_a = 100 (D/N)$$

Donde  $D$  (mm) es el déficit hídrico anual.

### 3. Material y métodos

#### Índice hídrico anual ( $I_{ha}$ )

Es el resultado de relacionar los índices anteriores, dando menor peso al  $I_a$ , ya que la falta de agua de precipitación no significa que la humedad del suelo haya alcanzado el punto de marchitez.

$$I_{ha} = I_h - 0,6 I_a$$

#### Índice de la concentración estival de la eficiencia térmica ( $C$ )

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

**Tabla 3.8. Clasificación de Thornthwaite**

---

#### CLASIFICACIÓN DE THORNTHWAITE

---

##### 1. En función del índice hídrico anual (Regiones de humedad)

$I_{ha}$	Tipo	Símbolo
>100	Perhúmedo	A

##### 2. En función de la E.T.P. anual (Regiones térmicas)

E.T.P. (mm.)	Tipo	Símbolo
570-712	Mesotérmico I	B <sub>1</sub> '

##### 3. En función de los índices de aridez y de humedad (Variación estacional de la humedad)

$I_a$	Tipo	Símbolo
>33,3	Grande en verano	s <sub>2</sub>

##### 4. En función de la concentración estival de la eficiencia térmica (Contraste térmico)

C	Tipo	Símbolo
56,3-61,6	-	B <sub>2</sub> '

---

#### Cálculo del diagrama bioclimático

##### Disponibilidades hídricas

Con los datos de la tabla 3.9, se calculan los datos de la tabla 3.11 necesarios para construir el diagrama bioclimático.

**Tabla 3.9. Balance hídrico del suelo**

	<b>e-D</b>		<b>D-e</b>	<b>Q</b>	<b>S</b>	<b>D</b>	<b>X</b>
<b>Enero</b>			225,8	225,8	217,2	228,0	
<b>Febrero</b>			157,6	157,6	142,7	161,3	
<b>Marzo</b>			139,9	139,9	106,8	148,2	
<b>Abril</b>			187,0	187,0	136,7	199,6	
<b>Mayo</b>			160,6	160,6	87,7	178,8	
<b>Junio</b>			128,1	128,1	44,7	149,0	
<b>Julio</b>	-34,8	-34,8				59,0	
<b>Agosto</b>	-101,8	-136,6				121,8	
<b>Septiembre</b>			140,9	140,9		152,8	
<b>Octubre</b>			278,5	278,5	250,4	285,1	0,9
<b>Noviembre</b>			197,7	197,7		200,2	
<b>Diciembre</b>			234,4	234,4	226,9	236,3	

*S = Superávit, D = Disponibilidad hídrica del suelo, Q = Disponibilidad de agua después de la compensación tras una sequía., X = periodo de actividad*

Superávit

$$S (mm) = ((D - ETP)/(D-e)) \times Q$$

Período de actividad

$$X (mes) = Q/(D-e)$$

### Intensidades bioclimáticas (Montero- Burgos, 1973)

Coefficiente de pluviosidad (*Cp*)

$$Cp = (D-e)/(E-e)$$

donde *D* es la disponibilidad hídrica mensual en mm, *E* la evatranspiración potencial mensual en mm y *e* la evapotranspiración residual mensual en mm

Intensidad bioclimática potencial (*I.B.P.*)

Es el área comprendida entre la recta de temperaturas medias y la recta correspondiente a 7,5 °C, mide la actividad vegetativa máxima que puede proporcionar al clima.

Si  $T > 7,5$  °C se le denominará *I.B.P.* cálida, existiendo una correlación con los crecimientos o con fenómenos paralelos a la actividad vegetativa

Si  $T < 7,5$  °C se le denominará *I.B.P.* fría, esto significa paralización vegetativa.

### 3. Material y métodos

$$I.B.P. \text{ (u.b.c. ó unidades bioclimáticas)} = \frac{T - 7,5}{5}$$

donde  $T$  es la temperatura media anual en °C

Intensidad bioclimática real ( $I.B.R.$ )

Esta intensidad bioclimática tiene en cuenta la humedad del suelo, si existiese déficit de agua en el suelo la  $I.B.R < I.B.P$ , si no es así  $I.B.R. = I.B.P$ .

$$I.B.R. \text{ (u.bc.)} = C_p \times I.B.P.$$

Cuando  $C_p > 1$ , la fórmula anterior no es aplicable, sino que en este caso  $I.B.R. = I.B.P$ .

Intensidad bioclimática condicionada ( $I.B.C.$ )

Ésta intensidad se produce cuando climatológicamente hay potencial para la actividad vegetativa, pero esta actividad se encuentra limitada porque las especies deben recuperarse hídricamente de la sequía.

Intensidad bioclimática libre ( $I.B.L.$ )

Es aquella que está libre de condicionamiento y puede ser aprovechada íntegramente por la vegetación.

**Tabla 3.10. Intensidades bioclimáticas**

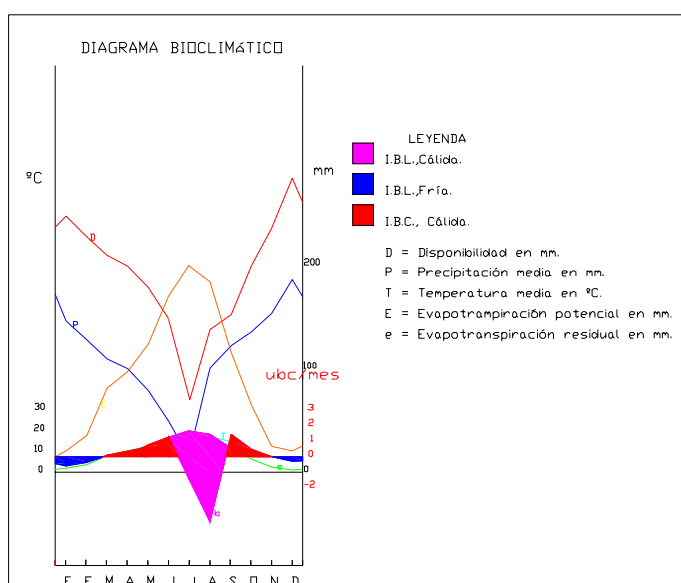
	<b>Cp</b>	<b>I.B.P.</b>	<b>I.B.R.</b>	<b>I.B.R.C.</b>	<b>I.B.R.L.</b>
<b>Enero</b>	26,3	-0,6	-15,1		
<b>Febrero</b>	10,6	-0,4	-4,1		
<b>Marzo</b>	4,2	0,1	0,4		
<b>Abril</b>	3,7	0,1	0,3		
<b>Mayo</b>	2,2	0,8	1,9		
<b>Junio</b>	1,5	1,3	2,0		
<b>Julio</b>	-0,4	1,9	1,9		
<b>Agosto</b>	-1,7	2,0	2,0		
<b>Septiembre</b>	3,0	1,5	4,4		
<b>Octubre</b>	10,5	0,5	4,8	-3,9	4,8
<b>Noviembre</b>	19,8	0,0	0,8		
<b>Diciembre</b>	31,3	-0,3	-10,6		

$C_p$  = Coeficiente de pluviosidad,  $I.B.P.$  = Intensidad bioclimática potencial,  $I.B.R.$  = Intensidad bioclimática real,  $I.B.R.C.$  = Intensidad bioclimática condicionada  $I.B.R.L.$  = Intensidad bioclimática libre.

**Tabla 3.11. Intensidades bioclimáticas cálidas**

	I.B.P.	I.B.R.	I.B.R.C.	I.B.R.L.
<b>Período cálido</b>	6,9	-11,4	-3,9	4,8

*I.B.P.* = Intensidad bioclimática potencial, *I.B.R.* = Intensidad bioclimática real, *I.B.C.* = Intensidad bioclimática condicionada *I.B.L.* = Intensidad bioclimática libre.

**Figura 3.10. Diagrama bioclimático**

A la vista del diagrama no existe limitación o riesgo de helada en esta zona, ya que en ninguno de los meses las temperaturas son inferiores a los 0 °C, pero sí existe una limitación por sequía en el mes de julio y agosto. En el mes de septiembre también existe riesgo moderado de sequía ya que el suelo necesita compensar las deficiencias hídricas de los meses anteriores y en algunos años las precipitaciones no son suficientes.

## Información sobre el suelo

### *Características de los suelos de las parcelas sobre arcillitas de Parga*

Son suelos formados a partir de sedimentos de textura relativamente fina, en los que predominan las partículas de arenas finas y limo. En su constitución se encuentra abundancia de materiales silicatados acompañados en ocasiones por otros componentes que determinan sus propiedades.

El suelo se clasifica como un Umbrisol alumi-húmico FAO-UNESCO (1998) ó Humic Dystrudepts (Soil Survey Staff, 1999). El perfil es de tipo AC, con un horizonte B ocasional. El horizonte A es de tipo úmbrico, oscuro, rico en humus, no macizo ni duro al secarse, ácido, con complejo de cambio desaturado y con un espesor superior a 50 cm. El suelo presenta una moderada-baja permeabilidad con lo cual en determinados períodos del año puede originarse problemas de hidromorfía. Este tipo de suelos se da en topografías llanas, con sedimentos terciarios, con hidromorfía en profundidad y acidez (Macías y Calvo de Anta, 2001).

### 3. Material y métodos

#### ***Drenaje***

Clase 2-3 (FAO, 1977). Imperfectamente drenado, el agua es eliminada del suelo con lentitud suficiente para mantenerlo mojado durante períodos muy apreciables de tiempo.

#### ***Pedregosidad superficial***

Clase 2 (FAO, 1977). Moderadamente pedregoso, suficientes piedras para interferir en la labranza, pero sin impedir las labores entre líneas.

#### ***Afloramientos rocosos***

Clase 1 (FAO, 1977). Moderadamente rocoso; suficiente exposición de la roca para interferir con la labranza, pero sin impedir las labores entre líneas.

#### ***Erosión***

Sin riesgo de erosión

#### ***Influencia humana***

Plantación con subsolado

#### ***Horizontes***

Ah1 (0-20 cm). Color en seco 10 YR 3/3 (Munsell, 2000). Estructura granular. Ligeramente adherente y plástico. Blando en seco.

Ah2 (20-40 cm). Color en seco 10 YR 4/2 (Munsell, 2000). Estructura granular. Ligeramente adherente y plástico. Blando en seco.

#### ***Análisis físicos y químicos del suelo***

**Tabla 3.12.** *Textura del suelo de las parcelas sobre arcillitas de Parga*

<b>Horizonte</b>	<b>Arcilla (%)</b>	<b>Limo (%)</b>	<b>Ar. fina(%)</b>	<b>Ar. gruesa (%)</b>	<b>Arena (%)</b>	<b>Textura</b>
Ah1	20,05	35,99	25,58	19,90	45,89	Fr
Ah2	14,18	28,81	25,42	30,19	56,01	Fr-Ar

*Fr = Franco, Fr-Ar= Franco-arenoso*

**Tabla 3.13.** Análisis químico de los horizontes de las parcelas sobre arcillitas de Parga-1 y Parga-2

	Color	pH		MO	C/N	S	P	Ca	K	Mg	CIC	Cat.
		(H <sub>2</sub> O)	(KCl)		(%)			<i>mg kg<sup>-1</sup></i>			<i>cmol<sub>c</sub>kg<sup>-1</sup></i>	Bas%
<b>Parga-1</b>												
Ah1	10YR3/3	4,86	4,15	10,30	31,28	0,08	3,33	38,45	42,85	14,81	21,3	6,39
Ah2	10YR3/4	4,75	4,16	6,91	18,23	0,04	4,58	24,36	29,65	10,65	7,6	9,80
<b>Parga-2</b>												
Ah1	7,5YR3/2	4,71	4,13	7,88	18,15	0,05	2,34	14,01	35,54	8,07	nd	nd
Ah2	7,5YR4/4	4,83	4,08	6,78	17,62	0,05	2,43	10,69	35,81	7,44	nd	nd

*nd = no determinado*

### 3. Material y métodos

#### 3.7.2. FRADES

##### Información general

###### *Situación*

Término municipal de Frades provincia de A Coruña.

###### *Localidad*

Parroquia de Frades (San Nicolás)

###### *Topografía:*

###### Posición fisiográfica



El relieve de las tierras de Frades se caracteriza por una suave ondulación de altozanos, sin grandes contrastes, con una ligera inclinación hacia el suroeste. El río Tambre le sirve de límite meridional, así como su afluente el Samo hace de frontera con Ordes. Las mayores alturas están en el límite con Mesía. Allí está el Rego Escuro, que alcanza los 441 metros. Próxima a la parroquia que da nombre al ayuntamiento se levanta la capilla de San Nicolás sobre otra de las máximas alturas, el monte del mismo nombre, de 420 metros.

**Figura 3.11.** Aspecto actual de las parcelas de Frades (29 años).

###### Forma del terreno circundante

Relieve ondulado, pendientes máximas entre 2 y 8%.

###### *Pendiente*

Según clasificación de la FAO (1997), pertenece a la clase 2, suavemente inclinado (2-6%)

###### *Vegetación*

Fundamentalmente *Pinus radiata* acompañado por *Pinus pinaster* y sotobosque constituido por gramíneas (géneros *Agrostis*, *Avenula*, *Holcus* y *Pseudarrhenatherum*), y compuestas (género

*Leontodon*, *Grepis*, *Hypochoeris*), diferenciándolas del resto que se consideraron como “arbustos competitivos” (géneros *Ulex*, *Erica*, *Calluna*, *Halimium*, *Cytisus*)

#### ***Clima***

En función de la clasificación de Papadakis se trata de una zona de clima Templado, oceánico y húmedo, con precipitaciones anuales por encima de los 1.400 milímetros. El mes más lluvioso es el de diciembre y el más seco, el de junio, que con julio y agosto padecen una cierta sequía.

#### ***Material de partida***

Según el IGME (1975), el lugar de estudio se encuentra dentro de un grupo de formaciones terciarias que se caracterizan por un nivel arcósico en la base, unas arcillas y margas que intercalan algún nivel más detrítico y un nivel superior conglomerático.

Las arcosas son de color gris, de grano fino o medio y mal compactadas. Se encuentran en finos niveles que no suelen superar los 2 m. de potencia. Las arcillas y margas arcillosas son verdosas con finos niveles rojizos y su potencia varía en función de su emplazamiento, oscilando entre 3 y 20 m. aproximadamente.

Este terciario yace horizontalmente fosilizando un relieve premioceno o bien rellenando fosas tectónicas recientes de origen distensional que, en algunos sitios, pueden producir saltos de falla importantes que implican potencias de algún centenar de metros en los materiales terciarios.



**Figura 3.12.** Perfil de las parcelas sobre arcillitas (Frades)

#### **Información sobre el suelo**

##### ***Características de los suelos de las parcelas sobre arcillitas de Frades***

Según la clasificación de la FAO-UNESCO (1998) el suelo de la parcela consiste en un Cambisol gleyco. Según el Soil Survey Staff (1999) sería Typic Dystrudept. Los Cambisoles se desarrollan sobre materiales de alteración procedentes de un amplio abanico de rocas, aparecen en todas las morfologías, climas y tipos de vegetación.

El perfil de la parcela es del tipo ABC. El horizonte B se caracteriza por una débil a moderada alteración del material original, por la ausencia de cantidades apreciables de arcilla, materia orgánica y compuestos de hierro y aluminio, de origen aluvial.

### 3. Material y métodos

#### ***Drenaje***

Clase 2 (FAO, 1977). Imperfectamente drenado: el agua es eliminada del suelo con lentitud suficiente para mantenerlo mojado durante periodos muy apreciables de tiempo.

#### ***Pedregosidad superficial***

Según la clasificación de la FAO (1977), pertenece a la clase 1. Moderadamente pedregoso, suficientes piedras para interferir en la labranza, pero sin impedir las labores entre líneas.

#### ***Afloramientos rocosos***

Clase 0 (FAO, 1977). Ninguna o muy pocas rocas; no hay afloramientos o son insuficientes para interferir con la labranza. Se halla expuesto menos del 2% del terreno rocoso.

#### ***Erosión***

Sin riesgo de erosión

#### ***Influencia humana***

Plantación con subsolado

#### ***Horizontes***

Ah1(0-20 cm). Color en seco 10 YR 3/2 ((Munsell, 2000). Estructura granular. Ligeramente adherente y plástico. Blando en seco.

Ah2 (20-40 cm). Color en seco 10 YR 4/2 (Munsell, 2000). Estructura granular. Ligeramente adherente y plástico. Blando en seco.

Bg (40-70 cm). Color en seco 10 YR 7/3 ((Munsell, 2000). Estructura en agregados grandes. Adherente y plástico. Relativamente duro en seco.

#### ***Análisis físicos y químicos del suelo***

**Tabla 3.14. Textura del suelo de las parcelas sobre arcillitas de Frades**

Horizonte	Arcilla (%)	Limo (%)	Ar. fina(%)	Ar. gruesa (%)	Arena (%)	Textura
Ah1	18,87	31,60	29,72	5,24	34,96	Fr
Ah2	28,40	49,16	18,59	3,56	22,15	Fr-a
Bg	48,18	40,77	8,44	2,61	11,05	a-Li

*Fr =Franco, Fr-a = Franco-arcilloso, a-Li=arcillo-limoso*

**Tabla 3.15.** Análisis químico de los horizontes de las parcelas sobre arcillitas de Frades

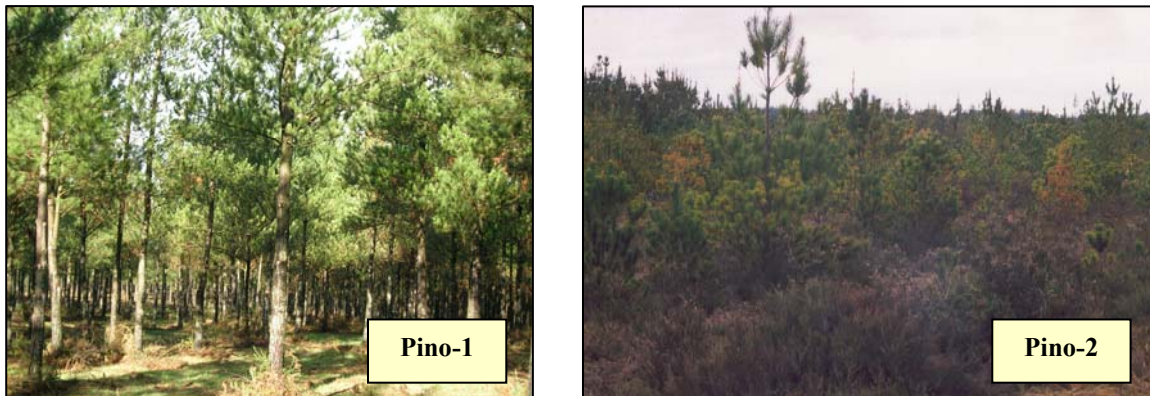
	Color	pH		MO	C/N	S	P	Ca	K	Mg	CIC	Cat.
		(H <sub>2</sub> O)	(KCl)		(%)			<i>mg kg<sup>-1</sup></i>			<i>cmol<sub>c</sub>kg<sup>-1</sup></i>	Bas%
<b>Arcillitas</b>												
Ah1	10YR3/2	4,78	4,25	16,11	16,54	0,11	1,05	66,0	74,4	38,7	14,18	14,90
Ah2	10YR4/2	4,74	4,25	8,29	15,86	0,09	0,50	35,1	47,0	26,6	14,73	16,90
Bg	10YR7/3	5,40	4,80	7,97	nd	nd	2,60	25,00	62,60	21,00	11,58	17,90

*nd = no determinado*

### 3. Material y métodos

#### 3.7.3. PINO-1 Y PINO-2 (COSPEITO)

Estas dos parcelas se encuentran ubicadas en la misma zona y por lo tanto la topografía, vegetación, clima y suelo son iguales, de tal manera que su descripción se realizará de forma conjunta.



**Figura 3.13.** Aspecto actual de las parcelas de ensayo Pino1 (15 años) y Pino-2 (7 años).

#### Información general

##### *Situación*

Las dos parcelas se encuentran situadas en el Término Municipal de Cospeito provincia de Lugo.

##### *Localidad*

Parroquia de Pino

##### *Topografía*

##### Posición fisiográfica

El relieve se caracteriza por ser una zona de meseta desdibujada por relieves residuales, de terrenos llanos y ondulados surcados por ríos.

La altura media es de 500 m, con bastante uniformidad. Las pequeñas elevaciones que se encuentran no sobrepasan de 80 m al nivel sobre el que se asientan.



**Figura 3.14.** Perfil de las parcelas sobre migmatitas (Pino)

##### Forma del terreno circundante

Relieve fuertemente ondulado, pendientes máximas entre 8 y 16 %.

### ***Pendiente***

Clase 2 (FAO, 1977), suavemente inclinado (2-6%)

### ***Vegetación***

Fundamentalmente *Pinus radiata* acompañado por sotobosque constituido por gramíneas (géneros *Agrostis*, *Avenula*, *Holcus* y *Pseudarrhenatherum*), y compuestas (género *Cirsium*, *Leontodon*, *Grepis*, *Hypochoeris* y *Scorzonera*), diferenciándolas del resto que se consideraron como “arbustos competitivos” (géneros *Ulex*, *Erica*, *Calluna*, *Halimium*, *Cytisus*)

### ***Clima***

En función de la clasificación de Papadakis se trata de una zona de clima mediterráneo marítimo fresco, ya que presenta un régimen térmico marítimo cálido y un régimen hídrico Mediterráneo húmedo, con precipitaciones anuales superiores a los 1200 mm. El mes más lluvioso es el de diciembre y el más seco, el de julio, que con agosto y septiembre padecen una cierta sequía.

### ***Material de partida***

Según el IGME (1975), las migmatitas se tratan de rocas ácidas, compuestas por materiales rígidos y resistentes, pero susceptibles de fragmentación, a la vez que sensibles a la alteración por descomposición química de algunos de sus minerales. Están formados por cuarzo y plagioclasa, feldespato potásico, biotita y moscovita.

Las parcelas de Pino se encuentran formando parte de la serie de Alba perteneciente al mismo conjunto que la serie de Villalba y cuya división establecida no tiene necesariamente un valor sedimentológico. Esta serie perteneciente al precámbrico presenta la sucesión estratigráfica siguiente:

Micacitas y gneises pelíticos con lentejones de anfibolitas negras de grano fino. Estas micacitas y gneises localmente migmatizados; derivan de sedimentos pelíticos, mientras que las anfibolitas, generalmente ricas en diópsido, son relativamente calcomagnesianas y parecen ser de origen para. La potencia del tramo no ha podido ser determinada al no aflorar términos más antiguos. Su espesor mínimo parece ser de un centenar de metros.

Del tramo anterior se pasa, insensiblemente, a un tramo de micacitas muy moscovíticas de coloración amarillenta y con irisaciones que se caracterizan por la presencia de poiquiloblastos de granate, estaurólita, andalucita y cianita. Estos minerales se reconocen “de visu” encontrándose granates de hasta 2 cm. de diámetro. Estas micacitas corresponden, en origen, a sedimentos arcillosos ricos en alúmina y hierro, a la vez que pobres en calcio y magnesio. Dentro de este tramo aparecen, localmente, lentejones de clorititas con granates que probablemente tiene origen orto. Es difícil dar potencia a este tramo debido a la escasez de buenos afloramientos y a la intensa deformación, aunque puede estimarse en unos centenares de metros (Macías y Calvo de Anta, 2001).

Sobre el tramo anterior aparece un nivel detrítico de cuarcitas feldespáticas tableadas en pequeñas capas de 5 a 10 cm. de espesor que intercalan niveles micacíticos más finos. Este tramo

### 3. Material y métodos

corresponde en su origen, a una serie rítmica de areniscas arcóscicas alternantes con pelitas. La potencia total de este nivel de cuarcitas tableadas oscila entre los 40 y 50 m.

Sobre las cuarcitas y en el techo de la serie de Alba aparece un nivel de unos 40 a 50 m. de potencia de micacitas homogéneas y de origen pelítico en las que, ocasionalmente, pueden aparecer poiquiloblastos.

## **Información sobre el suelo**

### ***Características de los suelos de las parcelas sobre migmatitas de Pino***

Las propiedades físicas de este suelo vienen determinadas por el alto porcentaje de partículas gruesas, que dan lugar a texturas arenosas y franco-arenosas y a una elevada macroporosidad, que facilita la rápida circulación y eliminación del agua por drenaje. Este inconveniente hace que, en determinadas épocas del año, el suelo presente un déficit de humedad, problema que queda atenuado con un elevado contenido en materia orgánica humificada.

Por otra parte, la escasez de propiedades mecánicas (plasticidad, adherencia...) hacen que el laboreo y la mecanización no ofrezcan serias dificultades, salvo en zonas de elevada pendiente, con gran pedregosidad, con afloramientos rocosos o con extrema delgadez del suelo.

Desde el punto de vista químico, los suelos sobre rocas graníticas se caracterizan por su elevada acidez (pH 4,5-5,0), elevada saturación del complejo de cambio por aluminio y moderada-alta fijación de fosfatos, sobre todo en el horizonte superficial. Esta cualidad lo limitan para el cultivo, pero su productividad efectiva puede ser muy elevada para especies poco exigentes como las forestales o los matorrales y brezales.

El suelo se clasifica como un Umbrisol alumi-húmico FAO-UNESCO (1998) ó Humic Dystrudepts (Soil Survey Staff, 1999). El perfil es de tipo AC, con un horizonte B ocasional. El horizonte A úmbrico es un horizonte superficial oscuro, rico en humus, no macizo ni duro al secarse, ácido, con complejo de cambio desaturado. Con un espesor superior a 40 cm.

### ***Drenaje***

Clase 4 (FAO, 1977). Bien drenado, el agua es eliminada del suelo con facilidad, pero no rápidamente.

### ***Pedregosidad superficial***

Clase 2 (FAO, 1977). Pedregoso, suficientes piedras para interferir en las labores entre líneas.

### ***Afloramientos rocosos***

Clase 1 (FAO, 1977). Moderadamente rocoso; suficiente exposición de la roca para interferir con la labranza, pero sin impedir las labores entre líneas.

**Erosión**

Sin riesgo de erosión

**Influencia humana**

Plantación con subsolado

**Horizontes**

Ah1(0-20 cm). Color en seco 10 YR 3/2 (Munsell, 2000). Estructura granular. No adherente, no plástico. Blando en seco.

Ah2 (20-40 cm). Color en seco 10 YR 3/2 (Munsell, 2000). Estructura granular. No adherente, no plástico. Blando en seco.

**Análisis físicos y químicos del suelo****Tabla 3.16.** Textura del suelo de las parcelas sobre migmatitas de Pino

Horizonte	Arcilla (%)	Limo (%)	Ar. fina(%)	Ar. gruesa (%)	Arena (%)	Textura
Ah1	13,14	31,74	31,26	23,11	54,37	Fr-Ar
Ah2	11,74	26,84	30,94	30,74	61,42	Fr-Ar

*Fr-Ar = Franco-arenoso***Tabla 3.17.** Análisis químico de los horizontes de las parcelas sobre migmatitas de Pino-1 y Pino-2

	Color	pH (H <sub>2</sub> O)	pH (KCl)	MO ———(%)	C/N	S ———	P ———	Ca <i>mg kg<sup>-1</sup></i>	K ———	Mg ———	CIC <i>cmol<sub>c</sub>kg<sup>-1</sup></i>	Cat. Bas%
<b>Pino-1</b>												
Ah1	10YR3/2	4,76	3,83	7,30	19,32	0,02	4,75	39,13	32,09	10,60	10,7	14,8
Ah2	10YR3/2	4,62	3,89	4,43	21,97	0,02	3,81	23,58	22,32	8,55	10,7	14,8
<b>Pino-2</b>												
Ah1	10YR3/1	5,22	4,07	8,53	19,34	0,02	4,09	47,44	36,04	16,60	nd	nd
Ah2	10YR3/3	4,95	4,16	4,48	22,81	0,02	2,89	12,35	26,55	8,44	nd	nd

*nd = no determinado*

### 3. Material y métodos

#### 3.7.4. AS CRUCES (VILASANTAR)

##### Información general



##### *Situación*

Término municipal de Vilasantar provincia de A Coruña.

##### *Localidad*

Parroquia de As Cruces

**Figura 3.15.** Aspecto actual de la ensayo As Cruces (14 años).

##### *Topografía*

##### Posición fisiográfica

El relieve de Vilasantar es suavemente ondulado con una altitud que oscila entre los 450 y los 550 metros sobre el nivel del mar. Las tierras más bajas están hacia el sur, por donde discurre el río Tambre, que le sirve de límite meridional.

##### Forma del terreno circundante:

Relieve ondulado, pendientes máximas entre 2 y 8 %.

##### *Pendiente*

Clase 2 (FAO, 1977), suavemente inclinado (2-6%)

**Figura 3.16.** Perfil de las parcelas sobre serpentinitas (As Cruces)



##### *Vegetación*

Fundamentalmente *Pinus radiata* acompañado por sotobosque constituido por gramíneas (géneros *Agrostis*, *Aira*, *Avenula*, *Festuca*, *Holcus* y *Pseudarrhenatherum*), y compuestas (género *Cirsium*, *Leontodon*, *Grepis*, *Hypochoeris* y *Scorzonera*), diferenciándolas del resto que se consideraron como “arbustos competitivos” (géneros *Ulex*, *Erica*, *Calluna*, *Halimium*, *Cytisus*, *Rubus*)

### ***Clima***

En función de la clasificación de Papadakis se trata de una zona de clima de transición entre el oceánico de las zonas costeras y el continental del interior, sin temperaturas extremas. Goza de cierta suavidad climática y abundantes precipitaciones invernales, aunque durante los meses de verano se pueden dar ciertos períodos de aridez.

### ***Material de partida***

Según el IGME (1975), se tratan de peridotitos serpentinizadas, rodeadas por rocas máficas y paragneises. Son rocas metamórficas que tanto de origen ígneo como sedimentario, sufrieron al menos una fase de metamorfismo, borrándose la primitiva estructura. Estas rocas aparecen en el núcleo polimetamórfico de Sobrado y Melide y de la serie de órdenes. El proceso de serpentización es bastante avanzado, pero todavía se puede observar en muchas muestras relictos de olivino y piroxeno, lo que permite suponer por sus respectivas proporciones que la roca original sería una Iherzolita o una wehrlita.

En las rocas más frescas la mineralogía es la siguiente: olivino pasando por antigorita, dialaga, ortopiroxeno, y como accesorios: anfíbol secundario, opacos, talco y carbonato, ambos secundarios. En las más alteradas, como minerales principales se presentan la antigorita y el crisolito, y como accesorios minerales opacos y en alguna ocasión relictos de clinopiroxeno.

A menudo presentan una textura orientada o bandeada.

En contacto con las granulitas se pueden observar talcoesquistos. Son rocas formadas en su totalidad por talco, teniendo como minerales accesorios: clorita secundaria y minerales opacos (Macías y Calvo de Anta, 2001).

Las serpentinitas son rocas de color verde, verde oscuro o negro. A veces muestran el bandeo típico de las peridotitas, así como la esquistosidad, y otras son sencillamente rocas de aspecto homogéneo sin direcciones, ni superficies características. Su espesor no se conoce, ya que no aflora la base de la formación, pero puede estimarse que como mínimo alcanzará los 500 m (Macías y Calvo de Anta, 2001).

## **Información sobre el suelo**

### ***Características de los suelos de las parcelas sobre serpentinitas de As Cruces***

Las serpentinitas se caracterizan por un fuerte enriquecimiento en magnesio. Los minerales sobre este tipo de suelos presentan una alteración mucho más lenta que la de los minerales que constituyen las rocas magmáticas ultrabásicas no serpentinizadas. La evolución edáfica está además restringida por otras consecuencias de la descomposición del material de partida. Así las serpentinitas suelen contener niveles muy bajos de fósforo y potasio en su composición, lo que da origen a suelos pobres en estos nutrientes y en condiciones naturales, la carencia de estos elementos limita fuertemente el desarrollo de la vegetación (Macías y Calvo de Anta, 2001).

Según la clasificación de la FAO-UNESCO (1998) el suelo de la parcela consiste en un Cambisol rudi-crómico. El perfil de la parcela es del tipo ABC. El horizonte B rudi se caracteriza por

### 3. Material y métodos

ser más rojo que 5YR (3/5 YR ó más) en todas sus partes. A parte de posibles transiciones al horizonte A o al C y value en húmedo de menos de 3,5 que en seco vuelve más claro de una unidad y el horizonte B crómico tiene un color de 7,5 YR con un croma en húmedo mayor de 4 ó más rojo que 7,5 YR.

#### ***Drenaje***

Clase 4 (FAO, 1977). Bien drenado, el agua es eliminada del suelo con facilidad, pero no rápidamente.

#### ***Pedregosidad superficial***

Clase 1 (FAO, 1977). Moderadamente pedregoso, suficientes piedras para interferir en la labranza, pero sin impedir las labores entre líneas.

#### ***Afloramientos rocosos***

Clase 1 (FAO, 1977). Moderadamente rocoso; suficiente exposición de la roca para interferir con la labranza, pero sin impedir las labores entre líneas.

#### ***Erosión***

Sin riesgo de erosión

#### ***Influencia humana***

Plantación con subsolado y presencia de ganado equino.

#### ***Horizontes***

Ah1(0-20 cm). Color en seco 10 YR 3/3 (Munsell, 2000). Estructura granular. Ligeramente adherente y plástico. Blando en seco.

Ah2 (20-40 cm). Color en seco 10 YR 3/3 (Munsell, 2000). Estructura granular. Ligeramente adherente y plástico. Blando en seco.

Bs (40-70 cm). Color en seco 10 YR 6/6 (Munsell, 2000) Estructura en agregados de tamaño grande y pequeña. Ligeramente adherente y plástico. Moderadamente duro en seco.

**Análisis físicos y químicos del suelo****Tabla 3.18.** Textura del suelo de las parcelas sobre serpentinitas de As Cruces

Horizonte	Arcilla (%)	Limo (%)	Ar. fina(%)	Ar. gruesa (%)	Arena (%)	Textura
Ah1	22,29	34,84	26,25	6,48	32,74	Fr
Ah2	36,67	44,73	10,21	8,38	18,59	Fr-a-L
Bs	22,28	52,65	10,71	14,36	25,07	Fr-L

*Fr = Franco, Fr-a-L = Franco-arcillo-limoso, Fr-L= Franco-limoso*

**Tabla 3.19.** Análisis químico de los horizontes de las parcelas sobre serpentinitas de As Cruces

	Color	pH (H <sub>2</sub> O)	MO (KCl)	C/N -----(%)-----	S	P	Ca -----mg kg <sup>-1</sup> -----	K	Mg	CIC cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup>	Cat. Bas%	
<b>Serpentinitas</b>												
Ah1	10Y/R3/3	5,81	5,03	12,13	12,74	0,06	1,76	436	64,2	1647	17,04	26,94
Ah2	10YR3/3	5,72	5,01	11,05	14,00	0,06	2,20	352	49,8	1572	16,75	20,59
Bs	10YR6/6	5,15	3,90	1,65	nd	nd	0,70	245	88,8	1450	8,05	29,81

*nd = no determinado*

### 3. Material y métodos

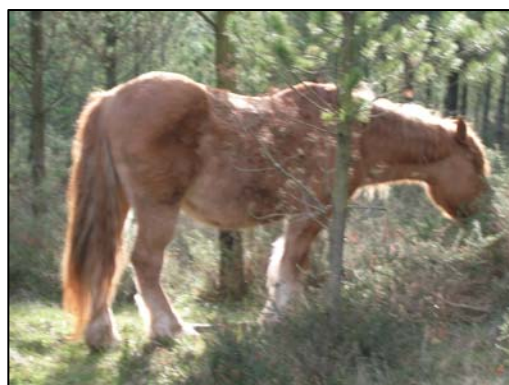
#### 3.8. CONDICIONES DE LA MASA Y TRATAMIENTOS PREVIOS

Para la instalación de las seis las plantaciones de *Pinus radiata* se procedió primero al desbroce con un equipo de cadenas de eje vertical y posteriormente a la preparación del terreno. En la parcela Pino-2, esta preparación, consistió en un acaballonado con desfonde con arado de vertedera bisurco a 60 cm de profundidad. En el resto de las parcelas se realizó un subsolado lineal a 60 cm de profundidad con subsolador o ripper. Este subsolado mejora el drenaje del suelo, permitiendo un mayor crecimiento de las plantas por facilitar el crecimiento de las raíces, aumentar la tasa de supervivencia y facilitar la plantación ya que determina la distancia entre líneas de plantación (Sánchez-Rodríguez, 2001).

Las labores selvícolas tras la plantación, dependieron de la edad de cada una de las plantaciones:

- Parga-1: Los trabajos selvícolas en esta plantación de 16 años fueron desbroces continuados entre calles cada 5 años, poda baja hasta una altura de 2,5 m a los 7 años y eliminación de los árboles dañados.
- Parga-2: En este monte de 5 años se procedió a la reposición de marras y un único desbroce entre líneas.
- Frades: En esta masa adulta se llevaron a cabo desbroces continuados cada 5 años aproximadamente, poda baja hasta 2,5 m de altura a los 7 años, una primera clara a los 10-15 años, una poda alta hasta 5 m, y a los 26-28 años segunda clara.
- Pino-1: Desbroces continuados entre calles cada 5 años, poda baja hasta una altura de 2,5 m a los 7 años y eliminación de los árboles dañados, fueron las operaciones realizadas en esta masa de 15 años.
- Pino-2: En esta masa joven de 7 años se efectuó el primer año la reposición de marras y un desbroce entre calles a los 5 años
- As Cruces: En esta plantación de 14 años, se realizó una poda baja hasta 2,5 m a los 7 años y desbroces entre líneas de plantación. Los desbroces en esta parcela se realizan más espaciados en el tiempo debido al control del matorral que hacen los caballos de la parcela.

Para el establecimiento del ensayo, en el otoño de 2002, se procedió la eliminación y trituración del matorral original de las calles, empleando desbrozadora de cadenas de eje vertical. El matorral, de talla próxima a 1,5 metros y cobertura total, estaba formado fundamentalmente por “arbustos competitivos” del género *Ulex*, *Erica*, *Calluna*, *Halimium* y *Cytisus*.



**Figura 3.17.** Control del matorral por medio de ganado

### 3.8.1. DISEÑO EXPERIMENTAL

En las seis parcelas se diseñó un programa de tratamiento y aplicación de cenizas próximo a una situación de aplicación real.

Así, en febrero de 2003 se practicó la aplicación de 10 Mg ha<sup>-1</sup> (4,5 Mg MS ha<sup>-1</sup>) de cenizas en la totalidad de la superficie de los seis montes. En total se aplicaron 1000 Mg de cenizas. Con el objetivo de realizar el correspondiente seguimiento ambiental y de crecimiento del arbolado, en 4 de los 6 montes (**Parga-2, Frades, Pino-2 y As Cruces**) se fijaron 4 pares de parcelas de 1225 m<sup>2</sup>, cada uno de estos pares está compuesto por Control y 10 Mg ha<sup>-1</sup>. (Es decir parcelas no tratadas y parcelas tratadas). Y, en las dos masas restantes (**Parga-1 y Pino-1**) se establecieron 4 tríos de parcelas experimentales de 1225 m<sup>2</sup>, cada uno compuesto por Control (sin tratar), 10 Mg ha<sup>-1</sup> (parcelas tratadas con ceniza) y 10 Mg ha<sup>-1</sup>+ 0,1 Mg ha<sup>-1</sup> P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> (parcelas tratadas de forma combinada con cenizas y fertilizante forfórico).

En estos dos últimos montes, en las parcelas de experimentación en donde se habían adicionado 10 Mg ha<sup>-1</sup> de ceniza se volvió a aplicar esta misma dosis de ceniza en el 2004 y en el 2005. Es importante resaltar que el fertilizante fosfórico se aplicó únicamente en el 2003. El fertilizante fosfórico empleado fue fósforo semiatacado (0-29-0) que presenta una menor solubilidad que los fertilizantes industriales como el superfosfato. Es un fertilizante adecuado para suelos ácidos pues permite el aporte graduado de P a lo largo del tiempo.

Los tratamientos que se emplearon fueron los siguientes:

- **Tratamiento control:** parcelas testigo o sin aporte de ceniza de biomasa
- **Tratamiento 10 Mg ha<sup>-1</sup>:** parcelas en las que se aportan 10 Mg de ceniza húmeda ha<sup>-1</sup> o 4,5 Mg de ceniza seca ha<sup>-1</sup>.
- **Tratamiento 10 Mg ha<sup>-1</sup>+ 0,1 Mg ha<sup>-1</sup> P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>:** parcelas en las que se aportan 10 Mg de ceniza húmeda ha<sup>-1</sup> y 0,1 Mg de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>.

La tabla 3.20 muestra el resumen de los tratamientos efectuados en cada una de la parcela de ensayo así como también el número de aplicaciones llevadas a cabo en cada una de ellas

**Tabla 3.20.** Resumen de tratamientos y aplicaciones realizados en cada una de las parcela..

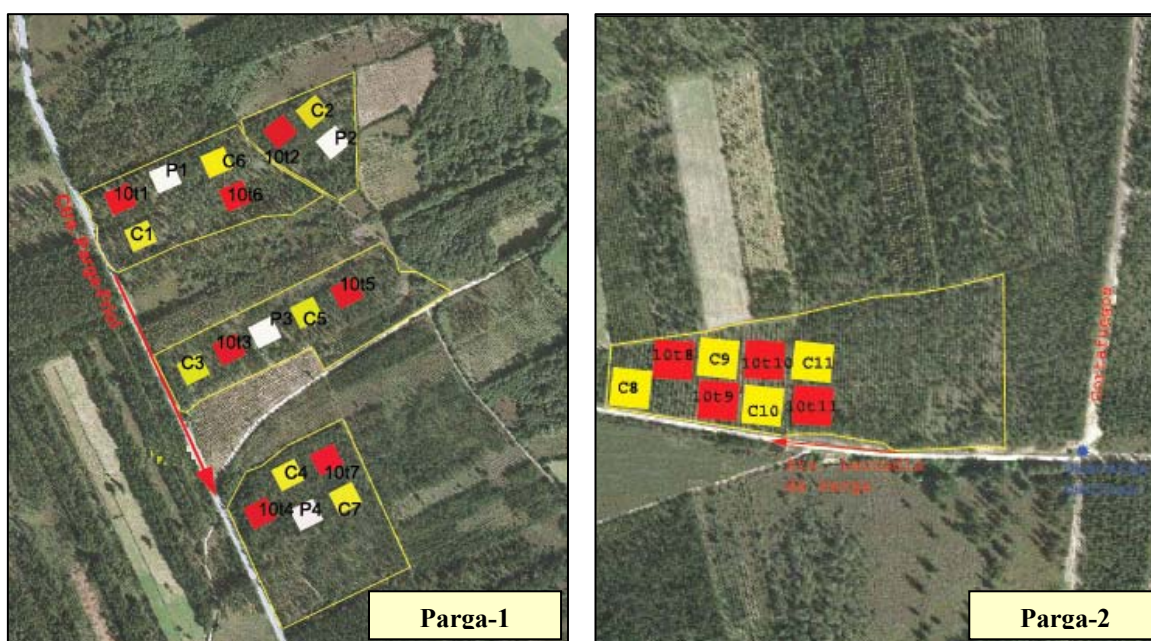
Parcela	Superficie aplicación	Total de ceniza	Cantidad de P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> *	Fecha aplicación	Tratamientos
Parga-1	22,3 ha	229,07 Mg	0,1 Mg ha <sup>-1</sup>	Marzo-03 Marzo-04 Marzo-05	1. Control 2. Ceniza 10 Mg ha <sup>-1</sup> 3. Ceniza 10 Mg ha <sup>-1</sup> + 0,1 Mg ha <sup>-1</sup> P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>
Parga-2	9,8 ha	93,1 Mg	--	Marzo-03	1. Control 2. Ceniza 10 Mg ha <sup>-1</sup>
Frades	33,63 ha	327,73 Mg	--	Marzo-03	1. Control 2. Ceniza 10 Mg ha <sup>-1</sup>
Pino-1	15,0 ha	520,5 Mg	0,1 Mg ha <sup>-1</sup>	Marzo-03 Marzo-04 Marzo-05	1. Control 2. Ceniza 10 Mg ha <sup>-1</sup> 3. Ceniza 10 Mg ha <sup>-1</sup> + 0,1 Mg ha <sup>-1</sup> P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>
Pino-2	3,07 ha	25,8 Mg	--	Marzo-03	1. Control 2. Ceniza 10 Mg ha <sup>-1</sup>
As Cruces	6,4 ha	59,1 Mg	--	Marzo-03	1. Control 2. Ceniza 10 Mg ha <sup>-1</sup>

\* el fertilizante fosfórico ó fósforo semiatacado (0-29-0) se aplicó sólo en marzo de 2003

### 3. Material y métodos

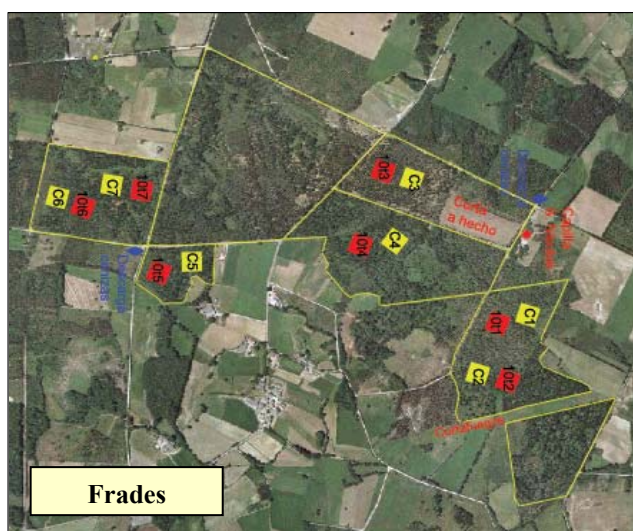
En todas las parcelas de ensayo se realizó un seguimiento de las labores de acondicionamiento de las cenizas, transporte y aplicación. Este seguimiento, por ser la primera vez que se aplican 1000 Mg de ceniza, se realizó de manera más exhaustiva. Además de un seguimiento ambiental de las propiedades del suelo, los nutrientes foliares y los crecimientos del arbolado, un estudio del sotobosque y de los macromicetos.

Las siguientes figuras muestran la distribución de las parcelas de experimentación de cada uno de los montes. Cada una de las parcelas como ya se citaba con anterioridad tiene una superficie de 1225 m<sup>2</sup>, y el color amarillo representa las parcelas control, el rojo las parcelas con ceniza y las blancas las parcelas con ceniza y fósforo semiatacado (0-29-0).

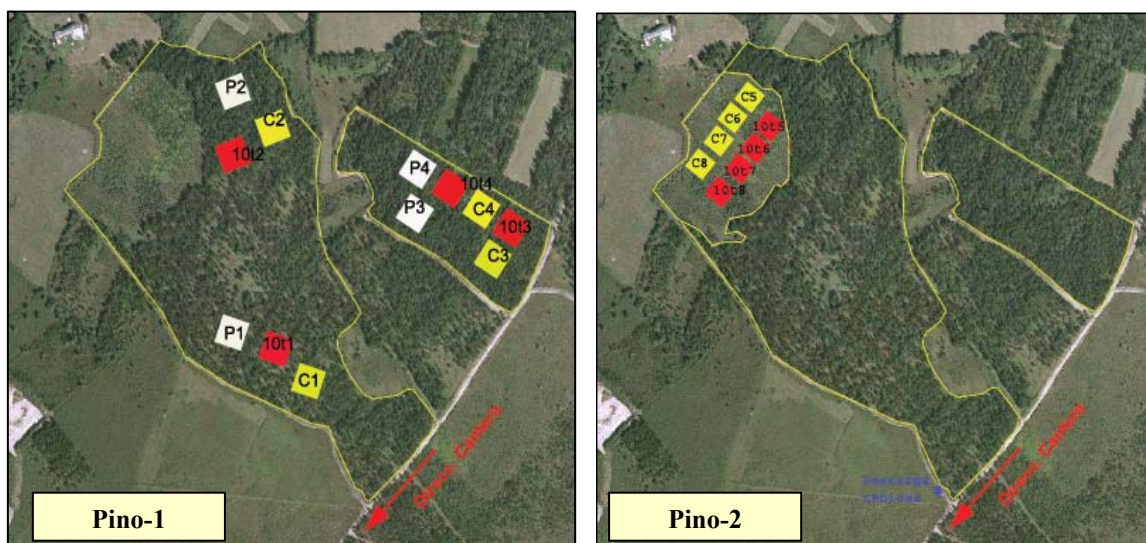


**Figura 3.18.** Distribución de las parcelas sobre arcillitas (Parga-1 y Parga-2). En amarillo las parcelas control o sin tratar, en rojo las parcelas en las que se aplican 10 Mg de cenizas ha<sup>-1</sup> y de color blanco las parcelas en las que se aplica una combinación de 10 Mg de cenizas ha<sup>-1</sup> y 0,1 Mg de fertilizante fosfórico (0-29-0) ha<sup>-1</sup>

En la figura 3.18 se observa la distribución de las parcelas sobre arcillitas Parga-1 y Parga-2. En Parga-1 sobre las parcelas rojas se aportó una dosis de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en el 2003, 2004 y 2005, mientras que en Parga-2 en estas mismas parcelas de color rojo se realizó una única aplicación de 10 Mg ha<sup>-1</sup> de cenizas en el 2003.

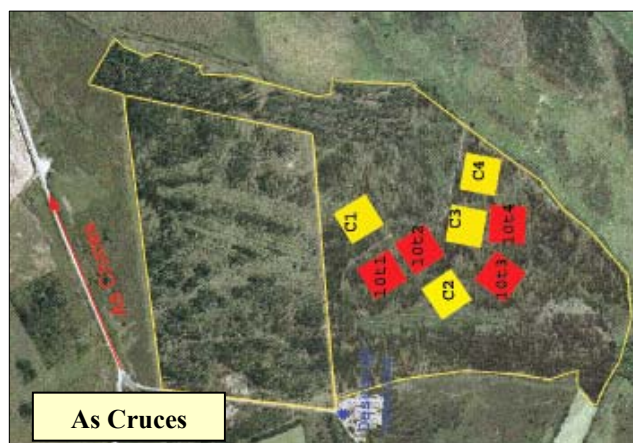


**Figura 3.19.** Distribución de las parcelas sobre arcillitas (Frades), la superficie de cada parcela es de 1225 m<sup>2</sup>, en amarillo las parcelas control o sin tratar y en rojo las parcelas en las que se aplican 10 Mg de cenizas ha<sup>-1</sup> en el 2003.



**Figura 3.20.** Distribución de las parcelas sobre migmatitas (Pino-1 y Pino-2). En amarillo las parcelas control o sin tratar, en rojo las parcelas en las que se aplican 10 Mg de cenizas  $ha^{-1}$  y de color blanco las parcelas en las que se aplica una combinación de 10 Mg de cenizas  $ha^{-1}$  y 0,1 Mg de fertilizante fosfórico (0-29-0)  $ha^{-1}$

Al igual que las parcelas sobre arcillitas de Parga, la figura 3.20 muestra la distribución de las parcelas sobre migmatitas de Pino-1 y Pino-2. En Pino-1 sobre las parcelas rojas se aportó una dosis de 10 Mg de ceniza  $ha^{-1}$  en el 2003, 2004 y 2005, mientras que en Pino-2 en estas mismas parcelas de color rojo se realizó una única aplicación de 10 Mg  $ha^{-1}$  de cenizas en el 2003.



**Figura 3.21.** Distribución de las parcelas sobre serpentinitas (As Cruces), la superficie de cada parcela es de 1225  $m^2$ , en amarillo las parcelas control o sin tratar y en rojo las parcelas en las que se aplican 10 Mg de ceniza  $ha^{-1}$  en el 2003.

Las figura 3.19 y 3.21 muestran la distribución de las parcelas sobre arcillitas de Frades y Serpentinitas de As Cruces en donde en las parcelas de color rojo sólo se aportó una única dosis de ceniza en el 2003.

Es importante a la hora de aplicar las cenizas evaluar la cantidad de elementos nutritivos incorporados al suelo y prever la cantidad que se pondrán a disposición de la planta lo cual dependerá de la dinámica de estos elementos en el suelo una vez incorporadas. En este sentido la tabla 3.22 muestra el aporte de elementos y metales pesados incorporados con las cenizas.

### 3. Material y métodos

**Tabla 3.22.** Aporte de nutrientes y metales pesados con la aplicación de 10 Mg de cenizas  $ha^{-1}$  en  $kg\ ha^{-1}$

Elementos	10 Mg $ha^{-1}$ ( $kg\ ha^{-1}$ )	Metales pesados	10 Mg $ha^{-1}$ ( $g\ ha^{-1}$ )
<b>N</b>	5,4	<b>Cd</b>	3,1
<b>P</b>	9,0	<b>Cr</b>	373,1
<b>K</b>	44,3	<b>Cu</b>	658,8
<b>Ca</b>	112,7	<b>Hg</b>	2,0
<b>Mg</b>	36,3	<b>Pb</b>	482,8
<b>Mn</b>	7,7	<b>Ni</b>	242,1
<b>Fe</b>	60,6	<b>Zn</b>	1084,9
<b>B</b>	0,2		

Con la aplicación de la dosis moderada de 10 Mg cenizas  $ha^{-1}$ , cómo se puede apreciar en la siguiente foto, apenas se observan diferencias en el suelo, con lo que el imparto visual tras el aporte es prácticamente nulo.

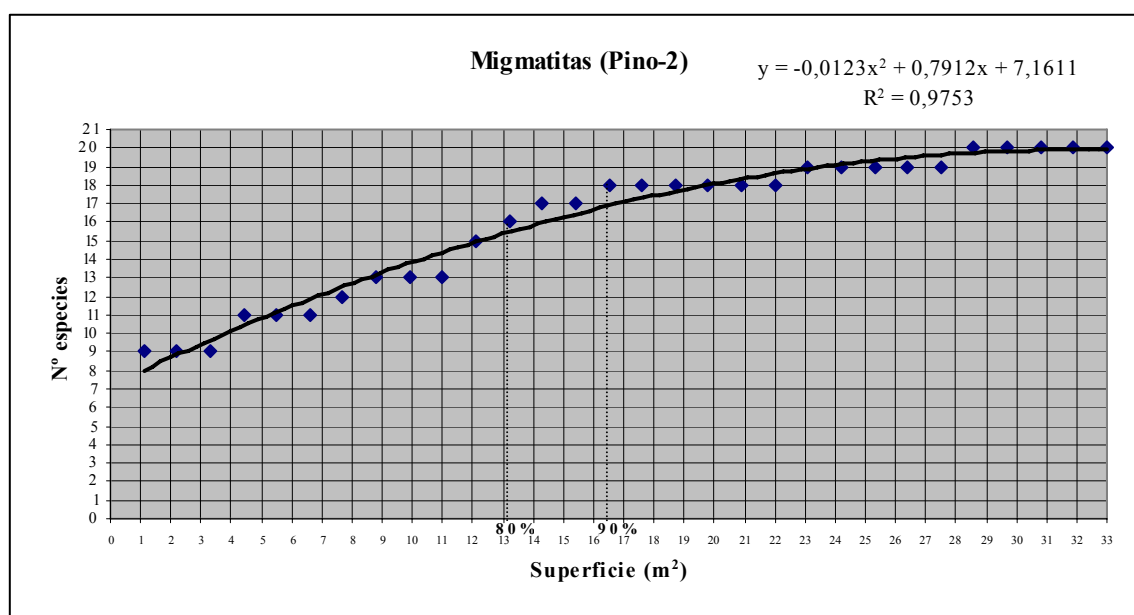


**Figura 3.22.** Aspecto de las parcelas tras la aplicación de la ceniza.

### 3.9. SEGUIMIENTO AMBIENTAL Y DE LA PRODUCCIÓN VEGETAL

Después de aplicar las cenizas en las parcelas de experimentación se procedió al estudio medioambiental del suelo y de la vegetación. Para ello durante 3 años se realizaron inventarios florísticos, mediciones de árboles y tomas de muestras de suelo, acículas, sotobosque y macromicetos. En este trabajo se presentan los resultados de los inventarios florísticos, de las mediciones dasométricas y de los análisis químicos de suelo, acículas sotobosque y macromicetos de estos tres años.

Para el seguimiento ambiental del sotobosque sobre las parcelas de ensayo, se instalaron 40 subparcelas de 14 y 18 m<sup>2</sup> (una por parcela). El tamaño mínimo de éstas subparcelas se estableció por medio de inventarios previos teniendo en cuenta la intensidad de muestreo y el número de especies por m<sup>2</sup>. Para ello se colocaron sobre el terreno estacas de madera a 1 m de distancia y se registró la abundancia de especies en cada una de ellas. Posteriormente, se representaron en una gráfica para obtener una curva, donde cada punto está definido por la superficie muestreada (abscisas) y por la abundancia acumulativa de especies (ordenadas). Cuando esta curva se hace asintótica se define el tamaño mínimo de la parcela de estudio de sotobosque (figura 3.23).



**Figura 3.23.** Determinación del tamaño mínimo de parcela de inventario florístico en Pino-2.

**Tabla 3.23.** Características generales de las subparcelas de inventario florístico.

Parcela	Altitud (m)	Pendiente (°)	Orientación	Superficie Subparcela (m <sup>2</sup> )
Parga-1	470	4	SE	18
Parga-2	472	2	NNE	14
Pino-1	485	6	NNW	18
Pino-2	484	5	NW	18
As Cruces	503	6	SW	14

### 3. Material y métodos

#### 3.9.1. TOMA DE MUESTRAS DE SUELO, ACÍCULAS, SOTOBOSQUE Y MACROMICETOS

##### Toma de muestras y preparación del suelo

A lo largo de 2003, 2004 y 2005 se tomaron muestras de suelo en diversos momentos: antes de realizar los tratamientos, para caracterizar las parcelas experimentales y comprobar la homogeneidad de las parcelas y después de cada uno de los aportes de ceniza.

El muestreo del suelo se realizó con barrena Edelman de 7 cm de diámetro, tomando 4 submuestras de los 40 cm superiores en el centro de cada parcela (evitando el efecto borde) y haciendo un recorrido en zig-zag.



**Figura 3.24.** Toma de muestra de suelo con barrena Edelman

Parte de esta muestra de suelo, fue procesada en fresco con el fin de determinar la humedad, el extracto de saturación, la mineralización del N, la biomasa microbiana y la respiración del suelo. El resto de la muestra fue secada a 40°C y tamizada por 2 mm. Para los análisis del C, N, S total, se molieron en mortero hasta obtener un polvillo muy fino.

Posteriormente, se analizó la fracción sólida y líquida, de las dos profundidades, determinando: textura, pH, humedad, elementos totales, elementos asimilables, nitrógeno inorgánico, mineralización del N, respiración del suelo y biomasa microbiana.

##### Toma de muestras y preparación de las acículas



**Figura 3.25.** Toma de muestras y preparación de acículas del tercio superior

La recogida del material vegetal se realizó en dos épocas diferentes, primavera (abril/mayo) y otoño (noviembre). Las acículas fueron tomadas aproximadamente del 20 % de los pies de la parcela de ensayo (Ballard y Carter, 1986) del tercio superior del árbol, del crecimiento del año y de la zona más soleada (Will, 1985), con tijeras montadas sobre pértiga telescópica y, debido a la gran altura de

algunos árboles, ayudándonos de escaladores. Las muestras de hojas se secaron en estufa a 65 ° C hasta peso constante. Una vez secas se molieron con un molino hasta la obtención de un polvillo fino sobre el que se realizaron el resto de análisis.

### Toma de muestras y preparación del sotobosque



En julio de 2004 y 2005 se tomaron, en cada una de las parcelas de ensayo, cuatro submuestras de 0,3 x 0,3 m tomadas al azar. Para ello se lanza un cuadrado de estas dimensiones sobre la subparcela y se corta a una altura de 2,5 cm todo el material existente en el interior por medio de una cizalla manual.

**Figura 3.26.** *Toma de muestras y preparación del sotobosque*

Cada una de estas submuestras de vegetación se llevó al laboratorio, en donde se agruparon de dos en dos, uno de ellos constituye la submuestra denominada total y el otro se clasificó botánicamente a nivel de especie. A continuación se pesaron en verde y se secaron a 60 °C en estufa hasta alcanzar peso constante. Una vez secas se pesaron cada una de las especies y el total con fin de determinar la producción. La submuestra total se molió hasta alcanzar un polvillo fino sobre el que se realizaron los análisis químicos.

### Toma de muestras y preparación de los macromicetos

Las muestras de setas se tomaron en otoño de 2003, 2004 y 2005. Salvo en la parcela de Parga-1 en dónde se determinó también la producción de macromicetos en el 2005, de cada una de las parcelas de inventario florístico se tomó una muestra representativa de las especies de macromicetos más abundantes.



**Figura 3.26.** *Toma de muestras de macromicetos silvestres*

Posteriormente, en el laboratorio, se identificó a nivel especie y se separó el sombrero y el pie. Cada fracción se midió, se pesó y se congeló.

Tras este proceso se liofilizó para extraer toda la humedad y se molió en molino hasta obtener un polvillo fino sobre el que se realizaron el resto de los análisis químicos.

Para la estimación de la producción en Parga-1, se realizaron inventarios a través de itinerarios fijos lineales de recogida de hongos en 12 bandas de 3 m (ancho de la calle) y 35 m de longitud, repetidos semanalmente en la época otoñal durante los meses de septiembre y diciembre. Los

### 3. Material y métodos

itinerarios se han elegido de tal manera que se cubriese totalmente cada una de las parcelas de ensayo. La superficie de monte inventariado en 2005 fue de 14,7 ha.

#### 3.9.2. ANÁLISIS DE LAS MUESTRAS

##### **Análisis químicos de la fracción líquida del suelo (Extracto de saturación)**

Uno de los objetivos del proyecto fue comprobar que la aplicación de cenizas no afectaba negativamente a la composición química de las aguas, este aspecto es importante dado la cantidad de cenizas aportadas en grandes extensiones. Este parámetro es especialmente relevante cuando existe, una capa freática cerca de la superficie. Para ello, la muestra de suelo húmeda se tamizó por tamiz de 4 mm, y se le añadió agua destilada en proporción 200:115 (suelo: agua). La mezcla se dejó reposar de 18 a 22 horas y después se extrajo el agua de la pasta mediante succión a través de un filtro que no dejase pasar las partículas de suelo. Este método (Ludwig *et al*, 1999) se considera satisfactorio si lo comparamos con los lixiviados obtenidos en lisímetros con diferentes proporciones de mezcla y tiempos de reposo.

A dichos lixiviados se les midió el pH utilizando un electrodo de vidrio y un potenciómetro micropH 2001 (Crison Instrument, Barcelona, España). La concentración de nitrato y amonio mediante un sistema por inyección de flujo FIAstar 5000 (Foss Tecator, Barcelona, España). Y los cationes mediante un equipo ICP-OES (Perkin Elmer, Wellesley, MA, EE.UU)

##### **Análisis químicos de la fracción sólida del suelo**

###### *Determinación de la textura del suelo*

La textura del suelo fue realizada por difracción láser para ello la muestra de suelo seca y tamizada por 2 mm que previamente es atacada con H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> y HCl. Posteriormente, la determinación del tamaño de las partículas se efectúa mediante la técnica de difracción láser utilizando un equipo Mastersizer 2000 (Malvern Instrument Ltd., United Kingdom) con una unidad de dispersión Hydro MU. El índice de refracción elegido para el análisis es 1.5, para corregir el efecto de las partículas no esféricas.

La muestra se añade a la unidad de dispersión y se aplica una sonicación de ultrasonidos de 2 minutos y una concentración de 0,1 g L<sup>-1</sup> de hexametáfosfato sódico, para asegurar una completa dispersión. Tras el período de sonicación se procede a la determinación de texturas. Cada ciclo de medida se compone de 6 mediciones con un intervalo de 12 segundos.

Esta determinación de la textura del suelo fue realizada en los laboratorios del Instituto de Investigación y Desarrollo Agrario (NEIKER-Derio-Bizkaia)

### ***Determinación del pH***

Se determinó el pH del suelo en H<sub>2</sub>O y en KCl (0,1 M) en una suspensión suelo-medio extractante (1: 2,5), para determinar el pH en agua se agita esta suspensión con varilla de vidrio y se mide transcurridos 10 minutos de reacción y para determinar el pH en KCl (0,1 M) se miden transcurridas 2 h de contacto entre el suelo y el extractante (McLean, 1982).

Para medir el pH se usó electrodo de vidrio y un potenciómetro micro-pH 2001.

### ***Determinación de la humedad***

De cada una de las muestras de suelo húmedo se tomaron 3 submuestras, se introdujeron en crisoles y se secaron en estufa a 105 °C hasta peso constante, y la humedad se calculó por diferencia de peso (Gutián-Ojea y Carballas-Fernández, 1979).

$$Humedad = \frac{P_{sf} - P_{sc}}{P_{sc}} \times 100$$

donde,  $P_{sf}$  es el peso húmedo de la muestra de suelo y  $P_{sc}$  es el peso seco de la muestra

### ***Determinación de los macro y elementos traza totales***

Para la determinación de estos elementos las muestras secas y tamizadas de suelo fueron molidas en mortero y digeridas en medio ácido con HNO<sub>3</sub> en proporción 1:50 (suelo-medio extractante). Posteriormente se introducen en horno microondas durante una hora y finalmente el extracto se filtra y se analiza en el espectrofotómetro de emisión y absorción atómica ICP-OES usando suelo forestal como material certificado de referencia (ISE-SAMPLE 985, Wageningen Evaluating Programmes for Analytical Laboratories, Austria).



**Figura 3.27.** Espectrofotómetro de emisión y absorción atómica ICP-OES

### ***Determinación de C, N y S totales***

Los porcentajes de carbono, nitrógeno y azufre total se determinaron mediante un autoanalizador CNS-2000 (LECO, St Joseph, Michigan, EE.UU), donde la muestra es calcinada emitiéndose SO<sub>2</sub> y NO<sub>x</sub> mientras que el CO<sub>2</sub> es desprendido por termoconductividad. El material certificado de referencia fue Suelo LECO 502-309.

### 3. Material y métodos

#### ***Determinación de elementos asimilables (P, Ca, Mg, K, Mn, Cd, Cr, Cu, Fe, Ni y Pb)***

El P, K, Ca, Mg y los micronutrientes Cu, Ni, Cr, Cd, Mn y Pb se obtuvieron por medio de una disolución extractora Mehlich-3 (Mehlich, 1984) en una proporción 1:10 durante 20 min (10 min agitación y 10 min centrifugado) y filtrado con filtro Albet para obtener el extracto. Las formas Ca, Mg y K que extrae el reactivo Mehlich-3 son comparables a las del acetato amónico, mientras que para los micronutrientes son similares a las del DTPA. El P extraído es comparable con los métodos Olsen o Bray (Sen-Tran y Simard, 1993 y Monterroso *et al.*, 1998)



**Figura 3.27.** Autoanalizado-CNS 2000

El extracto fue medido en un equipo ICP-OES (Perkin Elmer, Wellesley, MA, EE.UU) usando suelo forestal como material certificado de referencia (ISE-SAMPLE 985, Wageningen Evaluating Programmes for Analytical Laboratories, Austria).

#### **Determinación de las propiedades biológicas del suelo**

Las propiedades biológicas se estudiaron en octubre de 2004 y 2005 en las parcelas Parga-1 y Pino-1 (Parcelas tipo II). Estas determinaciones se efectuaron en muestras húmedas de los 10 primeros cm del suelo.

#### ***Mineralización del N***

El ensayo de mineralización del N se realizó en el laboratorio, para ello se tomó una fracción de suelo fresco y se tamizó por tamiz de 4 mm de luz. Posteriormente, parte de este suelo se incubó y parte se extrae en fresco.

Para la incubación, se tomaron 100 g (peso seco) de este suelo y se introdujo en un frasco de cristal de 1 L con cierre hermético dejándolo 10 días en cámara caliente a temperatura constante de 24 °C, transcurrido este período se realizó una extracción mediante KCl (2 N) en una proporción 1:1,75 (suelo-medio extractante) durante 1 hora, filtrándolo, a continuación, mediante filtros Albet.

Para la extracción del suelo fresco se tomaron directamente 100 g de suelo y se realizó una extracción con KCl (2 N) en una proporción 1:1,75 (suelo-medio extractante) durante 1 hora, filtrándolo, a continuación, mediante filtros Albet.

Sobre el extracto de las muestras incubadas y no incubadas se midió amonio y nitrato. Ambos iones se analizaron en el Analizador FIAstar 5000 que basándose en los principios de la colorimetría nos permite obtener las concentraciones de  $\text{NH}_4^+$ -N en la disolución.

### ***N anaerobio***

Este ensayo también se realizó en el laboratorio. En este ensayo se tomó una fracción de suelo fresco y se tamizó por tamiz de 4 mm de luz. A continuación se introdujeron 5 g (peso seco) y 12,5 mL de agua destilada en un tubo de ensayo, se selló bien el tubo y se introdujo en un baño de agua durante 10 días a temperatura constante de 40 °C. Finalizado este tiempo se extrae la muestra incubada con 15 mL de KCl (4 N) y se filtra con filtros Albet (Waring y Bremner, 1964).

Sobre el extracto se midió amonio en Analizador FIASTAR 5000 que basándonos en los principios de la colorimetría nos permite obtener las concentraciones de  $\text{NH}_4^+$ -N en la disolución.

### ***Biomasa microbiana***

El método empleado para la determinación del C de la biomasa microbiana fue un método fisiológico basado en la fumigación del suelo con vapores de cloroformo. De esta manera se provoca la ruptura de la pared celular de los microorganismos presentes en el suelo, y así la expulsión del contenido intracelular al medio exterior (Jekinson y Powlson, 1976) el método empleado fue el descrito por Vance *et al.* (1987) y modificado posteriormente por Díaz-Raviña *et al.* (1993).

Para realizar la biomasa microbiana se tomó una muestra de suelo de la capa más superficial, se le midió la humedad. De este suelo se toman dos submuestras una se fumiga con cloroformo y la otra no (muestras fumigadas y muestras no fumigadas).

Muestras no fumigadas: Se toman 20 g de suelo fresco (referidos a peso seco) se mezcla con una disolución de  $\text{K}_2\text{SO}_4$  (0,5 M) en una proporción 1:4 (suelo-disolución) durante 1 hora. A continuación se filtra mediante filtros Albet y se obtiene un extracto.



**Figura 3.28.** Preparación de las muestras

Muestras fumigadas: De cada una de las parcelas se pesan 20 g (peso seco) en un crisol, se introducen en una campana de vacío con un vaso de precipitados con 50 mL de cloroformo y se le echan 3-4 gotas de cloroformo. Se cubren las muestras con papel de filtro humedecido con agua destilada y se cierra la campana para hacer vacío con una bomba durante 20 segundos hasta que el cloroformo del vaso de precipitados comienza a burbujear. A continuación se sella la campana y se coloca en completa oscuridad durante 24 horas. Trascurrido este tiempo se abre la campana extrayendo todo en cloroformo, posteriormente, estas muestras se someten al mismo proceso que las no fumigadas. Tras una valoración con Sal de Mohr se obtiene el valor de la respiración por diferencia entre las dos.

### ***Respiración del suelo***

Para determinar la respiración del suelo se tomaron 70 g de suelo fresco tamizado por tamiz de 4 mm de luz (referidos a peso seco) y se introdujeron en un frasco de vidrio con cierre hermético de 1

### 3. Material y métodos

L que contenía un recipiente de con 20 mL de NaOH y 20 mL de H<sub>2</sub>O (que crea una atmósfera húmeda). Cerrado el recipiente se incubó a 25 °C durante 10 días. Trascurrido este periodo se retiraron los botes con sosa y se valoraron con HCl (Carballas *et al.*, 1978; Díaz-Raviña *et al.*, 1988). Este método estima que el CO<sub>2</sub> desprendido por el suelo durante la incubación en un sistema cerrado es fijado por la sosa (Witkamp, 1966).

#### **Análisis químicos de las acículas**

##### ***Determinación de N y S en las acículas***

Los porcentajes de N y S determinados mediante un autoanalizador CNS-2000 (LECO, St Joseph, Michigan, EE.UU), donde la muestra es calcinada emitiéndose CO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub> y NO<sub>x</sub> que son determinados. El material certificado de referencia fue Barley LECO 502-227.

##### ***Macroelementos y elementos traza en las acículas***

Los macroelementos y los elementos traza totales se obtuvieron por digestión ácida en HNO<sub>3</sub> concentrado y 30 % de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> a temperatura de 120 °C en digestor (DigiPREP-SCP Science 010-500-001), La proporción de vegetación-extractante fue de 0,5:50 (Jones *et al.*, 1991). A partir de esta digestión se midieron dichos elementos en un equipo ICP-OES (Perkin Elmer, Wellesley, MA, EE.UU) usando hojas de *Robinia pseudoacacia* como material certificado de referencia (IPE-SAMPLE 999, Wageningen Evaluating Programmes for Analytical Laboratories, Holanda).



**Figura 3.29.** *DigiPREP-SCP Science 010-500-001*

#### **Análisis químicos del sotobosque**

Los análisis químicos del sotobosque se realizaron sobre las submuestras totales de vegetación de todas las parcelas (excepto Frades) recogidas en julio de 2004 y 2005.

##### ***Determinación de N y S en el sotobosque***

Los porcentajes de N y S determinados mediante un autoanalizador CNS-2000 (LECO, St Joseph, Michigan, EE.UU), donde la muestra es calcinada emitiéndose CO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub> y NO<sub>x</sub> que son determinados. (El material certificado de referencia fue Barley LECO 502-227).

##### ***Macroelementos y elementos traza en el sotobosque***

Los macroelementos y los elementos traza totales se obtuvieron por digestión ácida en HNO<sub>3</sub> en microondas en proporción 1:50 (suelo-medio extractante) y el extracto medido en un equipo ICP-OES (Perkin Elmer, Wellesley, MA, EE.UU) usando hojas de Poaceae como material certificado de

referencia (IPE-SAMPLE 686, Wageningen Evaluating Programmes for Analytical Laboratories, Holanda).

### **Análisis químicos de los macromicetos**

Los análisis químicos de los macromicetos se realizaron únicamente sobre los sombreros liofilizados recolectados en otoño de 2003, 2004 y 2005.



El proceso de liofilización se realizó en el liofilizador LABCONCO, en donde a partir de los sombreros, previamente congelados, se obtuvieron muestras completamente secas a través de un proceso de sublimación del hielo a bajas presiones.

**Figura 3.30:** Liofilizador Labconco

### **Determinación N y S en los macromicetos**

Los porcentajes de N y S determinados mediante un autoanalizador (LECO CNS-2000), donde la muestra es calcinada emitiéndose  $\text{SO}_2$  y  $\text{NO}_x$  mientras que el  $\text{CO}_2$  desprendido por termoconductividad. (El material certificado de referencia fue Barley LECO 502-227).

### **Macroelementos y elementos traza en los macromicetos**

Los macroelementos y los elementos traza totales se obtuvieron por digestión ácida en  $\text{HNO}_3$  en microondas en proporción 1:50 (suelo-medio extractante) y el extracto medido en un equipo ICP-OES (Perkin Elmer, Wellesley, MA, EE.UU) usando hojas de Poaceae como material certificado de referencia (IPE-SAMPLE 686, Wageningen Evaluating Programmes for Analytical Laboratories, Holanda).

### **3.9.3. MEDICIONES DASOMÉTRICAS**

Las mediciones dasométricas como el diámetro, la altura total y la edad se realizaron anualmente en cada una de las parcelas de experimentación y sobre todos los árboles de las mismas, los resultados obtenidos en estas mediciones fueron empleadas en diferentes cálculos a lo largo del período de ensayo.

**Figura 3.31:** Medición de diámetros



### 3. Material y métodos

#### Densidad de pies

La densidad de cada parcela es el número de pies por hectárea presentes en la misma. Se determina a partir del número de pies inventariables presentes en la parcela y de la superficie en proyección horizontal de la misma.

$$N = \frac{N_p}{S_p} \times 10000$$

donde  $N$  es la densidad en pies  $ha^{-1}$ ,  $N_p$  es el número de pies inventariados en cada parcela y  $S_p$  es la superficie en proyección horizontal de la parcela en  $m^2$ .

#### Edad

Es el número de años transcurridos desde la germinación de la semilla en árboles que se reproducen sexualmente (brinzales) o desde la formación del nuevo brote en aquellos que se reproducen asexualmente o de forma vegetativa (chirpiales).



**Figura 3.32.** Medición de la edad con barrena de Pressler

El instrumento empleado para la estimación de la edad es la barrena de Pressler, que debe tener una longitud mayor que la utilizada para medir crecimientos diametrales.

#### Diámetro normal

El diámetro normal (medido a 1,30 del nivel del suelo) es la variable forestal más habitualmente calculada en los inventarios forestales y se suele medir en cm, cómo generalmente la sección del fuste no es circular la medición de este parámetro se suele realizar en dos ejes perpendiculares. Con las dos mediciones  $d_1$  y  $d_2$  se obtiene el diámetro medio ( $\bar{d}_i$ )

$$\bar{d}_i = \frac{d_1 + d_2}{2}$$

El diámetro normal fue medido por medio de forcípula de brazo móvil con escala graduada en milímetros.

### Diámetro medio cuadrático

Se define cómo el diámetro normal correspondiente al árbol de área basimétrica media de la masa

$$d_g = 100 \sqrt{\frac{4 \times G}{\pi \times N}}$$

dónde  $d_g$  es el diámetro medio cuadrático medido en cm,  $G$  es el área basimétrica medida en  $m^2 ha^{-1}$  y  $N$  es la densidad en pies  $ha^{-1}$ .

### Diámetro medio aritmético

Se calcula como la media aritmética de todos los diámetros de todos los pies inventariables medidos en la parcela

$$\bar{d} = \frac{\sum_{i=1}^n d_i}{n_i}$$

donde  $\bar{d}$  es el diámetro medio en cm,  $d_i$  es el diámetro normal correspondiente al árbol  $i$  en cm y  $n$  es el número de árboles inventariables medidos en cada parcela.

### Altura total

La altura total del árbol en pie (ht) se mide generalmente en metros por medio de hipsómetro Vertex III o por medio de una medición directa de la altura empleando pértiga telescópica con longitud máxima de 8 ó 15 m, este es un método rápido que se puede emplear en plantaciones jóvenes de poca altura.



**Figura 3.33:** Hipsómetro (VERTEX III)

Con la medición de estos dos parámetros de la masa se pueden estimar otros parámetros importantes del árbol individual y por extensión de la masa.

### 3. Material y métodos

#### **Altura media**

Esta altura es la media aritmética de las alturas totales de los árboles inventariables de la parcela de ensayo

$$H_m = \frac{\sum_{i=1}^n ht_i}{n}$$

siendo  $H_m$  la altura media en m,  $ht_i$  la altura total del árbol  $i$  y  $n$  es el número de pies inventariables de la parcela.

#### **Altura dominante**

Se define cómo la media aritmética de los 100 pies más gruesos por hectárea. Definición derivada de ASSMANN (1970), con la simplificación de calcular la media de los pies más gruesos correspondientes proporcionalmente a la superficie de la parcela.

$$H_o = \frac{\sum_{i=1}^{n_0} h_{0i}}{n_0}$$

donde  $H_o$  es la altura dominante en m,  $h_{0i}$  es la altura total del árbol dominante en m y  $n_0$  es el número de árboles dominantes medidos, cuyo valor depende de la superficie de la parcela, de tal forma que  $n_0$  es el entero superior del cociente de la superficie de la parcela en  $m^2$  y 100.

#### **Área basimétrica**

Este valor engloba la sección aportada por los pies de diámetro normal mayor de 5 cm y que se encontrasen vivos en el momento de realizar el inventario

$$G = \frac{\pi}{4} \times \sum_{i=1}^n d_i^2 \frac{10000}{S}$$

donde  $G$  es el área basimétrica en  $m^2 ha^{-1}$ ,  $d_i^2$  es el diámetro normal en m de cada árbol y  $S$  es la superficie en proyección horizontal de la parcela de ensayo (35x35) en  $m^2$ .

#### **Índice de Hart-Becking**

El índice de espaciamiento mide la relación entre la distancia media entre pies y la altura dominante. Es un buen indicador de la silvicultura aplicada a la masa.

$$IH = \frac{10000}{\sqrt{N} x H_o}$$

siendo  $IH$  el índice de Hart-Becking en %,  $N$  la densidad de la masa en pies  $ha^{-1}$  y  $H_o$  la altura dominante en m

## Crecimiento y producción arbórea

### *Volumen con corteza*

Para el cálculo del volumen se utilizó el modelo de árbol individual ya que se apoya en fenómenos que condicionan el crecimiento a un nivel más detallado que los modelos de la masa. En concreto, la tarifa de cubicación empleada fue una tarifa de cubicación simple de dos entradas y responde la siguiente expresión, Castedo (2004):

$$V_{cc} = 0,000048 \times d^{2,0062} \times ht^{0,86691}$$

donde  $V_{cc}$  el volumen del árbol individual, en  $m^3$ ;  $d$  es el diámetro normal en cm y  $ht$  la altura total, en m. Esta tarifa de cubicación responde al modelo de Schumacher-Hall (función alométrica o exponencial).

En la plantación y para conocer la importancia de la mejora del crecimiento en altura y área basimétrica en relación a la pauta de crecimiento de la especie, se empleó un modelo de crecimiento en altura dominante (Diéguez-Aranda *et al.*, 2005) y un modelo dinámico de crecimiento en área basimétrica para *Pinus radiata* en Galicia (Rodríguez *et al.*, 2002). El modelo de crecimiento en altura dominante fue obtenido a partir de los datos de 161 árboles dominantes en plantaciones de *Pinus radiata* de Galicia. La ecuación de Bertalanffy-Richards aplicada por el método de diferencias algebraicas generalizadas fue:

$$Y = Y_0 \left( \frac{1 - \exp(-0,06738t)}{1 - \exp(-0,06738t_0)} \right)^{-1,755+12,44 / X_0}$$

En donde  $Y_0$  y  $t_0$  representan la predicción de la altura (en metros) y la edad (en años),  $Y$  es la predicción de la altura en el año,  $t$  y  $X_0$

$$X_0 = \frac{1}{2} \left( (\ln Y_0 + 1,755L_0) + \sqrt{((\ln Y_0 + 1,755L_0) - 4 \times 12,44L_0)} \right)$$

$$L_0 = \ln(1 - \exp(-0,06738t_0))$$

Utilizando esta ecuación, estos autores ajustaron una familia de curvas polimórficas considerando como índices de sitio representativos 11, 16, 21 y 25 m de altura dominante a los 20 años.

La expresión del modelo dinámico de crecimiento en área basimétrica para *Pinus radiata* en Galicia (Rodríguez *et al.*, 2002).

$$I_G = e^{2,71747} \times G^{0,1953} \times t^{-0,88487}$$

### 3. Material y métodos

siendo  $I_G$  el incremento anual del área basimétrica en  $\text{m}^2\text{ha}^{-1}$ ,  $G$  es el área basimétrica inicial en  $\text{m}^2\text{ha}^{-1}$  y  $t$  es la edad inicial en años.

Para estas plantaciones, tanto para el crecimiento en altura como en área basimétrica se calculó un coeficiente multiplicador del crecimiento por comparación del tiempo que transcurriría según el modelo para alcanzar la situación  $C_2$  con el tiempo real transcurrido. La ecuación (Carlson *et al.*, 1999) empleada es la siguiente:

$$m = \frac{F^{-1}(H_{0,2}) - F^{-1}(H_{0,1})}{t_2 - t_1}$$

donde:  $t_2$  y  $t_1$  son las edades en las que se realizan las observaciones, en este caso la edad en el 2003 y en el 2006.  $F^{-1}(H_{0,2})$  devolvería el valor de la edad a la que correspondería una observación de altura  $H_{0,2}$ , si se considera que  $H_0 = F(t)$  es la ecuación general de la altura dominante empleada y  $F^{-1}(H_{0,1})$  devolvería el valor de edad a la que correspondería una observación de altura  $H_{0,1}$ .

#### ***Crecimiento medio***

$$\overline{CM} = \frac{Vcc}{t}$$

donde  $\overline{CM}$  es el crecimiento medio anual en  $\text{m}^3\text{ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ ,  $Vcc$  es el volumen con corteza en  $\text{m}^3\text{ha}^{-1}$  y  $t$  es la edad de la masa.

#### ***Crecimiento corriente***

$$CC = \frac{Vcc_2 - Vcc_1}{i}$$

donde  $CC$  es el crecimiento corriente en  $\text{m}^3\text{ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ ,  $Vcc_2$  es el volumen con corteza en  $\text{m}^3\text{ha}^{-1}$  y  $i$  es el tiempo transcurrido entre la estimación del volumen 2 y la estimación del 1.

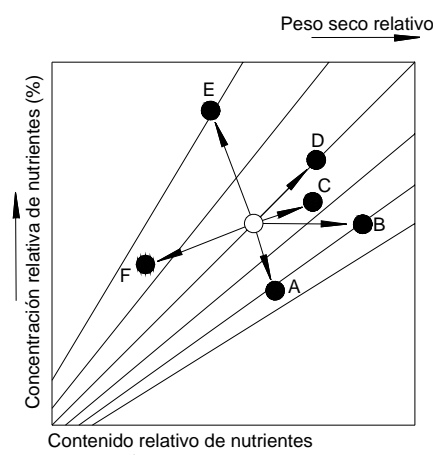
### 3.10. ESTADO NUTRICIONAL DE LAS PLANTACIONES Y SU RELACIÓN CON EL CRECIMIENTO

El estado nutricional de las plantaciones fue evaluado usando los niveles críticos aportados por Will (1985). Este autor recomienda muestrear al principio del otoño cuando las concentraciones de nutrientes son relativamente estables y la producción es máxima. Por otra parte el segundo criterio que se utilizó para el diagnóstico foliar fue la técnica gráfica propuesta por Timmer y Stone (1978) conocida como análisis de vectores, donde el peso seco de cada acícula se estimó a partir del peso de 100 acículas representativas. Este sistema ofrece ventajas con respecto al anterior pues permite la comparación simultánea del crecimiento de la planta, la concentración de nutrientes y el contenido de éstos en la biomasa en un formato gráfico que integra los tres tipos de datos.

El análisis de vectores detecta efectos de dilución o aislamiento de nutrientes, desórdenes nutricionales, interacciones entre elementos y ofrece una información más completa del estado nutricional de la planta, especialmente para ensayos de fertilización (Timmer, 1991). Timmer y Armstrong (1987) observaron que el diagnóstico basado en el análisis de vectores obtenía mayor información que con la utilización de síntomas visuales o con las respuestas nutricionales a distintos tratamientos y crecimientos utilizando métodos basados en niveles críticos u óptimos de nutrientes.

En el análisis de vectores, la concentración de nutrientes se representa como función del peso de la planta (hojas, raíces o el conjunto de la planta) y el contenido de nutrientes. Esto permite examinar en un mismo diagrama el estado nutricional y la biomasa arbórea, de forma que el contenido de nutrientes ( $x$ ), la concentración de nutrientes ( $y$ ) y la biomasa ( $z$ ) satisfacen la función  $x=f(y,z)$ . Los valores de concentración y contenido relativo de nutrientes para el Control se normalizan a 100 para satisfacer las comparaciones con una base común. Posteriormente, se dibujan los valores para las otras muestras y se trazan los vectores desde el punto de referencia a los otros puntos para representar las variaciones del estado nutricional y el peso foliar (Solla-Gullón, 2004).

Para su interpretación el vector de mayor longitud se identifica con el tratamiento de mayor respuesta a los nutrientes analizados. En la gráfica siguiente se muestra la interpretación de los desplazamientos de los vectores.



**Figura 3.24.** Interpretación de los desplazamientos de los vectores en la concentración y contenido de nutrientes y peso unitario. Adaptado de Timmer y Stone (1978).

Desplaz.	Respuesta en ...			Interp.	Posible Diagnóstico
	Peso unitario	Nutrientes			
		Conc.	Contenido		
A	+	-	+	Dilución	No limitante
B	+	0	+	Suficiente	No limitante
C	+	+	+	Deficiente	Limitante
D	0	+	+	Consumo lujurioso	No tóxico
E	-	++	±	Exceso	Tóxico
F	-	-	-	Exceso	Antagónico

### 3. Material y métodos

## 3.11. ANÁLISIS ESTADÍSTICO

En este apartado se explican las herramientas estadísticas que fueron utilizadas en los datos obtenidos en los distintos ensayos.

### 3.11.1. DISEÑO EXPERIMENTAL

Un diseño experimental es la regla para determinar cómo asignar las unidades experimentales a los distintos tratamientos. El diseño empleado en este ensayo fue completamente aleatorizado, donde las unidades experimentales se asignaron a los tratamientos completamente al azar, con la única restricción del número de observaciones a tomar por cada tratamiento.

### 3.11.2. ANÁLISIS DE VARIANZA

El análisis de la varianza (o Anova: Analysis of variance) es un modelo lineal que sirve para comparar varios grupos en una variable cuantitativa. La variable analizada la hacemos depender de un solo factor de tal manera que las causas de su variabilidad son englobadas en una componente aleatoria denominada error experimental.

El modelo sería el siguiente

$$Y_{ij} = \mu + \alpha_i + \varepsilon_{ij}$$

donde  $Y_{ij}$  es la observación  $j$ -ésima bajo  $i$ -ésimo del nivel tratamiento,  $\mu$  es la media general,  $\alpha_i$  es el efecto de  $i$ -ésimo nivel del tratamiento y  $\varepsilon_{ij}$  es el error aleatorio independiente  $N(0, \sigma^2)$ .

El contraste que interesa realizar es el siguiente

Hipótesis nula:  $H_0 = \alpha_1 = \alpha_2 = \dots \alpha_j$  o bien si consideramos  $\mu_i = \mu + \alpha_i$  entonces  $H_0 = \mu_1 = \mu_2 = \dots \mu_j$  en definitiva se quiere comparar la no influencia del factor  $\alpha$  de otra forma: si todas las muestras proceden de la misma población.

### Condiciones generales de aplicación

- Independencia de los errores. Los errores experimentales han de ser independientes. Esta condición se consigue si los sujetos son asignados aleatoriamente, es decir si los elementos de los diversos grupos han sido elegidos por muestreo aleatorio.
- Normalidad. Se supone que los errores experimentales se distribuyen normalmente. Lo que supone que cada una de las observaciones  $Y_{ij}$  se distribuirá normalmente. Para comprobarlo se puede aplicar un test de ajuste a la distribución Normal como el de Kolmogorov-Smirnov.

- Homogeneidad de varianzas u homocedasticidad. La varianza de los subgrupos ha de ser homogénea  $\sigma_1^2 = \sigma_2^2 = \dots \sigma_j^2$  ya que están debidas al error. Se comprobarán mediante los test de: Razón de varianzas (máx/mín), C de Cochran, Bartlett-Box

### 3.11.3. ANÁLISIS DE COVARIANZA

El análisis de la covarianza (ANCOVA: Análisis of covariance) es una técnica estadística que, utilizando un modelo de regresión lineal múltiple, permite eliminar de la variable aleatoria ANOVA el efecto atribuible a variables no incluidas en el diseño entre factores y por tanto, no sometidas a control experimental.

La forma de controlar estadísticamente el efecto de las variables consiste en efectuar un análisis de varianza, utilizando como variable dependiente, no las puntuaciones originales de la variable dependiente, sino los errores en los pronósticos resultantes de llevar a cabo un análisis de regresión lineal con las covariables como variables independientes y la propia variable dependiente del ANOVA como variable dependiente. De una manera muy general puede considerarse que el análisis de covarianza reúne las técnicas del análisis de varianza y del análisis de regresión (Pérez, 2001).

El modelo sería el siguiente:

$$Y_{ij} = \mu + \alpha_i + \beta(X_{ij} - \overline{X_i}) + \varepsilon_{ij}$$

donde  $Y_{ij}$  es la observación j-ésima bajo i-ésimo del nivel tratamiento,  $\mu$  es la media general,  $\alpha_i$  es el efecto de i-ésimo nivel del tratamiento,  $\beta$  es el coeficiente de regresión que relaciona  $Y_{ij}$  con la covariable  $X_{ij}$ ,  $X_{ij}$  es la medida de la covariable que se hace para  $Y_{ij}$ ,  $\overline{X_i}$  es la media de los valores  $X_{ij}$  y  $\varepsilon_{ij}$  es el error aleatorio independiente  $N(0, \sigma^2)$ .

### 3.11.4. ANÁLISIS DE MEDIDAS REPETIDAS

El análisis de medidas repetidas es un tipo de análisis de varianza en el que se evalúa la variación entre unidades experimentales (denominada variación entre-tratamientos) y la variación a lo largo de estas unidades (denominada variación intra-tratamientos). Por lo tanto, los objetivos de este tipo de análisis son dos: determinar cómo varían las unidades experimentales a lo largo del tiempo y, comparar los cambios entre los grupos de estudio.

Existen varios tipos de hipótesis nula a evaluar:

- $H_{01}$ : La tendencia de las curvas es paralela para todos los tratamientos (es decir, no existe interacción entre tratamiento y tiempo)
- $H_{02}$ : No hay tendencias (es decir, no hay efecto global en el tiempo)
- $H_{03}$ : No hay diferencias entre grupos (es decir, los tratamientos no tienen efecto en la variable dependiente)

### 3. Material y métodos

Las hipótesis  $H_{01}$  y  $H_{02}$  se refieren a cambios a lo largo del tiempo, los cuales son evaluados como parte del análisis intra-tratamientos. Rechazar la primera de las hipótesis implica que las tendencias no son paralelas para al menos dos grupos. Cuando esto sucede, es posible evaluar hipótesis adicionales para determinar la naturaleza de la divergencia comparando los grupos en cada momento (Looney y Stanley, 1989).

- $H_{04}$ : Las diferencias entre dos valores consecutivos  $y_t - y_{t-1}$  es la misma para todos los grupos.
- $H_{05}$ : La diferencia entre la observación a tiempo  $t$  y su valor inicial  $y_t - y_1$ , es la misma para todos los grupos.

En estos dos casos, los  $n-1$  incrementos  $y_2 - y_1, y_3 - y_2, \dots, y_n - y_{n-1}$ , o incrementos acumulados  $y_2 - y_1, y_3 - y_1, \dots, y_n - y_1$  se analizan para diferencias significativas realizando  $n-1$  análisis de varianza.

Cuando es esperable que las tendencias sean paralelas al menos para parte del período de estudio, es preferible comparar la  $H_{04}$ . Por el contrario si existe una divergencia inicial y convergencia final es más interesante evaluar la  $H_{05}$ .

### Test univariante y multivariante

Cuando existen más de dos niveles del factor intra-tratamientos, la salida del programa estadístico nos ofrece dos tipos de hipótesis: una utilizando la aproximación multivariante y otra utilizando una univariante. Generalmente, ambos tipos de test ofrecen resultados muy similares.

La aproximación univariante, aparte de los supuestos de un análisis de varianza (independencia de los errores, normalidad y homocedasticidad), para evaluar los efectos intra-tratamientos requiere cumplir el supuesto de esfericidad.

### Prueba de esfericidad y corrección épsilon

Un supuesto importante cuando se tiene un diseño con variables independientes intra-tratamientos que tengan más de dos niveles es la igualdad de las covarianza entre los niveles de la variable independiente intra-tratamiento. Es decir, las correlaciones entre los niveles experimentales “intra” tienen que ser similares. En la prueba de diferencia de medias, un elemento que hace más poderosa la prueba de diferencias entre grupos relacionados frente a grupos independientes es la correlación de los grupos relacionados, cuando la correlación es positiva hace más pequeño el error típico. Cuando hay más de dos medias a comparar se emplea un valor promedio de la correlación entre grupos relacionados, y es por ello que tienen que ser similares las correlaciones. El procedimiento GLM (modelo lineal general) no emplea los valores en los niveles sino las diferencias entre los niveles, y el supuesto es entonces que las covarianzas (entre las diferencias entre los niveles) sean cero. La esfericidad comprueba si las varianzas son iguales y si las covarianzas son igual a cero. Sin embargo, en la práctica, la prueba de esfericidad presenta algunos problemas. Por ello en lugar de utilizar esta prueba se recurre al índice corrector llamado épsilon  $\epsilon$  (Box, 1954) mediante las fórmulas de Greenhouser-Geisser (1959), Geiser y Greenhouse (1958) y las de Huynh-Feldt (1958). Este índice corrector expresa el grado en el que la matriz de varianzas-covarianzas se aleja de la esfericidad: en condiciones de esfericidad perfecta, épsilon vale 1. Esta corrección obvia el supuesto de esfericidad (Nemec, 1996).

Para contrastar un efecto en el análisis de varianza (ANOVA) se compara el estadístico  $F$  del experimento con el estadístico  $F$  de las tablas para un cierto nivel de significación y unos determinados grados de libertad. Si el  $F$  del efecto experimental es mayor o igual al  $F$  de las tablas, el efecto es significativo. La corrección  $\epsilon$  consiste en hallar un valor ( $<1$ ) que multiplicado por los grados de libertad nos dé unos nuevos y corregidos grados de libertad ( $gl$ ). Con estos  $gl$  corregidos se hallará un nuevo  $F$  de las tablas (que será mayor que el  $F$  de las tablas originales). El procedimiento GLM (modelo lineal general) proporciona tres valores  $\epsilon$ , el límite inferior de  $\epsilon$ , la  $\epsilon$  corregida de Greenhouse-Geisser y la  $\epsilon$  corregida de Huynh-Feldt.

Si el efecto del  $F$  experimental no es significativo, aquí termina el proceso. Si el efecto del  $F$  experimental es significativo, se comprueba la significación del estadístico  $F$  experimental corrigiendo los grados de libertad con el límite inferior  $\epsilon$ , en este caso si  $F$  sigue siendo significativo, el proceso acaba aquí y se acepta el efecto significativo. Si el efecto no es significativo:

- Si tanto la corrección de Greenhouse-Geisser como las de Huynh-Feldt son pequeñas y similares se emplea la corrección  $\epsilon$  de Greenhouse-Geisser y se acepta el resultado, sea significativo o no.
- Si ambas correcciones son altas y similares se usa la corrección Huynh-Feldt y se acepta el significado sea significativo o no.
- Si ambas correcciones no son similares se utiliza el menor valor y se acepta el resultado.

En resumen y al igual que cualquier análisis de varianza, el análisis de medidas repetidas evalúa la igualdad de medias. Sin embargo este último análisis se usa cuando todos los miembros de una muestra aleatoria se miden bajo diferentes condiciones. Como las muestras están expuestas cada vez a una condición diferente, se repite la medición de la variable dependiente. En este tipo de casos no es apropiado utilizar un ANOVA porque los datos no violan el supuesto de independencia. Este tipo de análisis cobra gran interés especialmente en el tratamiento de variables longitudinales, donde cada muestra se mide en diferentes momentos.

### 3.11.5. ANÁLISIS DEL SOTOBOSQUE

#### El contraste Kruskal-Wallis

Este es un tipo de contraste no paramétrico relativo al análisis de varianza a utilizar cuando las suposiciones de normalidad u homocedasticidad no puedan ser admitidas. Este tipo de contrastes no necesitan trabajar con datos obtenidos con una escala de medida de intervalo o razón. El contraste utiliza en su ejecución los rangos de las observaciones y la hipótesis nula será, como sucede en el caso paramétrico, la igualdad de los centros de simetría de  $J$  poblaciones o tratamientos, mientras que la alternativa será la disparidad en al menos dos de ellas (García-Pérez, 1997).

Para la determinación del contraste consideramos  $J$  muestras aleatorias e independientes de tamaños  $n_1, n_2, \dots, n_J$  extraídas de la misma población o de  $J$  poblaciones idénticas. Denominamos  $n$  al conjunto total de observaciones:  $n = n_1 + n_2 + \dots + n_J$ . Asignaremos rangos desde 1 hasta  $n$  a ese

### 3. Material y métodos

conjunto de observaciones como si se tratara de una sola muestra (si existen empates se asigna el promedio de los rangos empatados).

Llamaremos, posteriormente,  $R_{ij}$  a los rangos asignados a las observaciones  $i$  de la muestra  $j$ . Llamaremos  $R_j$  a la suma de los rangos asignados a las  $n_j$  observaciones de la muestra  $j$ . Tendremos el rango medio correspondiente a cada muestra  $j$ :

$$R_j = \sum_i^{n_j} R_{ij} \quad \text{y} \quad \overline{R}_j = \frac{R_j}{n_j}$$

Obviamente, si la hipótesis nula de las  $J$  poblaciones son idénticas es verdadera, los  $R_j$  de las distintas muestras serán parecidos. Tomando como punto de partida la suma de los rangos de cada muestra, es posible obtener un estadístico con distribución muestral conocida y capaz de proporcionarnos información sobre el parecido existente entre las  $J$  poblaciones.

$$H = \frac{12}{n(n+1)} \sum_{j=1}^J \frac{R_j^2}{n_j} - 3(n+1)$$

Bajo la hipótesis nula de que los  $J$  promedios poblacionales (o de los distintos tratamientos) son iguales, el estadístico  $H$  se distribuye según el modelo de probabilidad chi-cuadrado, con  $J-1$  grados de libertad.

Para comprobar el efecto de las técnicas de preparación sobre los niveles de nutrientes en suelos y hojas, se realizaron análisis de correlación, de regresión y análisis de varianza (test de Tukey). Las diferencias en las medias de los diferentes parámetros para las muestras tomadas en las mismas parcelas en 2003-2004 fueron comprobadas mediante análisis de varianza.

## 4.1. GESTIÓN DE LAS CENIZAS MEDIANTE SU APLICACIÓN A SUELOS FORESTALES

### 4.1.1. CARACTERIZACIÓN DEL PRODUCTO

#### Composición química de las cenizas aplicadas

Desde el punto de vista químico, los análisis realizados a las muestras de cenizas recogidas en cada uno de los camiones, mostraron que las cenizas presentaban elevadas concentraciones en macronutrientes y bajas en metales pesados, muy por debajo de los límites establecidos por la legislación española (RD. 1310/1990) y la EPA (Environmental Protection Agency. US)

**Tabla 4.1.** Concentración de macroelementos y metales pesados de las cenizas empleadas

	Concentración g kg <sup>-1</sup> de materia seca	Cantidad (kg ha <sup>-1</sup> ) aportada por cada 4,5 Mg		Concentración mg kg <sup>-1</sup> de materia seca	Cantidad (g ha <sup>-1</sup> ) aportada por cada 4,5 Mg g
<b>Materia seca</b>	45% (42-62)		<b>As</b>	5,3 (2,4-8,3)	23,85
<b>N</b>	1,20 (0,60-1,90)	5,40	<b>Cd</b>	0,65 (0,56-0,75)	2,92
<b>P</b>	2,00 (1,64-2,35)	9,00	<b>Cu</b>	146,4 (47,1-313,0)	658,80
<b>K</b>	9,8 (8,30-11,40)	44,10	<b>Pb</b>	107,3 (72,8-141,9)	482,85
<b>Ca</b>	25,1 (19,35-30,76)	112,95	<b>Hg</b>	< 0,5	2,25
<b>Mg</b>	8,07 (6,55-9,59)	36,32	<b>Mo</b>	4,1 (2,8-5,3)	18,45
<b>Fe</b>	13,5 (11,93-14,99)	60,75	<b>Ni</b>	53,8 (39,9-68,7)	242,1
<b>Mn</b>	1,71 (1,18-2,24)	76,95	<b>Se</b>	--	--
<b>pH (10:25) a 20 °C</b>	10,04		<b>Zn</b>	241,1 (100,8-381,4)	1085,95

#### Propiedades físicas de las cenizas aplicadas

Además de las características químicas del residuo es importante tener en cuenta otros aspectos como, la consistencia física y la humedad, la estabilidad biológica, el potencial patógeno, el olor, la presencia de grasas y aceites, el polvo potencial y la combustibilidad pues pueden influir en aspectos como el almacenamiento del producto, transporte y aplicación.

El estudio de las características físicas mostró que las cenizas presentaban un elevado porcentaje de humedad y cierta cantidad de elementos gruesos, constituidos por escorias, restos de madera sin quemar y elementos metálicos que, en ocasiones dificultó su traslado y posterior aplicación en campo.

#### 4. Resultados

**Tabla 4.2.** Características generales de las cenizas aplicadas

	Cenizas de fitomasa	Características óptimas del fertilizante
Densidad aparente	500-600 Kg m <sup>3</sup>	Constante y superior a 850 Kg m <sup>3</sup>
Granulometría	65% entre gránulos de 2,5 a 4,0 mm	Estable, con un diámetro del 80% entre gránulos 2,5 a 4,0 mm
Dureza	Dureza media con cierta capacidad de formar polvo	Suficiente para evitar la formación de polvo
Humedad	55 %	
Tendencia al apelsonamiento	Media	

#### 4.1.2. DOSIS DE CENIZA APLICADA

Los posibles daños al medio ambiente derivados de la aplicación de cenizas pueden ser causados por la introducción de metales pesados a la cadena trófica y por el aporte excesivo de nutrientes a los suelos y a las aguas. También se pueden producir cambios en la actividad microbiana del suelo que afecte a la dinámica de la materia orgánica. Por ese motivo, además de los contenidos en metales pesados, es necesario tener en cuenta el lugar de aplicación y la dosis de ceniza aplicada, de tal manera que no se produzcan fenómenos de arrastre, dispersión o acumulación.

#### Criterios legales

Actualmente no existe una legislación específica que regule la aplicación de cenizas en sistemas agrícolas o forestales. La única disponible es el R.D. 1310/90 de 29 de octubre que regula la utilización de los lodos de depuración. Este decreto marca dos tipos de limitaciones, por una parte se hace referencia al tiempo que debe transcurrir entre la aplicación del residuo y el momento de la cosecha y, por otro, hace referencia al contenido de metales pesados tanto en el suelo como en el terreno.

Sin embargo, en España recientemente ha habido un intento de regulación de la aplicación de cenizas en sistemas agronómicos. Este decreto pretende establecer, en qué medidas pueden utilizarse las cenizas de biomasa de forma que se tengan en cuenta las consideraciones de protección del medio ambiente.

A continuación se muestran las cantidades máximas de cenizas que se pueden aplicar en función de:

- R.D. 1310/90 de utilización de lodos de depuración
- Instrucciones para el cálculo de la cantidad máxima de lodos de depuradora a aplicar por ha de SAU. (Xunta de Galicia, 2002).
- Proyecto de Decreto utilización de cenizas de biomasa a suelos agrícolas y forestales (no aprobado)

De todos ellos se establecerá la dosis máxima de ceniza a aplicar en función del más restrictivo.

### ***Cantidad máxima por contenido en metales pesados***

El R.D. 1310/90 establece los valores límite para las cantidades de metales pesados que se podrán aplicar a los suelos, lo que permite determinar la dosis máxima de cenizas en función de la cantidad mínima de todos ellos.

En este caso en concreto, la cantidad máxima de ceniza la regula el cobre (tabla 4.3), pudiendo aplicar 36 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>.

**Tabla 4.3.** *Mg de ceniza ha año que se pueden aplicar en función del R.D. 1310/1990*

	Cantidad máxima de cada elemento R.D. 1310/1990	Cantidad máxima de ceniza a aplicar en función cada M.P.
	kg ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup>	Mg ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup>
Cd	0,15	231
Cr	3,00	124
Cu	12,00	<b>36</b>
Hg	0,10	56
Pb	15,00	200
Ni	3,00	82
Zn	30,00	140

Por otra parte, el proyecto de decreto, que no llegó a entrar en vigor, fijaba como elemento más restrictivo el cadmio y, en función de la concentración de este elemento establecía cómo dosis máxima a aplicar las expresadas en la tabla 4.4

**Tabla 4.4.** *Umbral para el Cd y cantidades máximas autorizadas de distribución de cenizas*

Contenido máximo de Cd (mg kg <sup>-1</sup> de materia seca)	Cantidad máxima de ceniza a aplicar (Mg ha <sup>-1</sup> 5 años <sup>-1</sup> )
15	0,2
8	0,4
0,5	5,0

Según este Proyecto de Decreto y, teniendo en cuenta, las concentraciones de Cd que presentan las cenizas (0,65 mg kg<sup>-1</sup>) aplicadas la cantidad máxima que se podría aportar sería 5 Mg de MS ha<sup>-1</sup> cada 5 años para un sistema de aplicación continua de ceniza durante toda la rotación.

### ***Cantidades máximas de N y P aportados***

En algunos residuos, como los lodos de depuradora, utilizar únicamente el criterio anterior para el cálculo de la cantidad aplicada puede dar lugar a aportes muy elevados de N y P, con el consiguiente riesgo de saturación del sistema y eutrofización de las aguas. Con el objeto de ajustar el aporte de estos elementos a la necesidad de los distintos cultivos, la Xunta de Galicia ha propuesto una serie de recomendaciones (Instrucciones para el cálculo de la cantidad máxima de lodos de depuradora a aplicar por ha de SAU. Xunta de Galicia, 2002)).

#### 4. Resultados

Según estas recomendaciones la concentración máxima que podríamos aplicar de cenizas en función de las necesidades de las plantaciones de *Pinus radiata* en N y P (según este proyecto de decreto) sería de 37,1 Mg ha<sup>-1</sup> y 21,8 Mg ha<sup>-1</sup> respectivamente. Para el P estos valores son inferiores a los que obtendríamos si tuviésemos en cuenta la tasa de extracción de una plantación de *Pinus radiata* con rotación 30-35 años propuesta por Balboa (2005)

Necesidad de <i>Pinus radiata</i> kg N ha <sup>-1</sup> (según Proyecto de Decreto)	Fn	Aportes kg N kg <sup>-1</sup>	CM <sub>N</sub> Mg ha <sup>-1</sup>
45 (Proyecto de Decreto)	1	0,0012	37,1
-- (Balboa, 2005)	1	0,0012	--

*Fn*=factor de corrección en función de tipo de digestión, al ser cenizas este factor es igual a 1, *Aportes*= cantidad de N que se aplica con el producto, *CM<sub>N</sub>* = cantidad máxima de producto en función del N

Necesidad de <i>Pinus radiata</i> kg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ha <sup>-1</sup>	Fp	Aportes kg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> kg <sup>-1</sup>	CM <sub>P</sub> kg ha <sup>-1</sup>
50 (Proyecto de Decreto)	2	0,005	21,8
60-70 (Balboa, 2005)	2	0,005	26,3-30,6

*Fp*=factor de corrección en función del contenido de P en el suelo, suelos pobres = 2, *Aportes*= cantidad de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> que se aplica con el producto, *CM<sub>P</sub>* = cantidad máxima de producto en función del P

#### Aportes de otros nutrientes

Tras el aporte de distintas dosis de ceniza realizado en estudios anteriores (Solla-Gullón, 2004 y Quiroga- Lago, 2005), en este trabajo se ha seguido el criterio de aportar una dosis de cenizas ajustada a la cantidad de elementos sustraídos por la explotación de *Pinus radiata*. En este sentido la dosis aplicada fue de 10 Mg de cenizas ha<sup>-1</sup> que corresponden con 4,5 Mg de ceniza seca ha<sup>-1</sup>. Con lo que se aportaron cantidades de P, K, Ca y Mg comparables a las extracciones que se realizan por el aprovechamiento de esta especie. Al mismo tiempo en las parcelas tipo I se cumple con las restricciones impuestas por el Cd

#### 4.1.3. ALMACENAMIENTO EN EL PARQUE DE FÁBRICA

Las cenizas de biomasa una vez que salen de la caldera de parrilla con fondo móvil pasan a un lecho húmedo. Posteriormente se almacenan en una zona llana (en la medida de lo posible asfaltada) con el fin de que vayan perdiendo el exceso de humedad. En época de lluvia es conveniente que se cubran con una lona para impedir se mojen.

Después de perder un buen porcentaje de humedad las cenizas se cargan en camiones bañera y se transportan hacia la zona en dónde se pretenden aplicar.



**Figura 4.1.** Manipulación de las cenizas en parque de fábrica. 1 y 2 tapado de las cenizas 3 y 4 carga de las cenizas en camiones bañera.

#### 4.1.4. ALMACENAMIENTO EN EL LUGAR DE APLICACIÓN

Las cenizas de biomasa no deben almacenarse de forma indefinida en montones en el campo, no obstante podrán almacenarse durante un corto período de tiempo en la zona en la que vayan a esparcirse (Xunta de Galicia, 2002).

Para seleccionar el terreno en donde se almacenarán las cenizas es importante tener en cuenta una serie de consideraciones (EPA, 2000):

- **Condiciones meteorológicas.** Las condiciones meteorológicas del lugar de aplicación debe tenerse en cuenta para determinar la probabilidad de posibles precipitaciones o fuertes vientos durante el período de almacenamiento y de aplicación de las cenizas en campo.
- **Topografía.** Los mapas topográficos son una buena herramienta para proteger de situaciones inconvenientes la gestión de residuos. Las zonas de almacenamiento y aplicación no deben ser ni zonas inundadas, ni zonas con una pendiente elevada. Las cenizas deben de localizarse en zonas bien niveladas y con un buen firme con el fin de evitar problemas de escorrentía y contaminación de acuíferos.
- **Suelo y geología.** Los sitios seleccionados para el almacenamiento del campo no deben localizarse terrenos excesivamente húmedos en donde regularmente la tasa de infiltración sea muy baja dando lugar a procesos de escorrentía tras una tormenta. Tampoco deben localizarse en suelos con conductibilidades hidráulicas sumamente altas (como las arenas gruesas) pues las proporciones de la

#### 4. Resultados

infiltración sería excesivas. Los requisitos reguladores y las normas de protecciones de calidad de agua con respecto a la profundidad de la capa freática y la profundidad a la que se encuentra la roca madre también deben ser considerados.

- **Zonas de amortiguación.** Las zonas de amortiguación son necesarias para proteger los recursos de agua y prevenir las molestias a las propiedades adyacentes. El lugar de almacenamiento debe cumplir con las consideraciones locales que consideran las distancias mínimas desde esta zona a los canales, casas, los pozos, etc.

- **Accesibilidad y tiempo de transporte.** A la hora de seleccionar el lugar potencial de almacenamiento es importante tener en cuenta que:

1. Las cenizas de biomasa son transportadas por camiones bañera que necesitan una zona de fácil acceso en dónde puedan descargar y maniobrar sin dificultad.



2. También hay que tener en cuenta que va a ser la zona de carga de la máquina esparcidora, con lo que, para tratar de reducir tiempos de desplazamiento de la abonadora y obtener un mayor rendimiento ha de estar, en la medida de lo posible, próxima a la zona de aplicación.

**Figura 4.2.** Ejemplo de una zona dónde no se debería de almacenar la ceniza.



- **Características del producto.** Otro aspecto a tener en cuenta en el almacenamiento son las propias características del producto. Una vez en el campo, si existe posibilidad de precipitaciones, también debe de ser cubierta con lona para evitar que se moje.

**Figura 4.3.** Almacenamiento de la ceniza de biomasa en una nave de depósito temporal

Otra posibilidad de almacenamiento de las cenizas serían las naves, ya que no presentan tantas limitaciones ambientales, pero no siempre es posible pues no se encuentran próximas al lugar de aplicación y se perdería mucho tiempo. Estas instalaciones deben presentar una capacidad conforme a las reglas relativas al almacenamiento del estiércol de los animales domésticos procedente de instalaciones de cría profesional de animales domésticos. En los locales de cada usuario no se deben de almacenar cantidades de cenizas superiores a las que éste pueda utilizar en el año siguiente (Xunta de Galicia, 2002).

#### 4.1.5. MECANIZACIÓN DE LA APLICACIÓN EN EL CAMPO

Otro aspecto a tener en cuenta en la gestión de las cenizas es su manipulación y aplicación en terrenos agrícolas y forestales. Cómo la aplicación de este material, por parte de los agricultores y selvicultores, no es muy habitual, es necesario analizar el comportamiento de diferentes equipos, dedicados a la aplicación de materiales como enmiendas y fertilizantes, en la distribución de cenizas.

El objetivo, por lo tanto, de este apartado será seleccionar un equipo que realice buenas distribuciones del producto a aplicar, a la dosis y distancia deseada. El análisis del comportamiento de las máquinas en la distribución se realiza analizando los coeficientes de variación de forma individual para cada anchura de trabajo, analizando el abono (granulometría, densidad, humedad...) y la dosis de distribución (Nogales y Matía, 2002).

#### Equipos de esparcido. Utilidades

Las máquinas distribuidoras testadas para evaluar su adecuación a la aplicación de cenizas fueron el remolque esparcidor de estiércol de ejes verticales, el remolque esparcidor de dos ejes con equipo de cuatro platos y la abonadora centrífuga de dos discos (figura 4.4).



**Figura 4.4.** Máquinas empleadas en los ensayos de mecanización: remolque esparcidor de estiércol de ejes verticales, remolque esparcidor de cuatro platos y abonadora centrífuga de dos discos.

#### ***Remolque esparcidor de estiércol y tractor de doble tracción CASE IH 7110 de 155 CV de potencia***

##### Características del remolque esparcidor de estiércol

Este remolque arrastrado Strautman VS 8 (de doble eje) y capacidad máxima de 12 m<sup>3</sup> se caracteriza porque es capaz de distribuir cualquier tipo de producto orgánico como el estiércol, en las condiciones más adversas.

Partes del remolque esparcidor:

- Chasis de tubo rectangular indeformable y paredes laterales de acero de 97 cm de altura
- Fondo móvil o extractor, dispone de 2 pares de cadenas de arrastre especiales y reforzadas de 14 mm calibradas y templadas con avance hidráulico, enlazadas con cintas extractoras
- Reductor hidráulico de avance proporcional para el arrastre de cadenas
- Compuerta de apertura hidráulica que regula el caudal de salida del material
- Conjunto de distribución formado por 4 molinetes verticales
- Valla para piedras

#### 4. Resultados

- Alzas forrajeras que incrementan la capacidad del equipo de distribución
- Capacidad máxima de carga 6000-12000 kg

##### Funcionamiento

Una vez cargada la tolva del remolque, las cadenas de arrastre del fondo móvil, (accionadas a partir de la toma de fuerza del tractor) desplazan el producto hacia la zona de distribución, de forma hidráulica se abre la compuerta y los molinetes, con un movimiento giratorio vertical, se encargan de esparcirlo sobre el terreno.

***Remolque esparcidor de dos ejes con equipo de cuatro platos arrastrado por tractor de doble tracción CASE IH 7220 de 180 CV y dos tomas de fuerza de 540 rpm y 1000 rpm.***

##### Características del remolque esparcidor

El remolque Santamaría RCT 100 P de doble eje y cuatro platos, es especial para el esparcido de compost y gallinaza.

##### Partes del remolque esparcidor

- Caja tipo bañera de capacidad máxima de 10000 L
- Fondo móvil formado por 2 pares de cadenas de arrastre especiales con avance hidráulico
- Reductor hidráulico de avance proporcional para el arrastre de cadenas
- Compuerta trasera de apertura hidráulica
- Equipo de platos especial para compost y gallinaza
- Capacidad máxima de carga 12000-15000 kg
- Dimensiones: 50 x 2,10 x 1,00

##### Funcionamiento

Una vez cargada la caja del remolque, las cintas transportadoras de cadenas, desplazan el producto hacia la zona de distribución, en donde se abre la compuerta de forma hidráulica y por gravedad cae sobre los discos esparcidores que giran en sentido contrario con la finalidad de distribuirlo homogéneamente

***Abonadora centrífuga de doble disco arrastrada por tractor de doble tracción CASE IH 2140 de 70 CV y TDF de 540 rpm.***

##### Características de la abonadora

La abonadora Jumil JM TT 5050 se trata de una abonadora arrastrada centrífuga de doble eje El accionamiento de los discos de distribución y de la cinta transportadora se realiza de forma

mecánica a través de la toma de fuerza del tractor. Está preparada para poder distribuir abono granulado o en polvo, arena, sal, cal, dolomitas, escorias y compost.

### Especificaciones técnicas

Capacidad de carga	3,4 m <sup>3</sup>
Capacidad máxima de carga	5000 kg
Anchura de la cinta transportadora	50 cm
Velocidad recomendada	8 Km h <sup>-1</sup>
Flujo	8000-15000 kg ha <sup>-1</sup>
Energía requerida	65 HP
Dimensiones	1,91x4,5x1,7 m

### Partes de la abonadora

- Tolva monocuerpo con paredes inclinadas que favorecen la caída del producto a distribuir
- Fondo móvil o cinta transportadora de acero de 50 cm de anchura que evita la formación de bóvedas en la carga por apelmazamiento del producto accionada a partir de la toma de fuerza del tractor
- Sistema de distribución, formado por discos colocados en un mismo plano con seis paletas de ángulos regulables conducidos por correa en V con ajuste a dos velocidades accionados a partir de la toma de fuerza del tractor y compuerta de ajuste manual en función de la dosis de descarga. Se trata de una compuerta de chapa que se puede abrir o cerrar adoptando varias posiciones
- Sistema de regulación de la velocidad de avance del fondo móvil (con seis velocidades)
- Protectores de los platos giratorios

### Funcionamiento

Sobre la tolva se va dejando caer ligeramente el producto. El fondo móvil transporta el producto hacia el sistema de distribución. Desde la compuerta de regulación cae el producto por gravedad sobre los discos esparcidores que giran en sentido contrario con la finalidad de repartirlo homogéneamente sobre el terreno. El movimiento de los discos es uniforme, pero la distancia de proyección dependerá del punto en el disco donde caiga la partícula fertilizante y de la masa de éste (a más masa, tomará más fuerza y caerá a mayor distancia) además también dependerá del disco y de la altura a la que se encuentren los discos.



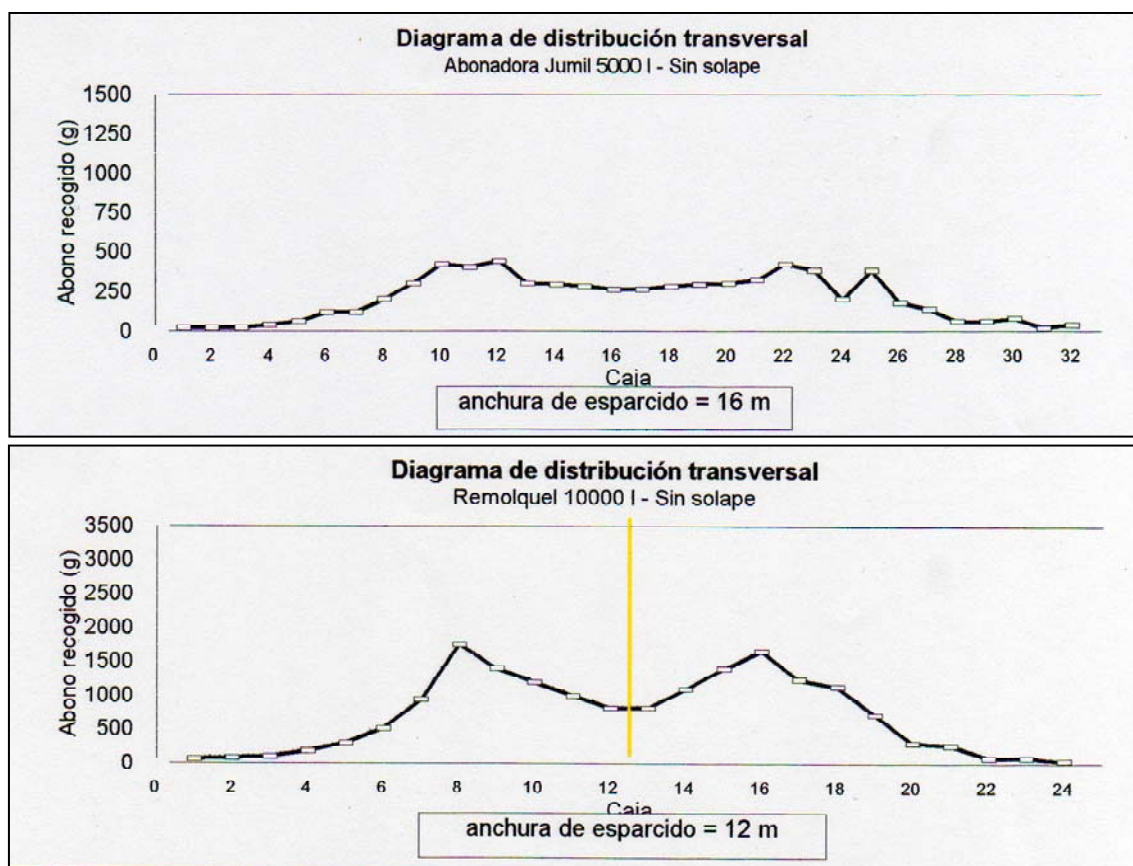
**Figura 4.5.** *Discos esparcidores con seis paletas de ángulos regulables*

#### 4. Resultados

Sobre estos tres equipos se realizó una evaluación de la aplicación de cenizas, estudiando la distribución transversal y los rendimientos en el esparcido.

#### Ensayo de distribución transversal de las cenizas

Los resultados de este ensayo mostraron que, tras pasar cada uno de los equipos por la línea de cajas recolectoras de ceniza, el **remolque esparcidor de estiércol** no distribuía las cenizas de forma apropiada, las dejaba caer por gravedad abarcando un ancho de trabajo igual al de la máquina (figura 4.5), por lo que ya no fue necesario pesar el contenido de las cajas ni hacer el diagrama de distribución. Se descartó claramente por inapropiado.



**Figura 4.6.** Diagramas de distribución transversal sin solape para la abonadora centrífuga de 2 discos y el remolque esparcidor de 4 discos. La anchura de esparcido se refiere a la distancia máxima alcanzada a cada lado de la máquina estudiada

Para las dos máquinas de proyección restantes se recogió y se pesó el contenido de cada una de las cajas recolectoras con el fin de realizar los diagramas de distribución transversal de las cenizas con solape y sin solape. Los diagramas de distribución reflejaron que la **abonadora centrífuga de dos discos** fue la que alcanzó mayor anchura de esparcido sin solape, llegando a los 16 m a cada lado, aunque la mayoría de las cenizas se depositaron en los 10 m centrales asemejándose bastante la forma del diagrama a una distribución transversal típica. Para el **remolque esparcidor de cuatro discos** la anchura de esparcido sin solape fue de 12 m a cada lado, aunque la mayoría de las cenizas se depositan en lo 8 m centrales, en este caso la forma del diagrama se aparta más de las típicas distribuciones de

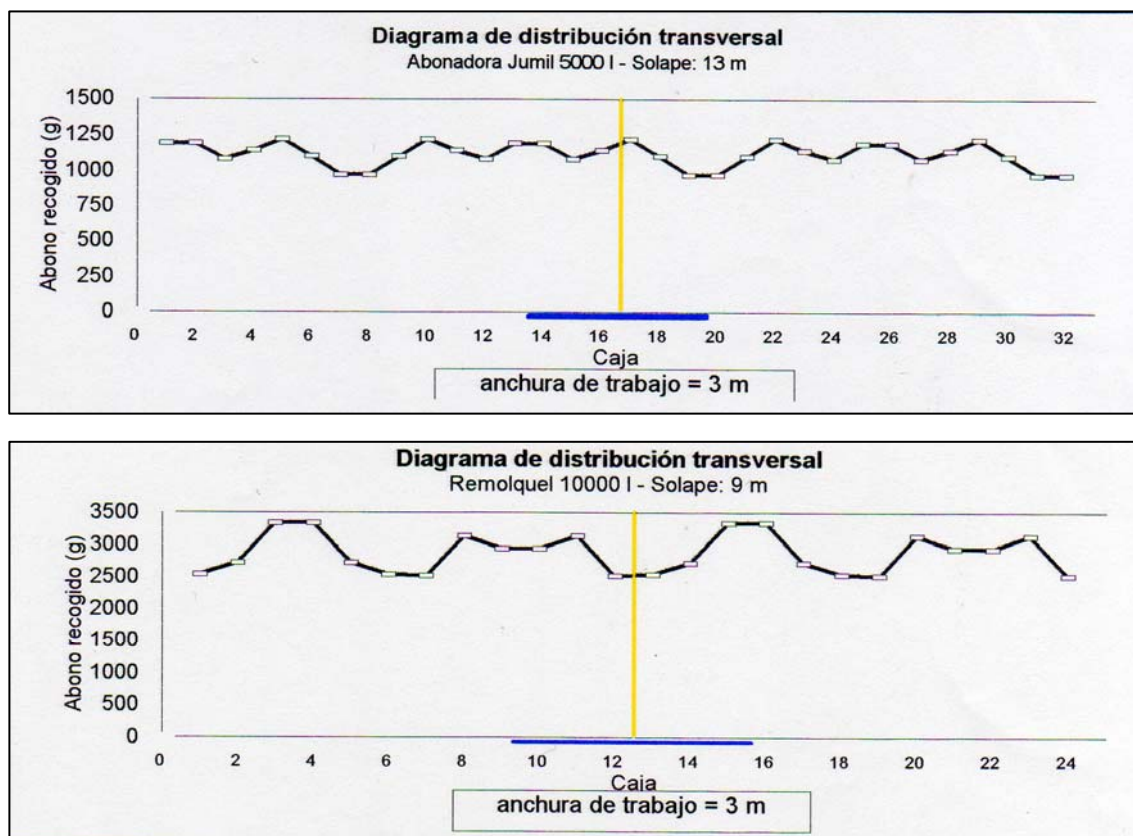
las abonadoras centrífugas observándose una disminución del producto depositado en la zona central de anchura de esparcido (figura 4.6).

Suponiendo una anchura de trabajo de 3 m (distancia entre líneas de plantación) con el empleo de la abonadora centrífuga se produjo un solape entre las aplicaciones dando lugar a la distribución del producto bastante homogénea (CV = 7,9%). Para otras anchuras de trabajo (6, 9 y 12m) los coeficientes de variación aumentaron (29,3; 24,0 y 35,8% respectivamente). Sin embargo, el remolque 10.000 L esparcidor presentó una menor uniformidad en las distribuciones con coeficientes de variación mayores.

Las anchuras de trabajo están condicionadas por el marco de la plantación, de ahí que sólo se trabaje con valores múltiplos de 3m.

Estos coeficientes de variación podrían mejorarse reduciendo las partículas de gran tamaño en las cenizas. Por otro lado, los posibles obstáculos que se interpongan en la anchura de esparcido de la máquina (p.e. matorral) provocarán previsiblemente un aumento de los coeficientes de variación y, por lo tanto, distribuciones menos homogéneas

Los resultados de este ensayo concluyeron que el empleo de la abonadora centrífuga ofrece la mejor distribución transversal de la ceniza. Para mantener CV más bajos sería necesario eliminar las partículas de gran tamaño presentes en las cenizas y por otra parte también sería necesario determinar la influencia de obstáculos presentes en las plantaciones sobre la distribución transversal.



**Figura 4.7.** Diagramas de distribución transversal con solape para la abonadora centrífuga de 2 discos y el remolque esparcidor de 4 discos. Anchura de trabajo 3 m

## Ensayo de regulación del caudal

Con este ensayo se pretende que la máquina distribuya la dosis exacta de cenizas de 10 Mg ha<sup>-1</sup>. El ajuste de las máquinas de proyección depende del tipo de abonadora de dos discos utilizada. Por una parte existen las que el caudal se regula en función de la apertura de la compuerta y de la velocidad de trabajo, estas son más antiguas pero permiten aplicar dosis de hasta 20 Mg ha<sup>-1</sup>. Y por otra se encuentran aquellas en que la dosis a aplicar es independiente de la velocidad de trabajo. Estas últimas son muy prácticas pues, cuando el terreno lo permite, fertilizan rápidamente grandes extensiones en un corto período de tiempo, aunque tienen el inconveniente de que la cantidad máxima que aplican no superan los 1,2 Mg ha<sup>-1</sup>, con lo que sería necesario realizar varias pasadas sobre el terreno o realizar algunas modificaciones en la máquina para alcanzar dosis mayores, como la deseada en este caso concreto.

La abonadora utilizada era un modelo antiguo y por lo tanto la calibración se realizó por medio de la apertura manual de la compuerta (figura 4.8) y fijando la velocidad de avance del tractor.



Para realizar el ajuste, se definieron primeramente una serie de parámetros:

- Anchura útil de 3 m puesto que el avance del tractor se realizó a lo largo de las calles de plantación.
- Velocidad de avance del tractor se fijó en 3,6 km h<sup>-1</sup> a un régimen del motor de 1800 r.p.m. y una velocidad de giro de la toma de fuerza de 540 r.p.m. comprobadas con tacómetro.

Dosis de ceniza aplicada en húmedo 10 Mg ha<sup>-1</sup> en función de los criterios definidos anteriormente.

**Figura 4.8.** Apertura de la compuerta para regular el caudal.

En función de estos parámetros, y según se comentó en material y métodos, se procede a calcular el caudal necesario para lograr la dosis. La cantidad de ceniza lanzada en 15 s sobre el receptor para aportar 10 Mg ha<sup>-1</sup> tenía que ser de 45 kg lo que supuso un caudal de abonado de 180 kg min<sup>-1</sup>

$$Dosis = \frac{Q}{Ce} = \frac{240 \times P}{0,1 \times Au \times Vr}$$

donde *Dosis* es la cantidad de ceniza en kg ha<sup>-1</sup>, *Q* es el caudal en kg h<sup>-1</sup>, *Ce* es la capacidad efectiva que a su vez es igual al producto de 0,1 (factor de corrección), de *Au* o anchura útil en m y de *Vr* ó velocidad real de la máquina en km h<sup>-1</sup>.

$$Q = \frac{P}{15s} \times \frac{3600s}{h} = 240 \times P$$

donde  $Q$  es el caudal en  $kg\ h^{-1}$  y  $P$  es el peso en  $kg$  recogido en el saco en 15 segundos

$$P = \frac{Dosis \times 0,1 \times Au \times Vr}{240} = \frac{10000 \times 0,1 \times 3,6 \times 1}{240} = 45\ kg$$

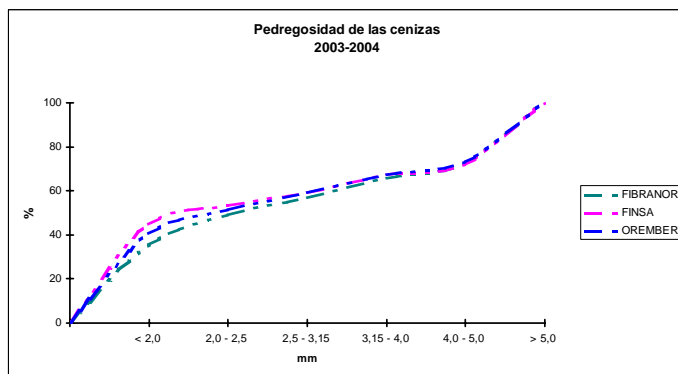
Si se hace una correcta calibración de la máquina, se realizará una distribución homogénea del producto.

**Figura 4.9.** Recogida del material que esparce la abonadora durante 15 segundos



### Ensayo del tamizado de las cenizas

Uno de los inconvenientes observados en los análisis previos a la aplicación de este producto, fue la elevada pedregosidad de las cenizas de las tres factorías empleadas (FINSA-Santiago, Fibranor y Orember). A la vista de la figura 4.10 el 65 % de las cenizas se encontraba entre gránulos de 2,5 a 4,0 mm y más del 20% del peso tenía tamaños superiores a 4 mm.



**Figura 4.10.** Distribución de los elementos gruesos de las cenizas de Finsa-Santiago, Fibranor y Orember.

Por lo tanto, con el fin de homogeneizar el producto, eliminando los materiales gruesos que contienen las cenizas, sobre la tolva de la abonadora se colocó una criba de 3 cm de luz accionada de



forma hidráulica por la toma de fuerza del tractor, de tal manera que el movimiento vibratorio evitaba el apilamiento de las cenizas sobre la misma después de ser descargadas por la pala. Con este proceso se eliminan las partículas más gruesas

**Figura 4.11.** Cribado de las cenizas sobre la abonadora de dos discos

## 4. Resultados

### 4.1.6. TRANSPORTE DE LA MAQUINARIA AL MONTE

El transporte de la abonadora centrífuga de dos discos y de la pala cargadora se realizó por medio de camiones góndola (figura 4.12). A la hora de descargar la maquinaria se seleccionaron zonas de descarga de fácil acceso, con buen firme, y, cuando fue posible, próxima a las parcelas de experimentación.

### 4.1.7. LOCALIZACIÓN DE LAS PARCELAS DE ENSAYO

#### Aspectos legales

Como ya se citaba en el apartado de material y métodos fue necesario, antes de seleccionar los lugares de estudio, realizar unos análisis totales de caracterización del suelo de cada una de las zonas, con el fin de que saber si era posible la distribución de cenizas desde el punto de vista legal. Puesto que tanto el R. D. 1310/1990 de utilización de lodos de depuración como el Proyecto de Decreto de Utilización de Cenizas de biomasa establecen los contenidos máximos en metales pesados que puede tener un suelo para que estos dos residuos puedan ser aplicados.



Los resultados de estos análisis químicos mostraron que la concentración de cada uno de los metales pesados en el suelo de las zonas de estudio no sobrepasaron los límites establecidos por la legislación (tabla 4.4).

**Figura 4.12.** Transporte de la maquinaria al monte.

**Tabla 4.4.** Concentraciones medias de los metales pesados totales de cada uno de los suelos de las zonas de estudio, en  $\text{mg kg}^{-1}$  de suelo seco.

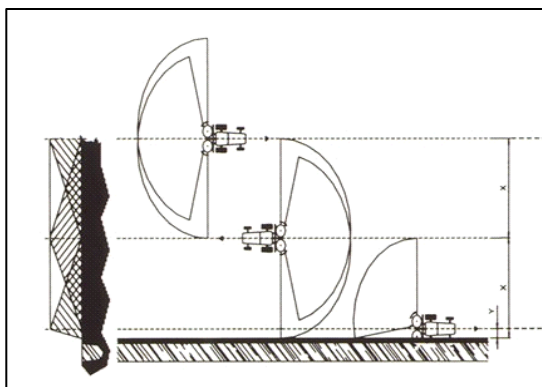
	Parga-1	Parga-2	Frades	Pino-1	Pino-2	As Cruces
Cd	0,29	0,33	0,35	0,09	0,18	0,24
Hg	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50
Pb	15,35	13,20	10,57	15,94	26,82	10,20
Ni	8,02	8,10	13,49	3,51	5,57	379,29
Cr	24,09	19,64	25,77	11,57	14,53	907,09
Zn	15,60	13,23	41,71	5,88	11,87	43,58
Cu	5,18	5,24	16,64	8,42	9,38	11,26

## Aspectos geomorfológicos y características del suelo

Teniendo en cuenta este aspecto, para la aplicación de las cenizas se eligieron 6 montes de *Pinus radiata* los cuales sumaron una superficie total de 100 ha. Las plantaciones tenían edades comprendidas entre los 5 y los 30 años y se encontraban sobre materiales geológicos distintos (tres montes de arcillitas, dos de migmatitas y uno de serpentinitas). Las pendientes del terreno siempre fueron inferiores al 10 % para evitar arrastres por escorrentía, con buena accesibilidad y lejanos a cursos de agua.

### 4.1.8. METODOLOGÍA

Para la distribución de la ceniza en las parcelas de experimentación la abonadora centrífuga se desplazó hasta la zona de carga para proceder a su llenado. Para este proceso, se colocó en un terreno horizontal, enganchada al tractor y perfectamente frenada. Posteriormente la pala depositó sobre el tamiz de la tolva de la abonadora la ceniza con el fin de eliminar los elementos gruesos.



Es importante resaltar que mientras dura el proceso de llenado no debe haber nadie en la tolva, ni en los alrededores de la máquina, sobre todo en este caso en donde el trabajo de carga se realizó con una pala.

**Figura 4.13.** *Distribución de las cenizas en una plantación forestal*

Una vez cargada la abonadora, y sin sobrepasarse de la carga máxima autorizada, se desplazó hacia las fincas, allí el tractor se situó al comienzo de la línea de plantación, conectó la toma de fuerza y aceleró hasta alcanzar las revoluciones requeridas, para comenzar a esparcir desplazándose en línea recta a lo largo de la calle. Posteriormente el tractor dio la vuelta y se desplazó por la siguiente calle, repitiendo este proceso hasta que fertilizó toda la superficie deseada. Es importante que en los giros, el equipo de distribución no dañe los árboles en pie, para evitar posteriores lesiones de los mismos por el ataque de hongos e insectos.

### 4.1.9. ÉPOCA DE APLICACIÓN

Tras los resultados obtenidos en otros ensayos de fertilización, los aportes de ceniza se realizaron entre febrero y marzo de 2003, 2004 y 2005. Se eligió este momento por evitar el período de mayor precipitación de invierno y por aprovechar la época de mayor crecimiento vegetativo de las plantas.

## 4. Resultados

### 4.1.10. RECOGIDA DE LAS MUESTRAS DE CENIZAS

Los análisis previos realizados a las cenizas de las tres factorías mostraron riqueza en nutrientes como el K, Ca y Mg y bajas concentraciones en metales pesados (cómo se recoge en los análisis de las cenizas de material y métodos), por lo que la ceniza de los camiones fue utilizada directamente, pero de cada una de ellos se tomó una muestra representativa para su posterior análisis en el laboratorio.



**Figura 4.14.** *Aspecto de las cenizas recogidas de uno de los camiones*

### 4.1.11. RENDIMIENTOS

Después de todos los ensayos y de haber seleccionado la abonadora centrífuga de dos discos cómo la más adecuada para la aplicación de este producto en el campo, se determinó el rendimiento de la aplicación. Para ello fue necesario tener en cuenta una serie de consideraciones:

1. Densidad aparente de la ceniza: La densidad de la ceniza tamizada (3 cm) depende de su procedencia, las cenizas de la factoría Finsa-Santiago presentaron una densidad mayor que por ejemplo las de Fibranor-Rábade. Esto pudo ser debido a que a la proporción entre la corteza y el polvo de lijado que en la primera fue mayor. Por término medio la densidad aparente de las cenizas fue de  $570,6 \text{ kg m}^3$  (484,7-656,5).
2. El volumen de la tolva de la abonadora. El volumen de la abonadora utilizada fue de 5000 L y la capacidad real de carga por ciclo de trabajo fue de aproximadamente 2800 kg (ya que influyen factores como la humedad, el origen de las cenizas, etc.)
3. La distancia desde el lugar de almacenamiento y las parcelas.
4. El estado de las parcelas. Para obtener los mayores rendimientos de esparcido, en la medida de lo posible, el suelo de las calles, por donde pasará el tractor, debe presentar un buen firme (sin encharcamiento, sin pedregosidad, sin afloramientos rocosos y sin obstáculos como tocones o restos de corta), las parcelas han de estar desbrozadas y los árboles podados.

### Definición de los tiempos de trabajo

Para la elaboración de un estudio de tiempos y rendimientos de las operaciones de fertilización es necesario tener en cuenta no sólo el tiempo de trabajo u operativo (TT), sino también el tiempo no operativo (TNO).

El tiempo de trabajo (TT) es la parte del tiempo total que está directa o indirectamente implicado en la consecución de una tarea específica, este incluye:

- Tiempo de trabajo productivo o directo (TTP). Tiempo empleado en contribuir directamente a la consecución específica del ciclo de trabajo.
  - Tiempo de trabajo principal (TTPrinc)
  - Tiempo de trabajo complementario (TTComp)

- Tiempo de trabajo indirecto (TTI). Parte del trabajo (TT) que no se emplea en tareas del ciclo de trabajo pero que se desarrolla como apoyo necesario a la misma, entre otros se encuentran; el tiempo de preparación, el tiempo de traslado, el tiempo de planificación, el tiempo de preparación operacional, el tiempo de cambio de posición y los tiempos de servicio

El tiempo no operativo (TNO) está constituido por el tiempo de demora relacionada con el trabajo, el tiempo de comida y tiempo de interrupción

La terminología utilizada fue la propuesta la IUFRO (WP 3.04.02) (Bjöherden *et al.*, 1995)

## Análisis de tiempos

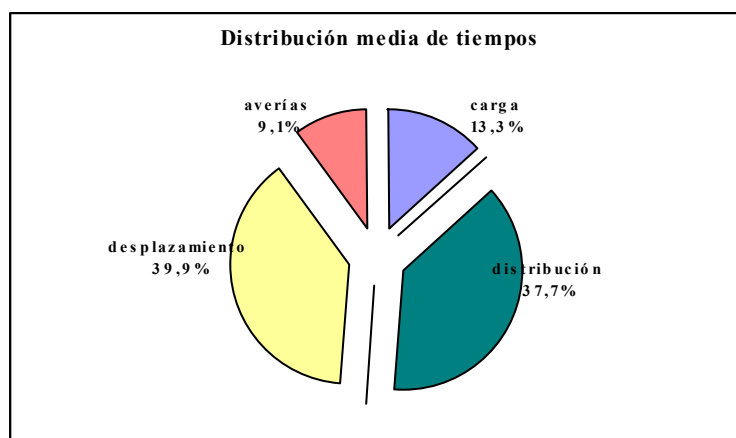
A continuación se muestra una tabla resumen con los tiempos medios de cada una de las operaciones, el tiempo de trabajo indirecto (TTI) y el tiempo no operativo fueron considerados en conjunto, es decir no se desglosaron en los distintos componentes de los mismos.

En todas estas operaciones un factor a tener en cuenta es la experiencia de los operarios, de tal manera que, por ejemplo, al iniciar el ensayo el tiempo de descarga era de 25 min pero a medida que se iba realizando la fertilización este tiempo disminuía hasta llegar a tiempos de 10 min.

**Tabla 4.5.** *Tiempos de trabajo por ciclo.*

Tiempo total = Tiempo de trabajo (TT)+Tiempo no operativo (TNO)	43,6 min ciclo <sup>-1</sup>
* Tiempo de trabajo u operativo (TT)	33,7 min ciclo <sup>-1</sup>
** Tiempo de trabajo productivo o directo (TTP)	29,9 min ciclo <sup>-1</sup>
*** Tiempo de trabajo principal o distribución (TTPric)	12,9 (1,5) min ciclo <sup>-1</sup>
*** Tiempo de trabajo complementario	Carga 5,0 (0,4) min ciclo <sup>-1</sup>
(TTComp)	Desplazamiento 12,0(2,8) min ciclo <sup>-1</sup>
** Tiempo de trabajo indirecto (TTI)	3,8 (0,6) min ciclo <sup>-1</sup>
* Tiempo no operativo (TNO)	9,9 min ciclo <sup>-1</sup>

Como se observa en la figura 4.15 el tiempo de principal o distribución y el tiempo de trabajo complementario (desplazamiento) suponen casi la totalidad del tiempo de trabajo u operativo.



El porcentaje de averías o imprevistos dependen fundamentalmente del buen estado de las parcelas en dónde se pretende aplicar, por ejemplo en las parcelas desbrozadas, con buen firme y podadas el porcentaje de averías disminuyó hasta valores inferiores a un 2%.

**Figura 4.15.** *Distribución de los tiempos de esparcido*

#### 4. Resultados

Teniendo esto en cuenta, el número de abonadoras o ciclos diarios medios fue de 11 (12,0-10,0), aunque en condiciones óptimas se llegó a los 14 ciclos. El rendimiento medio de la aplicación de cenizas (teniendo en cuenta sólo el tiempo de trabajo) fue de 5,0 Mg h<sup>-1</sup>.

En el rendimiento de la aplicación influye sobre todo las características del producto a aplicar (como la densidad aparente de las cenizas, la humedad y la presencia de elementos gruesos), la distancia desde el lugar de almacenamiento a las parcelas y las posibles averías. De tal manera que con desplazamientos cortos, densidad de ceniza elevada y sin averías se pueden llegar a alcanzar rendimientos de hasta 6,3 Mg h<sup>-1</sup>.

#### 4.1.12. COSTES DE LA APLICACIÓN

Para el cálculo de los costes de aplicación fueron considerados los costes de transporte de la ceniza por carretera, los de traslado de la maquinaria y los de aplicación.

#### Costes de transporte de la ceniza

Para el cálculo de los costes de transporte se consideró como distancia media entre las plantaciones y las factorías 25-50 km. El transporte de las cenizas al lugar de aplicación se realizó por medio de vehículos articulados de carga general y vehículos de 3 ejes. Las características de cada uno de ellos se muestran a continuación.

#### *Vehículos articulados de carga general (420 CV, MMA=40000 kg y Carga útil=25000 kg)*

Por término medio la cantidad de cenizas transportada en cada viaje fue de 20000 kg. Los costes directos en vacío y cargado fueron recogidos del observatorio de costes del transporte de mercancías por carretera (Ministerio de fomento).

Costes Directos en vacío (octubre 2006)	0,869 €km <sup>-1</sup>
Costes Directos cargado(octubre 2006)	1,023 €km <sup>-1</sup>
Distancia máx recorrida	50 km
Coste máximo de transporte de cenizas	98,80 €viaje <sup>-1</sup>
Coste por cantidad de ceniza transportada	4,94 €Mg <sup>-1</sup>

El coste por superficie aplicada teniendo en cuenta que la dosis de ceniza es de 10 Mg ha<sup>-1</sup> fue de **49,40 € ha<sup>-1</sup>**

#### *Vehículos de 3 ejes de carga general (325 CV, MMA=26000 kg y Carga útil=16000 kg)*

Por término medio la cantidad de cenizas transportadas en cada viaje fue de 13000 kg

Costes Directos en vacío (octubre 2006)	0,838 €km <sup>-1</sup>
Costes Directos cargado(octubre 2006)	0,985 €km <sup>-1</sup>

Distancia máx recorrida	25 km
Coste máximo de transporte de cenizas	45,57 €/viaje <sup>-1</sup>
Coste por cantidad de ceniza transportada	3,5 €/Mg <sup>-1</sup>

El coste por superficie aplicada teniendo en cuenta que la dosis de ceniza es de 10 Mg ha<sup>-1</sup> fue de **35,06 € ha<sup>-1</sup>**

### Costes de transporte de la maquinaria

#### *Tren de carretera (385 CV, PMA=40000 kg y Carga útil=23000 kg)*

El desplazamiento de la abonadora centrífuga y la pala se realizaron por medio de camión góndola o tren de carretera (figura 4.12). Las distancias entre plantaciones por término medio fue de 25 km

Costes Directos en vacío (octubre 2006)	0,869 €/km <sup>-1</sup>
Costes Directos cargado(octubre 2006)	1,023 €/km <sup>-1</sup>
Distancia máx recorrida (entre plantaciones)	25 km
Coste máximo de transporte de cenizas	47,30 €/viaje <sup>-1</sup>

El coste por superficie aplicada teniendo en cuenta que son seis plantaciones y la dosis de ceniza es de 10 Mg ha<sup>-1</sup> fue de **2,84 € ha<sup>-1</sup>**

### Costes de aplicación

#### *Abonadora centrífuga de doble disco arrastrada por tractor de doble tracción CASE IH 2140 de 70 CV y TDF de 540 rpm.*

El coste de aplicación es la suma del coste de la abonadora centrífuga y de la pala cargadora. En ambos casos, están incluidos los costes de los operarios y el desplazamiento de los mismos al lugar de aplicación.

Coste de la abonadora centrífuga de dos discos*	50,00 €/h <sup>-1</sup>
Coste de la pala cargadora*	30,00 €/h <sup>-1</sup>
Rendimiento medio de la aplicación de cenizas	5,0 Mg h <sup>-1</sup> .

\*Colegio Oficial de Ingenieros de Montes.

El coste por superficie aplicada teniendo en cuenta que la dosis de ceniza es de 10 Mg ha<sup>-1</sup> fue de **160,00 € ha<sup>-1</sup>**

#### 4. Resultados

##### **Coste total**

El coste de todo el proceso depende del tipo de vehículo utilizado para transporte de las cenizas, de la distancia desde la factoría al lugar de aplicación, de la distancia entre las plantaciones y del rendimiento de la aplicación.

$$\text{Coste total} = (49,40+2,84+160,00) \text{ €ha}^{-1}=212,24 \text{ €ha}^{-1}=21,22 \text{ €Mg}^{-1}$$

$$\text{Coste total} = (35,06+2,84+160,00) \text{ €ha}^{-1}=197,90 \text{ €ha}^{-1}=19,79 \text{ €Mg}^{-1}$$

A la vista de los resultados se puede concluir que en el coste total de gestión de las cenizas, el coste de aplicación es el más importante representando el 73-85 %.

## 4.2. SEGUIMIENTO AMBIENTAL Y DE LA PRODUCCIÓN VEGETAL

En el presente capítulo se muestran los resultados del seguimiento ambiental y de la producción de todas las experiencias realizadas sobre las parcelas tipo I y las parcelas tipo II. Recordemos que ambos tipos de parcelas se siguió un diseño experimental con bloques al azar.

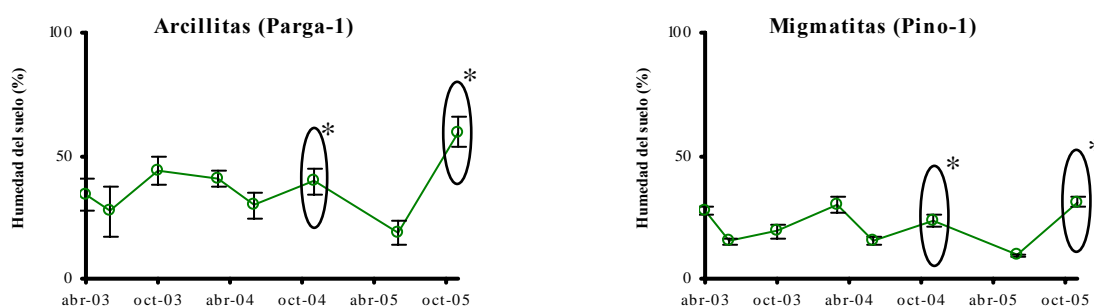
Los resultados que se muestran a continuación se organizan en los siguientes subapartados:

1. Estudio de las propiedades químicas y biológicas del suelo
  - 1.a Propiedades químicas de la fracción sólida y líquida del suelo: pH, concentración de N inorgánico, macroelementos y metales pesados
  - 1.b Propiedades biológicas: materia orgánica y respiración, N mineralizable aeróbico y anaeróbico
2. Efecto sobre el estado nutricional de la vegetación arbórea
3. Respuesta de crecimiento y producción arbórea a los tratamientos
4. Estudio del sotobosque y micromicetos
  - 4.a Análisis de los distintos tratamientos sobre el sotobosque a través de inventarios florísticos, la producción y análisis químico de la vegetación
  - 4.b Efecto sobre los micromicetos, analizando la variabilidad específica de cada una de las parcelas de ensayo, producción y análisis químico de las setas.

### 4.2.1. ESTUDIO DE LAS PROPIEDADES QUÍMICAS DEL SUELO

#### Humedad del suelo

En la figura 4.16 se presenta la evolución del contenido de humedad a lo largo del período de ensayo para las dos parcelas tipo II. Como se observa, los porcentajes de humedad fueron mayores en los suelos sobre arcillitas que en los suelos sobre migmatitas.



**Figura 4.16.** Evolución del contenido en humedad del suelo para las parcelas de arcillitas (Parga-1) y migmatitas (Pino-1). \* Fecha en la que fueron analizadas las propiedades biológicas del suelo.

#### 4. Resultados

### Estudio de las propiedades químicas del suelo.

En este apartado se proporcionan los resultados de la fracción líquida y sólida del suelo a dos profundidades (0-20 y 20-40 cm) de las parcelas tipo I y tipo II. El estudio se ha basado en la toma y análisis de muestras cada 3 meses durante tres años. Las diferencias significativas entre tratamientos se representan en las mismas figuras.

#### *pH del extracto de saturación y del suelo*

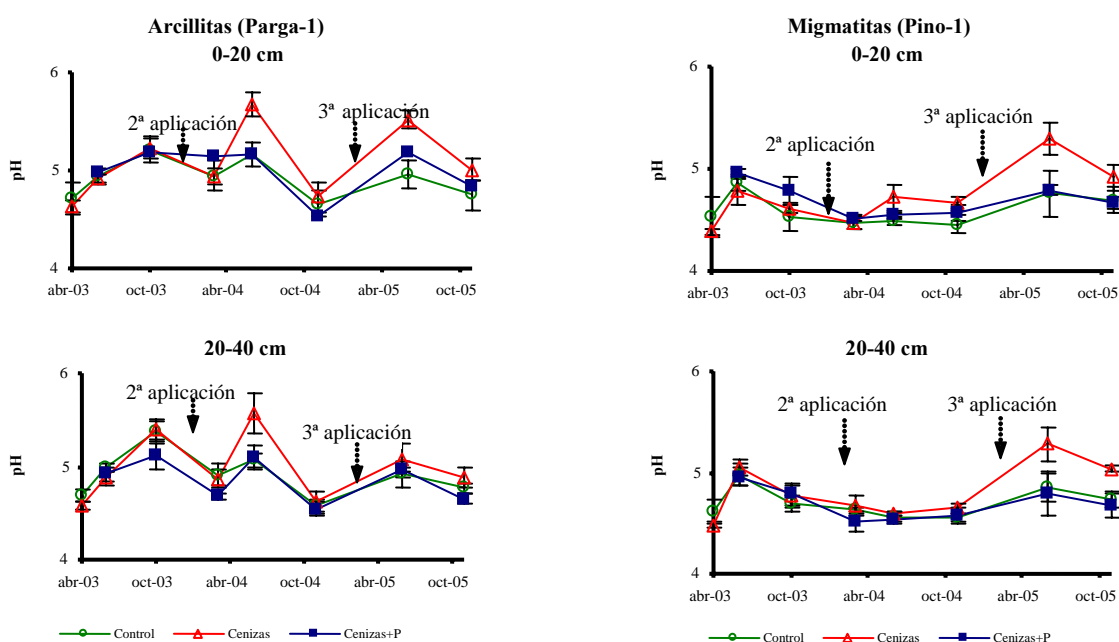
##### a. pH del extracto de saturación

El pH del extracto de saturación presentó valores comprendidos entre 4,5 y 7,0. Las parcelas que presentaron mayores valores fueron las parcelas sobre serpentinitas, con rangos entre 6 y 7, mientras que los menores se encontraron en el pinar adulto sobre arcillitas de Frades (4,5-5,0).

Tras el primer aporte cenizas, en la disolución del suelo de las parcelas tipo I (figura 4.18, parcelas en las que sólo se aplicaron cenizas en febrero de 2003), apenas existieron diferencias entre tratamientos, incluso se observó una ligera acidificación en las parcelas sobre serpentinitas (As Cruces) y arcillitas (Parga 2 y Frades).

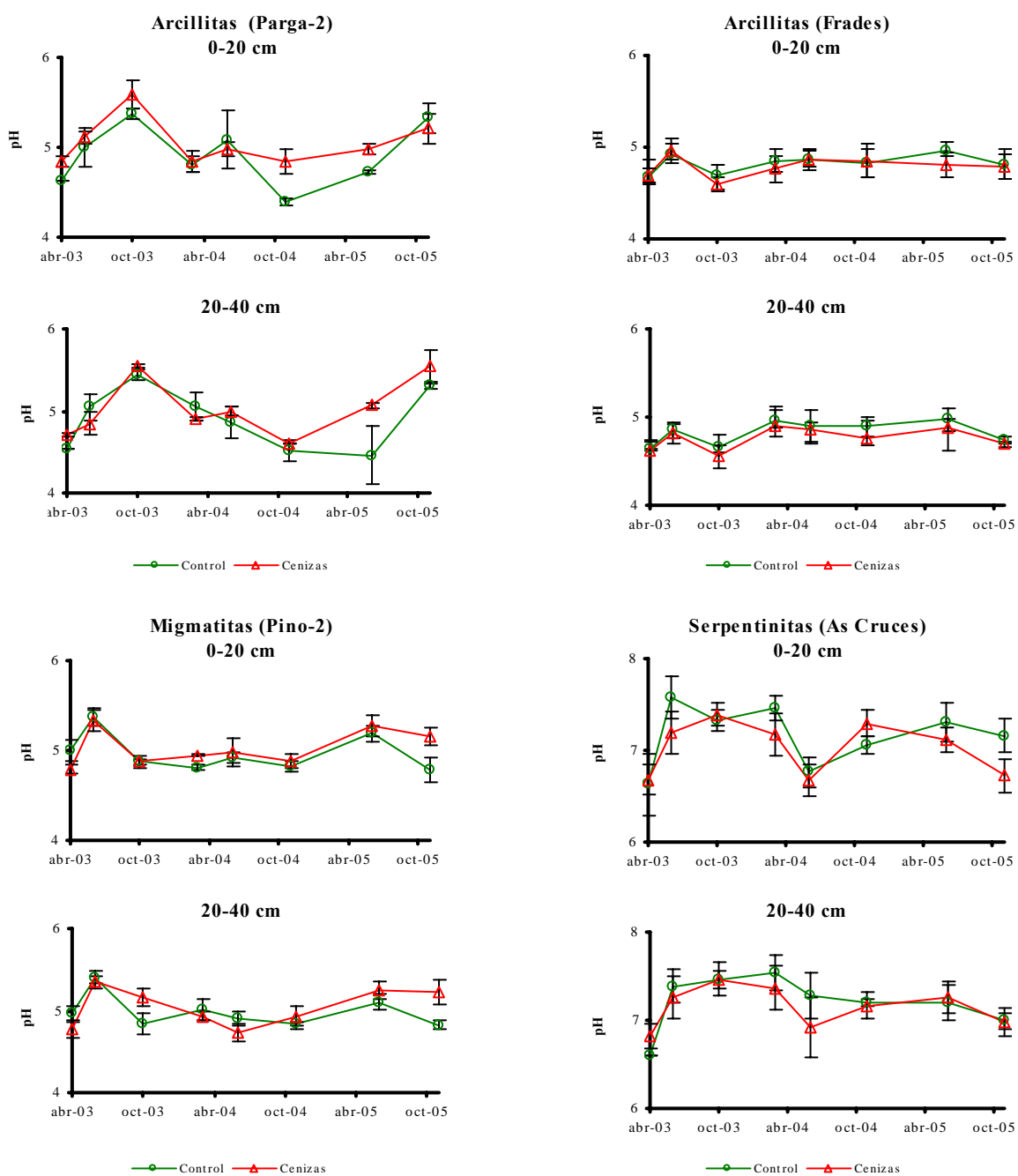
En las parcelas tipo II (figura 4.17) los aumentos de pH sólo se manifestaron después de los posteriores aportes de ceniza; a partir de la segunda aplicación en las parcelas sobre arcillitas (Parga-1) y de la tercera en las parcelas sobre migmatitas (Pino-1).

#### Parcelas Tipo II



**Figura 4.17.** Evolución del pH del extracto de saturación para los distintos tratamientos y a distintas profundidades a lo largo del período de ensayo en las parcelas de arcillitas (Parga-1) y migmatitas (Pino-1); **Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza  $ha^{-1}$  en febrero de 2003, 2004 y 2005 y **Cenizas+P** = aporte de 10 Mg de ceniza  $ha^{-1}$  y 0,1 Mg  $ha^{-1}$  de  $P_2O_5$ .

## Parcelas Tipo I

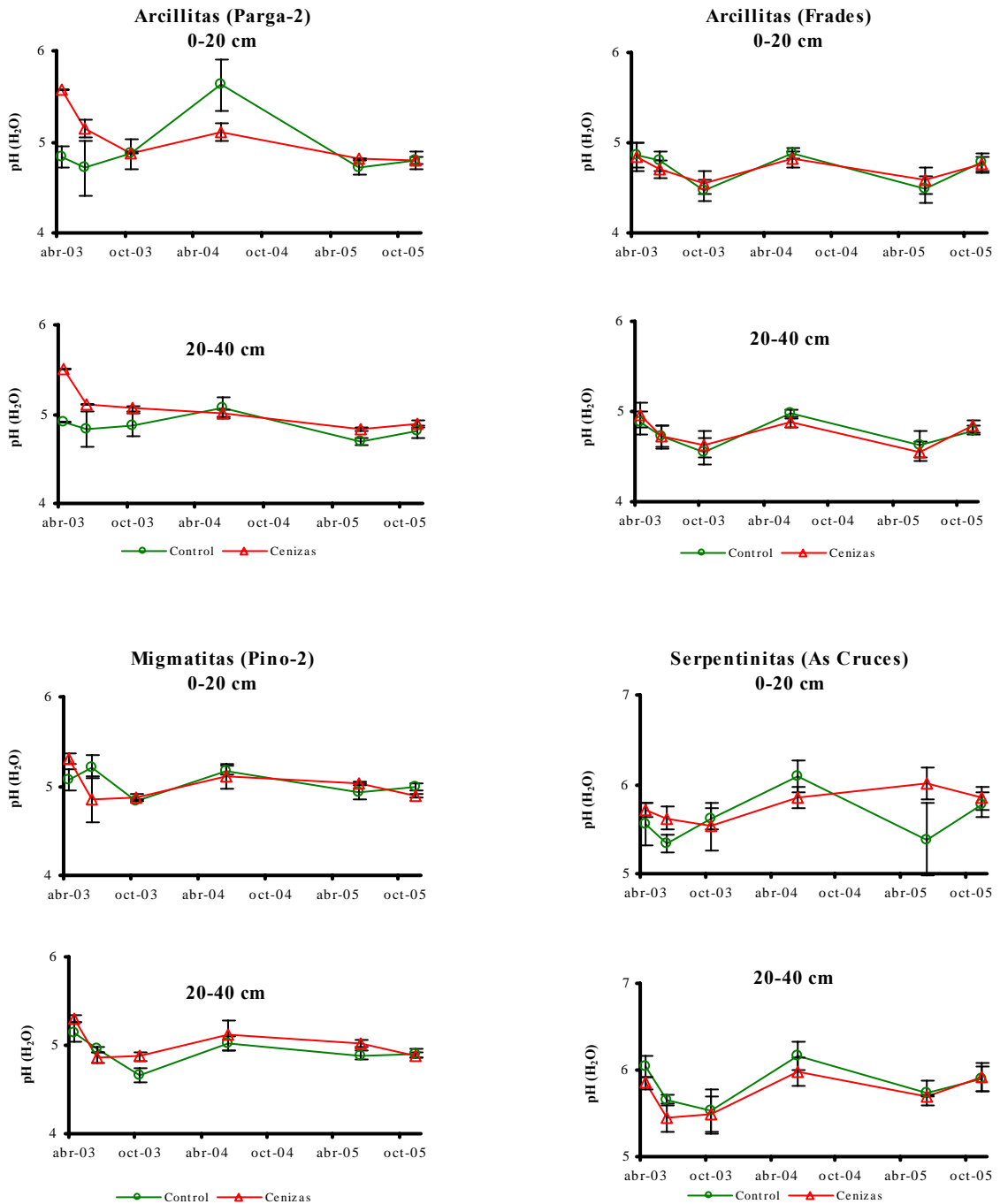


**Figura 4.18.** Evolución del pH del extracto de saturación para los distintos tratamientos y a distintas profundidades a lo largo del período de ensayo en las parcelas de arcillitas (Parga-2 y Frades), migmatitas (Pino-2) y serpentinitas (As Cruces); **Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en febrero 2003.

## 4. Resultados

### b. pH (H<sub>2</sub>O) del suelo

#### Parcelas Tipo I



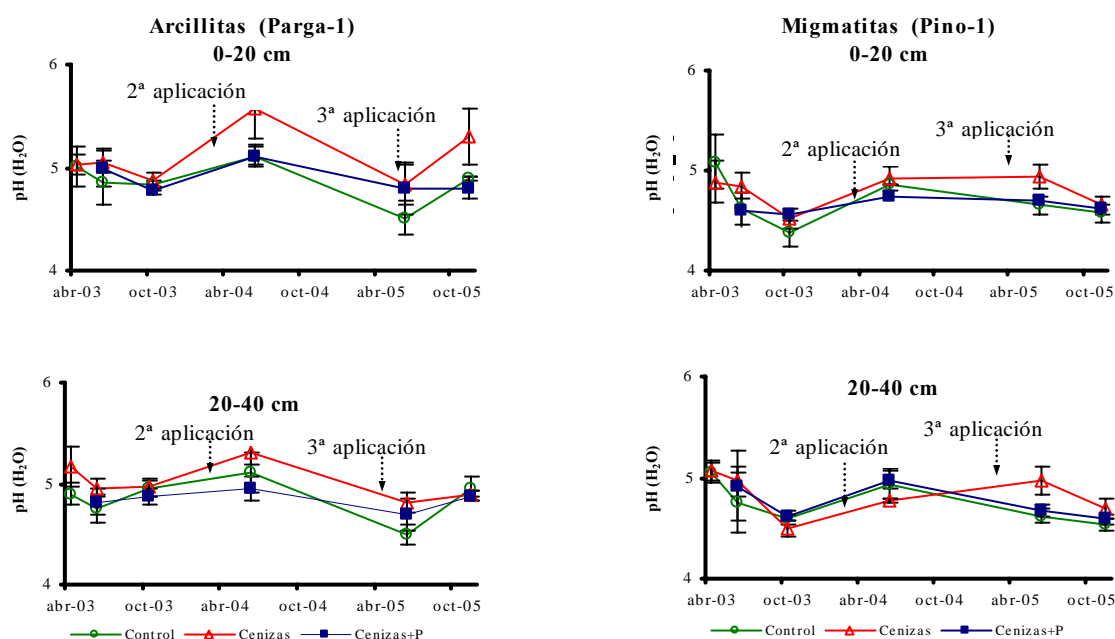
**Figura 4.19.** Evolución del pH en H<sub>2</sub>O para los distintos tratamientos y a distintas profundidades a lo largo del período de ensayo en las parcelas de arcillitas (Parga-2 y Frades), migmatitas (Pino-2) y serpentinitas (As Cruces); **Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup>

El pH en la fracción sólida de las parcelas tipo I (figura 4.19) tuvo un comportamiento similar al del extracto de saturación, incrementándose ligeramente en las parcelas tratadas de Pino-2 y Parga-2. Estas diferencias iniciales acabaron diluyéndose al cabo de unos pocos meses. El suelo del pinar adulto de Frades, debido probablemente al espesor de su mantillo, respondió más lentamente al aporte de las cenizas, no presentando a penas diferencias entre tratamientos.

En las parcelas tipo II (figura 4.20) la evolución del pH fue distinta en los dos tipos de suelo. En el suelo sobre arcillitas la primera aplicación a penas produjo diferencias entre tratamientos. Los segundo y tercero aportes dieron lugar a aumentos llegando a valores próximos a 5,5.

En el suelo sobre migmatitas el efecto solo se manifestó ligeramente después de la tercera aplicación.

### Parcelas Tipo II



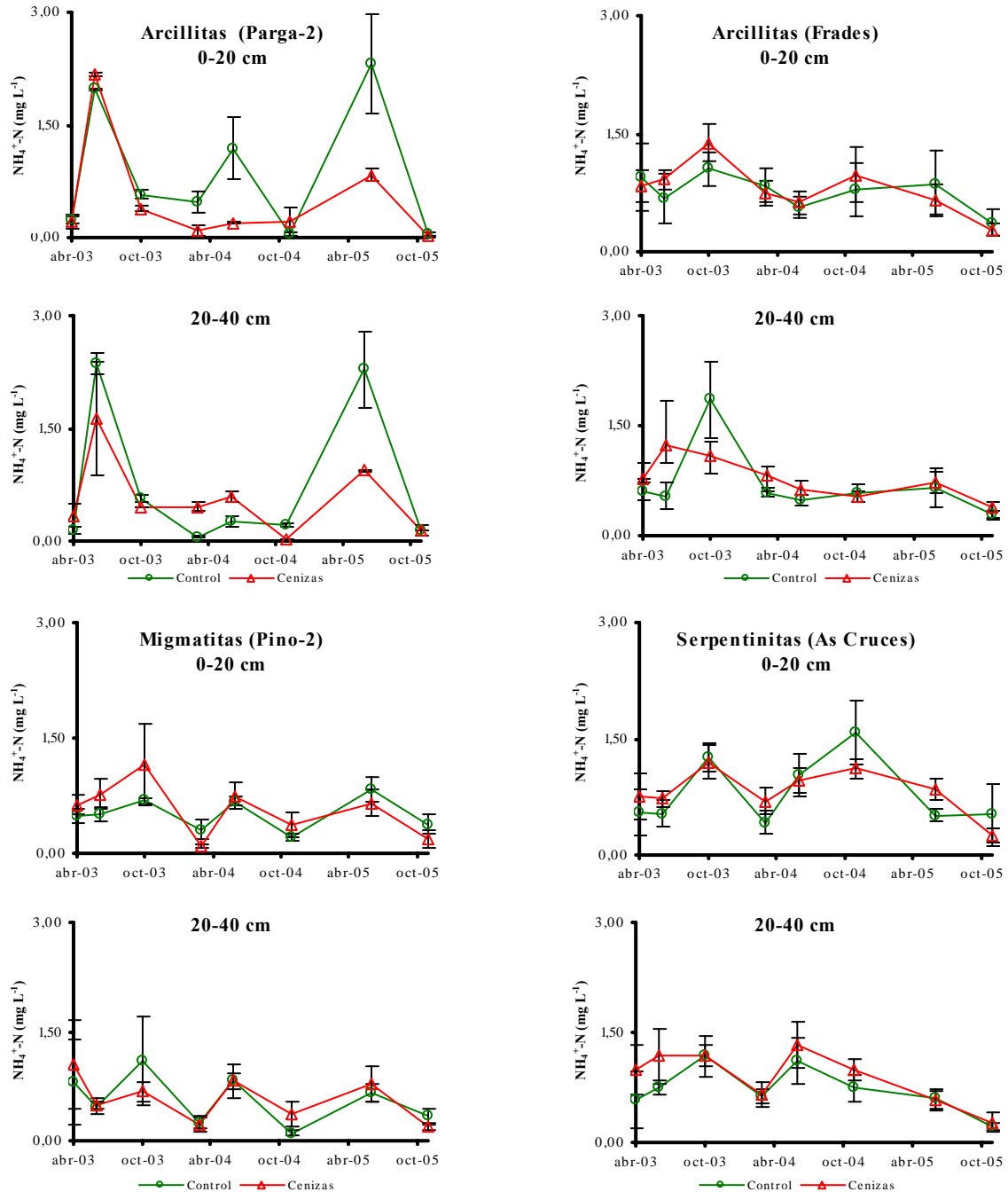
**Figura 4.20.** Evolución del pH en  $H_2O$  para los distintos tratamientos y a distintas profundidades a lo largo del período de ensayo en las parcelas de arcillitas (Parga-1) y migmatitas (Pino-1); **Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza  $ha^{-1}$  en febrero de 2003, 2004 y 2005 y **Cenizas+P** = aporte de 10 Mg ceniza + 0,1 Mg de  $P_2O_5$   $ha^{-1}$ .

#### 4. Resultados

##### Amonio y nitrato en el extracto de saturación

##### a. $\text{NH}_4^+$

##### Parcelas Tipo I

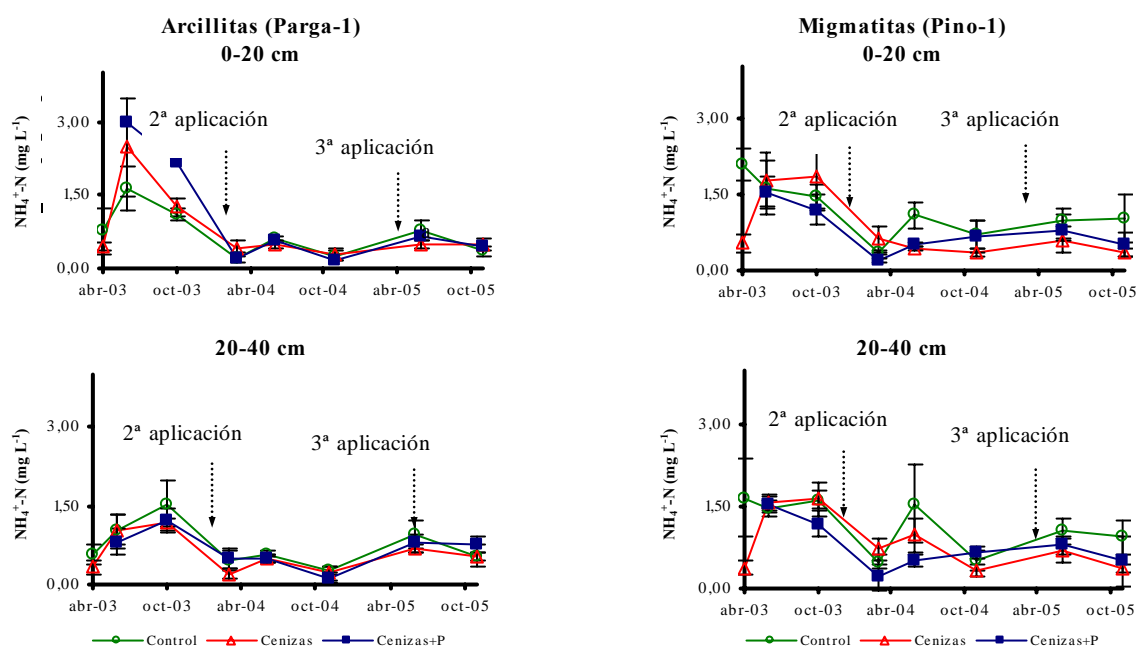


**Figura 4.21.** Evolución de la concentración de  $\text{NH}_4^+$  del extracto de saturación para los distintos tratamientos y a distintas profundidades a lo largo del período de ensayo en las parcelas de arcillitas (Parga-2 y Frades), migmatitas (Pino-2) y serpentinitas (As Cruces); **Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en febrero de 2003.

Las concentraciones de  $\text{NH}_4^+$  en el extracto de saturación a lo largo de todo el ensayo fueron siempre bajas en todas las parcelas.

Los tratamientos aplicados (figura 4.21) no alteraron los niveles de amonio en la disolución del suelo, ni tan siquiera en las parcelas que recibieron aportes múltiples de cenizas (figura 4.22).

## Parcelas Tipo II

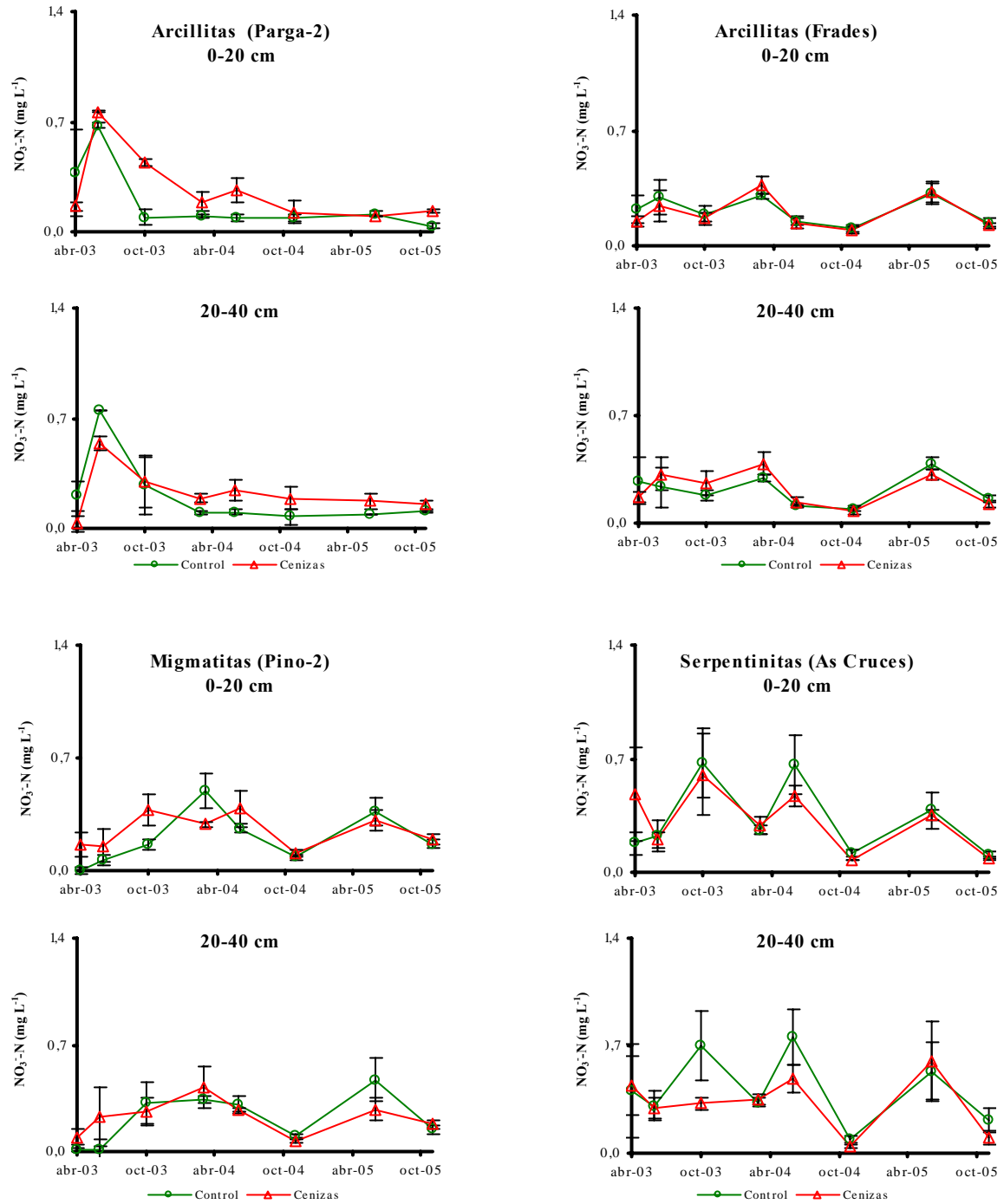


**Figura 4.22.** Evolución de la concentración de  $\text{NH}_4^+$  del extracto de saturación para los distintos tratamientos y a distintas profundidades a lo largo del período de ensayo en las parcelas de arcillitas (Parga-1) y migmatitas (Pino-1); **Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza  $\text{ha}^{-1}$  en febrero de 2003, 2004 y 2005 y **Cenizas+P** = aporte de 10 Mg de ceniza  $\text{ha}^{-1}$  y 0,1 Mg  $\text{ha}^{-1}$  de  $\text{P}_2\text{O}_5$ .

#### 4. Resultados

##### b. $\text{NO}_3^-$

##### Parcelas Tipo I

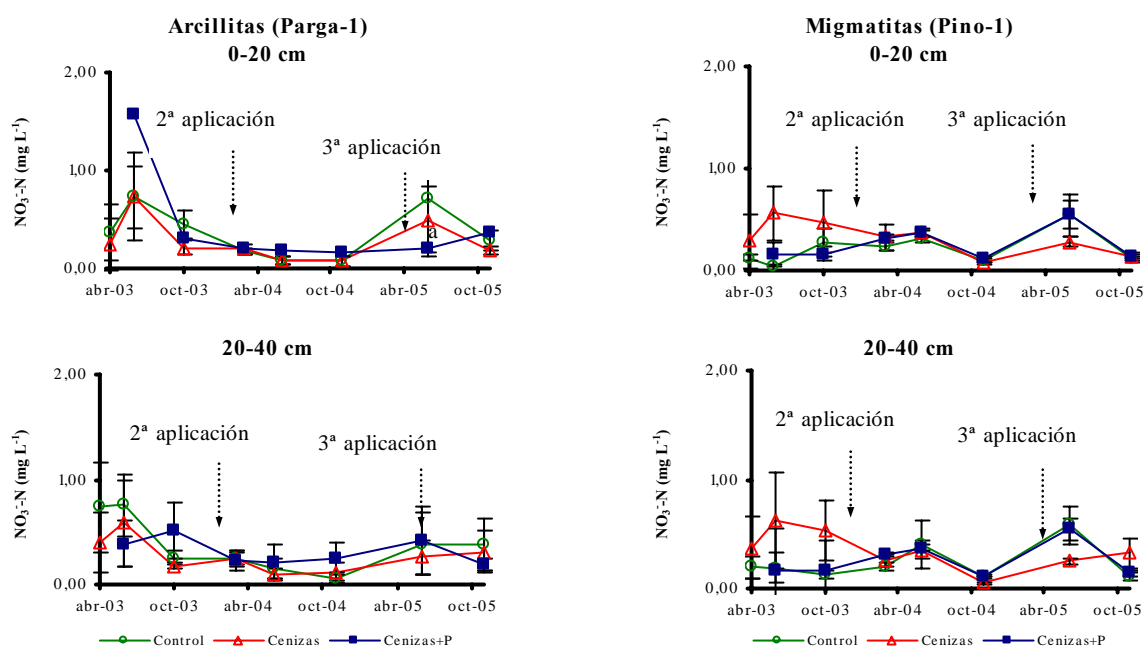


**Figura 4.23.** Evolución de la concentración de  $\text{NO}_3^-$  del extracto de saturación para los distintos tratamientos y a distintas profundidades a lo largo del período de ensayo en las parcelas de arcillitas (Parga-2 y Frades), migmatitas (Pino-2) y serpentinitas (As Cruces); **Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza  $\text{ha}^{-1}$  en febrero de 2003.

Al igual que en el caso del  $\text{NH}_4^+$ , las concentraciones de  $\text{NO}_3^-$  en la disolución del suelo fueron muy bajas en todas las parcelas, siempre inferiores a  $1,5 \text{ mg N L}^{-1}$ .

El aporte de cenizas no dio lugar a diferencias entre tratamientos para este ión en la mayor parte de los casos.

### Parcelas Tipo II



**Figura 4.24.** Evolución de la concentración de  $\text{NO}_3^-$  del extracto de saturación para los distintos tratamientos y a distintas profundidades a lo largo del período de ensayo en las parcelas de arcillitas (Parga-1) y migmatitas (Pino-1); **Control** = control, **Cenizas** = aporte de  $10 \text{ Mg}$  de ceniza  $\text{ha}^{-1}$  en febrero de 2003, 2004 y 2005 y **Cenizas+P** = aporte de  $10 \text{ Mg}$  de ceniza  $\text{ha}^{-1}$  y  $0,1 \text{ Mg}$   $\text{ha}^{-1}$  de  $\text{P}_2\text{O}_5$ .

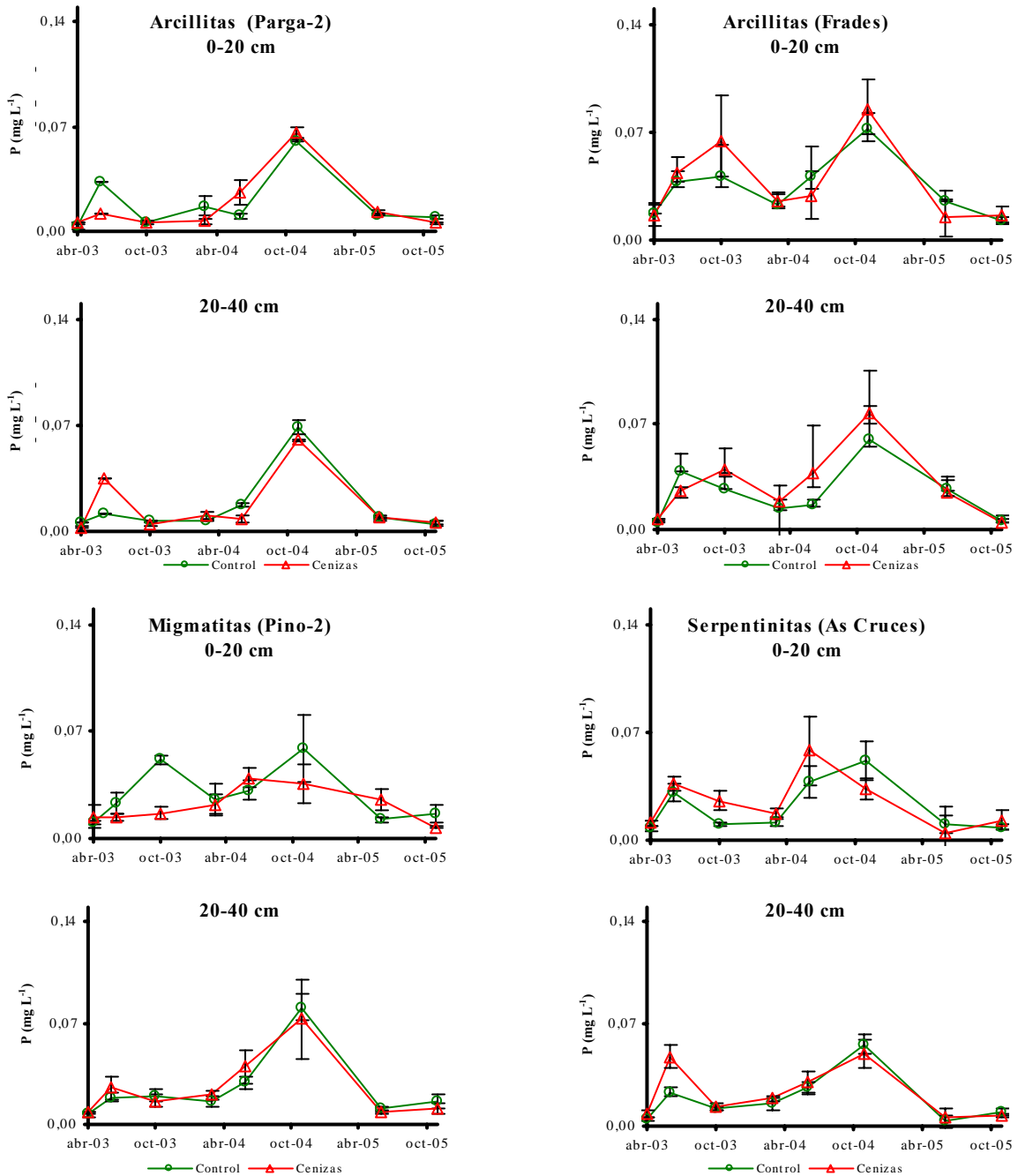
## 4. Resultados

### Macroelementos

#### Fósforo

##### a. Fósforo en disolución

##### Parcelas Tipo I

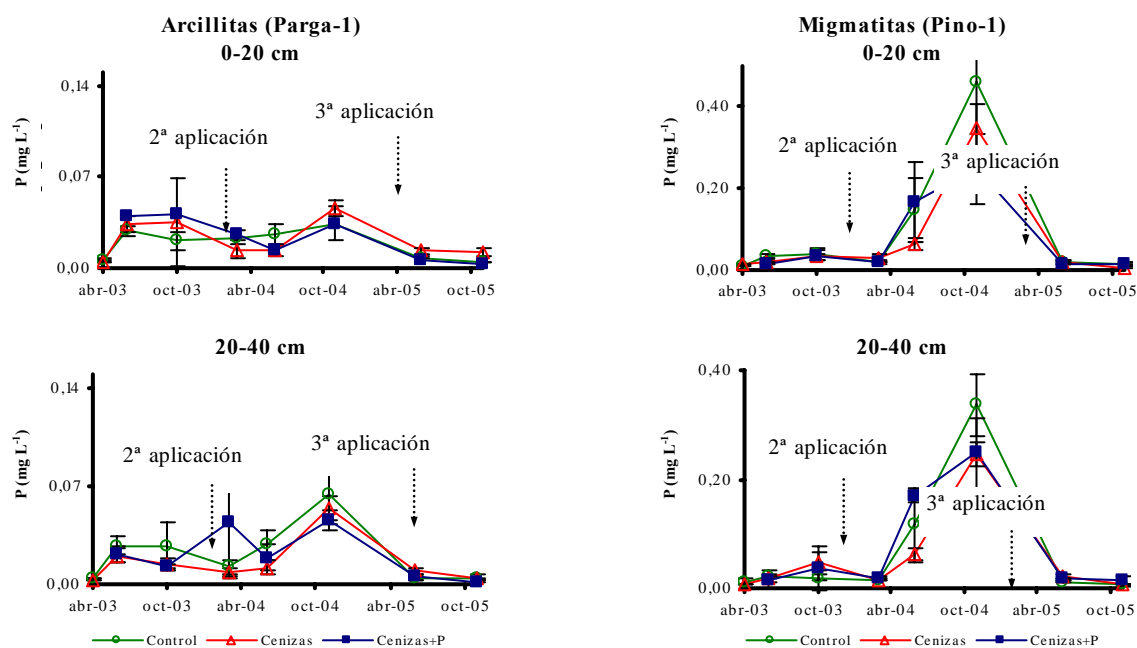


**Figura 4.25.** Evolución de la concentración de P del extracto de saturación para los distintos tratamientos y a distintas profundidades a lo largo del período de ensayo en las parcelas de arcillitas (Parga-2 y Frades), migmatitas (Pino-2) y serpentinitas (As Cruces); **Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en febrero de 2003.

En las figuras 4.25 y 4.26 se observa la evolución del fósforo del extracto de saturación de 0-20 y 20-40 cm de profundidad. La concentración de este elemento fue ligeramente superior en los 20 cm superiores con valores siempre inferiores a  $0,10 \text{ mg L}^{-1}$

Los niveles de P en la disolución del suelo apenas mostraron diferencias entre tratamientos, incluso después de la aplicación de roca fosfórica en el tratamiento Cenizas+P de las parcelas tipo II.

#### Parcelas Tipo II

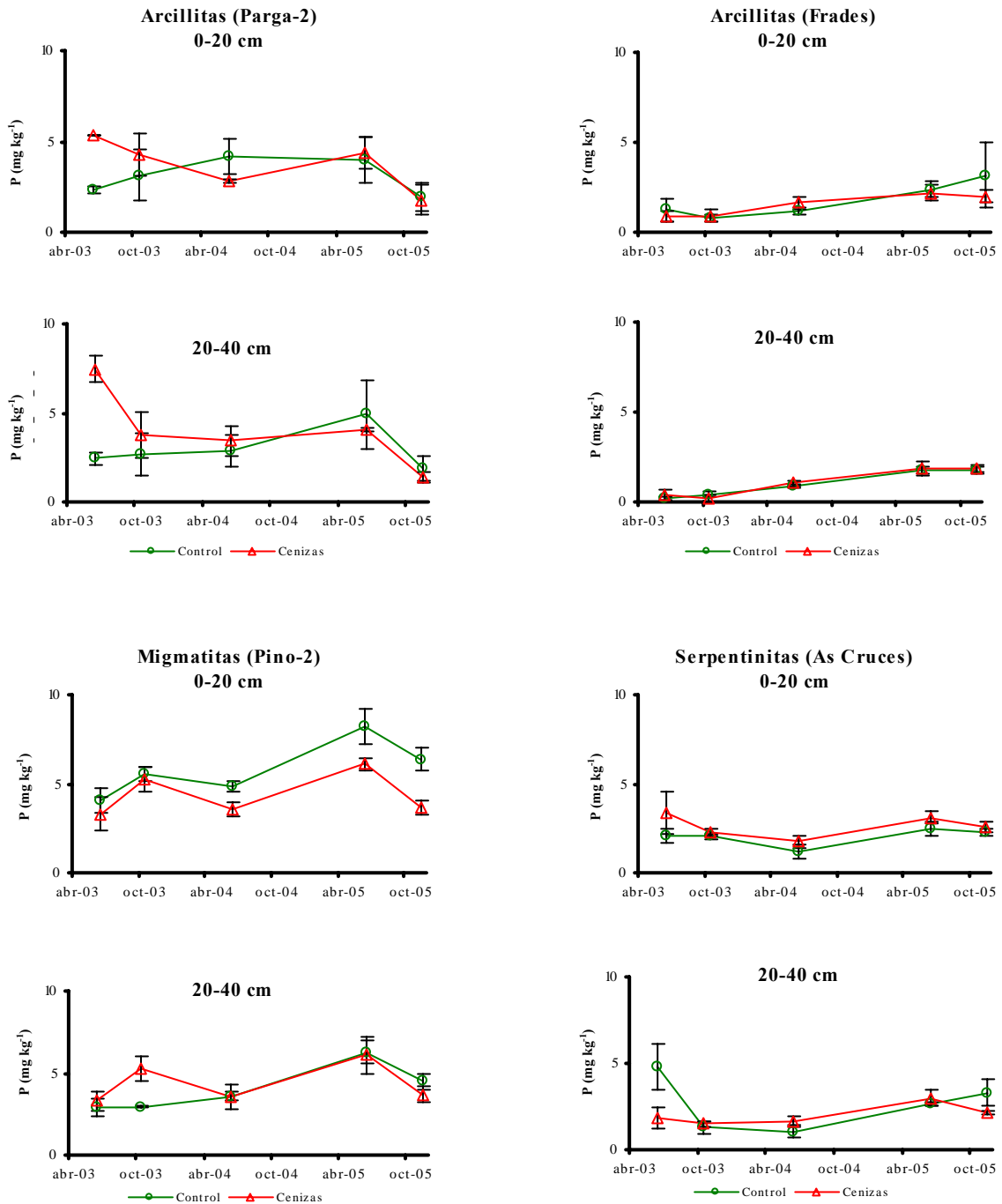


**Figura 4.26.** Evolución de la concentración de P del extracto de saturación para los distintos tratamientos y a distintas profundidades a lo largo del período de ensayo en las parcelas de arcillitas (Parga-1) y migmatitas (Pino-1); **Control** = control, **Cenizas** = aporte de  $10 \text{ Mg}$  de ceniza  $\text{ha}^{-1}$  en febrero de 2003, 2004 y 2005 y **Cenizas+P** = aporte de  $10 \text{ Mg}$  de ceniza  $\text{ha}^{-1}$  y  $0,1 \text{ Mg}$   $\text{ha}^{-1}$  de  $\text{P}_2\text{O}_5$ .

#### 4. Resultados

##### b. Fósforo disponible en el suelo

##### Parcelas Tipo I



**Figura 4.27.** Evolución del P extraíble para los distintos tratamientos y a distintas profundidades a lo largo del período de ensayo en las parcelas de arcillitas (Parga-2 y Frades), migmatitas (Pino-2) y serpentinitas (As Cruces); **Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup>

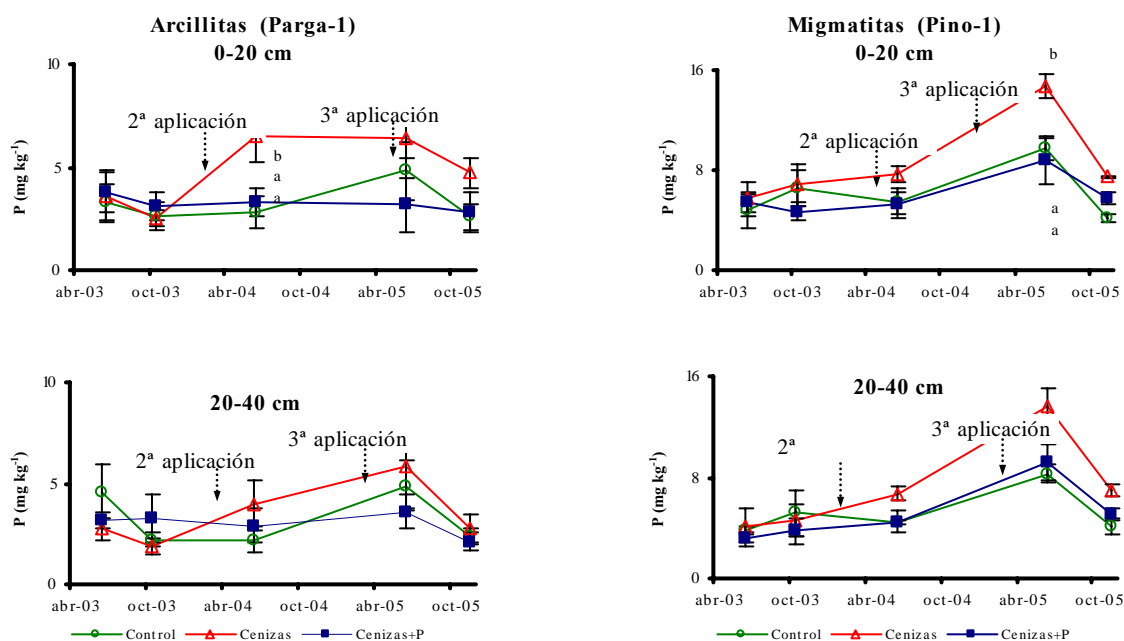
Durante todo el ensayo, las concentraciones de fósforo extraíble en el suelo fueron muy bajas ( $< 15 \text{ mg kg}^{-1}$ ) en todas las parcelas. El contenido de este elemento, en general fue mayor en los 20 cm superiores de suelo. El suelo que presentó el menor nivel de P extraíble ( $0,2-1,5 \text{ mg kg}^{-1}$ ) fue el pinar adulto sobre arcillitas de Frades y el pinar de 15 años sobre serpentinitas de As Cruces. Los suelos con mayores contenidos en este elemento fueron los de Pino-1 y Parga-2.

En las parcelas tipo I (figura 4.27) el único aporte de cenizas derivó en aumentos muy ligeros del P extraíble.

Por otra parte, en las parcelas tipo II (figura 4.28) la aplicación de roca fosfórica en las parcelas Cenizas+P no incrementó la disponibilidad de este elemento en el suelo, esto pudo deberse a que el fósforo semiatacado aplicado en cobertera tiene una lenta disolución, así como a las posteriores reacciones de este elemento en el suelo.

El aporte repetido de cenizas en las parcelas tipo II derivó en un aumento significativo, aunque ligero, de fósforo extraíble que se produjo a partir de la segunda aplicación, lo que se apreció incluso en el horizonte subsuperficial (20-40 cm)

#### Parcelas Tipo II



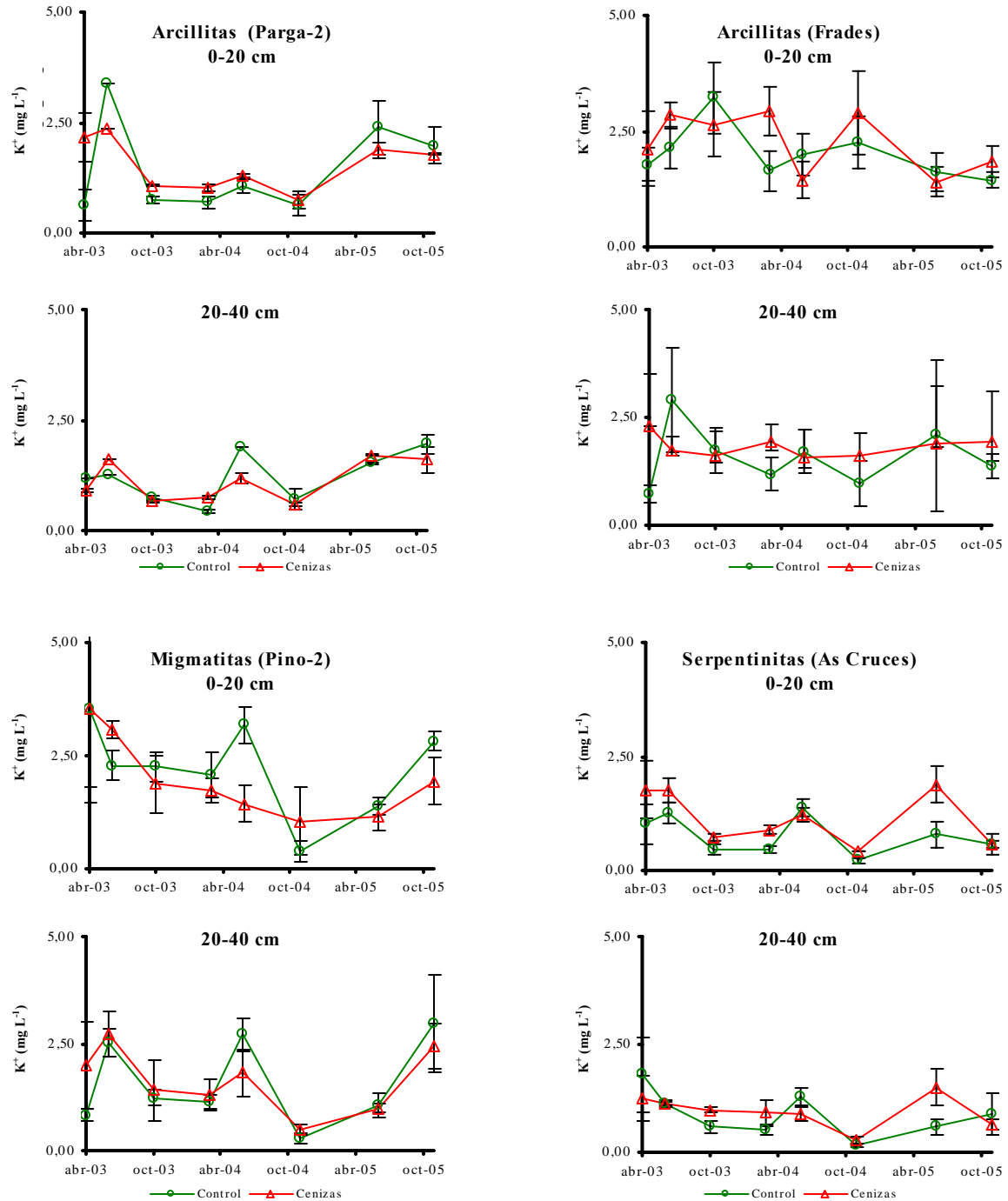
**Figura 4.28.** Evolución del P extraíble para los distintos tratamientos y a distintas profundidades a lo largo del período de ensayo en las parcelas de arcillitas (Parga-1) y migmatitas (Pino-1); **Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza  $\text{ha}^{-1}$  en febrero de 2003, 2004 y 2005 y **Ceniza+P** = aporte de 10 Mg ceniza + 0,1 Mg de  $\text{P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$ .

## 4. Resultados

### Potasio

#### a. Potasio en disolución

##### Parcelas Tipo I



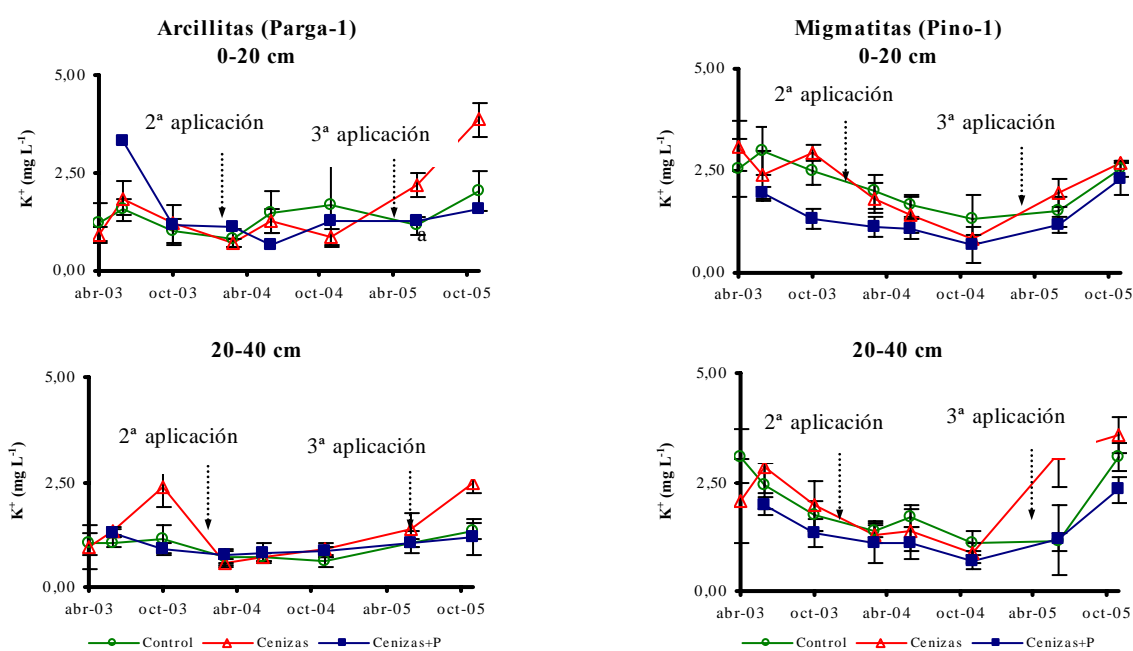
**Figura 4.29.** Evolución de la concentración de  $K^+$  del extracto de saturación para los distintos tratamientos y a distintas profundidades a lo largo del período de ensayo en las parcelas de arcillitas (Parga-2 y Frades), migmatitas (Pino-2) y serpentinitas (As Cruces); **Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en febrero de 2003.

Para analizar los efectos sobre la concentración de potasio en el suelo es importante tener en cuenta su elevada movilidad y la cantidad que aportamos con las cenizas, puesto que éstas son ricas en este elemento. De igual modo, hay que tener en cuenta que la evolución del K en el suelo, de la misma manera que otros elementos, va a estar condicionada no sólo por los aportes practicados, sino también por la asimilación de la vegetación y la biogeoquímica particular del elemento.

La concentración de potasio en el extracto de saturación presentó valores muy bajos, como se puede observar en la figuras 4.29 y 4.30. Las parcelas sobre serpentinitas fueron las que presentaron menores niveles de  $K^+$  y las del pinar adulto de Frades las que presentaron mayores niveles.

Tras el aporte de cenizas no hubo aumentos importantes de las concentraciones de K, lo que sugiere que las pérdidas por lixiviado fueron bajas. En las parcelas tipo I a penas se observaron diferencias entre tratamientos mientras que en las parcelas tipo II los cambios más relevantes se produjeron a partir de la tercera aplicación.

### Parcelas Tipo II

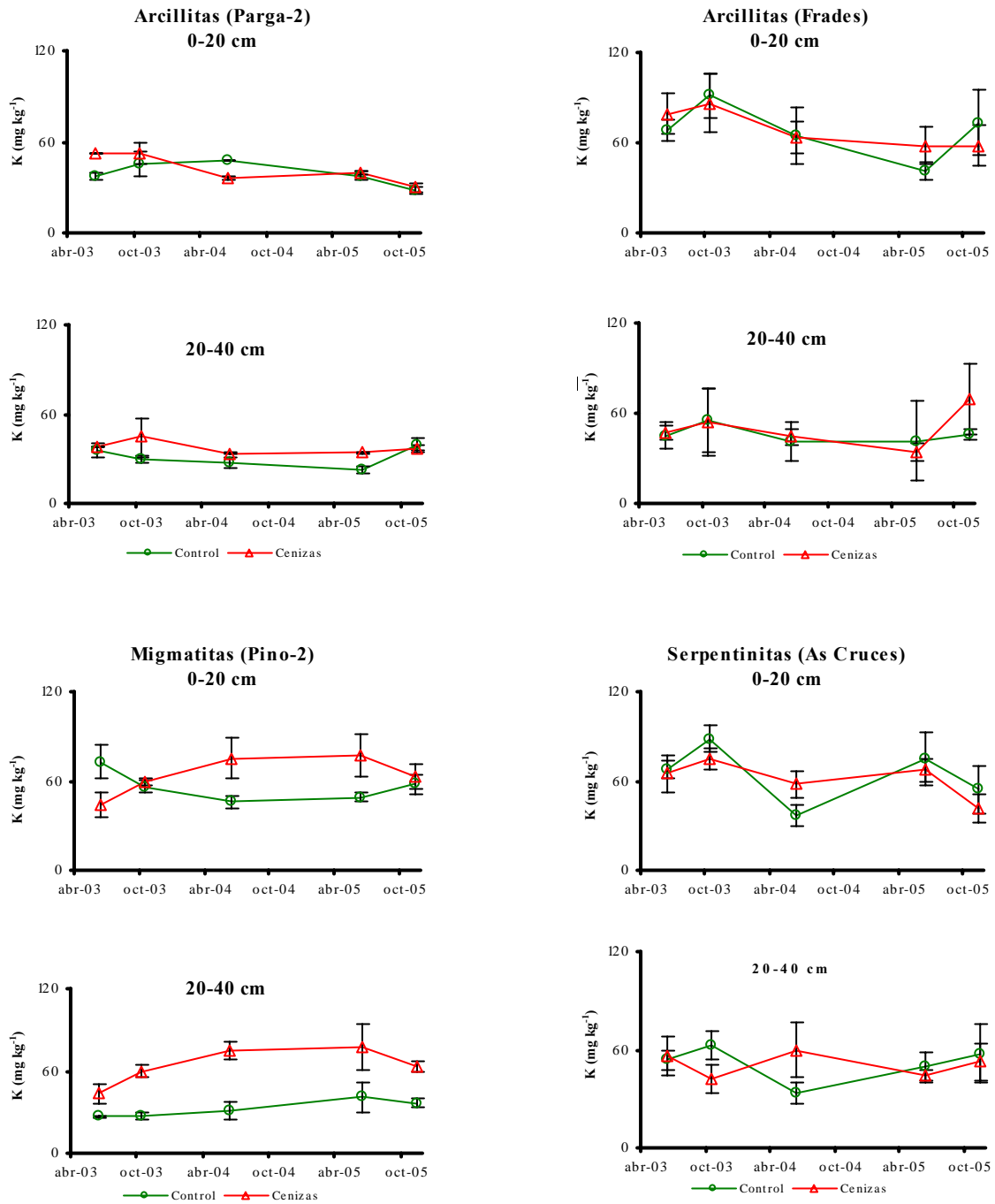


**Figura 4.30.** Evolución de la concentración de  $K^+$  del extracto de saturación para los distintos tratamientos y a distintas profundidades a lo largo del período de ensayo en las parcelas de arcillitas (Parga-1) y migmatitas (Pino-1); **Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza  $ha^{-1}$  en febrero de 2003, 2004 y 2005 y **Cenizas+P** = aporte de 10 Mg de ceniza  $ha^{-1}$  y 0,1 Mg  $ha^{-1}$  de  $P_2O_5$ .

## 4. Resultados

### b. Potasio disponible en el suelo

#### Parcelas Tipo I



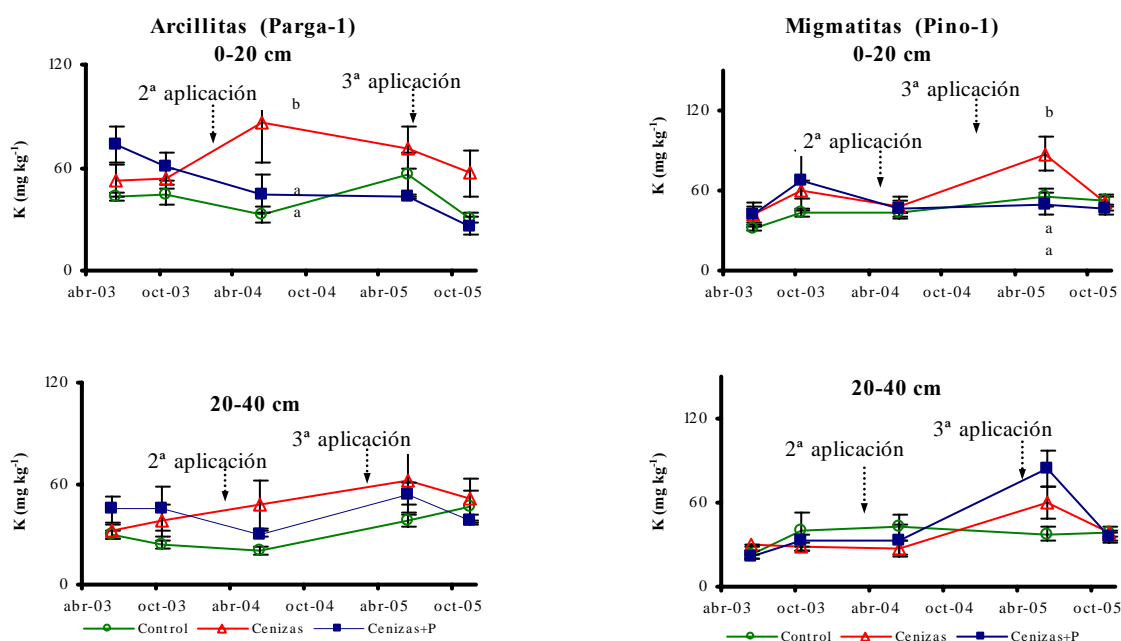
**Figura 4.31.** Evolución del K extraíble para los distintos tratamientos y a distintas profundidades a lo largo del período de ensayo en las parcelas de arcillitas (Parga-2 y Frades), migmatitas (Pino-2) y serpentinitas (As Cruces); **Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup>

Como se puede observar en las figuras 4.31 y 4.32, en la fracción sólida del suelo los niveles de potasio extraíble fueron muy bajos, siendo siempre inferiores a  $170 \text{ mg kg}^{-1}$ . La concentración de este elemento fue mayor en los 20 cm superiores. Los niveles de K extraíble fueron ligeramente inferiores en las parcelas sobre arcillitas de Parga-1 y Parga-2.

Con excepción de Pino-2, donde el K aumentó de forma notable, el único aporte de cenizas no derivó en incrementos de este parámetro (figura 4.31).

En las parcelas tipo II (figura 4.32) la disponibilidad de este elemento en el suelo aumentó significativamente a partir de la segunda aplicación en Parga-1, y de la tercera en Pino-1. Los datos del extracto de saturación y de suelo sugieren que parte del K aportado por las cenizas es retenido por el suelo y, como se verá más adelante, por el sotobosque.

### Parcelas Tipo II



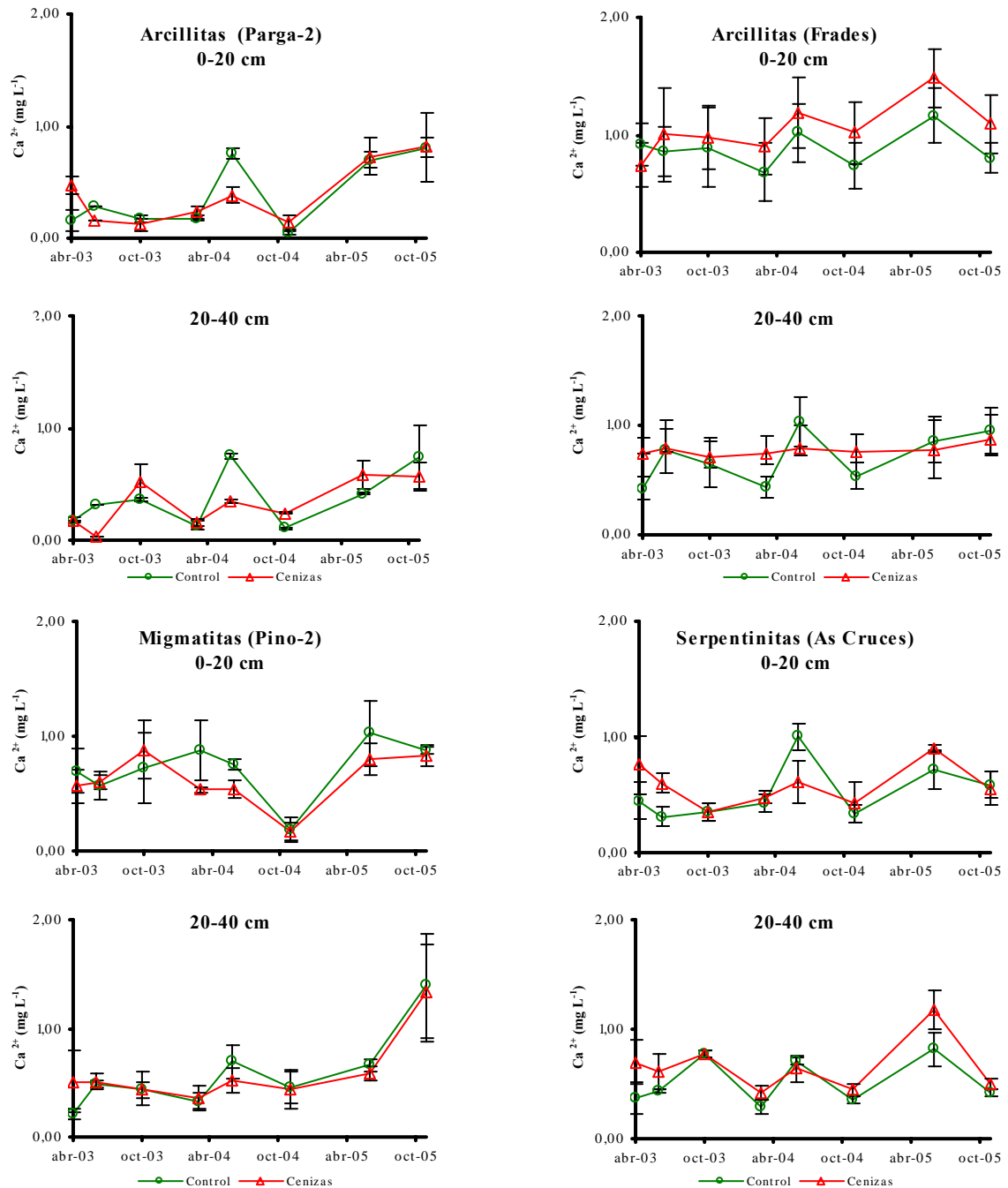
**Figura 4.32.** Evolución del K extraíble para los distintos tratamientos y a distintas profundidades a lo largo del período de ensayo en las parcelas de arcillitas (Parga-1) y migmatitas (Pino-1); **Control** = control, **Cenizas** = aporte de  $10 \text{ Mg}$  de ceniza  $\text{ha}^{-1}$  en febrero de 2003, 2004 y 2005 y **Ceniza+P** = aporte de  $10 \text{ Mg}$  ceniza +  $0,1 \text{ Mg}$  de  $\text{P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$ .

## 4. Resultados

### Calcio

#### a. Calcio en disolución

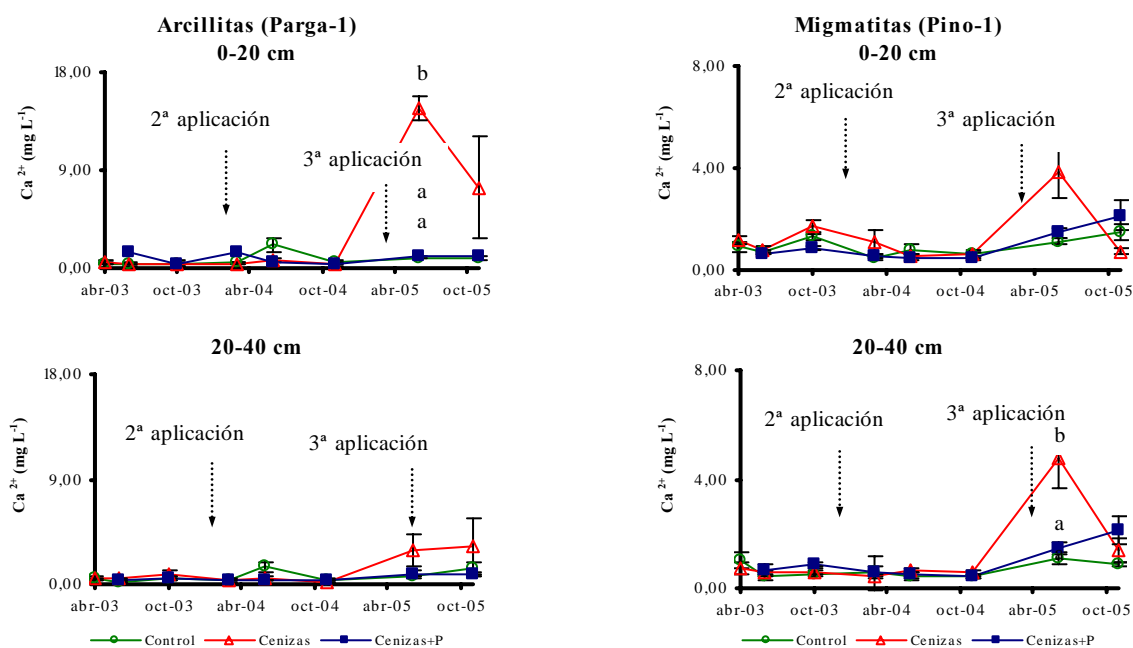
##### Parcelas Tipo I



**Figura 4.33.** Evolución de la concentración de  $\text{Ca}^{2+}$  del extracto de saturación para los distintos tratamientos y a distintas profundidades a lo largo del período de ensayo en las parcelas de arcillitas (Parga-2 y Frades), migmatitas (Pino-2) y serpentinitas (As Cruces); **Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en febrero de 2003.

En las figuras 4.33 y 4.34 se muestra la evolución del  $\text{Ca}^{2+}$  del extracto de saturación a lo largo del período de ensayo. La concentración de  $\text{Ca}^{2+}$  en los lixiviados presentó unos niveles muy bajos y constantes. El aporte de cenizas, en las parcelas tipo I, no derivó en aumentos significativos de este elemento y uno o dos años después de haber aplicado las cenizas apenas observaron cambios (figura 4.33).

#### Parcelas Tipo II



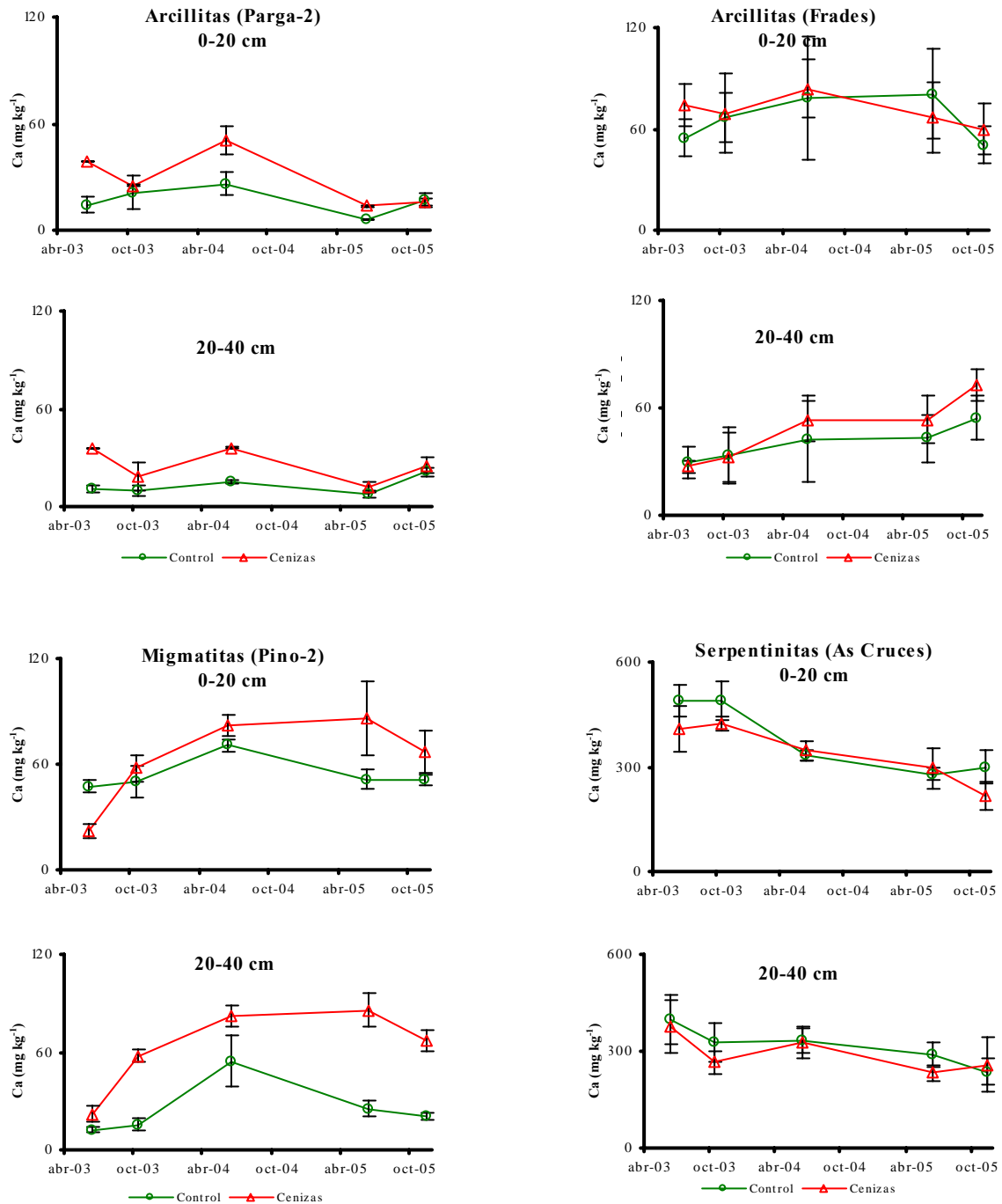
**Figura 4.34.** Evolución de la concentración de  $\text{Ca}^{2+}$  del extracto de saturación para los distintos tratamientos y a distintas profundidades a lo largo del período de ensayo en las parcelas de arcillitas (Parga-1) y migmatitas (Pino-1); **Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza  $\text{ha}^{-1}$  en febrero de 2003, 2004 y 2005 y **Cenizas+P** = aporte de 10 Mg de ceniza  $\text{ha}^{-1}$  y 0,1 Mg  $\text{ha}^{-1}$  de  $\text{P}_2\text{O}_5$ .

En las parcelas tipo II después de la primera y segunda aplicación se percibieron unas leves diferencias entre tratamientos, pero fue a partir de la tercera aplicación cuando se encontraron diferencias significativas. Estos incrementos fueron mucho mayores en las parcelas Parga-1, en donde se alcanzaron valores próximos a 18  $\text{mg L}^{-1}$  frente a las de Pino-1, con valores de 5  $\text{mg L}^{-1}$  en las dos profundidades.

#### 4. Resultados

##### b. Calcio disponible en el suelo

##### Parcelas Tipo I



**Figura 4.35.** Evolución de las concentraciones de calcio extraíble en la fracción sólida del suelo para los distintos tratamientos y a distintas profundidades a lo largo del período de ensayo en las parcelas sobre arcillitas (Frades y Parga-2), migmatitas (Pino-2) y serpentinitas (As Cruces); **Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup>

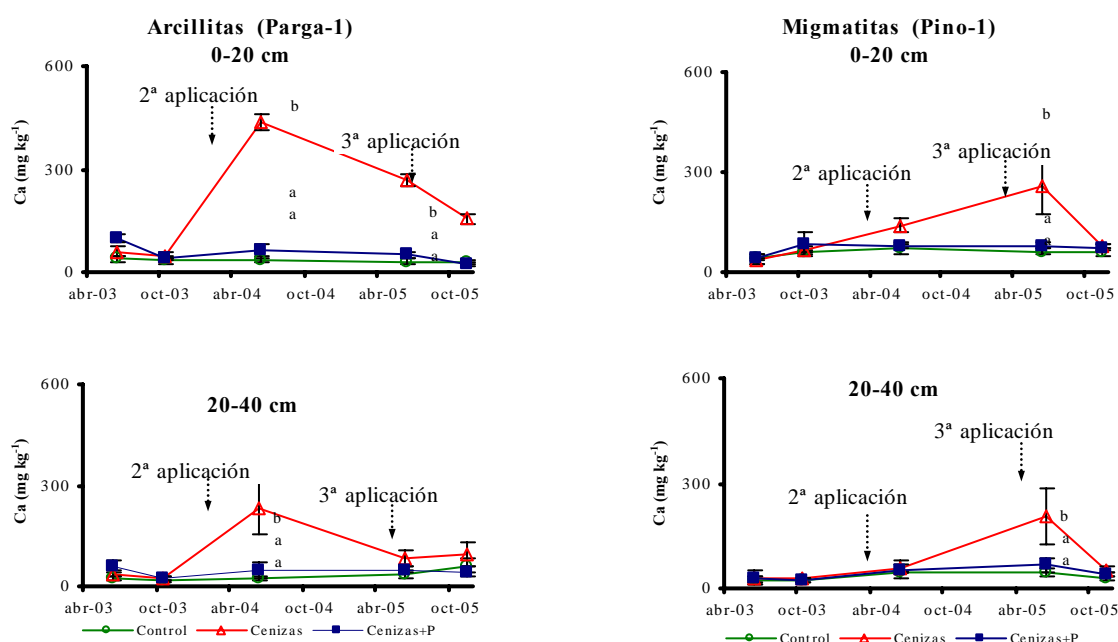
Cómo se puede apreciar en las figuras 4.35 y 4.36, con la excepción de la parcela sobre serpentinitas, la concentración de Ca extraíble se encuentra en todas las parcelas por debajo de  $100 \text{ mg kg}^{-1}$ , con mayores niveles en los 20 cm superiores.

Al igual que ocurría con el potasio, al no producirse pérdidas por lixiviación y, debido a las elevadas concentraciones que las cenizas presentan de este elemento, se produjo un incremento de Ca extraíble en la mayor parte de las parcelas.

En las parcelas tipo I estos aumentos se produjeron de forma tardía, sobre todo a partir del segundo año. Los suelos con una mayor respuesta fueron Parga-2 y Pino-2. En As Cruces (sobre serpentinitas), con elevados valores de calcio en el suelo, no se observaron diferencias.

En las parcelas tipo II los aumentos, de cierta consideración, se manifestaron a partir de la segunda aplicación en Parga-1 y de la tercera en Pino-1.

### Parcelas Tipo II



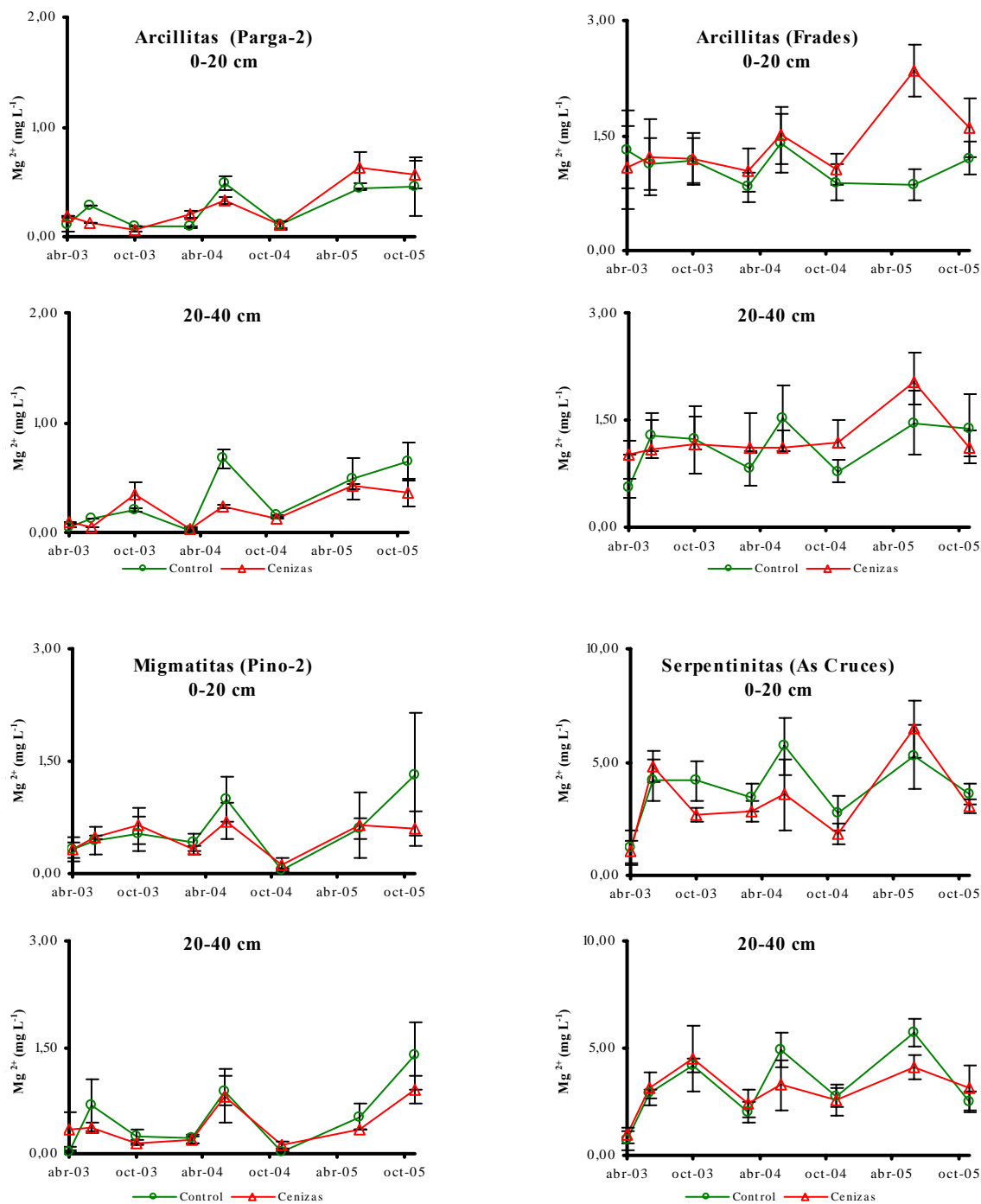
**Figura 4.36.** Evolución del Ca extraíble para los distintos tratamientos y a distintas profundidades a lo largo del período de ensayo en las parcelas de arcillitas (Parga-1) y migmatitas (Pino-1); **Control** = control, **Cenizas** = aporte de  $10 \text{ Mg}$  de ceniza  $\text{ha}^{-1}$  en febrero de 2003, 2004 y 2005 y **Cenizas+P** = aporte de  $10 \text{ Mg}$  ceniza +  $0,1 \text{ Mg}$  de  $\text{P}_2\text{O}_5$   $\text{ha}^{-1}$ .

## 4. Resultados

### Magnesio

#### a. Magnesio en disolución

##### Parcelas Tipo I

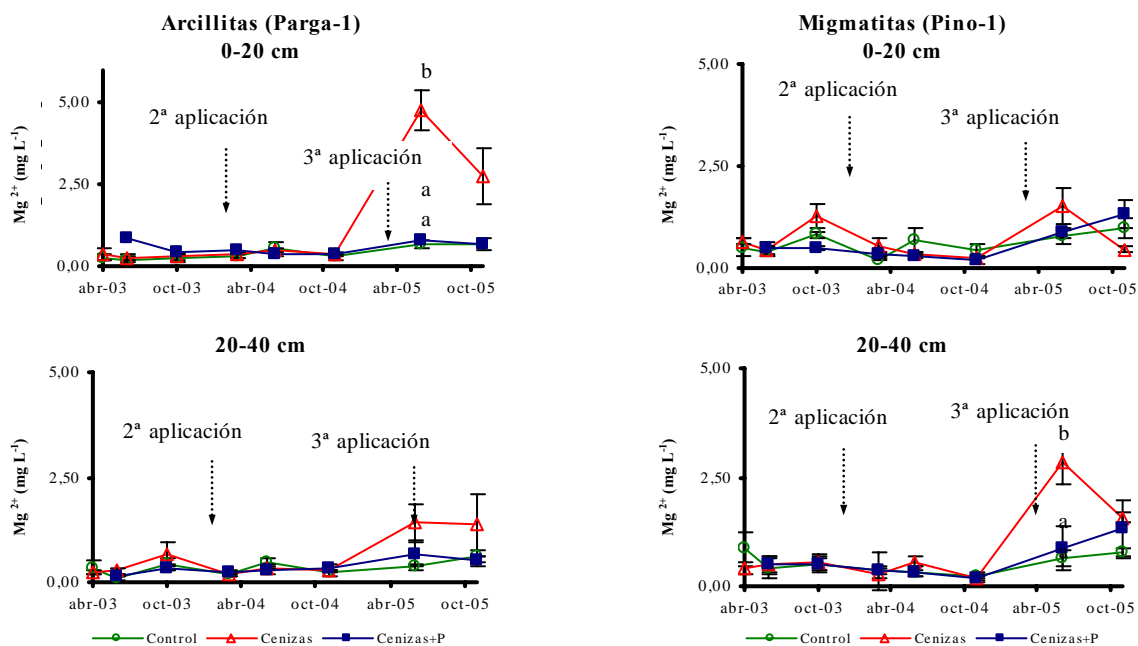


**Figura 4.37.** Evolución de la concentración de  $Mg^{2+}$  del extracto de saturación para los distintos tratamientos y a distintas profundidades a lo largo del período de ensayo en las parcelas de arcillitas (Parga-2 y Frades), migmatitas (Pino-2) y serpentinitas (As Cruces); **Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en febrero de 2003.

La evolución de la concentración de  $Mg^{2+}$  tuvo un comportamiento muy similar al  $Ca^{2+}$ , como se puede observar en la figuras 4.37 y 4.38.

Con excepción del suelo sobre serpentinitas (donde, como es lógico, las concentraciones fueron más elevadas), tras el aporte de las 10 Mg de ceniza  $ha^{-1}$  en las parcelas tipo I se apreciaron pequeños incrementos de este elemento en los lixiviados de las parcelas tratadas.

#### Parcelas Tipo II



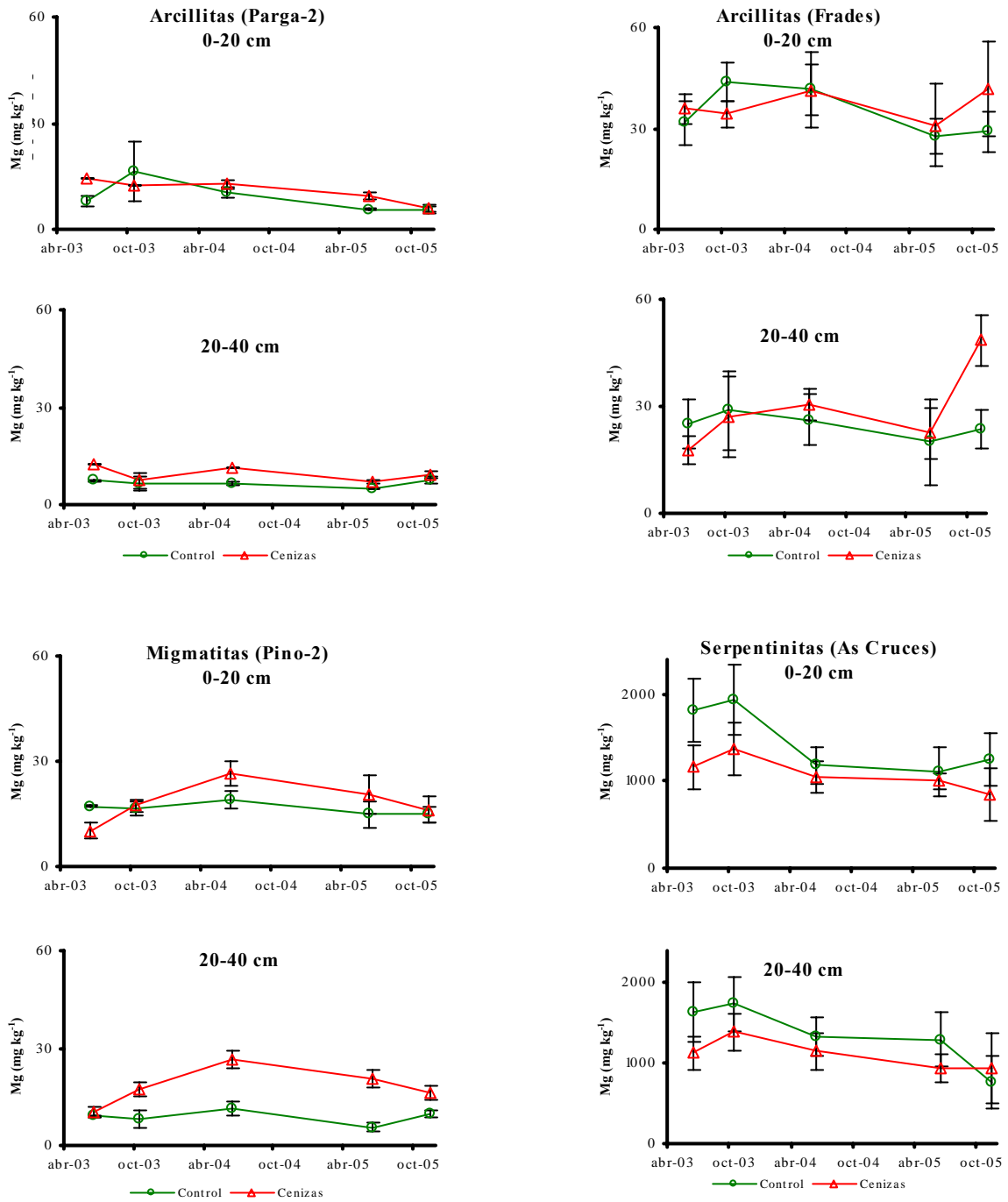
**Figura 4.38.** Evolución de la concentración de  $Mg^{2+}$  del extracto de saturación para los distintos tratamientos y a distintas profundidades a lo largo del período de ensayo en las parcelas de arcillitas (Parga-1) y migmatitas (Pino-1); **Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza  $ha^{-1}$  en el 2003, en el 2004 y en el 2005 y **Cenizas+P** = aporte de 10 Mg de ceniza  $ha^{-1}$  y 0,1 Mg  $ha^{-1}$  de  $P_2O_5$ .

En las parcelas tipo II con la primera y segunda aplicación apenas se observan diferencias entre tratamientos. Los aumentos más importantes se produjeron a partir de la tercera aplicación en ambos suelos.

## 4. Resultados

### b. Magnesio disponible en el suelo

#### Parcelas Tipo I



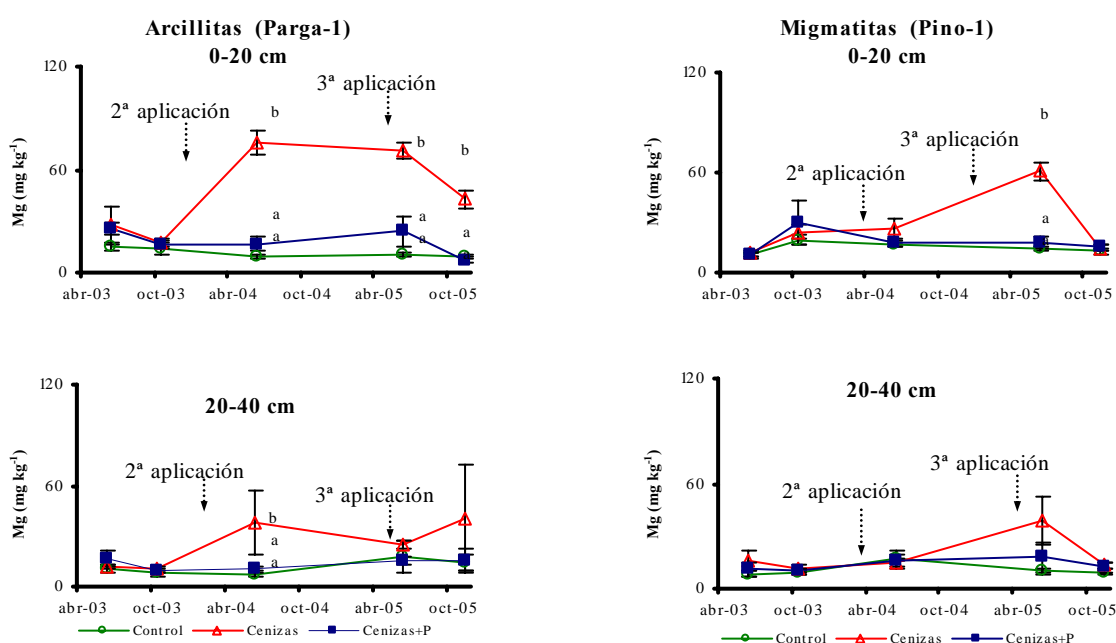
**Figura 4.39.** Evolución de las concentraciones de magnesio extraíble en la fracción sólida del suelo para los distintos tratamientos y a distintas profundidades a lo largo del período de ensayo en las parcelas sobre arcillitas (Parga-2 y Frades), migmatitas (Pino-2) y serpentinitas (As Cruces); **Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup>

Con excepción del suelo sobre serpentinitas, la concentración de este elemento en la fracción sólida, como se puede apreciar en las figuras 4.39 y 4.40, se encuentra en todas las parcelas por debajo de  $60 \text{ mg kg}^{-1}$ .

Como es característico en los suelos de serpentinitas, la concentración de Mg extraíble se encuentra en concentraciones muy elevadas con valores próximos a los  $2000 \text{ mg kg}^{-1}$ .

La primera aplicación supuso un incremento de Mg en las parcelas sobre migmatitas (Pino-2) que se mantuvo durante todo el ensayo en las dos profundidades. En las parcelas de serpentinitas, sin embargo la respuesta del suelo fue la contraria, disminuyendo la concentración de este elemento con la aplicación de cenizas, posiblemente como resultado del desplazamiento del Mg por Ca u otros elementos del complejo de cambio, efecto que puede considerarse como positivo.

### Parcelas Tipo II



**Figura 4.40.** Evolución del Magnesio extraíble para los distintos tratamientos y a distintas profundidades a lo largo del período de ensayo en las parcelas de arcillitas (Parga-1) y migmatitas (Pino-1); **CONTROL** = control, **CENIZAS** = aporte de  $10 \text{ Mg}$  de ceniza  $\text{ha}^{-1}$  en febrero de 2003, 2004 y 2005 y **CENIZAS+P** = aporte de  $10 \text{ Mg}$  ceniza +  $0,1 \text{ Mg}$  de  $\text{P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$ .

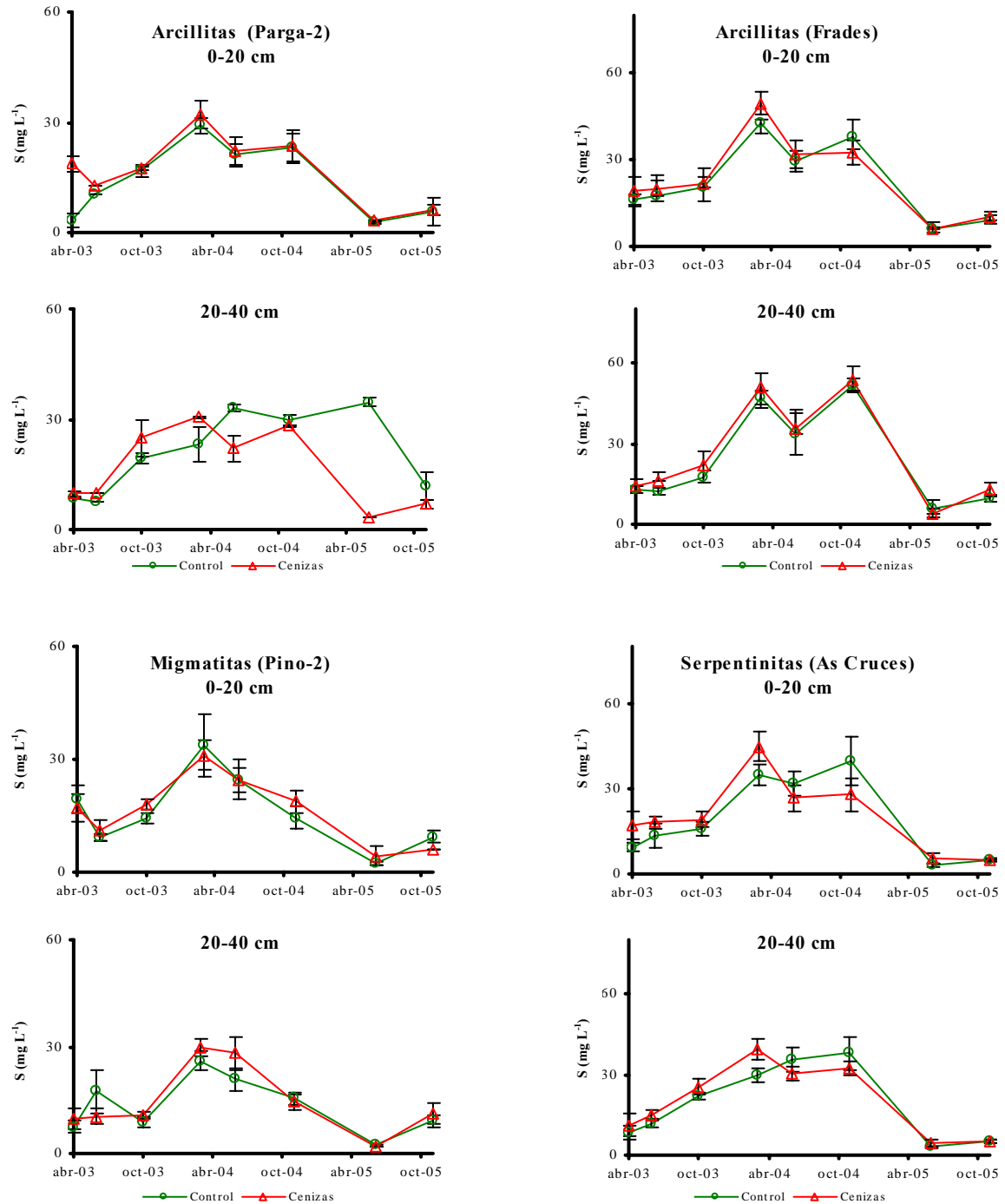
Por otra parte, en las parcelas tipo II los aumentos más significativos entre tratamientos se produjeron en Parga-1, a partir de la segunda aplicación (manteniéndose durante todo el ensayo), y en Pino-1, después de la tercera.

## 4. Resultados

### Azufre

#### a. Azufre en disolución

##### Parcelas Tipo I



**Figura 4.41.** Evolución de la concentración de S del extracto de saturación para los distintos tratamientos y a distintas profundidades a lo largo del período de ensayo en las parcelas de arcillitas (Parga-2 y Frades), migmatitas (Pino-2) y serpentinitas (As Cruces); **Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en febrero de 2003.

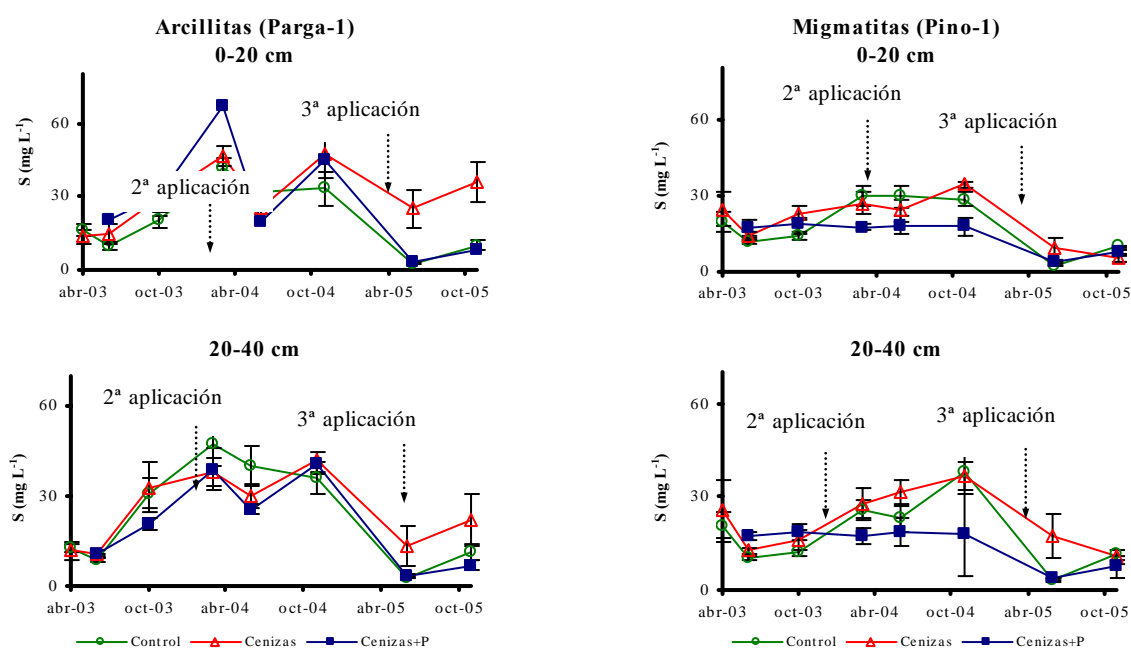
Como resultado de procesos químicos para la elaboración de tableros MDF, se aplican aditivos que contienen S (como el sulfato amónico  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ ). Por ese motivo este elemento es objeto de estudio en este trabajo.

Como se puede apreciar en las figuras 4.41 y 4.42 la concentración de azufre en el extracto de saturación fue muy similar en todas las parcelas y en ambas profundidades.

En las parcelas tipo I la única aplicación de 10 Mg de ceniza  $\text{ha}^{-1}$  derivó en ligeros incrementos de los niveles de S en las parcelas tratadas.

En las parcelas tipo II se observaron aumentos de mediana intensidad a partir de la segunda aplicación de cenizas.

### Parcelas Tipo II

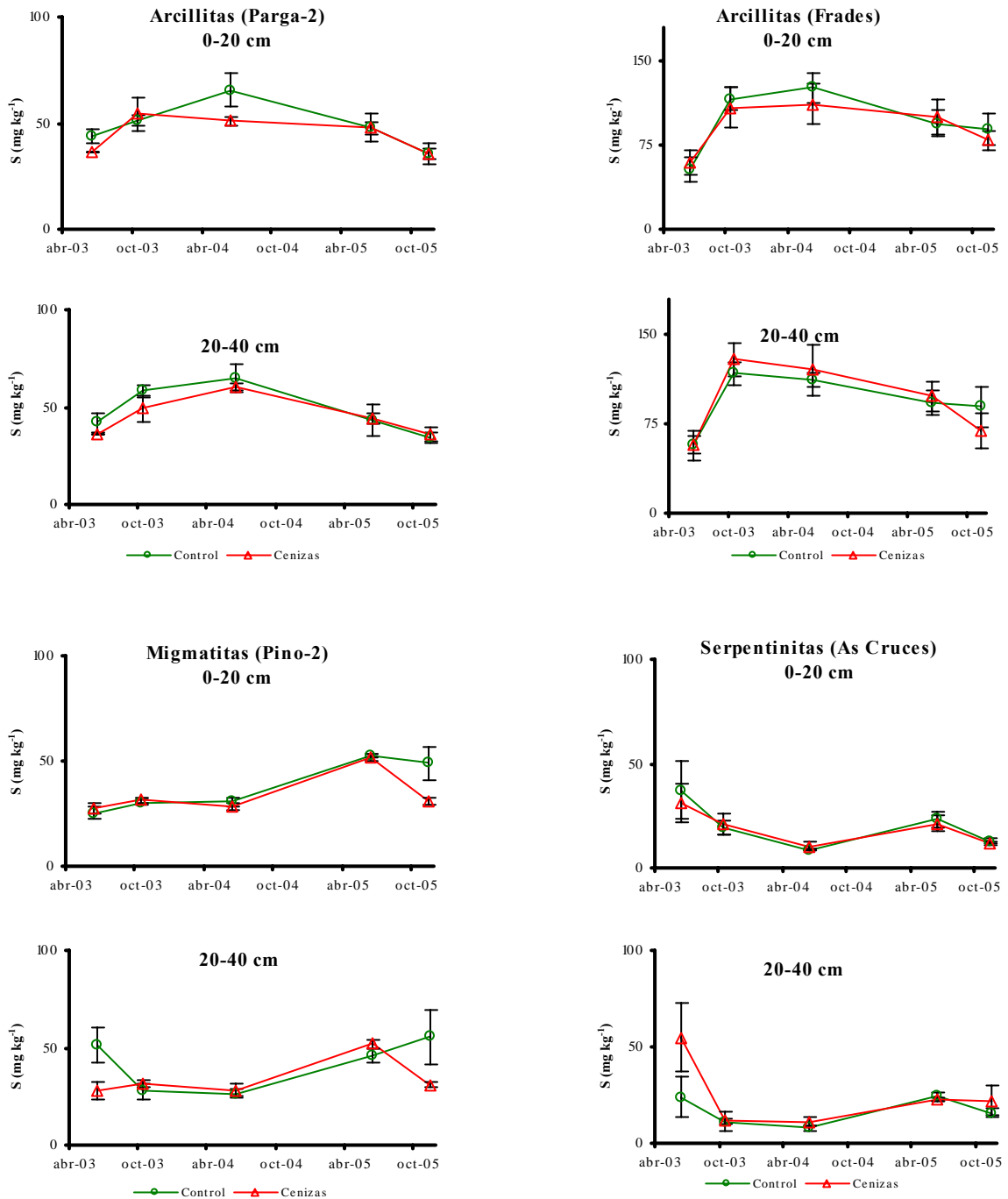


**Figura 4.42.** Evolución de la concentración de S del extracto de saturación para los distintos tratamientos y a distintas profundidades a lo largo del período de ensayo en las parcelas de arcillitas (Parga-1) y migmatitas (Pino-1); **Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza  $\text{ha}^{-1}$  en el 2003, en el 2004 y en el 2005 y **Cenizas+P** = aporte de 10 Mg de ceniza  $\text{ha}^{-1}$  y 0,1 Mg  $\text{ha}^{-1}$  de  $\text{P}_2\text{O}_5$ .

## 4. Resultados

### b. Azufre disponible en el suelo

#### Parcelas Tipo I

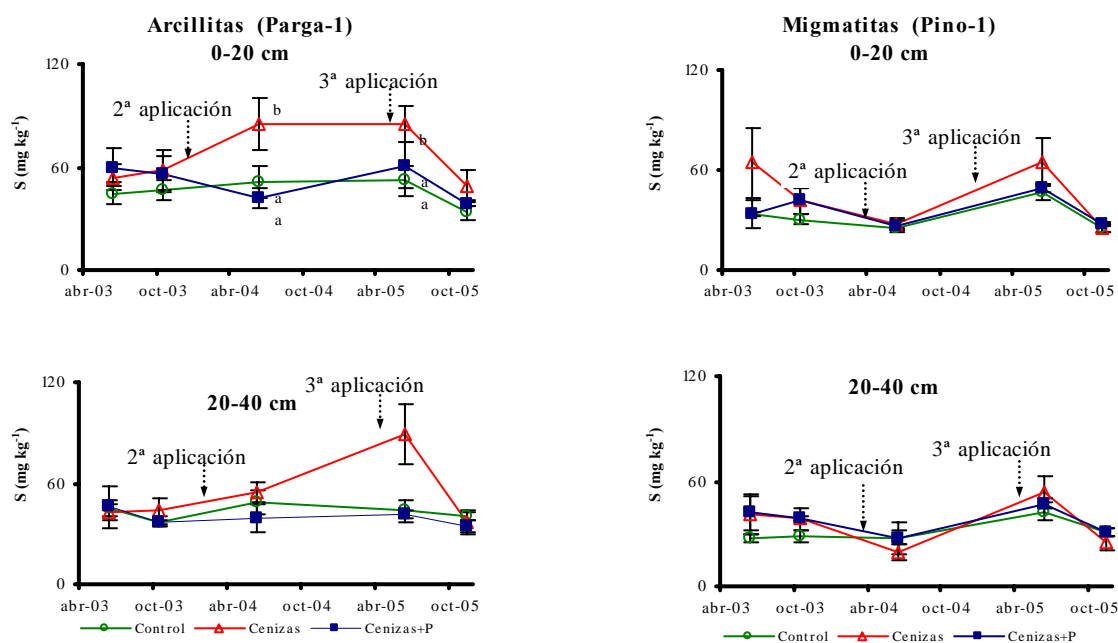


**Figura 4.43.** Evolución de las concentraciones de azufre extraíble en la fracción sólida del suelo para los distintos tratamientos y a distintas profundidades a lo largo del período de ensayo en las parcelas sobre arcillitas (Parga-2 y Frades), migmatitas (Pino-2) y serpentinitas (As Cruces); **Control** =control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup>

La concentración de azufre extraíble en el suelo (figuras 4.43 y 4.44) presentó niveles bajos en las dos profundidades analizadas.

En las parcelas tipo I no se observó una tendencia clara tras el aporte de cenizas. Y en las parcelas tipo II, este parámetro se incrementó a partir de la segunda o de la tercera aplicación, dependiendo del suelo.

### Parcelas Tipo II



**Figura 4.44.** Evolución del azufre extraíble para los distintos tratamientos y a distintas profundidades a lo largo del período de ensayo en las parcelas de arcillitas (Parga-1) y migmatitas (Pino-1); **Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza  $ha^{-1}$  en el 2003, 2004 y 2005 y **Cenizas+P** = aporte de 10 Mg ceniza + 0,1 Mg de  $P_2O_5$   $ha^{-1}$ .

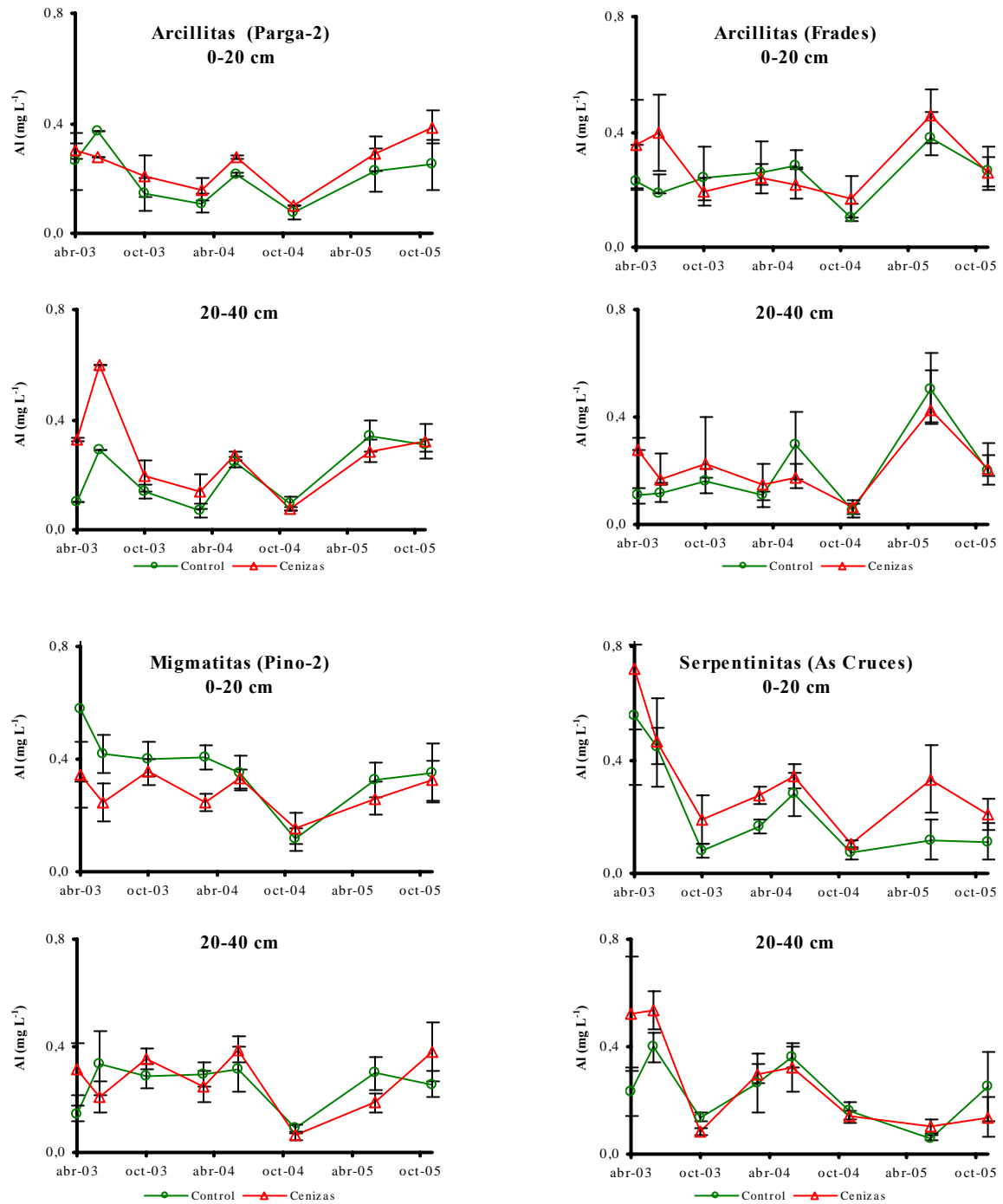
## 4. Resultados

### Otros elementos

#### Aluminio

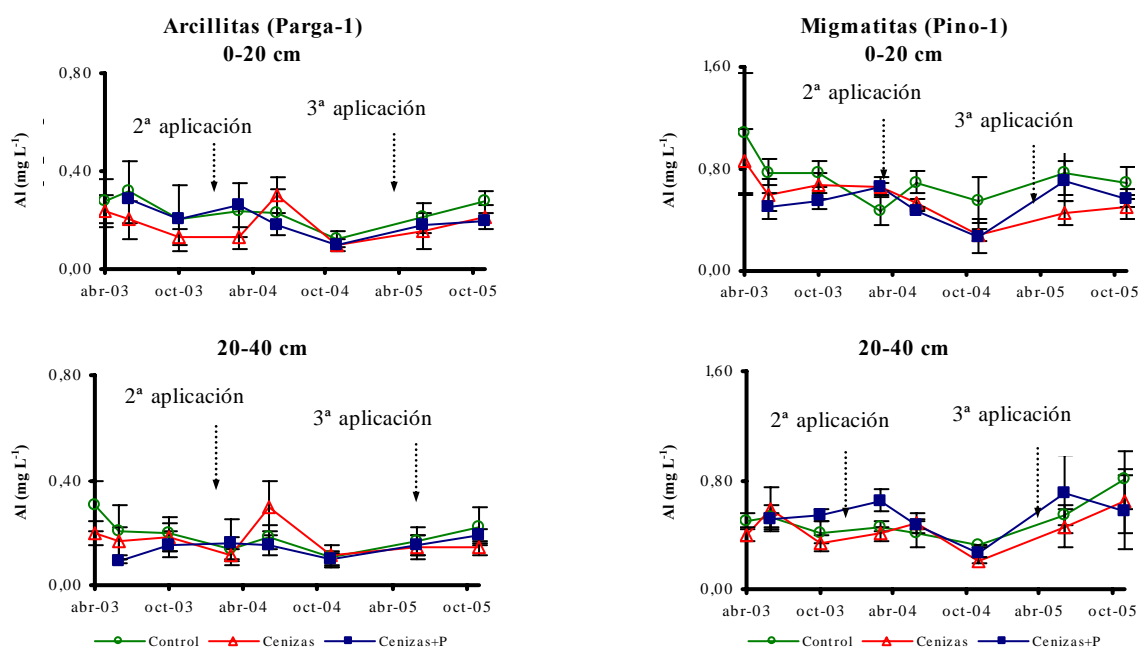
##### a. Aluminio en disolución

##### Parcelas Tipo I



**Figura 4.45.** Evolución de la concentración de aluminio del extracto de saturación para los distintos tratamientos y a distintas profundidades a lo largo del período de ensayo en las parcelas de arcillitas (Parga-2 y Frades), migmatitas (Pino-2) y serpentinitas (As Cruces); **Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en febrero de 2003.

## Parcelas Tipo II



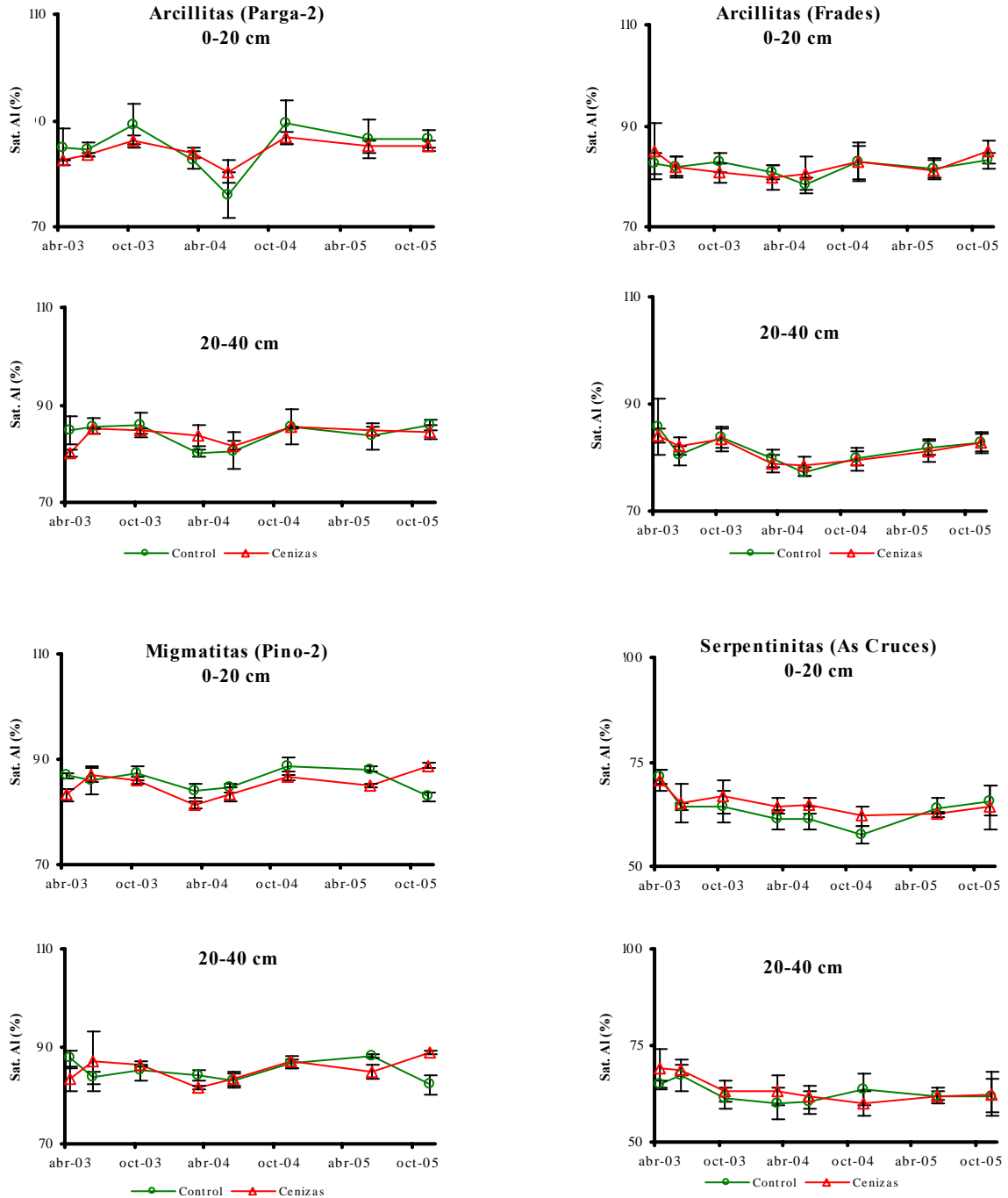
**Figura 4.46.** Evolución de la concentración de aluminio del extracto de saturación para los distintos tratamientos y a distintas profundidades a lo largo del período de ensayo en las parcelas de arcillitas (Parga-1) y migmatitas (Pino-1); **Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza  $ha^{-1}$  en febrero de 2003, 2004 y 2005 y **Cenizas+P** = aporte de 10 Mg de ceniza  $ha^{-1}$  y 0,1 Mg  $ha^{-1}$  de  $P_2O_5$

Las figuras 4.45 y 4.46 muestran la concentración de Al en el extracto de saturación de plantaciones de *Pinus radiata* de diferentes edades y sobre distintos materiales geológicos. Dada la escasa influencia de los tratamientos sobre el pH del suelo, no se esperan cambios relevantes en el Al en disolución o de cambio. En las parcelas tipo I no se observaron diferencias entre tratamientos y en las tipo II, la aplicación sucesiva de cenizas, derivó en una ligera tendencia a disminuir la concentración de Al en disolución, sobre todo en los suelos sobre migmatitas (Pino-1).

## 4. Resultados

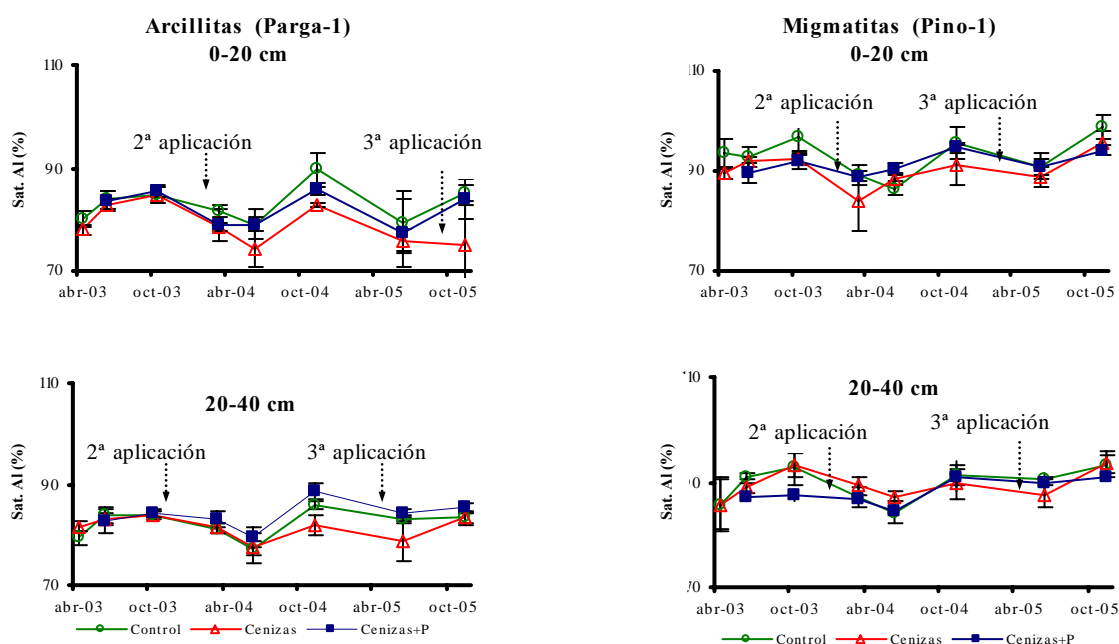
### b. Saturación de aluminio

#### Parcelas Tipo I



**Figura 4.47.** Evolución de la saturación de aluminio para los distintos tratamientos y a distintas profundidades a lo largo del período de ensayo en las parcelas de arcillitas (Parga-2 y Frades), migmatitas (Pino-2) y serpentinitas (As Cruces); **Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en febrero de 2003.

## Parcelas Tipo II



**Figura 4.48.** Evolución de la saturación de aluminio para los distintos tratamientos y a distintas profundidades a lo largo del período de ensayo en las parcelas de arcillitas (Parga-1) y migmatitas (Pino-1); **Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza  $ha^{-1}$  en febrero de 2003, 2004 y 2005 y **Cenizas+P** = aporte de 10 Mg de ceniza  $ha^{-1}$  y 0,1 Mg  $ha^{-1}$  de  $P_2O_5$

En las figuras 4.47 y 4.48 se refleja el porcentaje de aluminio en saturación a distintas profundidades del suelo.

A la vista de la figura 4.47 no se aprecian diferencias significativas entre tratamientos, sin embargo, en relación a los ligeros cambios de pH, se observa un ligero descenso de la saturación de Al en todas las parcelas en las que se aporta cenizas frente a las no tratadas.

El aporte continuado de cenizas en las parcelas tipo II hizo que el descenso de la saturación de aluminio de los suelos tratados se mantuviese durante todo el ensayo.

### Elementos traza

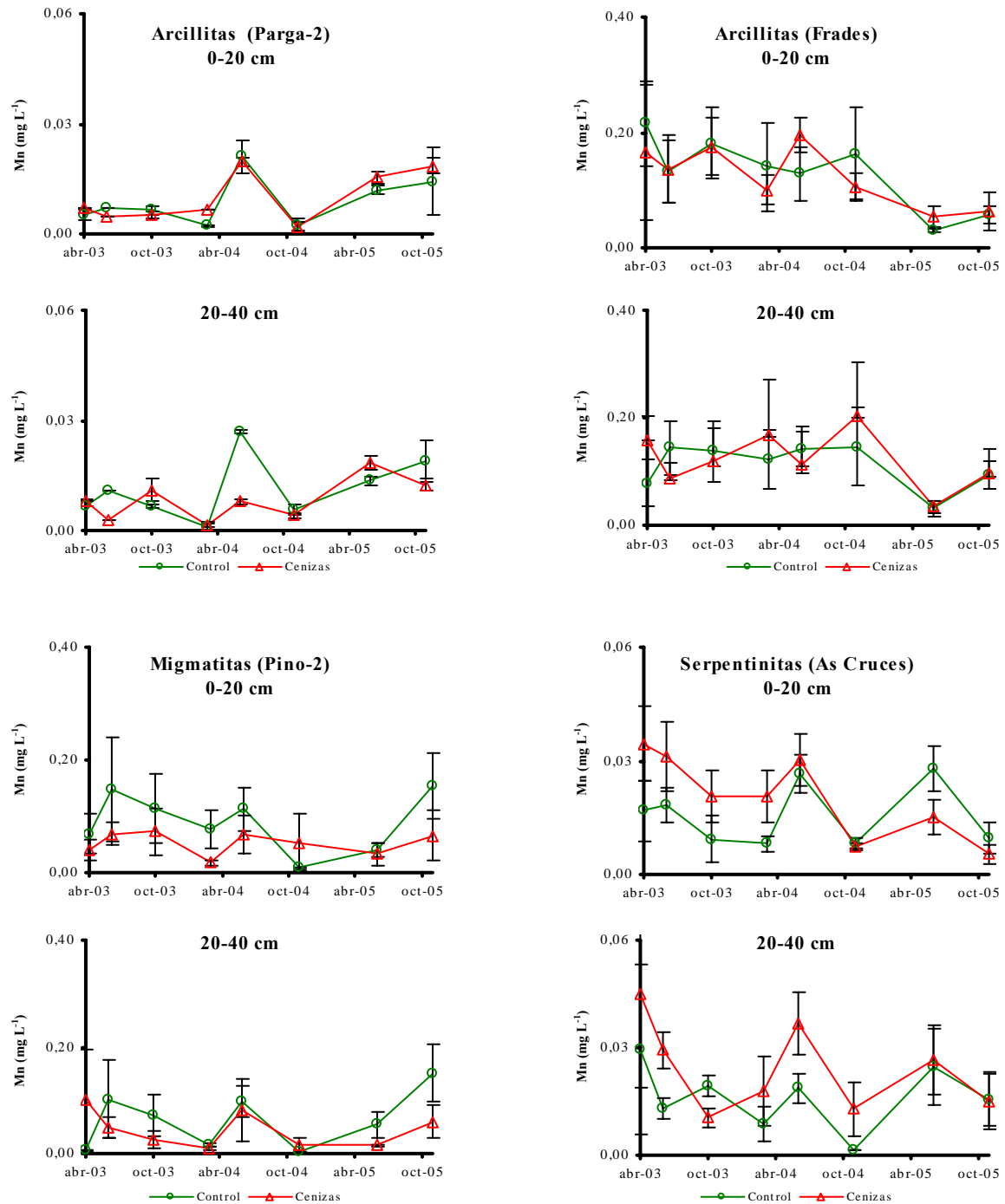
La evaluación de los tratamientos sobre la disponibilidad de metales pesados se realizó mediante el análisis de la fracción líquida y sólida de los suelos. Esta información se complementa con el análisis de la vegetación vascular (acículas de los árboles y vegetación del sotobosque) y macromicetos, que se recogen en posteriores subapartados.

## 4. Resultados

### Manganeso.

#### a. Manganeso en disolución

##### Parcelas Tipo I



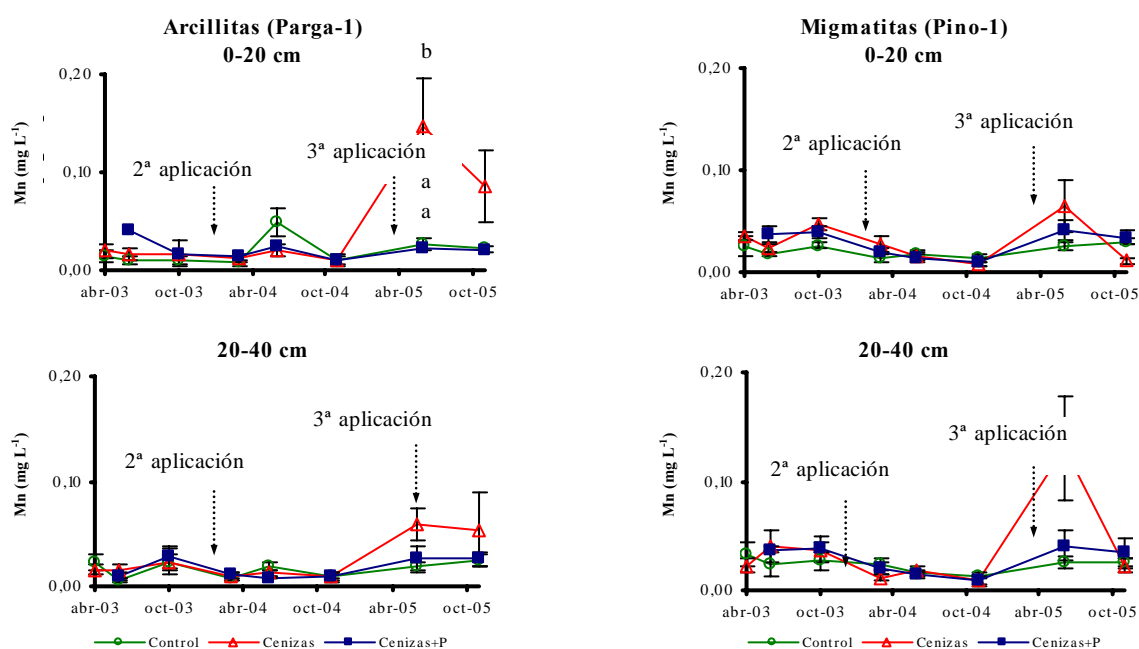
**Figura 4.49.** Evolución de la concentración de manganeso del extracto de saturación para los distintos tratamientos y a distintas profundidades a lo largo del período de ensayo en las parcelas de arcillitas (Parga-2 y Frades), migmatitas (Pino-2) y serpentinitas (As Cruces); **Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en febrero de 2003.

Las figuras 4.49 y 4.50 muestran la concentración de Mn en el extracto de saturación. La plantación sobre migmatitas de Pino presentó los mayores niveles de este elemento, y los suelos sobre arcillitas y serpentinitas (Parga y As Cruces, respectivamente), los menores.

El comportamiento de este elemento puede ser muy diferente en cada caso pues, por una parte, se ve influenciado por las variaciones de pH y el potencial redox que pueden ser relativamente bajos en el suelo de arcillitas y, por otra parte, por los importantes aportes que, de este elemento, hacemos con las cenizas (7,7 kg de Mn ha<sup>-1</sup>).

Con la primera aplicación de cenizas no se observaron diferencias entre tratamientos en ninguna de las parcelas. En las parcelas tipo II a partir de la tercera aplicación, los niveles de Mn se incrementaron, con mayores aumentos en el suelo sobre arcillitas (Parga-1) que en el de migmatitas (Pino-1), posiblemente debido al menor potencial redox, que favorece la movilidad de este elemento.

#### Parcelas Tipo II

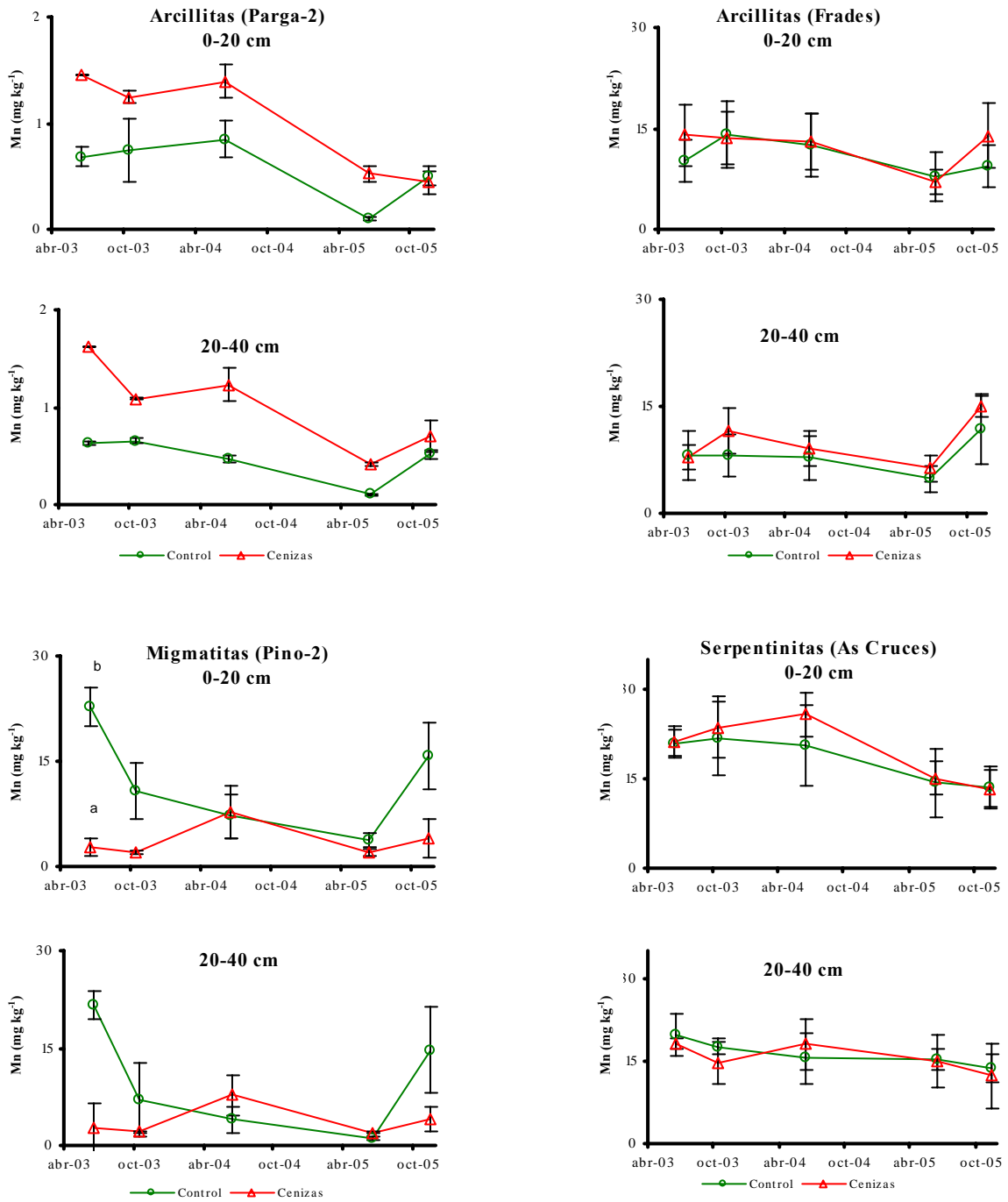


**Figura 4.50.** Evolución de la concentración de manganeso del extracto de saturación para los distintos tratamientos y a distintas profundidades a lo largo del período de ensayo en las parcelas de arcillitas (Parga-1) y migmatitas (Pino-1); **Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en febrero de 2003, 2004 y 2005 y **Cenizas+P** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> y 0,1 Mg ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>

#### 4. Resultados

##### b. Manganeso disponible en el suelo

##### Parcelas Tipo I



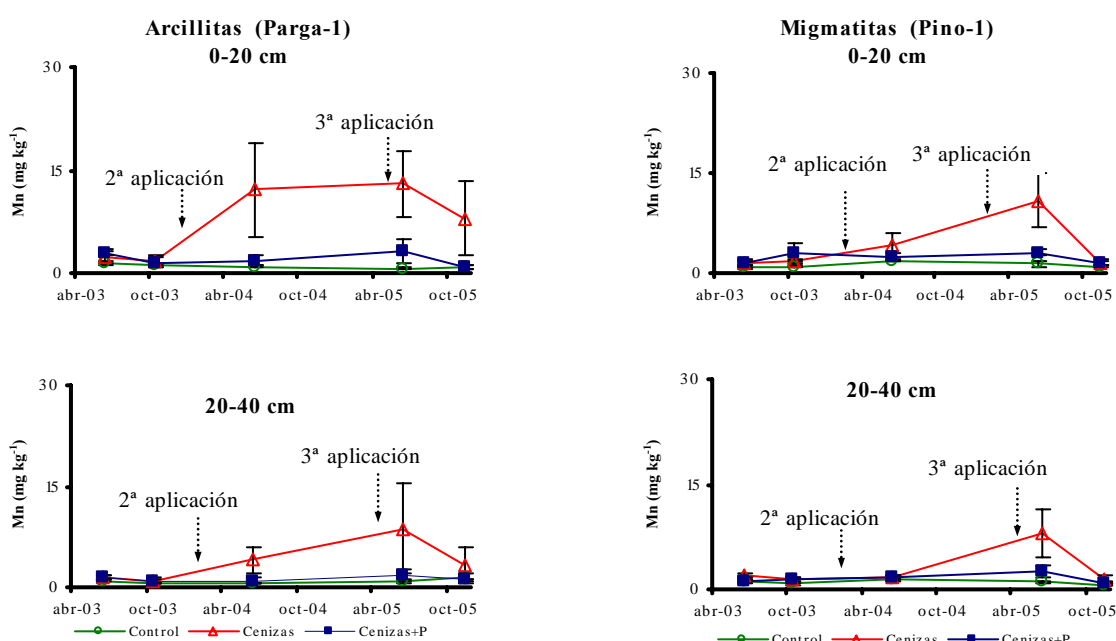
**Figura 4.51.** Evolución de las concentraciones de manganeso extraíble en la fracción sólida del suelo para los distintos tratamientos y a distintas profundidades a lo largo del período de ensayo en las parcelas sobre arcillitas (Parga-2 y Frades), migmatitas (Pino-2) y serpentinitas (As Cruces); **Control** =control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup>

En las figuras 4.51 y 4.52 muestran las concentraciones de Mn disponible en el suelo. El contenido del Mn extraíble en el suelo es variable, dependiendo sobre todo del pH y de las condiciones de óxido-reducción del suelo.

El aporte de cenizas derivó en aumentos de Mn extraíble sólo en los suelos sobre arcillitas. Esto podría reflejar el menor potencial redox de estos suelos, lo que favorece la movilidad de este elemento.

Sin embargo, es importante destacar que, después de múltiples aplicaciones (parcelas tipo II) el manganeso disponible no llegó a niveles elevados, incluso el suelo mal drenado de Parga-1.

#### Parcelas Tipo II



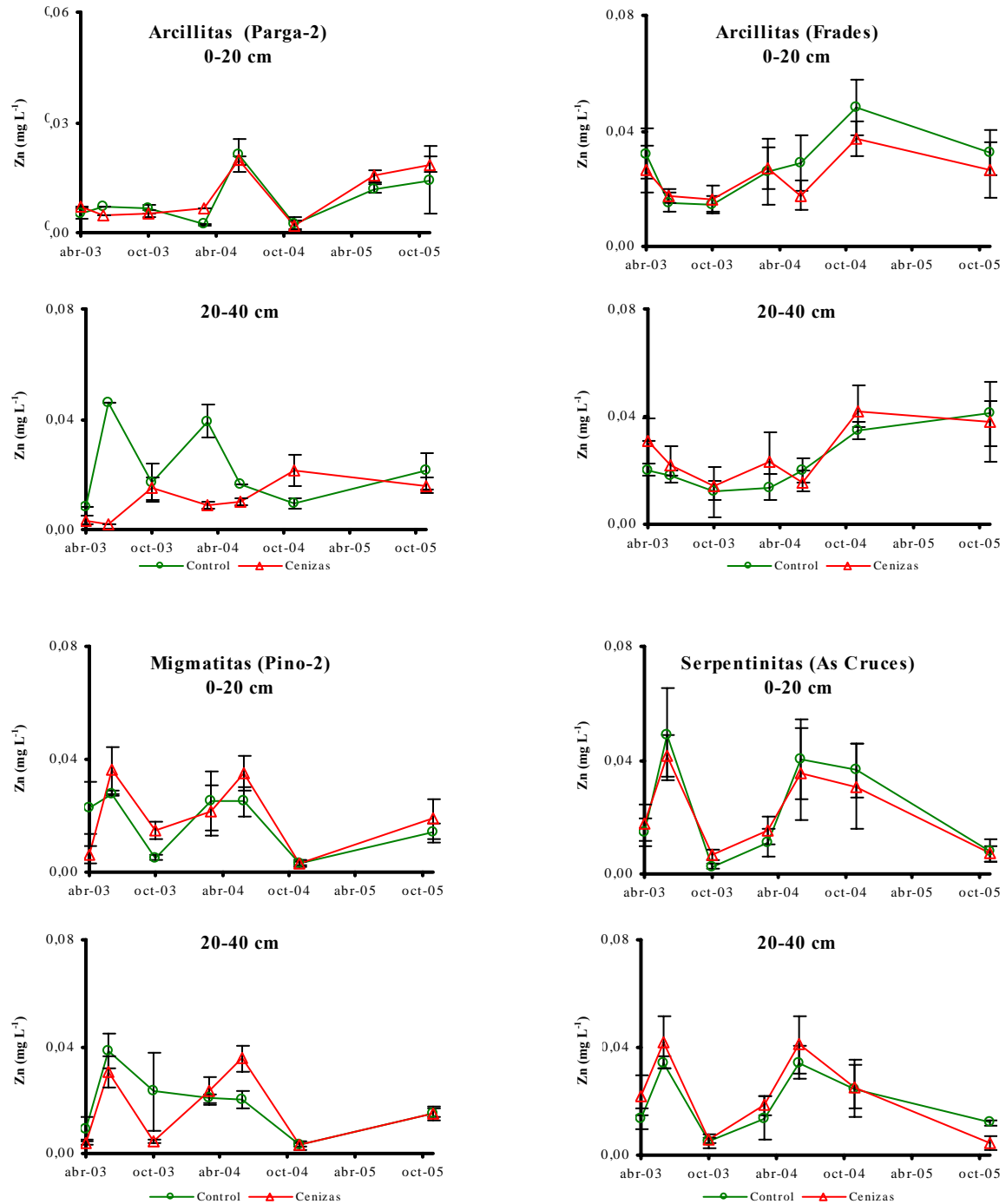
**Figura 4.52.** Evolución del manganeso para los distintos tratamientos y a distintas profundidades a lo largo del período de ensayo en las parcelas de arcillitas (Parga-1) y migmatitas (Pino-1); **Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza  $ha^{-1}$  en febrero de 2003, 2004 y 2005 y **Cenizas+P** = aporte de 10 Mg ceniza + 0,1 Mg de  $P_2O_5$   $ha^{-1}$ .

## 4. Resultados

### Zinc

#### a. Zinc en disolución

##### Parcelas Tipo I

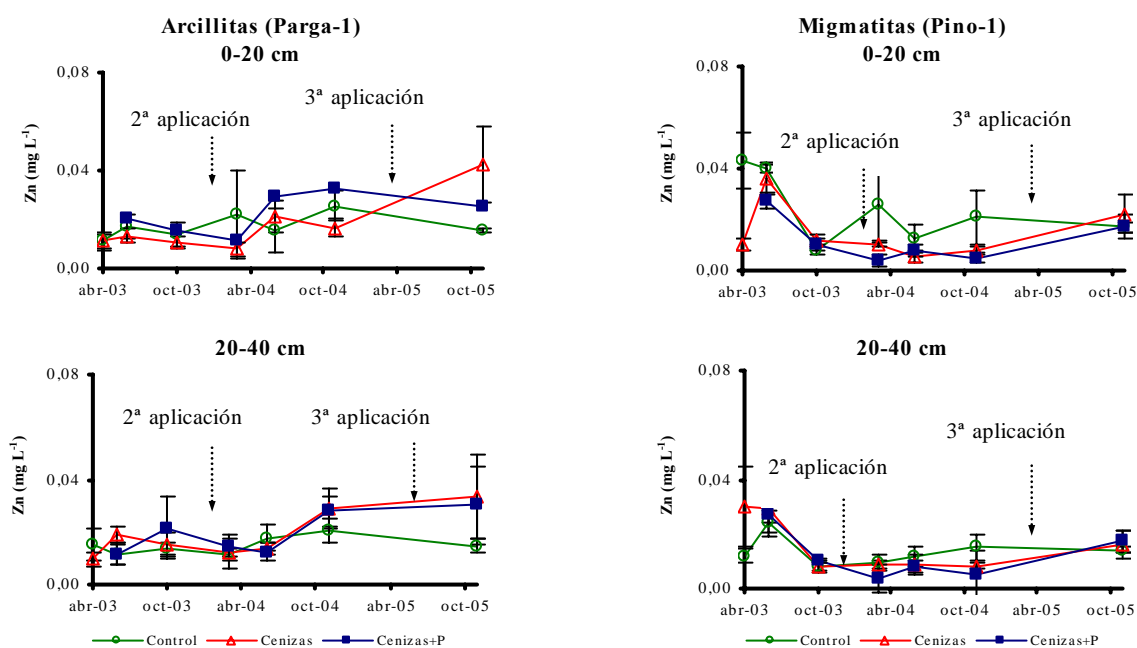


**Figura 4.53.** Evolución de la concentración de zinc del extracto de saturación para los distintos tratamientos y a distintas profundidades a lo largo del período de ensayo en las parcelas de arcillitas (Parga-2 y Frades), migmatitas (Pino-2) y serpentinitas (As Cruces); **Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en febrero de 2003.

En las figuras 4.53 y 4.54. se observa la evolución del zinc en el extracto de saturación. La concentración de este catión fue muy baja y similar en las dos profundidades del suelo analizadas.

Los niveles de Zn en el suelo están muy influenciados, por una parte por la acidez, (a menor pH mayor movilidad) y, por otra, por los aportes que de este elemento traza se realiza con las cenizas (1,1 kg de Zn ha<sup>-1</sup> y 3,3 kg de Zn ha<sup>-1</sup> para una y tres aplicaciones respectivamente). La aplicación de ceniza no derivó en cambios importantes de la concentración de este elemento, si bien se puede observar una tendencia a disminuir en las parcelas II

### Parcelas Tipo II

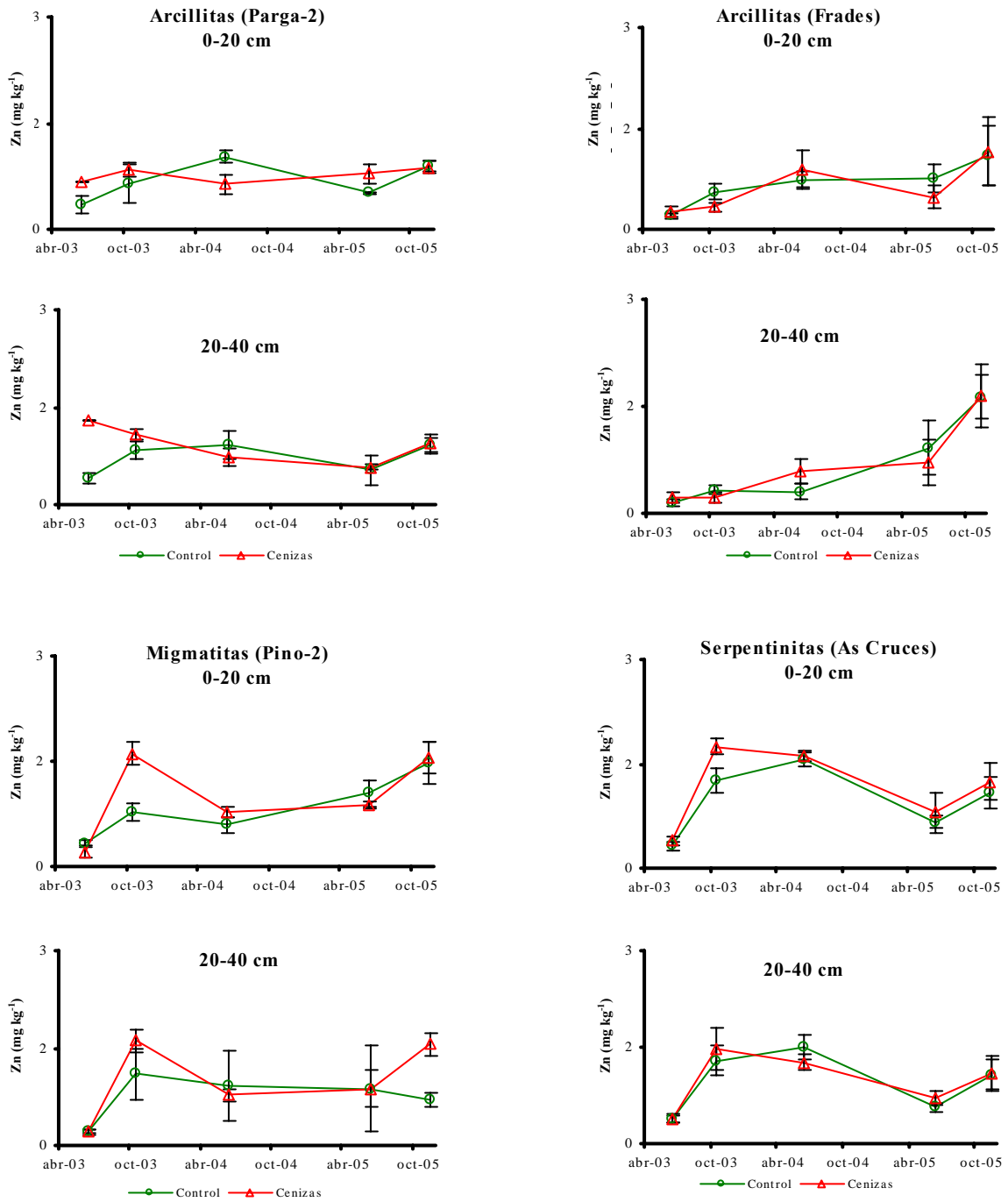


**Figura 4.54.** Evolución de la concentración de zinc del extracto de saturación para los distintos tratamientos y a distintas profundidades a lo largo del período de ensayo en las parcelas de arcillitas (Parga-1) y migmatitas (Pino-1); **Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en febrero de 2003, 2004 y 2005 y **Cenizas+P**= aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> y 0,1 Mg ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>

#### 4. Resultados

##### b. Zinc disponible en el suelo

##### Parcelas Tipo I

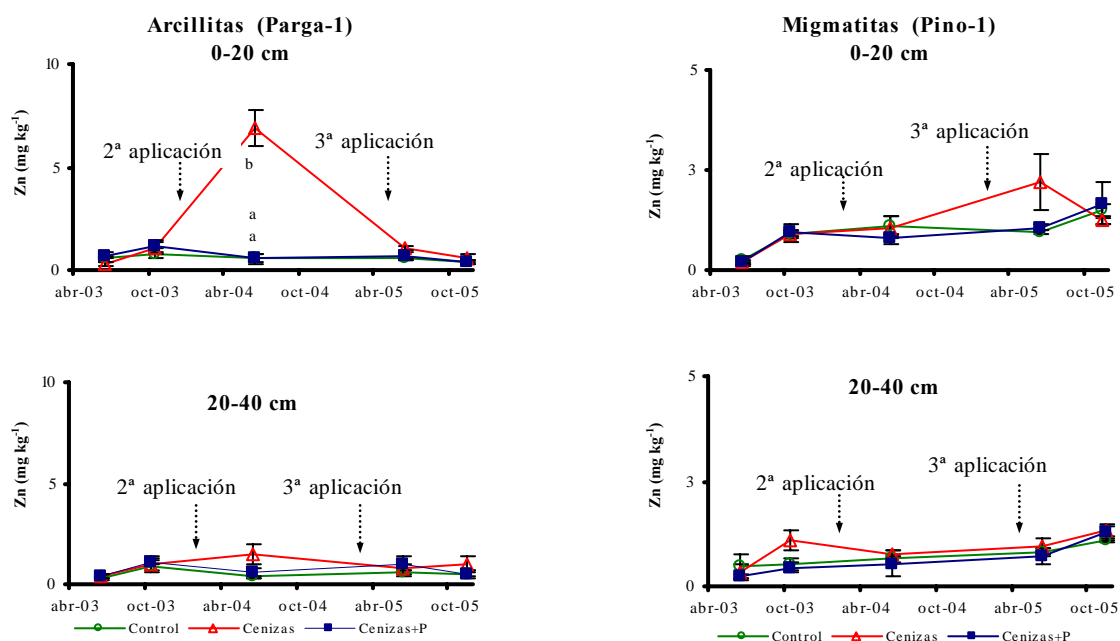


**Figura 4.55** Evolución de las concentraciones de zinc extraíble en la fracción sólida del suelo para los distintos tratamientos y a distintas profundidades a lo largo del período de ensayo en las parcelas sobre arcillitas (Parga-2 y Frades), migmatitas (Pino-2) y serpentinitas (As Cruces); **Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup>

El contenido de este elemento en la fracción sólida del suelo (figuras 4.55 y 4.56) se encuentra en niveles muy bajos, no sobrepasando los  $3 \text{ mg kg}^{-1}$ .

En las parcelas tipo I la concentración de Zn disponible en el suelo se incrementó ligeramente tras la aplicación de cenizas. En las parcelas tipo II las diferencias más significativas entre tratamientos tuvieron lugar a partir de la segunda (Parga-1) y tercera (Pino-1) aplicación.

#### Parcelas Tipo II



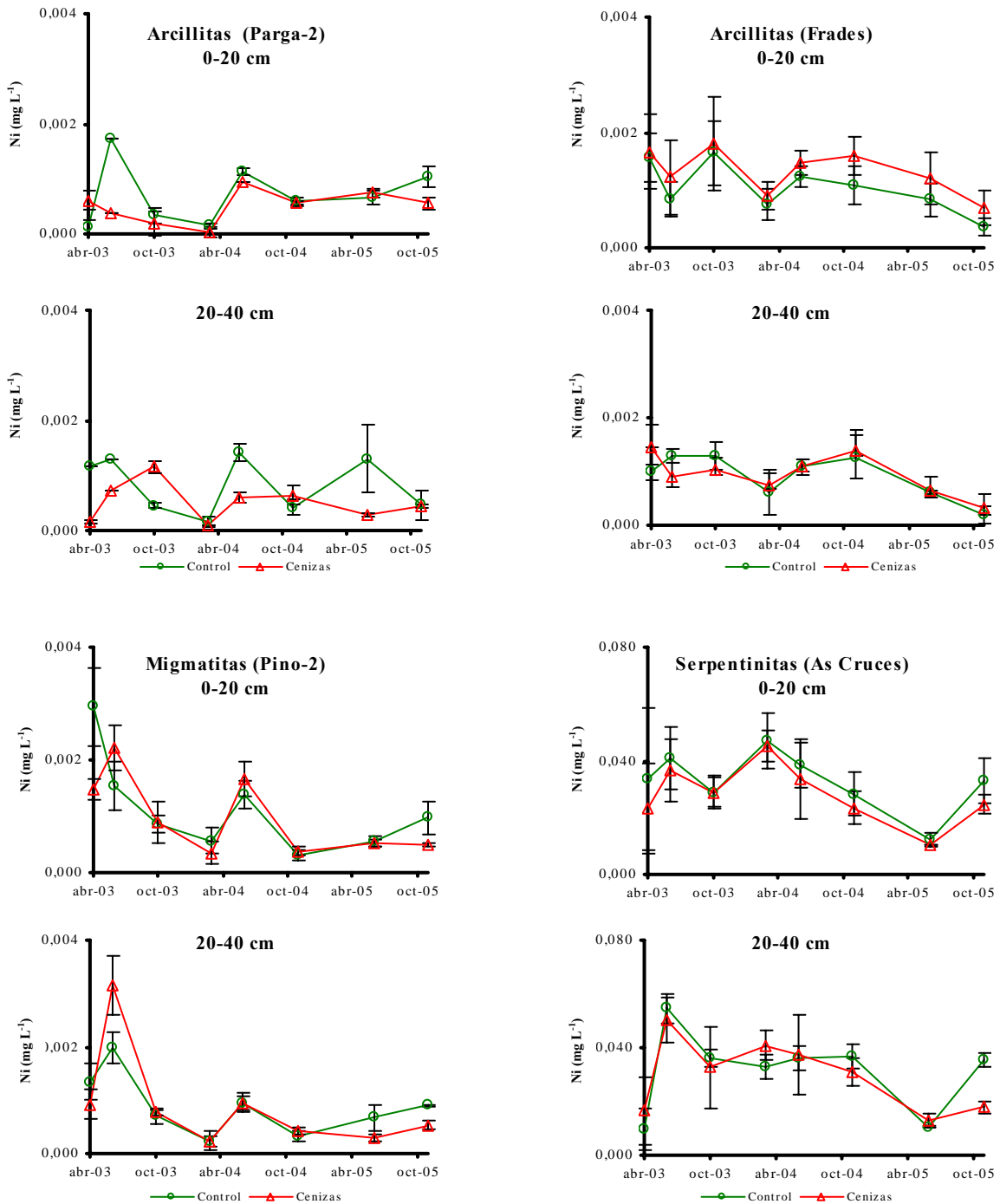
**Figura 4.56.** Evolución del zinc extraíble para los distintos tratamientos y a distintas profundidades a lo largo del período de ensayo en las parcelas de arcillitas (Parga-1) y migmatitas (Pino-1); **Control** = control, **Cenizas** = aporte de  $10 \text{ Mg}$  de ceniza  $\text{ha}^{-1}$  en febrero de 2003, 2004 y 2005 y **Cenizas+P** = aporte de  $10 \text{ Mg}$  ceniza +  $0,1 \text{ Mg}$  de  $\text{P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$

## 4. Resultados

### Níquel

#### a. Níquel en disolución

##### Parcelas Tipo I

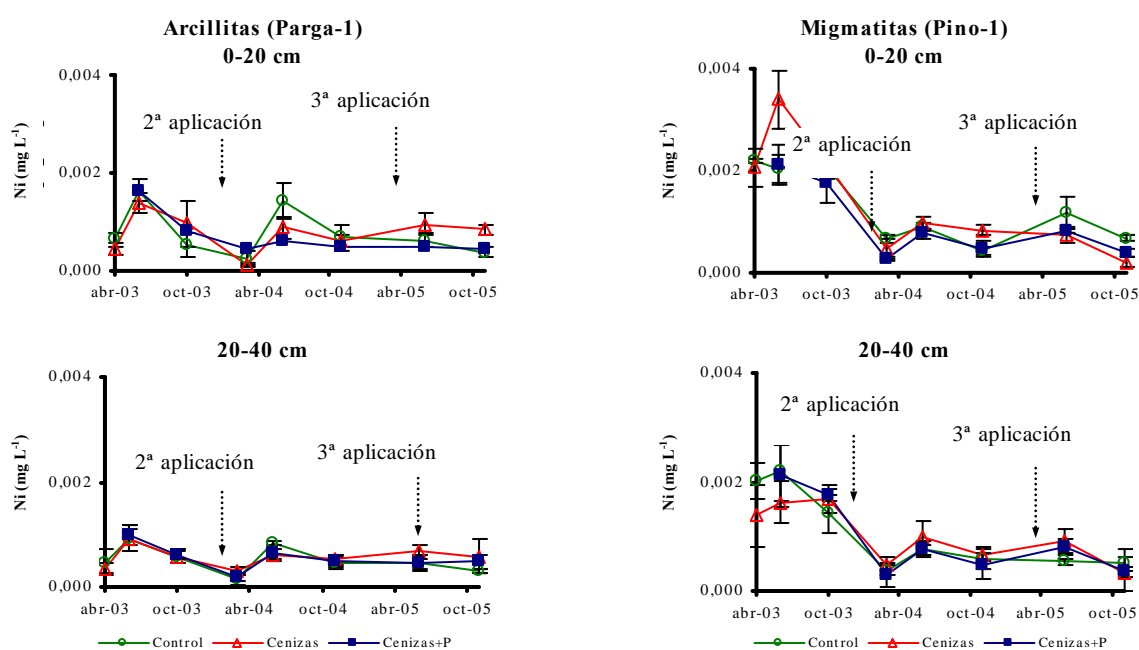


**Figura 4.57.** Evolución de la concentración de níquel del extracto de saturación para los distintos tratamientos y a distintas profundidades a lo largo del período de ensayo en las parcelas de arcillitas (Parga-2 y Frades), migmatitas (Pino-2) y serpentinitas (As Cruces); **Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en febrero de 2003.

En las figuras 4.57 y 4.58 se observa la evolución del níquel en el extracto de saturación. Con la excepción del suelo sobre serpentinitas, la concentración de este catión fue muy baja y similar en las dos profundidades del suelo analizadas. Como es esperable, el suelo sobre serpentinitas presentó las mayores concentraciones de este elemento, del orden de 10 veces más.

Tanto en las parcelas de tipo I, con una única dosis de ceniza, como en las parcelas tipo II, con tres, no se observaron diferencias entre tratamientos a lo largo de todo el ensayo.

### Parcelas Tipo II

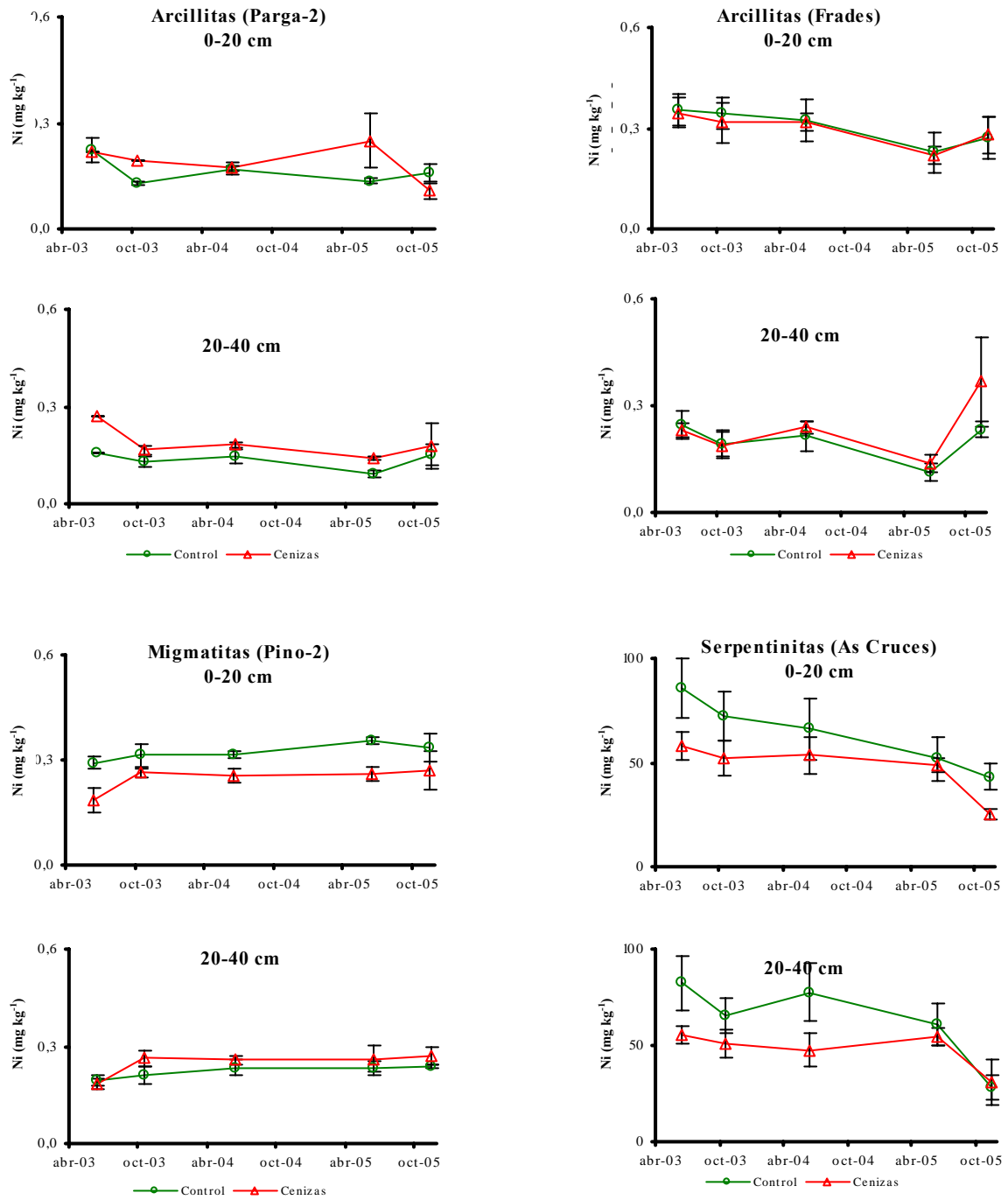


**Figura 4.58.** Evolución de la concentración de níquel del extracto de saturación para los distintos tratamientos y a distintas profundidades a lo largo del período de ensayo en las parcelas de arcillitas (Parga-1) y migmatitas (Pino-1); **Control** =control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en febrero de 2003, 2004 y 2005 y **Cenizas+P**= aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> y 0,1 Mg ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>

#### 4. Resultados

##### b. Níquel disponible en el suelo

##### Parcelas Tipo I

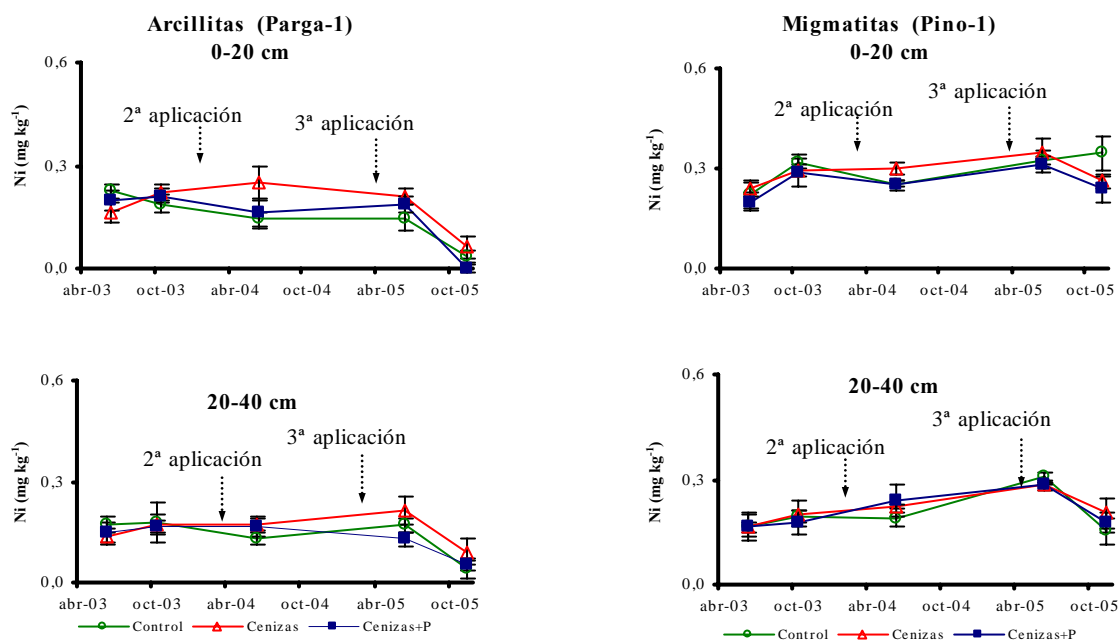


**Figura 4.59.** Evolución de las concentraciones de níquel extraíble en la fracción sólida del suelo para los distintos tratamientos y a distintas profundidades a lo largo del período de ensayo en las parcelas sobre arcillitas (Parga-2 y Frades), migmatitas (Pino-2) y serpentinitas (As Cruces); **Control** =control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup>

Al igual que ocurría en el extracto de saturación, los suelos que presentaron las mayores concentraciones extraíbles de este elemento fueron los localizados en el suelo sobre serpentinitas.

Después de haber aplicado las cenizas, ninguno de los tratamientos produjo alteraciones en los niveles de este elemento.

## Parcelas Tipo II



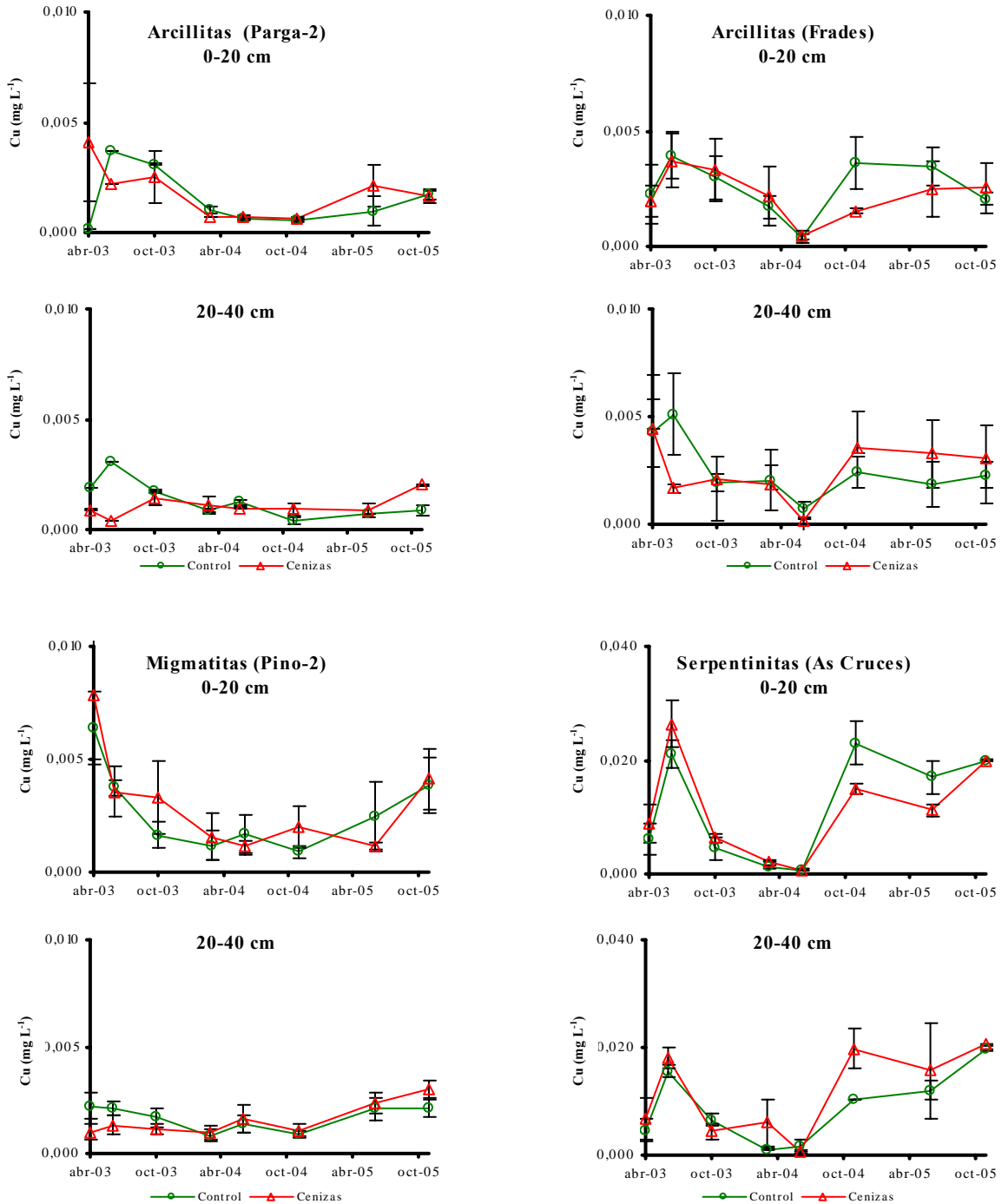
**Figura 4.60.** Evolución del níquel extraíble para los distintos tratamientos y a distintas profundidades a lo largo del período de ensayo en las parcelas de arcillitas (Parga-1) y migmatitas (Pino-1); **Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza  $ha^{-1}$  en febrero 2003, 2004 y 2005 y **Cenizas+P** = aporte de 10 Mg ceniza + 0,1 Mg de  $P_2O_5$   $ha^{-1}$

## 4. Resultados

### Cobre

#### a. Cobre en disolución

##### Parcelas Tipo I

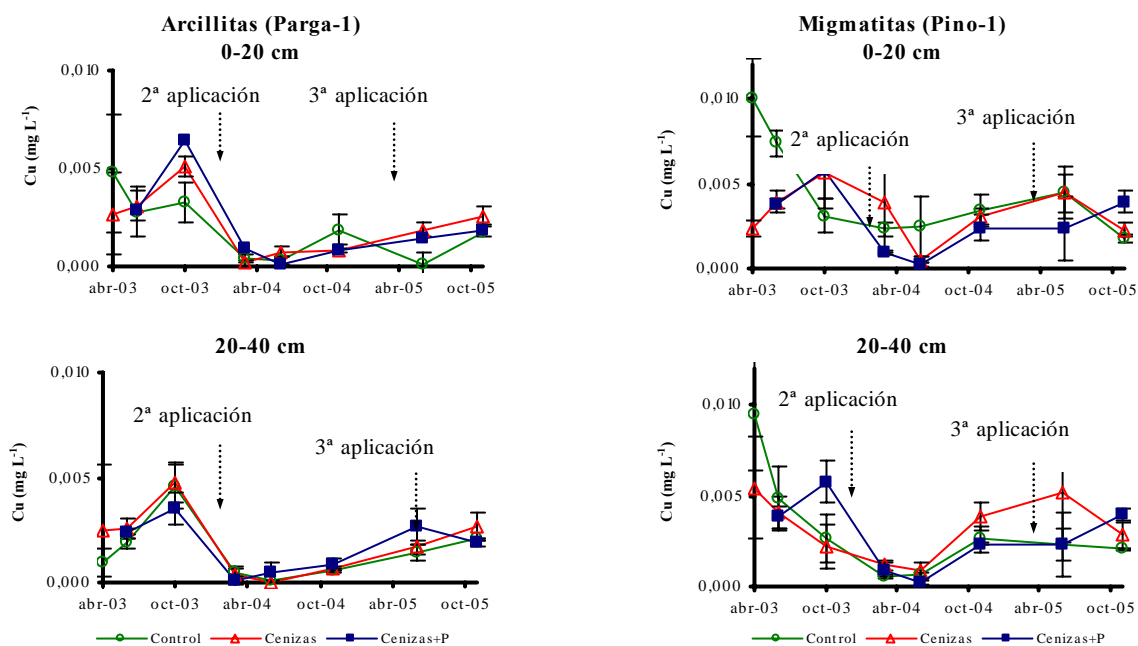


**Figura 4.61.** Evolución de la concentración de cobre del extracto de saturación para los distintos tratamientos y a distintas profundidades a lo largo del período de ensayo en las parcelas de arcillitas (Parga-2 y Frades), migmatitas (Pino-2) y serpentinitas (As Cruces); **Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en febrero 2003.

La concentración de este microelemento en disolución, como se puede apreciar en las figuras (4.61 y 4.62), presentó siempre valores bajos.

Tras la aplicación de la ceniza, los valores de Cu en las parcelas tratadas tienden a disminuir aunque la tendencia no es muy clara.

### Parcelas Tipo II

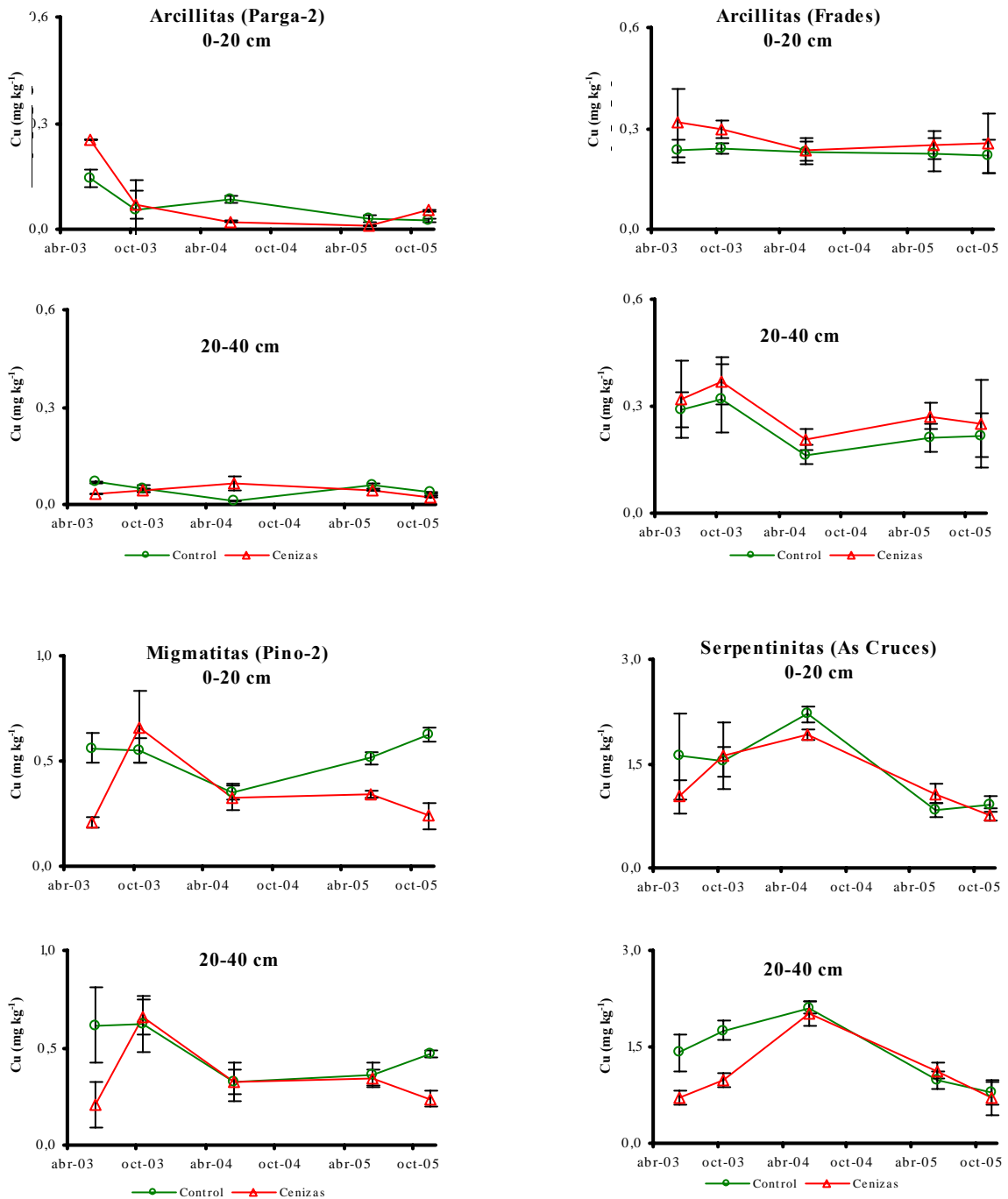


**Figura 4.62.** Evolución de la concentración de cobre del extracto de saturación para los distintos tratamientos y a distintas profundidades a lo largo del período de ensayo en las parcelas de arcillitas (Parga-1) y migmatitas (Pino-1); **Control** =control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza  $ha^{-1}$  en febrero de 2003, 2004 y 2005 y **Cenizas+P**= aporte de 10 Mg de ceniza  $ha^{-1}$  y 0,1 Mg  $ha^{-1}$  de  $P_2O_5$

## 4. Resultados

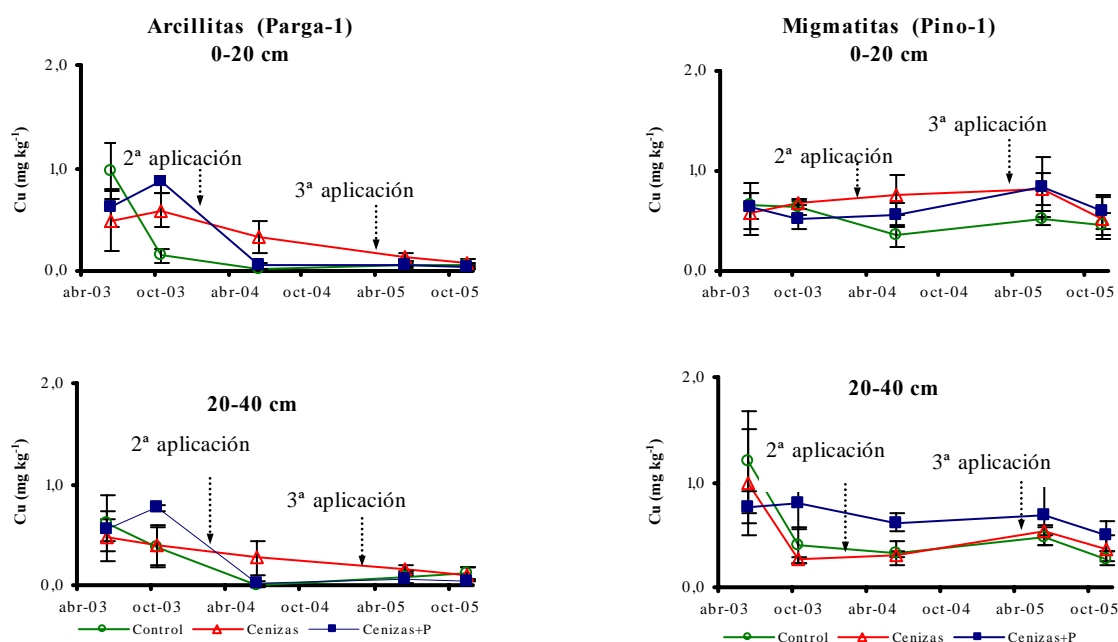
### b. Cobre disponible en el suelo

#### Parcelas Tipo I



**Figura 4.62** Evolución de las concentraciones de cobre extraíble en la fracción sólida del suelo para los distintos tratamientos y a distintas profundidades a lo largo del período de ensayo en las parcelas sobre arcillitas (Parga-2 y Frades), migmatitas (Pino-2) y serpentinitas (As Cruces); **Control** =control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup>

## Parcelas Tipo II



**Figura 4.64.** Evolución del cobre extraíble para los distintos tratamientos y a distintas profundidades a lo largo del período de ensayo en las parcelas de arcillitas (Parga-1) y migmatitas (Pino-1); **Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza  $ha^{-1}$  en febrero de 2003, 2004 y 2005 y **Cenizas+P** = aporte de 10 Mg ceniza + 0,1 Mg de  $P_2O_5$   $ha^{-1}$

En la fracción sólida del suelo la concentración de este microelemento, como se puede apreciar en las figuras 4.63 y 4.64, se encuentra comprendida entre 0,4 y 3  $mg\ kg^{-1}$ . Las parcelas sobre serpentinitas fueron las que presentaron mayores concentraciones de Cu, seguidas de las parcelas sobre migmatitas.

Al igual que ocurre en la disolución del suelo, después del aporte de las cenizas no se producen cambios de la concentración de Cu en el suelo.

### Otros elementos traza

En este proyecto también se analizaron otros metales pesados como el Cd, Pb y Cr, elementos que se encuentran tanto en la solución del suelo, como en la fracción sólida del suelo en concentraciones muy bajas y que en ningún caso se vieron afectadas por los tratamientos.

#### 4. Resultados

##### 4.2.2. ESTUDIO DE LAS PROPIEDADES BIOLÓGICAS DEL SUELO

Las propiedades biológicas se realizaron en los 15 cm superiores del suelo de las parcelas tipo II (Parga-1 y Pino-1).

##### Materia orgánica y respiración

Como es previsible, el contenido de C orgánico total no fue alterado por los tratamientos (tabla 4.6). En la figura 4.65 se recoge la evolución de C/N y diferentes parámetros biológicos del suelo de las parcelas de Parga-1 y Pino-1 para los meses de noviembre de 2004 y noviembre de 2005. La relación C/N entre ambas parcelas fue similar, con valores medios comprendidos entre 15 y 20. Como era de esperar, apenas hubo diferencias entre tratamientos ni siquiera después de las aplicaciones múltiples.

**Tabla 4.6.** Carbono orgánico (%) para noviembre de 2004 y 2005 de los distintos tratamientos en las parcelas de arcillitas (Parga-1) y migmatitas (Pino-1); **Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en febrero de 2003, 2004 y 2005 y **Cenizas+P** = aporte de 10 Mg ceniza + 0,1 Mg de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>

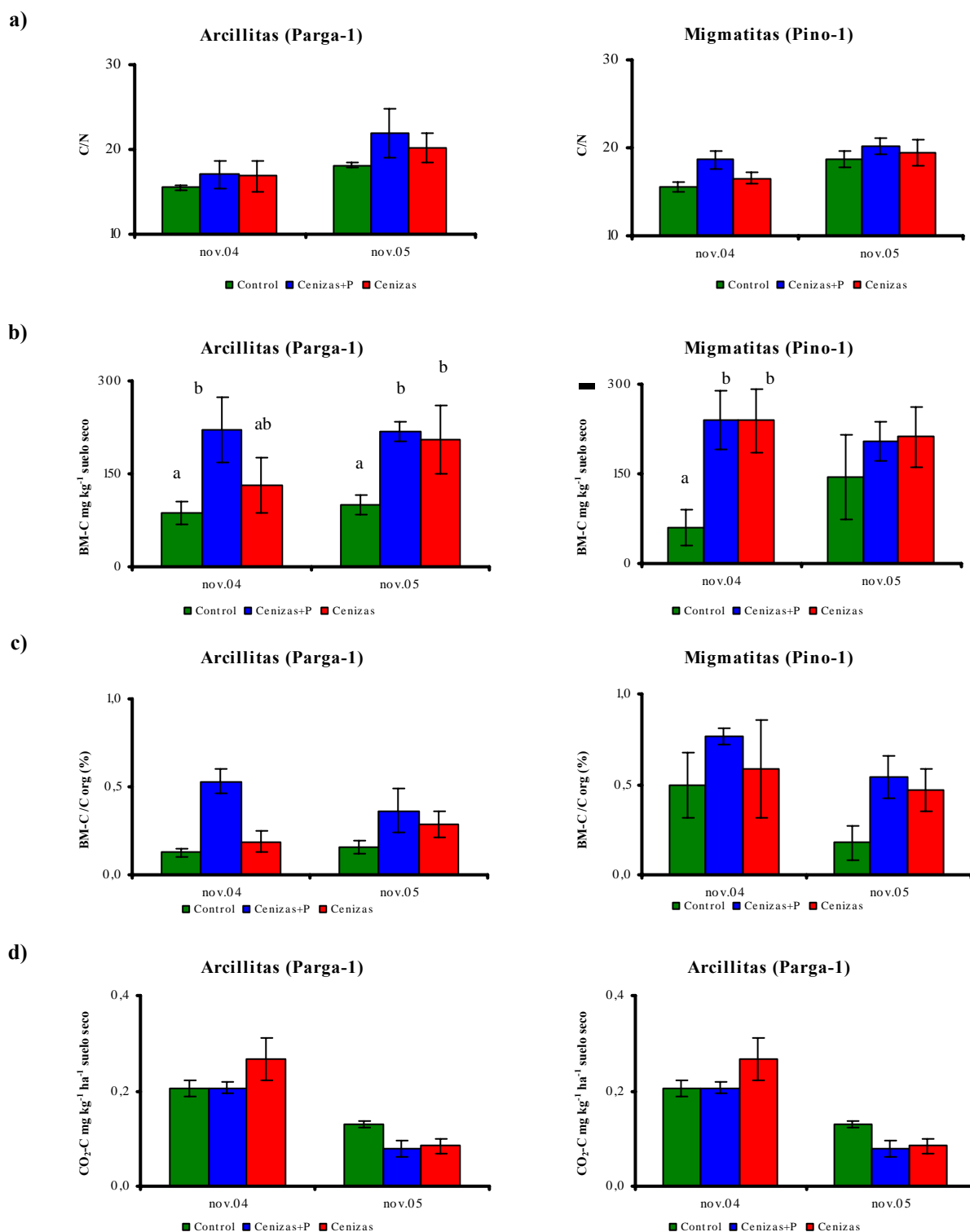
	Parga-1		Pino-1	
	2004	2005	2004	2005
Control	5,81 (0,61)	6,35 (0,89)	4,26 (0,02)	4,18 (0,02)
Cenizas+P	5,15 (0,85)	5,34 (0,74)	3,87 (0,25)	4,01 (0,29)
Cenizas	6,20 (0,58)	6,95 (0,71)	4,27 (0,18)	4,74 (0,41)

Los valores iniciales de C de la biomasa microbiana fueron de aproximadamente 120 mg kg<sup>-1</sup> en ambos suelos (figura 4.65b). La aplicación de cenizas derivó en aumentos importantes y rápidos de este parámetro. Hay que destacar que los efectos de la única aplicación (cenizas+P) fueron reconocibles 2 años más tarde.

El C microbiano representa menos del 1% del C orgánico del suelo (figura 4.65c). La relación entre la biomasa microbiana y el C orgánico del suelo fue menor en las parcelas sobre arcillitas, posiblemente debido a la peor actividad microbiana por su deficiente aireación. El aporte de cenizas tendió a aumentar esta relación, aunque las diferencias no resultaron significativas.

La respiración del suelo, medida como emisión de CO<sub>2</sub>, (figura 4.66d) es indicativa de la actividad de los microorganismos del suelo. Los valores fueron similares en las dos parcelas, en torno a 0,2 mg C kg<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>, durante todo el ensayo. En el suelo sobre migmatitas el aporte de cenizas incrementó ligeramente el flujo de CO<sub>2</sub>.

Tanto los incrementos de C microbiano, como de la actividad microbiana podrían ser atribuidos principalmente al aumento del pH y de los nutrientes de suelo (Kilham, 1994).

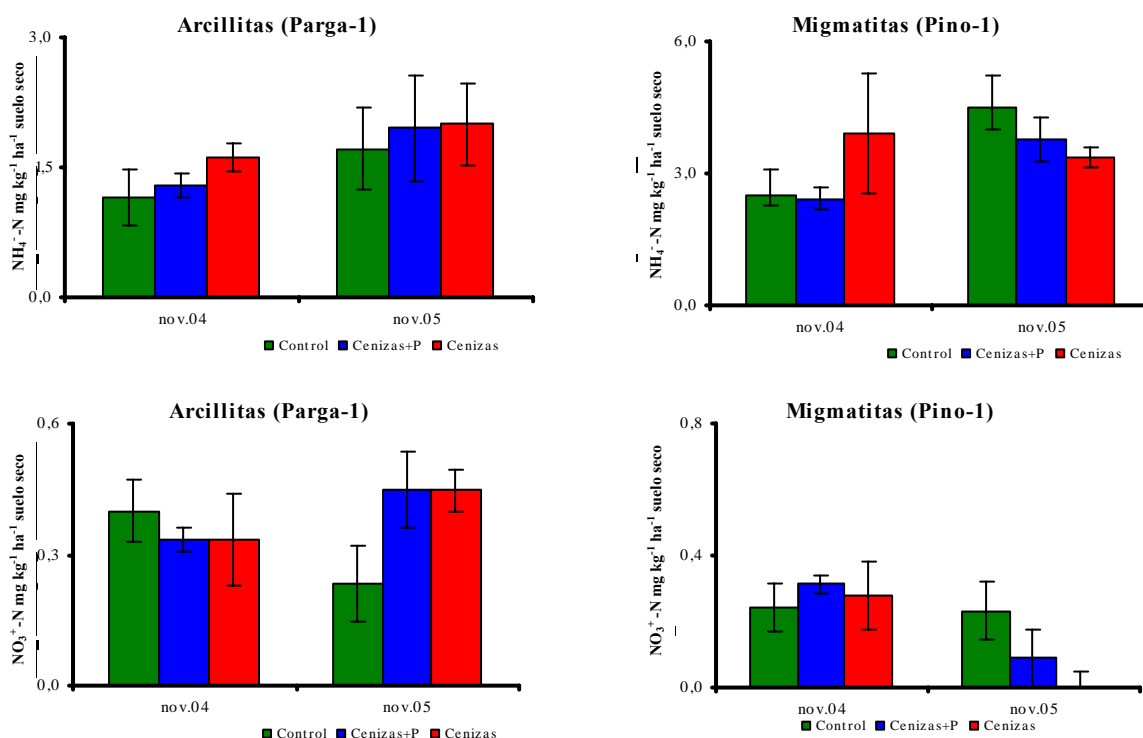


**Figura 4.65.** Relación C/N, C en biomasa microbiana y respiración basal del suelo para los meses de noviembre de 2004 y noviembre de 2005 de los distintos tratamientos en las parcelas de arcillitas (Parga-1) y migmatitas (Pino-1); **Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en febrero de 2003, 2004 y 2005 y **Cenizas+P** = aporte de 10 Mg ceniza + 0,1 Mg de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>

#### 4. Resultados

### N inorgánico extraíble y N mineralizable aeróbico

La figura 4.66 muestra la concentración de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  y  $\text{NO}_3\text{-N}$  de las parcelas Parga-1 y Pino-1. El  $\text{NH}_4^+$  fue la forma de N mineral dominante en los dos suelos y en todos los tratamientos. La aplicación de cenizas dio lugar a pequeñas diferencias en las parcelas sobre migmatitas en donde se incrementó ligeramente el ion amonio.



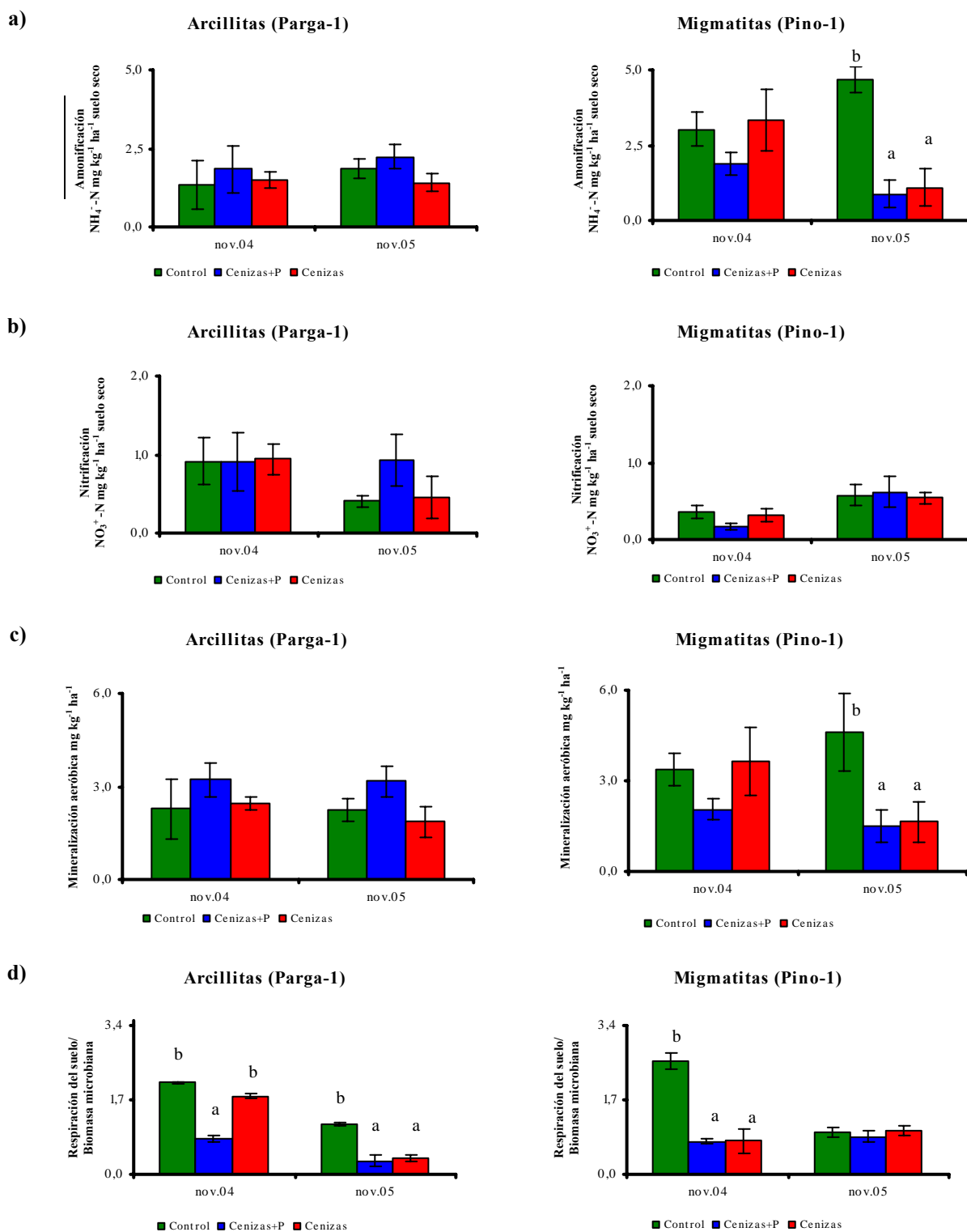
**Figura 4.66.** Concentración de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  y  $\text{NO}_3\text{-N}$  para los meses de noviembre de 2004 y noviembre de 2005 de los distintos tratamientos en las parcelas de arcillitas (Parga-1) y migmatitas (Pino-1); **Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza  $\text{ha}^{-1}$  en febrero de 2003, 2004 y 2005 y **Cenizas+P** = aporte de 10 Mg ceniza + 0,1 Mg de  $\text{P}_2\text{O}_5$   $\text{ha}^{-1}$

La mineralización del N es el paso del N orgánico a nitrógeno mineral. Ésta ocurre cuando los microorganismos del suelo descomponen y mineralizan los residuos vegetales o la materia orgánica, liberando el N sobrante en forma de  $\text{NH}_4^+$ . Parte de este N en la mayoría de los suelos es oxidado primeramente a  $\text{NO}_2^-$  y luego a  $\text{NO}_3^-$ .

La figura 4.67 representa la mineralización aeróbica de N en las parcelas sobre arcillitas y migmatitas, de Parga-1 y Pino-1. La mayor parte de la mineralización tiene lugar en forma de amonio. La tasa de nitrificación fue muy baja en ambas parcelas, como suele ser frecuente en suelos forestales ácidos (figura 4.67b).

La respuesta a los distintos tratamientos fue distinta en los dos suelos. En el de arcillitas apenas se encontraron modificaciones en la tasas amonificación o nitrificación. En el suelo sobre migmatitas, por el contrario, se registró una inmovilización neta de N (figura 4.67c) en forma de  $\text{NH}_4^+$ , sin que la tasa de nitrificación se viera afectada.

La mayor actividad microbiana que desencadenaría esta inmovilización queda reflejada en la mayor relación respiración/N mineralizable (figura 4.67d)



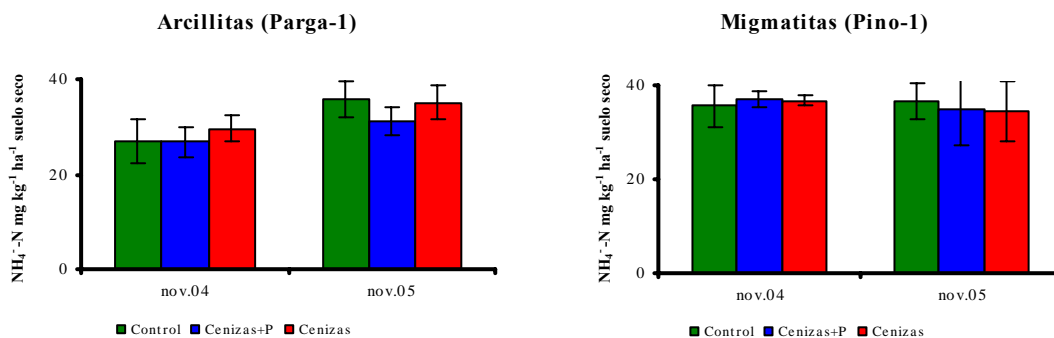
**Figura 4.67.** Amonificación, nitrificación y mineralización aeróbica para los meses de noviembre de 2004 y noviembre de 2005 de los distintos tratamientos en las parcelas de arcillitas (Parga-1) y migmatitas (Pino-1); **Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza  $\text{ha}^{-1}$  en febrero de 2003, 2004 y 2005 y **Cenizas+P** = aporte de 10 Mg ceniza + 0,1 Mg de  $\text{P}_2\text{O}_5$   $\text{ha}^{-1}$

## 4. Resultados

### N mineralizable anaeróbico

La mineralización potencial fue determinada por el método de incubación anaeróbica. Este es un indicador del N mineralizable de un suelo a corto y medio plazo.

Las concentraciones de N mineralizable fueron similares en los dos suelos, con valores comprendidos entre 27 y 37 mg kg<sup>-1</sup>. Como se muestra a continuación, los tratamientos no alteraron este parámetro.



**Figura 4.68.** Mineralización anaeróbica de nitrógeno para los meses de noviembre de 2004 y noviembre de 2005 de los distintos tratamientos en las parcelas de arcillitas (Parga-1) y migmatitas (Pino-1); **Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en febrero de 2003, 2004 y 2005 y **Cenizas+P** = aporte de 10 Mg ceniza + 0,1 Mg de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>

### Resumen de los resultados obtenidos en el estudio del suelo

Para la evaluación de los efectos sobre las propiedades de los suelos se han seleccionado localidades con distintos materiales geológicos (arcillitas, migmatitas y serpentinitas) los cuales difieren en su textura. Los suelos de todas ellas, como es característico de los suelos forestales de Galicia, presentaron pH ácido, lo que se traduce en una menor disponibilidad de nutrientes como el P, K, Ca y Mg que pueden llegar a ser limitantes del crecimiento de las plantaciones de *Pinus radiata*.

El único aporte de cenizas derivó en pocos cambios de las propiedades del suelo. El aporte continuado de cenizas dio lugar a ligeros incrementos de pH, biomasa microbiana y respiración de los microorganismos del suelo. Esto se tradujo en una mayor disponibilidad de elementos como P, K, Ca y Mg y menor de Al, Mn y Fe. Por el contrario, el incremento de la respiración microbiana desencadenó inmovilización neta del N, sobre todo en las parcelas sobre migmatitas Pino-1.

Por otra parte, los resultados del estudio de la disolución del suelo mostraron que el Ca y el Mg, elementos con mayores concentraciones en las cenizas, se pierden por lavado sobre todo con la tercera aplicación. En el resto de los elementos analizados (incluidos los metales pesados) no se observaron diferencias entre tratamientos.

### 4.2.3. ESTADO NUTRICIONAL DEL ARBOLADO

#### Concentraciones foliares de macronutrientes y elementos traza

A continuación se comentan las concentraciones de macroelementos y elementos traza en las muestras de acículas de *Pinus radiata* de las parcelas de tipo I (Parga-2 de 5 años, Frades de 29 años, Pino 2 de 6 años y As Cruces de 14 años) y de las parcelas tipo II (Parga-1 de 16 años y Pino-1 de 15 años).

En las parcelas tipo I que se aplicaron en el 2003 una dosis de 10 Mg de ceniza por hectárea (que equivale a una dosis real de 4,5 Mg ha<sup>-1</sup>). En las parcelas tipo II en las que, además de los 10 Mg ha<sup>-1</sup> aportados en el 2003, se repitió la misma dosis de ceniza en el 2004 y en el 2005.

#### Macronutrientes

**Tabla 4.7.** Concentraciones foliares iniciales de macronutrientes en las plantaciones de este trabajo, junto con las concentraciones medias para esta especie de otros estudios (noviembre de 2002)

	N	P	K	Ca	Mg	N/P
	mg g <sup>-1</sup>					
<b>Parga-1</b>	16,0	0,7	3,3	1,2	0,8	22,9
<b>Parga-2</b>	17,0	0,5	3,0	1,8	0,9	34,0
<b>Frades</b>	16,4	0,5	3,8	0,8	0,8	32,8
<b>Pino-1</b>	13,2	0,9	5,6	2,1	0,8	14,7
<b>Pino-2</b>	12,4	1,0	4,2	1,3	0,9	12,4
<b>As Cruces</b>	16,2	0,7	3,1	2,0	2,2	23,1
Will (1985) y Lambert (1979)*	15	> 1,4	> 5,0	> 1,0	> 1,0	
Zas <i>et al.</i> (2002)**	16,9	1,1	6,2	2,1	0,8	15,4
Sánchez-Rguez <i>et al.</i> (2002)***	16,4	0,8	7,5	1,7	0,7	20,5

\* valores de óptimos para plantaciones de *Pinus radiata*

\*\* valores medios en plantaciones jóvenes de *Pinus radiata* en Galicia

\*\*\* concentraciones medias de macronutrientes en plantaciones adultas de *Pinus radiata* sobre distintos materiales geológicos en Galicia.

La mayor parte de las plantaciones de este trabajo inicialmente presentaban deficiencias de P,



K y Mg, como es característico de las de *Pinus radiata* sobre suelos ácidos en Galicia. Como se puede observar en la figura 4.69, estas deficiencias nutricionales hacen que las acículas muestren un color verde amarillento (Sánchez-Rodríguez *et al.*, 2002).

**Figura 4.69.** Aspecto de la plantación joven de Parga-2, sobre arcillitas, en donde se observaron síntomas visuales con deficiencias nutricionales

#### 4. Resultados

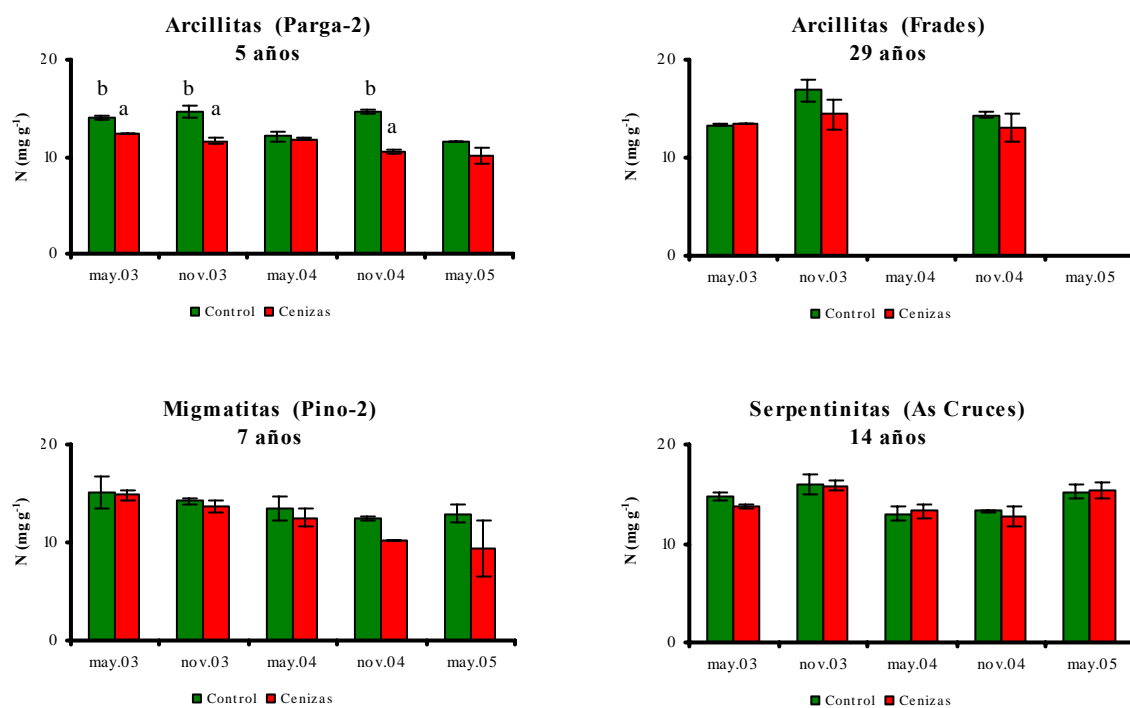
Sólo en los suelos sobre migmatitas las concentraciones de K se encontraron por encima de los límites establecidos como óptimos por Will (1985) y Lambert (1979). Por otra parte, salvo en estos mismos suelos, los valores de N se encontraron por encima de los óptimos establecidos por estos mismos autores.

#### Nitrógeno

Las cenizas tienen un bajo contenido en N, por lo que no son esperables cambios importantes en este elemento. Sin embargo, como se vio en el apartado referente a los suelos, las cenizas pueden influir de manera indirecta en la dinámica de este elemento, a través de los cambios de pH y de las concentraciones de nutrientes. De este modo, el incremento de pH puede mejorar la mineralización de N (que se pondría de manifiesto por las mayores concentraciones de  $\text{NH}_4^+$  o  $\text{NO}_3^-$ ). Por otra parte también los datos indican un proceso de inmovilización microbiana de N debido al aporte de C orgánico utilizable por los microorganismos como fuente de energía.

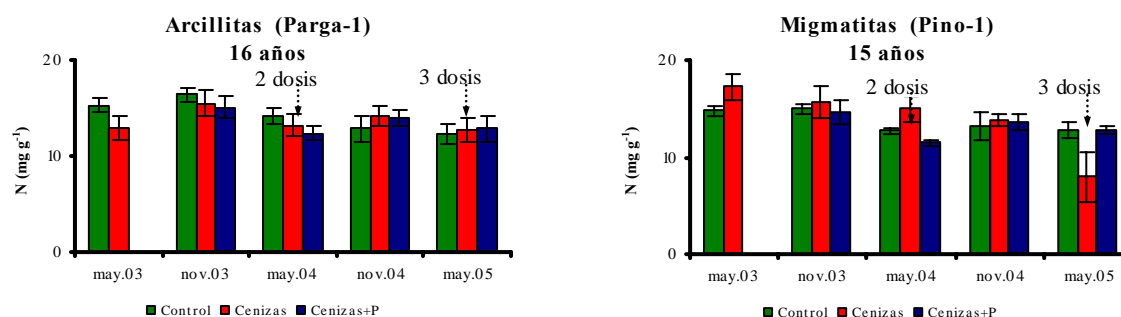
Las deficiencias de N no son frecuentes en las plantaciones de *Pinus radiata* (Stones, 1982; Hunter *et al.*, 1991). En la mayor parte de las parcelas (excepto las parcelas sobre arcillitas de Pino-1 y 2) las concentraciones de N foliares se encontraron por encima de los límites satisfactorios ( $15 \text{ mg g}^{-1}$  Will, 1985 y Lambert, 1979). Las parcelas sobre pinar adulto (Frades) presentaron los mayores niveles, alcanzando valores de  $17 \text{ mg g}^{-1}$ .

#### Parcelas Tipo I



**Figura 4.70.** Nitrógeno foliar a lo largo del período de ensayo de los distintos tratamientos en las parcelas sobre arcillitas (Frades y Parga), migmatitas (Pino) y serpentinitas (As Cruces); **Control** =control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza  $\text{ha}^{-1}$

## Parcelas Tipo II



**Figura 4.71.** Nitrógeno foliar a lo largo del período de ensayo de los distintos tratamientos en las parcelas de arcillitas (Parga-1) y migmatitas (Pino-1); **Control** =control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en el 2003, 2004 y 2005 y **Cenizas+P**= aporte de 10 Mg ceniza+ 0,1 Mg de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>

El aporte de cenizas en las parcelas tipo I se tradujo en ligeras reducciones de la concentración de N foliar, sobre todo en Parga-2, en donde probablemente se haya producido un efecto de dilución como consecuencia de un mayor crecimiento.

En las parcelas tratadas (Cenizas y Cenizas+P) de tipo II sobre arcillitas los niveles de N foliar disminuyeron ligeramente hasta mayo de 2004. El aporte continuado en las parcelas Cenizas no pareció influir en la concentración foliar de este elemento, ya que el comportamiento del arbolado sobre Cenizas+P fue similar.

### Fósforo

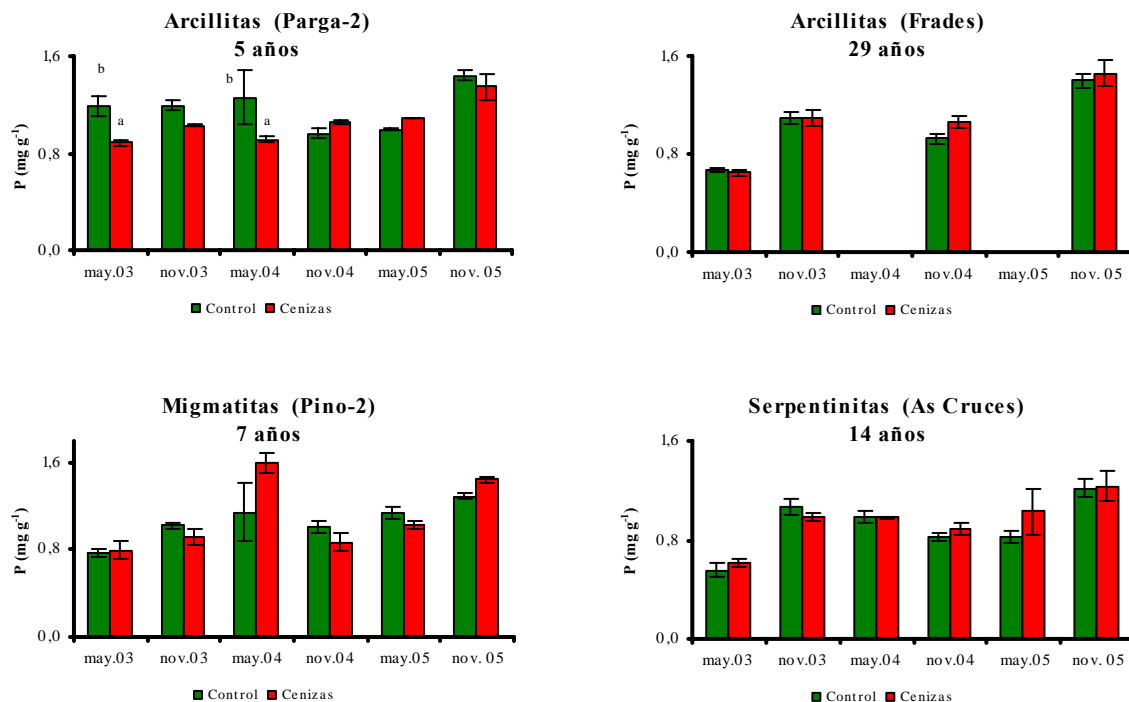
Las figuras 4.72 y 4.73 reflejan la concentración de fósforo foliar a lo largo del estudio para los distintos tratamientos. En ellas se aprecia cómo las concentraciones de este elemento, excepto la plantación adulta de Frades y la joven de Parga-2, fueron deficientes, (valores inferiores a 1,2 mg g<sup>-1</sup>).

El aporte de cenizas en las parcelas tipo I derivó, en general, en pocos cambios en las concentraciones de P foliar. Este parámetro se mantuvo sin cambios en la mayor parte de los casos, si bien en las plantaciones más jóvenes parece disminuir ligeramente.

En las parcelas de tipo II el aporte de 100 kg de fertilizante fosfórico (0-29-0) de liberación lenta sobre las parcelas de ensayo Cenizas+P, tendió a aumentar la concentración de este elemento durante todo el ensayo. Estas diferencias entre tratamientos fueron mayores en las plantaciones de Pino-1, sobre migmatitas, que en las de Parga-1, sobre arcillitas.

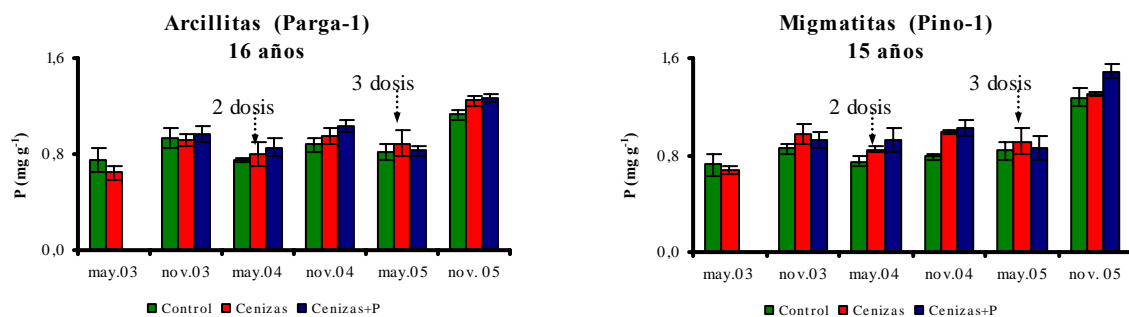
## 4. Resultados

### Parcelas Tipo I



**Figura 4.72.** Fósforo foliar a lo largo del período de ensayo de los distintos tratamientos en las parcelas sobre arcillitas (Frades y Parga), migmatitas (Pino) y serpentinitas (As Cruces); **Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup>

### Parcelas Tipo II



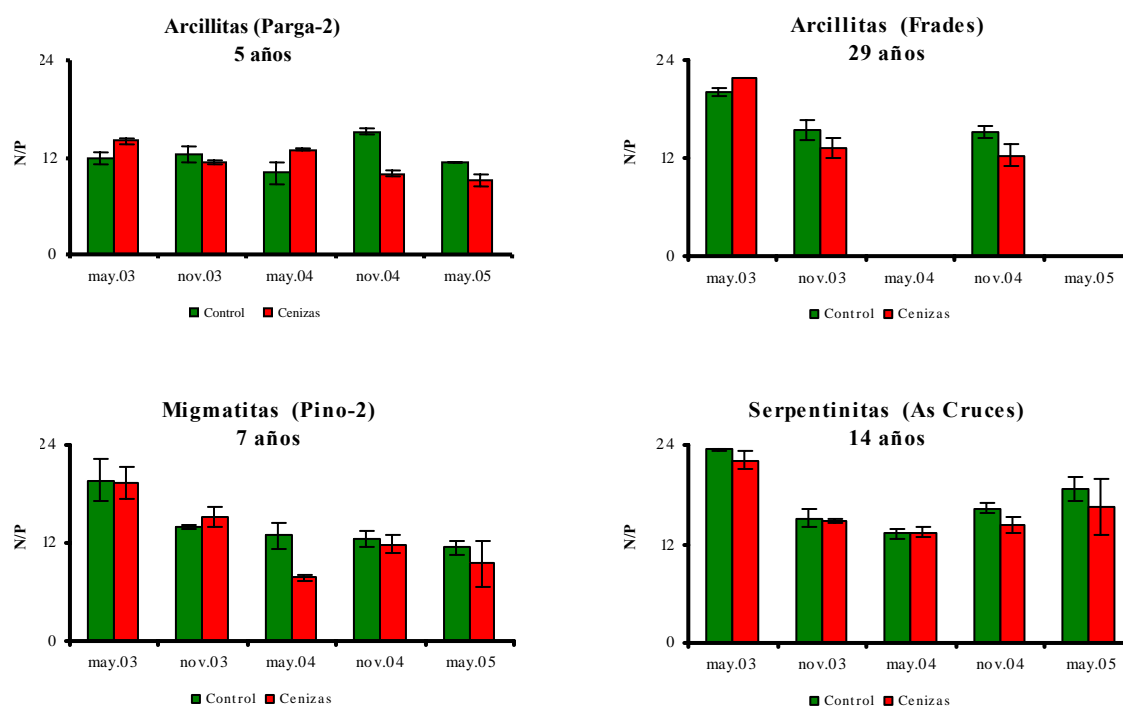
**Figura 4.73.** Fósforo foliar a lo largo del período de ensayo de los distintos tratamientos en las parcelas de arcillitas (Parga-1) y migmatitas (Pino-1); **Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en el 2003, 2004 y 2005 y **Cenizas+P** = aporte de 10 Mg ceniza + 0,1 Mg de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>

### Relación foliar N/P

Las figuras 4.74 y 4.75 muestran la relación entre el N y el P foliar de las distintas plantaciones. En ellas se observa el efecto de cada tratamiento. En las tipo I el aporte de las cenizas, redujo el ratio N/P hasta alcanzar los niveles normales para esta especie (6-16, Raupach, 1967). En las tipo II la combinación de cenizas de biomasa y fósforo semiatacado de las parcelas Cenizas+P hizo que esta correlación se redujese durante todo el ensayo ya que la mezcla de estos dos productos

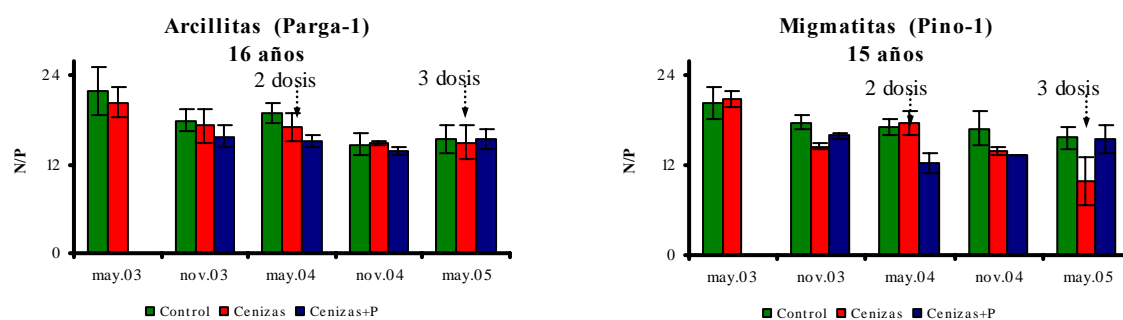
disminuyó el efecto inhibitor del N, la misma respuesta presentaron las parcelas con aportes continuados de ceniza sobre todo a partir de la segunda aplicación.

### Parcelas Tipo I



**Figura 4.74.** Relación N/P foliar a lo largo del período de ensayo de los distintos tratamientos en las parcelas sobre arcillitas (Frades y Parga), migmatitas (Pino) y serpentinitas (As Cruces); **Control** =control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza  $ha^{-1}$

### Parcelas Tipo II



**Figura 4.75.** Relación N/P foliar a lo largo del período de ensayo de los distintos tratamientos en las parcelas de arcillitas (Parga-1) y migmatitas (Pino-1); **Control** =control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza  $ha^{-1}$  en el 2003, 2004 y 2005 y **Cenizas+P**= aporte de 10 Mg ceniza+ 0,1 Mg de  $P_2O_5$   $ha^{-1}$

### Potasio

Los niveles de potasio en las hojas de los pinares sobre arcillitas de Frades y sobre migmatitas de Pino-1 y 2 se encuentran por encima de 5  $mg\ g^{-1}$  (figuras 4.76 y 4.77), valor considerado como óptimo para la producción de masas de *Pinus radiata*. En el resto de las parcelas las concentraciones

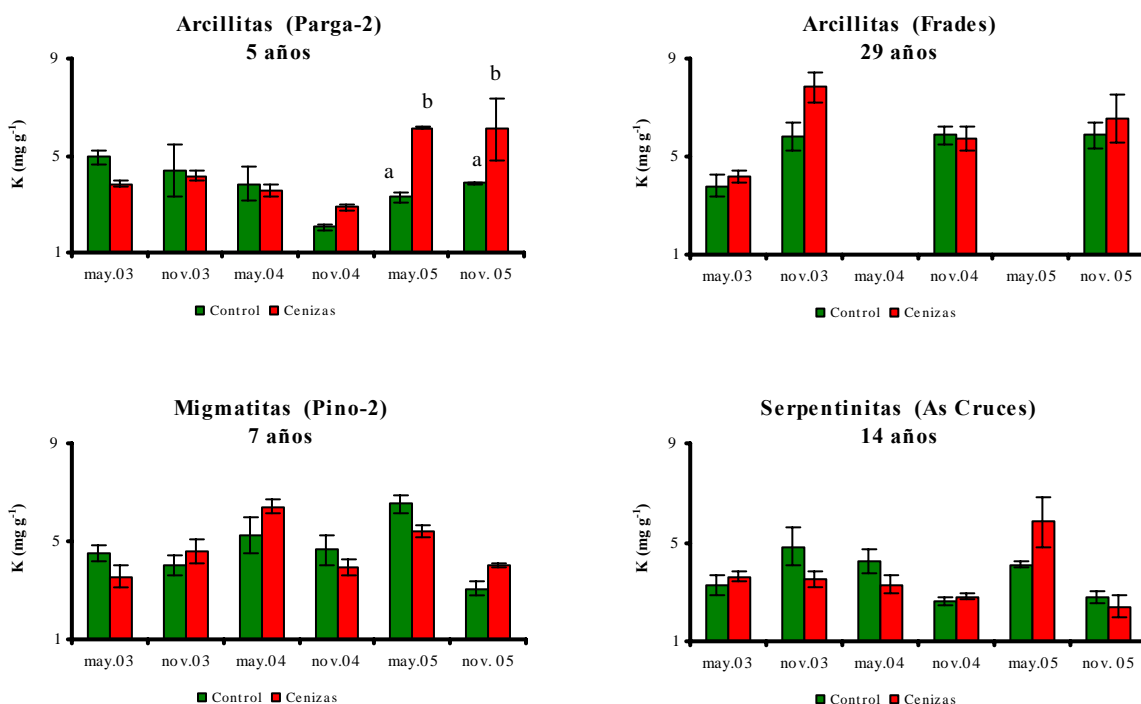
#### 4. Resultados

de este elemento se encuentran entre 3 y 5 mg g<sup>-1</sup>, rango de marginalidad propuesto por Will (1985) y Lambert (1979).

La respuesta del arbolado al aporte de cenizas para este elemento no fue inmediata ya que en la mayoría de las parcelas de tipo I la concentración de K foliar no se incrementó hasta noviembre de 2004.

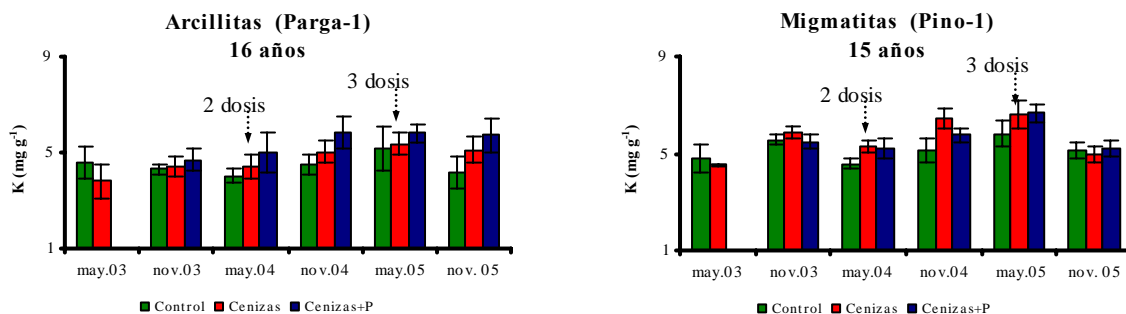
En las parcelas de tipo II se produjo un ligero incremento de K foliar a partir del segundo año. El aporte repetido no supuso un aumento en la concentración de este elemento en las hojas.

#### Parcelas Tipo I



**Figura 4.76.** Potasio foliar a lo largo del período de ensayo de los distintos tratamientos en las parcelas sobre arcillitas (Frades y Parga-2), migmatitas (Pino-2) y serpentinitas (As Cruces); **Control** =control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup>

#### Parcelas Tipo II



**Figura 4.77.** Potasio foliar a lo largo del período de ensayo de los distintos tratamientos en las parcelas de arcillitas (Parga-1) y migmatitas (Pino-1); **Control** =control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en el 2003, 2004 y 2005 y **Cenizas+P**= aporte de 10 Mg ceniza+ 0,1 Mg de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>

Por otra parte, existió cierta estacionalidad con respecto a este elemento, disminuyendo su concentración en otoño y aumentando en primavera, al igual que el fósforo.

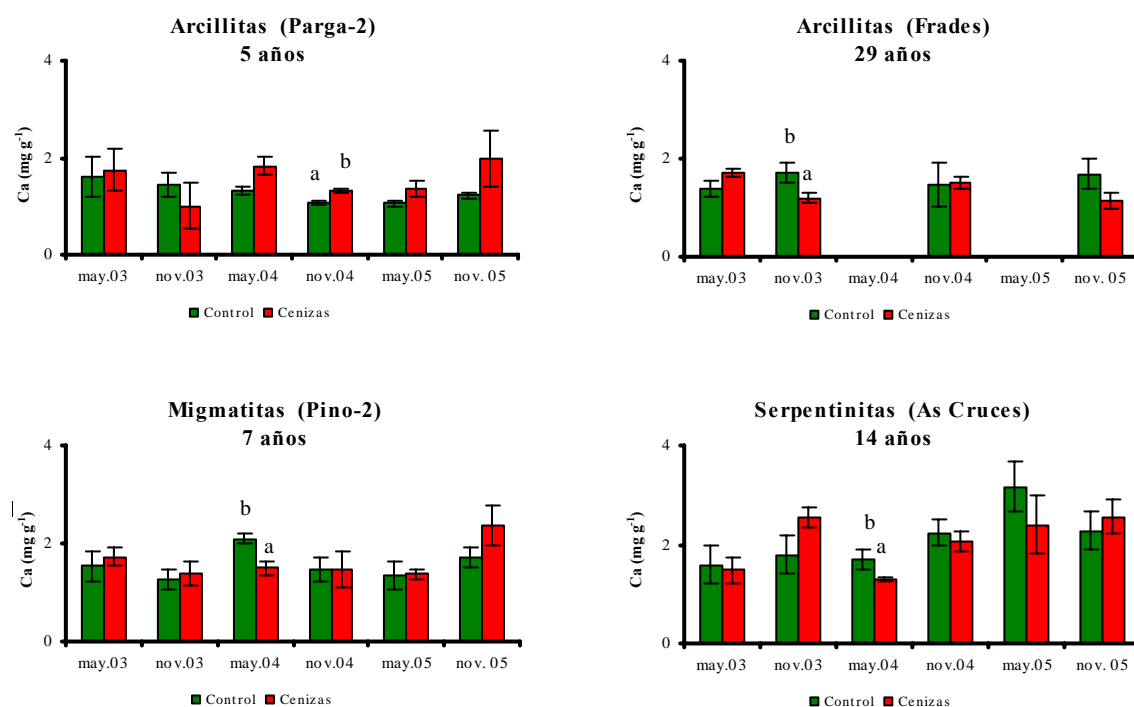
### Calcio

Los niveles de calcio en las acículas están positivamente relacionados con el pH del suelo ( $r=0,55$ ,  $p<0,05$ ). Las analíticas foliares (figuras 4.78 y 4.79) muestran que los niveles de Ca en todas las parcelas se encuentran por encima de  $1 \text{ mg g}^{-1}$ , valor aportado por Will, 1985 como satisfactorio.

Las concentraciones foliares de las parcelas tipo I y tipo II fueron similares. En las primeras, con la aplicación de cenizas en 2003, los niveles de Ca foliar tendieron a aumentar, en las plantaciones jóvenes de Parga y Pino.

Y en las tipo II, a pesar del incremento significativo de este elemento en el suelo la concentración de calcio foliar (figura 4.79) no aumentó notablemente con los aportes sucesivos de cenizas en el 2003, 2004 y 2005. Esto pudo ser debido a un mayor crecimiento del arbolado de tal manera que, aunque los contenidos de Ca en las acículas hayan aumentado éstos se diluyen al incrementarse la biomasa arbórea.

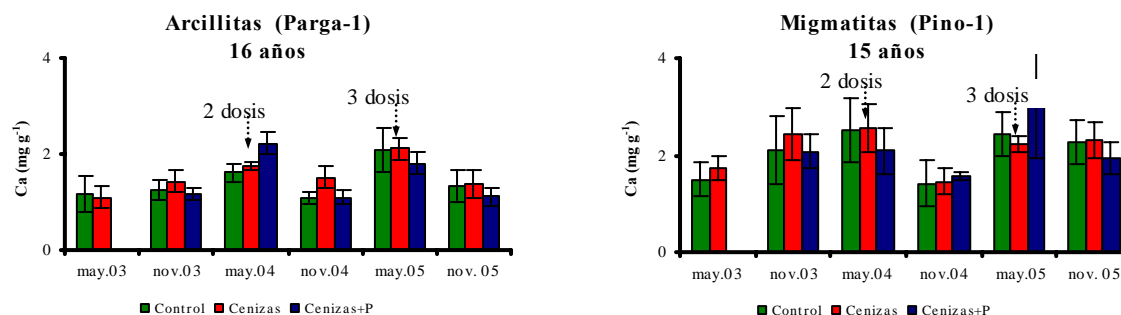
### Parcelas Tipo I



**Figura 4.78.** Calcio foliar a lo largo del período de ensayo de los distintos tratamientos en las parcelas sobre arcillitas (Frades y Parga), migmatitas (Pino) y serpentinitas (As Cruces); **Control** = control, **Cenizas** = aporte de  $10 \text{ Mg}$  de ceniza  $\text{ha}^{-1}$

## 4. Resultados

### Parcelas Tipo II



**Figura 4.79.** Calcio foliar a lo largo del período de ensayo de los distintos tratamientos en las parcelas de arcillitas (Parga-1) y migmatitas (Pino-1); **Control** =control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza  $ha^{-1}$  en el 2003, 2004 y 2005 y **Cenizas+P**= aporte de 10 Mg ceniza+ 0,1 Mg de  $P_2O_5$   $ha^{-1}$

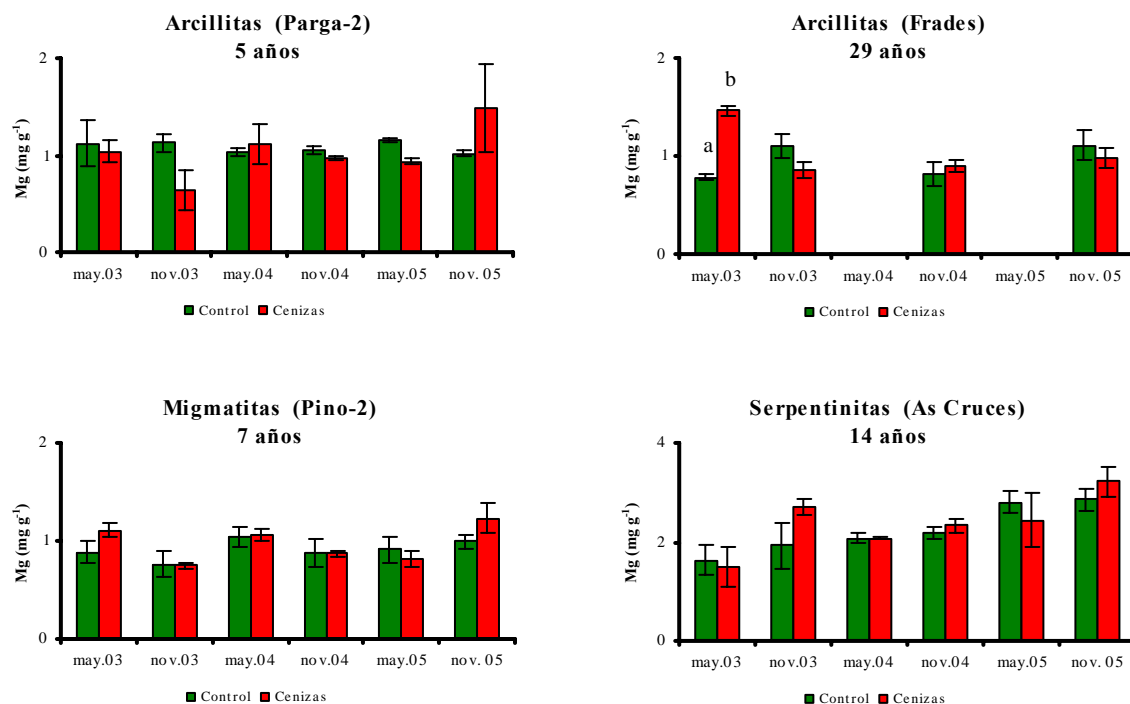
### Magnesio

A excepción de la plantación sobre serpentinitas, las deficiencias de magnesio son más frecuentes en plantaciones adultas de *Pinus radiata* en el Norte de España (Mesanza *et al.*, 1993; Romaya y Vallejo, 1996). Concretamente, en Galicia los valores medios aportados por Zas *et al.* (2002) y Sánchez-Rodríguez *et al.* (2002) se encontraron por debajo de los valores óptimos. En la mayor parte de las plantaciones, las concentraciones de este elemento se encontraron por encima del valor satisfactorio de  $1\text{ mg g}^{-1}$  propuesto por Will (1985) y Lambert (1979).

Inicialmente la concentración de Mg foliar en las parcelas tipo I tratadas (figura 4.80) fue menor que en las parcelas no tratadas (a excepción del arbolado adulto de Frades en donde en mayo de 2003 aumentó significativamente la concentración de Mg foliar en las parcelas con aporte de ceniza), sin embargo en el tercer año (noviembre de 2005) cambia la situación, tendiendo a aumentar los niveles de Mg ligeramente en las parcelas con aporte de cenizas.

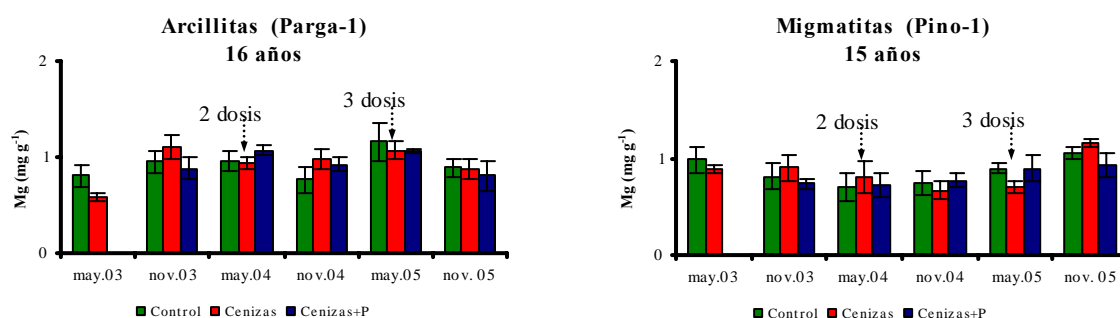
Por otra parte en las parcelas tipo II, el aporte continuado de cenizas no se tradujo en una mayor concentración de Mg foliar, a pesar del aumento de su disponibilidad en el suelo. Como se discutirá más tarde, con ayuda del análisis de vectores, esto pudo ser debido a un efecto de dilución como consecuencia del aumento de la biomasa arbórea. En las parcelas tipo I, los niveles de este elemento fueron satisfactorios los primeros años y en el 2005, como consecuencia de un mayor crecimiento, pasaron a ser deficientes.

## Parcelas Tipo I



**Figura 4.80.** Magnesio foliar a lo largo del período de ensayo de los distintos tratamientos en las parcelas sobre arcillitas (Frades y Parga), migmatitas (Pino) y serpentinitas (As Cruces); **Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup>

## Parcelas Tipo II



**Figura 4.81.** Magnesio foliar a lo largo del período de ensayo de los distintos tratamientos en las parcelas de arcillitas (Parga-1) y migmatitas (Pino-1); **Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en el 2003, 2004 y 2005 y **Cenizas+P** = aporte de 10 Mg ceniza + 0,1 Mg de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>

## Azufre

En las figuras 4.82 y 4.83 se puede observar cómo la concentración de este macroelemento se encontraba dentro del rango medio de 1,2-3,0 mg g<sup>-1</sup> (Bará, 1998) durante todo el ensayo.

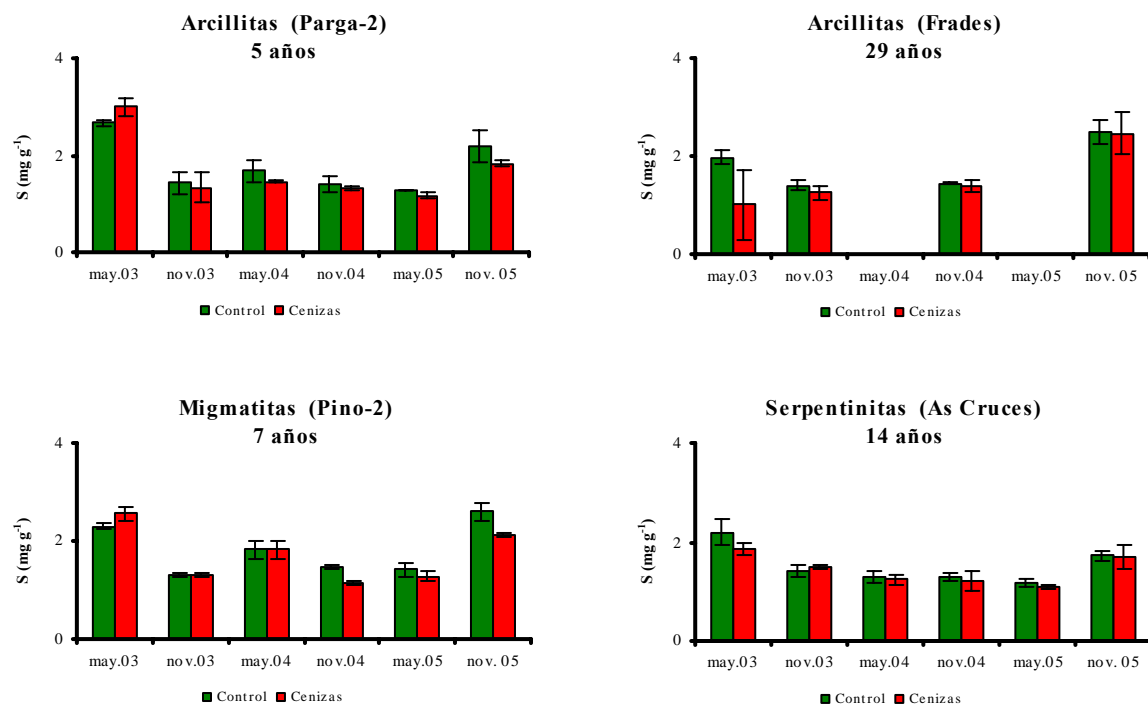
Los niveles de S fueron mayores por lo general en las parcelas de 5-7 años sobre migmatitas y arcillitas alcanzando valores medios de 2,0 mg g<sup>-1</sup> frente a los 1,5 mg g<sup>-1</sup> del resto de las parcelas. Como se puede comprobar en la figura 4.82, la respuesta de las parcelas al aporte de una dosis de cenizas fue similar en todas ellas, tendiendo a disminuir.

#### 4. Resultados

Sin embargo las parcelas que recibieron tres aplicaciones sucesivas de cenizas (Parga-1 y Pino-1) presentaron valores ligeramente superiores hasta noviembre de 2005 en donde se igualaron a las Control y a las Cenizas+P (con un solo aporte de ceniza en el 2003).

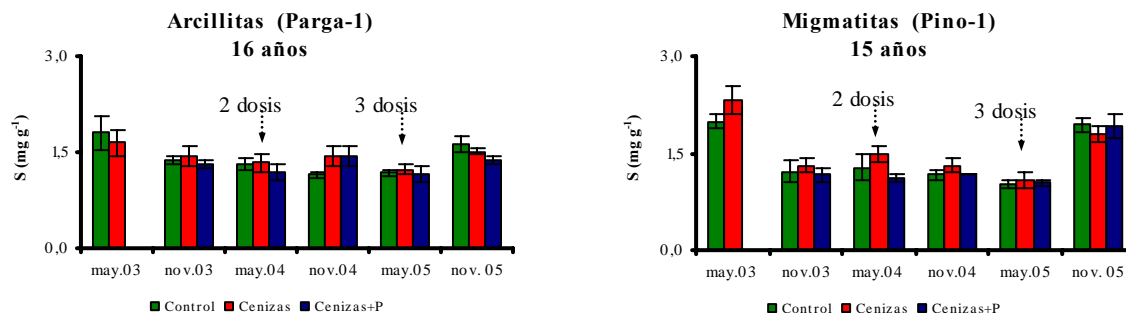
Por otra parte este elemento, al igual que el N, presentó cierta estacionalidad aumentando en primavera y disminuyendo en otoño.

#### Parcelas Tipo I



**Figura 4.82.** Azufre foliar a lo largo del período de ensayo de los distintos tratamientos en las parcelas sobre arcillitas (Frades y Parga), migmatitas (Pino) y serpentinitas (As Cruces); **Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup>

#### Parcelas Tipo II

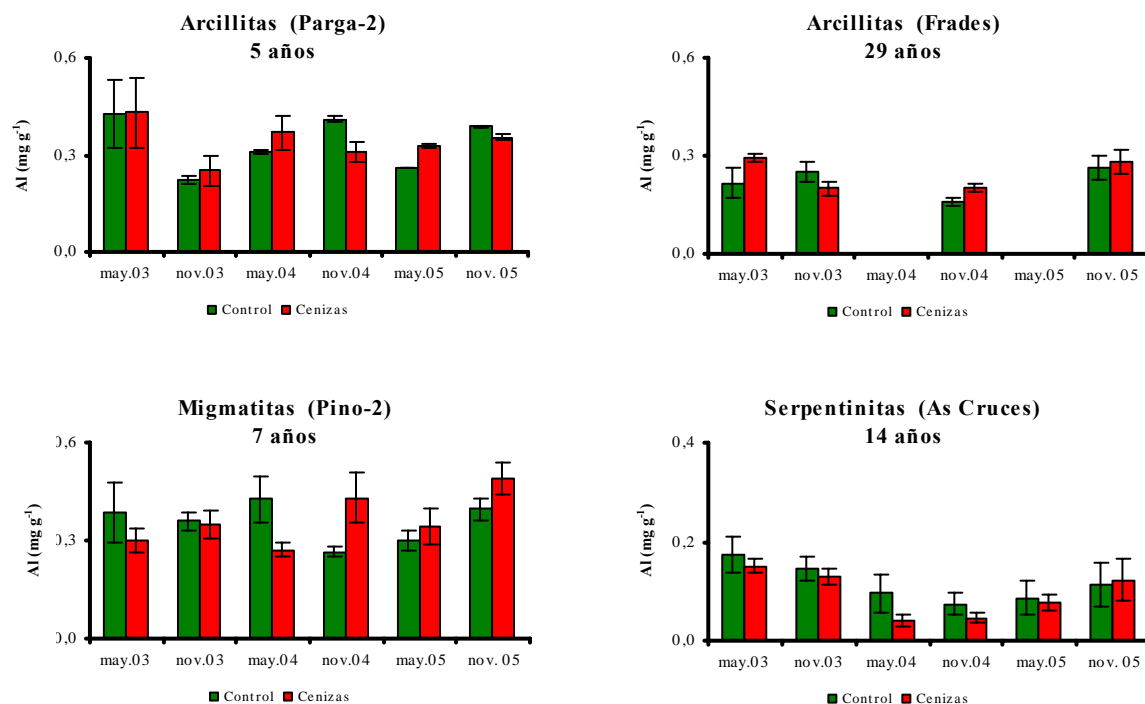


**Figura 4.83.** Azufre foliar a lo largo del período de ensayo de los distintos tratamientos en las parcelas de arcillitas (Parga-1) y migmatitas (Pino-1); **Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en el 2003, 2004 y 2005 y **Cenizas+P** = aporte de 10 Mg ceniza + 0,1 Mg de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>

## Elementos traza y otros elementos

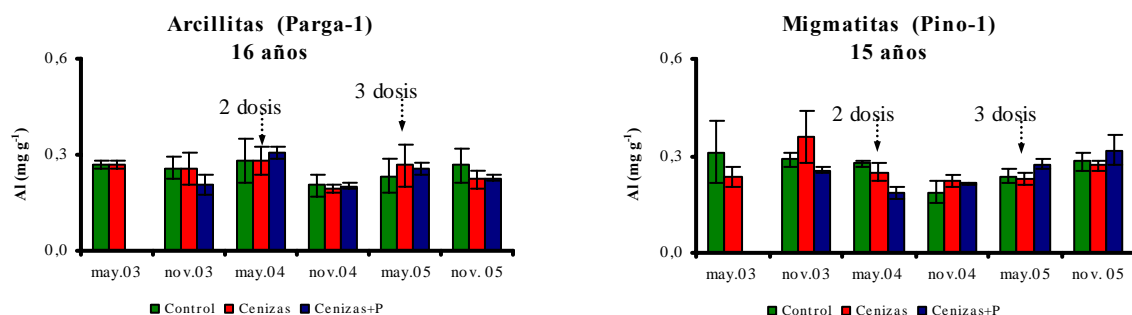
### Aluminio

#### Parcelas Tipo I



**Figura 4.84.** Aluminio foliar a lo largo del período de ensayo de los distintos tratamientos en las parcelas sobre arcillitas (Frades y Parga), migmatitas (Pino) y serpentinitas (As Cruces); **Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup>

#### Parcelas Tipo II



**Figura 4.85.** Aluminio foliar a lo largo del período de ensayo de los distintos tratamientos en las parcelas de arcillitas (Parga-1) y migmatitas (Pino-1); **Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en el 2003, 2004 y 2005 y **Cenizas+P** = aporte de 10 Mg ceniza + 0,1 Mg de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>

Como se aprecia en las figuras 4.84 y 4.85 las concentraciones de Al, excepto las parcelas sobre serpentinitas de As Cruces, se encontraron comprendidas entre 0,2 y 0,3 mg g<sup>-1</sup>.

En las parcelas en las que se realizó una sola aplicación de cenizas en el 2003, la respuesta del arbolado estuvo determinada por el material geológico sobre el que se asientan. Así, por ejemplo, en el

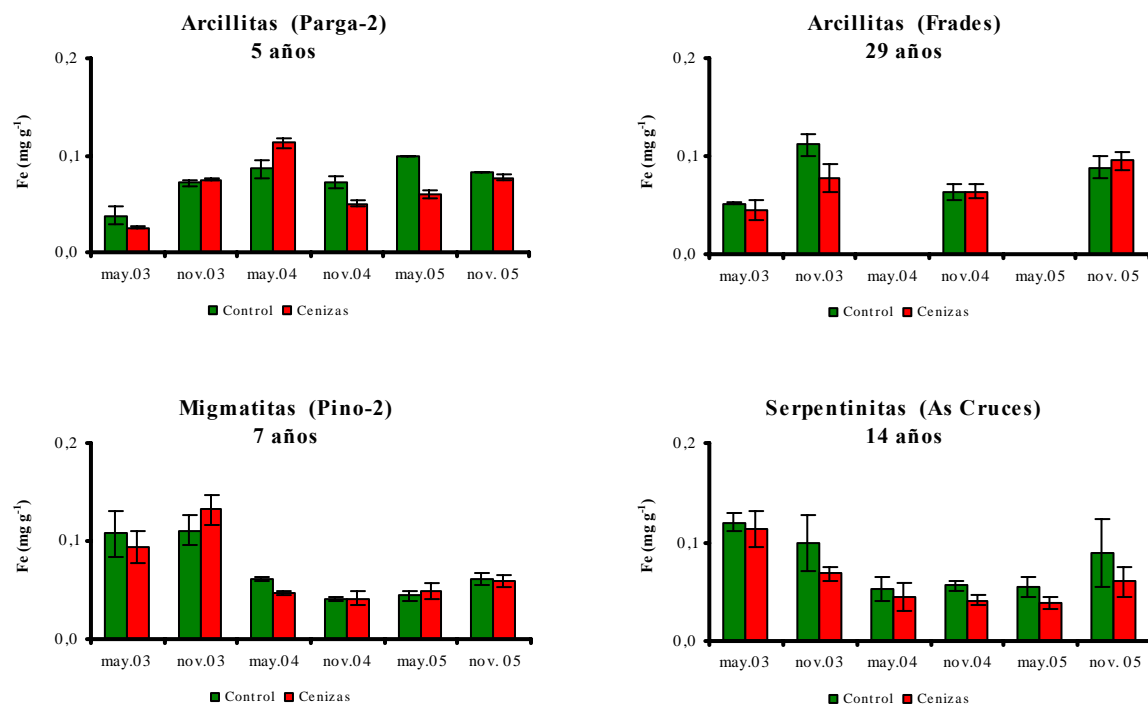
#### 4. Resultados

pinar de 7 años sobre migmatitas (suelo fuertemente ácido) la concentración foliar de Al disminuyó hasta mayo de 2004, mientras que en los de arcillitas los cambios fueron ligeros.

Por otra parte, en las parcelas tipo II a penas se observaron diferencias entre tratamientos.

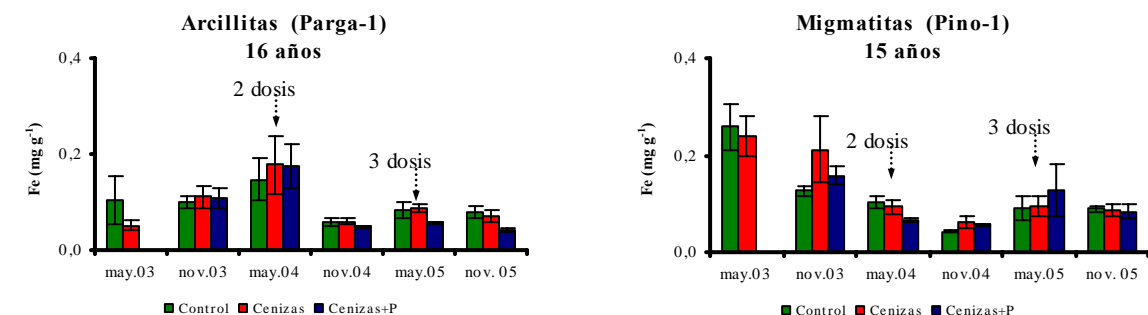
#### Hierro

##### Parcelas Tipo I



**Figura 4.86.** Hierro foliar a lo largo del período de ensayo de los distintos tratamientos en las parcelas sobre arcillitas (Frades y Parga), migmatitas (Pino) y serpentinitas (As Cruces); **Control** =control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup>

##### Parcelas Tipo II



**Figura 4.87.** Hierro foliar a lo largo del período de ensayo de los distintos tratamientos en las parcelas de arcillitas (Parga-1) y migmatitas (Pino-1); **Control** =control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en el 2003, 2004 y 2005 y **Cenizas+P**= aporte de 10 Mg ceniza+ 0,1 Mg de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>

En las figuras 4.86 y 4.87 se muestran los contenidos foliares de Fe analizados según el tipo de roca y edad para plantaciones de *Pino radiata*. Las concentraciones de este micronutriente se encuentran por encima de los niveles normales obtenidos por Sánchez-Rodríguez *et al.* (2002) o Español *et al.* (2002). Reflejando la influencia del potencial redox sobre la dinámica del Fe en el suelo, el contenido de Fe foliar fue mayor en los pinares sobre arcillitas de Parga y Frades, alcanzando valores de  $0,15 \text{ mg g}^{-1}$ , seguido por las parcelas sobre serpentinitas con valores medios de  $0,10 \text{ mg g}^{-1}$ .

El aporte de cenizas no supuso alteraciones en la concentración de Fe foliar. Los cambios de pH no fueron suficientes para modificar la disolución de este elemento.

### Manganeso

En las figuras 4.88 y 4.89 se muestra la variación de manganeso a lo largo del período de estudio en seis plantaciones de *Pinus radiata* de distintas edades localizadas sobre distintos materiales geológicos. Todas las parcelas presentaron valores superiores a los niveles normales de  $0,01\text{-}0,02 \text{ mg g}^{-1}$  considerados por Will (1985). Pero ninguna de ellas superó los  $0,7 \text{ mg g}^{-1}$ , valor considerado por Marcos de Lanuza (1966) como tóxico.

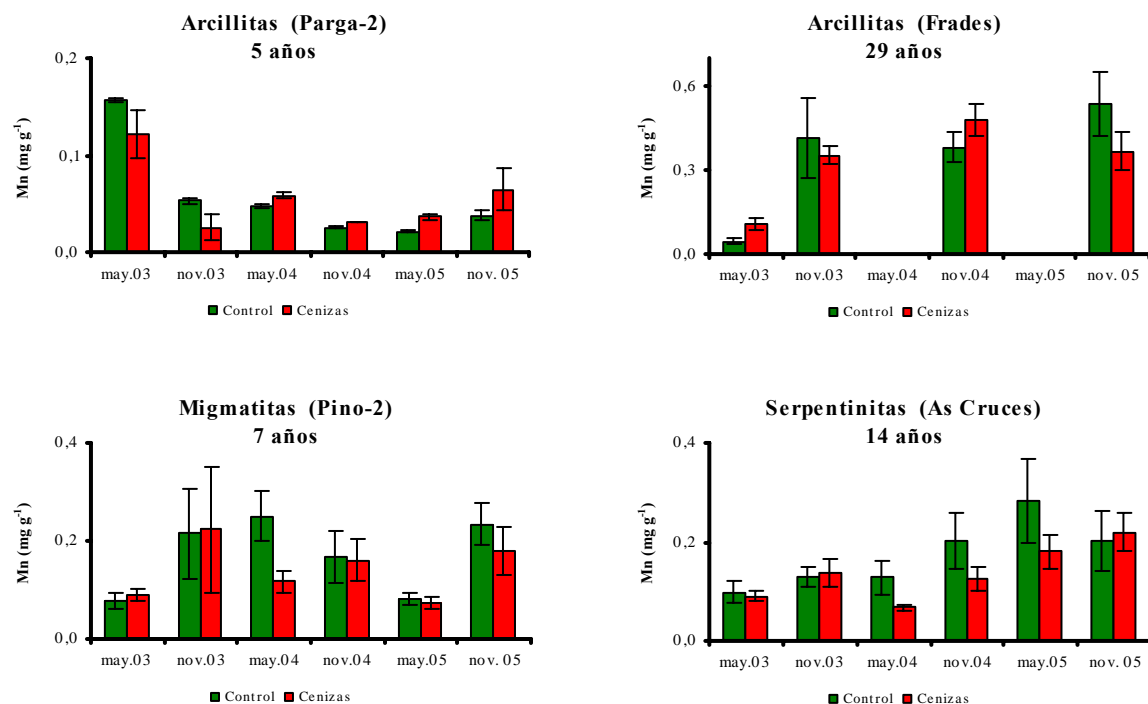
Los niveles de Mn fueron superiores en las parcelas de pinar adulto de Frades y en las plantaciones de 7 y 15 años de Pino, con valores medios de  $0,4 \text{ mg g}^{-1}$ .

En las parcelas de tipo I (figura 4.88), al igual que ocurría en el suelo, la concentración foliar de este elemento tendió a aumentar ligeramente en las plantaciones sobre arcillitas y a disminuir en el resto, sobre todo en la parcela sobre serpentinitas.

En las parcelas de tipo II, a pesar de que en ambas parcelas aumentó el nivel de Mn disponible en el suelo, la conducta del arbolado frente a la fertilización fue distinta en Parga-1 (arcillitas) que en Pino-1 (migmatitas). En las primeras el aporte continuado de cenizas no llegó a alterar la concentración de Mn foliar. En la plantación sobre migmatitas, sin embargo, la concentración de Mn foliar tendió a disminuir a partir de la segunda aplicación.

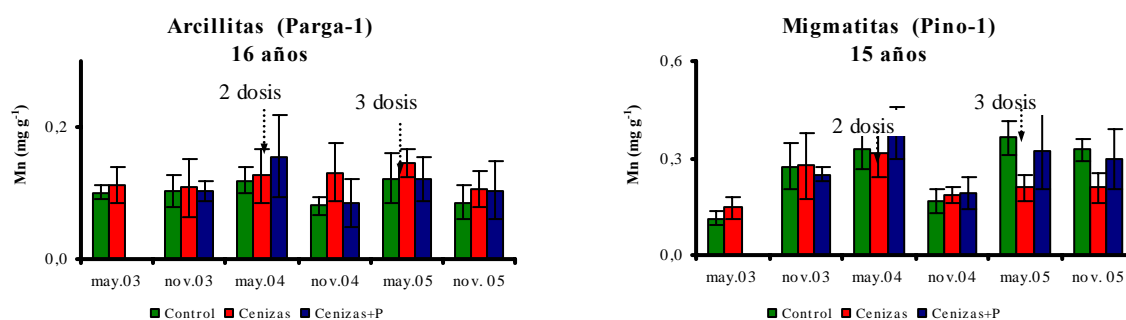
## 4. Resultados

### Parcelas Tipo I



**Figura 4.88.** Manganeso foliar a lo largo del período de ensayo de los distintos tratamientos en las parcelas sobre arcillitas (Frades y Parga), migmatitas (Pino) y serpentinitas (As Cruces); **Control** =control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup>

### Parcelas Tipo II



**Figura 4.89.** Manganeso foliar a lo largo del período de ensayo de los distintos tratamientos en las parcelas de arcillitas (Parga-1) y migmatitas (Pino-1); **Control** =control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en el 2003, 2004 y 2005 y **Cenizas+P**= aporte de 10 Mg ceniza+ 0,1 Mg de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>

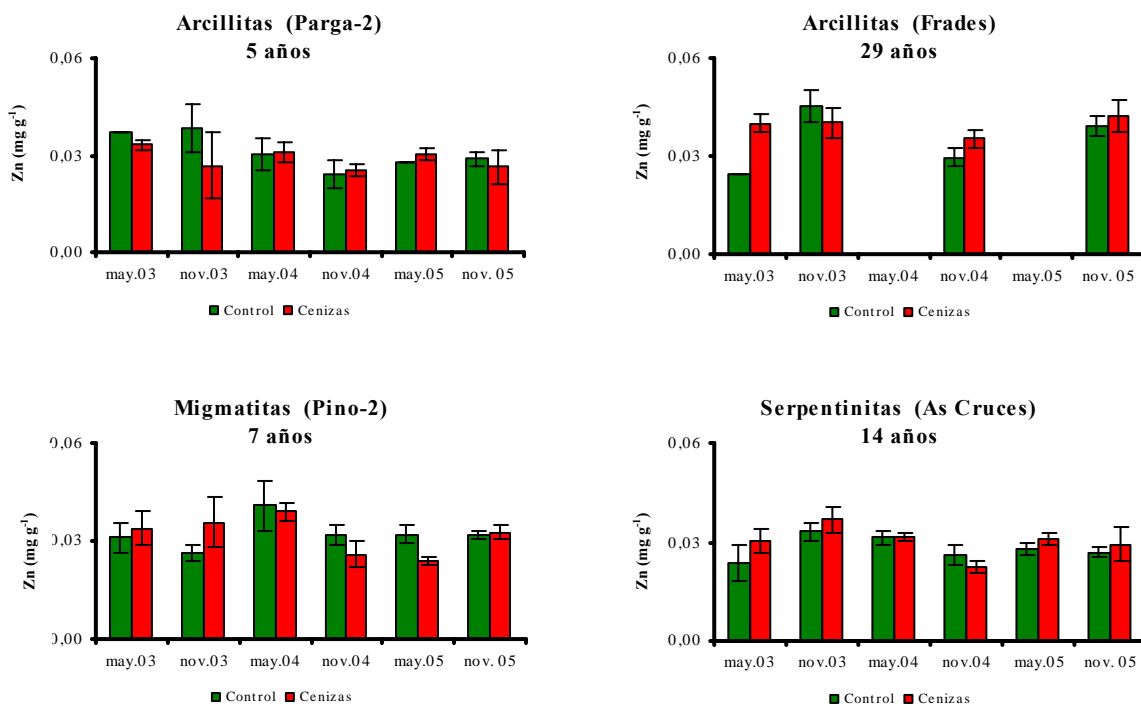
## Zinc

Como se observa en las figuras 4.90 y 4.91, los niveles de este elemento se encontraron siempre por encima de 0,01 mg g<sup>-1</sup>, nivel que presenta Will (1985) como límite de suficiencia. El contenido de Zn foliar fue ligeramente menor en las parcelas sobre serpentinitas, no superando estas parcelas los 35 mg kg<sup>-1</sup>.

A pesar de que la disponibilidad de Zn en el suelo aumenta tras el aporte de las cenizas, no se observan cambios de la concentración de Zn foliar. En Frades se produjo un ligero incremento que se mantuvo durante todo el ensayo.

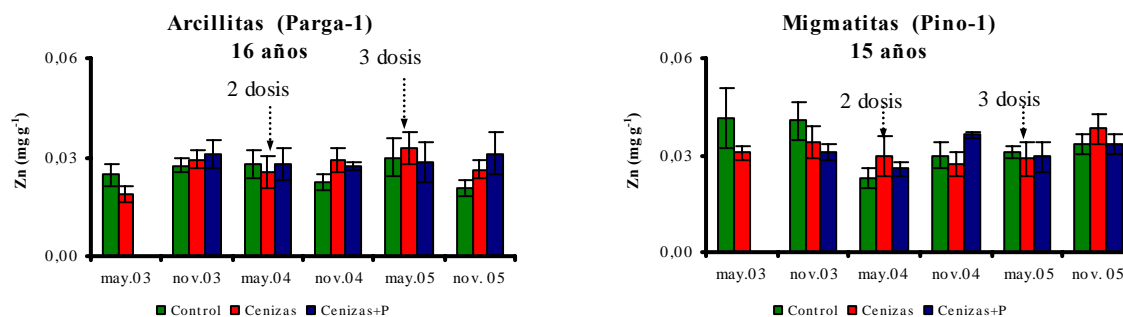
En las dos parcelas tipo II (figura 4.91) la aplicación continuada de cenizas no parece dar lugar a diferencias entre tratamientos del Zn foliar.

#### Parcelas Tipo I



**Figura 4.90.** Zinc foliar a lo largo del período de ensayo de los distintos tratamientos en las parcelas sobre arcillitas (Frades y Parga), migmatitas (Pino) y serpentinitas (As Cruces); **Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza  $ha^{-1}$

#### Parcelas Tipo II

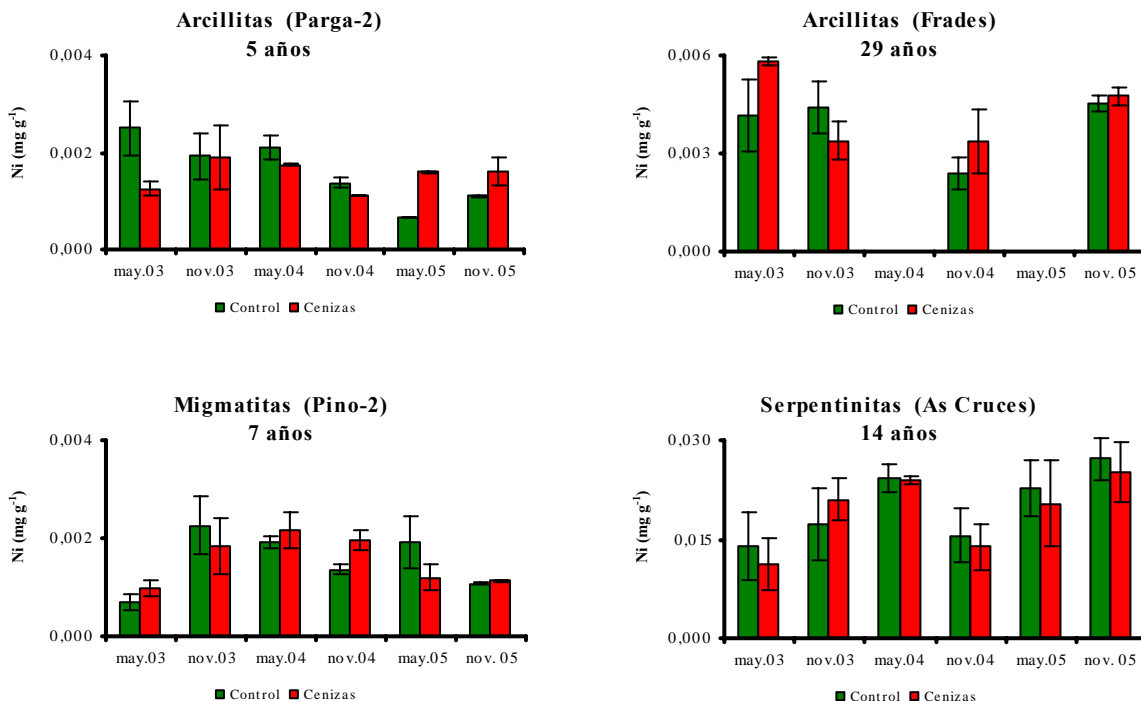


**Figura 4.91.** Zinc foliar a lo largo del período de ensayo de los distintos tratamientos en las parcelas de arcillitas (Parga-1) y migmatitas (Pino-1); **Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza  $ha^{-1}$  en el 2003, 2004 y 2005 y **Cenizas+P** = aporte de 10 Mg ceniza + 0,1 Mg de  $P_2O_5$   $ha^{-1}$

## 4. Resultados

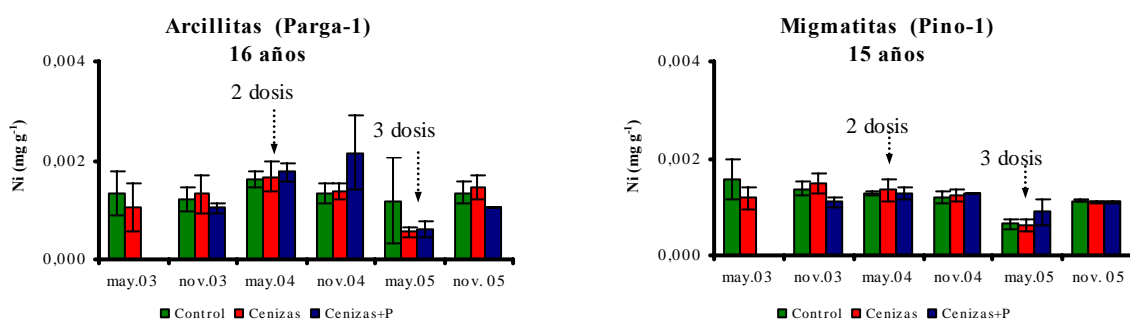
### Níquel

#### Parcelas Tipo I



**Figura 4.92.** Níquel foliar a lo largo del período de ensayo de los distintos tratamientos en las parcelas sobre arcillitas (Frades y Parga), migmatitas (Pino) y serpentinitas (As Cruces); **Control** =control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup>

#### Parcelas Tipo II



**Figura 4.93.** Níquel foliar a lo largo del período de ensayo de los distintos tratamientos en las parcelas de arcillitas (Parga-1) y migmatitas (Pino-1); **Control** =control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en el 2003, 2004 y 2005 y **Cenizas+P**= aporte de 10 Mg ceniza+ 0,1 Mg de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>

La concentración de este micronutriente varió a lo largo del período de ensayo entre 1 y 3 mg kg<sup>-1</sup>, para la mayor parte de las parcelas salvo las localizadas sobre serpentinitas que, debido al propio material geológico sobre el que se asientan, alcanzan valores comprendidos entre 15 y 25 mg kg<sup>-1</sup>.

Con la aplicación de las cenizas, a diferencia del suelo, los niveles foliares de este elemento, salvo en la plantación sobre serpentinitas, no mostraron diferencias entre tratamientos.

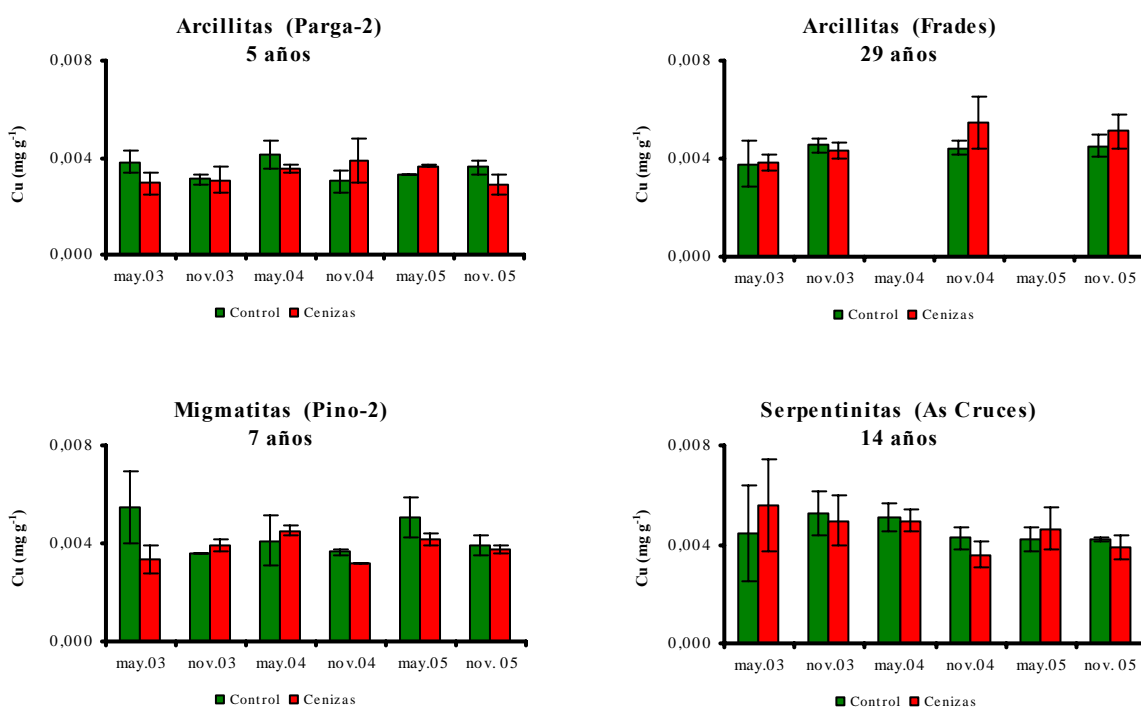
Por último, la fertilización reiterada de cenizas en las parcelas tipo II no supuso un incremento en el contenido foliar de níquel.

### Cobre

En las siguientes figuras se recogen las concentraciones foliares de cobre (primavera y otoño) en las parcelas de estudio. La concentración de este elemento en la mayor parte de ellas superó el valor mínimo ( $4 \text{ mg kg}^{-1}$ ) considerado por Will (1985) como límite de deficiencia. Sin embargo las parcelas sobre arcillitas de Parga-1 y -2 presentaron concentraciones muy bajas de este elemento, no alcanzando estos valores normales.

Con la aplicación de cenizas, a penas se observaron diferencias entre tratamientos, tanto en las parcelas tipo I como en las tipo II. Esto coincidió con los resultados del suelo en donde la disponibilidad de cobre fue similar en todos los tratamientos.

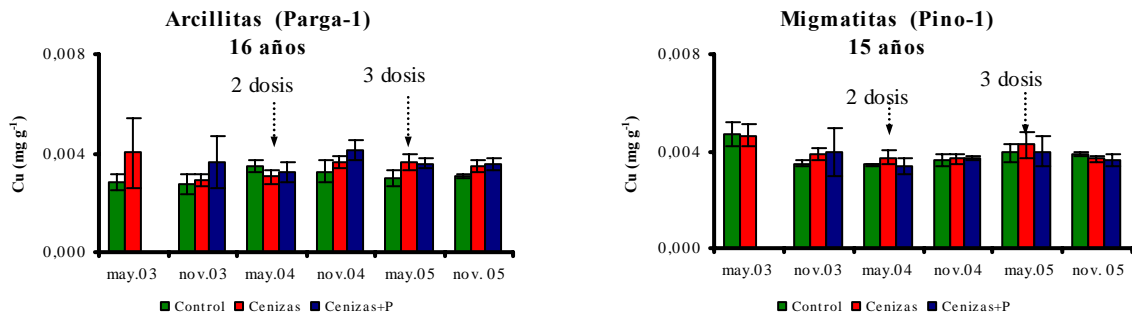
#### Parcelas Tipo I



**Figura 4.94.** Cobre foliar a lo largo del período de ensayo de los distintos tratamientos en las parcelas sobre arcillitas (Frades y Parga), migmatitas (Pino) y serpentinitas (As Cruces); **Control** = control, **Cenizas** = aporte de  $10 \text{ Mg}$  de ceniza  $\text{ha}^{-1}$

## 4. Resultados

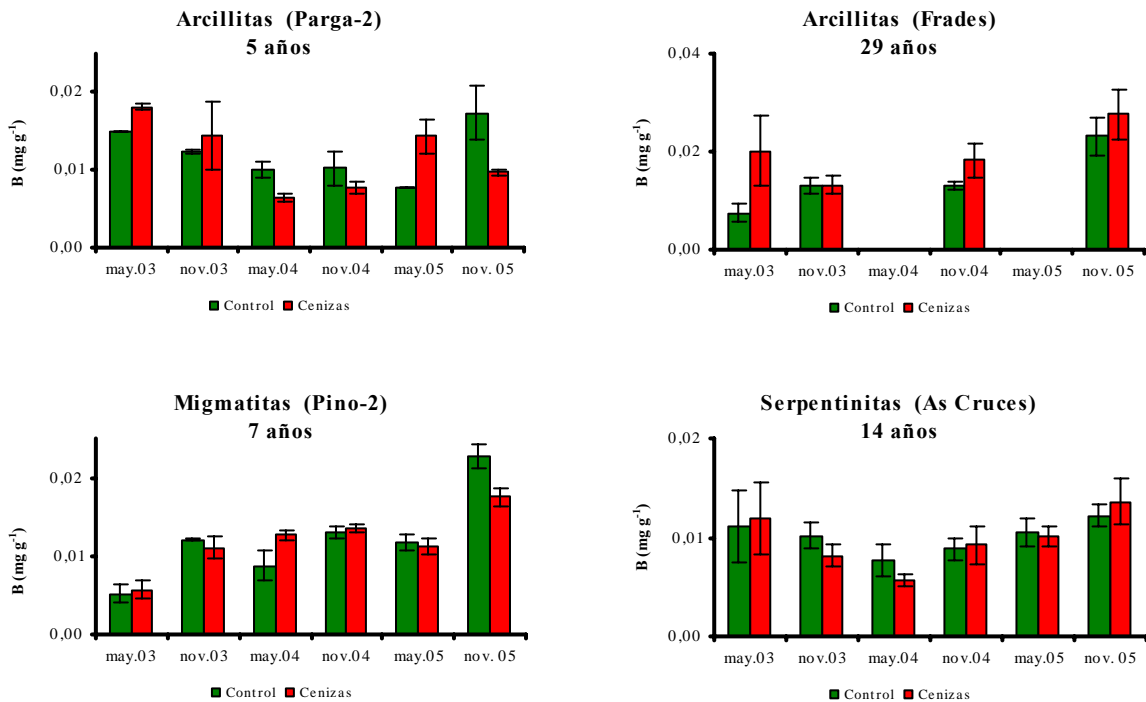
### Parcelas Tipo II



**Figura 4.95.** Cobre foliar a lo largo del período de ensayo de los distintos tratamientos en las parcelas de arcillitas (Parga-1) y migmatitas (Pino-1); **Control** =control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza  $ha^{-1}$  en el 2003, 2004 y 2005 y **Cenizas+P**= aporte de 10 Mg ceniza+ 0,1 Mg de  $P_2O_5$   $ha^{-1}$

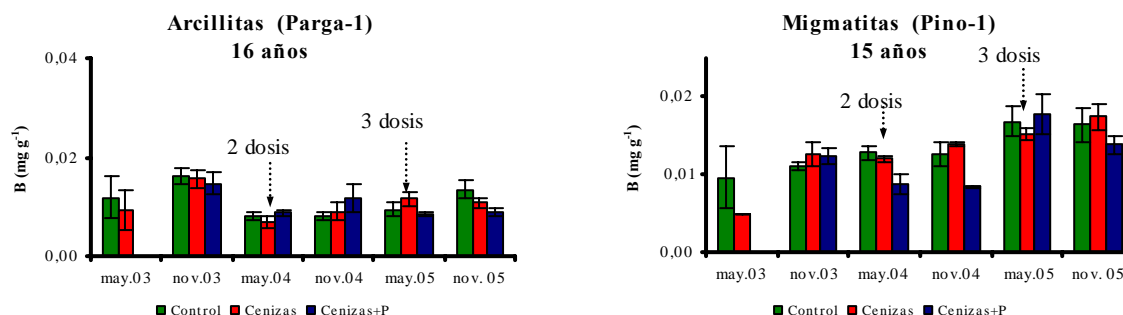
### Boro

#### Parcelas Tipo I



**Figura 4.96.** Boro foliar a lo largo del período de ensayo de los distintos tratamientos en las parcelas sobre arcillitas (Frades y Parga), migmatitas (Pino) y serpentinitas (As Cruces); **Control** =control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza  $ha^{-1}$

## Parcelas Tipo II



**Figura 4.97.** Boro foliar a lo largo del periodo de ensayo de los distintos tratamientos en las parcelas de arcillitas (Parga-1) y migmatitas (Pino-1); **Control** =control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en el 2003, 2004 y 2005 y **Cenizas+P**= aporte de 10 Mg ceniza+ 0,1 Mg de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>

En las figuras 4.96 y 4.97 se muestran los contenidos foliares de boro para distintas plantaciones de *Pinus radiata*. Los niveles de este microelemento se encuentran entre 0,01 y 0,04 mg g<sup>-1</sup>. Las parcelas con valores más elevados de este microelemento foliar fueron las localizadas sobre arcillitas.

A pesar de que las cenizas son una fuente importante de boro, su aplicación en las distintas plantaciones no incrementó la concentración foliar de este elemento en ninguna de las parcelas.

### Resumen de los resultados obtenidos en el estudio de la concentración de nutrientes en las acículas

Del análisis de las concentraciones foliares del material recogido durante los tres años del estudio se deduce que, la mayor parte de las parcelas presentaron deficiencias en P, y algunas de ellas, también en Mg y K. Si bien los niveles de N y Ca se encontraban por encima de los límites satisfactorios propuestos por Will (1985) para *Pinus radiata*.

A pesar de los aumentos en el suelo de P, K, Ca, Mg, Mn y Zn, los análisis no revelaron cambios substanciales de las concentraciones de ninguno de estos elementos.

No obstante, la evaluación completa del efecto de los tratamientos sobre el estado nutricional debe de hacerse junto con el análisis de vectores que se muestra en el apartado 4.2.5

#### 4. Resultados

##### 4.2.4. INFLUENCIA DEL APORTE DE CENIZA DE BIOMASA SOBRE EL CRECIMIENTO ARBÓREO

En este apartado se muestran los resultados de crecimiento arbóreo durante tres años de las plantaciones de *Pinus radiata* de distintas edades de las parcelas tipo I y tipo II sobre arcillitas migmatitas y serpentinitas. En todos los ensayos se compararon los crecimientos en altura, diámetro y volumen de las parcelas sin tratar y de las parcelas fertilizadas con ceniza y fósforo semiatacado (0-29-0).

Las siguientes tablas presentan las variables dasométricas más importantes que tratan de caracterizar cada una de las plantaciones así como estimar los crecimientos y la producción de las parcelas de ensayo. Las mediciones como el diámetro, la altura total y la edad se realizaron antes de la aplicación de las cenizas y anualmente durante los tres períodos de crecimiento posteriores, en cada una de las parcelas de experimentación y en todos los árboles de las mismas.

A pesar de que el índice de Hart-Becking o coeficiente de espaciamento fue calculado para todas las plantaciones, en las parcelas con edades inferiores a 10 años, este índice no es muy indicativo, pues se trata de un método frecuentemente utilizado para graduar la intensidad de las claras en montes regulares destinados a producción.

##### Parcelas tipo I

**Tabla 4.8.** Resumen de las variables dasométricas de las parcelas Control y Cenizas de *Pinus radiata* sobre arcillitas (Parga-2)

	2003		2004		2005		2006	
	Control	Cenizas	Control	Cenizas	Control	Cenizas	Control	Cenizas
<b>t</b>	5	5	6	6	7	7	8	8
<b>N</b>	1261	1298	1261	1298	1261	1298	1261	1298
<b>G</b>	1,0	2,1	1,6	2,9	2,6	4,5	4,0	7,1
<b>dg</b>	3,2	4,5	4,1	5,3	5,1	6,6	6,3	8,3
<b>dm</b>	2,5	3,7	3,4	4,6	4,5	5,8	5,7	7,4
<b>Hm</b>	2,0	2,7	2,5	3,2	3,1	3,8	3,9	4,7
<b>Ho</b>	3,3	4,5	3,9	5,1	4,7	6,0	5,7	7,0
<b>IH</b>	84,4	61,7	72,7	54,6	60,1	46,3	49,1	39,6
<b>Vcc</b>	1,9	4,3	3,1	6,5	5,5	11,4	9,9	21,3
<b>CM</b>	0,4	0,9	0,5	1,1	0,8	1,6	1,2	2,7
<b>CC</b>			1,2	2,2	2,4	4,9	4,4	9,9
<b>IS</b>	18,7	22,4	17,5	20,6	17,0	19,9	17,0	19,5
<b>Marco Plant.</b>	2,5x3,0	2,5x3,0	2,5x3,0	2,5x3,0	2,5x3,0	2,5x3,0	2,5x3,0	2,5x3,0

*t*=edad de la masa (años); *N*=densidad (pies ha<sup>-1</sup>); *G*=área basimétrica (m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>); *dg*= diámetro medio cuadrático (m<sup>2</sup>); *dm*= diámetro normal medio (cm); *Hm*=altura total media (m); *Ho*=altura dominante (m); *IH*= índice Hart-Becking (%); *Vcc*= volumen con corteza (m<sup>3</sup>ha<sup>-1</sup>); *CM*= crecimiento medio (m<sup>3</sup>ha<sup>-1</sup>año<sup>-1</sup>); *CC*= crecimiento corriente (m<sup>3</sup>ha<sup>-1</sup>año<sup>-1</sup>); *IS*= índice de sitio; Marco de plantación (m).

**Tabla 4.9.** Resumen de las variables dasométricas de las parcelas Control y Cenizas de *Pinus radiata* sobre arcillitas (Frades)

	2003		2004		2005		2006	
	Control	Cenizas	Control	Cenizas	Control	Cenizas	Control	Cenizas
<b>t</b>	29	29	30	30	31	31	32	32
<b>N</b>	580	547	580	547	580	547	580	547
<b>G</b>	28,3	23,8	31,4	26,3			34,4	28,49
<b>dg</b>	24,9	23,5	26,2	24,8			27,5	25,8
<b>dm</b>	34,1	31,8	36,0	33,5			37,8	35,0
<b>Hm</b>	22,4	21,0	24,0	22,6			25,6	23,9
<b>Ho</b>	24,1	24,0	25,9	25,9			27,2	27,1
<b>IH</b>	17,2	17,8	16,0	16,5			15,3	15,8
<b>Vcc</b>	272,6	224,5	322,0	263,5			369,5	297,4
<b>CM</b>	9,4	7,7	10,7	8,8			11,5	9,3
<b>CC</b>			49,5	39,0			23,7	17,0
<b>IS</b>	18,4	18,3	19,5	19,5			19,8	19,7
<b>Marco plant</b>	4,0x4,0	4,0x4,0	4,0x4,0	4,0x4,0	4,0x4,0	4,0x4,0	4,0x4,0	4,0x4,0

*t*=edad de la masa (años); *N*=densidad (pies  $ha^{-1}$ ); *G*=área basimétrica ( $m^2 ha^{-1}$ ); *dg*= diámetro medio cuadrático ( $m^2$ ); *dm*= diámetro normal medio (cm); *Hm*=altura total media (m); *Ho*=altura dominante (m); *IH*= índice Hart-Becking (%); *Vcc*= volumen con corteza ( $m^3 ha^{-1}$ ); *CM*= crecimiento medio ( $m^3 ha^{-1} año^{-1}$ ); *CC*= crecimiento corriente ( $m^3 ha^{-1} año^{-1}$ ); *IS*= índice de sitio; Marco de plantación (m).

**Tabla 4.10.** Resumen de las variables dasométricas de las parcelas Control y Cenizas de *Pinus radiata* sobre migmatitas (Pino-2)

	2003		2004		2005		2006	
	Control	Cenizas	Control	Cenizas	Control	Cenizas	Control	Cenizas
<b>t</b>	7	7	8	8	9	9	10	10
<b>N</b>	2359	1106	2359	1106	2359	1106	2359	1106
<b>G</b>	2,6	1,3	3,9	1,8			7,7	5,3
<b>dg</b>	3,7	3,9	4,6	4,5			6,5	7,8
<b>dm</b>	4,5	5,0	5,9	6,0			8,5	9,9
<b>Hm</b>	3,2	3,2	4,2	4,1			6,8	7,3
<b>Ho</b>	4,7	4,6	6,1	5,8			9,6	9,6
<b>IH</b>	42,5	64,5	34,0	51,6			21,5	31,3
<b>Vcc</b>	5,6	2,7	10,2	4,3			27,4	19,8
<b>CM</b>	0,8	0,4	1,3	0,5			2,7	2,0
<b>CC</b>			4,5	1,6			8,6	7,7
<b>IS</b>	17,0	16,8	17,8	17,2			19,9	19,9
<b>Marco Plant.</b>	2,0x2,5	2,0x2,5	2,0x2,5	2,0x2,5	2,0x2,5	2,0x2,5	2,0x2,5	2,0x2,5

*t*=edad de la masa (años); *N*=densidad (pies  $ha^{-1}$ ); *G*=área basimétrica ( $m^2 ha^{-1}$ ); *dg*= diámetro medio cuadrático ( $m^2$ ); *dm*= diámetro normal medio (cm); *Hm*=altura total media (m); *Ho*=altura dominante (m); *IH*= índice Hart-Becking (%); *Vcc*= volumen con corteza ( $m^3 ha^{-1}$ ); *CM*= crecimiento medio ( $m^3 ha^{-1} año^{-1}$ ); *CC*= crecimiento corriente ( $m^3 ha^{-1} año^{-1}$ ); *IS*= índice de sitio; Marco de plantación (m).

#### 4. Resultados

**Tabla 4.11.** Resumen de las variables dasométricas de las parcelas Control y Cenizas de *Pinus radiata* sobre serpentinitas (As Cruces)

	2003		2004		2005		2006	
	Control	Cenizas	Control	Cenizas	Control	Cenizas	Control	Cenizas
<b>t</b>	14	14	15	15	16	16	17	17
<b>N</b>	2416	2429	2416	2429	2416	2429	2416	2429
<b>G</b>	10,8	9,0	13,0	11,1			21,0	18,2
<b>dg</b>	7,6	6,9	8,3	7,6			10,5	9,8
<b>dm</b>	9,2	8,1	10,3	9,4			11,9	11,5
<b>Hm</b>	7,1	6,2	8,3	7,3			9,9	9,2
<b>Ho</b>	11,4	9,4	13,3	10,6			14,8	13,0
<b>IH</b>	17,9	21,5	17,9	21,5			9,7	15,6
<b>Vcc</b>	48,4	35,4	65,8	48,8			103,1	99,5
<b>CM</b>	3,5	2,5	4,4	3,3			6,1	5,9
<b>CC</b>			17,4	13,4			18,7	25,3
<b>IS</b>	16,5	14,0	17,6	14,4			17,3	15,3
<b>Marco Plant.</b>	2,0x2,5	2,0x2,5	2,0x2,5	2,0x2,5	2,0x2,5	2,0x2,5	2,0x2,5	2,0x2,5

*t*=edad de la masa (años); *N*=densidad (pies  $ha^{-1}$ ); *G*=área basimétrica ( $m^2 ha^{-1}$ ); *dg*= diámetro medio cuadrático ( $m^2$ ); *dm*= diámetro normal medio (cm); *Hm*=altura total media (m); *Ho*=altura dominante (m); *IH*= índice Hart-Becking (%); *Vcc*= volumen con corteza ( $m^3 ha^{-1}$ ); *CM*= crecimiento medio ( $m^3 ha^{-1} año^{-1}$ ); *CC*= crecimiento corriente ( $m^3 ha^{-1} año^{-1}$ ); *IS*= índice de sitio; Marco de plantación (m).

#### Parcelas Tipo II

**Tabla 4.12.** Resumen de las variables dasométricas de las parcelas Control, Cenizas y Cenizas+P de *Pinus radiata* sobre arcillitas (Parga-1)

	2003			2004			2005			2006		
	Control	Cenizas	Cenizas+P	Control	Cenizas	Cenizas+P	Control	Cenizas	Cenizas+P	Control	Cenizas	Cenizas+P
<b>t</b>	15	15	15	16	16	16	17	17	17	18	18	18
<b>N</b>	1465	1525	1331	1465	1525	1331	1465	1525	1331	1465	1525	1331
<b>G</b>	18,5	17,0	14,1	19,3	19,9	15,4	19,8	22,6	17,7	21,7	24,9	20,3
<b>dg</b>	12,7	11,9	11,6	12,9	12,9	12,1	13,1	13,7	13,0	13,7	14,4	13,9
<b>dm</b>	12,3	11,7	10,4	12,7	12,6	10,7	13,3	13,5	11,6	14,0	14,1	12,4
<b>Hm</b>	10,2	10,1	8,7	10,4	10,2	8,9	11,2	11,1	10,1	11,6	11,9	11,0
<b>Ho</b>	14,2	14,1	14,0	14,3	14,3	14,2	15,1	15,3	15,2	15,4	16,1	15,8
<b>IH</b>	18,4	18,2	19,6	18,3	17,9	19,3	17,3	16,7	18,1	16,9	15,9	17,3
<b>Vcc</b>	104,7	90,1	73,0	110,7	106,1	81,9	128,7	130,4	103,0	142,9	151,2	124,5
<b>CM</b>	7,0	6,0	4,9	6,9	6,6	5,1	7,6	7,7	6,1	7,9	8,4	6,9
<b>CC</b>				6,0	16,0	8,8	18,0	24,3	21,1	14,2	20,8	21,6
<b>IS</b>	18,7	18,6	18,5	17,7	17,7	17,6	17,6	17,8	17,7	17,0	17,3	17,4
<b>Marco plant.</b>	2,5x3,0	2,5x3,0	2,5x3,0	2,5x3,0	2,5x3,0	2,5x3,0	2,5x3,0	2,5x3,0	2,5x3,0	2,5x3,0	2,5x3,0	2,5x3,0

*t*=edad de la masa (años); *N*=densidad (pies  $ha^{-1}$ ); *G*=área basimétrica ( $m^2 ha^{-1}$ ); *dg*= diámetro medio cuadrático ( $m^2$ ); *dm*= diámetro normal medio (cm); *Hm*=altura total media (m); *Ho*=altura dominante (m); *IH*= índice Hart-Becking (%); *Vcc*= volumen con corteza ( $m^3 ha^{-1}$ ); *CM*= crecimiento medio ( $m^3 ha^{-1} año^{-1}$ ); *CC*= crecimiento corriente ( $m^3 ha^{-1} año^{-1}$ ); *IS*= índice de sitio; Marco de plantación (m).

**Tabla 4.13.** Resumen de las variables dasométricas de las parcelas Control, Cenizas y Cenizas+P de *Pinus radiata* sobre migmatitas (Pino-1)

	2003			2004			2005			2006		
	Control	Cenizas	Cenizas+P	Control	Cenizas	Cenizas+P	Control	Cenizas	Cenizas+P	Control	Cenizas	Cenizas+P
<b>t</b>	13	13	13	14	14	14	15	15	15	16	16	16
<b>N</b>	792	661	759	792	661	759	792	661	759	792	661	759
<b>G</b>	15,5	15,4	15,4	18,6	17,6	17,0	20,9	19,9	19,4	25,6	22,1	23,7
<b>dg</b>	15,8	17,2	16,1	17,3	18,4	16,9	18,3	19,6	18,0	20,3	20,6	19,9
<b>dm</b>	14,6	15,6	15,5	15,9	17,0	16,4	16,9	18,1	17,5	18,3	19,1	18,9
<b>Hm</b>	12,8	12,7	13,0	14,3	13,9	14,3	15,1	14,7	15,0	16,0	15,7	15,9
<b>Ho</b>	15,6	15,4	15,2	17,2	16,8	16,2	18,4	17,8	17,5	19,2	18,6	18,4
<b>IH</b>	23,1	25,3	25,6	20,6	23,2	22,8	19,3	21,8	21,5	18,5	20,9	20,7
<b>Vcc</b>	94,3	93,3	93,6	124,6	114,3	116,9	146,7	135,5	138,8	188,8	157,4	175,5
<b>CM</b>	7,3	7,2	7,2	8,9	8,2	8,3	9,8	9,0	9,3	11,8	9,8	11,0
<b>CC</b>				30,3	20,9	23,2	22,1	21,3	22,0	42,1	21,9	36,6
<b>IS</b>	23,1	22,8	22,6	22,6	23,1	22,4	23,4	22,9	22,6	23,2	22,6	22,3
<b>Marco Plant.</b>	3,5x4,0	3,5x4,0	3,5x4,0	3,5x4,0	3,5x4,0	3,5x4,0	3,5x4,0	3,5x4,0	3,5x4,0	3,5x4,0	3,5x4,0	3,5x4,0

*t*=edad de la masa (años); *N*=densidad (pies  $ha^{-1}$ ); *G*=área basimétrica ( $m^2 ha^{-1}$ ); *dg*= diámetro medio cuadrático ( $m^2$ ); *dm*= diámetro normal medio (cm); *Hm*=altura total media (m); *Ho*=altura dominante (m); *IH*= índice Hart-Becking (%); *Vcc*= volumen con corteza ( $m^3 ha^{-1}$ ); *CM*= crecimiento medio ( $m^3 ha^{-1} año^{-1}$ ); *CC*= crecimiento corriente ( $m^3 ha^{-1} año^{-1}$ ); *IS*= índice de sitio; Marco de plantación (m).

Las edades de las plantaciones de las parcelas tipo I están comprendidas entre los 5 años de Parga-2 los 29 años de Frades. En esta última plantación hay que tener en cuenta la clara efectuada en el 2004, en donde se cortaron entre 104 y 241 pies  $ha^{-1}$  (peso de clara de 25 y 44 %) en las parcelas sin tratar y tratadas, respectivamente. De tal manera que los resultados obtenidos tras el aporte de cenizas, como se muestra a continuación, se debieron más al efecto de la clara que a la propia fertilización. En las parcelas de menor edad, Parga-2 y Pino-2 pueden producirse desviaciones notorias con respecto a las predicciones de los modelos de crecimiento.

Sin embargo las edades de las masas de las parcelas tipo II son similares 13 y 15 años en Pino-1 y Parga-1 respectivamente. Las parcelas fueron seleccionadas con el fin de poder comparar los mismos tratamientos en dos plantaciones de la misma edad localizadas sobre materiales geológicos distintos.

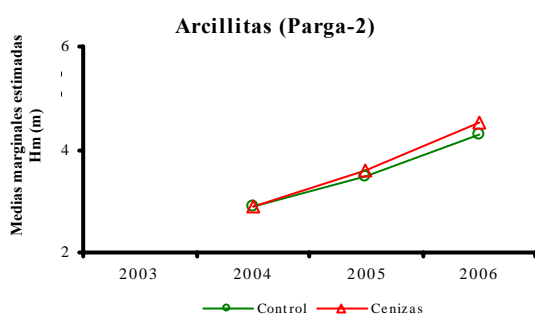
Las calidades de estación de las 6 parcelas estudiadas (IS en las tablas 4.8-4.13) varía entre 16,5 (As Cruces) y 23,1 (Pino 1) m de altura dominante a los 20 años. En relación a los valores en el área de distribución de esta especie en Galicia, que Rodríguez *et al.*, (2002); establecen entre 13 y 25 m, 5 de las plantaciones muestran calidades intermedias a bajas y tan sólo una tiene una calidad considera alta. Es importante tener en cuenta que, a pesar de tratar que las calidades de las parcelas tratadas y las sin tratar fueran las mismas, se observan ligeras diferencias, en particular en la parcela de As Cruces, con menor calidad en el tratamiento de cenizas.

#### 4. Resultados

### Crecimiento en altura

Las siguientes figuras muestran las medias marginales de alturas estimadas (alturas medias corregidas en la función de la covarianza) para las distintas parcelas. Se presenta también los análisis estadísticos de comparación de medias entre los niveles del factor “Tratamiento” para cada nivel del factor “tiempo” y los de medidas repetidas. Para evaluar los efectos en el crecimiento en altura después del aporte de cenizas se ha realizado un análisis de covarianza de la variable dependiente altura de 2003 (antes de la aplicación de cenizas) y de las variables independientes altura en 2004, 2005 y 2006, utilizando los datos de altura de las parcelas antes de la aplicación de las cenizas como covariable.

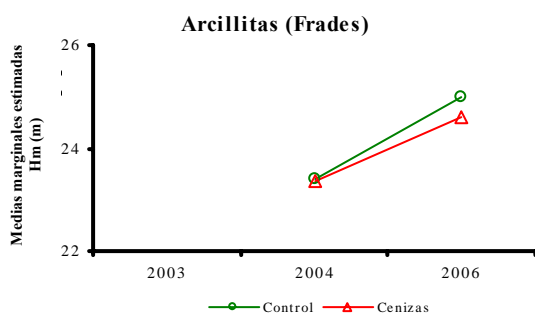
#### Parcelas Tipo I



A: Comparación de medias entre los niveles del factor “Tratamiento” para cada nivel del factor “tiempo”					B: Análisis de medidas repetidas <sup>a</sup>		
Trat	Tiempo				Covariable	F	P
	t <sub>0</sub>	t <sub>1</sub>	t <sub>2</sub>	t <sub>3</sub>			
Control	a	a	a		273,3	<b>0,000</b>	
Cenizas	a	b	b		6,0	<b>0,015</b>	
					222,3	<b>0,000</b>	
					6,6	<b>0,004</b>	

**Figura 4.98.** Altura total de *Pinus radiata* para los distintos tratamientos a lo largo del período de ensayo en las parcelas de arcillitas Parga-2; **Control** = control y **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en el 2003.

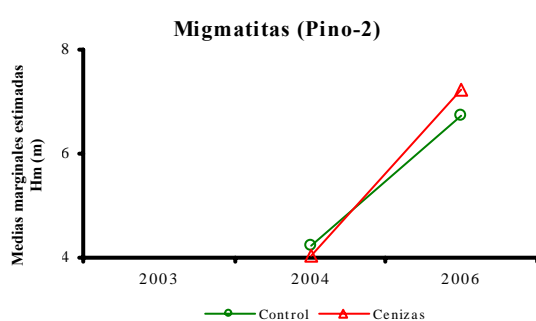
<sup>a</sup> La hipótesis de esfericidad no fue válida y, por lo tanto, valores de P-Huynh Feldt fueron usados en los tests univariantes de tiempo y sus interacciones.



A: Comparación de medias entre los niveles del factor “Tratamiento” para cada nivel del factor “tiempo”					B: Análisis de medidas repetidas <sup>a</sup>		
Trat	Tiempo				Covariable	F	P
	t <sub>0</sub>	t <sub>1</sub>	t <sub>2</sub>	t <sub>3</sub>			
Control	a	a	a		2516,7	<b>0,000</b>	
Cenizas	a	a	a		40,7	<b>0,000</b>	
					6,6	<b>0,015</b>	
					5,2	<b>0,024</b>	

**Figura 4.99.** Altura total de *Pinus radiata* para los distintos tratamientos a lo largo del período de ensayo en las parcelas de arcillitas Frades; **Control** = control y **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en el 2003.

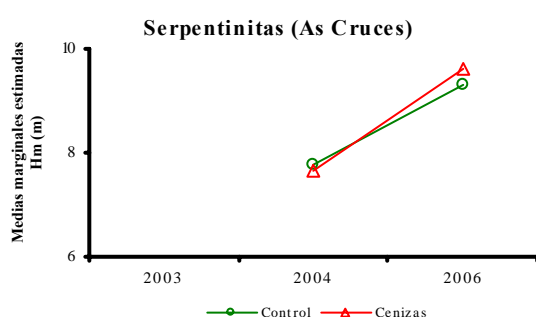
<sup>a</sup> La hipótesis de esfericidad no fue válida y, por lo tanto, valores de P-Huynh Feldt fueron usados en los tests univariantes de tiempo y sus interacciones.



**Figura 4.100.** Altura total de *Pinus radiata* para los distintos tratamientos a lo largo del período de ensayo en las parcelas de migmatitas Pino-2; **Control** =control y **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza  $ha^{-1}$  en el 2003.

<sup>a</sup> La hipótesis de esfericidad no fue valida y, por lo tanto, valores de P-Huynh Feldt fueron usados en los tests univariantes de tiempo y sus interacciones.

A: Comparación de medias entre los niveles del factor "Tratamiento" para cada nivel del factor "tiempo"					B: Análisis de medidas repetidas <sup>a</sup>		
Trat	Tiempo				Covariable	F	P
	t <sub>0</sub>	t <sub>1</sub>	t <sub>2</sub>	t <sub>3</sub>			
Control		b		a	Trat	7,2	<b>0,000</b>
Cenizas		a		b	Tiempo	100,7	<b>0,000</b>
					Trat*Tiempo	45,7	<b>0,000</b>



**Figura 4.101.** Altura total de *Pinus radiata* para los distintos tratamientos a lo largo del período de ensayo en las parcelas de serpentinitas As Cruces; **Control** =control y **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza  $ha^{-1}$  en el 2003.

<sup>a</sup> La hipótesis de esfericidad no fue valida y, por lo tanto, valores de P-Huynh Feldt fueron usados en los tests univariantes de tiempo y sus interacciones.

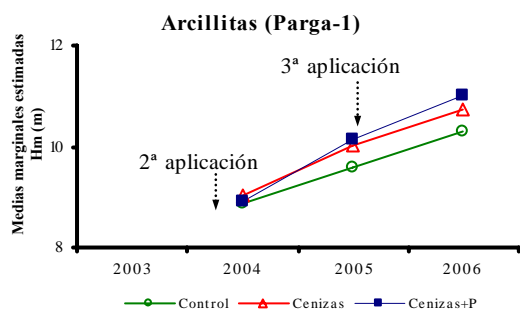
A: Comparación de medias entre los niveles del factor "Tratamiento" para cada nivel del factor "tiempo"					B: Análisis de medidas repetidas <sup>a</sup>		
Trat	Tiempo				Covariable	F	P
	t <sub>0</sub>	t <sub>1</sub>	t <sub>2</sub>	t <sub>3</sub>			
Control		a	a	a	Trat	2,6	<b>0,110</b>
Cenizas		a	a	b	Tiempo	399,5	<b>0,000</b>
					Trat*Tiempo	27,9	<b>0,000</b>

Con la excepción del caso particular de Frades, el único aporte de cenizas efectuado en 2003 mejoró los crecimientos. En las parcelas más jóvenes Parga-2 y Pino-2 (Figuras 4.98 y 4.100) el análisis estadístico reveló incrementos significativos ya a partir del tercer año de aplicación, mientras que en As Cruces no se detectaron hasta el cuarto año (Figura 4.101). El análisis de medidas repetidas indica una interacción significativa entre tratamiento y tiempo a un nivel de probabilidad menor de 0,01. Esto indica, en general, una divergencia entre ambos tratamientos o incluso un cruce entre los mismos, reflejando el efecto favorable de la aplicación de cenizas en el crecimiento en altura. La significación de la covariable fue inferior a 0,05 y justificó la corrección de su influencia con el análisis de covarianza.

En la parcela de Frades (figura 4.102), la masa de edad avanzada, no se detectó mejoras en el crecimiento en altura atribuibles a la fertilización con cenizas, posiblemente debido a las diferente incidencia que tuvo la clara en las parcelas de experimentación.

#### 4. Resultados

##### Parcelas Tipo II



A: Comparación de medias entre los niveles del factor "Tratamiento" para cada nivel del factor "tiempo"				B: Análisis de medidas repetidas <sup>a</sup>			
Trat	Tiempo				Covariable	F	P
	t <sub>0</sub>	t <sub>1</sub>	t <sub>2</sub>	t <sub>3</sub>			
Control	a	a	a	a	31641,9	<b>0,000</b>	
Cenizas	b	b	b	b	42,5	<b>0,000</b>	
Cenizas+P	a	b	c	c	324,4	<b>0,000</b>	
					39,2	<b>0,000</b>	

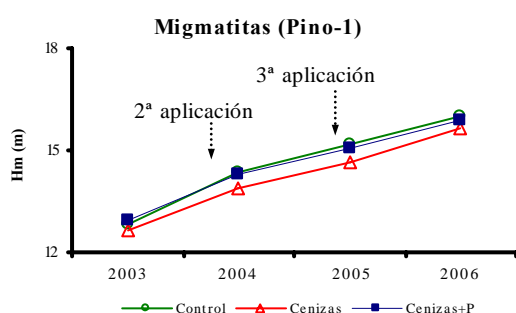
**Figura 4.102.** Altura total de *Pinus radiata* para los distintos tratamientos a lo largo del período de ensayo en las parcelas de arcillitas Parga-1; **Control** =control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en el 2003, 2004 y 2005 y **Cenizas+P**= aporte de 10 Mg ceniza+ 0,1 Mg de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>

<sup>a</sup> La hipótesis de esfericidad no fue valida y, por lo tanto, valores de P-Huynh Feldt fueron usados en los tests univariantes de tiempo y sus interacciones.

El efecto de los tratamientos fue diferente en las dos parcelas. En Parga-1 (figura 4.102) el análisis estadístico reveló aumentos significativos del crecimiento en altura como consecuencia de los tratamientos. El tratamiento de aplicación repetida de cenizas y la aplicación de cenizas con P proporcionaron respuestas similares. La interacción tiempo-tratamiento señala divergencia entre tratamientos, favorable a ambos tratamientos. A diferencia de esta parcela, en Pino-1 (figura 4.103) los tratamientos no produjeron incrementos en altura.

Las diferentes respuestas a los tratamientos que presentan las dos parcelas posiblemente se deban a diferencias en el estado nutricional, lo que se refleja en el muy diferentes valores de índice de sitio (IS iniciales 18,7 y 23,1 m).

Al igual que en las parcelas tipo I, en Parga-1, la significación de la covariable fue inferior a 0,05 y justificó la corrección de su influjo con el análisis de covarianza. En Pino-1, este parámetro fue mayor por lo que no fue necesaria esta corrección.

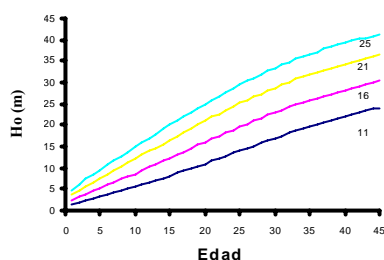


A: Comparación de medias entre los niveles del factor "Tratamiento" para cada nivel del factor "tiempo"				
Trat	Tiempo			
	t <sub>0</sub>	t <sub>1</sub>	t <sub>2</sub>	t <sub>3</sub>
Control	a	a	a	a
Cenizas	a	a	a	a
Cenizas+P	a	a	a	a

**Figura 4.103.** Altura total de *Pinus radiata* para los distintos tratamientos a lo largo del período de ensayo en las parcelas de migmatitas Pino-1; **Control** =control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en el 2003, 2004 y 2005 y **Cenizas+P**= aporte de 10 Mg ceniza+ 0,1 Mg de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>

## Evaluación de la altura en función de los modelos de crecimiento

Como se comentó en material y métodos, para conocer el efecto de los tratamientos sobre la altura en relación a la pauta de crecimiento de la especie, también se ha empleado un modelo de crecimiento de altura dominante (figura 4.104; Diéguez-Aranda *et al.*, 2005).



**Figura 4.104.** Curvas de calidad de 11, 16, 21 y 25 m a la edad de referencia de 20 años para *Pinus radiata* en Galicia de Diéguez-Aranda *et al.*, 2005.

A partir de esta familia de curvas polimórficas y del valor de  $H_0$  de cada una de las parcelas del año 2003 se predijeron las alturas dominantes del 2006. Las alturas dominantes se calcularon como la media de los 12 pies más gruesos por parcela teniendo en cuenta que éstas tenían una superficie de 1225 m<sup>2</sup>. Además, con los valores reales de las  $H_0$  del 2003 se calcularon los índices de sitio (tablas 4.9-4.13). Para cada parcela se consideró la evolución de la altura dominante en función de la calidad de estación correspondiente. La combinación de estos tres parámetros permitió calcular un coeficiente multiplicador del crecimiento en altura por comparación del tiempo que transcurría según el modelo para alcanzar  $H_0$  (2006) con el tiempo real de tres años transcurridos. En la tabla siguiente se muestran los valores medios de  $m$  obtenidas para cada tratamiento.

### Parcelas Tipo I

**Tabla 4.14.** Índice de sitio y valores medios de los coeficientes multiplicadores del crecimiento en altura en las plantaciones de *Pinus radiata* sobre arcillitas (Parga-2 y Frades), migmatitas (Pino-2) y serpentinitas (As Cruces) en el 2006.

Localidad	Tratamiento	IS	$m$	Aumento porcentual de la velocidad de crecimiento con respecto a las parcelas Control
Arcillitas	Control	18,7	0,74	--
(Parga-2)	Cenizas	22,4	0,63	-14,59 %
Arcillitas	Control	18,4	2,63	--
(Frades)	Cenizas	18,3	2,63	0,26 %
Migmatitas	Control	17,0	1,59	--
(Pino-2)	Cenizas	16,8	1,65	3,32 %
Serpentinitas	Control	16,5	1,28	--
(As Cruces)	Cenizas	14,0	1,53	20,02 %

Los valores obtenidos en cuanto a la aceleración del crecimiento en altura dominante resultan ser muy reducidos. Los valores positivos y negativos de las parcelas Parga-2 y As Cruces parecen derivarse de la propia diferencia inicial en la calidad de estación de la parcela control y la fertilizada

#### 4. Resultados

con cenizas. Puede concluirse una cierta mejora en el crecimiento en altura dominante, que queda sin embargo desdibujada en relación al efecto sobre la altura de todos los árboles de la masa. La fertilización parece afectar, por tanto, de forma especialmente positiva, al crecimiento en altura de pies codominantes o intermedios, no acelerando particularmente la evolución de los que ya de por sí eran pies dominantes.

#### Parcelas Tipo II

**Tabla 4.15.** Índice de sitio y valores medios de los coeficientes multiplicadores del crecimiento en altura en las plantaciones de *Pinus radiata* sobre arcillitas (Parga-1) y migmatitas (Pino-1) en el 2006.

Localidad	Tratamiento	IS	m	Aumento porcentual de la velocidad de crecimiento con respecto a las parcelas Control
Arcillitas (Parga-1)	Control	18,7	0,41	--
	Cenizas	18,6	0,69	70,17 %
	Cenizas+P	18,5	0,62	53,17%
Migmatitas (Pino-1)	Control	23,1	1,02	--
	Cenizas	22,8	0,93	-8,44 %
	Cenizas+P	22,6	0,91	-10,18 %

La evolución de la altura dominante en la parcela Parga-1 resultó muy inferior a la predicha por el modelo, lo que muestra serios problemas de crecimiento que pueden relacionarse con el drenaje y problemas de encharcamiento. En esa parcela la aplicación de cenizas mejoró considerablemente el crecimiento, aunque sin conseguir igualarlo con el que el modelo de crecimiento predice.

En relación a la parcela Pino-1, la falta de efecto en el crecimiento en altura se refleja también en el caso de la altura dominante, siendo los valores negativos obtenidos achacables más a la diferencia de calidad de estación entre las parcelas (figura 4.103).

#### Diámetro normal

Al igual que para la altura total, se realizó un análisis de covarianza de la variable diámetro normal después de la aplicación de cenizas, utilizando los datos iniciales como covariables.

Los resultados de los análisis estadísticos mostraron cómo la aplicación única de cenizas sólo derivó en incrementos altamente significativos del diámetro normal en las plantaciones jóvenes (Parga-2 y Pino-2; figuras 4.105 y 4.107). El efecto global del tratamiento fue significativo a un nivel de al menos de  $p=0,03$ . La interacción entre tiempo y tratamiento en ambas parcelas mostrando divergencia o incluso cruce ( $F(1,504)= 2187,7$   $p<0,001$ , estimación del diámetro normal en las parcelas Control de 6,3 cm y 6,8 cm en las parcelas tratadas con ceniza).

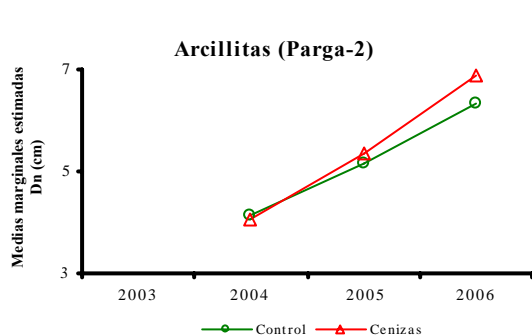
Es destacable la falta de efecto sobre el crecimiento diametral en la parcela de serpentinitas (figura 4.108). Hay que remarcar que esta parcela es la de mayor densidad de todas las estudiadas, con los menores valores del índice de Hart-Becking, lo que sin duda está limitando el crecimiento diametral. En el caso de la parcela de Frades tampoco se observó ningún efecto sobre el crecimiento diametral (figura 4.106), lo que puede ser, en este caso, debido a que se trata de una edad adulta.

En cuanto a las parcelas tipo II, la aplicación repetida de cenizas dio lugar a un mayor crecimiento diametral tan sólo en la parcela en Parga-1 (figura 4.109). En concreto y una vez corregida

la influencia de la covariable ( $F(1,504)= 27037,6$   $p<0,001$ ), el análisis estadístico estimó un diámetro normal en las parcelas Control de 11,7 cm y de 12,6 cm en las parcelas tratadas con ceniza. El tratamiento ceniza + P no se diferencia de las parcelas control.

A diferencia de este tratamiento, en la parcela Pino-1 el efecto de ambos tratamientos no fue significativa (figura 4.110). La distribución diamétrica solo parece responder al tratamiento cenizas + P. Al igual que en el caso del crecimiento en altura, este efecto podría achacarse a la elevada calidad de estación de esta parcela.

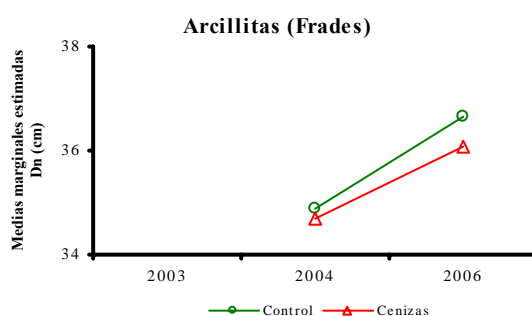
### Parcelas Tipo I



A: Comparaciones múltiples entre los niveles del factor "Tratamiento" para cada nivel del factor tiempo					B: Análisis de medidas repetidas <sup>a</sup>		
Trat	t <sub>0</sub>	t <sub>1</sub>	t <sub>2</sub>	t <sub>3</sub>	F	P	
Control		a	a	a	Covariable	2189,7	<b>0,000</b>
					Trat	4,0	<b>0,030</b>
Cenizas		b	b	b	Tiempo	242,9	<b>0,000</b>
					Trat*Tiempo	12,5	<b>0,000</b>

**Figura 4.105.** Diámetro normal de *Pinus radiata* para los distintos tratamientos a lo largo del período de ensayo en las parcelas de arcillitas Parga-2; **Control** =control y **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en el 2003.

<sup>a</sup> La hipótesis de esféricidad no fue valida y, por lo tanto, valores de P-Huynh Feldt fueron usados en los tests univariantes de tiempo y sus interacciones

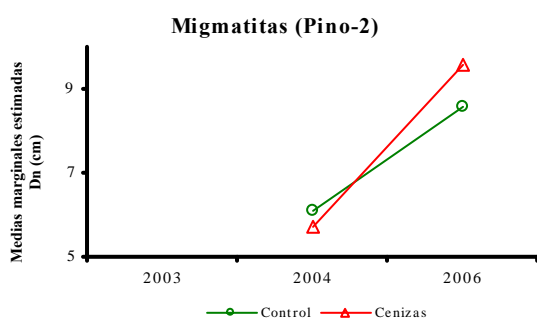


A: Comparación de medias entre los niveles del factor "Tratamiento" para cada nivel del factor "tiempo"					B: Análisis de medidas repetidas <sup>a</sup>		
Trat	Tiempo				F	P	
	t <sub>0</sub>	t <sub>1</sub>	t <sub>2</sub>	t <sub>3</sub>			
Control		a		a	Covariable	2348,5	<b>0,000</b>
					Trat	2,1	<b>0,015</b>
Cenizas		a		a	Tiempo	16,0	<b>0,000</b>
					Trat*Tiempo	1,1	<b>0,300</b>

**Figura 4.106.** Diámetro normal de *Pinus radiata* para los distintos tratamientos a lo largo del período de ensayo en las parcelas de arcillitas Frades; **Control** =control y **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en el 2003.

<sup>a</sup> La hipótesis de esféricidad no fue valida y, por lo tanto, valores de P-Huynh Feldt fueron usados en los tests univariantes de tiempo y sus interacciones

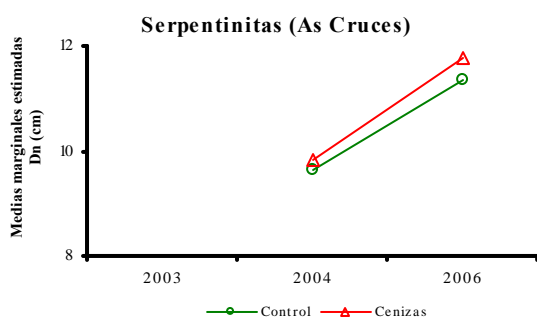
#### 4. Resultados



A: Comparación de medias entre los niveles del factor "Tratamiento" para cada nivel del factor "tiempo"					B: Análisis de medidas repetidas <sup>a</sup>		
Trat	Tiempo				Covariable	F	P
	t <sub>0</sub>	t <sub>1</sub>	t <sub>2</sub>	t <sub>3</sub>			
Control		b		a	2787,6	<b>0,000</b>	
Cenizas		a		b	8,8	<b>0,003</b>	
					102,5	<b>0,000</b>	
					53,0	<b>0,000</b>	

**Figura 4.107.** Diámetro normal de *Pinus radiata* para los distintos tratamientos a lo largo del período de ensayo en las parcelas de migmatitas Pino-2; **Control** = control y **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en el 2003.

<sup>a</sup> La hipótesis de esfericidad no fue valida y, por lo tanto, valores de P-Huynh Feldt fueron usados en los tests univariantes de tiempo y sus interacciones

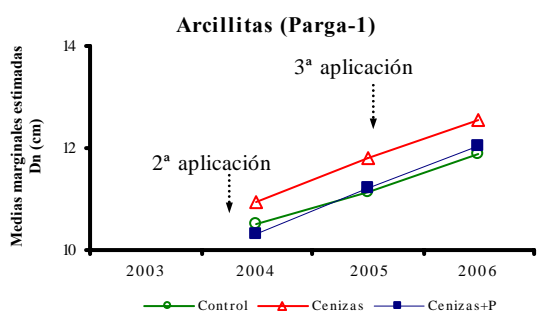


A: Comparación de medias entre los niveles del factor "Tratamiento" para cada nivel del factor "tiempo"					B: Análisis de medidas repetidas <sup>a</sup>		
Trat	Tiempo				Covariable	F	P
	t <sub>0</sub>	t <sub>1</sub>	t <sub>2</sub>	t <sub>3</sub>			
Control		a		a	3397,0	<b>0,000</b>	
Cenizas		a		a	2,4	<b>0,124</b>	
					24,8	<b>0,000</b>	
					0,6	<b>0,430</b>	

**Figura 4.108.** Diámetro normal de *Pinus radiata* para los distintos tratamientos a lo largo del período de ensayo en las parcelas de serpentinitas As Cruces; **Control** = control y **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en el 2003.

<sup>a</sup> La hipótesis de esfericidad no fue valida y, por lo tanto, valores de P-Huynh Feldt fueron usados en los tests univariantes de tiempo y sus interacciones

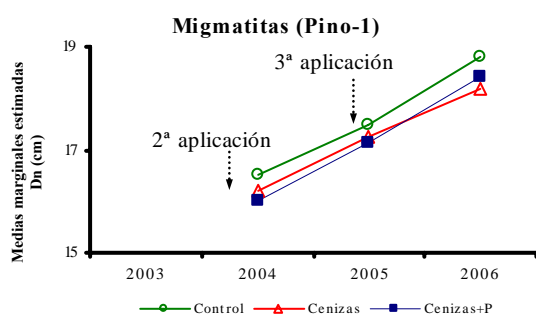
#### Parcelas Tipo II



A: Comparación de medias entre los niveles del factor "Tratamiento" para cada nivel del factor "tiempo"					B: Análisis de medidas repetidas <sup>a</sup>		
Trat	Tiempo				Covariable	F	P
	t <sub>0</sub>	t <sub>1</sub>	t <sub>2</sub>	t <sub>3</sub>			
Control		a	a	a	27037,6	<b>0,000</b>	
Cenizas		b	b	b	32,4	<b>0,000</b>	
Cenizas+P		a	a	a	23,4	<b>0,000</b>	
					7,6	<b>0,000</b>	

**Figura 4.109.** Diámetro normal de *Pinus radiata* para los distintos tratamientos a lo largo del período de ensayo en las parcelas de arcillitas Parga-1; **Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en el 2003, 2004 y 2005 y **Cenizas+P** = aporte de 10 Mg ceniza + 0,1 Mg de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>

<sup>a</sup> La hipótesis de esfericidad no fue valida y, por lo tanto, valores de P-Huynh Feldt fueron usados en los tests univariantes de tiempo y sus interacciones



A: Comparación de medias entre los niveles del factor "Tratamiento" para cada nivel del factor "tiempo"				B: Análisis de medidas repetidas <sup>a</sup>		
Trat	Tiempo				F	P
	t <sub>0</sub>	t <sub>1</sub>	t <sub>2</sub>	t <sub>3</sub>		
Control		b	a	a	4260,1	<b>0,000</b>
Cenizas		b	a	a	3,7	<b>0,024</b>
Cenizas+P		a	a	a	4,8	<b>0,027</b>
					1,1	0,325

**Figura 4.110.** Diámetro normal de *Pinus radiata* para los distintos tratamientos a lo largo del período de ensayo en las parcelas de migmatitas Pino-1; **Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza  $ha^{-1}$  en el 2003, 2004 y 2005 y **Cenizas+P** = aporte de 10 Mg ceniza + 0,1 Mg de  $P_2O_5$   $ha^{-1}$

<sup>a</sup> La hipótesis de esfericidad no fue válida y, por lo tanto, valores de P-Huynh Feldt fueron usados en los tests univariantes de tiempo y sus interacciones

## Evaluación del área basimétrica en función de los modelos de crecimiento

De modo similar que para la altura dominante, se calculó un coeficiente multiplicador del incremento del área basimétrica con respecto al modelo. En este caso se utilizó un modelo dinámico de crecimiento en área basal para *Pinus radiata* en Galicia (Rodríguez *et al.*, 2002). Los valores medios de este coeficiente multiplicador,  $m$ , se muestran en las tablas 4.16 y 4.17.

### Parcelas Tipo I

**Tabla 4.16.** Valores medios de los coeficientes multiplicadores del crecimiento en área basimétrica en las plantaciones de *Pinus radiata* sobre arcillitas (Parga-2 y Frades), migmatitas (Pino-2) y serpentinitas (As Cruces)

Localidad	Tratamiento	$m$	Aumento porcentual de la velocidad de crecimiento con respecto a la Control
Arcillitas	Control	0,45	--
(Parga-2)	Cenizas	0,47	4,40 %
Arcillitas	Control	2,56	--
(Frades)	Cenizas	2,02	-21,09 %
Migmatitas	Control	1,03	--
(Pino-2)	Cenizas	1,05	3,00 %
Serpentinitas	Control	1,49	--
(As Cruces)	Cenizas	1,39	-6,99 %

Las plantaciones jóvenes de Parga-2 y Pino-2 (tablas 4.8 y 4.10) indican una cierta mejoría en el crecimiento en área basimétrica. Estando en el primer caso por debajo de las predicciones del modelo ( $m < 1$ ) y en el segundo muy próximo al mismo ( $m \approx 1$ ). Como se deriva del efecto sobre el crecimiento diametral, las parcelas de Frades y de As Cruces no muestran efectos positivos en el crecimiento del área basimétrica.

#### 4. Resultados

##### Parcelas tipo II

**Tabla 4.17.** Valores medios de los coeficientes multiplicadores del crecimiento en área basimétrica en las plantaciones de *Pinus radiata* sobre arcillitas (Parga-1) y migmatitas (Pino-1).

Localidad	Tratamiento	<i>m</i>	Aumento porcentual de la velocidad de crecimiento con respecto a la Control
Arcillitas (Parga-1)	Control	0,45	--
	Cenizas	1,14	152,68 %
	Cenizas+P	0,91	103,26 %
Migmatitas (Pino-1)	Control	1,30	--
	Cenizas	0,85	34,54 %
	Cenizas+P	1,07	-17,73 %

En las parcelas tipo II la fertilización sucesiva dio lugar a un mayor crecimiento en área basimétrica en la parcela Parga-1 (tabla 4.17). En Pino-1 no se produjeron efectos positivos derivados de la fertilización.

##### Crecimiento en volumen

Para el cálculo del volumen de las distintas parcelas se utilizó el modelo de árbol individual desarrollado por Castedo (2004). Este procedimiento se basa en fenómenos que condicionan el crecimiento a un nivel más detallado que los modelos de la masa. La tarifa de cubicación empleada fue una tarifa de cubicación simple de dos entradas y responde la siguiente expresión:

$$v=0,000048*d^{2,0062}*h^{0,86691}$$

donde *v* es el volumen del árbol individual, en m<sup>3</sup>; *d*, el diámetro normal, en cm y *h*, la altura total, en m. Esta tarifa de cubicación responde al modelo de Schumacher-Hall (función alométrica o exponencial).

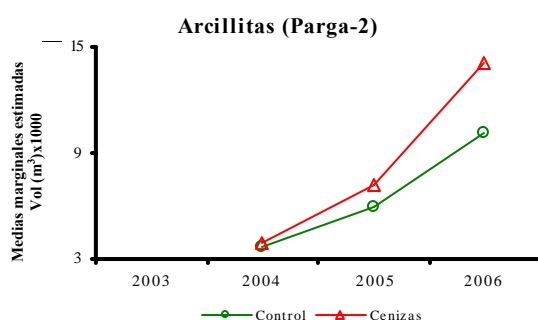
En todas las siguientes figuras se presenta la salida de los análisis de covarianza realizados para el volumen con corteza, tres años después de la aplicación de cenizas. La covariable empleada fue el volumen con corteza inicial antes del aporte del fertilizante.

Los análisis de medidas repetidas comprobaron la influencia de la variable covariante y la bondad de haber utilizado el análisis de covarianza para controlarla. La variable covariante tuvo un efecto significativo (lo que indicó que ha sido adecuado realizar este tipo de análisis).

El aporte de una sola dosis de cenizas dio lugar a un mayor crecimiento volumétrico en las parcelas jóvenes de Parga-2 y Pino-2. Sin embargo la aplicación repetida se tradujo en mayores crecimientos tan sólo en Parga-1.

Los resultados en referencia al volumen indican efectos similares a los comentados en el caso del crecimiento diametral, aunque más acentuados.

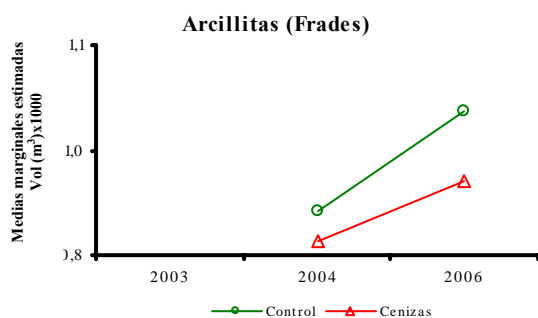
## Parcelas Tipo I



A: Comparación de medias entre los niveles del factor "Tratamiento" para cada nivel del factor "tiempo"				B: Análisis de medidas repetidas <sup>a</sup>		
Trat	Tiempo				F	P
	t <sub>0</sub>	t <sub>1</sub>	t <sub>2</sub>	t <sub>3</sub>		
Covariable					1734,2	<b>0,000</b>
Trat					22,5	<b>0,000</b>
Control		a	a	a	141,9	<b>0,000</b>
Cenizas		a	b	b	21,3	<b>0,000</b>

**Figura 4.111.** Volumen con corteza de *Pinus radiata* para los distintos tratamientos a lo largo del periodo de ensayo en las parcelas de arcillitas Parga-2; **Control** = control y **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en el 2003.

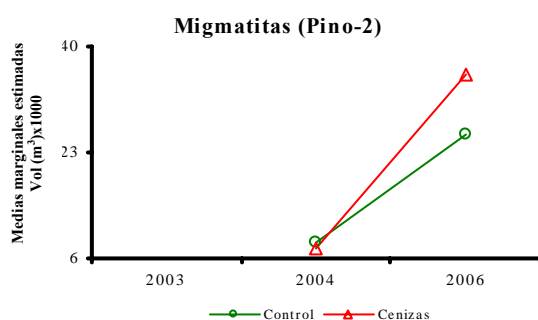
<sup>a</sup> La hipótesis de esfericidad no fue valida y, por lo tanto, valores de P-Huynh Feldt fueron usados en los tests univariantes de tiempo y sus interacciones.



A: Comparación de medias entre los niveles del factor "Tratamiento" para cada nivel del factor "tiempo"				B: Análisis de medidas repetidas <sup>a</sup>		
Trat	Tiempo				F	P
	t <sub>0</sub>	t <sub>1</sub>	t <sub>2</sub>	t <sub>3</sub>		
Covariable					2991,8	<b>0,000</b>
Trat					8,5	<b>0,004</b>
Control		b	b		22,1	<b>0,000</b>
Cenizas		a	a		5,7	<b>0,018</b>

**Figura 4.112.** Volumen con corteza de *Pinus radiata* para los distintos tratamientos a lo largo del periodo de ensayo en las parcelas de arcillitas Frades; **Control** = control y **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en el 2003.

<sup>a</sup> La hipótesis de esfericidad no fue valida y, por lo tanto, valores de P-Huynh Feldt fueron usados en los tests univariantes de tiempo y sus interacciones.

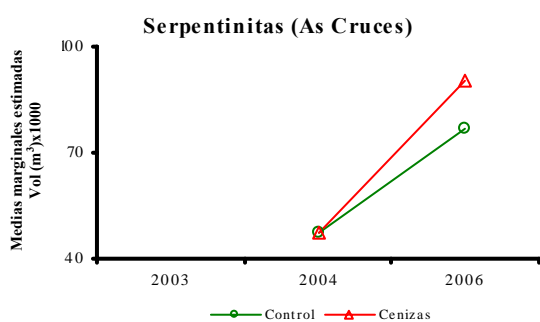


A: Comparación de medias entre los niveles del factor "Tratamiento" para cada nivel del factor "tiempo"				B: Análisis de medidas repetidas <sup>a</sup>		
Trat	Tiempo				F	P
	t <sub>0</sub>	t <sub>1</sub>	t <sub>2</sub>	t <sub>3</sub>		
Covariable					511,5	<b>0,000</b>
Trat					8,3	<b>0,004</b>
Control		b	a		36,2	<b>0,000</b>
Cenizas		a	b		12,9	<b>0,000</b>

**Figura 4.113.** Volumen con corteza de *Pinus radiata* para los distintos tratamientos a lo largo del periodo de ensayo en las parcelas de migmatitas Pino-2; **Control** = control y **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en el 2003.

<sup>a</sup> La hipótesis de esfericidad no fue valida y, por lo tanto, valores de P-Huynh Feldt fueron usados en los tests univariantes de tiempo y sus interacciones.

#### 4. Resultados

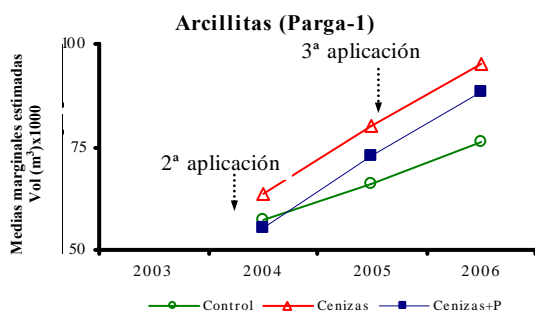


A: Comparación de medias entre los niveles del factor "Tratamiento" para cada nivel del factor "tiempo"				B: Análisis de medidas repetidas <sup>a</sup>		
Trat	Tiempo			Covariable	F	P
	t <sub>0</sub>	t <sub>1</sub>	t <sub>2</sub>			
Control		a		a	197,8	<b>0,000</b>
Cenizas		a		a	0,5	<b>0,465</b>
					5,2	<b>0,023</b>
					0,6	<b>0,420</b>

**Figura 4.114.** Volumen con corteza de *Pinus radiata* para los distintos tratamientos a lo largo del periodo de ensayo en las parcelas de serpentinitas As Cruces; **Control** = control y **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en el 2003.

<sup>a</sup> La hipótesis de esfericidad no fue valida y, por lo tanto, valores de P-Huynh Feldt fueron usados en los tests univariantes de tiempo y sus interacciones.

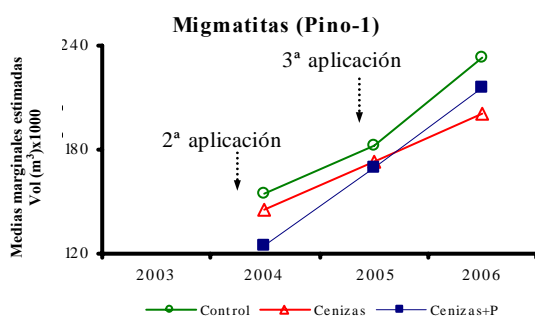
#### Parcelas Tipo II



A: Comparación de medias entre los niveles del factor "Tratamiento" para cada nivel del factor "tiempo"				B: Análisis de medidas repetidas <sup>a</sup>		
Trat	Tiempo			Covariable	F	P
	t <sub>0</sub>	t <sub>1</sub>	t <sub>2</sub>			
Control		a	a	a	18486,4	<b>0,000</b>
Cenizas		b	c	c	34,7	<b>0,000</b>
Cenizas+P		a	b	b	60,2	<b>0,000</b>
					27,8	<b>0,000</b>

**Figura 4.115.** Volumen con corteza de *Pinus radiata* para los distintos tratamientos a lo largo del periodo de ensayo en las parcelas de arcillitas Parga-1; **Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en el 2003, 2004 y 2005 y **Cenizas+P** = aporte de 10 Mg ceniza + 0,1 Mg de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>

<sup>a</sup> La hipótesis de esfericidad no fue valida y, por lo tanto, valores de P-Huynh Feldt fueron usados en los tests univariantes de tiempo y sus interacciones.



A: Comparación de medias entre los niveles del factor "Tratamiento" para cada nivel del factor "tiempo"				B: Análisis de medidas repetidas <sup>a</sup>		
Trat	Tiempo			Covariable	F	P
	t <sub>0</sub>	t <sub>1</sub>	t <sub>2</sub>			
Control		a	a	a	1050,2	<b>0,000</b>
Cenizas		a	a	a	2,6	<b>0,070</b>
Cenizas+P		a	a	a	2,1	0,147
					0,6	0,540

**Figura 4.116.** Volumen con corteza de *Pinus radiata* para los distintos tratamientos a lo largo del periodo de ensayo en las parcelas de migmatitas Pino-1; **Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en el 2003, 2004 y 2005 y **Cenizas+P** = aporte de 10 Mg ceniza + 0,1 Mg de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>

<sup>a</sup> La hipótesis de esfericidad no fue valida y, por lo tanto, valores de P-Huynh Feldt fueron usados en los tests univariantes de tiempo y sus interacciones.

### **Resumen de los resultados obtenidos en el estudio del crecimiento arbóreo**

Los índices de sitio de las seis plantaciones están comprendidos entre 16 y 23, es decir, calidades de estación III y II según las curvas de calidad establecidas para esta especie en Galicia (Rodríguez *et al.*, 2002).

Tras la aplicación de cenizas los análisis de covarianza (a nivel árbol individual) revelaron, para las variables altura total, diámetro normal y volumen, mayores crecimientos en las parcelas sobre arcillitas Parga-1 y 2 y migmatitas Pino-2. Sin embargo, a nivel masa, la fertilización con cenizas favoreció el crecimiento de los árboles dominantes en la mayor parte de las plantaciones.

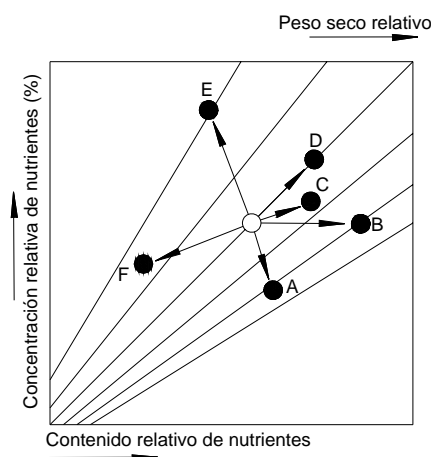
#### 4. Resultados

##### 4.2.5. RELACIÓN ENTRE EL ESTADO NUTRICIONAL Y EL CRECIMIENTO ARBÓREO

En este subapartado se evalúa de qué manera ha influido el aporte de nutrientes a la respuesta del arbolado mediante la técnica del análisis de vectores. Este método permite la comparación simultánea del crecimiento de la planta, la concentración de nutrientes y el contenido de éstos en la biomasa (en este caso en las acículas) en un formato gráfico que integra los tres tipos de datos.

El análisis de vectores detecta efectos de dilución o aislamiento de nutrientes, desórdenes nutricionales, interacciones entre elementos y ofrece una información más completa del estado nutricional de la planta.

La siguiente figura muestra la interpretación de los desplazamientos de cada uno de los vectores.



**Figura 4.117.** Interpretación de los desplazamientos de los vectores en la concentración y contenido de nutrientes y peso unitario. Adaptado de Timmer y Stone (1978).

Desplaz.	Respuesta en ...			Interp.	Posible Diagnóstico
	Peso unitario	Nutrientes			
		Conc.	Contenido		
A	+	-	+	Dilución	No limitante
B	+	0	+	Suficiente	No limitante
C	+	+	+	Deficiente	Limitante
D	0	+	+	Consumo lujurioso	No toxico
E	-	++	±	Exceso	Tóxico
F	-	-	-	Exceso	Antagónico

Las parcelas Parga-2 y Pino-2 tuvieron comportamiento similar, por lo que se comentan de forma conjunta.

Estas plantaciones mostraron deficiencias iniciales de P y Mg, y, secundariamente de K. El único aporte de cenizas derivó en una respuesta positiva en el crecimiento.

El análisis de vectores sugiere que el mejor crecimiento de las parcelas que recibieron cenizas fue debido al mayor suministro de K, Ca y Mg. Este efecto, sin embargo no es inmediato y se detecta a los tres años tras el tratamiento (figuras 4.98 y 4.100).

## Parcelas tipo I

## Parga-2 (Arcillitas)

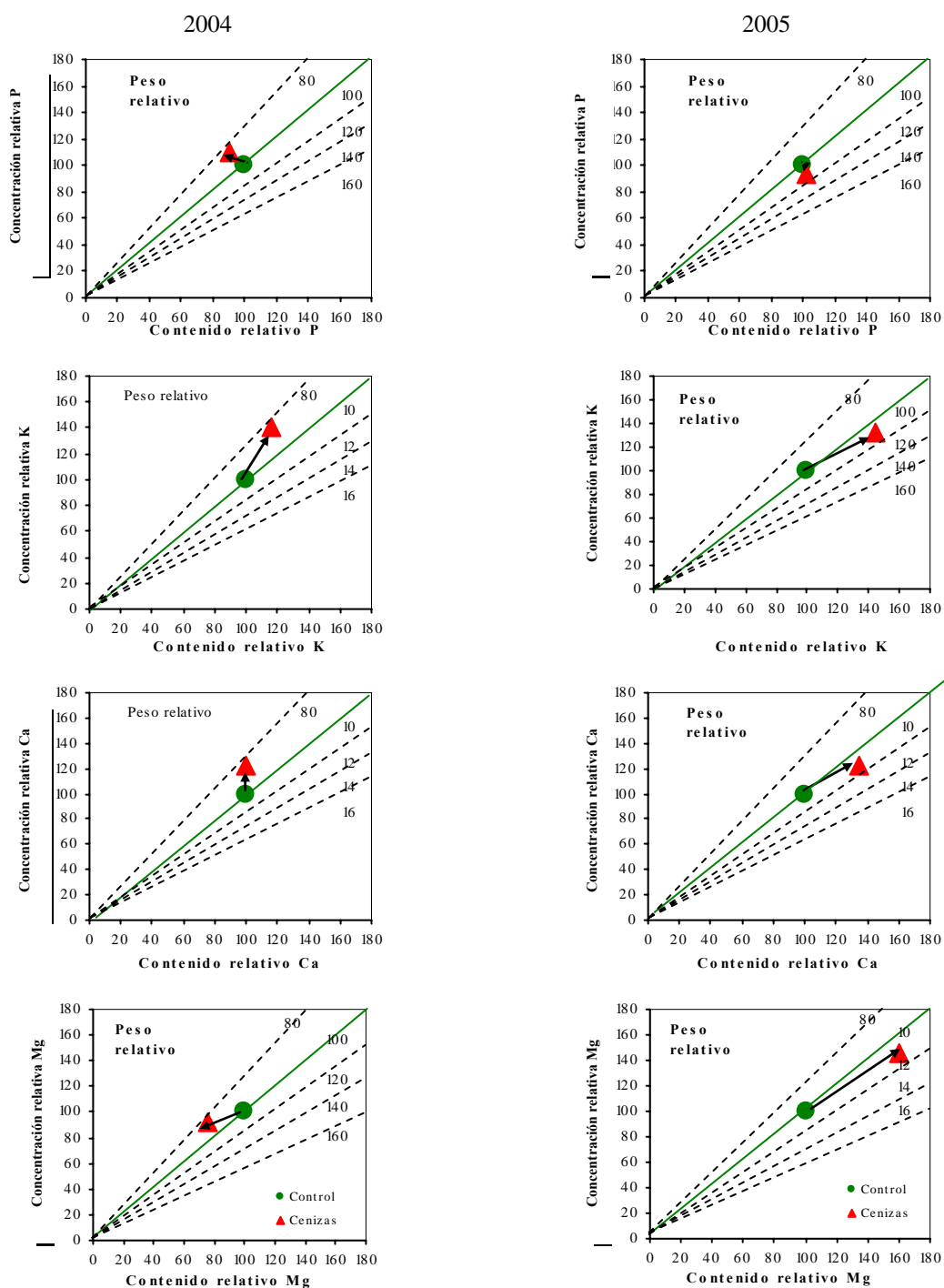
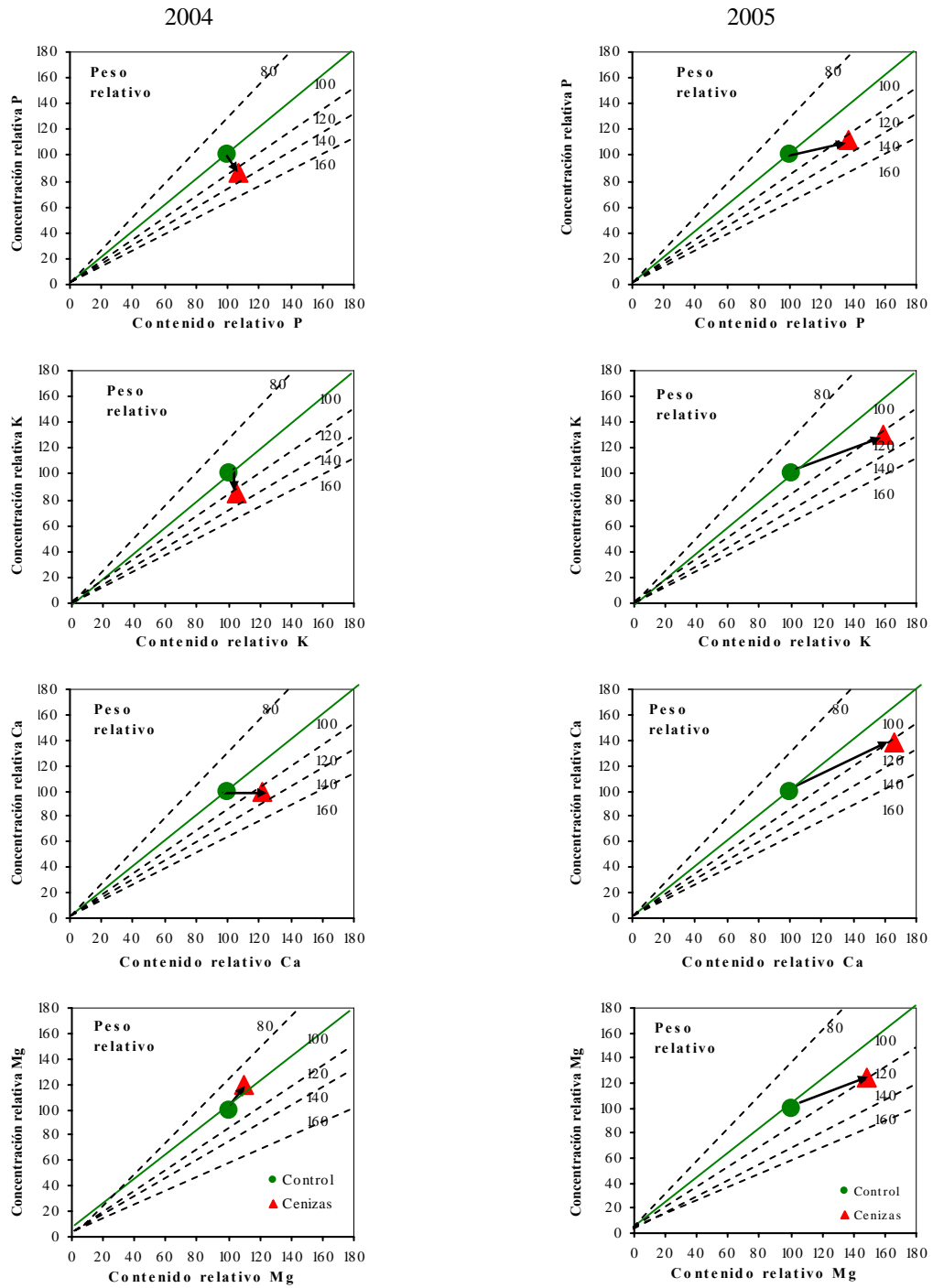


Figura 4.118. Representación gráfica del P, K, Ca y Mg en diagramas de vectores a partir de las analíticas foliares de noviembre de 2004 y noviembre de 2005, de las parcelas sobre arcillitas (Parga-2)

## 4. Resultados

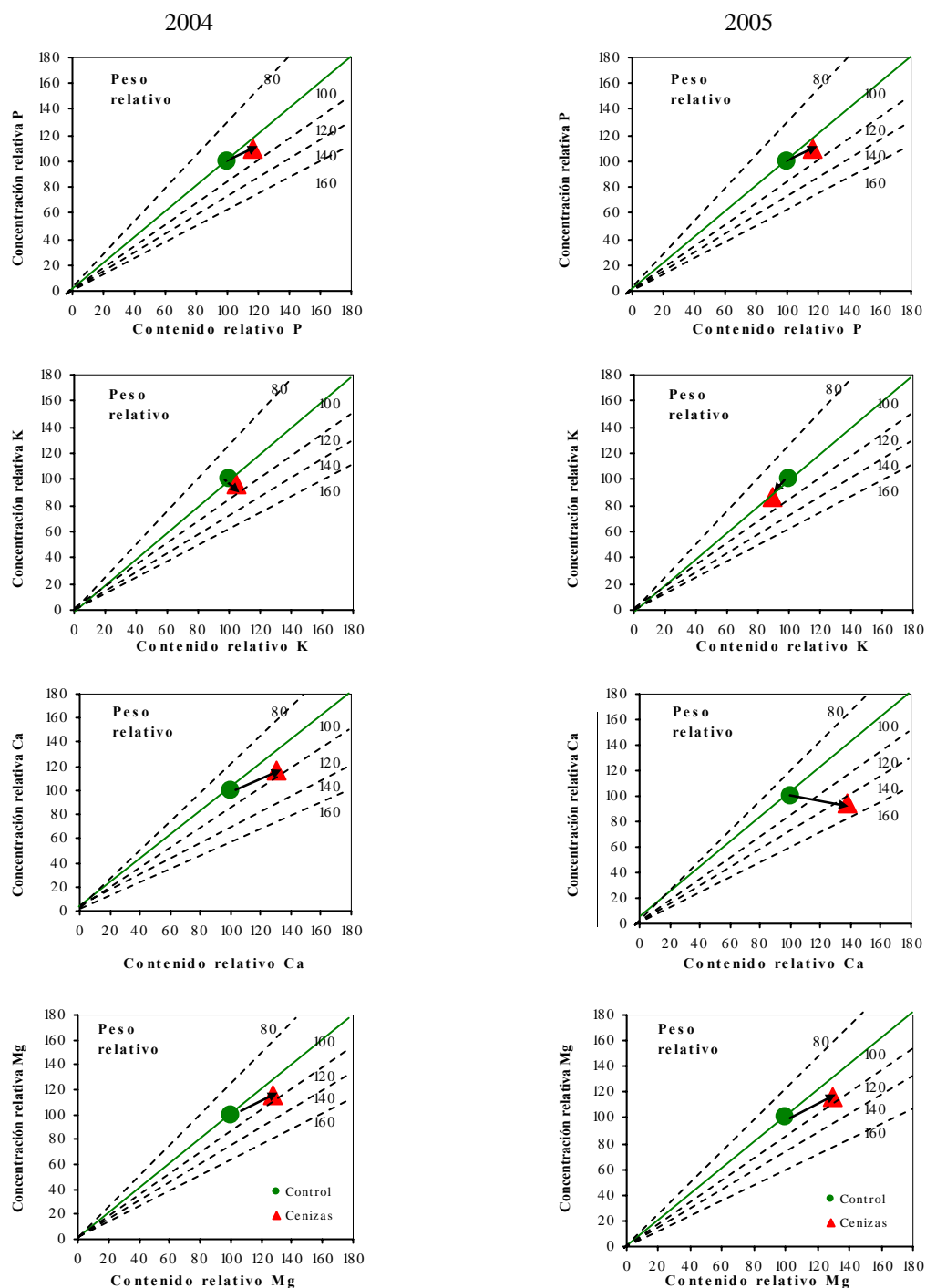
### Pino-2 (Migmatitas)



**Figura 4.119.** Representación gráfica del P, K, Ca y Mg en diagramas de vectores a partir de las analíticas foliares de noviembre de 2004 y noviembre de 2005, de las parcelas sobre migmatitas (Pino-2)

En la plantación sobre serpentinitas los cambios que se producen son débiles, sin que se pueda concluir ninguna tendencia.

#### As Cruces (Serpentinitas)

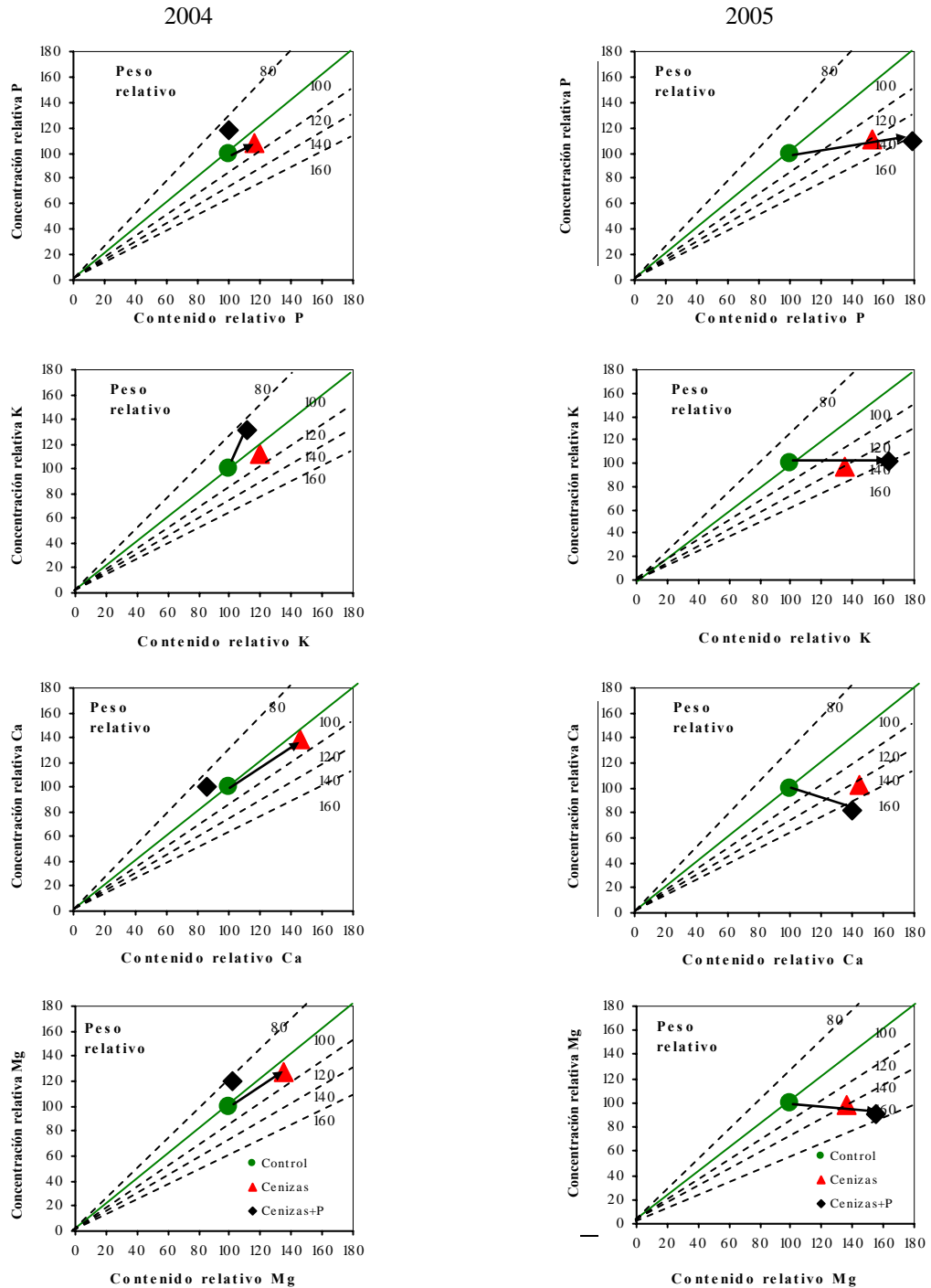


**Figura 4.120.** Representación gráfica del P, K, Ca y Mg en diagramas de vectores a partir de las analíticas foliares de noviembre de 2004 y noviembre de 2005, de las parcelas sobre serpentinitas (As Cruces)

## 4. Resultados

### Parcelas Tipo II

#### Parga-1 (Arcillitas)



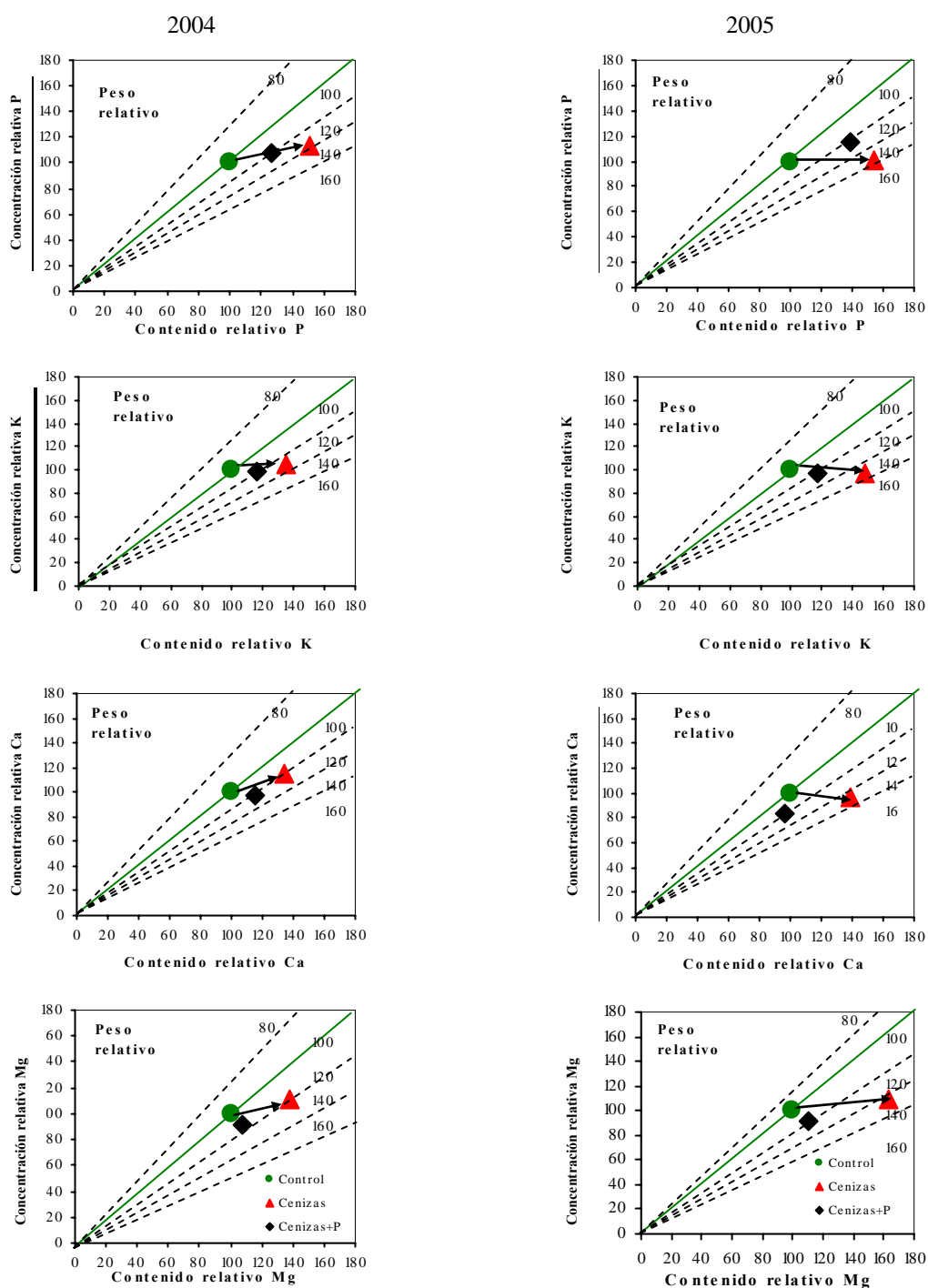
**Figura 4.121.** Representación gráfica del P, K, Ca y Mg en diagramas de vectores a partir de las analíticas foliares de noviembre de 2004 y noviembre de 2005, de las parcelas sobre arcillitas (Parga-1)

En las figuras 4.121 y 4.122 se puede observar los análisis de vectores de las parcelas tipo II, para el 2004 y 2005. Estas plantaciones mostraron deficiencias iniciales de P, Ca y Mg, y, secundariamente de K. El aporte de continuado de cenizas dio lugar a una respuesta positiva en el

crecimiento (sobre todo en la parcela Parga-1) debido a una mayor disponibilidad de estos elementos en el suelo.

Hay que resaltar la importante competencia que ejerce el sotobosque por la absorción de algunos elementos como el K, ya que, a pesar de las sucesivas aplicaciones de cenizas, esto no se traduce en una mayor concentración foliar.

### Pino-1 (Migmatitas)



**Figura 4.122.** Representación gráfica del P, K, Ca y Mg en diagramas de vectores a partir de las analíticas foliares de noviembre de 2004 y noviembre de 2005, de las parcelas sobre migmatitas (Pino-1)

## 4. Resultados

### 4.2.6. EFECTO DE LA APLICACIÓN DE CENIZAS SOBRE EL SOTOBOSQUE

En este subapartado se presentan los resultados del estudio del sotobosque realizados sobre las subparcelas de inventario florístico instaladas en Parga-2, Pino-2 y As Cruces (parcelas de tipo I) y Parga-1 y Pino-1 (parcelas de tipo II).

Las parcelas tipo I. Son parcelas con dos tratamientos, Control y Cenizas, en las que se realizó una sola aplicación de 10 Mg de cenizas ha<sup>-1</sup> en el 2003. Parcelas tipo II. Son parcelas con tres tratamientos, Control, Cenizas y Cenizas+P, en las que, en el tratamiento Cenizas, se realizaron aportes de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en el 2003, 2004 y 2005 y en el tratamiento Cenizas+P se realizó una única aplicación combinada de ceniza y fósforo semiatacado (0-29-0).

### Composición específica

En la siguiente tabla se recoge las especies presentes en el sotobosque de cada una de las masas. Las parcelas con una mayor diversidad específica fueron As Cruces (sobre serpentinitas) y Parga-1 (sobre arcillitas) y las que menos, las plantaciones jóvenes de Parga-2 y Pino-2.

**Tabla 4.18.** Especies recogidas en los inventarios florísticos de las parcelas tipo I (Parga-2; Pino-2 y As Cruces) y tipo II (Parga-1 y Pino-1), realizados en 2003, 2004 y 2005.

Especie	Tipo I			Tipo II	
	Parga-2	Pino-2	As Cruces	Parga-1	Pino-1
<i>Agrostis curtisii</i>	*	*	*	*	*
<i>Agrostis tenuis</i>	*	*	*	*	*
<i>Agrostis truncatula subsp. commista</i>	*			*	
<i>Arrhenatherum elatius</i>				*	
<i>Aira caryophyllea</i>			*		
<i>Avenula sulcata</i>	*	*	*	*	*
<i>Avenula sulcata bulbosus</i>				*	
<i>Bellis perennis</i>			*		
<i>Betula alba</i>					
<i>Calluna vulgaris</i>	*	*	*	*	
<i>Carex flacca</i>			*		
<i>Carex pilulifera</i>			*		
<i>Carum verticillatum</i>			*		
<i>Catanea sativa</i>			*		*
<i>Centaurea borjajae</i>			*		
<i>Centaureum maritimum</i>			*		
<i>Cirsium filipendulum</i>	*	*	*	*	*
<i>Crepis capillaris</i>				*	
<i>Cuscuta epithimum</i>		*	*		
<i>Cytisus scoparius</i>				*	
<i>Daboecia cantabrica</i>			*	*	*
<i>Danthonia decumbens</i>	*		*	*	*
<i>Daucus carota</i>			*		
<i>Digitalis purpurea</i>	*		*	*	
<i>Erica cinerea</i>	*	*	*		*
<i>Erica umbellata</i>	*	*	*	*	*
<i>Erica vagans</i>			*	*	
<i>Festuca arundinacea</i>				*	
<i>Festuca nigrescens subsp. microphylla</i>			*		
<i>Filipendula vulgaris</i>			*		

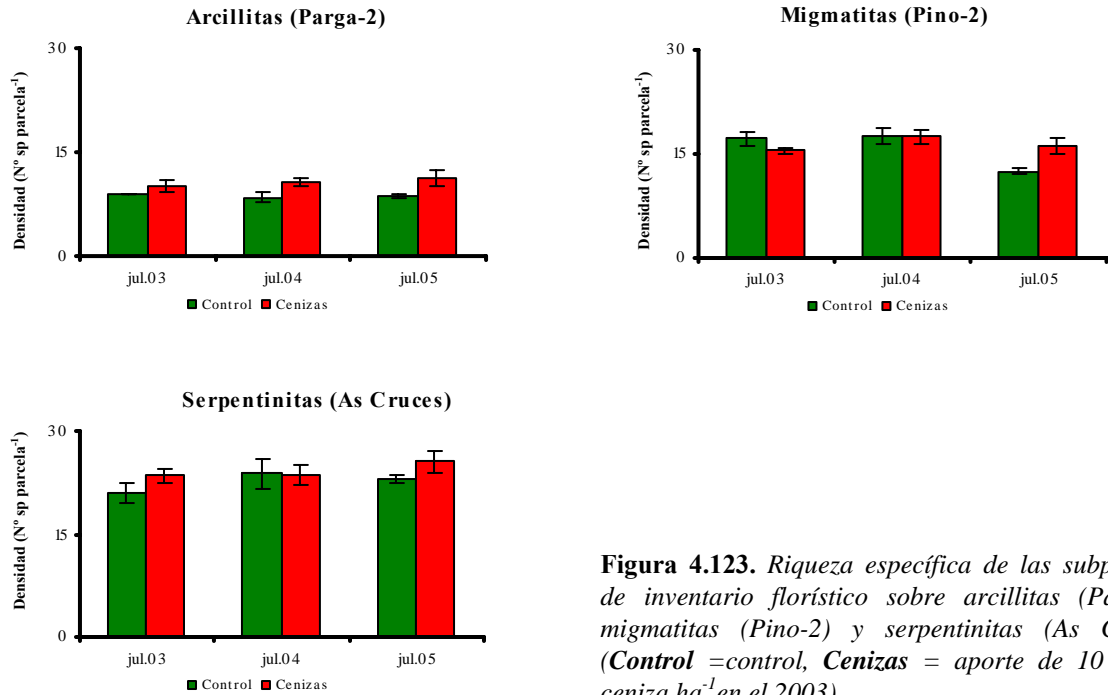
<i>Galium saxatile</i>	*	*	*	*	
<i>Galium verum</i>		*	*	*	
<i>Genista microphylla</i>		*	*	*	
<i>Halimium lasianthum</i> subsp. <i>alyssoides</i>	*	*	*	*	
<i>Hedera helix</i>		*	*	*	
<i>Holcus lanatus</i>		*	*	*	
<i>Holcus mollis</i>		*	*	*	
<i>Hypericum</i> cf. <i>linariifolium</i>		*	*	*	
<i>Hypericum pulchrum</i>		*	*	*	
<i>Hypochoeris radicata</i>	*	*	*	*	
<i>Jasione montana</i>		*	*	*	
<i>Koeleria pyramidata</i>		*	*	*	
<i>Leontodon taraxacoides</i>		*	*	*	
<i>Lithodora prostrata</i>		*	*	*	
<i>Lonicera perclymenum</i>		*	*	*	
<i>Lotus corniculatus</i>		*	*	*	
<i>Moenchia erecta</i>		*	*	*	
<i>Physospermum cornubiense</i>		*	*	*	
<i>Picris hieracioides</i>		*	*	*	
<i>Pinus radiata</i> (pl.)		*	*	*	
<i>Plantago lanceolata</i>	*	*	*	*	
<i>Polygala vulgaris</i>		*	*	*	
<i>Potentilla erecta</i>	*	*	*	*	
<i>Potentilla montana</i>		*	*	*	
<i>Prunella vulgaris</i>		*	*	*	
<i>Pseudarrenatherum longifolium</i>	*	*	*	*	
<i>Pterospartum tridentatum</i>	*	*	*	*	
<i>Pulicaria odora</i>		*	*	*	
<i>Pyrus cordata</i>		*	*	*	
<i>Quercus</i> sp. (pl.)	*	*	*	*	
<i>Rosa</i> sp.		*	*	*	
<i>Rubus</i> sp.		*	*	*	
<i>Sagina merinoi</i>		*	*	*	
<i>Scorzonera humilis</i>		*	*	*	
<i>Serratula tinctoria</i>		*	*	*	
<i>Simethis mattiazzi</i>		*	*	*	
<i>Thesium pyrenaicum</i>		*	*	*	
<i>Thymelaea corydifolia</i>		*	*	*	
<i>Thymus</i> cf. <i>praecox</i>		*	*	*	
<i>Ulex europaeus</i>	*	*	*	*	
<i>Ulex gallii</i>	*	*	*	*	
<i>Ulex minor</i>		*	*	*	
<i>Veronica</i> cf. <i>officinalis</i>		*	*	*	
<i>Viola riviniana</i>		*	*	*	
<i>Xolantha globulariifolia</i>		*	*	*	
<b>Nº total de especies</b>	<b>19</b>	<b>28</b>	<b>57</b>	<b>43</b>	<b>32</b>

Las siguientes figuras (4.123 y 4.124) muestran el número de especies de sotobosque de cada una de las parcelas de los inventarios florísticos realizados en julio de 2003, 2004 y 2005.

El aporte de cenizas parece no alterar el número de especies en ninguno de los tratamientos. Si bien existe una tendencia a aumentar el número de especies emergentes con la aplicación repetida de cenizas.

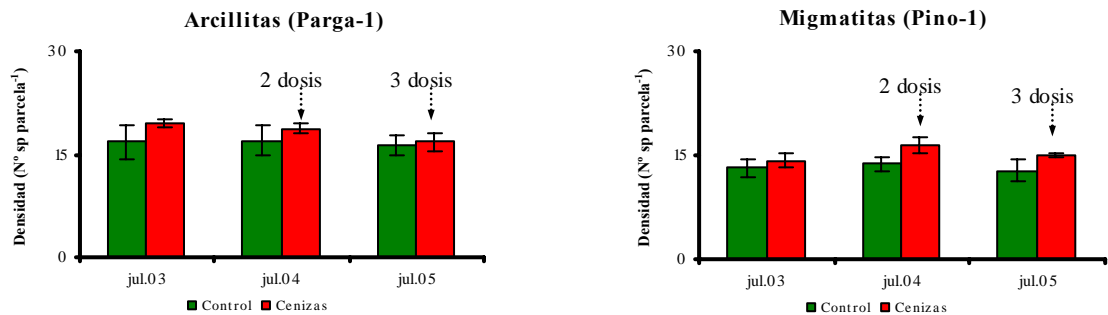
## 4. Resultados

### Parcelas Tipo I



**Figura 4.123.** Riqueza específica de las subparcelas de inventario florístico sobre arcillitas (Parga-2), migmatitas (Pino-2) y serpentinitas (As Cruces). (**Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en el 2003).

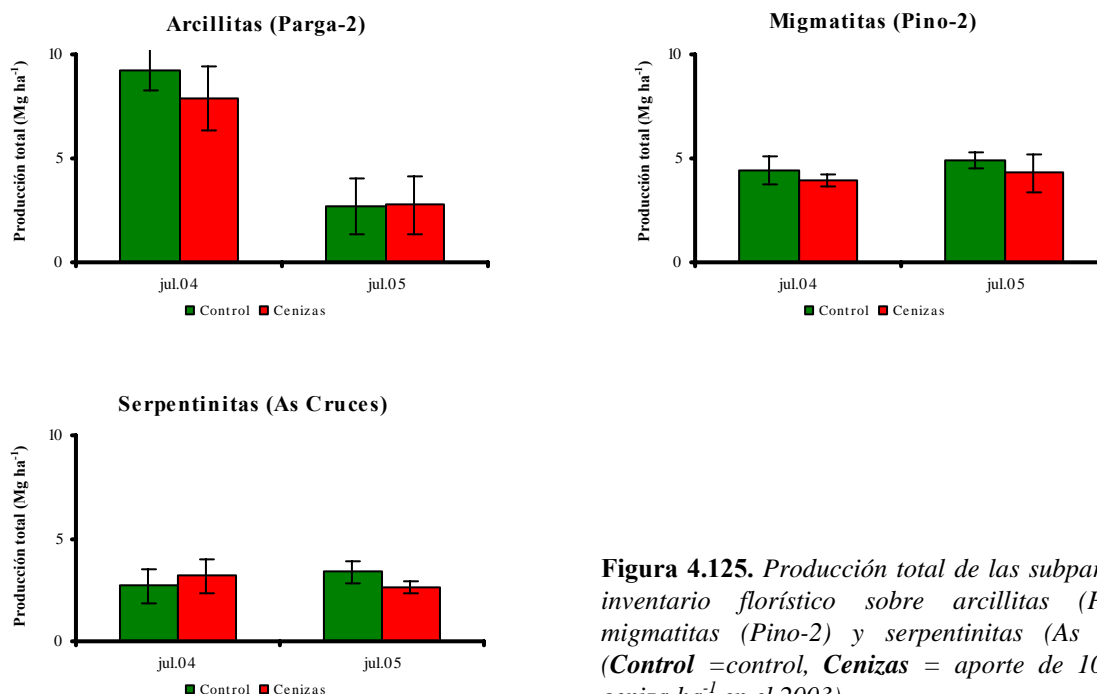
### Parcelas Tipo II



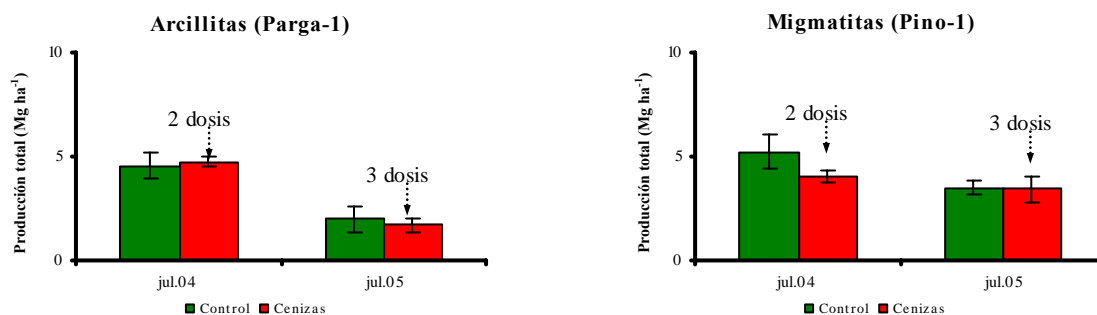
**Figura 4.124.** Riqueza específica de las subparcelas de inventario florístico sobre arcillitas (Parga-1), y migmatitas (Pino-1) (**Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en el 2003, 2004 y 2005).

## Producción de sotobosque (Biomasa del sotobosque)

La producción de sotobosque está directamente relacionada con factores climáticos (pluviometría, radiación incidente y temperatura), edáficos (fertilidad y acidez) y las características de masa (densidad y crecimiento del arbolado). La luz que llega al sotobosque acaba, generalmente, por convertirse en el factor limitante que condiciona la eficiencia de la fertilización cara a incrementar la productividad del mismo. Este efecto también depende de la especie que forme la cubierta forestal, debido a la diferente interceptación de la luz que realizan las copas de las distintas estirpes.

**Biomasa total****Parcelas Tipo I**

**Figura 4.125.** Producción total de las subparcelas de inventario florístico sobre arcillitas (Parga-2), migmatitas (Pino-2) y serpentinitas (As Cruces). (**Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en el 2003).

**Parcelas Tipo II**

**Figura 4.126.** Producción total de las subparcelas de inventario florístico sobre arcillitas (Parga-1), y migmatitas (Pino-1) (**Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en el 2003, 2004 y 2005).

En las figuras 4.125 y 4.126 se puede observar la producción total de las distintas parcelas después de la aplicación de cenizas con independencia de los tratamientos. En varias de las parcelas la biomasa total se redujo durante el segundo año, posiblemente, en repuesta a la menor incidencia de la luz como resultado del crecimiento arbóreo. Aunque también pudiera ser que la menor precipitación durante ese año redujese el desarrollo del sotobosque.

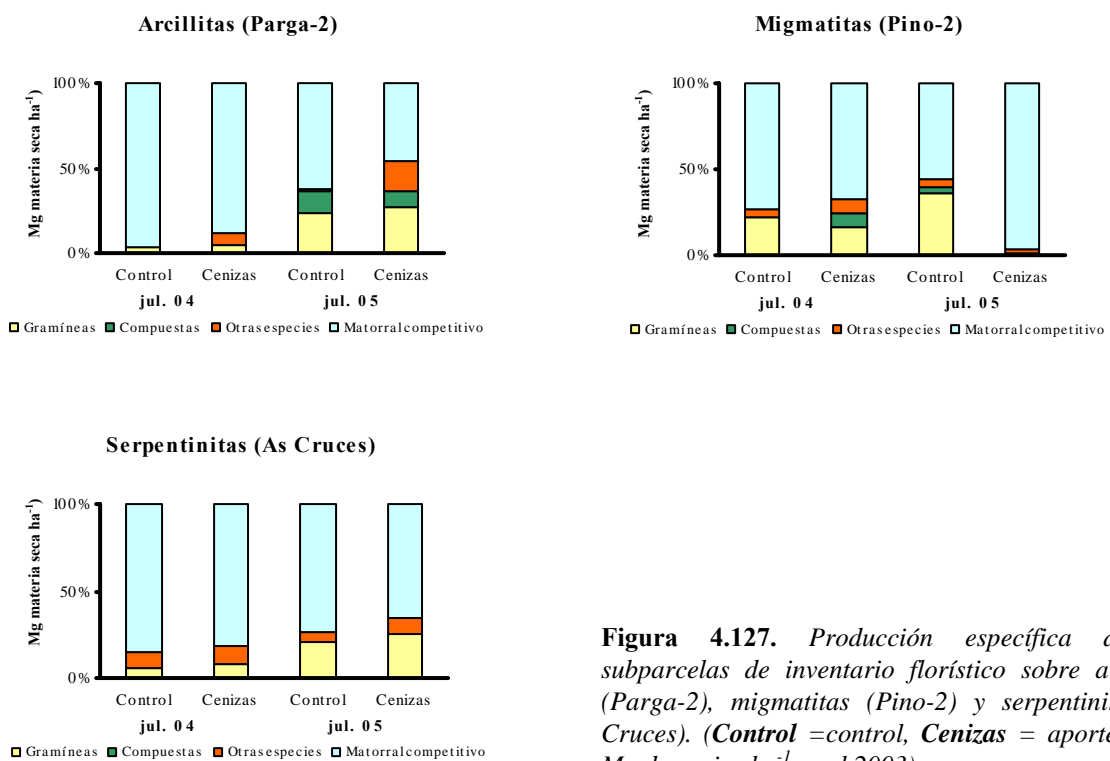
Tras el aporte de cenizas se produjo una pequeña tendencia de descenso de la biomasa en la mayor parte de las parcelas, este efecto posiblemente refleja la mayor proporción de las especies herbáceas (de menor peso) en detrimento de las leñosas (de mayor peso) que se observa en algunas parcelas.

#### 4. Resultados

La producción a nivel especie, queda reflejada en las figuras 4.127 y 4.128. En las parcelas jóvenes de Parga-2 y Pino-2 (5 y 7 años respectivamente) la mayor parte de la biomasa procede del matorral competitivo formado fundamentalmente por especies del género *Calluna*, *Cytisus*, *Erica*, *Halimium*, *Pterospartum* y *Ulex*. Y, por el contrario, en Parga-1 y Pino-1 (16 y 15 años respectivamente), la producción de gramíneas fue mayor, sobre todo en Pino-1 con valores medios de 2,5 Mg ha<sup>-1</sup>.

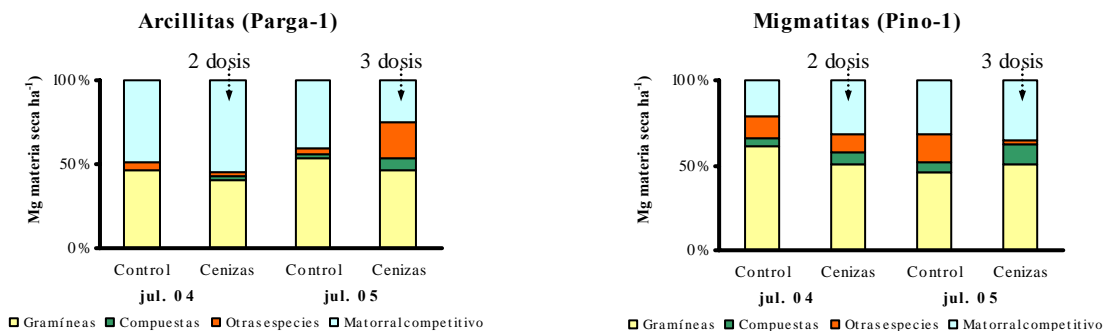
Los resultados no revelan ningún efecto claro de los tratamientos sobre la distribución de especies.

#### Parcelas Tipo I



**Figura 4.127.** Producción específica de las subparcelas de inventario florístico sobre arcillitas (Parga-2), migmatitas (Pino-2) y serpentinitas (As Cruces). (Control = control, Cenizas = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en el 2003).

#### Parcelas Tipo II



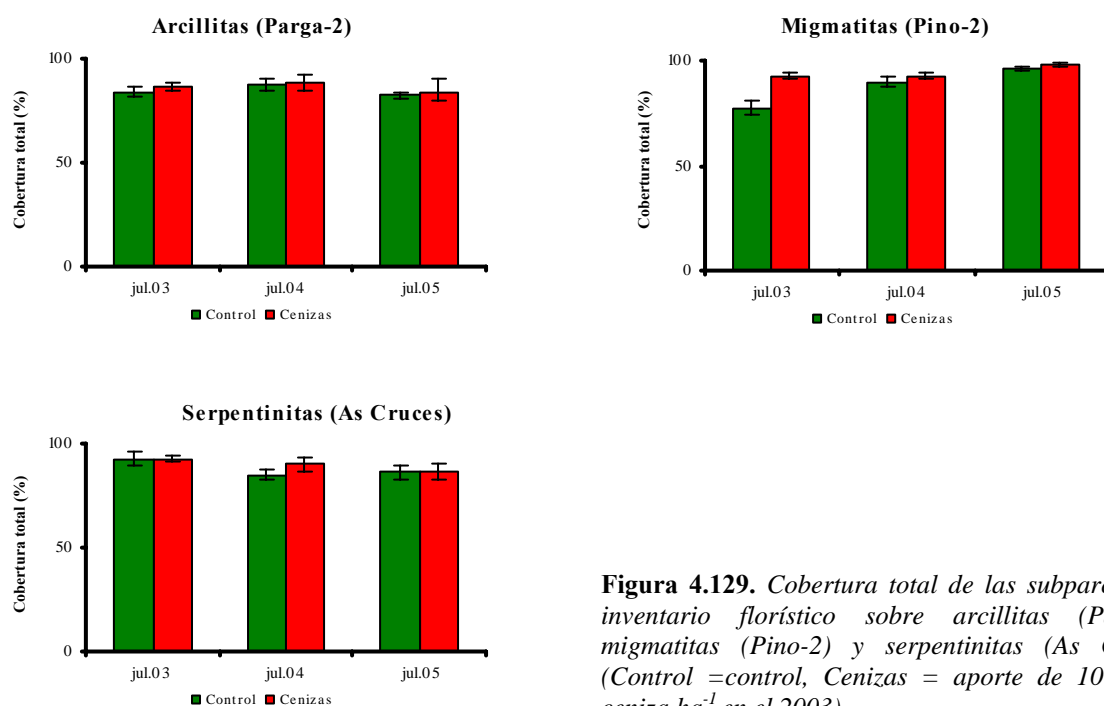
**Figura 4.128.** Producción específica de las subparcelas de inventario florístico sobre arcillitas (Parga-1), y migmatitas (Pino-1) (Control = control, Cenizas = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en el 2003, 2004 y 2005).

## Cobertura total

Para identificar las diferencias entre tratamientos de la cobertura entre especies de gramíneas (género *Agrostis*, *Avenula*, *Holcus* y *Pseudarrhenatherum*), compuestas (género *Cirsium*, *Leonthodon*, *Grepis*, *Hypochoeris* y *Scorzonera*), de la suma de especies que se consideraron como matorral competitivo (género *Calluna*, *Cytisus*, *Erica*, *Halimium*, *Pterospartum* y *Ulex*) y de la cobertura total de las especies en las subparcelas de inventario florístico se realizó el test de Kruskal-Wallis y la prueba T para muestras independientes (tablas 4.19 y 4.20).

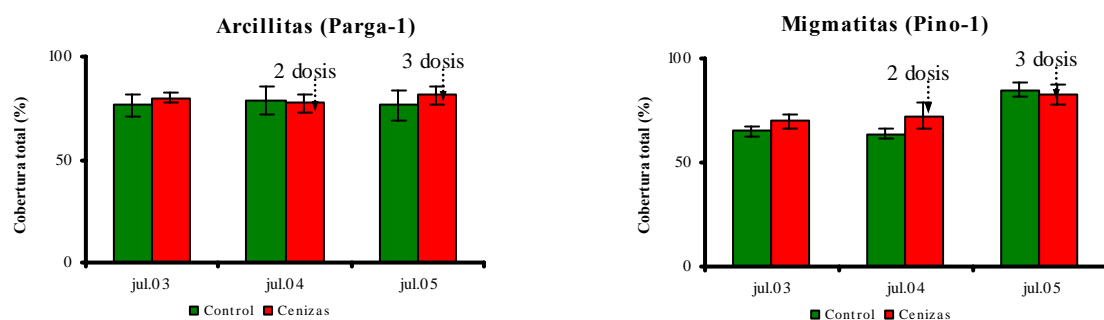
Estos análisis estadísticos mostraron un ligero incremento de la cobertura total en las parcelas Cenizas durante todo el ensayo, siendo mayores las diferencias en aquellas con coberturas iniciales menores.

### Parcelas Tipo I



**Figura 4.129.** Cobertura total de las subparcelas de inventario florístico sobre arcillitas (Parga-2), migmatitas (Pino-2) y serpentinitas (As Cruces). (Control = control, Cenizas = aporte de 10 Mg de ceniza  $ha^{-1}$  en el 2003).

### Parcelas Tipo II



**Figura 4.130.** Cobertura total de las subparcelas de inventario florístico sobre arcillitas (Parga-1), y migmatitas (Pino-1) (Control = control, Cenizas = aporte de 10 Mg de ceniza  $ha^{-1}$  en el 2003, 2004 y 2005).

#### 4. Resultados

**Tabla 4.19.** Cuadro resumen del contraste Kruskal-Wallis realizado para la vegetación total (Total), las gramíneas (Gram), las compuestas (Comp), el matorral (Mat) y otras especies (Otras, de las subparcelas de inventario florístico sobre arcillitas (Parga-2), migmatitas (Pino-2) y serpentinitas (As Cruces)

		Arcillitas (Parga-2)			Migmatitas (Pino-2)			Serpentinitas (As Cruces)		
		Control	Cenizas	Sig. asint	Control	Cenizas	Sig. asint	Control	Cenizas	Sig. asint
<b>Total</b>	2003	3,25	5,75	0,149	2,50	6,50	0,019	4,50	4,50	1,000
	2004	3,25	5,75	0,149	3,80	5,63	0,155	3,50	5,50	0,237
	2005	3,50	5,50	0,248	3,13	5,88	0,089	4,63	4,38	0,881
<b>Gram</b>	2003	4,00	5,00	0,564	3,50	5,50	0,248	5,00	4,00	0,564
	2004	4,25	4,75	0,773	4,50	4,50	1,000	4,75	4,25	0,773
	2005	4,50	4,50	1,000	4,50	4,50	1,000	5,25	3,75	0,386
<b>Comp</b>	2003	3,75	5,25	0,386	4,50	4,50	1,000	3,00	6,00	0,083
	2004	6,50	2,50	0,021	4,00	5,00	0,564	4,50	4,50	1,000
	2005	3,50	5,50	0,248	3,00	6,00	0,083	3,88	3,88	0,468
<b>Mat</b>	2003	4,50	4,50	1,000	3,50	5,50	0,248	6,00	3,00	0,083
	2004	3,00	6,00	0,083	4,00	5,00	0,564	5,00	4,00	0,564
	2005	4,75	4,25	0,773	4,75	4,25	0,773	5,00	4,00	0,564
<b>Otras</b>	2003	4,50	4,50	1,000	5,00	4,00	0,564	5,25	3,75	0,386
	2004	5,50	3,50	0,248	4,75	4,25	0,773	3,00	6,00	0,086
	2005	2,50	6,50	0,021	3,25	5,75	0,149	2,50	6,50	0,021

**Tabla 4.20.** Cuadro resumen del contraste Kruskal-Wallis realizado para la vegetación total (Total), las gramíneas (Gram), las compuestas (Comp), el matorral (Mat) y otras especies (Otras, de las subparcelas de inventario florístico sobre arcillitas (Parga-1) y migmatitas (Pino-1)

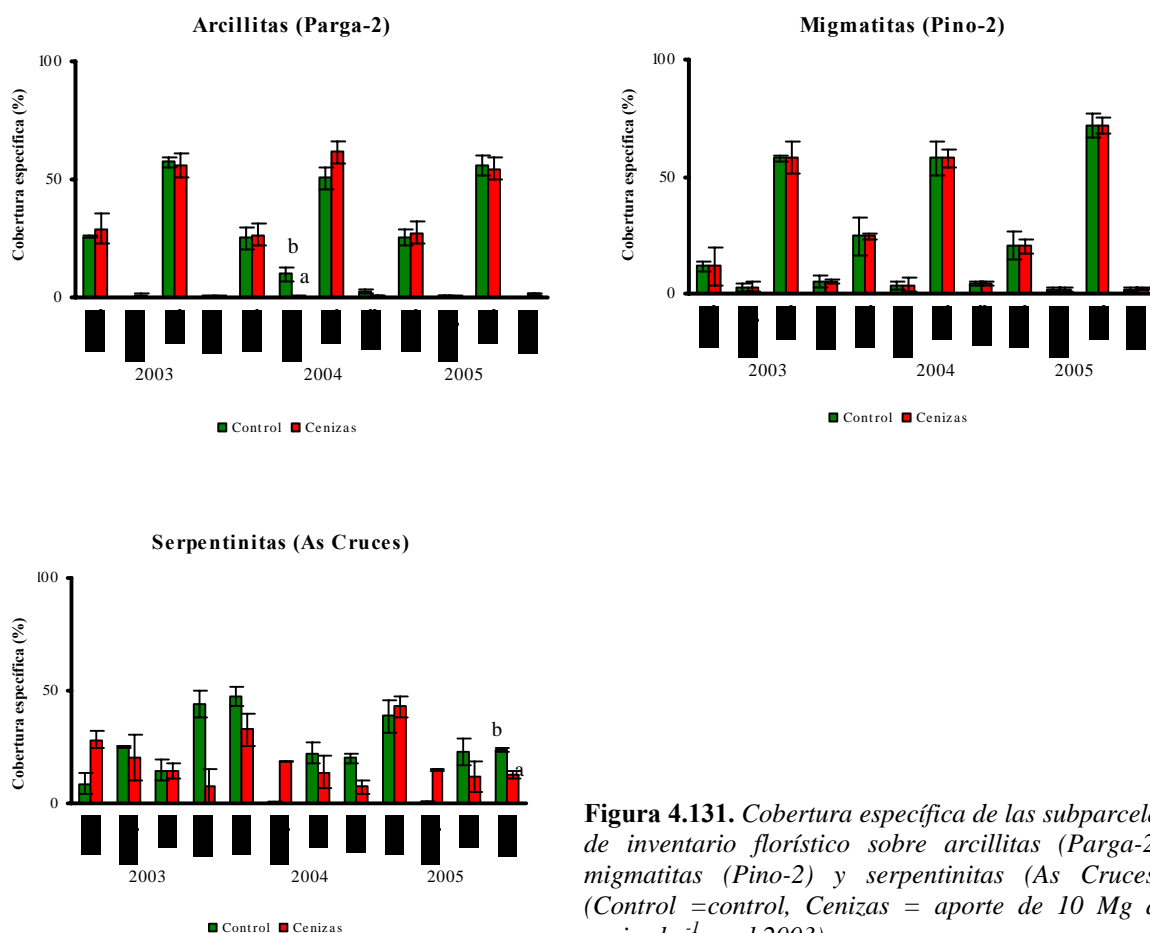
		Arcillitas (Parga-1)			Migmatitas (Pino-1)		
		Control	Cenizas	Sig. asint	Control	Cenizas	Sig. asint
<b>Total</b>	2003	4,00	5,00	0,564	3,50	5,50	0,237
	2004	4,75	4,25	0,773	3,63	5,50	0,297
	2005	3,75	5,25	0,386	4,75	4,25	0,766
<b>Gram</b>	2003	4,00	5,00	0,564	5,00	4,00	0,564
	2004	5,25	3,75	0,386	5,75	3,25	0,149
	2005	6,00	3,00	0,086	6,25	2,75	0,043
<b>Comp</b>	2003	3,00	6,00	0,083	3,50	5,50	0,248
	2004	2,75	6,25	0,043	3,50	5,50	0,248
	2005	3,00	6,00	0,083	3,50	5,50	0,248
<b>Mat</b>	2003	6,00	3,00	0,083	5,25	3,75	0,386
	2004	5,25	3,75	0,386	4,25	4,75	0,773
	2005	6,00	3,00	0,086	5,00	4,00	0,564
<b>Otras</b>	2003	4,50	4,50	1,000	2,75	6,25	0,043
	2004	4,75	4,25	0,773	2,50	6,50	0,021
	2005	4,25	4,75	0,773	3,25	5,75	0,149

## Cobertura por especies

A nivel especie las figuras 4.131 y 4.132 presentan la evolución de la cobertura específica. En ellas se observa cómo las parcelas jóvenes de Parga-2 y Pino-2 muestran una mayor cobertura de especies de matorral competitivo frente a las especies herbáceas.

El test de Kruskal-Wallis y la prueba T para muestras independientes realizados para identificar las diferencias entre tratamientos revelaron que en las parcelas tipo I la cobertura de especies herbáceas (gramíneas y compuestas) aumenta ligeramente en las parcelas fertilizadas, sobre todo durante los dos primeros años. Sin embargo, esto no fue así en Parga-1 (parcela tipo II), en donde el aporte continuado de cenizas hizo aumentar significativamente la cobertura de las especies compuestas y reducir la presencia del matorral competitivo.

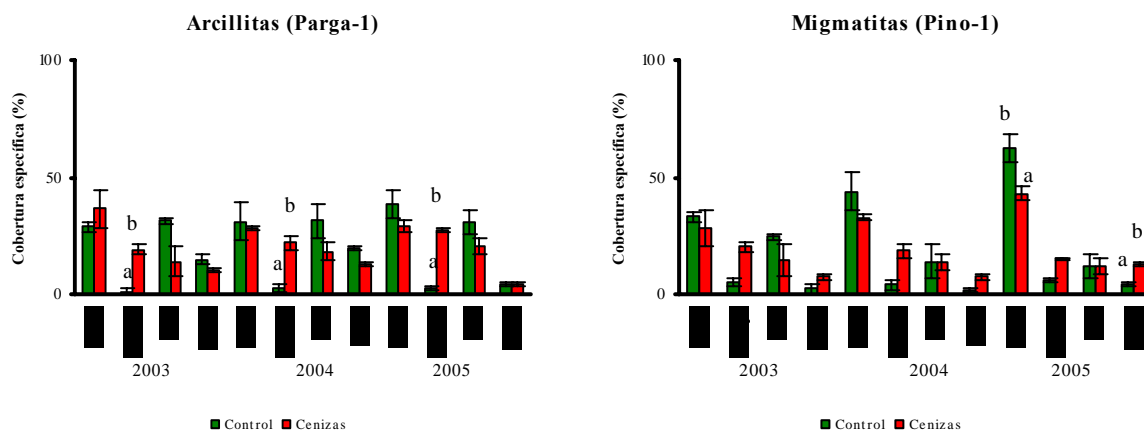
### Parcelas Tipo I



**Figura 4.131.** Cobertura específica de las subparcelas de inventario florístico sobre arcillitas (Parga-2), migmatitas (Pino-2) y serpentinitas (As Cruces). (Control = control, Cenizas = aporte de 10 Mg de ceniza  $ha^{-1}$  en el 2003).

## 4. Resultados

### Parcelas Tipo II



**Figura 4.132.** Cobertura específica de las subparcelas de inventario florístico sobre arcillitas (Parga-1), migmatitas y (Pino-1) (As Cruces). (Control =control, Cenizas = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en el 2003).

### Contenidos de macronutrientes y elementos traza del sotobosque

Puesto que la vegetación del sotobosque compete con la vegetación arbórea por los nutrientes, también se ha realizado un seguimiento de las cantidades de elementos asimilados en este compartimento del ecosistema.

Las concentraciones de macronutrientes y elementos traza corresponden a la submuestra total de sotobosque que está formada por todo el material vegetal recogido en cuatro cuadrados de 0,3 x 0,3 m lanzados al azar sobre cada una de las parcelas de ensayo.

#### Macroelementos

##### Nitrógeno

La tabla 4.21 muestra la concentración de nitrógeno en planta y la cantidad contenida en el sotobosque. Los valores de este elemento fueron similares en todas las parcelas. Después de aplicar las cenizas a penas se observaron diferencias entre tratamientos, ni siquiera en aquellas que recibieron sucesivos aportes de ceniza (parcelas tipo II).

**Tabla 4.21.** Concentración y cantidades contenidas de N en el sotobosque de las parcelas de tipo I (Parga-2 y Pino-2) y tipo II (Parga-1 y Pino-1). (Control =control, Cenizas = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en el 2003, 2004 y 2005) en julio de 2005.

	Tipo I		Tipo II	
	Parga-2	Pino-2	Parga-1	Pino-1
	N (mg g <sup>-1</sup> )			
<b>Control</b>	13,1 (0,9)	11,5 (0,2)	13,1 (0,9)	10,8 (1,0)
<b>Cenizas</b>	14,9 (1,6)	12,3 (0,8)	14,0 (0,3)	12,6 (0,6)
	N (kg ha <sup>-1</sup> )			
<b>Control</b>	38,4 (1,6)	51,8 (6,5)	27,8 (6,3)	37,9 (6,1)
<b>Cenizas</b>	40,6 (4,0)	57,3 (4,1)	20,5 (2,8)	42,1 (6,2)

### Fósforo

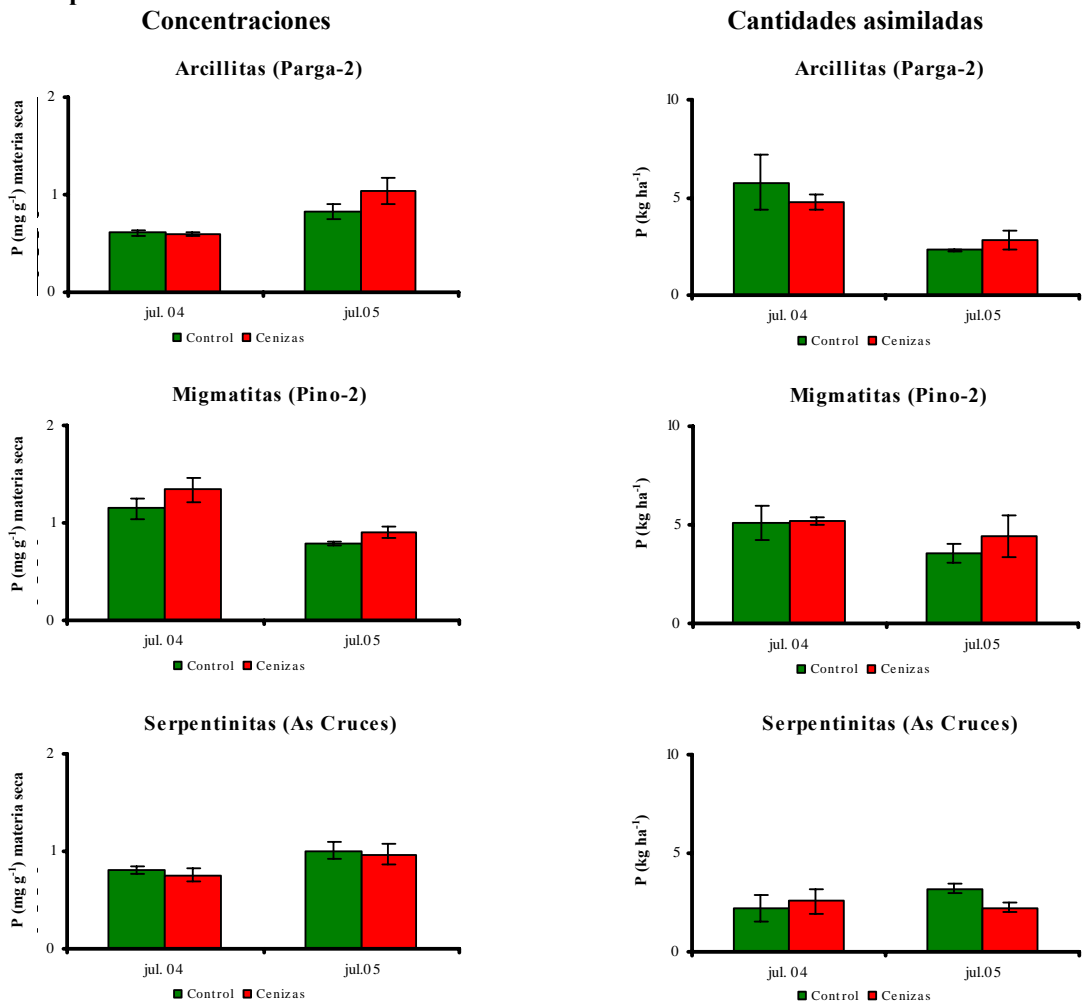
La disponibilidad de este elemento para las plantas depende en gran medida del pH del suelo y de los aportes, principalmente del tipo biológicos. Los suelos ácidos suelen presentar cantidades insuficientes de fósforo para una explotación forestal intensiva. Puesto que la explotación forestal implica la retirada de cantidades de P que no son fácilmente recuperables por los procesos naturales, las aplicaciones de este elemento son esenciales para soportar producciones.

Los datos de concentración y las cantidades de P contenidas en el sotobosque (figura 4.133) no revelaron una mayor asimilación de este elemento por el sotobosque.

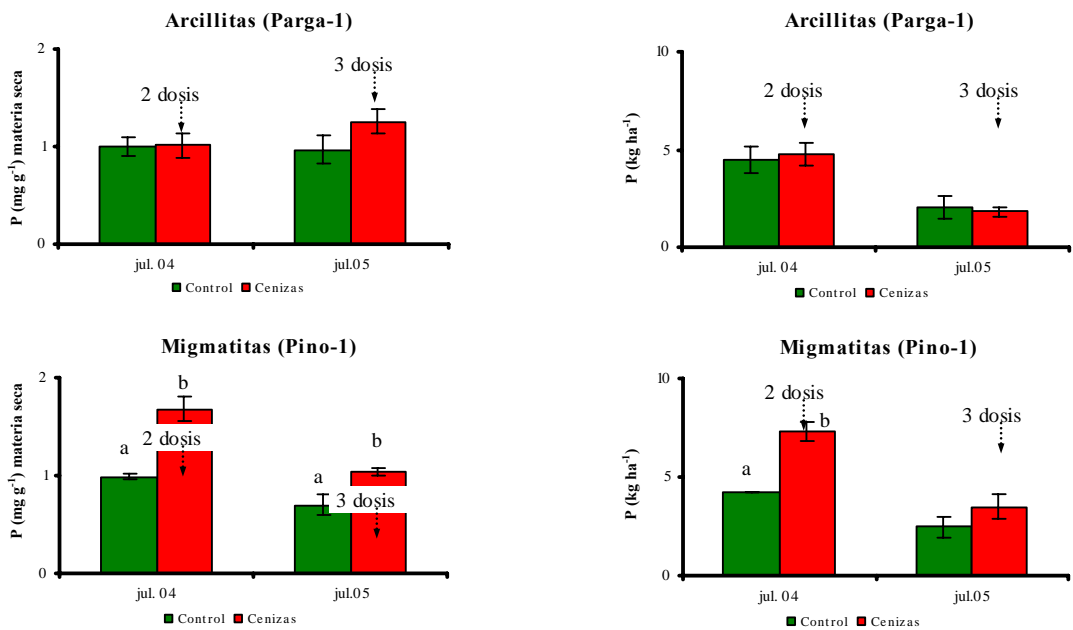
En las parcelas que recibieron aportes múltiples, debido a una mayor disponibilidad de este elemento en el suelo (figura 4.26), tanto la concentración como la cantidad de este elemento asimilado por la vegetación aumentó.

## 4. Resultados

### Parcelas Tipo I



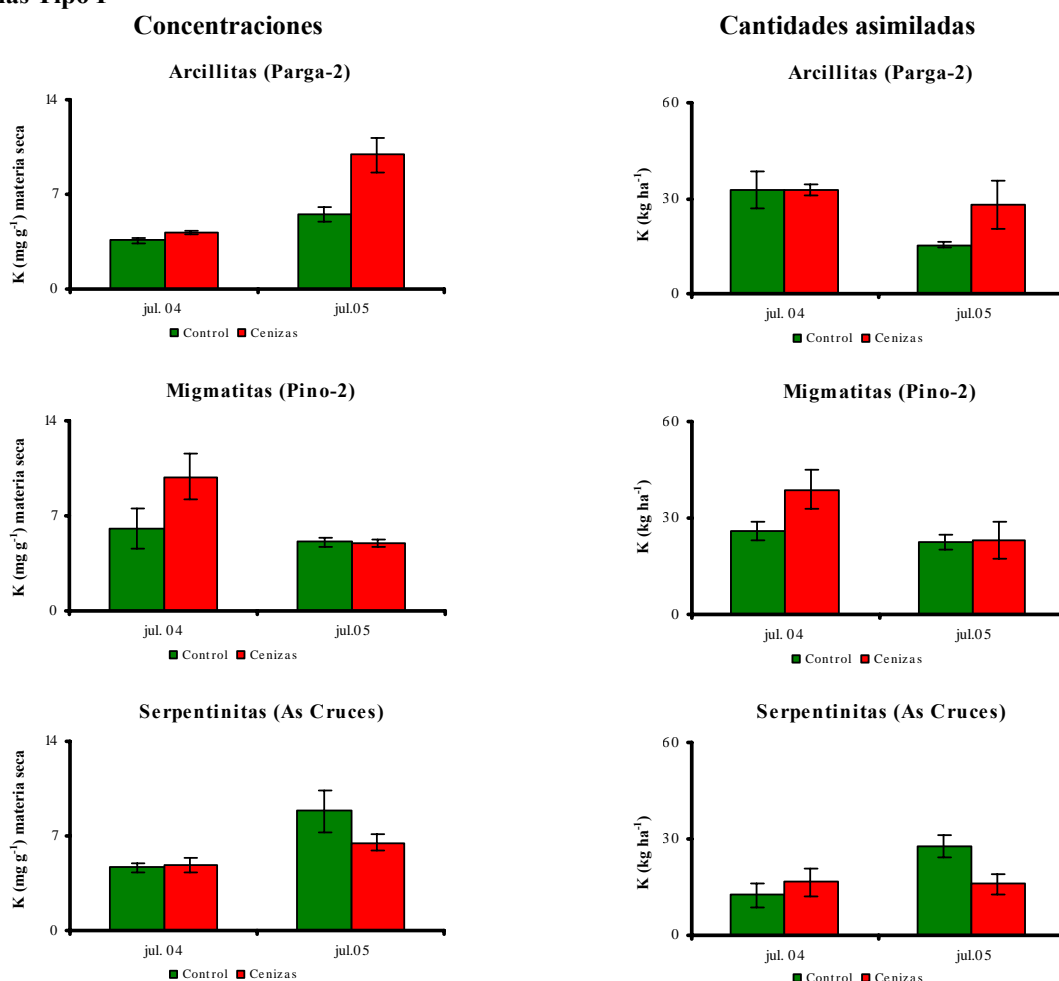
### Parcelas Tipo II



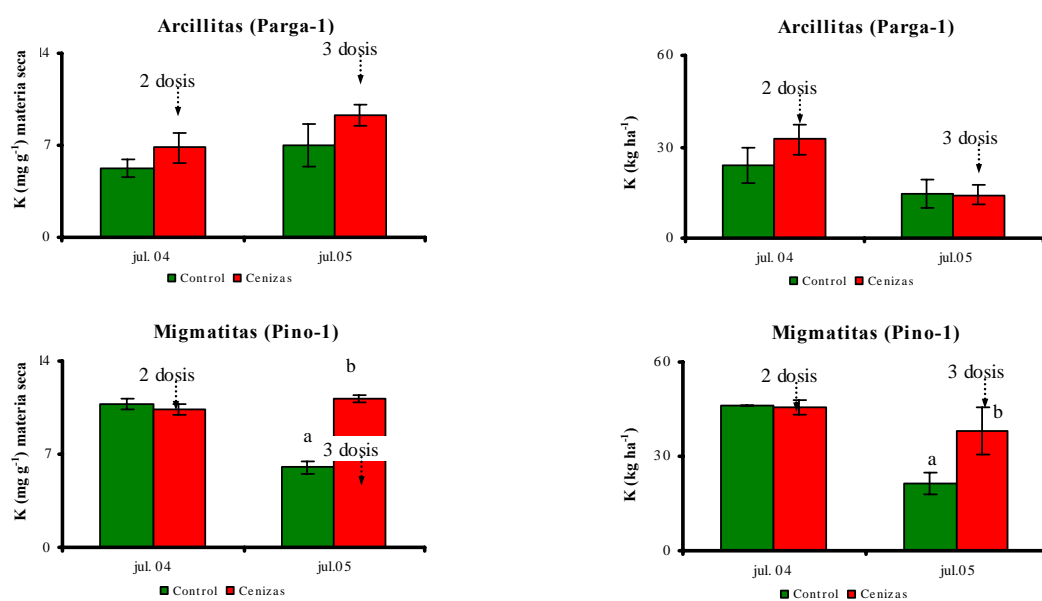
**Figura 4.133.** Concentraciones y cantidades asimiladas de P en planta de las parcelas tipo I (**Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en el 2003) y tipo II (**Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en el 2003, 2004 y 2005).

## Potasio

## Parcelas Tipo I



## Parcelas Tipo II



**Figura 4.134.** Concentraciones y cantidades asimiladas de K en planta de las parcelas tipo I (**Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en el 2003) y tipo II (**Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en el 2003, 2004 y 2005).

#### 4. Resultados

En el análisis de la concentración y de las cantidades asimiladas de potasio en el sotobosque, es importante tener en cuenta su elevada movilidad, así como la importante cantidad que aportamos con las cenizas, puesto que éstas son ricas en este elemento.

Los resultados del sotobosque, en las parcelas tipo I, no mostraron una mayor asimilación de este elemento. Sin embargo en las parcelas tipo II, se observó un aumento de la concentración de este elemento en la vegetación acompañante. Este incremento pudo ser debido al aumento de la concentración de K disponible en el suelo (figura 4.32).

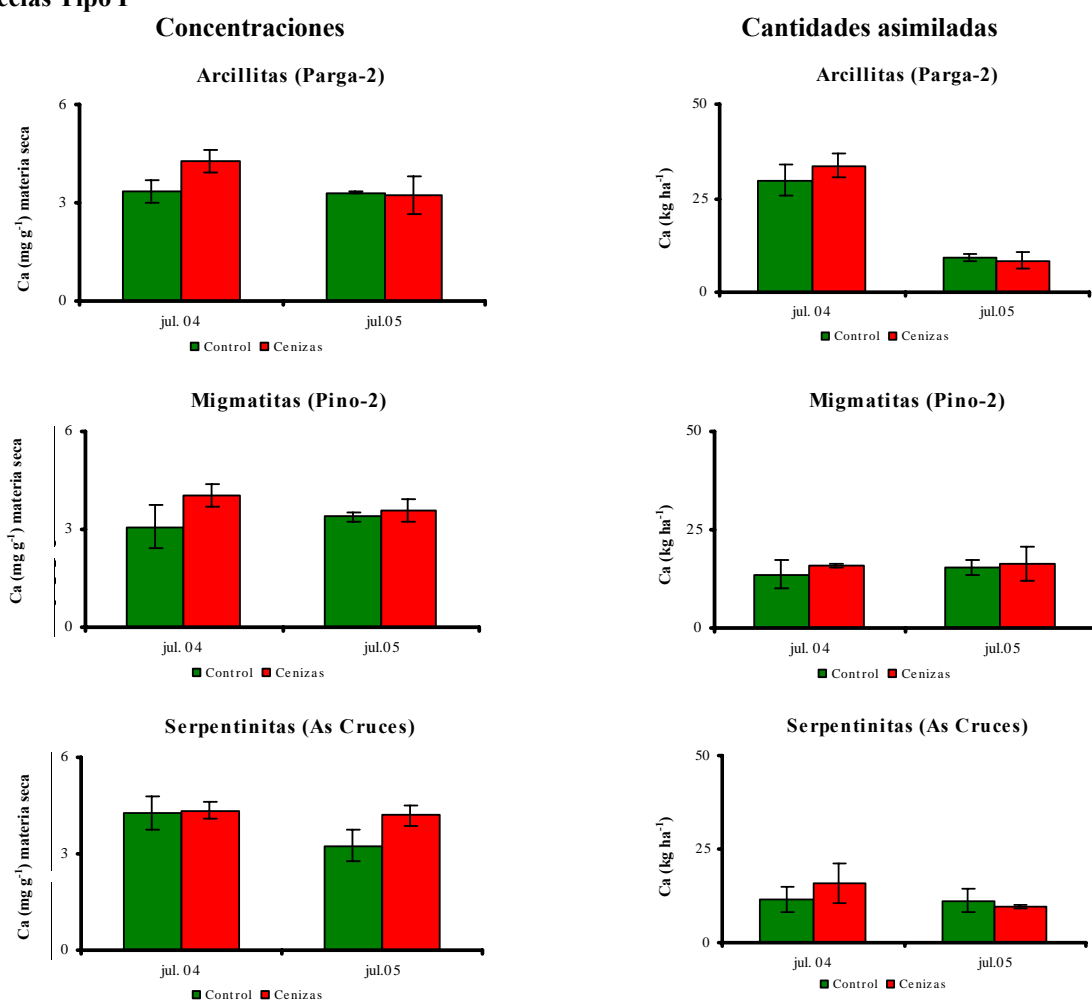
#### Calcio

La concentración de este macroelemento secundario fue mayor en las parcelas sobre serpentinitas con valores medios de  $4,5 \text{ m g}^{-1}$ , y menor en las parcelas sobre migmatitas (Pino-2).

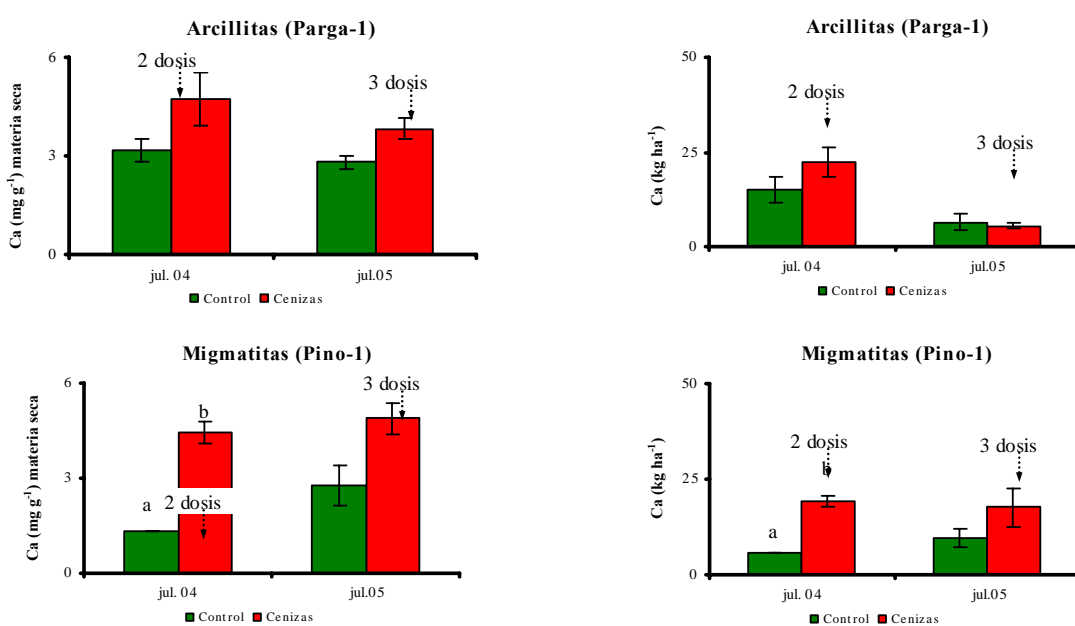
A pesar de la mayor cantidad de Ca disponible, la única aplicación de ceniza practicada en las parcelas tipo I no derivó en aumentos de las concentraciones y cantidades de Ca asimiladas por el sotobosque.

Y, en las tipo II los incrementos fueron significativos (figura 4.135). En Pino I y Parga-1 los notables aumentos de Ca en el sotobosque coinciden con su mayor disponibilidad en el suelo a partir de la tercera aplicación.

## Parcelas Tipo I



## Parcelas Tipo II

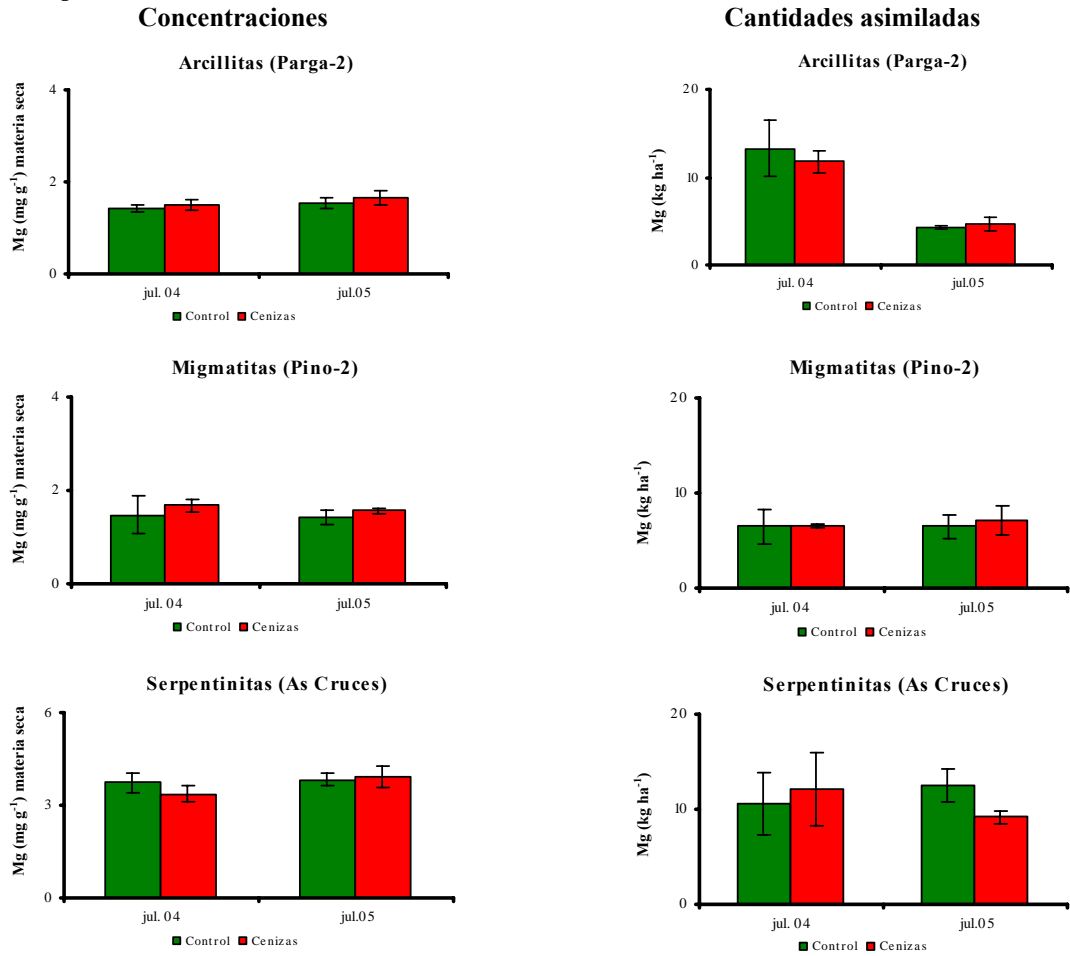


**Figura 4.135.** Concentraciones y cantidades asimiladas de Ca en planta de las parcelas tipo I (**Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en el 2003) y tipo II (**Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en el 2003, 2004 y 2005).

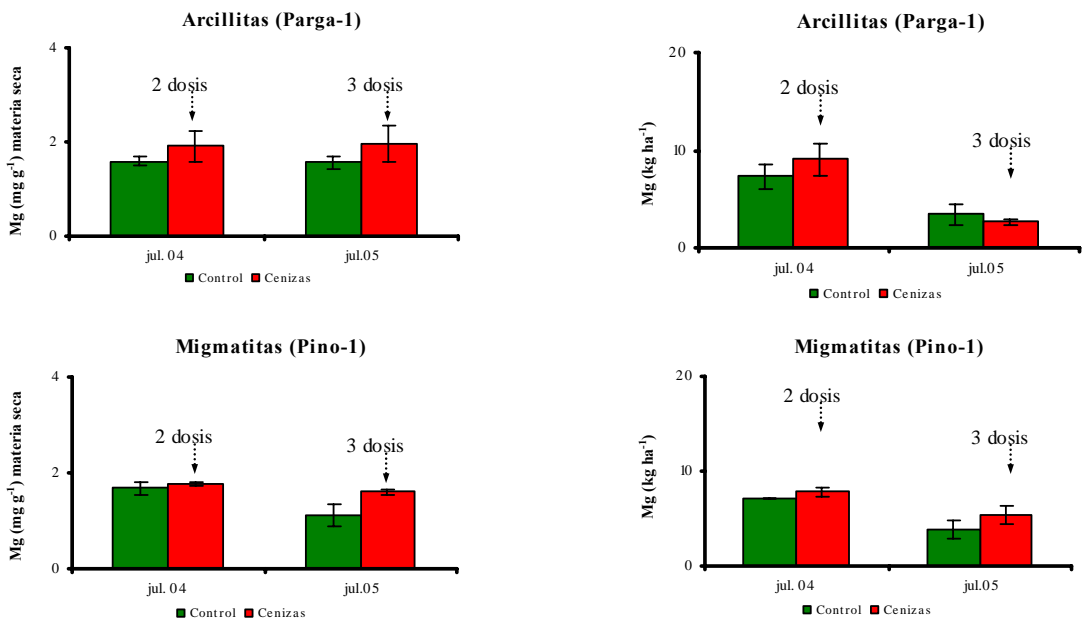
## 4. Resultados

### Magnesio

#### Parcelas Tipo I



#### Parcelas Tipo II



**Figura 4.136.** Concentraciones y cantidades asimiladas de Mg en planta de las parcelas tipo I (**Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en el 2003) y tipo II (**Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en el 2003, 2004 y 2005).

En la figura 4.136 se muestra la concentración de Mg en planta para las parcelas tipo I y tipo II, como es lógico, la concentración de este macroelemento fue mayor en las parcelas sobre serpentinas de As Cruces con niveles medios de  $4,0 \text{ mg g}^{-1}$ .

A pesar de los aumentos de Mg disponible en los suelos, tras el aporte de las cenizas, la acumulación de este elemento por el sotobosque fue escaso, especialmente en las parcelas tipo I.

### ***Elementos traza***

La concentración de los elementos traza en la planta suele ser muy baja. Tras la fertilización con cenizas, los niveles de estos elementos en el suelo a penas mostraron diferencias entre tratamientos incluso en las plantaciones con aplicaciones sucesivas.

Esto pudo ser debido a una absorción por parte de las plantas, así como se puede observar en la tabla 4.22 la concentración en planta de elementos como el B aumentaron ligeramente en las parcelas tipo II.

Por otra parte, su disponibilidad depende del pH del suelo, así los niveles de Mn disponible en el suelo disminuyeron ligeramente en parcelas como Pino-1, lo que se tradujo en una reducción significativa de la concentración de este elemento en el sotobosque.

La respuesta de las plantas al aporte de cenizas varió en función de elemento y del tipo de parcelas. El Ni y el Zn apenas presentaron diferencias entre tratamientos. El Mo disminuye ligeramente al igual que Cu y el Cd y el Pb aumenta sobre todo en las parcelas más ácidas sobre migmatitas.

#### 4. Resultados

**Tabla 4.22.** Concentración de elementos traza del sotobosque de las parcelas de tipo I (Parga-2, Pino-2 y As Cruces) y tipo II (Parga-1 y Pino-1). (**Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en el 2003, 2004 y 2005).

		Parcelas tipo I						Parcelas tipo II			
		Parga-2		Pino-2		As Cruces		Parga-1		Pino-1	
		2004	2005	2004	2005	2004	2005	2004	2005	2004	2005
(mg kg <sup>-1</sup> materia seca)											
<b>B</b>	<b>Control</b>	21,3 (4,3)	17,0 (3,2)	13,1 (7,4)	15,1 (1,7)	22,7 (8,3)	15,9 (4,1)	17,6 (4,0)	12,3 (1,1)	10,7 (0,8)	11,0 (0,9)
	<b>Cenizas</b>	20,0 (1,1)	16,3 (5,7)	18,1 (2,2)	14,9 (1,5)	22,5 (8,3)	17,2 (4,4)	18,2 (6,6)	13,5 (6,7)	18,8 (2,5)	16,2 (1,7)
<b>Cd</b>	<b>Control</b>	0,09 (0,03)	0,09 (0,06)	0,17 (0,06)	0,19 (0,04)	0,04 (0,02)	0,12 (0,01)	0,12 (0,03)	0,16 (0,02)	0,10 (0,033)	0,16 (0,07)
	<b>Cenizas</b>	0,17 (0,06)	0,10 (0,03)	0,17 (0,03)	0,23 (0,06)	0,08 (0,02)	0,06 (0,05)	0,06 (0,03)	0,15 (0,02)	0,08 (0,04)	0,20 (0,02)
<b>Cu</b>	<b>Control</b>	6,36 (1,01)	5,20 (0,66)	5,28 (2,25)	6,04 (1,07)	6,56 (0,66)	6,51 (0,60)	5,81 (0,49)	5,58 (0,05)	4,31 (0,24)	4,45 (1,07)
	<b>Cenizas</b>	5,91 (0,75)	6,23 (1,72)	7,43 (3,82)	5,37 (0,41)	6,79 (0,83)	5,97 (0,93)	6,76 (2,48)	4,55 (0,71)	6,43 (0,39)	5,59 (1,48)
<b>Mn</b>	<b>Control</b>	125,8 (25,1)	204,3 (52,3)	259,5 (99,1)	216,0 (63,9)	259,9 (81,3)	219,1 (100,5)	205,3 (71,0)	229,8 (79,7)	259,5 (99,1)	216,0 (63,9)
	<b>Cenizas</b>	187,0 (62,0)	106,2 (50,3)	176,4 (35,9)	86,2 (31,8)	251,0 (66,0)	289,2 (89,0)	239,3 (74,9)	208,4 (127,0)	176,4 (35,9)	86,2 (31,8)
<b>Mo</b>	<b>Control</b>	0,23 (0,13)	0,15 (0,08)	0,17 (0,06)	0,11 (0,05)	0,01 (0,01)	0,03 (0,01)	0,23 (0,15)	0,56 (0,24)	0,44 (0,07)	0,49 (0,05)
	<b>Cenizas</b>	0,13 (0,06)	0,22 (0,07)	0,24 (0,06)	0,16 (0,06)	0,09 (0,019)	0,06 (0,01)	0,46 (0,23)	0,30 (0,06)	0,43 (0,09)	0,47 (0,10)
<b>Ni</b>	<b>Control</b>	3,17 (0,64)	2,36 (0,76)	2,28 (1,21)	1,76 (0,55)	17,58 (7,16)	14,87 (3,60)	2,70 (1,04)	2,65 (1,19)	0,56 (0,15)	2,32 (2,24)
	<b>Cenizas</b>	3,10 (0,87)	2,44 (0,73)	2,24 (0,53)	1,96 (0,26)	20,35 (3,50)	19,30 (6,68)	3,35 (0,69)	1,66 (0,28)	1,42 (0,17)	1,38 (0,27)
<b>Pb</b>	<b>Control</b>	0,71 (0,50)	0,53 (0,25)	0,39 (0,15)	0,26 (0,15)	0,11 (0,08)	0,12 (0,03)	1,12 (0,64)	0,50 (0,43)	0,30 (0,08)	0,93 (0,40)
	<b>Cenizas</b>	0,85 (0,40)	0,66 (0,15)	0,42 (0,22)	0,32 (0,19)	0,24 (0,17)	0,37 (0,07)	2,40 (1,05)	0,28 (0,13)	0,22 (0,12)	0,26 (0,14)
<b>Zn</b>	<b>Control</b>	33,54 (14,53)	30,09 (5,02)	47,27 (19,17)	29,38 (9,79)	34,59 (12,00)	28,29 (5,77)	39,00 (15,65)	26,45 (7,31)	39,69 (7,65)	21,27 (1,83)
	<b>Cenizas</b>	40,29 (2,01)	29,69 (1,83)	37,70 (12,18)	28,84 (6,86)	38,69 (13,54)	22,78 (4,52)	36,72 (13,17)	32,62 (15,20)	34,25 (9,47)	27,58 (5,18)

### **Resumen de los resultados obtenidos en el estudio del sotobosque**

El estudio del sotobosque mostró que la riqueza específica depende principalmente de las características geológicas y de la cubierta arbórea. En este sentido, las parcelas que presentaron una mayor diversidad florística fueron As Cruces (Serpentinitas) y Parga-1 (Arcillitas), que son las de menor densidad. El sotobosque en la mayor parte de las parcelas se caracterizó por estar formado por especies de matorral competitivo (*Calluna*, *Cytisus*, *Erica*, *Halimium*, etc). Las parcelas jóvenes (Parga-2 y Pino-2) fueron las que presentaron una mayor cobertura de matorral.

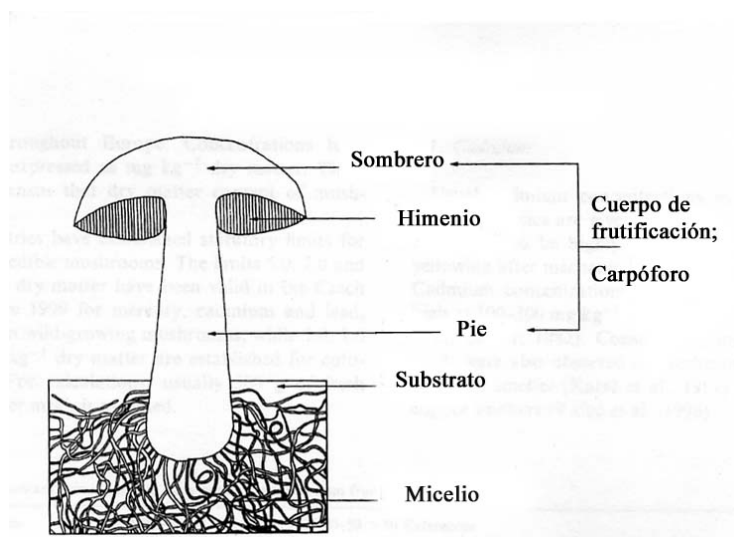
Con la aplicación de cenizas, la mayor disponibilidad de elementos como P, K, Ca y Mg en el suelo, se tradujo en una mayor concentración de estos elementos en el sotobosque. Esta mejor asimilación, indica una competencia de esta vegetación por los nutrientes, lo que posiblemente reduzca la absorción por la vegetación arbórea. Sin embargo también hay que considerar que la asimilación también reduce las posibilidades de pérdida de estos elementos por lavado.

Con estas mejoras nutricionales del suelo, emergen nuevas especies, aumentan las especies de herbáceas, como las gramíneas y especies compuestas, en detrimento del matorral competitivo, lo que se traduce en una menor producción total.

## 4. Resultados

### 4.2.7. ESTUDIO DE LOS MACROMICETOS

En este subapartado se presentan los resultados del estudio de los macromicetos realizados sobre las parcelas de ensayo instaladas en Frades y As Cruces (parcelas de tipo I) y Parga-1 y Pino-1 (parcelas de tipo II). En este aspecto, el estudio se centró en conocer el efecto de los tratamientos sobre la diversidad específica y la concentración de metales pesados.



La morfología del carpóforo de los macromicetos varía en función del grupo taxonómico y de la especie considerada (tabla 4.24). La mayor parte de los hongos estudiados presentan dos partes diferenciadas: el sombrero y el pie.

**Figura 4.137.** Estructura de un macromiceto.

En estas partes existen otras estructuras como el himenóforo (himenio) bajo el sombrero, y el anillo que presenta el pie en algunas especies o la cutícula, que es la piel que recubre la superficie del sombrero y pie.

El tamaño del carpóforo es característico de cada especie, dentro de ciertos márgenes, variando durante su desarrollo. El estado de desarrollo del carpóforo puede afectar a la presencia de metales, con un mayor contenido en ejemplares jóvenes, por ello se recogieron en todas las parcelas setas de tamaño medio, con el fin de poder compararlas.

La caracterización de las diferentes estructuras de los macromicetos es importante para estudiar la posible acumulación de metales pesados. Diferentes estudios muestran que determinados elementos, como Hg, Cd, Zn, Cu, Se, Mg, Mn, Ag, y Cs, se acumulan preferentemente en el sombrero e himenio. A diferencia de éstos, el Pb, K, Na, y Cl se encuentran distribuidos más uniformemente en la seta (Alonso *et al*, 2003). Por ese motivo, y, como ya se citaba en la sección material y métodos, en este trabajo, los análisis químicos de los macromicetos se centraron en el sombrero de cada especie encontrada en cada parcela en octubre de los tres años de estudio.

A continuación, la tabla 4.23 muestra las especies de macromicetos recogidas en otoño de 2003, 2004 y 2005 en las distintas parcelas. Se trata de especies típicas de pinares de suelos ácidos, dentro de éstos, la edad de la masa y el tipo de suelo influyen en la presencia de determinadas especies. Por ejemplo, algunas especies como *Amanita muscaria*, *Suillus bovinus*, *Laccaria laccata* y *Russula sardonia* se encontraron en todas las parcelas, otras sin embargo como *Hydnum repandum* (Frades), *Hygrophoropsis aurantiaca* (Parga-1 y Pino-1), *Hypholoma epixantum* (As Cruces) se observaron sólo en algunas de ellas.

**Tabla 4.23.** Presencia de cada una de las especies de macromicetos sobre las parcelas tipo I (Parga-2, Pino-2 Frades y As Cruces) y tipo II (Parga-1 y Pino-1) en otoño de 2003, 2004 y 2005.

Especie	Familia	Parga	Frades	Pino	As Cruces
<i>Amanita citrina</i>	Amanitaceae	*	*	*	
<i>Amanita muscaria</i>		*	*	*	*
<i>Amanita phantherina</i>		*	*	*	
<i>Amanita phalloides</i>			*	*	
<i>Amanita rubescens</i>		*	*	*	
<i>Xerocomus badius</i>	Boletaceae	*	*	*	*
<i>Suillus bovinus</i>		*	*	*	*
<i>Suillus luteus</i>		*			*
<i>Paxinus atrotomentosus</i>				*	
<i>Paxinus involutus</i>		*			
<i>Armillaria mellea</i>	Tricholomataceae	*	*	*	
<i>Clitocybe geotropa</i>		*	*	*	*
<i>Collybia velutipes</i>		*		*	*
<i>Hygrophoropsis aurantiaca</i>		*		*	
<i>Laccaria ametistina</i>		*	*		*
<i>Laccaria laccata</i>		*	*	*	*
<i>Lepista nuda</i>				*	
<i>Marasmius oreades</i>		*		*	*
<i>Mycena pura</i>		*			
<i>Tricholoma pessuxdatum</i>		*		*	*
<i>Cantharellus cibarius</i>	Cantharellales	*		*	
<i>Cortinarius orellanus</i>	Cortinariaceae	*			
<i>Cortinarius variegatus</i>		*			*
<i>Inocybe asterospora</i>				*	*
<i>Inocybe calmiestrata</i>		*			
<i>Entholoma sepium</i>					*
<i>Hydnum repandum</i>			*		
<i>Hypholoma epixanthum</i>	Strofariaceae				*
<i>Hypholoma fasciculare</i>		*	*	*	
<i>Lactarius deliciosus</i>	Russulaceae	*	*	*	*
<i>Russula erythropoda</i>		*		*	*
<i>Russula sardonia</i>		*	*	*	*
<i>Lycoperdum perlatum</i>		*	*	*	*
<i>Macrolepiota procera</i>	Agaricaceae				*
<i>Pholiota spectabilis</i>		*			
<i>Pholiota aurivella</i>			*		
<i>Psathyrella hydrophila</i>	Coprinaceae				*

#### 4. Resultados

### Efecto sobre la composición y producción de setas

#### Número de especies por parcela y composición específica

**Tabla 4.24.** Características de los macromicetos recogidos en las parcelas de tipo I (Parga-2, Pino-2, Frades y As Cruces) y tipo II (Parga-1 y Pino-1) en otoño de 2003, 2004 y 2005.

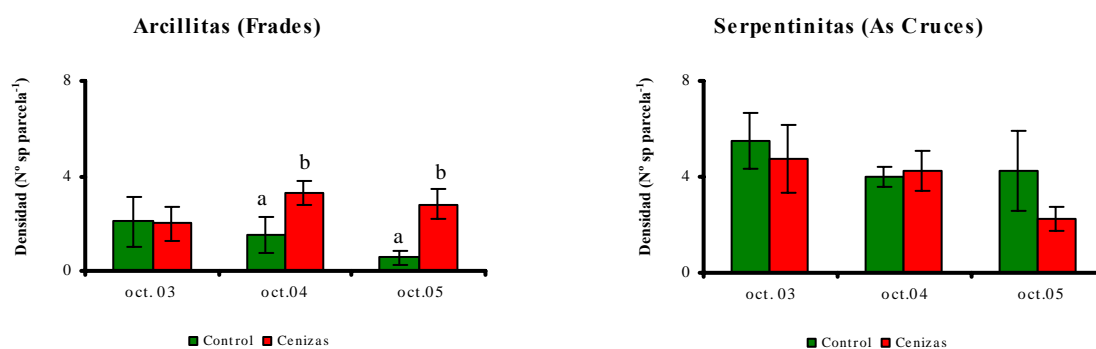
Especie	Peso total (gr)	Humedad (%)	Long. Pie (cm)	Diámetro Pie (cm)	Diámetro Sombrero (cm)
<i>Amanita citrina</i>	17,2 (6,6-27,7)	92,4	6,1 (5,2-6,9)	1,4 (1,2-1,6)	5,9 (5,6-6,2)
<i>Amanita muscaria</i>	30,6 (16,8-44,4)	93,9	9,1 (7,7-10,6)	1,4 (1,1-1,7)	6,8 (5,4-8,3)
<i>Amanita phantherina</i>	33,2 (11,7-63,2)	94,7	7,3 (7,0-7,6)	1,8 (1,4-2,2)	9,3 (8,7-9,9)
<i>Amanita phalloides</i>	19,2 (5,5-26,5)	92,5	8,0 (6,8-9,1)	1,6 (1,4-1,8)	8,1 (7,5-8,7)
<i>Amanita rubescens</i>	38,1 (10,7-65,6)	95,9	9,4 (8,5-10,4)	2,6 (1,7-3,4)	7,0 (5,0-8,4)
<i>Armillaria mellea</i>	5,4 (2,6-8,1)	85,2	6,8 (6,0-7,5)	1,2 (1,0-1,3)	5,4 (4,3-6,5)
<i>Xerocomus badius</i>	47,4 (20,8-74,0)	86,8	6,0 (5,2-6,8)	1,7 (1,4-2,1)	7,1 (6,2-8,0)
<i>Suillus bovinus</i>	18,3 (8,8-27,9)	93,0	4,1 (3,7-4,7)	0,9 (0,8-1,1)	8,3 (4,6-11,0)
<i>Suillus luteus</i>	89,4 (21,3-157,5)	96,2	4,4 (3,8-5,1)	1,8 (1,6-2,0)	7,7 (6,8-8,7)
<i>Cantharellus cibarius</i>	7,2 (1,4-12,9)	86,2	4,1 (3,9-4,2)	0,4 (0,3-0,5)	3,1 (1,9-4,3)
<i>Clitocybe geotropa</i>	5,2 (2,6-7,7)	83,7	4,1 (3,6-4,7)	0,4 (0,4-0,5)	3,5 (3,1-3,8)
<i>Collybia velutipes</i>	3,4 (1,5-5,3)	94,6	4,5 (3,8-5,2)	0,5 (0,4-0,6)	2,9 (2,4-3,3)
<i>Cortinarius orellanus</i>	13,9 (2,4-25,4)	93,7	3,8 (3,3-4,4)	0,6 (0,5-0,7)	3,9 (3,3-4,5)
<i>Cotinarius varicolor</i>	15,0 (11,5-18,5)	94,8	5,4 (4,5-6,3)	0,9 (0,6-1,1)	4,3 (3,7-5,0)
<i>Entoloma sepium</i>	4,5 (2,9-9,5)	83,6	4,6 (3,2-6,0)	0,7 (0,3-1,1)	3,7 (3,0-4,4)
<i>Hydnum repandum</i>	17,2 (12,2-22,3)	50,6	3,1 (2,6-3,5)	1,3 (1,1-1,5)	4,4 (3,6-5,2)
<i>Hygrophoropsis aurantiaca</i>	2,9 (0,6-5,7)	90,2	2,3 (2,1-2,5)	0,6 (0,5-0,7)	4,4 (4,0-4,8)
<i>Hypholoma epixanthum</i>	2,8 (0,6-5,1)	94,3	4,3 (3,3-5,3)	0,4 (0,2-0,7)	3,2 (2,4-3,9)
<i>Hypholoma fasciculare</i>	12,8 (4,7-26,3)	94,0	5,1 (4,3-6,0)	0,5 (0,4-0,5)	3,0 (2,6-3,4)
<i>Inocybe asterospora</i>	4,1 (1,1-6,6)	92,1	6,1 (5,3-6,9)	0,6 (0,4-0,8)	3,7 (2,8-4,7)
<i>Inocybe calmistrata</i>	3,7 (2,2-5,2)	93,2	6,3 (5,9-6,8)	0,5 (0,3-0,7)	2,7 (2,4-3,1)
<i>Laccaria ametistina</i>	2,9 (1,8-3,9)	91,2	5,6 (4,9-6,3)	0,5 (0,4-0,5)	3,3 (2,8-3,8)
<i>Laccaria laccata</i>	3,6 (1,6-5,6)	88,9	4,4 (3,7-5,1)	0,5 (0,0-0,9)	2,6 (2,2-3,0)
<i>Lactarius deliciosus</i>	31,3 (14,5-48,1)	92,0	3,5 (2,9-4,1)	1,7 (1,4-2,0)	7,0 (6,2-7,8)
<i>Lepista nuda</i>	15,2 (10,5-19,8)	86,4	5,3 (4,7-5,8)	1,3 (1,2-1,4)	5,1 (4,5-5,7)
<i>Lycoperdum perlatum</i>	6,2 (1,2-11,2)	89,3	2,2 (1,2-3,3)	2,1 (1,1-4,3)	3,2 (2,8-3,6)
<i>Macrolepiota procera</i>	24,5 (10,5-32,5)	86,5	10,7 (8,8-15,6)	15,0 (8,5-17,8)	10,9 (6,8-14,0)
<i>Marasmius oreades</i>	3,7 (1,8-5,6)	93,6	4,9 (4,4-5,3)	0,2 (0,2-0,3)	2,7 (2,6-2,8)
<i>Mycena pura</i>	0,9 (0,6-2,4)	85,1	5,6 (5,1-6,2)	0,2 (0,2-0,3)	1,9 (1,5-2,2)
<i>Paxinus atrotomentosus</i>	27,3 (10,9-36,7)	89,2	4,1 (2,2-6,0)	0,3 (0,1-0,4)	2,0 (1,5-3,1)
<i>Paxinus involutus</i>	20,2 (9,7-30,6)	89,2	2,6 (2,0-3,2)	1,1 (1,0-1,3)	5,8 (4,6-7,0)
<i>Pholiota spectabilis</i>	43,5 (25,6-59,7)	85,2	3,7 (1,9-5,3)	0,4 (0,3-0,5)	4,0 (3,1-6,5)
<i>Pholiota aurivella</i>	9,6 (4,5-14,7)	83,5	3,6 (1,5-4,7)	1,0 (0,8-1,1)	4,7 (3,9-5,6)
<i>Psathyrella hydrophila</i>	7,7 (1,4-14,1)	84,3	6,5 (6,1-6,9)	0,4 (0,3-0,5)	3,3 (1,7-4,8)
<i>Russula erythropoda</i>	36,0 (16,1-55,9)	92,9	7,0 (6,1-7,9)	1,8 (1,6-1,9)	7,2 (5,7-8,7)
<i>Russula sardonia</i>	34,1 (15,8-52,4)	93,9	5,0 (4,3-5,8)	1,5 (1,3-1,7)	5,7 (4,9-6,5)
<i>Tricholoma pessuxdatum</i>	16,9 (8,2-25,5)	94,7	4,9 (4,4-5,3)	0,9 (0,8-1,0)	4,4 (3,9-4,8)

En el trabajo se realizó un examen exploratorio para seleccionar las parcelas donde la presencia de setas era suficiente para emprender un más estudio específico sobre diversidad y contenido de metales. En la siguiente tabla se muestran la totalidad de algunos de los aspectos morfológicos más relevantes de las setas recogidas durante los tres años de ensayo en las distintas parcelas.

En las parcelas Parga 2 y Pino 2, de edad menor, se encontraron muy pocos especímenes, posiblemente por la ausencia de sombra. Las siguientes figuras (4.138 y 4.139) muestran el número medio de especies recogidos en octubre de 2003, 2004 y 2005 en las diferentes parcelas

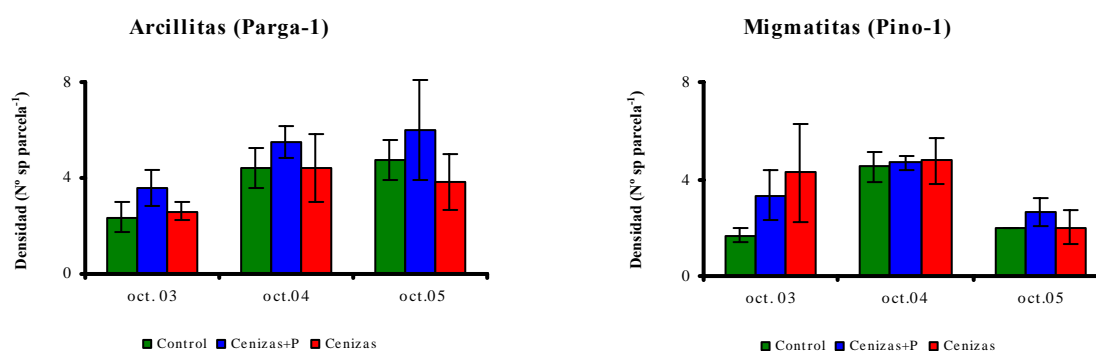
Los resultados mostraron una menor diversidad en las parcelas localizadas en Frades. En esta masa el aporte de cenizas incrementó el número de especies de forma significativa. En el resto de las parcelas no se observaron diferencias entre tratamientos, a pesar de las sucesivas aplicaciones (parcelas tipo II).

### Parcelas Tipo I



**Figura 4.138.** Riqueza específica de las parcelas sobre arcillitas (Frades), y serpentinitas (As Cruces) (**Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en el 2003).

### Parcelas Tipo II



**Figura 4.139.** Riqueza específica de las parcelas sobre arcillitas (Parga-1), y migmatitas (Pino-1) (**Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en febrero de 2003, 2004 y 2005 y **Cenizas+P** = aporte de 10 Mg ceniza + 0,1 Mg de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>).

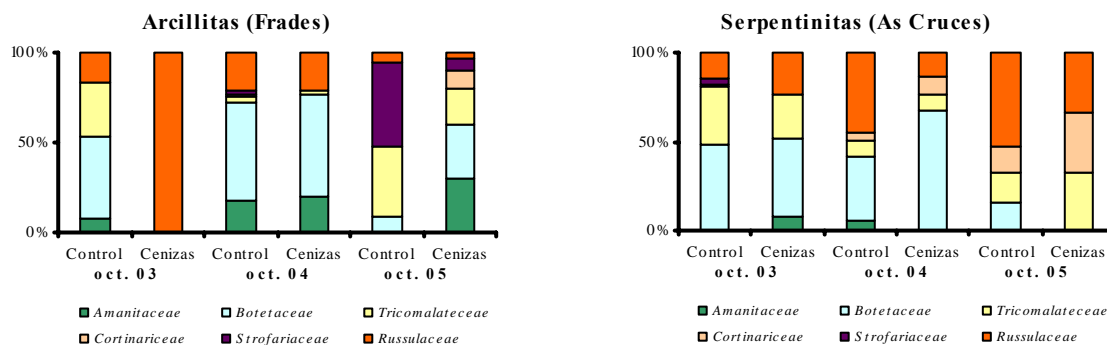
A continuación se muestra la presencia (en función de su peso) de las principales familias (Amanitaceae, Boletaceae, Tricholomataceae, Cortinariaceae, Strofariaceae y Russulaceae) en las distintas parcelas de ensayo. En las parcelas tipo I, las más abundantes durante los tres años fueron las

#### 4. Resultados

boletáceas y las rusuláceas. En Parga-1 y Pino-1 (parcelas tipo II) se observó una mayor diversidad encontrándose además, amanitáceas y tricolomatáceas.

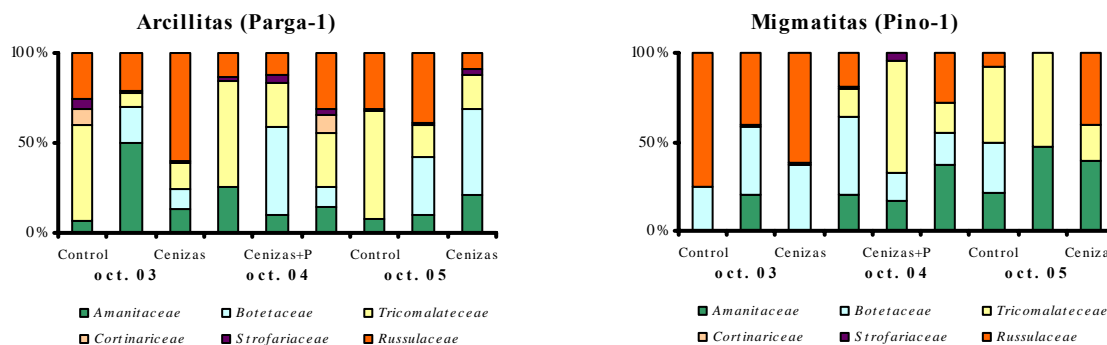
Los datos obtenidos no parecen indicar alteraciones en la abundancia de especies atribuibles a la aplicación de cenizas.

##### Parcelas Tipo I



**Figura 4.140.** Presencia de las familias de macromicetos en las parcelas sobre arcillitas (Frades), y serpentinitas (As Cruces) (**Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza  $ha^{-1}$  en el 2003).

##### Parcelas Tipo II



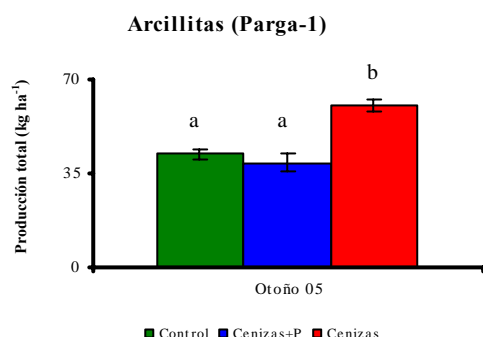
**Figura 4.141.** Presencia de las familias de macromicetos en las parcelas sobre arcillitas (Parga-1), y migmatitas (Pino-1) (**Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza  $ha^{-1}$  en febrero de 2003, 2004 y 2005 y **Cenizas+P** = aporte de 10 Mg ceniza + 0,1 Mg de  $P_2O_5$   $ha^{-1}$ ).

##### **Producción de setas: producción total y por especies**

La valoración de la producción de setas se limitó a la parcela Parga 1 (Tabla 4.23), que a priori, era la parcela con mayor número de macromicetos. Para determinar este parámetro, como ya se comentó en material y métodos, en otoño de 2005 (desde mediados de septiembre hasta mediados de diciembre) se recogieron semanalmente todos los especímenes de cada una de las parcelas de ensayo, desde la aparición del primer ejemplar hasta la desaparición del último.

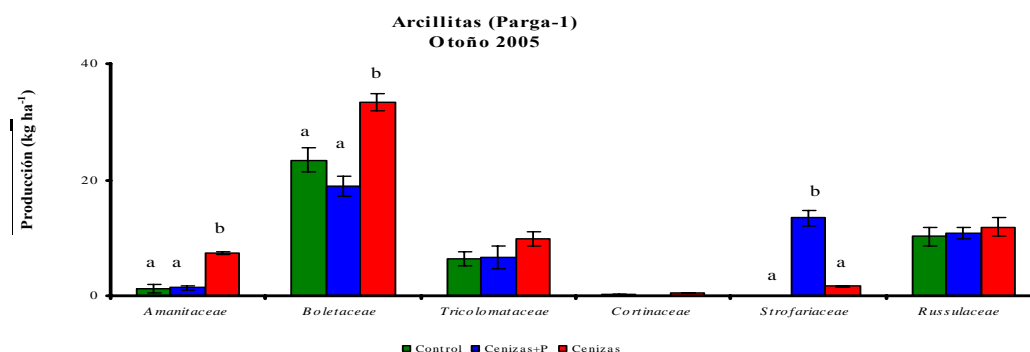
La producción total de setas en Parga-1 en otoño de 2005 osciló entre 39 y 42 kg  $ha^{-1}$  para las distintas parcelas sin tratamiento. Esta baja producción fue debida al corto período de fructificación de ese año. Las escasas precipitaciones de este otoño y el adelanto de las primeras nieves en ese año hicieron que tan sólo se encontrasen especies resistentes, como *Russula sardonia*, *Suillus bovinus*, *Xerocomus badius*, *Amanita muscaria*, *Tricholoma pessuxdatum*, *Armillaria mellea* y *Collybia*

*velutipes*. A pesar de ello, el aporte sucesivo de cenizas incrementó notablemente la producción de setas hasta valores próximos a  $61 \text{ kg ha}^{-1}$ . No obstante, estos resultados deben considerarse preliminares puesto que se limitaron a un solo año.



**Figura 4.142.** Producción total de las parcelas de ensayo sobre arcillitas (Parga-1). (**Control** = control, **Cenizas** = aporte de  $10 \text{ Mg}$  de ceniza  $\text{ha}^{-1}$  en febrero de 2003, 2004 y 2005 y **Cenizas+P** = aporte de  $10 \text{ Mg}$  ceniza +  $0,1 \text{ Mg}$  de  $\text{P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$ ).

La producción a nivel especie, queda reflejada en la figura 4.143, donde se puede observar cómo las especies más abundantes fueron las boletáceas seguidas de las rusuláceas y tricolomatáceas. Esto fue debido tanto a su mayor presencia (figura 4.141) como al mayor peso de sus especímenes (tabla 4.23). Como se puede apreciar, en el año en que se realizó la determinación, la fertilización con cenizas incrementó sobre todo la producción de boletáceas, tricolomatáceas y amanitáceas.



**Figura 4.143.** Producción específica de las parcelas de inventario sobre arcillitas (Parga-1). (**Control** = control, **Cenizas** = aporte de  $10 \text{ Mg}$  de ceniza  $\text{ha}^{-1}$  en febrero de 2003, 2004 y 2005 y **Cenizas+P** = aporte de  $10 \text{ Mg}$  ceniza +  $0,1 \text{ Mg}$  de  $\text{P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$ ).

### Factor de bioacumulación

Los factores de la bioacumulación fueron estudiados para las parcelas tipo II (con aplicación repetida de cenizas). Este factor fue calculado como el ratio entre las concentraciones medias de metales en los sombreros y las concentraciones totales medias de metales en el suelo. Para el Mn, Ni y Pb los valores se encontraron por debajo de 1 en todas las especies de setas (tabla 4.23), lo que hace entender que ninguna es acumuladora de estos metales pesados. Sin embargo, por el contrario, la mayor parte de ellas acumulan Zn, Cu y Cd, con las concentraciones más altas observadas en *Xerocomus badius* y *Amanita muscaria*. Cuando la misma especie de seta fue encontrada en las dos plantaciones, la concentración de todos los metales pesados, a excepción del Cd, fue mayor en Pino que en Parga. Esto correspondió con el mayor contenido de metales pesados extraíbles encontrados en el suelo sobre migmatitas.

#### 4. Resultados

**Tabla 4.25.** Niveles del factor de bioacumulación de los macromicetos recogidos en las parcelas de tipo II (Parga-1 y Pino-1). Los cálculos fueron realizados con la media de la concentración de los elementos totales del suelo y de las setas en las parcelas Control obtenidos los tres años de estudio

	<i>Amanita muscaria</i>		<i>Mycena pura</i>		<i>Xerocomus badius</i>		<i>Laccaria laccata</i>		<i>Russula sardonia</i>		<i>Suillus bovinus</i>		<i>Tricholoma pessuxdatum</i>	
	Parga	Pino	Parga	Pino	Parga	Pino	Parga	Pino	Parga	Pino	Parga	Pino	Parga	Pino
<b>Cd</b>	14,50	11,80	0,13	nd	nd	22,10	7,20	nd	2,80	5,30	4,80	nd	12,60	11,80
<b>Cr</b>	0,03	0,04	0,02	nd	nd	0,04	0,02	nd	0,02	0,04	0,03	nd	0,01	0,03
<b>Cu</b>	3,40	10,00	0,36	nd	nd	8,30	4,50	nd	5,50	4,30	1,80	nd	3,60	1,78
<b>Mn</b>	0,12	0,43	0,02	nd	nd	0,46	0,10	nd	0,14	0,52	0,11	nd	0,11	0,28
<b>Ni</b>	0,06	0,22	0,03	nd	nd	0,35	0,13	nd	0,07	0,14	0,05	nd	0,03	0,19
<b>Pb</b>	0,03	0,06	0,02	nd	nd	0,10	0,11	nd	0,07	0,08	0,15	nd	0,08	0,10
<b>Zn</b>	6,20	23,9	0,29	nd	nd	35,43	5,28	nd	5,15	15,19	5,78	nd	2,94	2,55

nd=no determinado

#### Efecto sobre las concentraciones de macronutrientes y elementos traza en los carpóforos de los macromicetos

Para poder realizar una comparación fiable, el estudio se centró en el análisis de las especies más representativas en las parcelas Parga-1 y Pino-1. Además, sólo se tuvieron en cuenta las especies más homogéneamente repartidas en las doce subparcelas.

##### *Macronutrientes*

Los datos de macronutrientes se recogen en la tabla 4.26. Los macromicetos analizados destacan por las elevadas concentraciones de nitrógeno y, en segundo lugar, de potasio. El calcio y el magnesio mostraron concentraciones muy inferiores. La aplicación de cenizas, a diferencia de lo que se observó en el sotobosque, no alteró las concentraciones de ninguno de estos elementos, ni siquiera para elementos abundantes en las cenizas, como el Ca y el K

**Tabla 4.26.** Macronutrientes de cada una de las especies analizadas en Parga-1 en otoño de 2005 (*Control* = control, *Cenizas* = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en febrero de 2003, 2004 y 2005 y *Cenizas+P*= aporte de 10 Mg ceniza+ 0,1 Mg de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>)

	<i>Amanita muscaria</i>	<i>Suillus bovinus</i>	<i>Collybia velutipes</i>	<i>Laccaria laccata</i>	<i>Mycena pura</i>	<i>Russula sardonia</i>	<i>Tricholoma pessuxdatum</i>
	mg kg <sup>-1</sup>						
<b>Control</b>	nd	37,2 (1,5)	nd	56,6 (1,2)	nd	37,2 (5,6)	42,5 (3,6)
<b>N</b>	<b>Ceniza+P</b>	nd	31,2 (2,6)	nd	52,3 (2,5)	nd	42,6 (5,4)
	<b>Ceniza</b>	nd	35,6 (3,5)	nd	61,5 (3,6)	nd	36,1 (5,2)
	<b>Control</b>	2,7 (0,2)	2,2 (0,5)	4,5 (0,5)	1,9 (0,5)	2,4 (0,1)	0,7 (0,4)
<b>P</b>	<b>Ceniza+P</b>	2,7 (0,1)	2,4 (0,1)	2,8 (0,6)	2,0 (0,3)	0,3 (0,1)	4,0 (1,7)
	<b>Ceniza</b>	2,4 (0,3)	2,4 (0,3)	6,0 (2,8)	2,0 (0,6)	0,4 (0,1)	2,2 (0,5)
	<b>Control</b>	0,1 (0,0)	0,1 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
<b>Ca</b>	<b>Ceniza+P</b>	0,1 (0,0)	0,1 (0,0)	0,1 (0,0)	0,1 (0,1)	0,0 (0,0)	0,1 (0,0)
	<b>Ceniza</b>	0,1 (0,0)	0,1 (0,1)	0,1 (0,0)	0,1 (0,1)	0,0 (0,0)	0,1 (0,0)
	<b>Control</b>	7,8 (4,4)	8,5 (2,4)	10,5 (3,1)	8,2 (3,6)	0,6 (0,2)	18,6 (2,4)
<b>K</b>	<b>Ceniza+P</b>	14,6 (4,1)	8,3 (1,9)	7,1 (4,1)	12,1 (5,0)	1,2 (0,6)	13,0 (1,9)
	<b>Ceniza</b>	9,1 (2,1)	8,0 (1,6)	19,7 (5,8)	6,6 (3,2)	2,0 (0,5)	15,6 (2,3)
	<b>Control</b>	0,3 (0,0)	0,3 (0,1)	0,3 (0,1)	0,3 (0,1)	0,0 (0,0)	0,3 (0,0)
<b>Mg</b>	<b>Ceniza+P</b>	0,3 (0,0)	0,3 (0,0)	0,3 (0,0)	0,3 (0,0)	0,0 (0,0)	0,9 (0,1)
	<b>Ceniza</b>	0,3 (0,0)	0,3 (0,0)	0,5 (0,1)	0,3 (0,0)	0,0 (0,0)	0,3 (0,1)

nd=no determinado

### *Elementos traza en los sombreros de los carpóforos*

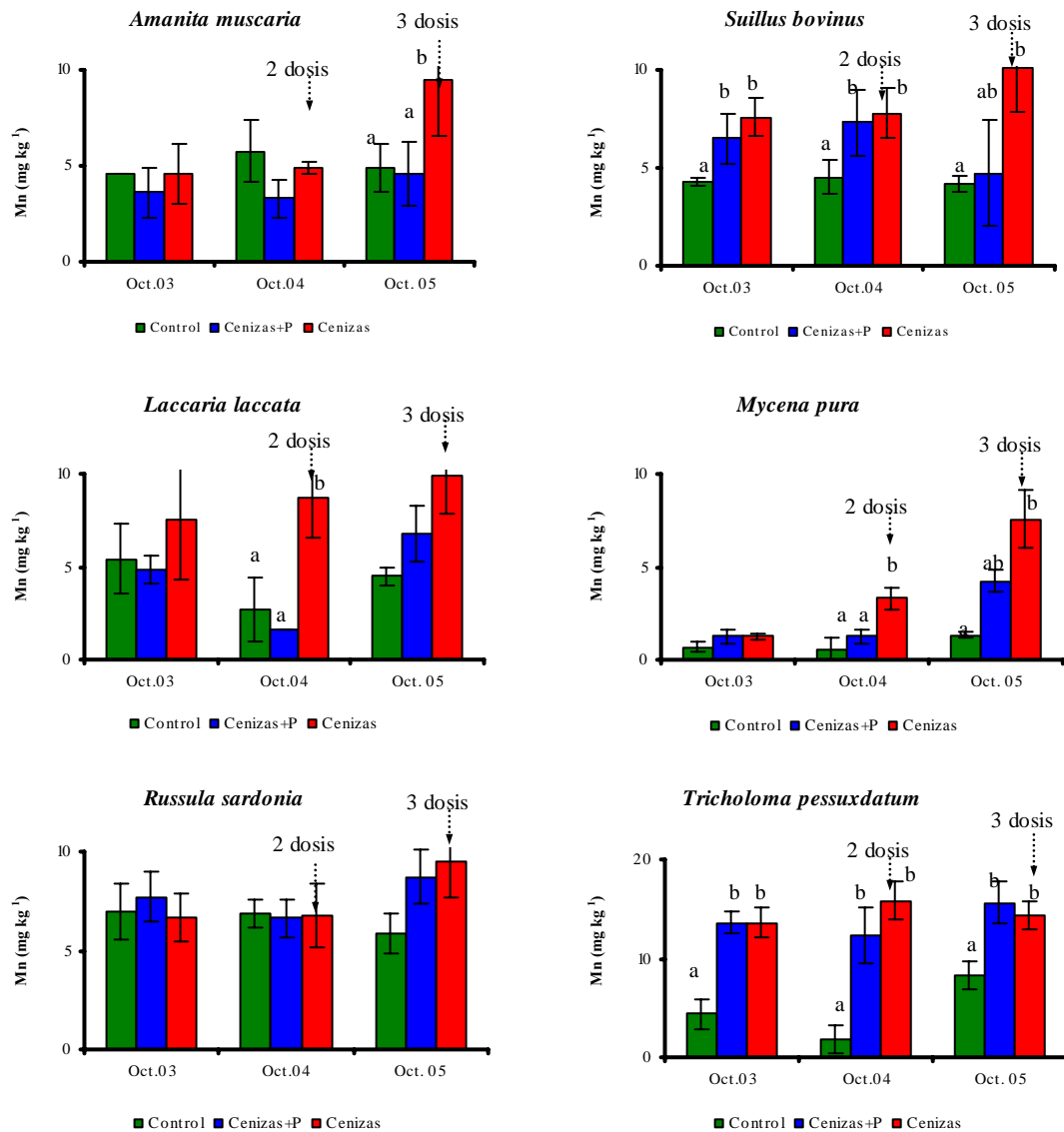
#### Manganeso

Las figuras 4.144 y 4.145 muestran los valores de manganeso de los sombreros de las setas analizadas. Cuando coincide la misma especie en ambas parcelas (*Amanita sp.*, *Russula sp* y *Tricholoma sp.*) los niveles de Mn fueron más elevados en Pino 1, lo que podría deberse al valor de pH más bajo en este suelo y al menor contenido de materia orgánica en el mismo.

En ambas parcelas la aplicación de cenizas aumentó las concentraciones de Mn en la mayor parte de las especies, siendo el efecto más importante con los sucesivos aportes. Este aspecto ya fue puesto de manifiesto en los análisis de los suelos. Los incrementos fueron más importantes en Parga 1. Las especies que más aumentaron la concentración de este elemento fueron *Amanita muscaria* y *Tricholoma sp.*

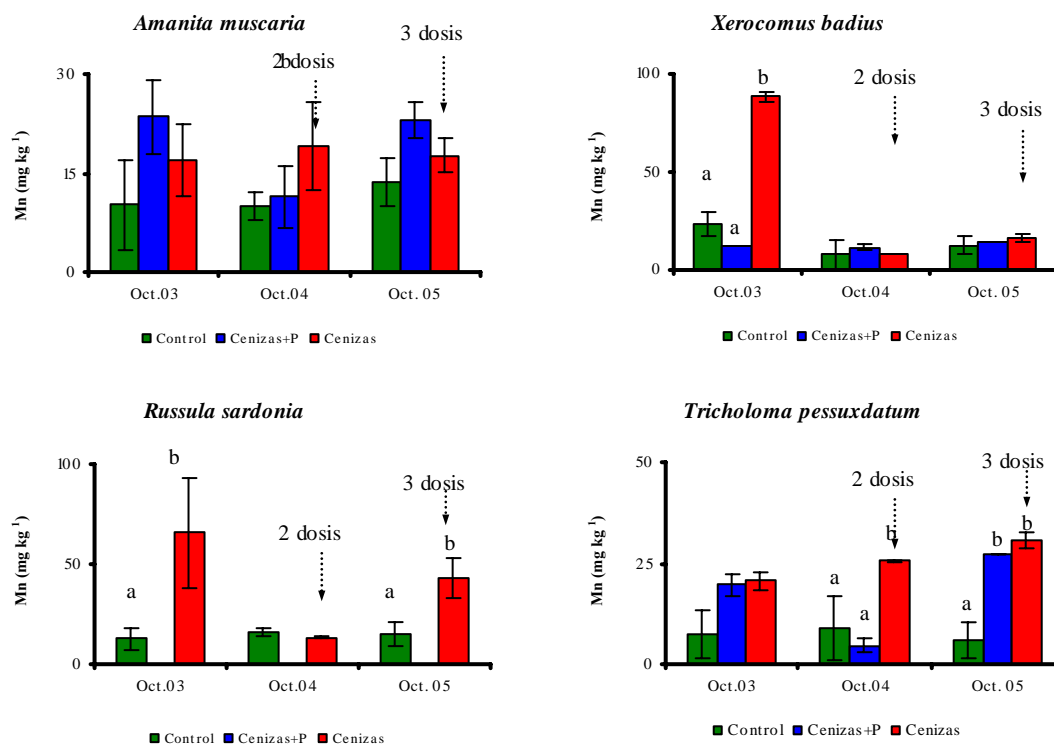
## 4. Resultados

### Parga-1



**Figura 4.144.** Manganeso en sombrero de los carpóforos de las parcelas sobre arcillitas (Parga-1). (Control =control, Cenizas = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en febrero de 2003, 2004 y 2005 y Cenizas+P= aporte de 10 Mg ceniza+ 0,1 Mg de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>)

## Pino-1

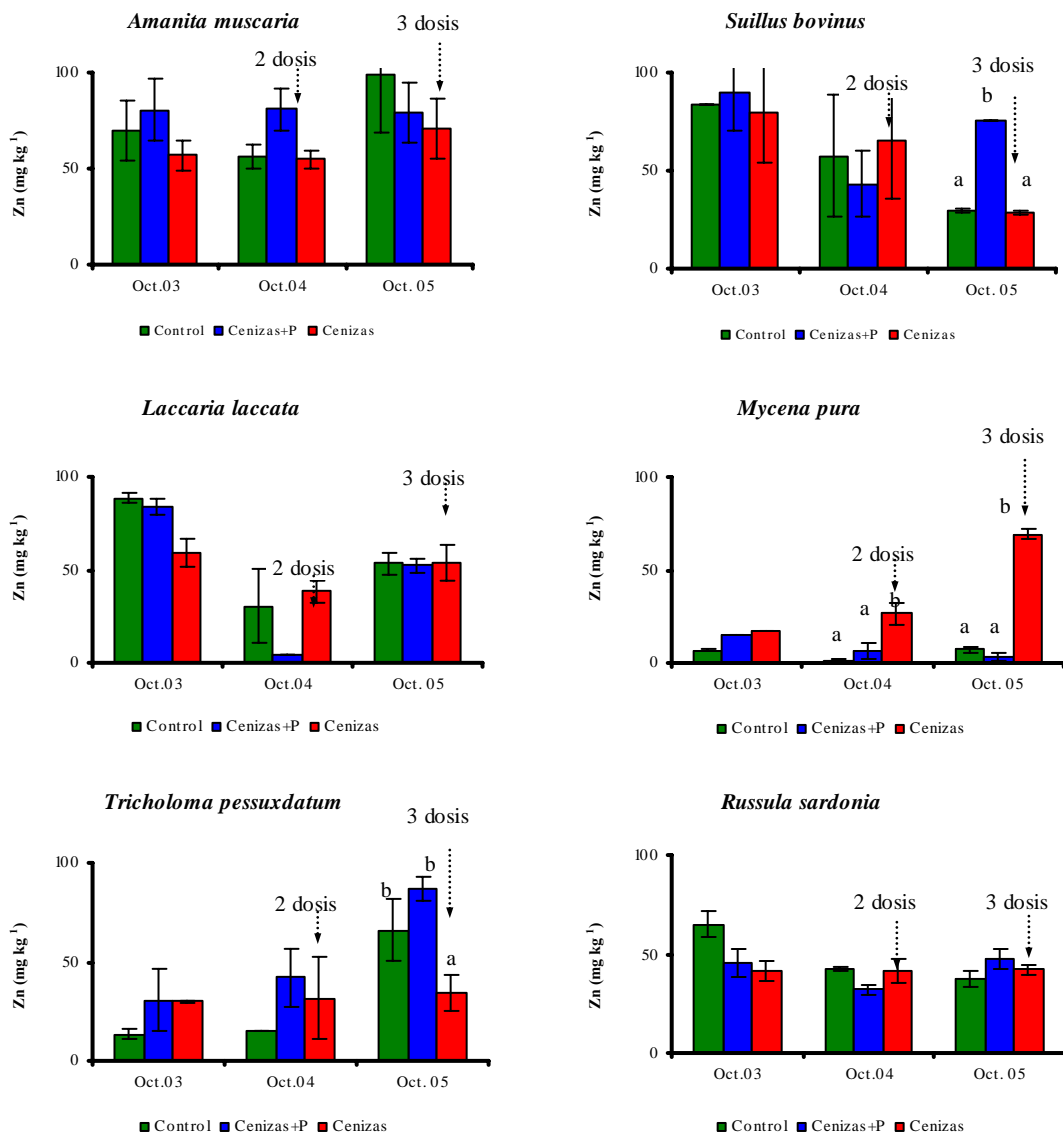


**Figura 4.145.** Manganeso en sombrero de los carpóforos de las parcelas sobre migmatitas (Pino-1). (**Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en febrero de 2003, 2004 y 2005 y **Cenizas+P** = aporte de 10 Mg ceniza + 0,1 Mg de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>)

#### 4. Resultados

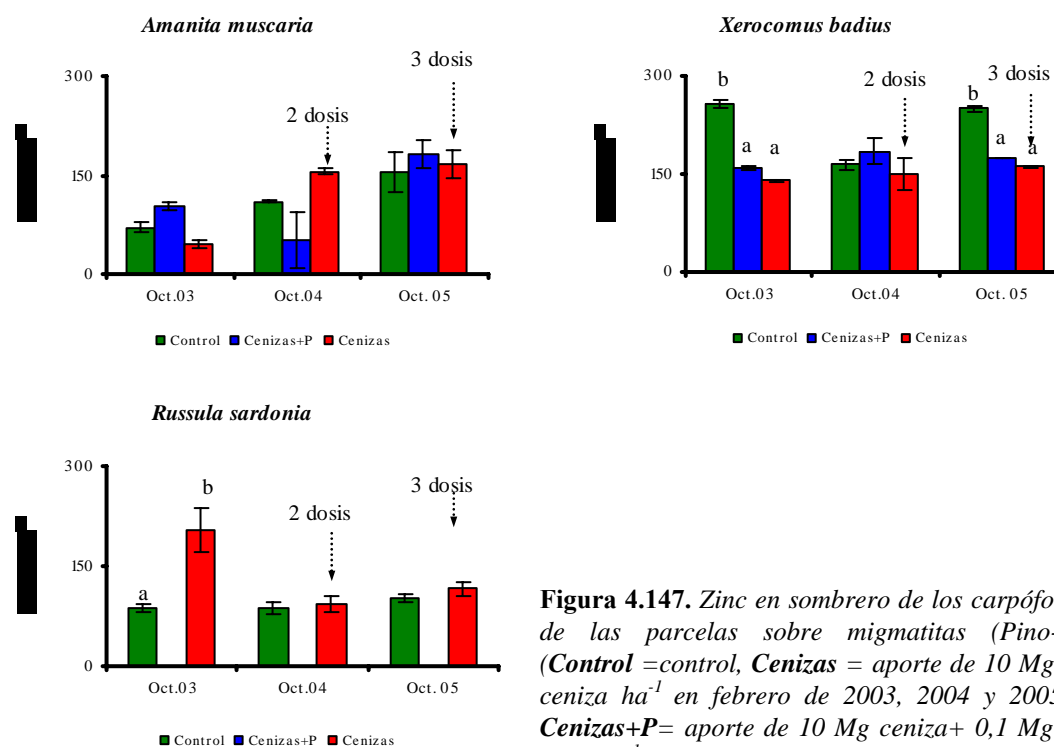
### Zinc

#### Parga-1



**Figura 4.146.** Zinc en sombrero de los carpóforos de las parcelas sobre arcillitas (Parga-1). (**Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en febrero de 2003, 2004 y 2005 y **Cenizas+P** = aporte de 10 Mg ceniza + 0,1 Mg de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>).

## Pino-1



**Figura 4.147.** Zinc en sombrero de los carpóforos de las parcelas sobre migmatitas (Pino-1). (Control = control, Cenizas = aporte de 10 Mg de ceniza  $ha^{-1}$  en febrero de 2003, 2004 y 2005 y Cenizas+P = aporte de 10 Mg ceniza + 0,1 Mg de  $P_2O_5 ha^{-1}$ ).

En las figura 4.146 y 4.147 se muestran los valores de zinc en el sombrero de distintas especies de setas. Al igual que en el caso del Mn las setas de la parcela Pino 1 presentaban concentraciones más elevadas de Zn que en Parga-1, alcanzando los 300  $mg kg^{-1}$  en *Xerocomus badius*. *Amanita muscaria* y *Xerocomus badius* fueron las especies que mayores concentraciones de este elemento presentaron (50-70  $mg kg$ ).

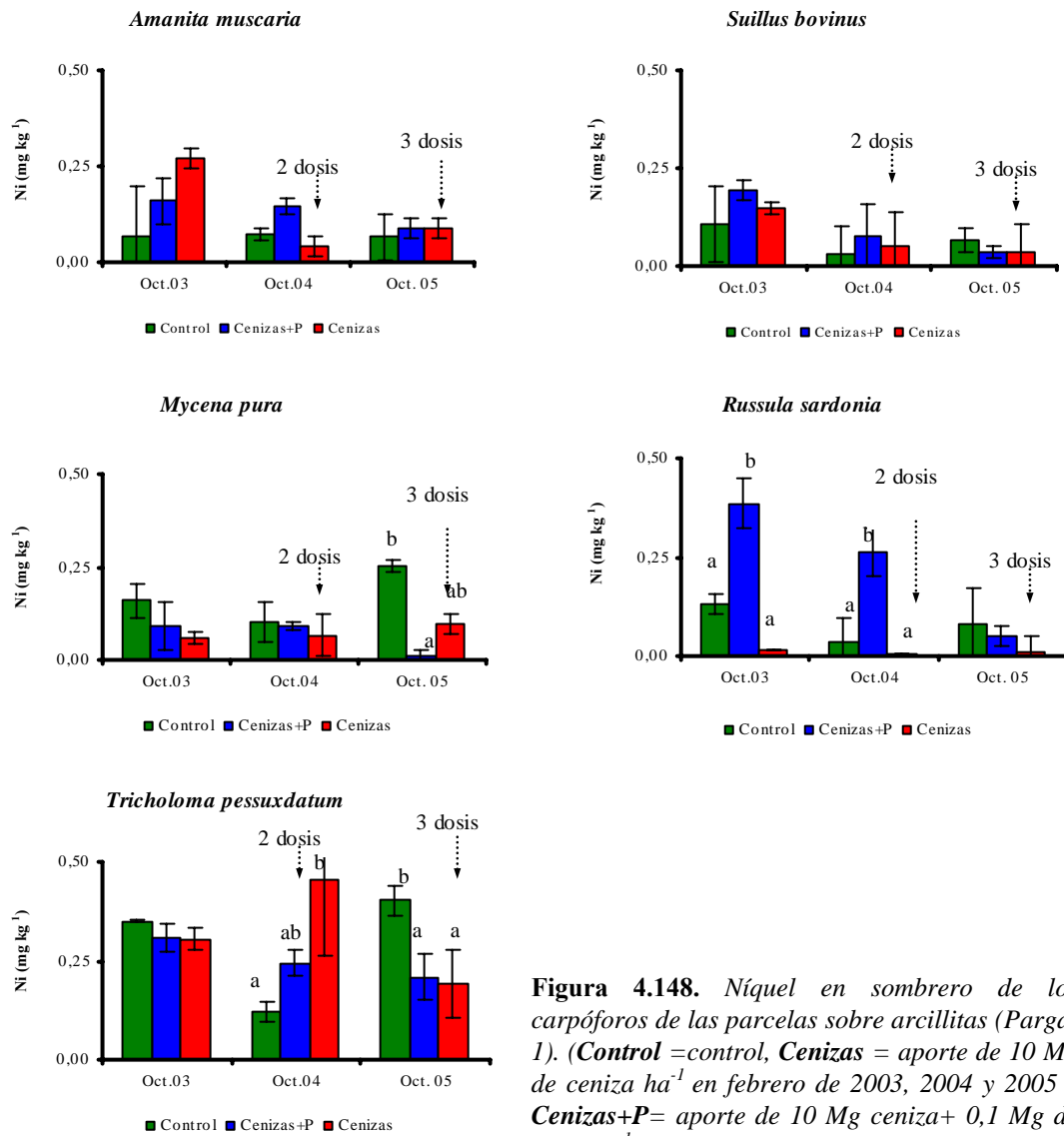
A pesar de que en suelo la aplicación de cenizas derivó en aumentos significativos de Zn disponible, la mayor parte de las especies mostraron descensos moderados de la concentración de este elemento, especialmente después de la tercera aplicación. La única excepción a este patrón es el aumento de Zn en *Mycena pura*. Puesto que no es una especie acumuladora de este elemento (tabla 4.25), este aumento podría deberse a la contaminación por la propia ceniza.

En Pino-1, se analizaron además otras especies como *Cantherellus cibarius*, *Lactarius deliciosus* y *Armillaria mellea*, pero por no disponer de muestras representativas en todas las parcelas, no se recogen en la figura, sin embargo en todas ellas se observó una tendencia de disminución de la concentración de este elemento.

## 4. Resultados

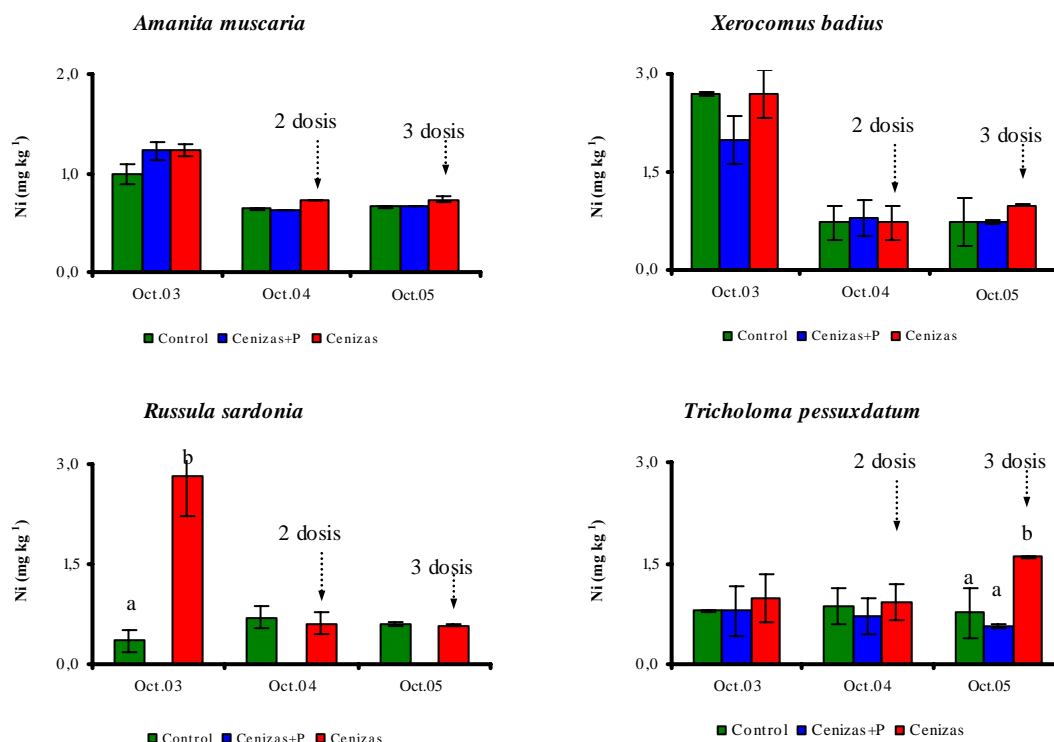
### Níquel

#### Parga-1



**Figura 4.148.** Níquel en sombrero de los carpóforos de las parcelas sobre arcillitas (Parga-1). (**Control** =control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en febrero de 2003, 2004 y 2005 y **Cenizas+P**= aporte de 10 Mg ceniza+ 0,1 Mg de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>).

## Pino-1



**Figura 4.149.** Níquel en sombrero de los carpóforos de las parcelas sobre migmatitas (Pino-1). (Control = control, Cenizas = aporte de 10 Mg de ceniza  $ha^{-1}$  en febrero de 2003, 2004 y 2005 y Cenizas+P = aporte de 10 Mg ceniza + 0,1 Mg de  $P_2O_5$   $ha^{-1}$ ).

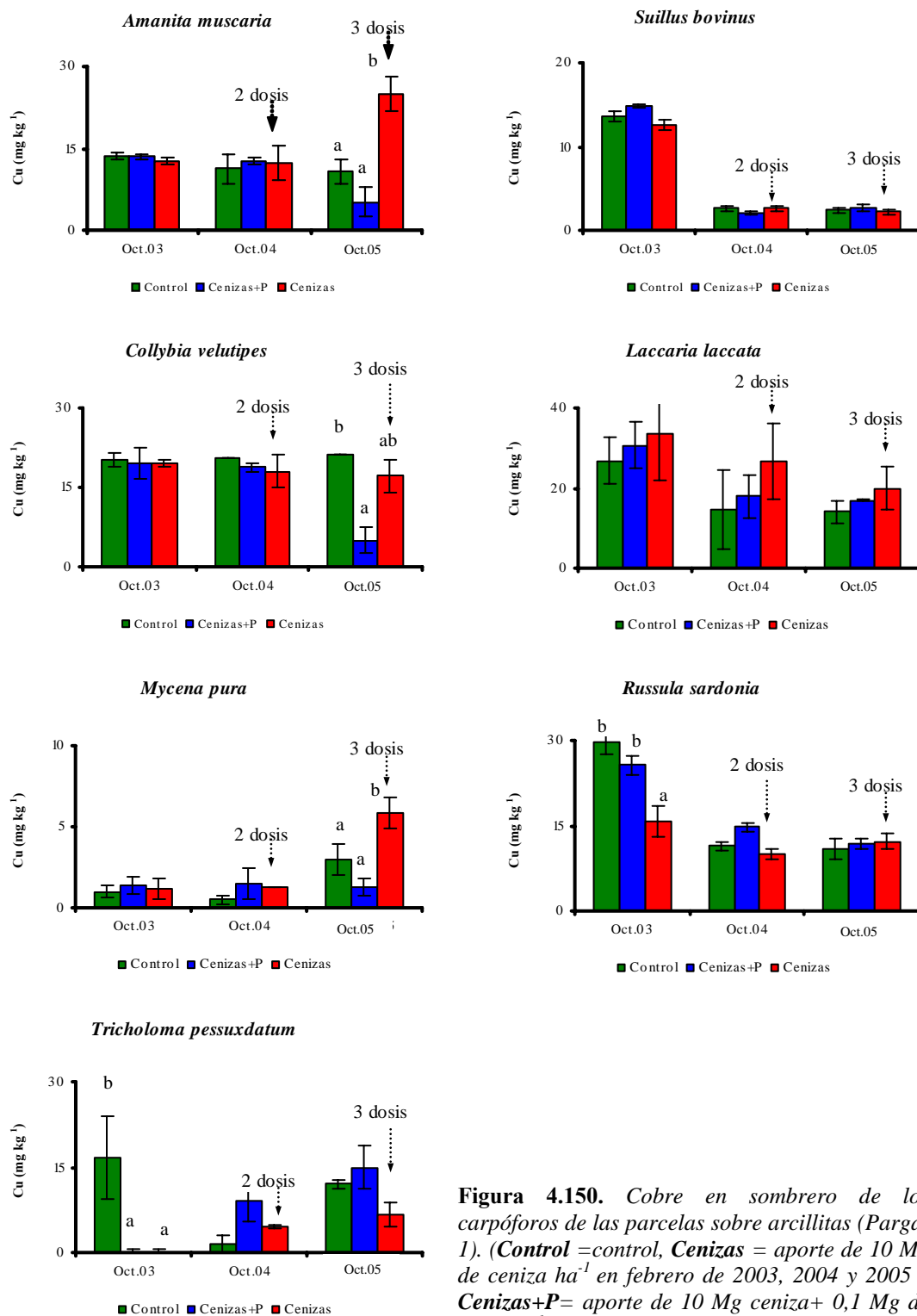
Las figuras 4.148 y 4.149 reflejan las concentraciones de Ni en los sombreros de las diferentes especies de setas analizadas. Nuevamente Pino 1 muestra los niveles de Ni elevados. *Tricholoma pessuxdatum* fue la que presentó mayores valores de níquel y *Amanita muscaria* los menores.

A pesar de los contenidos moderados de Ni en la ceniza, los niveles de este elemento no incrementaron en ninguna especie, lo que también revelaron los análisis de suelo. La excepción fue de *Tricholoma pessuxdatum* y *Lactarius deliciosus* (datos no mostrados), se podría destacar la tendencia a un descenso de la concentración en diferentes especies de la parcela de Parga 1, especialmente después de la tercera aplicación.

## 4. Resultados

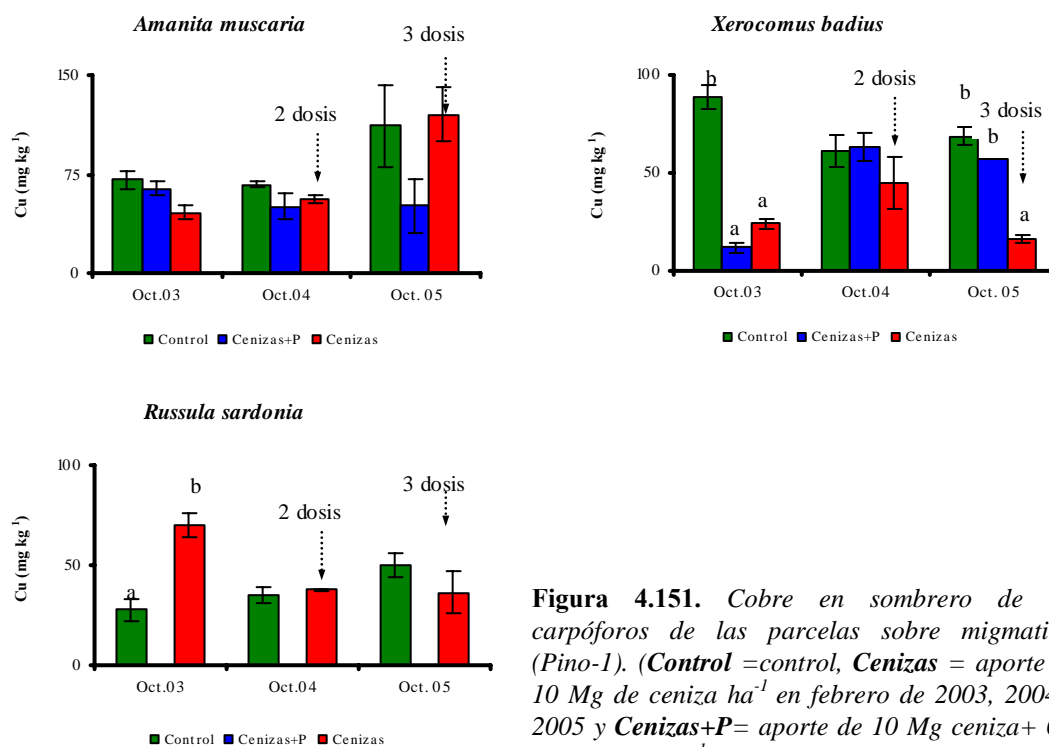
### Cobre

#### Parga-1



**Figura 4.150.** Cobre en sombrero de los carpóforos de las parcelas sobre arcillitas (Parga-1). (Control = control, Cenizas = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en febrero de 2003, 2004 y 2005 y Cenizas+P= aporte de 10 Mg ceniza+ 0,1 Mg de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>).

## Pino-1



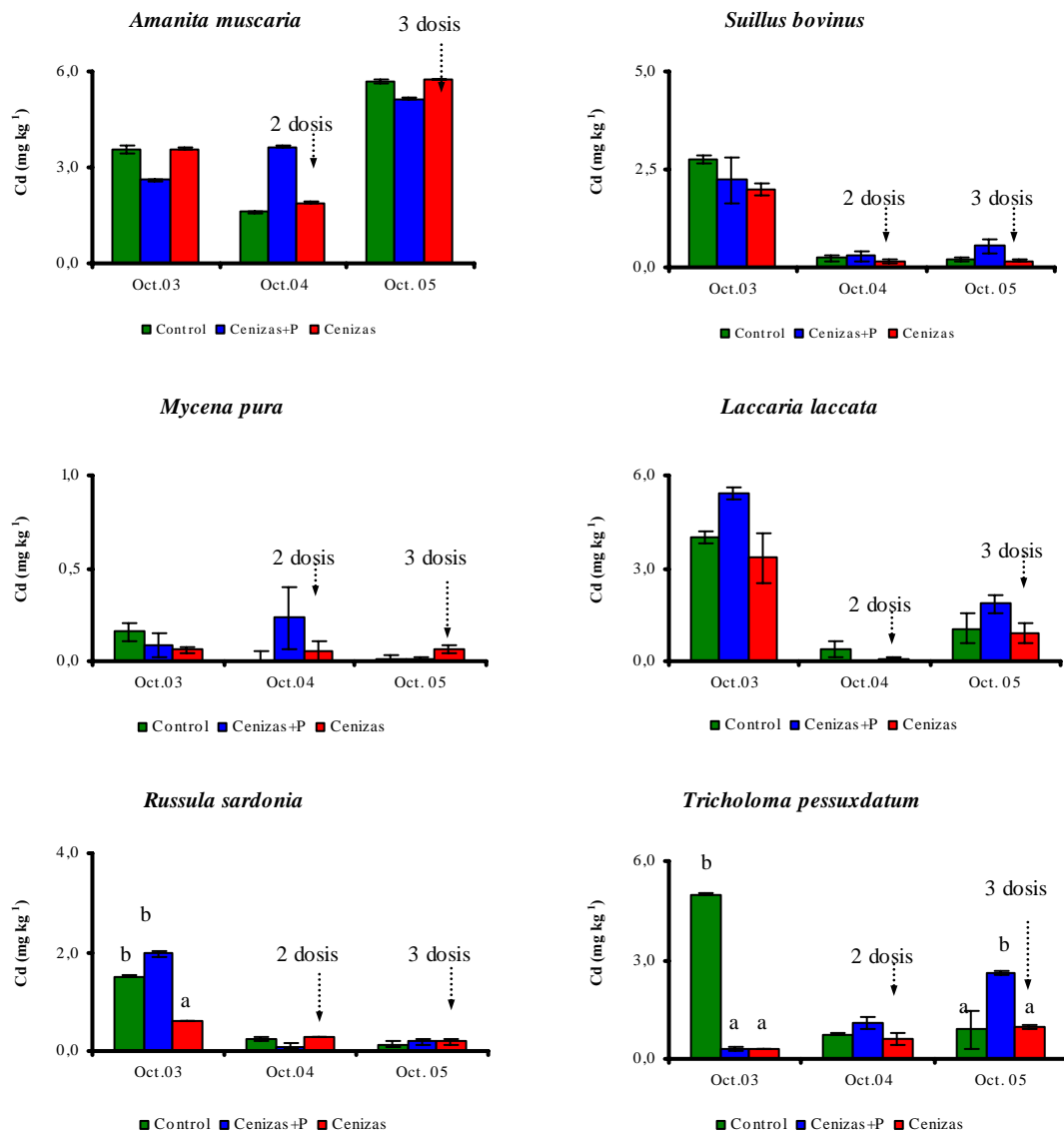
**Figura 4.151.** Cobre en sombrero de los carpóforos de las parcelas sobre migmatitas (Pino-1). (**Control** = control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en febrero de 2003, 2004 y 2005 y **Cenizas+P** = aporte de 10 Mg ceniza + 0,1 Mg de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>).

Las especies con niveles de Cu más elevados fueron *Laccaria laccata* *Russula sardonia*. En concordancia con los mayores niveles de Cu extraíble en el suelo, los niveles en setas fueron mayores en Pino 1. A pesar de que la disponibilidad de este elemento en el suelo no se incrementó con las aplicaciones sucesivas de cenizas, los niveles en setas no siguieron una tendencia homogénea. En Parga-1 *Amanita muscaria* y *Mycena pura* mostraron incrementos leves de este elemento. En Pino 1 se puede destacar el descenso de Cu en *Xerocomus badius*.

## 4. Resultados

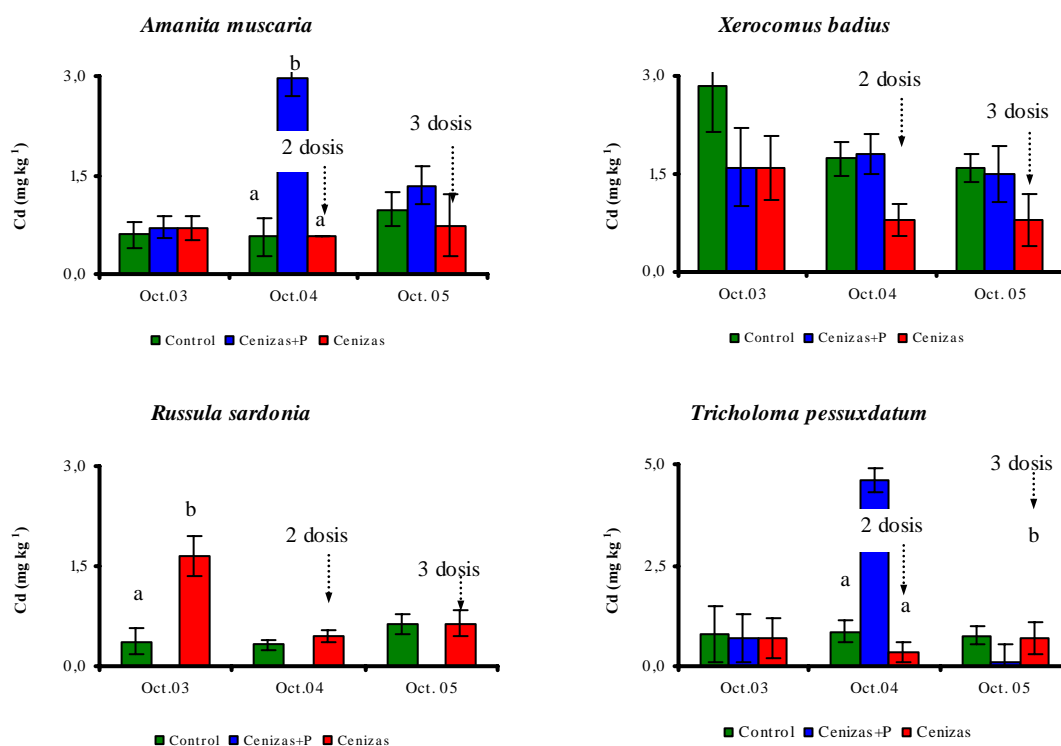
### Cadmio

#### Parga-1



**Figura 4.152.** Cadmio en sombrero de los carpóforos de las parcelas sobre arcillitas (Parga-1). (*Control* = control, *Cenizas* = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en febrero de 2003, 2004 y 2005 y *Cenizas+P* = aporte de 10 Mg ceniza + 0,1 Mg de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>).

## Pino-1



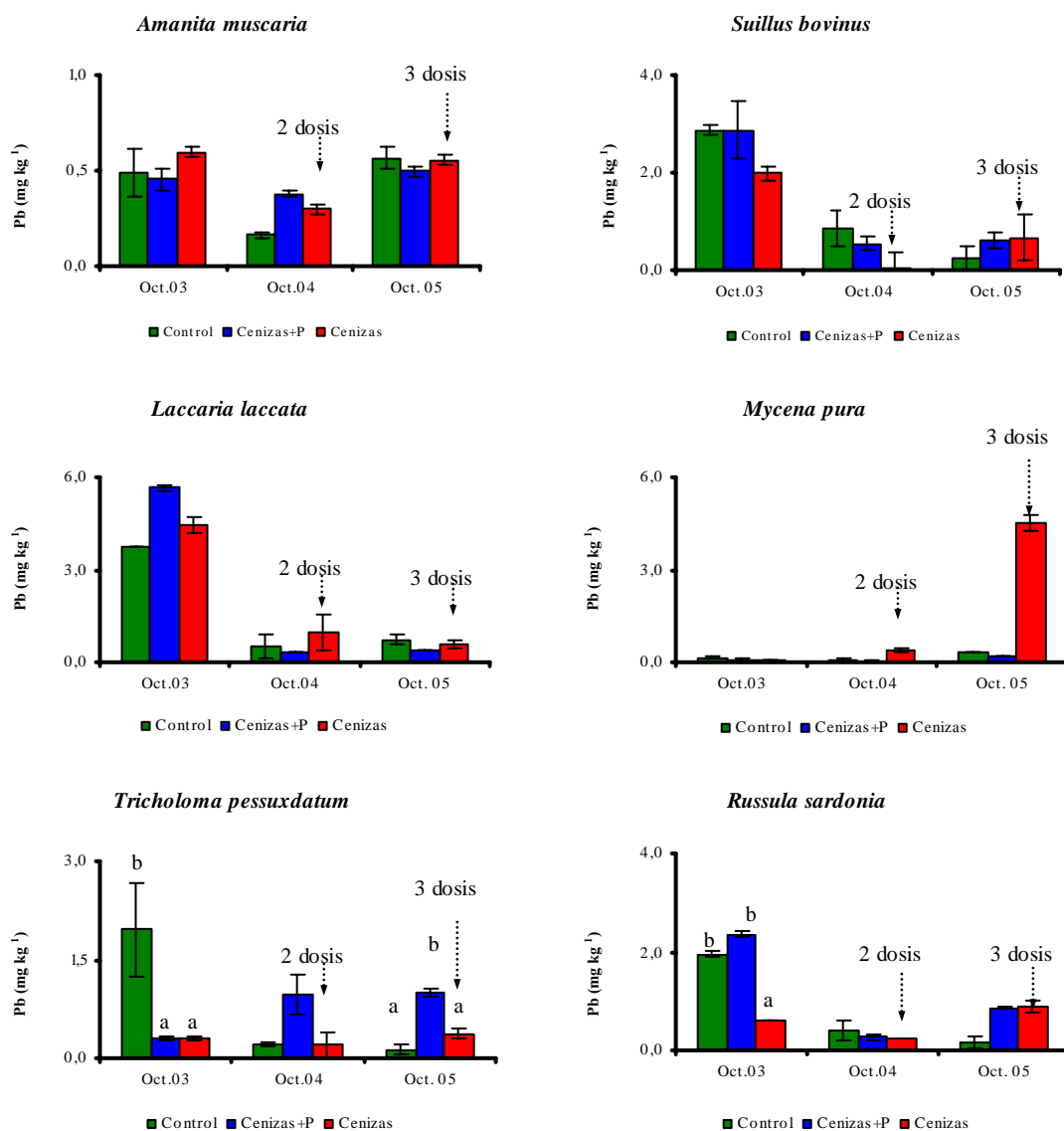
**Figura 4.153.** Cadmio en sombrero de los carpóforos de las parcelas sobre migmatitas (Pino-1). (**Control** =control, **Cenizas** = aporte de 10 Mg de ceniza  $ha^{-1}$  en febrero de 2003, 2004 y 2005 y **Cenizas+P**= aporte de 10 Mg ceniza+ 0,1 Mg de  $P_2O_5$   $ha^{-1}$ ).

Las figuras 4.152 y 4.153 representan los niveles de cadmio en los sombreros de distintas especies. Casi todas especies funcionan como acumuladores activos de este elemento. *Amanita muscaria* fue la especie con mayores concentraciones durante todo el ensayo. El único posible efecto atribuible a los tratamientos fue el descenso de Cd en *Xerocomus badius* en la parcela Pino-1. En el resto de las setas no se observaron alteraciones coherentes. Los mayores niveles de que se encuentran esporádicamente en *Amanita muscaria* y *Tricholoma pessuxdatum* pudieron deberse a una posible contaminación de la ceniza en la superficie de los carpóforos.

#### 4. Resultados

### Plomo

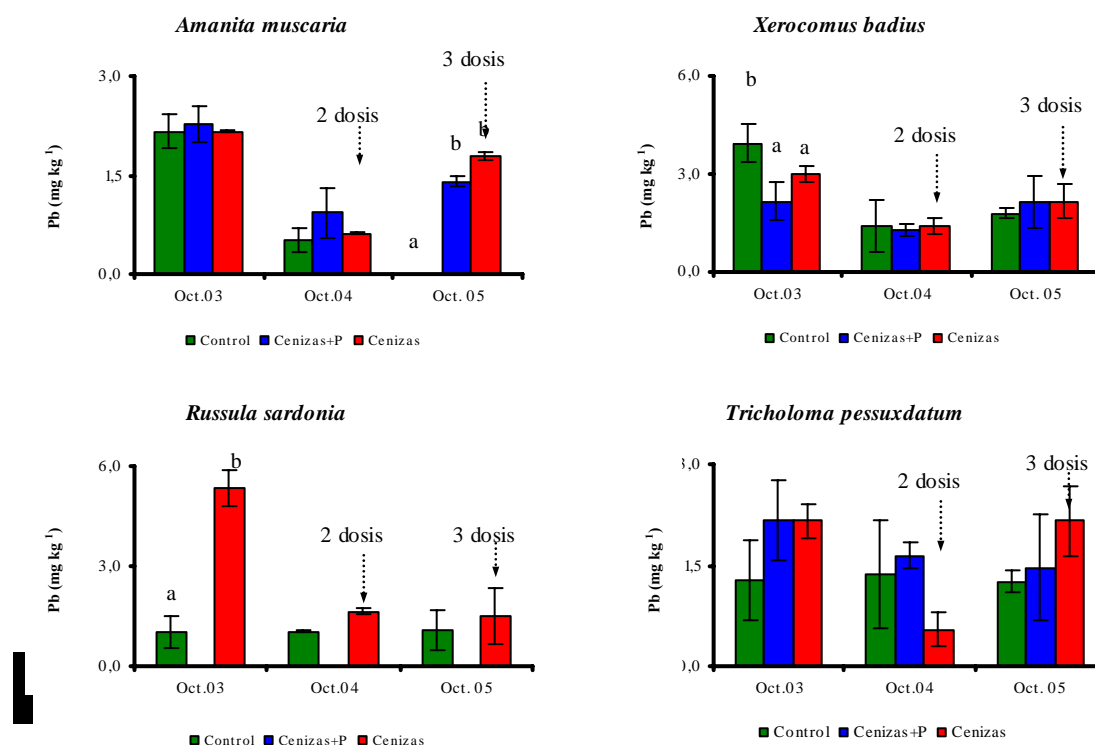
#### Parga-1



**Figura 4.154.** Plomo en sombrero de los carpóforos de las parcelas sobre arcillitas (Parga-1). (Control = control, Cenizas = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en febrero de 2003, 2004 y 2005 y Cenizas+P = aporte de 10 Mg ceniza + 0,1 Mg de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>).

Las figuras 4.154 y 4.155 muestran la concentración de Pb en los sombreros de distintas setas. *Laccaria laccata* y *Suillus bovinus* fueron las especies con mayores concentraciones en este elemento. En general los efectos de los tratamientos sobre este elemento son muy leves. Tan solo se podría destacar los ligeros aumentos en varias especies después de la tercera aplicación. Estos aumentos fueron algo más importantes en *Mycena pura*.

## Pino-1



**Figura 4.155.** Plomo en sombrero de los carpóforos de las parcelas sobre migmatitas (Pino-1). (Control = control, Cenizas = aporte de 10 Mg de ceniza ha<sup>-1</sup> en febrero de 2003, 2004 y 2005 y Cenizas+P = aporte de 10 Mg ceniza + 0,1 Mg de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>).

## Resumen de los resultados obtenidos en el estudio de los macromicetos

Como resultado del estudio de los macromicetos se observa que Amanitaceae, Boletaceae, Tricholomataceae, Cortinariaceae, Strofariaceae y Russulaceae fueron las principales familias presentes en las distintas parcelas de ensayo.

Los datos obtenidos no parecen indicar alteraciones en la abundancia de especies atribuibles a la aplicación de cenizas. Se aprecia una mayor producción en las parcelas con aplicación múltiple, donde se puede ver cómo las especies más abundantes fueron las boletáceas seguidas de las rusuláceas y tricolomatáceas.

Por otra parte, los factores de la bioacumulación mostraron que todas las especies de setas analizadas acumulan Zn, el Cu y el Cd, con las concentraciones más altas observadas en *Xerocomus badius* y *Amanita muscaria*. El uso de cenizas dio lugar a incrementos de los niveles de Mn en la mayor parte de las setas (*Micena pura*, *Laccaria laccata* y *Tricholoma pessuxdatum*), y a una disminución de la concentración del Zn, Cu y Cd sobre todo en especies como *Xerocomus badius*. Por último, los niveles de Ni, Cr y Pb apenas presentaron diferencias entre tratamientos.

4. Resultados

## SÍNTESIS DE LOS RESULTADOS

Este trabajo consistió en la elaboración de un protocolo de gestión ambiental de cenizas de biomasa sobre plantaciones forestales de *Pinus radiata*. Los aportes de cenizas se realizaron sobre 6 montes de *Pinus radiata* con una superficie total de 100 ha pertenecientes al grupo FINSA. Las plantaciones tenían edades comprendidas entre los 5 y los 30 años y se encontraban sobre 3 materiales geológicos distintos (tres montes de arcillitas, dos de migmatitas y uno de serpentinitas). Las pendientes del terreno siempre fueron inferiores al 10 % para evitar arrastres por escorrentía, con buena accesibilidad y lejanos a cursos de agua.

Siguiendo dos líneas de ensayo, por una parte se seleccionaron 4 montes en los que sólo se aplicó ceniza en febrero de 2003, y por otra parte, en otros dos, se realizó de manera experimental un aporte repetido en 2003, 2004 y 2005. En estas mismas parcelas se comprobó si un aporte adicional de P contribuye a mejorar el nivel de este nutriente en las plantaciones.

Las cenizas empleadas en este trabajo proceden, fundamentalmente, de la combustión, en calderas de parrilla con fondo móvil, de corteza de pino y eucalipto de las factorías de Finsa-Santiago, Fibranor-Rábade y Orember-Ourense del grupo Finsa. Se caracterizan por presentar consistencia física, estabilidad biológica, elevadas concentraciones de nutrientes (K, Ca, Mg y P) y bajas de metales pesados, si bien la elevada humedad y cierta cantidad de elementos gruesos en forma de material inquemado dificulta su aplicación.

La cantidad máxima que se podría aplicar en el terreno según la composición química de las mismas y la legislación vigente serían 36 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>. La dosis aplicada en este ensayo fue de 4,5 Mg M.S. ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> en los montes con una aplicación y 13,5 Mg M.S. ha<sup>-1</sup> en los montes con tres aplicaciones, con lo que se aportan las cantidades de P, K, Ca y Mg comparables a las extracciones que se realizan por el aprovechamiento de esta especie. En 2003, la cantidad total de ceniza húmeda aplicada fue de 1000 Mg.

Para su aplicación en el campo se probaron diferentes equipos: remolque esparcidor de estiércol, remolque esparcidor de 2 ejes y cuatro platos y abonadora centrífuga de doble disco. Se llegó a la conclusión, después de varios ensayos, de que la solución más razonable sería el empleo de la abonadora centrífuga de dos discos arrastrada por tractor de doble tracción de 70 CV, con criba de 3 cm de luz sobre la tolva y regulación del caudal manual. El rendimiento medio de la fertilización fue de 5,0 Mg h<sup>-1</sup>.

Tras este proceso, los principales resultados del seguimiento ambiental fueron los siguientes:

- En el suelo se produjeron ligeros incrementos de pH y de la disponibilidad de algunos nutrientes como el Ca, Mg, K, P y S. Estos aumentos fueron más notables en las parcelas en las que se realizaron aportes sucesivos de cenizas. No se detectaron pérdidas por lixiviación, incluso en las parcelas donde se aplicaron las mayores cantidades de cenizas. Por otra parte, también aumentó la actividad microbiana y se redujeron las concentraciones de amonio y nitrato, como consecuencia de la inmovilización de N. En cuanto a los metales pesados, no observaron cambios en la disolución del suelo, la disponibilidad de algunos de ellos como el Mn y el Zn, sólo se incrementó ligeramente en las parcelas con 3 aplicaciones. Para el resto de metales no se observaron diferencias.

## 5. Discusión

- En las acículas de la vegetación arbórea, los cambios más importantes fueron los ligeros aumentos de Ca, K, Mg, P y Zn tras la aplicación repetida de cenizas. En el resto de los elementos apenas se observaron cambios.
- En el crecimiento de la masa forestal se observó cómo la aplicación de una dosis de cenizas tendió a incrementar el crecimiento de algunas plantaciones jóvenes Parga-2 y Pino-2. Y, por otra parte la fertilización sucesiva, durante los tres años que duró el ensayo, dio lugar a mayores crecimientos en las masas sobre arcillitas Parga-1.
- En el sotobosque, la aplicación de cenizas, incrementó el número de especies en los dos grupos de parcelas (con mayores diferencias después de la segunda dosis) y disminuyó la producción total al incrementarse el número de especies herbáceas (de menor peso) en detrimento de las leñosas (de mayor peso). Los análisis químicos del sotobosque mostraron incrementos de las concentraciones Ca, K, Mg y P, especialmente con la aplicación sucesiva de cenizas. Esto sugiere que este compartimento del sistema compite actualmente por los nutrientes. Sin embargo, evita pérdidas de nutrientes en el sistema.
- En los macromicetos la aplicación de cenizas no dio lugar a cambios en la abundancia de especies pero sí en la producción total, aumentando la producción de boletáceas, tricolomatáceas y amanitáceas. Por otra parte, la concentración de macroelementos no varió para los distintos tratamientos, sin embargo los niveles de elementos como el Ni, Cu y Pb fueron mayores sobre todo a partir de la segunda aplicación en todas las especies. Además, hubo algunas especies que mostraron especial sensibilidad a los aportes de cenizas, como *Mycena pura*.

### 5.1. CARACTERÍSTICAS DE LAS CENIZAS DE BIOMASA

A pesar de que las cenizas utilizadas proceden de tres factorías diferentes, su composición química es similar. Los distintos trabajos consultados en la bibliografía nos indican que la composición química de las cenizas de biomasa varían en función del tipo de horno, especie arbórea, fracción arbórea y tipo de material (corteza, polvo de lijado, recortes...) (p.e., Vance, 1996; Blander, 1997; Obernberger *et al.*, 1997; Larson y Westling 1998). La escasa variabilidad de las mismas se debe posiblemente las tres factorías utilizan el mismo tipo de horno y material combustible.

Las cenizas empleadas se caracterizan por tener un pH elevado, entre 8,9-13,5. Estos valores son consecuencia del importante contenido en compuestos alcalinos, como hidróxidos y carbonatos de K, Ca y Mg (Olanders y Steenari, 1995; Steenari y Lindquist, 1997). Por otro lado, en comparación con lodos de depuradora, las cenizas de biomasa a penas presentan N (se pierde durante la combustión) y contienen menores cantidades de Ca y Mg y mayores de P y K.

Sin embargo, las cenizas que se han empleado proceden de hornos con parrillas de fondo móvil (*bottom ash* y *fly ash*), con un menor grado de combustión y una menor cantidad de cenizas volantes muy inferior a las calderas de lecho fluidizado. Por ese motivo, los análisis muestran menores concentraciones de N, P, K, Mg y S que los obtenidos por otros autores (Ohno y Erich, 1992; Korpilahti *et al.*, 1998; Demeyer *et al.*, 2001; Miller *et al.*, 2002; Solla-Gullón *et al.*, 2006).

Como característico de este material, las concentraciones de metales pesados fueron considerablemente bajas en comparación con otros residuos empleados en agricultura, lodos de depuradoras de aguas, cenizas de carbón (Arvidsson *et al.*, 2002; Hytönen, 2003). No obstante, las

concentraciones de estos elementos pueden variar en los diferentes suelos (en función de material de partida o de la acidez), grado de contaminación o fertilización. Además, y lo que es más importante, hay que considerar que en ocasiones se introduce en la caldera de combustión madera reciclada y otros productos externos, que incrementan la concentración de algunos elementos traza (Moilanen *et al.*, 2006).

## **5.2. PROCESO DE MECANIZACIÓN DE LA APLICACIÓN DE CENIZAS**

### **5.2.1. SELECCIÓN DE LOS EQUIPOS DE APLICACIÓN**

En Galicia la fertilización mecanizada sobre terrenos forestales no es una práctica habitual, y cuando se realiza, se emplea maquinaria agrícola. Para la aplicación de cenizas, se probaron diferentes equipos de distribución de enmiendas y fertilizantes sobre terrenos agrícolas: remolque esparcidor de estiércol, remolque esparcidor de dos ejes y abonadora centrífuga. En ellos se caracterizó la distribución del producto aplicado y se realizaron ajustes para la dosis y distancia deseadas.

La selección del equipo que luego se emplearía en las aplicaciones de campo se realizó en función del ensayo de distribución transversal. Los resultados de este ensayo mostraron que la abonadora centrífuga de dos discos presentaba un coeficiente de variación inferior al resto de los equipos. Comparando estos resultados con los realizados por Wilhoit y Ling (1996), observamos que, para una correcta aplicación, la ceniza de biomasa presentó una serie de inconvenientes, como la presencia de partículas de gran tamaño y el elevado porcentaje de humedad, que dificulta el esparcido y reduce el rendimiento. Las condiciones del medio forestal (presencia de tocones, restos de corta, irregularidad del terreno) dificultan la aplicación de cenizas con este tipo de maquinaria. Así por ejemplo, este mismo autor comparó la distribución de las cenizas de lecho con las cenizas volantes obteniendo, para éstas últimas coeficientes de variación menores.

En otros países, donde es frecuente la fertilización con cenizas de biomasa se utilizan equipos con mayor autonomía (hasta 10 m<sup>3</sup>, frente al máximos de 5 m<sup>3</sup> empleado en este estudio) y más adaptados a las condiciones forestales. Por ejemplo, en Canadá utilizan un modelo basado en trailer con un diseño similar al de la abonadora centrífuga de 2 discos pero de mayor capacidad y arrastrada por skider (Araki, 1993). En los Países Escandinavos, donde la práctica de encalado también es habitual, la aplicación puede realizarse por tractores forestales como los autocargadores adaptados para cargar cenizas, con tractores agrícolas o helicópteros. La opción de los helicópteros se contempla cuando las condiciones del suelo (como por ejemplo pendientes elevadas o encharcamiento del terreno) o de la espesura de la masa imposibiliten el empleo de maquinaria terrestre (Ström, 1994; Vesterinen, 2003; Emilsson, 2006).

Los resultados de este trabajo muestran que la eficacia de la aplicación de cenizas de biomasa en terrenos forestales está en función de la adaptación de la maquinaria a las condiciones del terreno y a la homogeneidad del producto aplicado.

### 5.2.2. ADECUACIÓN DEL EQUIPO DE APLICACIÓN

En este apartado se comentan los principales problemas que se encontraron al emplear este tipo de maquinaria más adaptada a terrenos agrícolas. Se proponen algunas mejoras:

- Se trata de equipos poco robustos para trabajar con un material pesado, abrasivo, húmedo y heterogéneo, como son las cenizas de biomasa. Puesto que las cenizas empleadas presentaron elevados porcentajes de humedad se forman oquedades en el interior de la tolva. Para evitarlo sería necesario colocar sistemas que remuevan también el producto como por ejemplo, paletas o taladros divididos en segmentos (una marca que comercializa esta tecnología es Gehl Company). Por otra parte, para evitar la entrada de los elementos gruesos que contienen, es deseable instalar sobre la tolva una criba con movimiento vibratorio que permita segregarlos.

- La distribución de las cenizas se realizó por medio de dos discos con paletas, pues de los medios disponibles fueron las más eficaces, otros sistemas como las paletas dentadas de eje horizontal, sinfines verticales o tubos oscilantes que se utilizan para la aplicación de enmiendas y fertilizantes no pueden ser utilizadas debido a las características del material a esparcir. Aunque este sistema es apropiado para plantaciones en donde la abonadora puede circular fácilmente por las calles (Nogales y Matía-Amo 1998), los platos para las operaciones forestales deberían de estar sensiblemente más elevados sobre el nivel del suelo para evitar los daños por colisión con matorral, tocones y restos de corta (Wilhoit y Ling, 1996; Kallio y Leinonen, 2005).

- Para masas forestales muy densas, con tocones, fustes de árboles, piedras o para taludes, sería más aconsejable el empleo de abonadoras neumáticas, donde el fertilizante es propulsado por medio de una corriente de aire producida por un ventilador sistema AeroSpread (Resource conservation Services, in Maine. Hussey and Company). Una solución intermedia sería el empleo de los autocargadores de gran capacidad de tracción, adaptados para transitar por masas forestales, en los que la articulación central permite que las cuatro ruedas circulen por el mismo sitio en los giros. Esto mejoraría el trabajo con respecto al conjunto tractor-abonadora, donde la tracción la ejerce únicamente el tractor, circulando la abonadora semisuspendida como un remolque y siendo por lo tanto menos maniobrable (Väätäinen *et al.*; 2000; Santalla-Seoane, 2005).

- Otro aspecto a considerar es la protección de la tolva y bajos del tractor, que se pueden dañar por el impacto con ramas, maleza, fustes de los árboles o piedras. Sería necesario que las máquinas empleadas estén bien protegidas: bajos con chapas de acero a modo de patín, partes delicadas del motor cabina, en definitiva todo elemento susceptible de ser dañado.

- En esta experiencia el equipo estaba formado por pala cargadora y tractor-abonadora, fue el mismo empleado en otras fases del proyecto de investigación (Santalla-Seoane, 2005). Sin embargo Wilhoit y Ling (1996) y Väätäinen *et al.* (2000) emplearon una máquina que realizaba todas las operaciones (carga, desplazamiento y distribución) como un autocargador, al que se le adaptó en el semichasis trasero un depósito a modo de tolva. La grapa fue sustituida por una grapa de doble cuchara opuesta, utilizada para la carga de áridos, cereales y otros materiales. Pero, este sistema puede restar estabilidad a la abonadora y no ser demasiado rentable para distancias cortas de carga Wilhoit y Ling (1996). Este tipo de son comúnmente utilizadas con éxito en los Países Escandinavos aunque aplicando dosis de cenizas inferiores y aplicando cenizas que pretratadas en muchos casos (Emilsson, 2006).

- Otros aspectos como la capacidad de la tolva, el tipo de ruedas de la abonadora... podrían ser mejorados mejorando así la rentabilidad del proceso de distribución.

### 5.2.3. TRANSPORTE DE LA MAQUINARIA Y LAS CENIZAS

El transporte de la maquinaria al monte se realizó por medio de camiones góndola y las cenizas con camiones bañera. En el terreno forestal estas operaciones pueden en ocasiones suponer un inconveniente debido a la imposibilidad de acceso de los camiones a una zona próxima. La planificación de la plantación debería contemplar la accesibilidad para estos equipos por medio de una buena red de pistas (Korpilahti *et al.*, 1998). En ocasiones, se puede llegar a utilizar helicópteros, debido a que la aplicación con este tipo de vehículo es más flexible (Hansson, 1998, Emilsson, 2006).

### 5.2.4. RENDIMIENTOS

Los rendimientos (Mg de cenizas por tiempo) de aplicación de ceniza en este ensayo fueron ligeramente superiores a los obtenidos por Santalla-Seoane (2005), realizados también en el marco de este proyecto de investigación. Estas diferencias se explican por las distintas condiciones de las plantaciones, distancias entre áreas de aplicación y las pilas de cenizas que fueron diferentes en cada caso, velocidad de carga de la pala, existencia o no de criba en la parte superior...

Realmente existen pocos trabajos publicados que traten con profundidad los aspectos relativos al rendimiento derivado de la aplicación mecanizada de la ceniza en el terreno forestal. A pesar de ello, en los Países Escandinavos, se realizaron algunas experiencias que podrían ser comparables a las realizadas en Galicia, de tal manera que utilizando un tractor agrícola de capacidad 2-3 Mg, anchura de esparcido 18-20 m, el rendimiento obtenido fue de 2,5-5,0 Mg ha<sup>-1</sup> (Vesterinen, 2003; Emilsson, 2006).

Si bien los rendimientos obtenidos por Wilhoit y Ling (1996) para una anchura de trabajo de 10 m, velocidad de avance del fondo móvil 4 km h<sup>-1</sup> y una dosis de 10 Mg ha<sup>-1</sup> (porcentaje de humedad en base húmeda del 20%), fueron de 12,3 Mg ha<sup>-1</sup>. Teniendo en cuenta que la distribución de tiempos fue muy similar, 33% del tiempo trabajado empleado en el esparcido propiamente dicho y un 67% del tiempo empleado en las labores de carga y desplazamiento. Estas diferencias de tiempo se deben al empleo de autocargador con grapa, más adaptado para transitar por terrenos de monte y más protegido con lo que se reducen las averías. Con el empleo de helicópteros se podría llegar a aplicar 100 Mg día<sup>-1</sup>.

### 5.2.5. COSTES

Teniendo en cuenta el transporte de cenizas, del desplazamiento de la maquinaria y la aplicación de las cenizas, los costes totales estimados de aplicación en este estudio variaron entre 19,8 y 21,2 € Mg<sup>-1</sup> de cenizas, siendo el promedio de aproximadamente 20,5 € Mg<sup>-1</sup> (costes referidos a

## 5. Discusión

2006). Estos costes totales fueron similares a los obtenidos por Santalla-Seoane (2005) en plantaciones aclaradas de *Pinus radiata* en Galicia.

Si los comparamos con los obtenidos en los Países Escandinavos que fueron de 8-22 € Mg<sup>-1</sup>, a lo que hay que añadirle un plus de transporte de la maquinaria al terreno de 5-11 € Mg<sup>-1</sup> (para distancias inferiores a 60 km), tenemos que también fueron similares (Vesterinen, 2003 y Emilsson, 2006).

Sin embargo, los costes obtenidos en Canadá por Wilhoit y Ling (1996) en la distribución fueron de 2,01 € Mg<sup>-1</sup> del año 1995 para las condiciones anteriormente descritas, indicando que si se incrementa el tiempo real de esparcido hasta un 67% del total del tiempo empleado, los costes descenderían hasta los 1,00 € Mg<sup>-1</sup>. Como anécdota si la aplicación de las cenizas se realizase con helicóptero el coste de esparcido alcanzaría los 55,6 € Mg<sup>-1</sup> (Vesterinen, 2003).

El transporte constituye uno de los costes más elevados tanto en la fase de aprovechamiento como en la aplicación de cenizas de biomasa. La distancia entre el punto de almacenamiento de las cenizas y el lugar de aplicación es uno de los factores que encarecen el coste de aplicación (Emilsson, 2006).

Todos estos aspectos hacen que sea necesario considerar, los requerimientos del equipo de distribución para poder aplicar el producto, incluido el estudio de la zona forestal en donde se aplicará y las propias características del residuo. Son importantes aspectos del diseño del esparcidor como el transportista (tractor), la capacidad y configuración de la tolva, el tipo de mecanismo de distribución y distancia de proyección del producto, y el capital y coste de la operación (Wilhoit *et al.*, 1994).

### 5.3. EFECTO DE LOS TRATAMIENTOS SOBRE LOS NUTRIENTES EN EL SUELO Y LA VEGETACIÓN

La mayor parte de las plantaciones jóvenes de *Pinus radiata* Galicia presentan deficiencias de P y Mg y muchas también de Ca (Zas y Serrada, 2002; Sánchez-Rodríguez *et al.*, 2002). Esto se debe a las bajas reservas de P, K y Mg disponibles en los suelos forestales de Galicia en relación a las cantidades acumuladas en la biomasa arbórea (Merino *et al.*, 2005). Las bajas reservas de estos elementos en el suelo se atribuyen a un fuerte lavado al que están sometidos, así como la baja alterabilidad de los materiales geológicos de partida (Macías y Chesworth, 1992; Dambrine *et al.*, 2000). Esta baja estabilidad nutricional pone de manifiesto que las plantaciones intensivas son dependientes aportes de elementos, bien a través de una adecuada gestión de restos de corta y/o fertilización.

En este apartado se discuten los principales efectos de la aplicación de cenizas sobre la disponibilidad de elementos en el suelo y su repercusión en la vegetación.

#### 5.3.1. LA ACIDEZ DEL SUELO

Los suelos estudiados son ácidos, como corresponde a la mayoría de los suelos forestales de Galicia, debido sobre todo a la baja alterabilidad de los minerales de partida y a la fuerte lixiviación de cationes básicos. Por otra parte, hay que considerar que el propio crecimiento vegetal también

constituye una importante generación de acidez a los suelos. Esta marcada acidez supone una gran limitación para el crecimiento de las especies forestales, pues reduce la disponibilidad nutrientes esenciales como el P (Sánchez-Rodríguez *et al.*, 2002; Merino *et al.*, 2005).

Los suelos sobre serpentinitas fueron las que mayores pH presentaron debido a la presencia de elevadas concentraciones de cationes básicos en el suelo, como el  $Mg^{2+}$ . Los suelos con un menor pH fueron los desarrollados sobre migmatitas que presentan una marcada acidez y muy arenosos.

Las aplicaciones en cantidades moderadas de ceniza de este ensayo, incrementaron ligeramente, y de forma temporal, el pH de la fracción sólida del suelo en algunas parcelas. Estos aumentos, sin embargo, fueron inferiores a los registrados por otros autores que aportan cenizas volantes (Ohno y Erich, 1990; Saarsalmi *et al.*, 2001; Ludwing *et al.*, 2002; Hytönen, 2003, Solla-Gullón *et al.*, 2004). A pesar de que el suelo sobre migmatitas tiene menor CIC, lo que sugiere un menor poder de amortiguación, los aumentos de pH fueron menores. Por otra parte, en el pinar adulto de Frades apenas se observaron diferencias entre tratamientos, esto puede ser debido a la mayor cantidad de mantillo (en torno a  $40 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) en la superficie del suelo que hace que se retrase la incorporación de las cenizas a los horizontes minerales.

Los incrementos de pH del suelo posiblemente no fueron suficientes para modificar sustancialmente las especies vegetales del sotobosque, pero posiblemente afectaron de alguna manera a diferentes procesos químicos y biológicos influenciados por la acidez. De este modo la concentración de Al en disolución disminuyó, mientras que mejoró la actividad biológica, lo que pudo modificar la dinámica del N. Igualmente, la mayor disponibilidad de P en el suelo podría deberse parcialmente a la menor acidez.

### 5.3.2. MINERALIZACIÓN DE CARBONO Y NITRÓGENO

#### Biomasa microbiana y respiración basal

La biomasa microbiana es la fracción más activa de la materia orgánica (Jenkinson y Landd, 1981), contiene de 1-3% del carbono total y hasta un 5% del nitrógeno total del suelo. No es una entidad estática, y su temporalidad es muy importante puesto que determina la disponibilidad de los nutrientes lábiles inmovilizados por la materia orgánica (Smith y Paul, 1990; Robertson *et al.*, 1993; Díaz-Raviña *et al.*; 1995; Behera y Sahani, 2003).

La actividad microbiana puede dar una indicación temprana de los cambios ambientales que se producen en el suelo (Powlson *et al.*, 1987). Y, por lo tanto, puede ser utilizada como indicador ecológico de las posibles perturbaciones del mismo (Hart *et al.*, 1989; Smith y Paul, 1990; Bentham *et al.*, 1992; Sparling, 1997). El tipo de suelo y sus propiedades físicas y biológicas inherentes (Dick, 1997), así como la presencia de cubierta vegetal, tienen influencia sobre el número y tipo de poblaciones microbianas del suelo (Luna-Guido *et al.*, 2002).

Los niveles de biomasa microbiana presentes en este estudio fueron comparables a los encontrados para otros suelos forestales del Noroeste de España (Díaz-Raviña 1993; Pérez-Batallón *et al.*, 2001 y Merino *et al.*, 2004), si bien fueron inferiores a los observados por Leirós *et al.* (2000) en suelos bajo vegetación natural.

## 5. Discusión

Varios estudios han mostrado que la respiración basal y la biomasa microbiana están estrechamente relacionadas con la disponibilidad de nutrientes y de la materia orgánica (Joergensen *et al.*, 1995; Raubuch y Beese, 1998).

Los valores de respiración del suelo registrados en este trabajo fueron similares a los obtenidos en otros sistemas forestales (Brumme, 1995; Jensen *et al.*, 1996; Wardle, 1998; Larionova *et al.*, 1998), aunque inferiores a los observados en plantaciones forestales de *Pinus radiata* del Norte de España (Merino *et al.*, 2004) o a los registrados en masas de bosque naturales de Galicia (Leirós *et al.*, 1999). La tasa de mineralización de la materia orgánica del suelo depende de su propia naturaleza y abundancia, así como de factores climáticos, como la temperatura y la humedad, los cuales condicionan la actividad microbiana (Leirós *et al.*, 1999). Esta actividad microbiana puede actuar, tanto fuente de nutrientes o como sumidero, compitiendo con los vegetales (Bonde *et al.*, 1988; Jenkinson y Ladd, 1981; Marumoto *et al.*, 1982).

La aplicación de ceniza influyó directamente sobre la actividad microbiana (Bååth y Arnebrant, 1994). La mayor parte de los estudios sobre aportes de cenizas se han realizado sobre suelos orgánicos. Al igual que esos trabajos, (Bååth *et al.*, 1992; Bååth y Arnebrant, 1994; Fritze *et al.*; 2000; Perkiömäki y Fritze, 2002a, 2002b; Zimmermann y Frey, 2002; Mahamood *et al.*, 2003; Sollagullón *et al.*, 2006) tras el aporte de cenizas los niveles de C de la biomasa microbiana aumentaron. Esta respuesta se debió a un efecto directo, como consecuencia del C orgánico aportado (Kabata-Pendias y Pendias, 2001), así como a un efecto indirecto, consecuencia de los aumentos de pH y nutrientes disponibles en el suelo. Este incremento se mantuvo incluso dos años después de la aplicación de cenizas, lo que no coincide con lo observado en otros trabajos, donde la respuesta no pudo detectarse a partir de los 15 meses de tratamiento (Gering *et al.*, 2000). Por otra parte, dado el bajo contenido de metales pesados, no se esperaba descenso de la actividad debido a su efecto tóxico, lo que, sin embargo, se ha descrito para otro tipo de residuos como los lodos (Chander y Brookes, 1991).

La mayor biomasa microbiana, derivó en ligeros aumentos de la respiración basal del suelo sobre migmatitas. Los incrementos de C y de la actividad microbiana podrían ser atribuidos principalmente a incrementos en los valores de pH y en los nutrientes aportados por las cenizas. Es común que las bacterias muestren elevadas tasas de actividad con incrementos de pH (Killham, 1994). El incremento de la actividad microbiana puede estar relacionado con la proliferación de especies ya presentes en el suelo que estaban relativamente inactivas antes de la aplicación de cenizas. En este sentido, Bååth y Arnebrant (1994) observaron que el cultivo de bacterias fue mayor en las parcelas tratadas con cenizas que en las no tratadas con otro tipo de residuos, como el compost, sin embargo, también se ha encontrado el efecto contrario (Borke *et al.*, 2002).

Otros aumentos de la respiración del suelo también se observaron cuando los incrementos de pH eran debidos a otras sustancias enalantes (Persson *et al.*, 1990), más este efecto sólo fue duradero en suelos forestales ricos en N (baja relación C/N).

## Nitrógeno inorgánico y mineralización de nitrógeno

Las mayores concentraciones de  $\text{NH}_4^+$  frente a  $\text{NO}_3^-$  del suelo son características de los suelos forestales y de su elevada acidez, que inhibe la actividad de los organismos nitrificadores (Chao *et al.*, 1993). En la disolución del suelo, sin embargo, la concentración del ión amonio es muy baja ya que la mayor parte se encuentra adsorbido por los coloides, mientras que el ión nitrato, por presentar carga negativa se encuentra más libre y puede ser lixiviado.

Las mayores concentraciones de  $\text{NH}_4^+$  en la disolución del suelo observadas en el presente estudio, durante los meses de otoño e invierno, pudieron ser debidas al descenso de la demanda por parte de las plantas, como consecuencia del bajo crecimiento en esta época (Bará-Temes, 1998). Por otra parte el contenido de  $\text{NO}_3^-$  disminuyó en la mayor parte de las parcelas durante los meses más húmedos (de febrero a marzo y de septiembre a noviembre), coincidiendo con el mayor desarrollo de la vegetación capaz de asimilarlo y a la mayor pérdida de  $\text{NO}_3^-$  por lixiviación.

Las cenizas de biomasa se caracterizan por presentar concentraciones muy bajas de nitrógeno total ( $2,45 \text{ mg g}^{-1}$ ) y elevadas relaciones C/N (166). Teniendo en cuenta que las cantidades de cenizas aportadas fueron muy bajas, a penas se observaron cambios de N inorgánico en las parcelas con una aplicación (Fritze *et al.*, 1995; Saarsalmi *et al.*, 2001; Arvidsson y Lundkvist, 2002; Solla-Gullón, 2004). En las parcelas tipo II, la concentración de amonio en el extracto de saturación tendió a disminuir, sobre todo a partir de la segunda aplicación, coincidiendo con los trabajos de fertilización con ceniza de Fernández (2001) y Genenger *et al.* (2003), este aspecto sugiere que el catión se retiene en las cargas negativas del suelo, lo cual puede ser beneficioso en vistas a prevenir una posible contaminación de acuíferos (Greenwood, 1990). Sin embargo otros autores (Ludwig *et al.*, 2002) observaron incremento de la concentración de este ión en la solución del suelo tras la aplicación de  $7 \text{ Mg}$  de ceniza  $\text{ha}^{-1}$ .

Los valores de C/N en el suelo pueden ser orientativos de la tasa de descomposición de la materia orgánica y de la mineralización de N. De este modo, una baja relación C/N ( $<15$ ) indicaría una mineralización adecuada, mientras que valores superiores reflejarían una menor capacidad de producción de N mineral.

Los suelos de este estudio presentan elevadas contenidos de materia orgánica y relaciones C/N, normalmente inferiores a 20, lo que es característico de los suelos forestales de Galicia (Bará-Temes, 1998; Prietzel *et al.*, 2004). La aplicación de cenizas de biomasa no alteró la relación C/N, lo que coincide con lo observado por Saarsalmi *et al.* (2001), en suelos con bajas tasa de mineralización (C/N entre 20-40).

El porcentaje de nitrógeno que es potencialmente mineralizable representa, por término medio, el 40% del nitrógeno total del suelo (Waring y Schlesinger, 1985). Sin bien los cambios estacionales de los microorganismos del suelo pueden afectar a la disponibilidad de N, como consecuencia de las pérdidas por lixiviado y desnitrificación (Estavillo *et al.*, 1997). En adición, las prácticas selvícolas mediante las que se aportan residuos orgánicos al suelo (cortas, preparación del terreno, desbroces) también afectan a estos procesos.

Las incubaciones de laboratorio revelaron pocos cambios atribuibles a los tratamientos, quizá un ligero descenso de la mineralización después del aporte de cenizas. La mayor respiración también parece indicar una mayor inmovilización de N (Haynes, 1986), posiblemente como consecuencia del aporte C orgánico por las cenizas. De hecho, algunos autores (Ludwig *et al.*, 2002) han encontrado

## 5. Discusión

aumentos del contenido C orgánico del suelo después de la aplicación de cenizas. Estos resultados coinciden con los de Fritze *et al.* (1995) y de Solla-Gullón *et al.*, (2006). Sin embargo, otros estudios en turberas, por el contrario, han registrado aumentos de la tasa de mineralización después del aporte de cenizas (Weber *et al.*, 1985). Otros trabajos, no observaron alteraciones en la tasa de mineralización Nilsson y Eriksson (1997).

### Nitrógeno en vegetación

Ninguna de las masas estudiadas fue deficiente en N. Este elemento se presentó en concentraciones superiores a 15 mg g<sup>-1</sup>, valor establecido por Will (1985) como óptimo para plantaciones de *Pinus radiata*. Estos datos coinciden, en líneas generales, con los valores medios observados en plantaciones jóvenes (16,9 mg g<sup>-1</sup>, Zas y Serrada, 2002) y adultas (16,1 mg g<sup>-1</sup>, Sánchez-Rodríguez *et al.*, 2002) de Galicia. Es importante resaltar el efecto estacional de este elemento, de tal manera que, las concentraciones máximas se observan en primavera verano, lo que viene a coincidir con las mayores disponibilidades de N en el suelo (Zas, 2003).

En el norte peninsular, los contenidos de N en el suelo (1749 y 471 kg ha<sup>-1</sup> en los horizontes minerales y orgánicos respectivamente) suelo son muy superiores a la cantidad de este elemento acumulada en la biomasa (380 kg ha<sup>-1</sup>, 50,5 % en ramas y hojas; Ouro *et al.*, 2001, Merino *et al.*, 2005). Además, la tasa de mineralización de N es suficiente elevada para restituir la extracción de este elemento lo largo de la rotación (González-Prieto y Villar, 2003; Pérez-Batallón *et al.*, 2001; Omil *et al.* 2006), de las plantaciones de *Pinus radiata* (30-55 kg de N año<sup>-1</sup>). Todo hace que las deficiencias por N sean poco frecuentes (Sánchez-Rodríguez *et al.* 2002).

Por otra parte, los análisis del sotobosque mostraron concentraciones de N bajas (Maylard y Wilkinson, 1996), debido sobre todo a la presencia de especies leñosas en las muestras (Gómez-Liste, 2002).

Con el aporte de las cenizas de biomasa la concentración foliar de N en la vegetación arbórea tendió a disminuir, aunque en el sotobosque no se observa una tendencia clara. Esto coincide con los resultados obtenidos por Ludwig *et al.* (2002), Hytönen (2003) y Genenger *et al.* (2003). Este efecto era relativamente esperable dado el bajo contenido de N de las cenizas y la tendencia a inmovilizarse en el suelo. Sin embargo, en algunas turberas se han descrito aumentos de N, atribuibles a una mayor mineralización, en respuesta al aumento de pH y disponibilidad de nutrientes (Weber *et al.*, 1985). En ensayo previo con cenizas volantes y mayor dosis, Solla-Gullón *et al.* (2006) también observaron incrementos del N foliar en plantaciones de *Pseudotsuga menziessii* en Galicia.

La concentración de N en el sotobosque, sin embargo, no experimentó ninguna tendencia. Esto pone de manifiesto la mayor efectividad del sotobosque para absorber el N, puesto que a diferencia de otros autores (Moilanen *et al.*, 2002), al incrementar la dosis de ceniza la concentración de este elemento no disminuye.

#### 5.3.4. NUTRIENTES EXTRAÍBLES DEL SUELO Y ELEMENTOS FOLIARES

El material original resulta un factor decisivo en la formación de suelos gallegos, influyendo marcadamente en las propiedades de los mismos (Guitián-Ojea y Carballas-Fernández, 1976; Macías y

Calvo de Anta, 2001). En este sentido, para la elaboración de este estudio se han seleccionado localidades con distintos materiales geológicos (arcillitas, migmatitas y serpentinitas) y con texturas más o menos gruesas.

Otro aspecto a tener en cuenta es la profundidad del terreno, pues junto con la disponibilidad de nutrientes son los factores dominantes que influyen en la nutrición y el crecimiento de las plantaciones de *Pinus radiata* del noroeste de España (Sánchez-Rodríguez *et al.*, 2002). El menor crecimiento se produce en suelos poco profundos, por lo que se aconseja que estas especies puedan ser plantadas en suelos profundos (> 60 cm).

Las reservas de P, K y Mg disponibles en los suelos son inferiores a las cantidades acumuladas en la biomasa arbórea a lo largo de la rotación, esto se debe al suministro limitado de estos elementos por parte del suelo (Merino *et al.*, 2005). Así se pone de manifiesto la debilidad nutricional de estos suelos y la dependencia de los aportes de elementos a través de la descomposición de los residuos orgánicos.

La disponibilidad de macronutrientes y elementos traza depende de la solubilidad de los elementos nutritivos y del grado de humedad de la zona de enraizamiento, ya que el aporte constante de agua permitiría una actividad ininterrumpida de los hongos simbióticos, organismos rizosféricos, responsables en parte de la extracción y toma de nutrientes por los árboles (Gil-Sotres *et al.*, 1977).

Las relaciones entre las características edáficas y la nutrición y desarrollo de las plantaciones no siempre son evidentes (Zas, 2003), de hecho en algunas parcelas del ensayo como localizadas sobre migmatitas y serpentinitas apenas existen correlaciones significativas entre los niveles edáficos y foliares indicando una falta de ajuste entre la analítica edáfica y la disponibilidad real de cada nutriente o a la existencia de otros factores edáficos, ambientales o fisiológicos que influyen en la asimilación de los nutrientes del suelo (Ballard *et al.*, 1971; Merino y Edeso, 2000).

Sin embargo se observa como existe una tendencia en las parcelas de arbolado adulto a incrementarse la concentración de nitrógeno foliar al aumentar la disponibilidad de nutrientes lo que supone un mayor crecimiento del arbolado, esto pudo ser debido a la correlación que existe entre el N foliar y el P y pH del suelo (Romanyá y Vallejo, 2004). Por otra parte la disponibilidad de calcio y magnesio extraíble (sobre todo en las parcelas tratadas) parecen estar correlacionadas positivamente con Mg y el K foliar coincidiendo con los resultados obtenidos por otros autores, como Sánchez-Rodríguez *et al.* (2002)

Los valores obtenidos mediante los análisis foliares se encuentran relativizados por los factores ambientales y, en ese contexto, deben ser evaluados, por lo tanto, es necesario tener en cuenta la época de muestreo, la edad de las plantas y el tipo de roca sobre la que se encuentra la plantación.

### 5.3.5. FÓSFORO

La cantidad de P disponible en los suelos forestales de Galicia suele ser deficitaria, lo que limita el crecimiento de las masas de *Pinus radiata* (Sánchez-Rodríguez *et al.*, 2002, Solla-Gullón, 2004). En relación a esto, las concentraciones de P encontradas en las disoluciones y fracciones sólidas de los suelos estudiados fueron considerablemente bajas. Los valores de P asimilable, fueron similares a los encontrados por Bará-Temes y Toval-Hernández (1983), Sánchez-Rodríguez *et al.* (2002) y Solla-Gullón (2004). Pero, sin embargo fueron inferiores a los valores de referencia que

## 5. Discusión

aportan Timmer y Parton (1984). Se puede destacar la mayor concentración de P en el extracto de saturación en el pinar adulto de Frades, posiblemente en relación a la mayor cantidad de mantillo.

El fósforo en la planta es un elemento primario y constituye el 0,5-1,0 % de la materia seca expresada en  $P_2O_5$ . Las plantas absorben su mayor parte en forma de  $PO_4H_2^-$  y en menor medida  $PO_4H^-$ . Las plantaciones de pino en Galicia absorben aproximadamente  $2,35 \text{ kg ha}^{-1}$  año y retorna aproximadamente el 21% con la caída de las hojas, frutos y las ramas (Ouro *et al.*, 2001)

La concentración foliar de este elemento fue deficiente en la mayor parte de las parcelas pues presentan valores inferiores a  $1,2 \text{ mg g}^{-1}$ , límite de deficiencia establecido por Lambert (1984) y Will (1985). Pero fueron similares a los valores obtenidos por otros autores como Bonneau (1995) con concentraciones óptimas en los pinos de  $0,8 - 1,5 \text{ mg g}^{-1}$ , Zas y Serrada (2002) con valores medios para *Pinus radiata* de  $1,1 \text{ mg g}^{-1}$  y Sánchez-Rodríguez *et al.* (2002) con niveles medios de fósforo  $0,9 \text{ mg g}^{-1}$ . El marcado carácter estacional, que normalmente presenta el P, con un mínimo en primavera (Bonneau, 1995), no se observó en las parcelas del ensayo ya que se mostró más o menos constante a lo largo de todo el ensayo.

Por último, en el sotobosque los niveles de P en planta fueron muy bajos (Mayland y Wilkinson, 1996) en todas las parcelas, debido sobre todo a la baja disponibilidad del mismo en el suelo.

La cantidad de fósforo aportada en cada una de las aplicaciones de ceniza fue aproximadamente de  $10 \text{ kg ha}^{-1}$  ( $30 \text{ kg ha}^{-1}$  en las parcelas donde se aplicó tres dosis). La aplicación de fertilizante fosfórico semiatacado supuso un aporte adicional de  $45 \text{ kg de P ha}^{-1}$ . El aporte de P varió entre  $30$  y  $55 \text{ kg ha}^{-1}$ , comparable a las extracciones de este elemento aprovechamientos convencionales ( $40 \text{ kg ha}^{-1}$ ) o totales ( $60 \text{ kg ha}^{-1}$ , Merino *et al.* 2006).

La aplicación adicional de P se debió no solamente al bajo contenido de este elemento en las cenizas, sino también en su escasa solubilidad. En las cenizas, este elemento se encuentra formando parte de compuestos de moderada solubilidad (Erich y Ohno, 1992), lo que sugieren que las cenizas son menos eficaces que los fertilizantes fosfóricos solubles (Trisdale *et al.*, 1997). No se descarta, no obstante, que un efecto un efecto a medio y largo plazo.

A pesar de estos aportes, la concentración de este elemento en el extracto de saturación no aumentó, ni siquiera en las parcelas que recibieron sucesivas aplicaciones de ceniza y/o adición de roca fosfórica. Estos datos coinciden con los estudios de disolución de suelos con lisímetros (Tulonen *et al.*, 2002 y Ludwig *et al.*, 2002).

La disponibilidad de este elemento, en la fracción sólida, se incrementó pero muy ligeramente en las parcelas donde se aplicaron por una parte ceniza y roca fosfórica y, por otra, cantidades repetidas de ceniza. Respuestas similares se ha descrito en otros estudios (Erich y Ohno, 1991; Saarsalmi *et al.*, 2001; Moilanen *et al.*, 2002; Hytönen, 2003; Pathan *et al.*, 2003; Solla-Gullón, 2004).

Esta baja respuesta pudo ser debida a la baja disponibilidad de P en las cenizas, así como a las reacciones químicas y biológicas que experimenta este elemento en el suelo. En suelos ácidos los iones fosfato tienden a precipitar con el Fe y Al, formando compuestos insolubles y reduciendo las concentraciones de  $H_2PO_4^-$  y  $H_2PO_4^{2-}$  asimilables por las plantas (García-Rodeja y Gil-Sotres, 1997). También es posible que la disponibilidad de P se reduzca por la inmovilización microbiana, proceso que se favorece después de la aplicación de residuos orgánicos al suelo (Salas *et al.*, 2003).

Los valores foliares de este elemento tienden a aumentar coincidiendo con otros estudios de aplicación de cenizas en plantaciones de coníferas (Moilanen *et al.*, 2002; Ludwig *et al.*, 2002, Solla-

Gullón, 2006). Esta respuesta positiva que tuvo lugar a pesar de los ligeros incrementos en la fracción sólida, algunos investigadores (Mahmood *et al.*, 2003) han mostrado que fue debida a la asociación simbiótica de ciertos hongos (eztomicorrizas) que colonizan las cenizas con las raíces de los árboles. Estos hongos refuerzan la solubilidad del P contenido en las cenizas, favoreciendo la captación por parte del árbol. Sin embargo, otros autores no encuentran diferencias entre tratamientos tras la aplicación de cenizas (Hytönen, 2003).

Por otra parte, teniendo en cuenta la relación N:P como sistema de diagnóstico, se observó cómo la descompensación entre el N y el P, va disminuyendo alcanzando un equilibrio en la nutrición de estos dos elementos, pues no supera el rango considerado como normal para esta especie de 6-16, Raupach (1967). Estos valores son similares a los valores medios de 12,0 y 14,16 y para de *Pinus radiata* en Galicia encontrados por Solla-Gullón (2004) y Romanyá y Vallejo (2004), respectivamente, e inferiores a los 20,5 de Sánchez-Rodríguez *et al.* (2002).

Confirmando estos resultados, el análisis de vectores mostró cómo el mejor suministro de P, en los dos tipos de parcelas, dio lugar a ligeros incrementos del crecimiento del arbolado en la mayor parte de ellas.

A diferencia del arbolado, los aportes repetidos de ceniza, se tradujeron en incrementos notables de P en el sotobosque, lo que no coincide con los resultados de Solla-Gullón *et al.* (2001) y Moilanen *et al.* (2002). Esto pudo deberse probablemente a que el P fuese un elemento limitante del crecimiento de la vegetación acompañante (Huang *et al.*, 1992).

En resumen, el aporte de cenizas se tradujo en ligeros incrementos de P extraíble en el suelo. Debido al carácter limitante de este elemento en el crecimiento de la vegetación, estos pequeños incrementos derivaron en mayores concentraciones en el sotobosque y, como se comenta más adelante, ligeros crecimientos del arbolado.

### 5.3.6. POTASIO

La concentración de K extraíble en el suelo de las parcelas de seguimiento fue baja, lo que se corresponde con los rangos obtenidos por Bará-Temes y Toval-Hernández (1983), de 42 mg kg<sup>-1</sup>, y los de Sánchez-Rodríguez *et al.*, (2002), de 47 mg kg<sup>-1</sup>, para plantaciones de *Pinus radiata* en Galicia. Como corresponde a la mayor parte de los suelos ácidos, los datos se apartan de los considerados como óptimos para esta especie, cifrados entre 25 y 115 mg kg<sup>-1</sup> por Timmer y Parton (1984). Se puede destacar que los niveles de K extraíble presentan cierta estacionalidad, aumentando ligeramente en otoño y principio del invierno, posiblemente debido a la menor asimilación de la vegetación.

El pinar adulto de Frades fue el que mostró mayores niveles de K extraíble. Esto puede responder a la presencia de un mantillo bien desarrollado. Este componente acumula K de manera considerable (el contenido medio de K en los mantillos de plantaciones de Galicia es 56 kg ha<sup>-1</sup>, Merino *et al.*, 2005) y la descomposición del mismo supone una importante restitución de K al suelo, a pesar de que, es uno de los elementos que antes se pierden por lavado (Ouro *et al.*, 2001).

En la mayoría de las siete parcelas estudiadas los niveles de K en las acículas se encuentran rondando los límites de la marginalidad establecidos por Lambert (1984) y Will (1985), de 3,0-5,0 mg g<sup>-1</sup>. Las diferencias que se observan entre las parcelas, en ocasiones considerables, se debe a la importante influencia que ejerce el material de partida sobre este elemento. Los resultados coinciden,

## 5. Discusión

en líneas generales, con los niveles encontrados por Sánchez-Rodríguez *et al.* (2002), para plantaciones adultas, y por Zas y Serrada (2002), para plantaciones jóvenes de *Pinus radiata*. También coinciden con los encontrados en otras zonas con suelos ácidos, como por ejemplo Bonneau (1995) y Oleksyn *et al.* (2002).

Por lo general, las concentraciones de potasio en las hojas de las plantas son del 50 al 75% de las concentraciones de N (Fuentes-Yagüe, 1999), pero el requerimiento total de ese elemento en los árboles puede ser un poco mayor que estos porcentajes. En tanto que, la mayor parte del N de las hojas persiste durante toda la vida de estas últimas, mucho del K sale de ellas por lavado. Por lo tanto el requerimiento de K generalmente es mayor que su contenido anual promedio en las hojas.

En el sotobosque, la concentración de este elemento también fue baja (Mayland y Wilkinson *et al.*, 1996), lo que reflejaría la presencia de matorral y especies herbáceas de bajo valor nutritivo (Norton, 1982).

El potasio, junto con el calcio y el magnesio, es uno de los macroelementos que se encuentran en mayor proporción en las cenizas. La cantidad de potasio aportada con cada aplicación (4,5 Mg M.S. ha<sup>-1</sup>) fue de 45 kg ha<sup>-1</sup> (135 kg ha<sup>-1</sup> en tres aplicaciones), sin embargo no alcanza las cantidades que se exportan por el aprovechamiento convencional (250 kg ha<sup>-1</sup>) o total (365 kg ha<sup>-1</sup>).

En la disolución del suelo, la concentración de K<sup>+</sup> sólo incrementó, y de manera ligera, después del tercer aporte de ceniza. En otros estudios tampoco encontraron aumentos significativos de K en disolución causados por cenizas (Ludwig *et al.*, 2002). Estos datos sugieren que a pesar de la alta movilidad de este elemento, el sistema (suelo o vegetación) lo retiene eficazmente, evitando las pérdidas por lixiviado.

Los niveles extraíbles de K en el suelo tendieron a aumentar de manera proporcional a las dosis de cenizas empleadas, confirmando que el suelo contribuye a retener este elemento. Este efecto coincide con los obtenidos por otros autores (Erich y Ohno, 1992; Saarsalmi *et al.*, 2001; Moilanen *et al.*, 2002; Hytönen, 2003; Pathan *et al.*, 2003; Solla-Gullón *et al.*, 2006).

A pesar de estos aumentos en el suelo, sólo se produjeron aumentos de K foliar en algunas parcelas. Esto reflejaría la relación que guarda este elemento con las concentraciones en el suelo (Zas, 2003). Aumentos de K en planta en respuesta a la aplicación de cenizas se han descrito en otros trabajos (Moilanen *et al.*, 2002, Ludwig *et al.*, 2002; Solla-Gullón *et al.*, 2006), mientras que en otros, por el contrario, no se han encontrado diferencias (Hytönen, 2003). El análisis de vectores proporciona una información muy variada para cada plantación, distinguiendo parcelas donde este elemento contribuye en un mayor crecimiento del arbolado o, por el contrario, parcelas con escasa influencia.

A diferencia del arbolado, con la aplicación de cenizas las concentraciones de potasio en el sotobosque aumentaron en casi todas las parcelas, este efecto también ha sido descrito por Moilanen *et al.* (2002). Las cantidades asimiladas de este elemento indican que el sotobosque retiene de manera importante este elemento, reduciendo sus pérdidas por lavado.

De manera concluyente, se puede decir que a pesar de los importantes aportes de este elemento a través de la aplicación de ceniza, la retención por el suelo y la absorción por el sotobosque de este elemento evitan sus pérdidas por lixiviado. Si bien también hay que considerar que esta vegetación también compite con el arbolado. Puesto que la concentración de este elemento está próxima a niveles deficientes, los tratamientos con cenizas mejoran el estado nutricional de las masas.

### 5.3.7. CALCIO

El Ca ejerce una notable influencia en las todas las propiedades del suelo. Este elemento es importante para regular el pH edáfico, lo que también afecta a la asimilación de otros elementos, así como a la actividad microbiana. Sin embargo, elevadas concentraciones de este elemento puede llegar a reducir la asimilación de K, Fe, Mn, B o Zn o la fitotoxicidad de Mn, B o Zn (Brady y Weil, 2002). Los valores de calcio extraíble en los suelos de las parcelas estudiadas fueron considerablemente bajos pero similares a los encontrados en suelos forestales sobre materiales silíceos (Sánchez-Rodríguez *et al.*, 2002; Bará-Temes y Toval-Hernández, 1983, Timmer y Parton, 1984).

El calcio es un elemento poco móvil dentro de la planta. Las concentraciones foliares de este elemento son, por lo general, del 5 al 20 % (en peso) respecto de las concentraciones de N y normalmente. Aunque las necesidades de este elemento por parte de los pinos son pequeñas, su deficiencia puede provocar una mayor susceptibilidad al ataque de patógenos y predadores (Fuentes-Yagüe, 1990). A pesar de la marcada acidez que muestran algunas parcelas, como las instaladas sobre migmatitas de Pino, los niveles de Ca foliar en las parcelas estudiadas (entre 1,5 y 3,0 mg g<sup>-1</sup>) se encuentran dentro de los niveles satisfactorios propuestos por Lambert (1984) y Will (1985) y en el rango de los obtenidos en Galicia Zas y Serrada (2002) y Sánchez-Rodríguez *et al.* (2002) para *Pinus radiata* en Galicia.

En el sotobosque, los niveles de calcio fueron similares a los obtenidos por otros autores, (Mayland y Wilkinson, 1996 y Whitehead, 1995).

El tratamiento con cenizas supuso un importante aporte de calcio al suelo (125 kg ha<sup>-1</sup> por cada aplicación), en relación a la cantidad media acumulada por una plantación adulta (151 kg ha<sup>-1</sup>) en Galicia (Merino *et al.*, 2006).

La concentración de Ca<sup>2+</sup> en la disolución del suelo se incrementó, sobre todo en los 20 cm superficiales a partir de la tercera aplicación. La respuesta más importante se produjo en la fracción sólida del suelo. La disponibilidad de este elemento se incrementó considerablemente a partir de la segunda aplicación, no obstante sin alcanzar niveles superiores a 500 mg kg<sup>-1</sup>. Se observa, por tanto, una relación directa entre la aplicación y la disponibilidad de este elemento en el suelo.

Esos resultados concuerdan con los de Ludwig *et al.* (2002), quienes observaron aumentos de Ca en disolución en los 10 cm superiores del suelo. Los aumentos encontrados en este estudio, fueron inferiores a los de Solla-Gullón *et al.* (2006), en los que se usó cenizas volantes y en mayores dosis.

A pesar de la mejora de la disponibilidad de Ca en el suelo, los análisis foliares del arbolado no revelaron aumentos significativos en este elemento. Esto concuerda, en líneas generales, con diferentes estudios donde las concentraciones o no aumentaron, o lo hicieron ligeramente (Hytönen, 2003; Moilanen *et al.*, 2002 y Ludwig *et al.*, 2002). En otros estudios, en los que se aplica mayores dosis se observaron incrementos de la concentración foliar que perduraron durante algunos años (Solla-Gullón *et al.*, 2006; Ardvinnsson y Lundkvist, 2002).

No obstante, a pesar de esa falta de respuesta aparente, es importante destacar que los análisis de vectores indican que el crecimiento de la masa arbórea está favorecido por la mayor asimilación de este elemento por la planta.

El aumento del calcio extraíble en el suelo, supuso un mayor incremento de la concentración de este elemento en el sotobosque, sobre todo en las parcelas con aplicación múltiple sobre migmatitas, donde se alcanzaron diferencias significativas a partir de la segunda dosis. Esto indica que

## 5. Discusión

esta vegetación compite eficazmente con la vegetación arbórea, pero al mismo tiempo este efecto contribuye a reducir las pérdidas de este elemento por lavado. Respuestas similares también han sido descritas en otros trabajos (Ardvinsson y Lundkvist, 2002; Moilanen *et al.*, 2002).

En definitiva, debido a las importantes cantidades de Ca aplicadas con las cenizas, la disponibilidad de este elemento en el suelo se incrementó, lo que se tradujo en una mayor asimilación del sotobosque y a un mayor crecimiento del arbolado.

### 5.3.8. MAGNESIO

Como era esperable, las parcelas con una mayores concentraciones de Mg en el suelo fueron las instaladas sobre serpentinitas (alrededor de 2400 mg kg<sup>-1</sup> en la fracción sólida del suelo), lo que refleja la importancia de la alteración mineral como fuente principal de este elemento. El suelo sobre serpentinitas tiene un carácter hipermagnésico muy intenso, con relación Mg/Ca anómala y desfavorable para la asimilación de Ca por las plantas (además de un excesivo nivel de metales pesados) que en determinadas circunstancias puede limitar el crecimiento vegetal (Macías y Clavo de Anta, 2001).

Con la excepción lógica del suelo sobre serpentinitas, las concentraciones de Mg disponible son considerablemente bajas, en relación al rango óptimo (15-95 mg kg<sup>-1</sup>), propuesto por Timmer y Parton (1984) para suelos forestales. Esto ya ha sido puesto de manifiesto en los estudios de Bará-Temes y Toval-Hernández (1983), con valores medios de 10,6 mg kg<sup>-1</sup> y Sánchez-Rodríguez *et al.* (2002), con valores medios de 8,5 mg kg<sup>-1</sup>.

Salvo en la masa sobre serpentinitas, las concentraciones de Mg en acículas del arbolado fueron deficientes para un óptimo desarrollo, por debajo de 1 mg g<sup>-1</sup> (Lambert, 1984 y Will, 1985). De hecho, algunas de las plantaciones mostraban síntomas visuales (figura 4.69), característicos de la carencia de este elemento. Al igual que en otras zonas con suelos ácidos, esta es uno de las limitaciones más importantes para arbolado (Sánchez-Rodríguez *et al.*, 2002; Zas y Serrada, 2002; Oleksyn *et al.* 2002). El magnesio foliar de las parcelas no muestra carácter estacional como han señalado otros autores (Oleksyn *et al.*, 2002; Bonneau, 1995). La concentración de este elemento en el mantillo y en los restos de corta supone el 3,0 % y 7,3 % del total del suelo, estando la mayor parte concentrado en el horizonte mineral (Ouro *et al.*, 2001).

Puesto que las concentraciones foliares de Ca en la masa sobre serpentinitas son normales, la elevada concentración de Mg (2,2 mg g<sup>-1</sup>) no parece influir negativamente en la absorción de Ca.

Por último, en el sotobosque la concentración de este elemento presentó niveles normales (Mayland y Wilkinson, 1996) en la mayor parte de las parcelas, con valores ligeramente superiores en los suelos sobre serpentinitas.

La aplicación de cenizas supuso un aporte de 40 kg de Mg ha<sup>-1</sup> (120 kg Mg en las parcelas con tres aplicaciones). Las extracciones de este elemento por aprovechamiento convencional y total de una plantación media de *Pinus radiata* son 70 y 93 kg ha<sup>-1</sup>, respectivamente.

El aporte de estas importantes cantidades de Mg derivó en ligeros incrementos de su concentración en disolución del suelo, coincidiendo con los resultados obtenidos por otros autores como Ludwig *et al.* (2002). La adsorción de este elemento en el suelo, no sólo depende de la cantidad de magnesio soluble, sino que además, puede ser afectada por la presencia de cantidades excesivas de

calcio, potasio o amonio. Estos efectos antagónicos no se manifestaron en las parcelas del ensayo, puesto que las concentraciones de calcio, potasio o amonio no fueron elevadas. De tal manera que, en la fase sólida, se produjo un aumento significativo de la disponibilidad de Mg en las parcelas con aportes múltiples de ceniza. Estas respuestas fueron similares a las observadas por Saarsalmi *et al.* (2001), Moilanen *et al.* (2002) y Ludwig *et al.* (2002). Los valores registrados por Solla-Gullón, (2004) fueron mayores debido por una parte a la dosis de ceniza aportada ( $20 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) y por otra al tipo de ceniza empleada (cenizas volantes).

La mayor disponibilidad de Mg en el suelo no se tradujo en aumentos de la concentración foliar de este elemento. Al igual que lo observado en los trabajos de Moilanen *et al.* (2002) y Ludwig *et al.* (2002) la concentración foliar de este elemento disminuyó en las parcelas en las que se aplicaron 16 y  $4 \text{ Mg de ceniza ha}^{-1}$ , respectivamente. Sin embargo en los ensayos de Hytönen (2003) y Solla-Gullón (2004) se produjo el efecto contrario. El análisis de vectores reveló que el aporte de Mg dio lugar a un mayor crecimiento de la biomasa arbórea en la mayor parte de las parcelas.

Por otra parte, a diferencia que en el arbolado, la mayor disponibilidad de este elemento en el suelo, supuso un ligero incremento en la vegetación acompañante sobre todo en las parcelas con aportes repetidos de cenizas. Estos resultados fueron comparables a los obtenidos por Moilanen *et al.* (2002), que observó ligeros incrementos de Mg al aportar una mayor dosis de ceniza y Solla-Gullón *et al.* (2001) con aumentos significativos en la *Avenula sativa* tras el aporte de  $30 \text{ Mg de ceniza ha}^{-1}$ .

En síntesis, la aplicación de cenizas derivó en una mejora de los niveles de Mg en el suelo y en el sotobosque. En el arbolado se produjo un efecto de dilución como consecuencia del incremento del crecimiento. Este efecto es importante, dado las carencias de este elemento que se encuentran en algunas de las masas.

### 5.3.9. AZUFRE

La cantidad de azufre que aportamos con las cenizas de biomasa al suelo es considerablemente baja de  $5 \text{ kg ha}^{-1}$ . A pesar de que algunos procesos químicos para la elaboración de MDF requieren aditivos que contienen S, como  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ , este elemento se pierde durante la combustión de la biomasa.

Los aportes de cenizas se tradujeron en ligeras aumentos de S, previsiblemente la mayor parte como  $\text{SO}_4^{2-}$ , en el extracto de saturación. En la fracción sólida el aporte continuado de cenizas incrementó los niveles de S a partir de la segunda dosis. Esto pudo estar relacionado, por una parte, con el ligero incremento de pH ya que, pH inferiores a 6 el S puede estar absorbido por óxidos de hierro y aluminio y por otra con la cantidad aplicada con las cenizas.

Las concentraciones foliares de este elemento en todas las masas estudiadas, entre  $1,2\text{-}1,6 \text{ mg g}^{-1}$ , fueron normales comparados con los valores de referencia obtenidos por Ouro *et al.* (2001) para plantaciones de pino radiata en Galicia. A pesar de la tendencia en el suelo, con la aplicación de ceniza los contenidos foliares de azufre tendieron a reducirse ligeramente, debido posiblemente a un efecto de dilución.

### 5.3.10. OTROS ELEMENTOS

Aunque las cenizas no contienen altas concentraciones en metales pesados, la progresiva reducción de la acidez después de su aplicación, puede aumentar la movilidad de algunos elementos, como el manganeso, el cadmio y el zinc. Por otra parte la dinámica de estos metales pesados es diferente en los distintos suelos, debido a la influencia de algunos factores edáficos como, la capacidad de intercambio catiónico, el potencial de oxido-reducción, el contenido de materia orgánica, la estructura y la composición mineral (Morley y Gadd, 1995; Kabata-Pendias y Pendias, 2001).

Para tratar de dar una respuesta al riesgo de contaminación por metales pesados (Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb y Zn) y otros elementos (Al, B), en este apartado se ha estudiado el efecto de la aplicación de cenizas sobre el suelo, la vegetación y los macromicetos. Diferentes estudios han revelado la gran utilidad de estos últimos como bioindicadores

#### **Aluminio**

En suelos ácidos la movilidad del Al se ve incrementada bruscamente. Este elemento compite con otros cationes por el complejo cambio, reduciendo la disponibilidad de calcio, magnesio y potasio en el suelo. Además, el Al reacciona con el P reduciendo su disponibilidad en el suelo.

La concentración del ión Al en el extracto de saturación fue inferior a  $0,4 \text{ mg L}^{-1}$  en la mayor parte de las parcelas. Con la aplicación sucesiva de cenizas los valores aluminio disminuyeron ligeramente, debido a la menor solubilidad del mismo producida por el pequeño incremento del pH. Estos resultados coinciden con los obtenidos por Moilanen *et al.* (2002). Ludwig *et al.* (2002), por el contrario, observaron un incremento de este elemento el primer año después de haber aplicado las cenizas en los 10 cm superficiales del suelo, lo que se atribuye al desplazamiento de este elemento por los cationes no ácidos.

Por otra parte, los análisis foliares mostraron concentraciones similares a los valores normales aportados por Kabata-Pendías y Pendías (2001), entre  $0,2$  y  $0,4 \text{ mg kg}^{-1}$ . La ligera reducción de la disponibilidad de Al tras el aporte de cenizas a penas se observó en el arbolado.

#### **Boro**

Las cenizas de biomasa se caracterizan por presentar importantes concentraciones de boro. Las cantidades de este microelemento aportadas con este residuo son de casi  $0,2 \text{ kg ha}^{-1}$ . Las cenizas concentran este elemento en forma de sales solubles y de óxidos, los cuales son muy solubles (Eary *et al.*, 1990). No obstante, el contenido de B en este tipo de cenizas son muy inferiores a los que normalmente se encuentran en cenizas de carbón, lo que reduce los riesgos de situaciones de fitotoxicidad por este elemento.

En la fase sólida del suelo se pueden observar incrementos en la concentración de este elemento en las parcelas más ácidas, sobre migmatitas, incremento que comparten otros trabajos (Moilanen *et al.*, 2002; Hytönen, 2003). En Galicia, la aplicación de ceniza de biomasa volante también tiende a aumentar los niveles de B en el suelo (Merino *et al.*, 2006). Sin embargo, en el presente trabajo no se puede hablar de tales variaciones en el suelo dado que las cantidades de B permanecen más o menos constantes. En todos los casos los niveles observados en suelos se

encuentran muy por debajo de los que podrían ocasionar toxicidad a los vegetales (Tsadilas *et al.*, 1997, Sotiropoulos *et al.*, 2003).

Por otra parte, no se observan incrementos en las concentraciones foliares de boro probablemente debido a un efecto de dilución. A diferencia de lo observado en este estudio, Moilanen *et al.* (2002) observa que las cantidades de este elemento en la acículas son mayores en las parcelas tratadas con cenizas presentando un importante incremento inicial tras el aporte, para mantenerse después estable a lo largo de dicho estudio.

## Manganeso

La dinámica de éste micronutriente en el suelo está influenciada principalmente por el pH y el potencial redox. La forma más reducida,  $Mn^{2+}$ , es la más asimilable para las plantas, de modo que la disponibilidad de este elemento aumenta al disminuir las condiciones anaerobias del suelo y reducir el pH.

La concentración de Mn extraíble en el suelo fue superior a los valores medios para suelos forestales de Galicia (11,9 mg kg<sup>-1</sup>, Merino *et al.*, 2003), especialmente en los suelos con moderada aireación que presentan algunas parcelas, cómo las de Frades y Parga.

Los niveles de Mn foliar de las parcelas sobre arcillitas (Parga 1 y 2) y serpentinitas (As Cruces) se encontraron en el rango óptimos para pinos, según Bonneau (1995), y se correspondieron con los observados en plantaciones de *Pinus radiata* en Galicia (Zas y Serrada, 2002). Por otra parte, los valores del pinar adulto de Frades y del arbolado joven sobre migmatitas se asemejan más a los valores obtenidos para *Pinus radiata* en Galicia por Sánchez-Rodríguez *et al.* (2002) y Kabata-Pendías y Pendías (2001) que establece para las acículas maduras valores de 740 mg kg<sup>-1</sup> y para las acículas jóvenes, valores medios de 430 mg kg<sup>-1</sup>.

En la vegetación acompañante los niveles de Mn fueron algo altos (Mayland y Wilkinson, 1996). Los mayores niveles de este elemento se encontraron en las parcelas sobre arcillitas, lo que reflejaría la mayor disponibilidad en estos suelos.

Con cada aplicación las cenizas se aportan 22 kg de Mn ha<sup>-1</sup>. Sin embargo, a pesar de que esta cantidad no es elevada, es interesante estudiar la movilidad de este elemento en suelos de fuerte acidez y drenaje deficiente, en los que se favorece la movilidad de manganeso (Brady y Weil, 2000).

Con la excepción de la parcela de Parga, donde se encontraron aumentos significativos de Mn extraíble en el suelo, debido posiblemente a las condiciones reductoras del mismo, el aporte de cenizas no derivó en incrementos de este elemento. Aumentos ligeros de la disponibilidad de Mn tras la aplicación de cenizas se han descrito por Moilanen *et al.* (2002); mientras que Tella (2005) encuentra incrementos notables en suelos con deficiente aireación.

En el arbolado, la concentración de este elemento mostró ligeras diferencias entre tratamientos. Después de la aplicación de cenizas, los niveles de Mn disminuyeron ligeramente en las parcelas más ácidas (Pino1-2). En las plantaciones sobre arcillitas, en donde debido probablemente a las condiciones anaerobias no se observó una clara tendencia. Los efectos fueron proporcionales a la dosis de ceniza aplicada, lo que coincide con el sotobosque. Sin embargo, en ninguno de los casos alcanzaron el nivel de toxicidad de 700 mg kg<sup>-1</sup> establecido por Marcos de Lanuza (1966).

En los macromicetos, de acuerdo con la ligera disponibilidad creciente del manganeso en el suelo, las concentraciones de este elemento aumentaron en todas las especies de setas tras la aplicación

## 5. Discusión

de ceniza. En estudios anteriores, principalmente en turberas, concentraciones crecientes del manganeso fueron encontradas solamente en una especie (*Suillus variegates*) (Moilanen *et al.*, 2006). Debido a que el manganeso demuestra una afinidad fuerte con la materia orgánica, los aumentos encontrados en el actual estudio, pueden reflejar una movilidad más alta de este elemento en estos suelos minerales que en las turberas, donde se han realizado la mayor parte de los estudios sobre aportes de cenizas.

### Zinc

A pesar de la fuerte acidez del suelo, los niveles de Zinc extraíble no fueron especialmente elevados.

En todas las parcelas las concentraciones de Zn foliar estuvieron muy por encima de los 10 mg kg<sup>-1</sup>, nivel aportado por Will (1985) y por Bonneau (1995) como límite de suficiencia para pinos. Estos valores se aproximaron más a las concentraciones óptimas para autores como Oleksyn *et al.* (2002), y a los rangos encontrados en Galicia (Zas y Serrada, 2002; Sánchez Rodríguez *et al.*, 2002; Aboal *et al.*, 2004), comprendidos entre 19 y 90 mg kg<sup>-1</sup>. Por otra parte, en el sotobosque el contenido en Zn fue normal en todas las parcelas y similar a los niveles satisfactorios para praderas de gramíneas y leguminosas (Urbano, 2001).

La aplicación de ceniza supuso un aporte de 1,2 kg de Zn ha<sup>-1</sup> por aplicación. Los niveles de Zn extraíble en la fracción sólida del suelo aumentaron ligeramente. Sin embargo, en el arbolado a penas se observaron diferencias entre tratamientos, lo que coincidiría con los resultados de Moilanen *et al.* (2002) y Solla-Gullón *et al.* (2006).

Los factores de bioacumulación de metales pesados, un índice de la acumulación de metales pesados que se realiza las setas en relación a las concentraciones en los suelos, mostraron que el Zn era un elemento acumulado por todos los especímenes. Este aspecto ha sido destacado por Malinowska *et al.* (2004) y Alonso *et al.* (2003).

Aún cuando existe una tendencia de acumulación en las setas, la respuesta a la aplicación de cenizas varió en función del tipo de especie analizada (Lodenus *et al.*, 2002). Las especies más sensibles como *Mycena pura* y *Xerocomus badius*, mostraron diferencias significativas entre tratamientos.

En *Xerocomus badius*, cuyas concentraciones fueron superiores a las obtenidas por Kalač y Svoboda (2000) y Malinowska *et al.*, (2004), el tratamiento con ceniza redujo las concentraciones de Zn. Este efecto puede ser debido a la disminución de la solubilidad de este metal como resultado del incremento del pH del suelo lo que, en cierta medida, contradice la información de los suelos. También cabe la posibilidad de que las altas concentraciones del manganeso pueden haber reducido la disponibilidad de Zn (Varenes *et al.*, 2001).

### Níquel

La concentración de este elemento en el suelo (a excepción de la parcela sobre serpentinitas) se encuentra por debajo de los valores medios para suelos forestales obtenidos por Merino *et al.* (2003). Esto, sin embargo, no se tradujo en valores deficientes de Ni en el arbolado ya que, las acículas presentaron concentraciones normales para este elemento (acículas jóvenes de pino 6,0 mg

$\text{kg}^{-1}$  y para las acículas viejas  $2,1 \text{ mg kg}^{-1}$ , Kabata-Pendías y Pendías, 2001). En el sotobosque, los niveles de níquel fueron similares a los obtenidos por otros autores (Mayland y Wilkinson, 1996 y Whitehead, 1995).

A pesar de que la disponibilidad de este elemento no fue muy elevada, los resultados obtenidos en las setas, mostraron concentraciones de Ni superiores a las obtenidas por Kalač y Svoboda (2000) y Malinowska *et al.* (2004).

La aplicación de cenizas implicó el aporte de  $0,24 \text{ kg Ni ha}^{-1}$  con cada aplicación de cenizas. Sin embargo, los tratamientos redujeron ligeramente las concentraciones de Ni extraíble, debido probablemente al ligero incremento de pH en el suelo que hace que se reduzca su solubilidad.

En las acículas el efecto de los tratamientos fue mínimo y, sobre todo durante el primer año de aplicación, el segundo año este incremento sólo se mantuvo en las parcelas sobre arcillitas (Frades) y Migmatitas (Pino). En el sotobosque no se observaron diferencias entre tratamientos para este elemento.

## Cobre

Los valores de cobre en las parcelas sobre arcillitas son similares a los valores medios para suelos forestales aportados por Merino *et al.* (2003) ( $0,58 \text{ mg kg}^{-1}$ ). Por otra parte, las parcelas sobre migmatitas (a pesar de disponer de suelo arenoso y buen drenaje) y serpentinitas presentan concentraciones comparables a los datos obtenidos por Caridad-Cancela y Paz-González (2005) ( $2,5\text{-}6,8 \text{ mg kg}^{-1}$ ).

Las concentraciones foliares de Cu en las parcelas de experimentación fueron similares a los de Zas y Serrada (2002), que obtienen un valor medio de  $8,4 \text{ mg kg}^{-1}$  en plantaciones de *Pinus radiata* en Galicia. Sin embargo, se encuentran ligeramente por encima de los valores normales establecidos por Sánchez-Rodríguez *et al.* (2002), por Oleksyn *et al.* (2002) y por Kabata-Pendías y Pendías (2001). Estos últimos establecen como valor de referencia para el cobre de  $4,2$  y  $2,5 \text{ mg kg}^{-1}$  para acículas jóvenes y viejas respectivamente.

Las concentraciones de Cu en el sotobosque fueron algo bajas, sobre todo si las comparamos con los niveles satisfactorios en praderas de gramíneas y leguminosas, debido sobre todo a la cantidad de especies leñosas del sotobosque (Urbano, 2001)

La aplicación de las cenizas ( $0,7 \text{ kg ha}^{-1}$  de Cu con cada aporte) no derivó en una respuesta homogénea en los suelos. Otros autores (Moilanen *et al.*, 2002) detectaron ligeros aumentos de la concentración de este metal en el suelo, si bien la mayor parte de los trabajos no observaron variaciones (p.e. Solla-Gullón *et al.*, 2006).

En el arbolado y el sotobosque a penas se observan diferencias en la concentración foliar de este elemento (Hytönen, 2003). En algunos casos, la respuesta de *Pinus radiata* a la fertilización con nitrógeno en suelos arenosos aumentó mediante las aplicaciones de Cu (Lambert, 1984; Will, 1985).

En los macromicetos, salvo en las especies más sensibles (*Mycena pura* y *Xerocomus badius*) el aporte de cenizas no dio lugar a mayores niveles de este elemento (Moilanen *et al.* 2006). En *Mycena pura* y *Xerocomus badius* los pequeños cambios en la disponibilidad de Cu en el suelo, hicieron que la concentración aumentase en la primera especie (recogida sobre arcillitas) y disminuyese en la segunda (recogida sobre migmatitas).

### Cadmio

La concentración de cadmio normal en las cenizas de biomasa varía entre 2 y 21 mg kg<sup>-1</sup> (Jacobson, 2003), para Zhan *et al.* (1996) está entre 1,9 y 12 mg kg<sup>-1</sup>. Estas diferencias se deben al tipo de material que las generan, así por ejemplo las cenizas de paja tienen 10 mg Cd kg<sup>-1</sup> y las de astilla 18,6 mg Cd kg<sup>-1</sup> (Hansen *et al.*, 2001). Esta composición también influye en las mayor o menor solubilidad de este elemento en agua (Hanse *et al.*, 2001, Vesterinen, 2003). Es por ello que, debido a estas elevadas concentraciones y al efecto tóxico de este elemento sobre microorganismos del suelo, algunas de las legislaciones europeas limitan la aplicación de cenizas en función del Cd. En este sentido, Danish Environmental Agency recomienda no aplicar más de 3,2 g Cd ha<sup>-1</sup> en terrenos forestales (Miljø- or Energiministeriet, 2000).

La concentración de Cd en las cenizas empleadas (0,65 mg kg<sup>-1</sup>) estuvo por debajo de los valores dadas por esos autores. La cantidad aportada en cada dosis de ceniza fue de 2,9 g ha<sup>-1</sup>. Los tratamientos no dieron lugar a diferencias en el suelo, en las acículas de los árboles ni en el sotobosque.

El cadmio puede impedir el desarrollo de los hongos asociados a las raíces de los árboles (Baldrian *et al.*, 1996), pues concentraciones de 0,5 mmol L<sup>-1</sup> inhiben la actividad de las enzimas de los hongos. Esto puede dar lugar a reducciones en el crecimiento de los árboles (Jentschke *et al.*, 1999). Estudios realizados sobre macromicetos mostraron, sin embargo, que tras el aporte de cenizas, los niveles de Cd disminuyeron en el suelo y en las setas (Moilanen *et al.*, 2006). Una probable causa de la menor disponibilidad de Cd y de otros metales después de la aplicación de las cenizas es el efecto enalante de las mismas (Sander, 1997; Ericsson *et al.*, 1998; Peles *et al.*, 1998), que hace que se disminuya la solubilidad de la mayor parte de éstos.

Pero, al igual que ocurría con el resto de metales pesados la acumulación de Cd, es muy diferente en cada una de las especies. De las 11 especies estudiadas por Lodenius *et al.* (2002), sólo *Russula emetica* presentó niveles elevados de Cd tras 1-2 años de haber aplicado las cenizas. Perkiömäki *et al.*, (2003) notó que se incrementaba la concentración de Cd en *Lactarius rufus* con la fertilización de 400 mg kg<sup>-1</sup> de CdO con las cenizas.

En el presente trabajo no se observaron cambios en la concentración de este elemento en las setas analizadas, esto fue debido a que las pequeñas cantidades de Cd aplicadas con las cenizas no derivaron en cambios de su disponibilidad en el suelo.

## 5.4. INFLUENCIA DEL APORTE DE CENIZAS DE BIOMASA SOBRE LA PRODUCCIÓN VEGETAL

### 5.4.1. PRODUCCIÓN DE SOTOBOSQUE

#### Biomasa del sotobosque

El efecto de las cenizas sobre la biomasa del sotobosque depende del estado de desarrollo de las masas (Pihlsön *et al.*, 2000), de la fertilidad del suelo (Silverberg y Huikari 1985; Arvidsson *et al.*, 2000) del acondicionamiento, forma (Rühling 1996, Kellner y Weibull, 1998) y dosis de ceniza aplicada (Silverberg y Huikari, 1985; Ferm *et al.*, 1992; Jacobson y Gustafsson 2001).

Las cenizas de biomasa contienen algunos metales pesados como el Cd, Cr, Ni y Pb que pueden ser absorbidos por las plantas y los macromicetos (Korpilahti *et al.*, 1988), sin embargo, la aplicación de una dosis moderada, hace que la concentración de estos elementos en el sotobosque, como ya se vio anteriormente, no se incremente. La fertilización y la corrección del pH también resultaron estar directamente relacionadas con la producción del sotobosque y con el establecimiento de algunas especies como las leguminosas (Mosquera *et al.*, 1999). En este sentido, con la aplicación de las cenizas se incrementó la producción total de vegetación, con un mayor porcentaje de especies herbáceas, constituido fundamentalmente por gramíneas y compuestas.

A nivel específico, se observó que en las parcelas control abundan sobre todo plantas arbustivas de temperamento rústico asociadas a suelos con pH ácidos y bajas concentraciones de Ca y P, (Zas y Alonso., 2002), o bien herbáceas colonizadoras. Por su parte, en las parcelas tratadas con ceniza aparecían con más frecuencia especies más exigentes. Este desarrollo de un mayor porcentaje de arbustos en las subparcelas control podría ser debido a la baja concentración de fósforo que presentan (Piñeiro *et al.*, 1977) ya que este es un elemento limitante para muchas especies.

Olsson y Kellner (2002) mostraron una correlación positiva entre el incremento de pH y el establecimiento de nuevas especies. Y llegaron a la conclusión de que el efecto de las cenizas es similar al de cualquier otro material encalante. Y sugieren que el pH influye en la germinación de las especies. Sin embargo Levula *et al.* (2000) tras la aplicación de 5 Mg ha<sup>-1</sup> la cobertura de arandino se redujo significativamente.

#### Cobertura del sotobosque

Por otra parte, el test de Kruskal-Wallis mostró que la cobertura de la vegetación total fue mayor en las subparcelas en las que se aportaron cenizas, con una mayor proporción de gramíneas y menor de “arbustos competidores”. Sin embargo, la cobertura en las subparcelas control estuvo asociada fundamentalmente al arbusto competitivo. La composición botánica del sotobosque se mostró directamente relacionada con la fertilidad del suelo, interpretándose que la fertilización con cenizas favoreció el desarrollo de las especies herbáceas aumentando su competitividad frente a otras especies menos exigentes, como las arbustivas (Arvidsson *et al.*, 2002 y Moilanen *et al.* 2002).

## 5. Discusión

Parece haber una tendencia en función de la edad relacionada con la cobertura del dosel arbóreo que determina un aumento de la vegetación herbácea a expensas del matorral en el sotobosque, lo que concuerda con los resultados obtenidos por Brosnoff *et al.* (2001).

Los cambios que se producen en la cobertura del sotobosque tras el aporte de cenizas, por lo general, no suelen ser muy grandes (Jacobson y Gustafsson 2001) debido sobre todo a las restricciones legales que impiden la aplicación de grandes cantidades de cenizas. Así, Arvidsson *et al.* (2000) tras la aplicación de 3 Mg ha<sup>-1</sup> observó que la biodiversidad y abundancia de especies del sotobosque no se veían afectadas. Por otra parte, Moilanen *et al.* (2002) concluyó que en sus parcelas tratadas con cenizas la vegetación estaba constituida fundamentalmente por gramíneas y herbáceas, mientras que las control dominaban los musgos y los pequeños arbustos.

### 5.4.2. PRODUCCIÓN MACROMICETOS

El estudio del peso y el número de especies de setas por unidad de área y año, puede ser útil para evaluar su producción. Un aspecto que influye en la diversidad, producción y reproducción de los macromicetos son las prácticas forestales, incluyendo las labores selvícolas, los incendios, la fertilización, el uso de pesticidas y el desbroce (Pilz y Molina, 2002). Las producciones de hongos se caracterizan por la dificultad en su determinación. La variabilidad en su producción, su carácter efímero y perecedero (Pilz *et al.*, 2004) y el desconocimiento en muchas ocasiones de aspectos como la sucesión micológica temporal (Díaz-Balteiro *et al.*, 2003) hacen que la incertidumbre asociada a este producto sea muy elevada.

Las especies recogidas en cada parcela fueron las comunes en los bosques de coníferas de Galicia, en donde el substrato está formado fundamentalmente por acículas muertas, aunque también existen especies que prosperan en simbiosis con las raíces de los pinos (*Lactarius deliciosus*, *Boletus edulis*, *Cantharellus cibarius* e *Hydnum repandum*). Entre las especies más frecuentes de este biotopo destacan *Suillus bovinus*, *Xerocomus badius*, *Amanita muscaria*, *Tricholoma pessuxdatum* y *Russula sardonia*.

Las parcelas con una mayor diversidad específica fueron las plantaciones de 14-16 años de Parga-1, Pino, 1 y As Cruces. A diferencia de otros estudios (Keizer y Arnolds, 1994) en donde la diversidad se incrementaba con la edad del arbolado, en la plantación adulta de Frades el número de especies fue menor que en el resto. Esto puede ser debido a que, más que tener en cuenta la edad del arbolado, habría que considerar la cubierta arbórea, pues influye más en las condiciones ambientales (temperatura, humedad, luz, condiciones del suelo, viento) que la propia edad de la masa (Bonet *et al.*, 2004). En ese sentido la densidad del arbolado y la fracción de cubierta es menor en Frades, con lo que las setas están más expuestas.

Por otra parte, a pesar de ser un año desfavorable desde el punto de vista climático para la producción de hongos debido a la sequía otoñal y a las heladas tempranas, tras la fertilización repetida con cenizas de biomasa en Parga-1 la producción de setas parece incrementarse debido a una mayor disponibilidad de nutrientes en el suelo (Bonet *et al.*, 2004). La introducción de maquinaria para la realización de estas operaciones no redujo la cantidad de setas. Álvarez *et al.* (2001) tras realizar operaciones selvícolas, observó una reducción en la producción de setas durante varios años debido a la compactación del terreno.

### 5.4.3. PRODUCCIÓN ARBÓREA

Para este ensayo se cuenta, con seis plantaciones de *Pinus radiata* de edades comprendidas entre 5 y 29 años, localizadas sobre distintos materiales geológicos (arcillitas, migmatitas y serpentinitas). Las calidades de estación, según las curvas de calidad para esta especie en Galicia de Sánchez-Rodríguez (2001), están comprendidas entre II-III.

Los valores de crecimiento están ligados al índice de sitio. Éste determina la calidad de una estación en función de la altura dominante a una determinada edad (20 años en las curvas de calidad de *Pinus radiata* de Sánchez-Rodríguez, 2001 y Diéguez-Aranda *et al.*, 2005).

Este índice de sitio depende fundamentalmente de la profundidad del terreno, de la edad de la masa, del pH o acidez del suelo, de la disponibilidad de nutrientes y de la concentración de nitrógeno. De tal manera que la mejora de cualquiera de estas condiciones favorecerá el índice de sitio o la calidad de estación. Ejemplo de ello es la fertilización que, en suelos ácidos, incrementa la producción arbórea (Birk, 1994 y Bonneau, 1995). El tipo de fertilización, sin embargo, dependerá de la edad del arbolado, de la densidad y de sus necesidades nutricionales (Zas, 2003). La demanda de elementos como el nitrógeno o el fósforo aumentan durante los primeros años de vida, siendo máxima alrededor de los 6-8 años (Turner y Lamber, 1986). Por otra parte, elementos como el calcio o el magnesio, que no sufren retraslocación antes de la caída de las acículas (Ericsson, 1994), tienden a aumentar con la edad siendo más frecuentes los problemas en masas maduras (Turner y Lamber, 1986).

Según los resultados obtenidos tras los análisis de covarianza las parcelas que presentaron ligeros incrementos en las medidas dasométricas, fueron las plantaciones jóvenes de Parga-2 y Pino-2 (con una aplicación) y la plantación Parga-1 (con 3 aplicaciones). Estas ligeras diferencias, probablemente, pudieron ser debidas a la aplicación de dosis moderadas de ceniza y a las condiciones de los suelos, caracterizados por la fuerte acidez (Pino-1 y 2), drenaje deficiente (Frades, Parga-1 y 2) y concentraciones elevadas de elementos como el Mg y el Ni (As Cruces).

Pero quizás sea demasiado prematuro para obtener conclusiones del efecto de la aplicación sobre el crecimiento arbóreo. Estudios sobre fertilización forestal, revelan una respuesta más tardía que la planta (Bonneau 1995), siendo necesario que transcurra más de un año para que la mejora del estado nutricional del suelo se traduzca en mayores crecimientos arbóreos (Vesterinen, 2003), pues este depende, entre otros factores, de las condiciones ecológicas, de las propiedades físicas del suelo, del clima y de las disponibilidades hídricas de los árboles, cuando estas condiciones son desfavorables la fertilización no consigue mejorar los rendimientos.

Algunos estudios han confirmado un incremento de la producción a largo tiempo, sobre todo en los terrenos ricos en nitrógeno (Silfverberg-Huikari, 1985; Ferm *et al.*, 19925; Silfverberg 1996). Emilsson (2006) observó cómo la aplicación de cenizas de turba, con cantidades relativamente pequeñas de fósforo (25-30 kg ha<sup>-1</sup>), aumentaba el crecimiento en altura y volumen del arbolado, la producción se podría mejorar probablemente con dosis más elevadas, pero en términos de lo más beneficioso y de los efectos ambientales posibles (lixiviación) no es sensible, por la concentración de metales pesados. En suelos de alta montaña, la fertilización con cenizas no suele afectar al crecimiento del arbolado, porque probablemente no se incremente la disponibilidad de N (Sikström, 1992; Jacobson *et al.*, 2000), sin embargo la fertilización con cenizas también puede ser recomendada para estos suelos. El reciclaje de ceniza de biomasa como medio para mantener el equilibrio de nutrientes

## 5. Discusión

en el suelo forestal (Jacobson *et al.*, 2000; Arvidsson y Lundkvist, 2002) es especialmente importante ahora, cuando los restos de corta son utilizados cada vez más con fines energéticos.

Por otra parte, para conocer la importancia del crecimiento en altura y área basimétrica en relación a la pauta de crecimiento de la especie, se calcularon los coeficientes multiplicadores. Según estos coeficientes, en la mayor parte de las parcelas el crecimiento en altura fue superior al predicho por el modelo ( $m > 1$ ). Los coeficientes que presentaron las parcelas tratadas fueron superiores al Control. Estas mayores producciones pueden estar relacionadas con la mejora de los niveles foliares de K, Ca, y Mg, elementos que tras el análisis de vectores y como posible diagnóstico del crecimiento en altura y área basimétrica mostraron ser limitantes para el crecimiento arbóreo. Similares resultados fueron los obtenidos por Solla-Gullón (2004) y Martínez (2006).

Sin embargo, el aporte repetido de ceniza no derivó en un mayor crecimiento (a nivel masa) en altura y diámetro, debido probablemente a una acumulación de biomasa.

Estudios previos han mostrado que *Pinus radiata* es una especie que responde muy bien a los tratamientos de fertilización. La aplicación de otro tipo de residuos, como escorias y lodos de lechería, han mostrado incrementos en altura (Virguel-Mentxaka, 2002 y Omil, 2003). Si bien, en la aplicación de estos últimos, es importante tener en cuenta la cantidad de nitrógeno aportado. Estudios previos han mostrado que la estructura arbórea de esta especie puede verse afectada por los procesos de stress de N y P (Will y Hodgkiss, 1977). Mientras que el crecimiento en altura no se suele ver afectado, el crecimiento en diámetro de fuste y ramas son los parámetros de mayor respuesta a estos elementos. Estos cambios presentan importantes implicaciones en el manejo forestal, desde la pérdida de la dominancia apical en árboles fertilizados hasta posibles deformaciones en el fuste y, por lo tanto, pérdida del valor económico (Will y Hodgkiss, 1977, Hopmans y Campbell 1994).

El objetivo de este estudio fue el de contribuir a mejorar la gestión ambiental de las cenizas de procedentes de plantas de biomasa de la industria maderera a través de su aplicación a los suelos forestales. Dado el carácter alcalino y los elevados contenidos de nutrientes en las cenizas, esta práctica podría mejorar el estado nutricional de las plantaciones de pino radiata establecidas en suelos ácidos.

En este estudio se diseña un programa de tratamiento y aplicación de cenizas, en el que se considera el almacenaje en parque de fábrica y lugar de aplicación, transporte y aplicación mecanizada. También se realizó un seguimiento de las propiedades de los suelos y de la respuesta de la vegetación (arbórea, sotobosque, macromicetos) en términos de nutrición, crecimiento y diversidad.

- 1. La efectividad de la aplicación de las cenizas depende de que el acondicionamiento, transporte y manejo de las mismas se realice de forma coordinada. De tal manera que no falle el suministro en ninguno de los puntos en los que se pretende fertilizar, ni se acumulen grandes cantidades en los parques. También es importante planificar las distancias desde el lugar de aplicación a las distintas fábricas, de forma que sean lo más reducidas posible.

- 2. De todos los equipos probados para el esparcido de las cenizas el que distribuyó el producto de forma más homogénea sobre el terreno fue la abonadora centrífuga de dos discos. Este tipo de abonadora permitió aplicar la dosis de 10 Mg ha<sup>-1</sup> (4,5 Mg MS ha<sup>-1</sup>) sobre las distintas plantaciones.

- 3. Los equipos utilizados fueron máquinas poco robustas para trabajar con un material como las cenizas. Sería necesario realizar una serie de modificaciones para mejorar la aplicación y reducir los tiempos de averías. Estas modificaciones podrían ser: sistemas que remuevan el producto en el interior de la tolva, cribas con movimiento vibratorio, elevación del sistema de distribución para evitar los daños por colisión con matorral, tocones y otros elementos selvícolas que se encuentren sobre el terreno, protección de la tolva y bajos del tractor, etc.

- 4. El acondicionamiento de las cenizas mejoraría la aplicación y daría lugar a una distribución más homogénea sobre el terreno. Para ello sería aconsejable la eliminación de los elementos gruesos y la reducción del porcentaje de humedad.

- 5. El rendimiento de la aplicación depende principalmente de la distancia desde el punto de almacenaje en campo hasta las parcelas, las condiciones de los suelos (encharcamiento, rocosidad, compactación) y el estado plantaciones (presencia de tocones, restos de corta, podas, densidad, pistas, claras, ...), las características mecánicas de las propias cenizas (humedad, presencia de inquemados de gran tamaño,...).

- 6. El coste total de la aplicación (incluyendo el transporte de la ceniza y de los equipos de esparcido, y la aplicación de la ceniza) osciló entre 20 y 22 €Mg<sup>-1</sup> de ceniza. La operación representó el 73-85% del coste total.

- 7. Sería interesante reducir los costes de gestión, minimizando las distancias de transporte de cenizas, utilizando autocargadores forestales adaptados para la carga y esparcido de las cenizas, formando a los operarios, mejorando las propiedades físicas de las cenizas y realizando una correcta gestión de las plantaciones.

- 8. De cara a evitar problemas ambientales, la aplicación de cenizas debe ir acompañada de un programa que contemple los análisis de cenizas y suelo, ajustando las dosis a las necesidades de las plantaciones. La selección de terrenos es importante para evitar la carga de nutrientes a las aguas.

## 6. Conclusiones

- 9. La aplicación de cenizas derivó en mejoras moderadas de las condiciones de los suelos. El horizonte superficial experimentó ligeros incrementos del pH, así como de K, Ca, Mg y P extraíbles. No se produjeron pérdidas de elementos por lixiviado, incluso en las parcelas donde se aplicaron tres aplicaciones (13,6 Mg M.S. de ceniza ha<sup>-1</sup>). Además, esta práctica mejoró la actividad microbiana del suelo. El tratamiento no derivó en aumentos de N inorgánico en el suelo, e incluso parece producirse un proceso moderado de inmovilización de N.

- 10. La respuesta de la vegetación arbórea dependió del tipo de suelo y de la edad de la masa, pero por lo general, se traduce en una ligera mejora del estado nutricional de las plantaciones. Las mejoras fueron más notables cuando se aplicó un aporte sucesivo de cenizas. No obstante, una valoración más precisa de la respuesta en términos de crecimiento requiere posteriores mediciones. El aporte complementario de fertilizante fosfórico no parece mejorar las condiciones anteriores. La técnica del análisis de vectores confirma que el mayor suministro de K, Ca, Mg y P deriva en incrementos de los crecimientos de estas masas.

- 11. La aplicación de cenizas se tradujo en incrementos importantes de las concentraciones de K, P, Ca y Mg. Este hecho sugiere que esta vegetación compite, al menos temporalmente, por los nutrientes. Si bien, esta asimilación de nutrientes también evita las pérdidas de nutrientes por lixiviado.

- 12. Los tratamientos parecen favorecer el crecimiento de especies herbáceas, en detrimento del matorral competitivo, lo que representa una ventaja para la gestión de las plantaciones. La aplicación de cenizas no dio lugar a cambios en la abundancia de especies de macromicetos pero sí en la producción total, aumentando la presencia de boletáceas, tricolomatáceas y amanitáceas.

- 13. Los análisis de los suelos, acículas, sotobosque y macromicetos no revelaron incrementos en las concentraciones de elementos traza, incluso después de los tres aportes sucesivos. La única excepción a esto fue el manganeso, que aumentó tanto en el suelo y como en todas las especies de macromicetos recolectadas. Puesto que la mayor parte de los metales se concentran en las cenizas volantes, el uso de cenizas de fondo (con cantidades más bajas de metales pesados) mezcladas con cenizas volantes, reduce la posibilidad de contaminación del suelo. Además, el alto contenido de materia orgánica de estos suelos forestales y del propio residuo, puede limitar la movilidad y la transferencia de metales a las plantas.

- ABOAL, J.R.; FERNÁNDEZ, J.A.; CARBALLEIRA, A. (2004).** Oak leaves and pine needles as biomonitors of airborne trace elements pollution. *Environmental and Experimental Botany* 51, 215-225.
- ADRIANO, D.C.; KAUNISTO, S.; MOILANEN, M.; VEIJALANEN, H. (1997).** Suometsien lannoitus (on drained peatlands). In Mielikäinen K., Riikilä M. (Eds). *Kannattava Puuntuotanto (Profitability of Forestry)*. Kustannusosakeyhtiö Metsälehti 116-126.
- ALONSO, J.; GARCÍA, M.A.; PÉREZ-LÓPEZ, M.; MELGAR, M.J. (2003).** The concentrations and bioconcentrations factors of copper and zinc in edible mushrooms. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 44, 180-188.
- ÁLVAREZ, A.; DÍAZ, L.; ORIA DE RUEDA, J.A. (2001).** Valoración de la producción conjunta de madera-setas. Aplicación al caso de la Carballeda (Zamora). III Congreso Forestal Español. Granada.
- ÁLVAREZ-ÁLVAREZ, P. (2004).** Viveros forestales y uso de planta de repoblación en Galicia. Tesis Doctoral. Escuela Politécnica Superior, Universidad de Santiago de Compostela.
- ARAKI, R.P.F. (1993).** Observations of a prototype debris spreader. Forest Engineering Institute of Canada. Field Note N°: General 29
- ARVIDSON, H.; LUNDKVIST, H. (2002).** Needle chemistry in young Norway spruce stands after application of crushed wood ash. *Plant and Soil* 238, 159-174.
- ARONSSON, K.; EKELUND, N.G.A. (2004).** Biological effects of wood ash application to forest and aquatic ecosystems. *Journal of Environment and Quality* 33, 1595-1605.
- ARVIDSON, H.; VESTIN, T.; LUNDKVIST, H. (2002).** Effects of crushed wood ash application on ground vegetation in young Norway spruce stands. *Forest Ecology and Management* 161, 75-87.
- ASSMANN, E. (1970).** The principles of forest yield study. Pergamon Press, Oxford.
- AUGUSTO, L.; DUPOUEY, J.L.; RANGER, J. (2003).** Effects of the tree species on understory vegetation and environmental conditions in temperate forest. *Annals of Forest Science* 60, 823-831.
- AUGUSTO, L.; RAGER, J.; PONETTE, Q.; RAPP, M. (2000).** Relationships between forest tree species, stand production and stand nutrient amounts. *Annals of Forest Science* 57, 313-324.
- BÅÅTH, E.; ARNEBRANT, K. (1994).** Growth rate and response of bacterial communities to pH in limed and ash treated forest soils. *Soil Biology and Biochemistry* 26, 995-1001.
- BÅÅTH, E.; FROSTEGÅRD, A.; FRITZE, H. (1992).** Soil bacterial biomass, activity, phospholipid fatty-acid, and pH tolerance in an area polluted with alkaline dust deposition. *Applied and Environmental Microbiology* 58, 4026-4031.
- BALBOA, M. A.; ÁLVAREZ, J. G.; RODRÍGUEZ-SOALLEIRO, R.; MERINO, A. (2003).** Aprovechamiento de la biomasa forestal producida por la cadena monte-industria. Cuantificación e implicaciones ambientales. *Revista del Centro de Innovación y Servicios Tecnológicos de la Madera en Galicia* 10 (1), 27-37.
- BALBOA, M.A. (2005).** Biomasa arbórea y estabilidad nutricional de los sistemas forestales de *Pinus pinaster* Ait., *Eucalyptus globulus* Labill y *Quercus robur* L. En Galicia. Tesis Doctoral. Escuela Politécnica Superior, Universidad de Santiago de Compostela.
- BALDRIAN, P.; GABRIEL, J.; NERUD, F. (1996).** Effect of cadmium on the ligninolytic activity of *Stereum hirsutum* and *Phanerochaete chrysosporium*. *Folia Microbiology* 41, 363-367.

## 7. Referencias bibliográficas

- BALLARD, T.M. (1982).** Foliar analysis research. Fac. Forestry, Univ of B.C., Vancouver, B.C.
- BALLARD, T.M.; CARTER, R.E. (1986).** Evaluating forest stand nutrient status. Land Management Report No. 20. Ministry of Forests, Victoria, BC.
- BARÁ-TEMES, S. (1998).** Fertilización forestal. Colección Técnica 9. Consellería de Agricultura, Ganadería e Política Agroalimentaria.
- BARÁ-TEMES, S.; TOVAL-HERNÁNDEZ, G. (1983).** Calidad de Estación de *Pinus pinaster* Ait., en Galicia. Comunicaciones INIA. Serie de Recursos Naturales 24, Madrid. 166.
- BEHERA, N. SAHANI, U. (2003).** Soil microbial and activity in response to Eucalyptus plantation and natural regeneration on tropical soil. *Forest Ecology and Management* 174, 1-11
- BENTHAM, H.; HARRIS, J.A.; SHORT, K.C. (1992).** Habitat classification and soil respiration assessment using analysis of soil microbial and physico-chemical characteristics. *Journal of Applied Ecology* 29, 711-718.
- BERMÚDEZ-ALVITE, J.D.; TOUZA-VÁZQUEZ, M. (2000).** Las cifras del Tercer Inventario Forestal en Galicia y su incidencia en la industria de transformación de madera. *CIS-Madera* 4, 6-24
- BERTHELSEN, B.O.; OLSEN, R.A.; STEINNES, E. (1995).** Ectomycorrhizal heavy metal accumulation as a contributing factor to heavy metal levels in organic surface soils. *Science of the Total Environment* 170, 141-149.
- BERTHELSEN, B.O.; STEINNES, E. (1995).** Accumulation patterns of heavy metals in soil profiles as affected by forest clear-cutting. *Geoderma* 66, 1-14.
- BINKLEY, D. (1986).** Forest nutrition management. Wiley New York.
- BINKLEY, D.; HART, S.C. (1989).** The components of nitrogen availability assessments in forest soils. *Advances in Soil Science* 10, 57-112.
- BIRK, E.M. (1994).** Fertilizer use in the management of pine and eucalypt plantations in Australia: A review of past and current practices. State Forest of New South Wales. *New Zealand Journal of Forest Science* 24, 289-320.
- BJÖRHEDEN, R.; THOMPSON, M.A. (1995).** An international nomenclature for forest work study. XX World Congress Proceedings of IUFRO 1995 S3:04. Subject Area. Caring for the Forest: Research in a Charming World. Tampere. Finland 6-12 August 1995, 190-215.
- BLANDER, B. (1997).** The inorganic chemistry of the combustion of aspen wood with added sulphur. *Biomass Bioenergy* 12, 289-293
- BOIXADERA, J., TEIRA, M.R. (2001).** Aplicación agrícola de residuos orgánicos. 5º Curso de Ingeniería Ambiental. Lleida 2001.
- BONDE, T.A.; SHNURER, J.; ROSSWALL, T. (1988).** Microbial biomass as a fraction of potentially mineralizable nitrogen in soils from long-term field experiments. *Soil Biology and Biochemistry* 20, 447-452.
- BONET, J.A.; FISCHER, C.R.; COLINAS, C. (2004).** The relationship between forest age and aspect on the production of sporocarps of ectomycorrhizal fungi in *Pinus sylvestris* forest of the Central Pyrenees. *Forest Ecology and Management* 203, 157-175.
- BONNEAU, M. (1995).** Fertilisation des Forêts dans les Pays Tempérés. Ed. Engref Nancy (École Nationale du Génie Rural, des eaux et des forêts).

- BONTOUX, L., VEGA, M.; PAPAMELETIOU, D. (1998).** Tratamiento de la Aguas Residuales Urbanas en Europa: El problema de los lodos. The IPTS Report. Eds. Instituto de Prospectiva Tecnológica 83, 1-15.
- BORKEN, W.; MUHS, A.; BEESE, F. (2002).** Application of compost in spruce forest: effects on soil respiration, basal respiration and microbial biomass. *Forest Ecology and Management* 159, 49-58.
- BOWMAN, A.F. (1989).** Soils and greenhouse effect. John Wiley and Sons, Ontario.
- BOX, G.E.P. (1959a).** Some theorems on quadratic forms applied in the study of analysis of variance problems: I Effects of inequality of variance in the one-way classification. *Annals of Mathematical Statistics* 25, 290-302.
- BOX, G.E.P. (1959b).** Some theorems on quadratic forms applied in the study of analysis of variance problems: II Effects of inequality of variance and correlation between errors in the two-way classification. *Annals of Mathematical Statistics* 25, 484-498.
- BRADY, N.C.; WEILL, R. R. (2001).** The Nature and Properties of Soils. Prentice Hall.
- BRAMRYD, T.; FRANSMAN, B. (1995).** Silvicultural use of wood ashes-effects on the nutrient and heavy metal balance in a pine (*Pinus sylvestris* L) forest soil. (Acid Reign'95) *Water, Air and Soil Pollution* 85, 1039-1044.
- BRAÑAS, J.; CONDE, P.; FONTAO, M.; LÓPEZ, M.F; RODRÍGUEZ, A.; SOLLA-GULLÓN, F; MERINO, A.; VIÑA, J.; RODRÍGUEZ-SOALLEIRO, R.; SÁNCHEZ, F. (2001).** Valoración del estado nutricional de repoblaciones forestales de Galicia basada en el análisis foliar y de suelos. Escuela Politécnica Superior de Lugo, Universidad de Santiago de Compostela (Informe inédito).
- BRAUN-BRANQUET J.; 1979.** Fitosociología: Bases para el estudio de las comunidades vegetales. H. Blume Ediciones. Rosario, Madrid.
- BROEK, B. VAN DEN; FAAIJ, A.; WIJK, A. VAN (1995).** Biomass combustion. Power Generation Technologies. Energy from biomass: an assessment of two promising systems for energy production. Department of Science, Technology and Society Utrecht University. The Netherlands 4, 1-89.
- BROSOFKSKE, K.D.; CHEN, J.; CROW, T.R. (2001).** Understory vegetation and site factors: implications for management Wisconsin landscape. *Forest Ecology and Management* 146, 75-87.
- BRUMME, R. (1995).** Mechanisms for carbon and nutrients release and retention in beech forest gaps III. Environmental regulation of soil respiration and nitrous oxide emission along a microclimate gradient. *Plant and Soil* 168-169, 593-600.
- CALVO DE ANTA, R.; DÍAZ-FIERROS, F. (1980).** Consideraciones acerca de la acidificación de los suelos de la zona húmeda española a través de la vegetación. *Annals of Edafology and Agrobiology* 40, 411-425.
- CALVO DE ANTA, R.; DÍAZ-FIERROS, F.; PAZ GONZÁLEZ, A. (1979).** Nuevos datos sobre la influencia de la vegetación en la formación de suelo de Galicia. III. Aportes por hojarasca, pedidas por drenaje y escorrentía. Balance de agua y elementos a través del suelo. *Annals of Edafology and Agrobiology* 38, 1983-2000.
- CAMPBELL, A.G. (1990)** Recycling and disposing of wood ash. *Tappi Journal* 73(9), 141-146.

## 7. Referencias bibliográficas

- CANTERO, A.; ESPINEL S.; SÁENZ, D. (1995).** Un modelo de gestión para las masas de *Pinus radiata* en el País Vasco. Cuadernos de la Sociedad de Ciencias Forestales 1, 193-198.
- CARBALLAS, T.; CARBALLAS, M.; JACQUIN, F. (1978).** Biodegradation et humification de la matière organique des soils humifères atlantiques. *Annals of Edafology and Agrobiology* 37, 205-212.
- CARBALLEIRA, A. (1998)** Bioclimatología de Galicia. Fundación Pedro Barrié de la Maza. La Coruña.
- CARIDAD-CANCELA, R.; PAZ-GONZÁLEZ, A. (2005).** Total and extractable nickel and cadmium contents in natural soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 36, 1-3, 241-252
- CARLSON, C.L.; ADRIANO, D.C. (1993).** Environmental impacts of coal combustion residues. *Journal Environment and Quality* 22, 227-247.
- CARLSON, S.D.; GARCÍA, O.; HAYES, J.D. (1999).** Realized gain and prediction of yield with genetically improved *Pinus radiata* in New Zeland. *Forest Science* 45, 186-200.
- CASTEDO, F. (2004).** Modelo dinámico de crecimiento para las masas de *Pinus radiata* D. Don en Galicia. Simulación de alternativas selvícolas con inclusión de riesgo de incendio. Tesis Doctoral. Escuela Politécnica Superior, Universidad de Santiago de Compostela.
- CASTILLA, G.; PRIETO, A. (1992).** Desarrollo y utilización de un simulador de producción de madera para masas de *Pinus radiata* D. Don en el País Vasco. *Investigación Agraria. Sistemas y Recursos Forestales* 1, 189-210.
- CASTROVIEJO, S. (Coord.). (1986-2003).** Flora Ibérica, vols. I-VIII, X y XIV. Real Jardín Botánico. C.S.I.C. Madrid.
- CÉDRA, C. (1997).** Les matériels de fertisation et traitement des cultures. *Technologies de l'agriculture. Collection FORMAGRI-CEMAGREF (Francia). Vol.4/5.*
- CHANDER, K.; BROOKES, P.C. (1991).** Plant inputs of carbon to metal-contaminated soil and effects on the soil biomass. *Soil Biology and Biochemistry* 12, 1169-1177.
- CHAO, W.L.; GAN, K.D.; CHAO, C.C. (1993).** Nitrification and nitrifying potential of tropical and subtropical soil. *Biology and Fertility Soils* 15, 87-90.
- CHU-CHOU, M. (1985).** Effect of different mycorrhizal fungi on *Pinus radiata* seedling growth. *Proceeding of the 6 th North American Conference on Mycorrhizae. Forest Reseach Laboratory, Oregon State University, Corvallis.*
- CLAPHAM, W.M.; ZIBILSKE, L.M. (1992).** Wood ash as a liming amendment. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 23, 1227-1229.
- CLARHOLM, M. (1994).** Granulated wood ash and a "N-free" fertilizer to forest soil-effects on P availability. *Forest Ecology and Management* 66, 127-136.
- CLARHOLM, M. (1998).** Wood ash to counteract potential phosphorus and potassium limitations in Norway spruce forest subjected to air pollution. *Scandinavian Journal of Forest Research Supplement* 2, 67-75.
- CLARHOLM, M.; ROSENGREN-BRINCK, U. (1995).** Phosphorous and nitrogen fertilization of a Norway spruce forest-effects on needles concentrates and acid phosphatase activity in the humus layer. *Plant and Soil* 175, 239-249.
- COLEGIO OFICIAL DE INGENIEROS DE MONTES. (2004).** Cuadro de precios unitarios de la actividad forestal. Ed. Mundiprensa

- COSTA, F.; GARCÍA, T.; HERNÁNDEZ, T.; POLO, A. (1998).** Residuos orgánicos urbanos. Manejo y utilización. C.S.I.C. Consejo Superior de Investigaciones Científicas.
- CRONAN, C.S.; GRIGAL, D.F. (1995).** Use of calcium/aluminium ratios as indicators of stress in forest ecosystems. *Journal Environment Quality* 24, 209-226.
- DAMBRINE, E.; VEGA, J. A.; TABOADA, T.; RODRÍGUEZ L.; FERNÁNDEZ, C.; MACÍAS, F.; GRASS, J. M. (2000).** Bilands déléments minéraux dans de petits bassins versants forestiers de Galice (NW Espagne). *Annals of Forest Science* 57, 23-38.
- DANS DEL VALLE, F.; FERNÁNDEZ DE ANA MAGÁN, F.; ROMERO GARCÍA, A. (1999).** Manual de silvicultura del *Pinus radiata* en Galicia. Universidad de Santiago.
- DE LAUZANNE, R.; MERILLOT, J. M. (1986).** La valorisation agricole des boues de laiterie. Agence Nationale pour la Récupération et l'Élimination des Déchets (ANRED), France.
- DEMEYER, A. VOUNDI NKANA, J.C.; VERLOO, M.G. (2001).** Characteristics of wood ash and influence on soil properties and nutrient uptake: An overview. *Bioresource Technology* 77, 287-295.
- DGCN (2000).** Tercer Inventario Forestal Nacional 1997-2006: Galicia. Ministerio de Medio Ambiente, Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid, España.
- DÍAZ-BALTEIRO, L.; ÁLVAREZ-NIETO, A.; ORIA DE RUEDA, J.A. (2003).** Integración de la producción fúngica en la gestión forestal. Aplicación al monte Urcido (Zamora). *Investigaciones Agrarias: Sistemas y Recursos Forestales* 12(1), 5-19.
- DÍAZ-OSÉS, M.; RODRÍGUEZ-SOALLEIRO R.; ÁLVAREZ-GONZÁLEZ, JG; SÁNCHEZ-RODRÍGUEZ, F.; ROJO-ALBORECA, A. (2003).** Construction of height growth curves for *Pinus radiata* D. Don plantations in Galicia. Proceedings of International Meeting on Silviculture and sustainable management in mountain forest in western Pyrenees. Septiembre, 2003. Pamplona.
- DÍAZ-RAVIÑA, M.; ACEA, M.J., CARBALLAS, T. (1993).** Microbial biomass and C and N mineralization in forest soil. *Bioresearch and Technology* 43, 161-167.
- DÍAZ-RAVIÑA, M.; ACEA, M.J., CARBALLAS, T. (1995).** Seasonal changes in microbial biomasa and nutrient flush in forest soils. *Biology and Fertility of Soils* 19, 220-226.
- DICK, R.P. (1997).** Soil enzyme activities as integrative indicators of soil health. Pankhurst, C.E., Doube, B.M., Gupta, V.V.S.R. (Eds.), *Biological Indicators of Soil Health*, CAB International, New York, 121-156.
- DIÉGUEZ-ARANDA, U.; BURKHART, H.E.; RODRÍGUEZ-SOALLEIRO, R. (2005).** Modeling dominant height growth of radiata pine (*Pinus radiata* D. Don) plantations in north-wertern Spain. *Forest Ecology and Management* 215, 271-284.
- DOMÍNGUEZ-VIVANCOS, A. (1984).** Tratado de Fertilización. Ediciones Mundiprensa. 37-68, 42-57, 132-174.
- DULOREY, C.J.; MORRIS, L.A.; LOWRANCE, R. (1996).** Assessing forest soil disturbance through biogenic gas fluxes. *Soil Science Society of American Journal* 60, 291-298.
- EARY, L. E., RAI, D., MATTIGOD, S. V., AINSWORTH, C. C. (1990):** Geochemical factors controlling the mobilization of inorganic constituents of fossils fuel combustion residues: II. Review of the minor elements. *Journal of Environmental Quality* 19, 202-214.
- ECHEVERRÍA, I. (1942).** Ensayo de producción de *Pinus radiata* en el norte de España. I.F.I.E., Madrid.

## 7. Referencias bibliográficas

- ECKERT, D.J. (1996).** Integrating the Mehlich-3 extractant into existing soil test interpretation schemes. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 27, 1237-1249.
- ELIAS CASTILLO, F. JIMÉNEZ ORTIZ, R. (1965).** Evapotranspiraciones potenciales y balances de agua en España. Mapa Agronómico Nacional. Ministerio de Agricultura. Madrid
- EMILSSON, S. (2006).** International Handbook from extraction of forest fuels to ash recycling. Skogsstyrelsen Swedish Forest Agency.
- ENERGISTRYRELSEN, MILJØ-ORG ENERGIMINISTERIET (1999).** Word for energy production technology-environment-economy. The centre for biomass technology.
- EPA. (2000).** Guide to field storage of biosolids. U.S. Enviromental Protection Agency. July 2000.
- ERICH, M.S. (1991).** Agronomic effectiveness of wood ash as a source of phosphorous and potassium. *Journal Environmental and Quality* 20, 43-55.
- ERICH, M.S.; OHNO, T. (1992).** Phosphorous availability to corn from wood ash amended soils. *Water Air and Soil Pollution* 64, 475-486.
- ERICSSON, T. (1994).** Nutrient dynamics and requirements of forest crops. *New Zealand Journal of Forestry Science* 24 (2-3), 133-168.
- ERIKSSON, H.M.; NILSSON, T; NORDIN, A. (1998).** Early effects of lime and hardened and non-hardened ashes on pH and electrical conductivity of the forest floor, and relations to some ash and lime qualities. *Recycling of wood ash: select results from a Swedish R&D programme. Scandinavian Journal of Forest Research* 2, 56-66.
- ERIKSSON, J. (1998).** Dissolution of hardened wood ashes in forest soils: studies in a column experiment. *Scandinavian Journal of Forest Research* 2, 23-32.
- ESPAÑOL, E.; MOON, C.; RIVERO, M.; MESEGO, J.; MATO, M. C.; VEGA, G. (2001).** Contenidos foliares de macro y micronutrientes y su valoración estacional en plantaciones de *Pinus radiata* D. Don en Galicia. III Congreso Forestal Español 573-578.
- ESPINEL, S.; CANTEROA.; SÁEZ, D. (1997).** Un modelo de simulación para rodales de *Pinus radiata* D. Don en el País Vaco. *Montes* 48, 34-38
- ESTAVILLO, J.M.; RODRÍGUEZ, M.; LACUESTA, M.; GONZÁLEZ-MURUA, C. (1997).** Effects of cattle slurry and mineral N fertilizar applications on various components of the nitrogen balance of mown grassland. *Plant and Soil* 188, 49-58.
- ETIÉGNI, L.; CAMPBELL, A.; MAHLER, R. (1991).** Evaluation of wood ash disposal on agricultural land. 1. Potencial as a soil additive and living agent. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 22(3&4), 243-256.
- ETIÉGNI, L.; CAMPBELL, A.G. (1991).** Physical and chemical characteristics of wood ash. *Resource Technology* 37, 173-178.
- FAO. (1991).** Conservación de energía en industrias mecánicas forestales. Estudio FAO: Montes 93.
- FAO. (1977).** Guía para la descripción de perfiles de suelo. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. FAO, Roma.
- FAO-UNESCO. (1998).** Clasificación de Suelos FAO. Base de Referencia de los Suelos del Mundo. Wold Reference for Soil Resource. FAO, Roma
- FERM, A.; HOKKANEN, A.; MOILANEN, M.; ISSAKAINEN, J. (1992).** Effects of wood bark ash on the ground and nutrition of a Scots pine afforestation in central Finland. *Plant and Soil* 147, 305-316.

- FERNÁNDEZ, N. (2004).** Arrastre de sustancias químicas en profundidade en solos forestais e de prado sobre os que se aplican mesturas de cinzas madereras e estabilizadores complementarios. Proxecto Fin de Carreira de E.T. Forestal. EPS Lugo, Universidad de Santiago de Compostela.
- FERNÁNDEZ DE ANA-MAGÁN, F.J. (1975).** Enfermedad de la banda roja en el *P. radiata*. Comunicaciones del I.N.I.A., Serie protección vegetal 3.
- FERNÁNDEZ DE ANA-MAGÁN, F.J.; RODRÍGUEZ-FERNÁNDEZ, A. (2000).** Os cogumelos nos ecosistemas forestais galegos. Montes e Fontes (Ed.) Xerais de Galicia
- FERNÁNDEZ DE ANA-MAGÁN, F.J.; RODRÍGUEZ, A.; BLANCO-DIOS J.B. (1999).** A produción de cogumelos nas matas forestais. Un recurso a considerar na ordenación de montes. Actas Congreso de Ordenación y Gestión Sostenible de Montes, Santiago de Compostela. Tomo I, 525-533.
- FERNÁNDEZ-MARCOS, M. L.; ÁLVAREZ, E.; MONTERROSO, C. (1998).** Aluminium and iron estimated by Mehlich-3 Extractant in mine soils in Galicia Northwest Spain. Communications in Soil Science and Plant Analysis 29, 599-612.
- FERNÁNDEZ, M.; ATIENZA, M.; RIGUEIRO, A.; CASTRO, M. (1993).** Producción de hongos comestibles en masa de *Pinus sylvestris* L. de Soria. Efectos de tratamientos selvícolas. Actas del I Congreso Forestal Español, Lourizán (Pontevedra). Tomo III, 363-368.
- FERNÁNDEZ-QUINTANILLA C. (1962).** Fertilización de las praderas naturales de la provincia de Santander. Boletín del Instituto Nacional de Investigaciones Agronómicas, XXII (46): 151-164.
- FRITZE, H.; KAPANEN, A.; VANHALA, P. (1995).** Cadmium contamination of wood ash and FIRE-treated coniferous humus: Effect on soil respiration. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 54, 775-782.
- FRITZE, H.; PERKIÖMÄKI, J.; SAARELA, U; KATAINEN, R.; TIKKA, P; YRJALA, K.; KARP., M.; HAIMI, J.; ROMANTSCHUK, M. (2000).** Effect of Cd-containing, wood ash on the microflora of coniferous forest humus. FEMS Microbiology Ecology 32, 43-51.
- FRITZE, H.; SMOLANDER, A.; LEVULA, T.; KITUNEN, V.; MÄLKÖNEN, E. (1994).** Wood-ash fertilization and fire treatments in a Scots pine forest stand: Effects on the organic layer, microbial biomass and microbial activity. Biology and Fertility of Soils 17, 57-63.
- FUENTES-YAGÜE.; J.L. (1994).** El Suelo y los Fertilizantes. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Ed. Mundiprensa. Madrid.
- GANDULLO, J.M.; GONZÁLEZ-ALONSO, S.; SANCHEZ-PALOMARES, O. (1974).** Ecología de los pinares españoles IV *Pinus radiata* D. Don. Ministerio de Agricultura, INIA, Madrid.
- GARCÍA, M.A.; ALONSO, J.; FERNÁNDEZ, M.I.; MELGAR, M.J. (1998).** Lead content in edible wild mushrooms in northwest Spain as indicator environmental contamination. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 34, 33-335.
- GARCÍA, M.A.; MACÍAS, F. (1993).** Variación anual de la mineralización del nitrógeno en sistemas forestales de Galicia. Ponencias y Comunicaciones. Congreso Forestal Español. Silva Pando F. J.; Vega G. Eds. Lourizán, 145-150.
- GARCÍA-PÉREZ, A. (1997).** Estadística aplicada: Conceptos básicos. Universidad Nacional de Educación a Distancia.

## 7. Referencias bibliográficas

- GARCÍA-RODEJA, I.; GIL-SOSTRES, F. (1997).** Prediction of parameters describing phosphorous desorption kinetics in soils of Galicia (Northwest Spain). *Journal Environmental and Quality* 26, 1363-1369.
- GEISSER, S.; GREENHOUSE, S.W. (1958).** An extension of Box's results on the use of F distribution in multivariate analysis. *Annals of Mathematical Statistics* 29, 885-891.
- GENENGER, A.; ZIMMERMAN, S.; FROSSARD, E.; BRUNNER, I. (2003).** The effects of fertilizer or wood ash on nitrate reductase activity in Norway spruce fine roots. *Forest Ecology and Management* 175, 413-423.
- GERING, G.; HEIL B., LAMERSDORF, N.P. (2000).** Wood ash application in Norway spruce forest at Solling. Central Germany. *Proceedings of International Conference of Forest Ecosystemen Restoration, Vienna* 322-324.
- GIL-SOTRES, F.; DÍAZ-BUSTAMANTE, J.; DÍAZ-FIERROS, F. (1977).** Relaciones entre los factores edáficos y el crecimiento de *Pinus pinaster* Ait y *Pinus radiata* D. Don en la península del Barbanza (Galicia). *Boletín de la Sociedad Gallega de Historia Natural* 1, 167-207.
- GIL, E. (2000).** Uniformidad en la distribución del arbolado. *Aerotécnica* Enero 2000.
- GIL-BUENO, A.; MONTERROSO, C. (1998).** Metodoloxía de restauración de escombreira na minería de carbón. II Congreso de Enxeñaría da Paisaxe: (A Coruña, Palacio de Congresos, 3, 4 e 5 de decembro de 1997). *Asociación Española de Ingeniería del Paisaje* 101-109.
- GÓMEZ-LISTE, C. (2002).** Fertilización con lodos de industria láctea en la instalación de praderas bajo plantaciones de *Pinus radiata*. Proyecto Fin de Carrera de E.T. Forestal. EPS Lugo, Universidad de Santiago de Compostela.
- GONZÁLEZ-HERNÁNDEZ, M.P.; SILVA-PANDO, F.J.; JIMÉNEZ, M.C. (1998).** Production patterns of understory layers in several Galician (NW Spain) woodlands-Seasonality, net productivity and renewal rates. *Forest Ecology and Management* 109 (1-3), 251-259.
- GONZÁLEZ-PRIETO, S. J.; VILLAR M. C. (2003).** Soil organic N dynamics and stand quality in *Pinus radiata* pinewoods of the temperate sumid region. *Soil Biology and Biochemistry* 35, 1.395-1.404.
- GREENHOUSE, S.W.; WEISSER, S. (1959).** On methods in the analysis of profile data. *Psychometrika* 24, 95-112.
- GREWOOD, D.J. (1990).** Production and productivity: the nitrate problem? *Annals of Applied Biology* 117, 209-231.
- GUITIÁN-OJEA, F.; CARBALLAS-FERNÁNDEZ, T (1976).** Técnicas de análisis de suelos, ed. Pico Sacro, Santiago de Compostela.
- GUITIÁN-OJEA, F.; CARBALLAS-FERNÁNDEZ, T.; MUÑOZ-TABOADELA, M. (1982).** Suelos de la Provincia de Lugo. Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia. Santiago de Compostela.
- GUPTA, V.K.; ALI, I. (2001)** Removal of DDD and DDE from wastewater using bagasse fly ash a sugar industry. *Water Research* 35, 33-40.
- HAIMI, J.; FRITZE, H.; MOILANEN, P. (2000).** Responses of soil decomposer animals to wood-ash fertilization and burning in a coniferous forest stand. *Forest Ecology and Management* 129, 53-61.

- HAKKILA, P. (1989).** Utilisation of Residual Forest Biomass. Springer series in Wood Science-springes Verlag, Berlin.
- HANSE, K.H.; PETERSEN, A.J.; OTTOSEN, L.M.; VILLUMSE, A. (2001).** Speciation and mobility in straw and wood combustion fly ash. *Chemosphere* 45, 123-128.
- HANSSON, M. (1998).** Big-scale ash handling in Central-Sweden. Stockholm. Vattenfall. Rappor 1998/3, 58-59.
- HART, P.B.S.; AUGUST, J.A.; WEST, A.W. (1989).** Long term consequences of top soil mining on biological and physical characteristics of two New Zealand loessial soils under grazed pasture. *Land Degradation and Rehabilitation* 1, 77-88.
- HAYNES, R.J. (1986).** Mineral Nitrogen in the Plant-Soil System (Physiological Ecology). Academic Press Inc., London
- HINTIKKA, V. (1998).** On the macromycete flora in oligotrophic pine forest of different ages in South Finland. *Acta Botanica Fennica* 136, 89-94.
- HOPMANS, P. CHAPPELL, H.N. (1994).** Growth response of young, thinned Douglas-fir stands to nitrogen fertilizer in relation to soil properties and tree nutrition. *Canadian Journal of Forest Research* 24, 1684-1688.
- HUANG, H.; CAMPBELL, A.G; FOLK, R.; MAHLER, R.L. (1992)** Wood ash as a soil additive and liming agent for wheat: field studies. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 23, 25-33.
- HUNTER, I.R.; GIBSON, A.R. (1984).** Predicting *Pinus radiata* site index from environmental variables. *New Zealand Journal of Forest Science* 14, 53-64.
- HUNTER, I.R.; RODGERS, A.; DUNNINGHAM, A.; PRINCE, J.M.; THORN, A.J. (1991).** An atlas of radiate pine nutrition in New Zealand. *FRI Bulletin* N° 165, Rotorua, New Zealand.
- HYTÖNEN, J. (2003).** Effects of wood, peat and coal ash fertilization on Scots pine foliar nutrient concentrations and growth on afforested former agricultural peat soils. *Silva Fennica* 37 (2), 219-234.
- I.G.M.E. (1975).** Mapa geológico de España. Escala 1:50.000. Hoja de Lugo. Ministerio de Industria, Madrid.
- I.G.M.E. (1975).** Mapa geológico de España. Escala 1:50.000. Hoja de Ordes, Ministerio de Industria, Madrid.
- I.G.M.E. (1975).** Mapa geológico de España. Escala 1:50.000. Hoja de Sobrado dos Monxes, Ministerio de Industria, Madrid.
- I.G.M.E. (1975).** Mapa geológico de España. Escala 1:50.000. Hoja de Villalba, Ministerio de Industria, Madrid.
- I.G.N. (1992).** Mapa Provincial de la Provincia de A Coruña. Escala 1: 200.000. Ministerio de Obras Públicas. Dirección General del Instituto Geográfico Nacional.
- I.G.N. (1992).** Mapa Provincial de la Provincia de Lugo. Escala 1: 200.000. Ministerio de Obras Públicas. Dirección General del Instituto Geográfico Nacional.
- INGRAO, G.; BELLONI, P.; SANTARONI, G.P. (1992).** Mushrooms as biological monitors in the environment. *Journal Radioanalytical Nuclear Chemistry* 161(1), 113-120.
- IZCO, J. (2003).** Panorámica sobre la diversidad de la flora y la vegetación. Reflexiones sobre el medio ambiente en Galicia, J.J. Casares (eds.): 277 -321. Xunta de Galicia. Santiago de Compostela.

## 7. Referencias bibliográficas

- IPPC (2005)** Integrated Pollution Prevention and Control. Reference Document on Best Available Techniques for Large Combustion Plants. European Commission. Institute for Prospective Technological Studies (Sevilla). European IPPC Bureau.
- IŞILOĞLU, M.; YLMAZ, F.; MERDIVAN, M. (2001).** Concentrations of trace elements in wild edible mushrooms. *Food Chemistry* 73, 169-175.
- JACKSON, D.S.; GIFFORD, H.H. (1974).** Environmental variables influencing the increment of radiate pine. 1. Periodic volume increment. *New Zealand Journal of Forest Science* 4, 3-26.
- JACOBSON, S. (2003).** Addition of stabilised wood ashes to Swedish coniferous stands on mineral soil-effects on stem growth and needle nutrient concentrations. *Silva Fennica*.37, 437-450.
- JACOBSON, S. KUKKOLA, M.; MÄLKÖNEN, E.; TVEITE, B. (2000).** Impact of whole-tree harvesting and compensatory fertilisation on growth of coniferous thinning stands. *Forest Ecology and Management* 129, 41-45.
- JACOBSON, S.; GUSTAFSSON, L. (2001).** Effects on ground vegetation of the application of wood ash to Scots pine stand. *Basic and Applied Ecology* 2, 233-241.
- JENKINSON, D.S.; LADD, J.N. (1981).** Microbial biomass in soil: measurement and turnover. Paul, E.A.; Ladd, J.N. (Eds.), *Soil Biochemistry*, vol. 5 Dekker, New York. 415-471.
- JENKINSON, D.S.; POWLSON, D.S. (1976).** The effects of biocidal treatments on the metabolism in soil. A method for measuring soil biomass. *Soil Biology and Biochemistry* 8, 209-213.
- JENSEN, L.S.; MUELLER, T.; TATE, K. R.; ROSS, D.J.; MAGID, J.; NIELSEN, N.E. (1996).** Soil surface CO<sub>2</sub> flux as an index of soil respiration in situ: a comparison of two chamber methods. *Soil Biology and Biochemistry* 28, 1297-1306.
- JENTSCHKE, G.; WINTER, S.; GODBOLD, D.L. (1999).** Ectomycorrhizas and cadmium toxicity in Norway spruce seedlings. *Tree Physiology* 19, 23-30.
- JOERGENSEN, R.G.; ANDERSON, T.H.; WOLTERS, V. (1995).** Carbon and nitrogen relationship in the microbial biomass of soils in beech (*Fagus sylvatica* L.) forest. *Biology and Fertility Soils* 19, 141-147.
- JONES, J.B.; WOLF, B.; MILLS, H.A. (1991).** *Plant Analysis Handbook*. Micro-Macro Publishing, Georgia, USA.
- KABATA-PENDÍAS, A.; PENDÍAS, M. (2001).** *Trace Elements in Soils and Plants*. CRS Press.
- KALAČ, P.; NIŽNAMSKÁ, M.; BEVILAQUA, D.; STAŠKOVÁ, I. (1996).** Concentrations of mercury, copper, cadmium and lead in fruiting bodies of edible mushrooms in the vicinity of a mercury smelter and a copper smelter. *The Science Total Environment* 177, 251-258.
- KALAČ, P.; SVOBODA, L. (1998).** Heavy metals in edible mushrooms. *Czech Journal of Food Science* 16 (3) 110-116.
- KALAČ, P.; SVOBODA, L. (2000).** A review of trace element concentrations in edible mushrooms. *Food Chemistry* 69, 273-281.
- KALAČ, P.; SVOBODA, L.; HAVLÍČKOVÁ, B. (2003).** Contents of cadmium and mercury in edible mushrooms. *Journal of Applied Biomedicine* 2, 15-20.
- KALAMEES, K.; SILVER, S. (1998).** Fungal productivity of pine heaths in North-West Estonia. *Acta Botanica Fennica* 136, 95-98.
- KALLIO, M.; LEINONEN, A. (2005).** Production technology of forest chips in Finland. VTT's Library and Internet.

- KEENEY, D.R.; NELSON, D.W. (1982).** Nitrogen inorganic forms. In: Page, A.L., *et al.* (Eds.), *Methods of Soil Analysis, Part 2*, 2<sup>da</sup> ed. Agronomy 9, 672-685.
- KEIZER, P.J.; ARNOLDS, E. (1994).** Succession of ectomycorrhizal fungi in roadside verges planted with common oak (*Quercus robur* L.) in Drenthe, The Netherlands. *Mycorrhiza* 4, 147-159.
- KELLNER, O.; WEIBULL, H. (1998).** Effects of wood ash on bryophytes and lichens in a Swedish pine forest. *Scandinavian Journal of Forest Research Supplement* 2, 76-85.
- KILLHAM, K. (1994).** *Soil Ecology*, Cambridge University Press, Cambridge
- KORPILAHTI, A.; MOILANEN, M.; FINÉR, L. (1998).** Biomass ash utilization in Finland. *International Biomass Ash Workshop*. Graz, Austria.
- KOWALENKO C.G.; CAMERON D.R. (1978).** Nitrogen transformations in plant system in tree years of field experiments using tracer and tracer methods on an ammonium-fixing soil. *Canadian Journal of Soil Science* 58, 195-208.
- KRANABETTER, J.M.; TROWBRIDGE, R.; MACADAM, D.; MCLENNAN, D.; FRIESEN, J. (2002).** Ecological descriptions of pine mushroom (*Tricholoma magnivelare*) habitat and estimates of its extent in northwestern British Columbia. *Forest Ecology and Management* 158, 249-261.
- KUUSI, T.; LAAKSOVIRTA, K; LIUKKONEN-LILJA, H.; LODENIUS, M.; PIEPPONEN, S. (1981).** Lead, cadmium and mercury contents of fungi in the Helsinki area and in unpolluted control areas. *Zeitschrift für Lebensmittel-Untersuchung und-Forschung* 173, 261-267.
- LAMBERT, M. J. (1984).** The use of foliar analysis in fertilizer reseach. In: *Proceeding of the IUFRO Symposium on Site and Productivity of Fast Growing Plantations*, Pretoria, South Africa. 269-291.
- LARIANOVA; YERMOLAYEV, A.M.; BLAGODATSKY, S.A.; ROZANOVA, L.N.; YEVDOKIMOV, I.V.; ORLINSKY, D.B. (1998).** Soil respiration and carbon balance of gray forest soils as affected by land use. *Biology and Fertility Soils* 27, 251-257.
- LARSSON, P.E.; WESTLING, O. (1998).** Leaching of wood ash and lime products: Laboratory study. *Scandinavian Journal of Forest Research* 2, 17-22.
- LASTRA, B.; OTERO, V.; SOLLA-GULLÓN, F.; CONDE, P.; SENDRA, E.; GALLEGRO, P.; MERINO, A. (2002).** Fertilization of a kiwi plantation with wood ash: nutritional status and production. *IX Simposio Ibérico Sobre Nutrición Mineral de las Plantas*, Septiembre 2002, Zaragoza, España.
- LEIRÓS, M.C.; TRASAR-CEPEDA, C.; SEOANE, S.; GIL-SOTRES, F. (1999).** Dependence of mineralization of soil organic matter on temperature and moisture. *Soil Biology and Biochemistry* 31, 327-335.
- LERNER, B.R.; UTZINGER, J.D. (1986).** Wood ash as soil liming material. *HortScience* 21: 76-78.
- LEVULA, T.; SAARSALMI, A.; RANTAVAARA, A. (2000).** Effects of ash fertilization and prescribed burning on macronutrient, heavy metal, sulphur and Cs-137 concentrations in linonberries (*Vaccinium vitis-idaea*) *Forest Ecology and Management* 126, 269-279.
- LODENIUS, M.; SOLTANPOUR-GARGARI, A.; TULISALO, E. (2002).** Cadmium in forest mushrooms after application of wood ash. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 68, 211-216.

## 7. Referencias bibliográficas

- LOONEY, S.W.; STANLEY W.B. (1989).** Exploratory repeated measures analysis for two or more groups. *American Statistical* 43, 220-245.
- LÓPEZ, A. (2001).** Precolación de nutrientes e contaminantes en solos de prado sobre os que se aplican mesturas de cinzas madeiras e materiais calizos. Proxecto Fin de Carreira de E.T. Forestal. EPS Lugo, Universidad de Santiago de Compostela.
- LÓPEZ-DÍAZ, M.L.; RIGUEIRO-RODRÍGUEZ, A.; MOSQUERA-LOSADA, M.R. (2001).** Efecto del encalado y la fertilización orgánica sobre el crecimiento de *Pinus radiata* D. Don y la producción de pastos en sistemas silvopastorales en zona de monte de Galicia. Ponencias del III Congreso Forestal Español.
- LOUREIRO, J.F.; MATÍA, G.; (2001).** El relieve. Atlas de Galicia. Tomo 1: Medio Natural: 81-136. Sociedade para o desenvolvemento comarcal de Galicia. Consellería da Presidencia. Xunta de Galicia.
- LUDBORG, A. (1998).** Biomass utilisation in Sweden in ashed and particulate emissions from biomass combustion. Obernberger I (Eds.) Institute of Chemical Engineering, Technical University of Graz, Austria.
- LUDWIG, B.; MEIWES, K.J.; KHANNA, P.; GEHLEN, R.; FORTMAN, H.; HILDBRAND, E.E. (1999).** Comparison of different laboratory methods with lysimetry for soil solution composition-experimental and model results. *Journal of Forest Research* 17, 225-237.
- LUDWIG, B.; RUMPF, S.; MINDRUP, M.; MEIWES, K.J.; KHANNA, P. (2002).** Effects of lime and wood ash on soil-solution chemistry, soil chemistry and nutritional status of a pine stand in northern Germany. *Scandinavian Journal of Forest Research* 17: 225-237.
- LUMME, I.; LAIHO, O. (1998).** Effects of domestic sludge, conifer bark ash and wood fibre waste on soil characteristics and the growth of *Salix aquatica*. *Comunicaciones Instituti Forestalis Fenniae. The Finnish Forest Research Institute* 146, 1-23.
- LUNA-GUIDO, M. L.; VEGA-JARQUÍN, C.; FRANCO-HERNÁNDEZ, M.O.; VÁSQUEZ-MURIETA, N.; TRUJILLO-TAPIA, N.; RAMÍREZ-FUENTES, E.; DENDOOVEN, L. (2002).** Actividad microbiana en suelos. *Avance y Perspectiva* 21, 328-332.
- MACÍAS, F.; CALVO, R. (1992).** Suelos de la Provincia de la Coruña. Excma. Diputación de La Coruña, 85.
- MACÍAS, F.; CALVO DE ANTA, R. (2001).** Los suelos. Atlas de Galicia. Tomo1: Medio Natural: 173-217. Sociedade para o Desenvolvemento Comarcal de Galicia. Consellería da Presidencia. Xunta de Galicia. Santiago.
- MACÍAS, F.; CHERWORTH, W. (1992).** Weathering in humid regions, with emphasis on igneous rocks and their metamorphic equivalents. In: *Weathering, Soils and Paleosols*. Martini L. y Chesworth w., eds. Elsevier, Ámsterdam, 283-306.
- MACKENSEN, J.; FÖLSTER, H. (2000).** Cost-analysis for sustainable nutrient management of fase growing-tree plantations in East-Kalimantan, Indonesia. *Forest Ecology and Management* 131, 239-253.
- MADRIGAL, A. (1991).** Tablas de Producción. Seminario sobre Inventario y Ordenación de Montes, Valsaín, Segovia. II, 32-70.
- MADRIGAL, A.; TOVAL G. (1975).** Tablas de Producción de *Pinus radiata* D. Don en el País Vasco. Dirección General de la Producción Agraria, Ministerio de Agricultura, Madrid.

- MAHMMOOD, S.; FINLAY, R.D.; FRAMSON, A.M.; WALLANDER, H. (2003).** Effects of hardened wood ash on microbial activity, plant growth and nutrient uptake by ectomycorrhizal spruce seedlings. *FEMS Microbiology, Ecology* 43, 121-131.
- MALINOWSKA, E.; SZEFER, P.; FALANDYSZ, J. (2004).** Metals bioaccumulation by bay bolete, *Xerocomus badius*, from selected sites in Poland. *Food Chemistry* 84, 405-416.
- MANSILLA, P.; PÉREZ-OTERO, R.; SALINERO-CORRAL, C. (1999).** Tratamientos fitosanitarios de las masas forestales. *Silvanus*. Asociación Profesional de Selvicultores.
- MANSILLA, P.; PÉREZ-OTERO, R.; VELA, P. (1997).** Hongos de las acículas del *Pinus* spp. En las masas forestales gallegas. En *Actas del I Congreso Forestal Hispano-Luso*. Pamplona. 5, 247-252.
- MANSILLA, P.; PINTOS, C. (1997).** Aislamiento de *Phytoptora cinnamomi* Rands. En viveros forestales de *Pinus radiata*. En *Actas del I Congreso Forestal Hispano-Luso*. Pamplona 5, 239-242.
- MAPA DE CLASES AGROLÓGICAS DE LA PROVINCIA DE A CORUÑA (1978).** Escala 1:50.000. Ministerio de Agricultura. Evaluación de recursos agrarios. 19. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- MAPA DE CLASES AGROLÓGICAS DE LA PROVINCIA DE LUGO (1978).** Escala 1:50.000. Ministerio de Agricultura. Evaluación de recursos agrarios. 19. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- MAPA DE CULTIVOS Y APROVECHAMIENTOS DE LA PROVINCIA DE A CORUÑA (1986).** Escala 1:200.000. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- MAPA DE CULTIVOS Y APROVECHAMIENTOS DE LA PROVINCIA DE LUGO (1986).** Escala 1:200.000. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- MARCOS DE LANUZA, J. (1966).** Nutrición hidropónica con microelementos I. Manganeso, boro y molibdeno en *Pinus radiata* D. Don. Ministerio de Agricultura. Instituto forestal de Investigaciones y Experiencias, Madrid.
- MARCOS-MARTÍN, J.A.; MARCOS-PORRAS, E.; TÁRREGA, R. (2005).** Estructura de la vegetación y características edáficas en pinares de diferentes edades. *IV Congreso Forestal Nacional*. Publicación en CD.
- MARQUEZ-DELGADO, L. (1982).** Maquinaria para siembra y abonado. Métodos de ensayo. IRANOR CT-68. Tractores y Maquinaria Agrícola y Forestal.
- MARTÍNEZ, S. (2006).** Aplicación de cinzas de biomasa nunha plantación de *Pinus radiata* trala 2ª clara. Proxecto Fin de Carreira de E.T. Forestal. EPS Lugo, Universidad de Santiago de Compostela.
- MARTÍNEZ-CORTIZAS, V. (2001).** Movilización de nutrientes tóxicos en parcelas de monte sobre las que se aplican cenizas de combustión de madereras. Proyecto Fin de Carrera de I.T. Forestal. EPS Lugo, Universidad de Santiago de Compostela.
- MARUMOTO, T.; ANDERSON, J.P.E.; DOMSCH, K.H. (1982).** Mineralization of nutrients from soil microbial biomass. *Soil Biology and Biochemistry* 14, 469-475.
- MAYLAND, H.F.; WILKINSON, S.D. (1996).** Mineral nutrition. American Society of Agronomy, Crop Science of America, Soil Science Society of America, Madison USA. *Cool-Season Grasses, Agronomy* 34, 165-191.

## 7. Referencias bibliográficas

- MCLEAN, E.O. (1982).** Soil pH Lime Requirement. Methods of Soils Analysis, Part 2. Chemical and Microbiological Properties. Agronomy Monograph N° 9 2<sup>nd</sup> Edn. ASA-SSSA Madison, WI 199-224.
- MEHLICH, A. (1984).** Mehlich N. Extractant: a modification of Mehlich No. 2 extractant. Communications in Soil Science and Plant Analysis 15, 1409-1416.
- MEJSTŘÍK, V.; LEPŠOVÁ, A. (1993).** Applicability of fungi to the monitoring of environmental pollution by heavy metals. In B. Markert (Ed.) Plants as biomonitors. Germany: VCH Weinheim 365-378.
- MERINO, A.; BALBÓA, M.A.; RODRÍGUEZ-SOALLEIRO, R.; ÁLVAREZ-GONZÁLEZ, J.G. (2005).** Nutrient exports under different harvesting regimes in fast-growing forest plantations in southern Europe. Forest Ecology and Management 207, 325-339.
- MERINO, A.; EDESO, J. M. (2000).** Soil fertility rehabilitation in young *Pinus radiata* D. Don plantations from northern Spain after intensive site preparation. Forest Ecology and Management 116, 83-91.
- MERINO, A.; FERNÁNDEZ-LÓPEZ, A.; SOLLA-GULLÓN, F.; EDESO, J.M. (2004).** Soil changes and tree growth in intensively managed *Pinus radiata* in northern Spain. Forest Ecology and Management 196, 393-404.
- MERINO, A.; OTERO, V.; OMIL, B.; LASTRA, B.; PIÑEIRO, V.; GALLEGOS, P.P. (2006).** Wood ash compared with fertigation for improving the nutritional status and fruit production of kiwi vines. Journal of Plant Nutrition and Soil Science
- MERINO, A.; REY, C.; BRAÑAS, J.; RODRÍGUEZ-SOALLEIRO, R. (2003).** Biomasa arbórea y acumulación de nutrientes en plantaciones de *Pinus radiata* D. Don en Galicia. Investigaciones Agrarias. Serie Forestal. 50, 23-36.
- MESANZA, J.M.; CASADO, H.; CASTILLO, F.J. (1993)** Nutrient concentrations in *Pinus radiata* D. Don needles in the Basque Country (Spain): a preliminary classification of parameters and sites. Annals of Forest Science 12, 85-98.
- MILJØ-OR-ENERGIMINISTERIET. (2000).** Benkendtgørelse om anvendelse af aske fra forgasning og forbrænding af biomasse og biomasseaffald til jordbrugsformå. (In Danish.) BEK n° 39. Miljø-og Energiministeriet, Copenhagen.
- MILLER, B.B.; DUGWELL, D.R.; KANDIYOTI, R. (2002).** Partitioning of trace elements during the combustion of coal and biomass in a suspension-firing reactor. Fuel 81, 159-171.
- MINISTERIO DE AGRICULTURA, PESCA Y ALIMENTACIÓN (1993).** Orden del 26 de octubre de 1993, por la que se dictan normas sobre los controles a realizar por las Comunidades Autónomas para el seguimiento de la utilización de lodos de depuración en el sector agrario. BOE del 5 de Noviembre de 1993. Madrid.
- MINISTERIO DE FOMENTO (2006).** Observatorio de costes del transporte de mercancías por carretera. Secretaría General de Transportes. Dirección General de Transporte por Carretera.
- MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE (2000).** Tercer Inventario Forestal Nacional 1997-2006. Ministerio de Medio Ambiente. Dirección General de la Naturaleza.
- MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE (2002).** Operaciones de valorización y eliminación de residuos y lista europea de residuos. B.O.E. 043/2002, de 19 de Febrero. Ref. 2002/03285.6494-6515.

- MISRA, M.; RAGLUND, K.; BAKER, A. (1993).** Wood ash composition as a of furnace temperature. *Biomass and Bioenergy* 4(2) 103-116.
- MOILANEN, M.; FRITZE, H.; NIEMINEN, M.; PIIRAINEN, S.; ISSAKAINEN, J.; PIISPANEN, J. (2006).** Does wood ash application increase heavy metal accumulation in forest berries and mushrooms? *Forest Ecology and Management* 226 (1-3), 153-160.
- MOILANEN, M.; SILFVERBERG, K.; HOKANNEN, T.J. (2002):** Effects of wood-ash on the tree growth, vegetation and substrate quality of a drained mire: a case study. *Forest Ecology and Management* 171, 321-338.
- MONTERO DE BURGOS J.L.; GONZÁLEZ REBOLLAR, J.L. (1973).** Diagramas bioclimáticos. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. Madrid.
- MONTERO DE BURGOS J.L.; GONZÁLEZ-REBOLLAR, J.L.; GARCÍA-SALMERÓN, J. SERRADA R. (1981).** Restauración de espacios naturales degradados. Forestación y reforestación. In *Tratado del Medio Natural*. Tomo IV. UPM. CEOTMA. ICONA. Madrid.
- MONTEROSO, C.; ÁLVAREZ, E.; FERNÁNDEZ-MARCOS, M.L. (1999).** Evaluation of Mehlich 3 reagent as a multielement extractant in mine soils. *Land Degradation and Development*. 10, 35-47.
- MORLEY, G.; GADD, G.M. (1995).** Sorption of toxic metals by fungi and clay minerals. *Mycology Resource* 99 (12) 1429-1438.
- MOSQUERA, M.R.; GONZÁLEZ, A.; RIGUEIRO, A. (1999).** Ecología y manejo de praderas. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación.
- MUNSELL COLOR. (2000).** Munsell Soil Charts.
- MUSE, J.K.; MITCHELL, C.C. (1995).** Paper mill boiler ash and lime by-products as soil liming materials. *Agronomy Journal* 87, 432-438.
- NAYLOR, L.M.; SCHMIDT (1986)** Agricultural use of wood ash as a fertilizer and liming material. *Tappi Journal* 69, 114-119.
- NEMEC, A.F. (1996).** Analysis of repeated measures and time series: an introduction with forestry examples. *Biom. Inf. Handb.* 6 Res. Br., B.C. Min. For., Vitoria, B.C. Work. Pap. 15/1996.
- NILSSON, T.; ERIKSSON. H.M. (1997).** Vedaska och kalk - effekter på kväve mineralisering och nitrifikation i en skogsjord. *NUTEK R 1997:75*. 81.
- NILSSON, T.; LUNDIN, L. (1996).** Effects of drainage and Wood ash fertilisation on water chemistry at a cutover peatland. *Hidrobiologia* 335, 3-18.
- NOGALES, M.J.; GONZÁLEZ, F. (1999).** Consejos para la puesta a punto y correcto uso de las abonadoras. *Mecanización. Vida rural* 94, 62-64.
- NOGALES, M.J.; MATIA-AMO, J.A. (1998).** Consideraciones par la elección y uso de abonadoras. *Mecanización. Vida rural* 71, 50-52.
- NOGALES, M.J.; MATÍA-AMO, J.A. (2002).** La importancia de la distribución de abonos en cobertera. *Fertilización. Vida Rural* 144, 62-67.
- NORTON, B.W. (1982).** Differences between species in forage quality. *Proceedings International Symposium held to St Lucia, 1981. Nutritional Limits to Animal Production from Pastures* 91-109.
- NÚÑEZ, H; PANIAGUA, A. (2001).** Tras las huellas de nuestros orígenes. [www.enice.mecd.es](http://www.enice.mecd.es).

## 7. Referencias bibliográficas

- OBERNBERGER, I.; BIEDERMANN, F.; WIDMANN, W.; RIEDL, R. (1997).** Concentrations of inorganic elements in biomass fuels and recovery in the different ash fractions. *Biomass Bioenergy* 12, 211-224.
- OHENOJA, E. (1989).** Forest fertilization and fruiting body production in fungi. *Atti del Centro de Studi per la Flora Mediterranea* 7, 233-252.
- OHNO, T. (1992).** Neutralisation of soil acidity and release of phosphorus and potassium by wood ash. *Journal Environmental and Quality* 21, 433-438.
- OHNO, T.; ERICH, M.S (1990).** Effect of wood ash application on soil pH and soil test nutrient level. *Agriculture Ecosystem Environmental* 32, (223-239), 433-438.
- OLANDERS, B.; STEENARI, B.M. (1995).** Characterization of ashes from wood and straw. *Biomass Bioenergy* 9, 105-115.
- OLEKSYN, J.; REICH, P. B.; ZYTKOWIAK, R.; KAROLEWSKI, P.; TJOELKER, M.G. (2002).** Needle nutrients in geographically diverse *Pinus sylvestris* L. Populations. *Annals of Forest Science* 59, 1-18.
- OLSSON, B.A.; KELLNER, O. (2002).** Effects of soil acidification and liming on ground flora establishment after clear-felling of Norway spruce in Sweden. *Forest Ecology and Management* 158, 127-139.
- OMIL, B. (2003).** Estudio de la aplicación de los lodos de una EDAR de una industria láctea sobre suelo y vegetación arbórea en un sistema silvopastoral. Proyecto fin de carrera. Ing. De Montes. EPS. Universidad de Santiago de Compostela.
- OMIL, B.; SEOANE, I.; FERREIRO DA COSTA, J.; MERINO, A.; RODRÍGUEZ-GUITIÁN, M.A. (2005).** Evolución de la composición florística del sotobosque en plantaciones de *Pinus radiata* D. Don fertilizadas con cenizas de biomasa. Escuela Politécnica Superior, Universidad de Santiago de Compostela. Campus de Lugo.
- OMIL, B.; PIÑEIRO, V.; MOSQUERA, M.R.; MERINO, A. (2006).** Responses of a non N limited forest plantation to the application of alkaline stabilized dewatered dairy factory sludge. *Journal of Environmental Quality* (En prensa)
- ORIA DE RUEDA, J.A. (2001).** Los hongos forestales. Gestión y aprovechamiento. Documento inédito, E.T.S. Ingenierías Agrarias. Palencia.
- OURO, G.; PÉREZ-BATALLÓN, P.; MERINO, A. (2001).** Effects of selvicultural practices on nutrient status in a *Pinus radiata* plantation: Nutrient export by tree removal and nutrient dynamics in decomposing logging residues. *Annals of Forest Science* 58, 411-422.
- PARLADÉ, P.J.; ÁLVAREZ, F. PERA, J. (2004).** Ability of native ectomycorrhizal fungi from northern Spain to colonize Douglas-fir and other introduced conifers. *Micorrhyza* 6 (1), 51-55.
- PATHAN, S.M.; AYLMOORE, L.A.G.; COLMER, T.D. (2003).** Properties of Several fly ash materials in relation to use as soil amendements. *Journal of Environmental Quality* 32, 687-693.
- PELES, J.D.; BREWER, S.R.; BARRETT, G.W. (1998).** Heavy metal accumulation by old-field plant species during recovery of sludge-treated ecosystems. *American Midland Naturalist* 140 (2), 245-251.
- PEÑAGARICANO, J.A. (1989).** Fertilizadoras y distribuidoras de abono. Manuales de extensión Agropecuaria. Hemisferio Sur.
- PERA, J.; ÁLVAREZ, I.F.; PARLADÉ, J. (1998).** Eficacia del inóculo micelial de 17 especies de hongos ectomicorrícicos para la micorrización controlada de *Pinus pinaster*, *Pinus radiata* y

- Pseudotsuga menziesii*, en contenedor. Investigaciones Agrarias: Sistemas de Recursos Forestales 7 (1 y 2), 139-153.
- PÉREZ, C. (2001).** Técnicas estadísticas con SPSS. Pentice Hall.
- PÉREZ-BATALLÓN, P.; OURO, G.; MACÍAS, F. MERINO, A. (2001).** Inicial mineralization of organic matter plantation forest soil following different logging residue management techniques. *Annals Forest Science* 58, 807-818.
- PÉREZ-BATALLÓN, P.; OURO, G.; MERINO, A.; MACÍAS, F. (1999).** Descomposición de materia orgánica, biomasa microbiana y emisión de CO<sub>2</sub> en un suelo forestal bajo diferentes manejos selvícolas. *Boletín de la Sociedad Española de la Ciencia del Suelo* 5, 83-93.
- PERKIÖMÄKI, J. (2004).** Wood ash use in coniferous forest a soil microbiological study into the potential risk of cadmium release. *Finish Forests Research Institute, Research papers* 917, 9-54.
- PERKIÖMÄKI, J.; FRITZE, H. (2002a).** Short and long-term effects of wood ash on the boreal forest humus microbial community. *Soil Biology and Biochemistry* 34, 1343-1353.
- PERKIÖMÄKI, J.; FRITZE, H. (2002b).** Does simulated acid rain increase the leaching of cadmium from wood ash to toxic levels to coniferous forest humus microbes? *FEMS Microbiology, Ecology* 1481.
- PERKIÖMÄKI, J.; KIIKKILÄ, O.; MOILANEN, M.; ISSAKAINEN, J.; TERVAHAUTA, A. (2003).** Cadmium-containing wood ash in a pine forest: effects on humus microflora and cadmium concentrations in mushrooms, berries and needles. *Canadian Journal of Forest Research* 33, 2443-2451.
- PERSSON, T.; LUNDKVIST, H.; WIREN, A.; HYVÖNEN, R.; WESSEN, B. (1989).** Effects of acidifications and liming on carbon and nitrogen mineralization and soil organisms in mor humus. *Water, Air and Soil Pollution* 45, 77-96.
- PERSSON, Z.; WIREN, A.; ANDERSSON, S. (1990).** Effects of liming on carbon and nitrogen mineralization in coniferous forests. *Water Air and Soil Pollution* 54, 351-364.
- PHILLIPS, D.J.M. (1980).** Quantitative aquatic biological indicators. (Ed.) Applied Science Publishers. Londres.
- PICOS, J. (2006).** La mitad de la madera que se cortó en España procede de Galicia. Jornada sobre las claves competitivas de la industria forestal en Galicia. Santiago de Compostela 8 de julio de 2005.
- PIHLSTRÖM, M.; RUMMUKAINEN, P.; MÄKINEN, A. (2000).** Vegetation and soil research of the ash fertilization project at Evo 1997–1999, final report. (In Finnish.) Metsäteho Ltd., Helsinki, Finland. 89, 1-53.
- PILZ, D. BRODIE, F.; ALEXANDER, S.; MOLINA, R. (1998).** Relative value of chanterelles and truffle as commercial forest products. *Amabio Special Report* 9, 14-16.
- PILZ, D.; MOLINA, R. (2002).** Commercial harvests of edible mushrooms from the forest of the Pacific Northwest United States: issues, management and monitoring for sustainability. *Forest Ecology and Management* 155, 3-16.
- PILZ, D.; WEBER, N.; BROWN, E.; ROCKWELL, V.A. (2002).** Mushrooms, trees and money: Value estimates of commercial mushrooms and timber in the Pacific Northwest. *Environmental Management* 30, 129-141.

## 7. Referencias bibliográficas

- PILZ, D.; WEBER, N.S.; CARTER, M.C.; PARKS, C.G.; MOLINA, R. (2004).** Productivity and diversity of morel mushrooms in healthy, burned, and insect-damaged forests of northeastern Oregon. *Forest Ecology and Management*. 198, 367-386.
- PITMAN, R.M. (2006).** Word ash usse in forestry-a review of environmental impacts. *Forestry* 1-26.
- PIÑEIRO, J.; GONZÁLEZ, E.; PÉREZ, M. (1977).** Acción del fósforo, potasio y cal en el establecimiento de praderas en terrenos procedentes de monte. III Seminario INIA/Sea sobre Pastos, Forrajes y Producción Animal: 53-83
- POLLOCK, C.J. (1990).** The reponse of plants to temperature cahnge. *Journal Agricultural Science* 115, 1-5.
- POMARES, F.; CANET, R. (2001).** Los residuos orgánicos utilizables en agricultura: origen, composición y características. *Aplicación Agrícola de residuos orgánicos*. 5º Curso de Ingeniería Ambiental. Lleida 2001.
- POWLSON, D.S.; BROOKES, P.C.; CHRISTENSEN, B.T. (1987).** Measurement of soil microbial biomass provides and early indication of changes in the total soil organic matter due to straw incorporation. *Soil Biology and Biochemistry* 19, 159-164.
- PRIETZEL, J.; WAGONER, G.L.; HARRISON, R.B. (2004).** Long-term effects of repeated urea fertilization in Douglas-fir-stands on forest floor nitrogen pools and nitrogen mineralization. *Forest Ecology and Management* 193, 413-426.
- PURI, G.; ASHMAN, M.R. (1998).** Relationship between soil microbial biomass and gross N mineralization. *Soil Biology and Biochemistry* 30(2), 251-256.
- QUINCHE, J.P. (1992).** Le teneurs en huit éléments traces des carpophores de *Coprinus comatus*. *Mycologia Helvetica* 5, 133-142.
- QUIROGA-LAGO, F. (2002).** Estudio de la generación y características de la escorrentía en parcelas experimentales de monte. Trabajo de Investigación para optar al Diploma de Estudios Avanzados. EPS Lugo, Universidad de Santiago de Compostela.
- QUIROGA-LAGO, F. (2005).** Repercusiones ambientales de la aplicación de cenizas madereras. Tesis Doctoral. Escuela Politécnica Superior, Universidad de Santiago de Compostela.
- RAMÍREZ, A. RUIZ, M. (2004).** Guía de buenas prácticas medioambientales. Cámara de Comercio e Industria de la Comunidad de Madrid.
- RAUBUCH, M.; BEESE, F. (1998).** Interaction between microbial biomass and activity and the soil chemical conditions and the processes of acid load in coniferous forest soils. *Z. Pflanz. Bodenkunde*. 161, 59-65.
- RAUPACH, M. (1967).** Soil and fertilizer requirements for forests of *Pinus radiata*. *Advances in Agronomy* 19, 307-353.
- RIGUEIRO-RODRÍGUEZ, A.; MOSQUERA-LOSADA, M.R.; VILLARINO-URTIAGA, J.J.; LÓPEZ-DÍAZ, M.L.; PASTOR-REY DE VIÑAS, J.C. (2001).** Crecimiento inicial de *Pinus radiata* D. Don y *Betula alba* L. Subs.. celtiberica Rothm et vasc. En sistemas silvopastorales. III Congreso Forestal Nacional. Publicación en CD.
- RIIPI, M.; OSSIPOV, V.; LEMPA, K.; HAUKIOJA, E. KORICHEVA, J.; OSSIPOVA, S.; PIHLAJA, K. (2002).** Seasonal changes in birch leaf chemistry: are there trade-offs between leaf growth and acumulation of phenolics?. *Oecología* 130, 380-390.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S. (1997).** Memoria del Mapa de Series de Vegetación de España. Escala 1:400.000. ICONA.

- ROBERTSON, F.A.; MYERS, R.J.K.; SAFFIGNA P.G. (1993).** Carbon and nitrogen mineralization in cultivated and grassland. *Australian Journal of Soil Research* 31,611-619.
- RODRÍGUEZ-MURILLO, J.C. (2001).** Organic carbon content under different types of land use and soil in the peninsular Spain. *Journal and Fertility Soils* 33, 53-61.
- RODRÍGUEZ, R.; SÁNCHEZ, F.; GORGOSO, J.; CASTEDO, F; LÓPEZ, C.A.; GADOW, K.V. (2002).** Evaluating standard treatment options for *Pinus radiata* plantations in Galicia (north-western Spain). *Forestry* 75, 273-284.
- ROMANYÁ, J.; VALLEJO, R. (1996).** Nutritional status and deficiency diagnosis of *Pinus radiata* plantations in Spain. *Forest Science* 42, 192-197.
- ROMANYÁ, J.; VALLEJO, R. (2004)** Productivity of *Pinus radiata* plantations in Spain in response to climate and soil. *Forest Ecology and Management* 195, 177-189.
- ROMANYK, N.; CADAHIA, D. (1992).** Plagas de insectos en las masas forestales españolas. O.A. Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente.
- ROZADOS-LORENZO, M.J.; GONZÁLEZ-HERNÁNDEZ, M.P.; SILVA-PANDO, F.J. (2001).** Influencia de diferentes niveles de fertilización en la producción de pasto bajo arbolado de *Pinus pinaster* y *Pinus sylvestris*. III Congreso Forestal Español. Publicación en CD.
- RÜLING, Å. (1996).** Effects of Wood ash on fungi and vascular plants, and on heavy metal concentrations in berries and edible fungi. Ramprogram askåteröring R 1996-49 NUTEK, Stockholm.
- SAARSALMI, A.; MÄLKÖNEN, E.; PIIRAINEN, S. (2001).** Effects of wood ash fertilization on forest soil chemical properties. *Silva Fennica* 35, 355-368.
- SALAS, A.M.; ELLIOT, E.T.; WESTFALL, D.G.; COLE, C.V.; SIX, J. (2003).** The role of particulate organic matter in phosphorous cycling. *Soil Science American Society Journal* 67, 181-189.
- SÁNCHEZ-RODRÍGUEZ, F. (2001)** Estudio de la Calidad de Estación, Producción y Selvicultura de *Pinus radiata* D. Don en Galicia. Tesis Doctoral. Departamento de Enxeñería Agroforestal. Universidad de Santiago de Compostela.
- SÁNCHEZ-RODRÍGUEZ, F.; RODRÍGUEZ SOALLEIRO, R.; ESPAÑOL, E. LÓPEZ, C. A.; MERINO, A. (2002).** Influence of edaphic factors and tree nutritive status on the productivity of *Pinus radiata* D. Don plantations in northwestern Spain. *Forest Ecology and Management* 171, 181-189.
- SANDER, M.L. (1997).** Biofuel ash use in salix plantations: biomass production, nutrient uptake and heavy metal circulation. Uppsala, Sveriges Lantbruk-suniversity/Swedish University of Agricultural Sciences. *Acta Universitatis Agriculturae Sueciae Agraria* 83, 108.
- SANTALLA-SEOANE, S. (2005).** Aplicación mecanizada de cenizas de biomasa y diseño experimental de seguimiento de plantaciones de *Pinus radiata* d. Don recientemente aclaradas. Trabajo de Investigación Tutelado. Escuela Politécnica Superior, Universidad de Santiago de Compostela.
- SAS INSTITUTE (1999).** User's guide, Version 8, 4<sup>th</sup> edition. SAS Institute, Inc. Cary, NC.
- SCHLENTNER, R.E.; VAN CLEVE, K. (1985).** Relationships between CO<sub>2</sub> evolution from soil, substrate temperature, and substrate moisture in four mature forest types in interior Alaska. *Canadian Journal of Forest Research* 15, 97-106.

## 7. Referencias bibliográficas

- SCHMITT, H.W.; STICHER, H. (1991).** Heavy metal compounds in the soil. In E. Merian (Ed.) Metals and their compounds in the environment. Weinheim: VCH Verlagsgesellschaft 311-326.
- SEN-TRANT, T.; SIMARD, R.R. (1993).** Mehlich III-extractable elements. Carter (ed), Soil sampling and methods of analysis. Canadian Society of Soil Science Lewis Publications, Florida
- SEOANE, S.; LEIRÓS. M.C. (2001).** Acidificación-neutralización procesos in a lignite mine spoil amended with fly ash or limestone. Journal Environmental Quality 30, 1420-1431.
- SIKSTRÖN, U. (1992).** Stemgrowth of Scots pine and Norway spruce on mineral soils after treatment with a low lime dose, nitrogen fertilizer and wood ash. Institutet för Skogsförbättring. Rapport 27, 1-22.
- SILFVERBERG K.; HUIKARI, O. (1985).** Wood-ash fertilization on drained peatlands. Folia Forestalia 633, 1-25.
- SILFVERBERG, K. (1996).** Nutrient status and development of tree stands and vegetation on saw-fertilized drained peatlands in Finland. Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias, Universidad de Helsinki.
- SILFVERBERG, K.; HOTANEN, J.P. (1989).** Long-term effects of wood ash on a drained mesotrophic *Sphagnum papillosum* in Oulu district. Finland. Folia Forestalia 742, 1-23.
- SILVA-PANDO, F.J.; GONZÁLEZ-HERNÁNDEZ, M. P.; PRUNET-TURUNDI, A. (1993).** Prácticas agroforestales en pinares atlánticos I Producción del sotobosque: Ponencias y comunicaciones. Congreso Forestal Español. Silva Pando F. J. Y Vega G. Eds. Lourizán.
- SINGH, J.S.; GUPTA, S.R. (1997).** Plant decomposition and soil respiration in terrestrial ecosystem. The Botanical Review 43, 449-528.
- SISAK, L. (1998).** Importance of main non-wood forest products in the Czech Republic. Lund, G.; Pajari, B.; Kohonen, M. (Eds). European Forestry Institute Proceedings 23, 79-86.
- SKOGSSTYRELSEN-SKOGSSKÖTSELENHETEN (2000).** Förslang till riktlinjer om askkvalitet och askdosor vid kompensationsgödsling.
- SLOOT, H.A. VAN DER; CNUBBEN, P.A.J.P. (2000).** Verkennende evaluatie kwaliteitsbeïnvloeding poederkool pliegas-bijtoken van biomassa in een poederkoolcentrale of bijmengen van biomassa-assen met poederkoolvliegias. ECN-C-00-058.
- SMETHURST, P.J. (2000).** Soil solution and other soil analyses as indicators of nutrient supply: a review. Forest Ecology and Management 138, 397-411.
- SMITH, J.L.; PAUL, E.A. (1990).** The significance of soil microbial biomass estimations. Bollag, J.M.; Stotzky, G. (Eds.) Soil Biochemistry. Marcel Dekker, New York. 357-396.
- SOIL SURVEY STAFF (1999).** Soil Taxonomy: a basic system of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys, 2<sup>nd</sup> ed. (Washington, D. C.: USDA Natural Resources Conservation Service).
- SOLLA-GULLÓN, F. (2004)** Aplicación de cenizas de biomasa arbórea como fertilizante y encalante en plantaciones forestales de Galicia. Tesis Doctoral. Escuela Politécnica Superior, Universidad de Santiago de Compostela.
- SOLLA-GULLÓN, F; RODRÍGUEZ-SOALLEIRO, R.; MERINO, A. (2001).** Evaluación del aporte de cenizas de madera como un fertilizante en un suelo ácido mediante un ensayo de laboratorio. Investigación Agraria. Producción y Protección Vegetales 16(3) 379-393.

- SOLLA-GULLÓN, F.; SANTALLA-SEOANE, M.; RODRÍGUEZ-SOALLEIRO, R.; MERINO, A. (2006).** Nutritional status and growth of a young *Pseudotsuga menziesii* plantation in a temperate region after application of wood-bark ash. *Forest Ecology and Management* 237, 312-321.
- SOMESHWAR, A.V. (1996).** Wood and combination wood-fired boiler ash characterization. *Journal of Environmental Quality* 25, 962-972.
- SOMMERS, L.B. (1980).** Toxic metals in agricultural crops. Ann Arbor Science Publishers. 105-140.
- SOTIROPOULOS, T. E., THERIOS, I. N., DIMAXI, K. N. (2003).** Boron toxicity in kiwifruit plants (*Actinidia deliciosa*), treated with nitrate, ammonium, and a mixture of both. *Journal Plant Nutrition and Soil Science* 166, 529-532.
- SPARLING, G.P. (1997).** Soil microbial biomass, activity and nutrient cycling as indicators of soil health. Pankhurst, C.E., Doube, B.M., Gupta, V.V.S.R. (Eds.), *Biological Indicators of Soil Health*, CAB International, New York, 97-119.
- STEENARI, B.M.; LINDQVIST, O. (1997).** Stabilisation of biofuel ashes for recycling to forest soil. *Biomass Bioenergy* 13, 39-50.
- STEENARI, B.M.; MARSIC, N.; KARLSSON, L.G.; TOMSIC, A.; LINDQUIVIST, O. (1998).** Long term leaching of stabilised wood ash. *Scandinavian Journal of Forest Research* 2, 1-3.
- STEVENS, G.; DUNN, D. (2004).** Fly ash as a liming material for cotton. *Journal of Environmental and Quality* 33-343-348.
- STONE, E.L. (1982).** Observation on forest nutrition research in Australia. *Australian Forest* 45(3), 181-192.
- STRÖM, E. (1994).** The ash recovery programme. *Bioenergi (Bioenergy)* 1, 96-101.
- SVOBODA, L.; ZIMMERMANNOVÁ, K; KALÁČ, P. (2000).** Concentrations of mercury, cadmium, lead, and copper smelter and a mercury smelter. *Science of the Total Environment* 246, 61-67.
- TELLA, A. (2005).** Aplicación de cenizas de biomasa arbórea como enmienda y fertilizante en el establecimiento de una pradera. Proyecto fin de carrera. Ing. Tecn. Hortofruticultura y Jardinería. EPS. Universidad de Santiago de Compostela.
- TIMMER, V.R. (1991).** Interpretation of seedlings analysis and visual symptoms. En: Smith, C.T.; Dyck, W.J.; Beets, P.N.; Hodgkiss, P.D.; Lowe, A.T. (1994). *Nutrition and productivity of Pinus radiata* following harvest disturbance and fertilization of coastal sand dunes. *Forest Ecology and Management* 66, 5-38.
- TIMMER, V.R.; ARMSTRONG, G. (1987).** Diagnosing nutritional status of containerized tree seedlings: Comparative plant analyses. *Soil Science Society of American Journal* 51, 1082-1086.
- TIMMER, V.R.; PARTON W.J. (1984).** Optimum nutrient levels in a container grown medium determined by a saturated ageus extract. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 15, 607-618.
- TOLOSANA, E.; GONZÁLEZ DE LINARES, V.M. VIGNOTE, S. 2004.** El aprovechamiento maderero. Ediciones Mundi-Prensa.
- TORRES JUAN, J. (1998)** Patología Forestal, Principales enfermedades de nuestras especies forestales. Fundación Conde del Valle de Salazar, Ediciones Mundi-Prensa.

## 7. Referencias bibliográficas

- TRASAR-CEPEDA, M.C.; GIL-SOTRES, F.; GUTIÁN-OJEA, F. (1989).** Distribución del fósforo en perfiles de suelos de Galicia (NW Spain). *Annals of Edafology and Agrobiology* (Madrid) 48, 603-710.
- TRISDALE, H.; NELSON, W.; BEATEN, J.D.; HAVLIN, J.L. (1997).** Soil fertility and fertilizers. 5<sup>th</sup> Eds. Prentice-Hall.
- TSADILAS, C. D., DIMOYIANNIS, D., SAMARAS, V. (1997).** Methods of assessing boron availability to kiwifruit plants growing on high boron soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 28, 973-987.
- TULONEN, T.; ARVOLA, L.; OLLILA, S. (2002).** Limnological effects of Wood ash application to the subcatchments of Boreal, Humic Lakes. *Journal Environmental Quality* 31, 946-953.
- TURNER, J.; LAMBER, M.J. (1986).** Nutrition and nutritional relationships of *Pinus radiata*. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17, 325-350.
- TURNER, J.; LAMBERT M.J.; GESSEL S.P. (1979).** Nutrition and nutritional relationships of *Pinus radiata*. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17, 325-350.
- TUTIN, T.G.; HEYWOOD, V.H.; BURGESS, N.A.; MOORE, D.M.; VALENTINE, D.H.; WALTERS, S.M.; & WEBB, D.A. (Eds.) 1964-1980.** *Flora Europea*, Vols. 1-5, Cambridge University Press. Cambridge.
- U.S. ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY (1986).** Test methods for evaluating soil waste, physical/chemical methods, SW-864. 3<sup>rd</sup> ed. Acid digestion of sediments sludges and soils. USEPA, Washington.
- ULERY, A.L.; GRAHAM, R.C., MRHEIN, C. (1993).** Wood ash composition and soil pH following intense burning. *Soil Science* 156, 358-364.
- URBANO, P. (2001).** Tratado de fitotecnia general. Ediciones Mundi-Prensa.
- VÄÄTÄINEN, K.; SIKANEN, L.; ASIKAINEN, A. (2000).** Rakeistetun puutunhkan metsäänpalautuksen logística. (Logistics of returning granulated wood ash bark to forest). University of Joensuu, Faculty of Forestry, Research Notes 116. Joensuu 2000.
- VÄLTILLÄ, O.; JÄRVINEN, R.; RAINIO, K.; TALKKA, E.; ISOMÖTTÖNEN, K; ALANIEMI, M. (1994).** Combustion of kraft mill biosludge. *Proc TAPPI Int Environmental Conf. Book. Tappi Press I*, 49-56.
- VANCE, E.D. (1996).** Land application of wood fired and combination boiler ashes: An overview. *Journal Environmental Quality* 25, 937-944.
- VANCE, E.D.; BROOKES, P.C.; JENKINSON, D.S. (1987).** An extraction method for measuring soil microbial C. *Soil Biology and Biochemistry* 19, 703-707.
- VARENNE, A.; CARNEIRO, J.P.; GOSS, M.J. (2001).** Characterization of manganese toxicity in two species of annual medics. *Journal of Plant Nutrition* 24, 1947-1955.
- VERLOO, M.; WILLAERT, G. (1990).** Direct and indirect effects of fertilization practices on heavy metals in plants and soils. *Fertilization and environments*. Merckx, R.; Vereecken, H.; Vlassak, K. 15-32.
- VESTERINEN, P. (2003).** Wood ash recycling state of the art in Finland and Sweden. VTT Processes, Energy Production.
- VIRGEL MENTXAKA, S. (2002).** Efecto de la aplicación de escoria siderúrgica LD y fertilizante NPK en sistemas agrarios. Tesis Doctoral. Universidad del País Vasco.

- VIRGUEL-MENTXAKA, S. (2002).** Efecto de la aplicación de escoria siderúrgica LD y fertilizante NPK en sistemas agrarios. Tesis Doctoral. Universidad del País Vasco.
- WARDLE, D.A. (1998).** Controls of temporal Variability of the soil microbial biomass: A global-Scale synthesis. *Soil Biology and Biochemistry* 13, 1627-1637.
- WARING, R.; CHLESINGER, W. (1985).** *Forest Ecosystems-Concepts and management.* Academic Press, London.
- WARING, S.A.; BREMMER, J.M. (1964).** Amonium production in soil under waterlogged conditions as an index of nitrogen availability. *Nature* 201, 951-952.
- WEBER, A.; KARSISTO, M.; LEPPANEN, R.; SUNDMAN, V.; SKUJINS, J. (1985).** Microbial activities in a histosol. Effects of wood ash and NPK fertilizers. *Soil Biology and Biochemistry* 17, 291-296.
- WENDT, J.W. (1995).** Evaluation of the Mehlich-3 soil extractant for upland Malawi soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 26, 687-702.
- WHITEHEAD, D.C. (1995).** *Grassland Nitrogen.* CAB International 48, 52-56.
- WILHOIT, J.H.; LING, Q. (1996).** Spreader performance evaluation for forest land application of wood and fly ash. *Journal of Environmental and Quality* 25, 945-950.
- WILHOIT, J.H.; LING, Q.; AYGARN, S. (1994).** Equipment for spreading organic solid waste on forest land. *Journal of Forest Engineering* 6, 51-56.
- WILHOIT, J.H.; QUINYUE, E. (1996).** Spreader performance evaluation for forest land application of wood ash and flu ash. *Journal of Environmental and Quality* 25, 945-950.
- WILL, G.M. (1985).** Nutrient deficiencies end fertiliser user in New Zeland exotic forests. *FRI bulletin n° 97.* Rotorua. New Zeland.
- WILL, G.M. HODGKISS, P.D. (1977).** Influence of nitrogen and phosphorus stresses on the growth and form of radiate pine. *New Zealand Journal of Forest Science* 7, 307-320.
- WILLIAMS, T.M.; HOLLIS, C.A.; SMITH, B.R. (1996).** Forest soil and water chemistry following bark boiler bottom ash application. *Journal of Environmental Quality* 25, 955-961.
- WITKAMP, M. (1966).** Rate of CO<sub>2</sub> evolution from the forest floor. *Ecology* 47, 492-494.
- WONDRASTSCHEK, I; RODĚR, U. (1993).** Monitoring of heavy metals in soils by higher fungi. In B. Market (Ed.) *Plants as biomonitors.* Weinheim: VCH Verlagsgesllschaft 345-363.
- XIROKOSTAS, N.; MOUTSATSOU, A.; ARVELAKIS, S.; KOUKIOS, E. (2001).** Study of the behaviour of agricultural ashes concerning the combustión process of the raw material. Universidad de Atenas.
- XUNTA DE GALICIA (2001).** Prevención da contaminación no sector de transformación da madeira: Fabricación de taboleiros. Colección técnica da Consellería de Medio Ambiente.
- XUNTA DE GALICIA (2003).** Estratexia galega para a conservación e uso sostible da biodiversidade. Consellería de Medio Ambiente.
- XUNTA DE GALICIA (2004).** Normativa Galega sobre Medio Ambiente. Consellería de Medio Ambiente.
- XUNTA DE GALICIA (2005a).** Análise, balance e propostas, sobre os incendios forestais, medidas preventivas, aproveitamento de biomasa residual. Visión global do sector forestal de Galicia. Xunta de Galicia. Consello Económico e Social de Galicia (CES) I, 1-20.
- XUNTA DE GALICIA (2005b).** Estratexia Galega de Desenvolvemento Sostible. Consellería de Medio Ambiente 21-176.

## 7. Referencias bibliográficas

- XUNTA DE GALICIA. (2001).** Monte Galego en Cifras. Consellería de Medio Ambiente. Santiago de Compostela.
- XUNTA DE GALICIA. (2001).** Plan de Xestión de Residuos Agrarios de Galicia. Consellería de Medio Ambiente. Consellería de Política Agroalimentaria e Desenvolvemento Rural. Santiago de Compostela.
- YOSHIDA, S.; MURAMATSU, Y. (1997).** Determination of major and trace elements in mushrooms, plant and soil samples collected from Japanese forest. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* 67, 49-59
- ZAS, R. (2003)** Interpretación de las concentraciones foliares en nutrientes en plantaciones jóvenes de *Pinus radiata* D. Don en tierras agrarias en Galicia. *Investigaciones Agrarias: Sistemas y Recursos Forestales* 12, 3-11
- ZAS, R.; ALONSO, M.; 2002.** Understory vegetation as indicators of soil characteristics in northwest Spain. *Forest Ecology and Management* 171, 101-111.
- ZAS, R.; SERRADA, R. (2002).** Foliar nutrient status and nutritional relationships of young *Pinus radiata* D. Don plantations in northwest Spain. *Forest Ecology and Management* 174, 167-176
- ZEVENHOVEN, M. (2001).** The utilization of biomass. Åbo Akademi. Faculty of Chemical Engineering.
- ZHAN, G.; ERICH, M.; OHNO, T. (1996).** Release of trace elements from wood ash by nitric acid. *Water, Air and Soil Pollution* 88, 297-311.
- ZIMMERMANN, S.; FREY, B. (2002).** Soil respiration and microbial properties in acid forest soil: effects of wood ash. *Soil Biology and Chemistry* 34, 1727-1737.