



UNIVERSIDAD DE SANTIAGO DE COMPOSTELA  
ESCUELA POLITÉCNICA SUPERIOR DE LUGO

UTILIZACIÓN DE CALIZA CON  
DISTINTAS GRANULOMETRÍAS EN UNA  
ROTACIÓN PRADERA/MAÍZ: EFECTOS  
SOBRE LAS PROPIEDADES QUÍMICAS  
DEL SUELO Y LA PRODUCCIÓN

ANA VIADÉ BORREGO  
2005

Las doctoras Dña Esperanza Álvarez Rodríguez, profesora titular del Departamento Edafología y química agrícola, y Dña Josefina Hernández Nistal, profesora titular del Departamento Fisiología vegetal, ambos de la Universidad de Santiago de Compostela

#### CERTIFICAN

que la Lcda Dña Ana Viadé Borrego realizó bajo su dirección, en las dependencias que los Dptos de Edafología y química agrícola y Fisiología vegetal tienen en el Campus de Lugo, el trabajo titulado "Utilización de caliza con distintas granulometrías en una rotación pradera/maíz: Efectos sobre las propiedades químicas del suelo y la producción", cuya memoria presenta para optar al grado de Doctor en Biología.

Y para que así conste a los efectos oportunos, lo firmamos en Lugo, a dieciseis de Septiembre de 2005.

E. Álvarez Rodríguez

J. Hernández Nistal

## Agradecimientos

Agradezco el apoyo y dedico este trabajo a todos los que han colaborado directa e indirectamente.

Mis directoras: Esperanza Álvarez Rodríguez y Josefina Hernández Nistal por su inestimable ayuda, sin la cual este trabajo nunca se hubiera llevado a cabo.

Las profesoras: M<sup>a</sup> Luisa Fernández Marcos, Elvira Díaz Vizcaíno, M<sup>a</sup> José Fernández Sanjurjo y Socorro Seoane Lavandeira por su interés y sus útiles consejos y todo el profesorado del departamento de Edafología y Fisiología Vegetal.

Jesús Valiña López por alentarme en realizar la tesis.

Rogelio Pérez Moreira por ceder una de sus maravillosas fotografías para la portada de mi tesis.

Diputación Provincial por permitirnos el desarrollo de este trabajo en la finca Gayoso-Castro.

Empresa Prebetong por ceder el material encalante.

Mis compañeros en especial:

Mónica Rey Fernández por el cariño que puso en la idónea realización de todo el formato además de su alegría y optimismo constante.

Antonio Calvo Arca por su coparticipación en el primer año del ensayo.

M<sup>a</sup> Jesús Vázquez Celeiro (Susi) no sólo por su ayuda en el laboratorio, sino por ser la persona a la que sabes puedes recurrir en cualquier momento.

Cristina López Mateo siempre dispuesta a resolver cualquier duda y a infundir ánimo.

Carlos Gago Rodríguez por su interés y ayuda durante estos años.

Fernando Solla Gullón por solucionar cualquier problema informático por difícil que fuera.

Francisco Quiroga Lago por su compañerismo y su generosidad.

También quiero hacer mención a los siguientes compañeros del departamento de Edafología: Almudena, Aurora, Bea, Martín, Miguel, Yudani y a la última remesa: Diego, Iria, Iris, Judiht, Julio, Laura, Marta, Móntse, Natalia, Pablo, Pancho, Roberto, Rubén, Yago y de Fisiología Vegetal: Chus, Dolo, Marina, por compartir tantas horas y hacerlas tan amenas.

Mis amigos: Ana D., Ana L., Antonio, Araceli, Blanca, Carmen M., Carmen V., Elvira, Esperanza, Mariqui, M<sup>a</sup> José L., Mercedes, Mónica, Paz, Rosina, Teresa C., Tita, Yoli, por su comprensión en momentos de desánimo.

José María por hacer tanto hincapié en que terminase la tesis.

Toda mi familia en especial mi padre (me hubiera gustado que estuviese aquí) y mis sobrinos Pedro y Juan por su alegría.

Por último no quiero olvidar a mi entrañable amigo: Cuzco, mi perro.

Esta Tesis Doctoral se realizó dentro del proyecto de investigación: "Eficacia del encalado en diferentes granulometrías en una rotación pradera/maíz en Terra Chá" y financiado por la Xunta de Galicia.

# ÍNDICE GENERAL

	PÁG.
ÍNDICE DE TABLAS	I
ÍNDICE DE FIGURAS	V
JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS	1
REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA	
1. Suelos ácidos	3
1.1. Origen de la acidez	3
1.2. Acidificación de los suelos	7
1.2.1. Acidificación natural	7
1.2.2. Acidificación inducida	9
Deposición ácida	10
Oxidación de sulfuros	11
Fertilizantes	11
1.3. Formas de acidez	12
1.4. Principales limitaciones de los suelos ácidos	14
1.4.1. Aluminio	15
1.4.1.1. Aluminio en la fase sólida	15
1.4.1.2. Aluminio en disolución	17
1.4.1.3. Toxicidad por Aluminio	23
1.4.2. Manganeso y acidez	28
1.4.3. Nitrógeno	29
1.4.4. Fósforo	30
1.4.5. Potasio	31
1.4.6. Calcio	31
1.4.7. Magnesio	33
1.4.8. Azufre	35
1.4.9. Boro	36
1.4.10. Molibdeno	36
1.4.11. Nodulación	36
1.5. Los suelos ácidos en los sistemas de clasificación	37
1.6. Los suelos ácidos en Galicia	40
2. Encalado	42
2.1. Efectos del encalado	43

2.1.1. Efecto sobre la fase sólida del suelo	45
2.1.1.1. Efectos sobre el pH	45
2.1.1.2. Efectos sobre el Aluminio	46
2.1.1.3. Efectos sobre la capacidad de intercambio catiónico	49
2.1.1.4. Efectos sobre los cationes alcalinos y alcalinotérreos del complejo de cambio	49
2.1.1.5. Efectos sobre el fósforo	51
2.1.1.6. Efectos sobre micronutrientes: Fe, Cu, Mn y Zn	53
2.1.2. Efecto sobre la fase líquida	54
2.2. Determinación de las necesidades de cal	54
2.3. Materiales encalantes	57
2.4. Tamaño de partícula	60
2.5. Encalado en Galicia	61
3. Praderas de Galicia	62
3.1. Características de las praderas	64
3.1.1. Composición botánica	64
3.1.2. Composición mineral	65
3.1.3. Riqueza proteica del pasto	69
4. Maíz ( <i>Zea mays</i> L.)	71
<b>MATERIALES Y MÉTODOS</b>	
1. Material	75
1.1. Suelo	75
1.2. Clima	77
1.3. Especies sembradas	80
1.3.1. Especies pratenses	80
Dactilo ( <i>Dactylis glomerata</i> L.)	80
Raigras italiano ( <i>Lolium multiflorum</i> Lam.)	81
Trébol blanco ladino ( <i>Trifolium repens</i> L.)	82
Trébol violeta o trébol de los prados ( <i>Trifolium pratense</i> L.)	83
1.3.2. Maíz	84
1.4. Diseño experimental	84
1.4.1. Muestras del suelo	87
1.4.2. Muestras de vegetación herbácea	87
1.4.3. Cosecha de maíz	87
2. Métodos	87
2.1. Determinaciones en el suelo	87

2.1.1. Fase sólida	87
pH	87
Carbono, nitrógeno y azufre totales	88
Caracterización del complejo de cambio	88
Fraccionamiento del fósforo orgánico e inorgánico	88
Fósforo disponible	88
Nitrato y Amonio	88
Elementos asimilables: Ca, Mg, K, Mn, Zn, Cu y Fe	89
Fraccionamiento del Aluminio en la fase sólida	89
2.1.2. Fase líquida	90
Obtención de extractos acuosos 1:10	90
pH	90
Conductividad eléctrica	90
Cationes: Ca <sup>+2</sup> , Mg <sup>+2</sup> , Na <sup>+</sup> y K <sup>+</sup>	90
Flúor total	90
Sulfato	90
Fraccionamiento y especiación del Aluminio en la fase líquida	90
2.2. Determinaciones en la vegetación	91
2.2.1. Especies pratenses	91
Peso fresco	91
Peso seco	91
Carbono y Nitrógeno	91
Proteína bruta	91
Calcio, magnesio, hierro, manganeso, cobre y zinc	92
Potasio	92
Fósforo	92
2.2.2. Maíz	92
Peso fresco	92
Peso seco	92
Índice de cosecha	92
2.3. Tratamiento de datos	92
<b>RESULTADOS Y DISCUSIÓN</b>	
1. Fase sólida del suelo	93
1.1. pH en agua	93
1.2. pH en KCl	96
1.3. Carbono orgánico	99

1.4. Nitrógeno	101
1.5. Carbono / Nitrógeno	104
1.6. Amonio y nitrato	106
1.7. Fósforo	111
Fósforo orgánico e inorgánico	111
Fósforo disponible	114
Método Olsen	115
Reactivo Mehlich-3	118
1.8. Cationes extraídos con Mehlich-3 y NH <sub>4</sub> Cl 1M	121
1.8.1. Calcio	122
1.8.2. Magnesio	129
1.8.3. Potasio	134
1.8.4. Sodio	138
1.8.5. Aluminio	139
1.9. Saturación de Aluminio en el complejo de cambio	143
1.10. Capacidad de intercambio catiónico efectiva (CICe)	146
1.11. Formas de Aluminio de la fase sólida	148
1.12. Fe, Mn, Cu, Zn disponibles	151
2. Fase líquida del suelo	159
2.1. pH en el extracto acuoso	159
2.2. Conductividad eléctrica	161
2.3. Calcio en el extracto acuoso	163
2.4. Magnesio en el extracto acuoso	165
2.5. Potasio en el extracto acuoso	167
2.6. Sodio en el extracto acuoso	170
2.7. Aluminio en el extracto acuoso	172
Especies de Aluminio lábil	177
3. Efectos sobre las especies pratenses	182
3.1. Producción: Peso seco	182
3.2. Contenido de proteína bruta	190
3.3. Contenido de mineral en planta	194
3.3.1. Macronutrientes	194
3.3.1.1. Calcio	194
3.3.1.2. Magnesio	197
3.3.1.3. Potasio	200
3.3.1.4. Fósforo	203

3.3.1.5. Relaciones entre macronutrientes	206
3.3.2. Micronutrientes	208
3.3.2.1. Hierro	208
3.3.2.2. Manganeseo	210
3.3.2.3. Cobre	212
3.3.2.4. Zinc	214
4. Efecto sobre el maíz	216
4.1. Peso fresco	216
4.2. Peso seco	217
4.3. Índice de cosecha de mazorca y grano	219
4.4. Contenido mineral en paja y mazorca	220
4.4.1. Macronutrientes	220
4.4.1.1. Nitrógeno	221
4.4.1.2. Fósforo	222
4.4.1.3. Potasio	223
4.4.1.4. Calcio	224
4.4.1.5. Magnesio	226
4.4.2. Micronutrientes	227
4.4.2.1. Hierro	227
4.4.2.2. Manganeseo	228
4.4.2.3. Cobre	230
4.4.2.4. Zinc	231
CONCLUSIONES	235
BIBLIOGRAFÍA	239

## ÍNDICE DE TABLAS

	PÁG.
<b>REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA</b>	
Tabla 1. Principales minerales de aluminio estables en distintos sistemas	16
Tabla 2. Extensión de suelos ácidos por regiones y grupos de suelos (FAO, 1991)	38
Tabla 3. Extensión de los suelos ácidos del mundo, por grupos de suelos (FAO, 1991).	39
Tabla 4. Extensión de los suelos ácidos del Mundo, por órdenes de taxonomía (FAO, 1991)	40
Tabla 5. Principales enmiendas cálcicas y magnésicas	58
Tabla 6. Principales enmiendas cálcicas de productos residuales	58
Tabla 7. Características de las enmiendas minerales (B.O.E.): 14/07/94 y 02/06/98	59
Tabla 8. Cambios en la composición botánica con la edad del pasto en suelos bien drenados	65
Tabla 9. Contenido porcentual de distintos minerales en el raigrás inglés y trébol blanco	69
Tabla 10. Contenido porcentual de proteína total en raigrás inglés y en trébol blanco	71
Tabla 11. Superficies destinadas al cultivo de maíz grano y forrajero en España y en Galicia en la campaña 2003	72
Tabla 12. Valores totales del cultivo de maíz forrajero en las provincias gallegas y en España en el año 2001 (MAPA, 2005).	73
Tabla 13. Contenido porcentual medio de nutrientes del grano de maíz	73
<b>MATERIALES Y MÉTODOS</b>	
Tabla 14. Valores iniciales del suelo	76
Tabla 15. Temperatura media mensual (°C) de los años 1996, 1997 y 1998 y media de los tres años.	77
Tabla 16. Precipitación (mm) de los años 1996, 1997 y 1998 y media de los tres años	77
Tabla 17. Temperatura media mensual/anual (T) y Precipitación mensual/anual media (P) del período 1971-2000	78
Tabla 18. Composición química del material encalante, CaCO <sub>3</sub>	85
Tabla 19. Tamaño de la partícula del material encalante, CaCO <sub>3</sub>	86

## RESULTADOS Y DISCUSION

### 1. Fase sólida del suelo

Tabla 20. pH en agua	93
Tabla 21. pH en agua: Diferencias significativas entre muestreos	94
Tabla 22. pH en agua: Diferencias significativas entre tratamientos	95
Tabla 23. pH en KCl	96
Tabla 24. pH en KCl: Diferencias significativas entre tratamientos	97
Tabla 25. pH en KCl: Diferencias significativas entre muestreos	98
Tabla 26. Porcentaje de carbono	99
Tabla 27. Carbono: Diferencias significativas entre muestreos	100
Tabla 28. Nitrógeno (en %)	102
Tabla 29. Nitrógeno: Diferencias significativas entre muestreos	103
Tabla 30. Relación C/N	104
Tabla 31. Relación C/N: Diferencias significativas entre muestreos	105
Tabla 32. Contenido de amonio	106
Tabla 33. Contenido de nitrato	106
Tabla 34. Amonio: Diferencias significativas entre muestreos	108
Tabla 35. Nitrato: Diferencias significativas entre muestreos	110
Tabla 36. Fósforo orgánico	111
Tabla 37. Fósforo inorgánico	112
Tabla 38. Fósforo determinado por el método Olsen	115
Tabla 39. Fósforo Olsen: Diferencias significativas entre muestreos	116
Tabla 40. Fósforo determinado por el reactivo Mehlich-3	118
Tabla 41. Fósforo Mehlich: Diferencias significativas entre muestreos	119
Tabla 42. Ca disponible extraído con el reactivo Mehlich-3	122
Tabla 43. Ca en el complejo de cambio	124
Tabla 44. Ca CIC: Diferencias significativas entre muestreos	125
Tabla 45. Relación entre las extracciones efectuadas con el reactivo de Mehlich-3 y el NH <sub>4</sub> Cl 1M	128
Tabla 46. Mg disponible extraído con el reactivo Mehlich-3	129
Tabla 47. Mg en el complejo de cambio	131
Tabla 48. Mg CIC: Diferencias significativas entre muestreos	133
Tabla 49. K disponible extraído con el reactivo Mehlich-3	134
Tabla 50. K en el complejo de cambio	136
Tabla 51. K CIC: Diferencias significativas entre muestreos	137
Tabla 52. Na en el complejo de cambio	139

Tabla 53. Na CIC: Diferencias significativas entre muestreos	140
Tabla 54. Al en el complejo de cambio	141
Tabla 55. Al CIC: Diferencias significativas entre muestreos	142
Tabla 56. %Al	144
Tabla 57. %Al: Diferencias significativas entre muestreos	145
Tabla 58. Capacidad de intercambio catiónico efectiva	146
Tabla 59. CICe: Diferencias significativas entre muestreos	147
Tabla 60. Fe disponible extraído con el reactivo Mehlich-3	151
Tabla 61. Mn disponible extraído con el reactivo Mehlich-3	153
Tabla 62. Cu disponible extraído con el reactivo Mehlich-3	155
Tabla 63. Zn disponible extraído con el reactivo Mehlich-3,	157
<b>2. Fase líquida del suelo</b>	
Tabla 64. pH determinado en el extracto acuoso 1:10	159
Tabla 65. pH en disolución: Diferencias significativas entre muestreos	160
Tabla 66. Conductividad eléctrica	161
Tabla 67. Conductividad eléctrica: Diferencias significativas entre muestreos	162
Tabla 68. Ca en el extracto acuoso 1:10	163
Tabla 69. Ca en el extracto acuoso 1:10: Diferencias significativas entre muestreos	164
Tabla 70. Mg en el extracto acuoso 1:10	165
Tabla 71. Mg en el extracto acuoso 1.10: Diferencias significativas entre muestreos	166
Tabla 72. K en el extracto acuoso 1:10	167
Tabla 73. K en el extracto acuoso 1:10. Diferencias significativas entre muestreos	169
Tabla 74. Na en el extracto acuoso 1:10	170
Tabla 75. Na extracto: Diferencias significativas entre muestreos	171
Tabla 76. Al total en el extracto acuoso 1:10	172
Tabla 77. Al total en el extracto acuoso: Diferencias significativas entre muestreos	173
<b>3. Efectos sobre las especies pratenses</b>	
Tabla 78. Relación entre peso seco de planta no sembrada/planta sembrada	185
Tabla 79. Relación entre peso seco total de planta no sembrada y de	

planta sembrada en las cosechas de los veranos de 1996 y 1997.	187
Tabla 80. Variables que explican la varianza del peso seco total (especies sembradas más no sembradas)	189
Tabla 81. Variables que explican el peso seco de planta sembrada, en Julio de 1997.	189
Tabla 82. Variables que explican el peso seco del raigrás en Julio de 1997	189
Tabla 83. Variables que explican el peso seco del dactilo en Julio de 1997	189
Tabla 84. Variables que explican el peso seco del trébol ladino en Julio de 1996.	190
Tabla 85. Variables que explican el peso seco del trébol violeta en Julio de 1997.	190
Tabla 86. Concentración proteica y de nutrientes en gramíneas	192
Tabla 87. Concentración proteica y de nutrientes en leguminosas	193
Tabla 88. Variación de la concentración de Ca en raigrás (CaR), dactilo (CaD), trébol violeta (CaTv) y trébol ladino (CaTl), durante el ensayo.	196
Tabla 89. Correlación entre la concentración de Mg en las distintas especies y el Mg cambiante en el extracto acuoso 1:10	199
Tabla 90. Relación Ca/P en gramíneas y leguminosas	206
Tabla 91. Relación K / Ca+Mg en gramíneas y leguminosas	207
<b>4. Efecto sobre el maíz</b>	
Tabla 92. Rendimiento en peso fresco de paja y mazorca	216
Tabla 93. Rendimiento en peso seco de paja y mazorca	217
Tabla 94. Índice de cosecha (mazorca y grano)	219
Tabla 95. Nitrógeno en paja y mazorca	221
Tabla 96. Fósforo paja y mazorca	222
Tabla 97. Potasio en paja y mazorca	223
Tabla 98. Ca en paja y mazorca	225
Tabla 99. Magnesio en paja y mazorca	226
Tabla 100. Hierro en paja y mazorca	228
Tabla 101. Mn en paja y mazorca	229
Tabla 102. Cu en paja y mazorca	230
Tabla 103. Zn en paja y mazorca	231



## ÍNDICE DE FIGURAS

	PÁG.
<b>REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA</b>	
Figura 1. Serie histórica del cultivo de maíz en España (MAPA, 2005)	74
<b>MATERIALES Y MÉTODOS</b>	
Figura 2. Tª media mensual del año 1996, de 1997, de 1998 y de los años 1971-2000.	79
Figura 3. Precipitación media mensual del año 1996, 1997, de 1998 y de los años 1971-2000.	79
Figura 4. Distribución de las parcelas de experimentación	86
<b>RESULTADOS Y DISCUSIÓN</b>	
<b>1. Fase sólida del suelo</b>	
Figura 5. pH en agua	94
Figura 6. Variaciones de pH en agua	94
Figura 7. pH en KCl	98
Figura 8. Variaciones del pH en KCl	98
Figura 9. Carbono	100
Figura 10. Variaciones de Carbono	100
Figura 11. Nitrógeno	103
Figura 12. Variaciones de Nitrógeno	103
Figura 13. Relación C/N	105
Figura 14. Variaciones de la relación C/N	105
Figura 15. Amonio	108
Figura 16. Variaciones de Amonio	108
Figura 17. Nitrato	110
Figura 18. Variaciones de Nitrato	110
Figura 19. a) Contenido de P total b) Distribución porcentual del P total en P orgánico y P inorgánico	113
Figura 20. a) Contenido de P inorgánico b) Contenido de P disponible extraído por el método Olsen.	114
Figura 21. P Olsen	116
Figura 22. Variaciones de fósforo extraído por el método Olsen	116
Figura 23. P Mehlich-3	119

Figura 24. Variaciones de fósforo extraído con el reactivo Mehlich-3	119
Figura 25. Relación de la extracción de fósforo entre los métodos Mehlich-3 y Olsen	120
Figura 26. Ca Mehlich-3	123
Figura 27. Variaciones de Ca extraído con el reactivo Mehlich-3	123
Figura 28. Ca CIC	125
Figura 29. Variaciones de Ca en el complejo de cambio	125
Figura 30. Relación entre cationes (Ca, Mg y K) extraídos con el reactivo de Mehlich-3 y con $\text{NH}_4\text{Cl}$ 1M.	127
Figura 31. Mg Mehlich-3	130
Figura 32. Variaciones de Mg extraído con el reactivo Mehlich-3	130
Figura 33. Mg CIC	133
Figura 34. Variaciones de Mg en el complejo de cambio	133
Figura 35. K Mehlich-3	135
Figura 36. Variaciones de K extraído con el reactivo Mehlich-3	135
Figura 37. K CIC	137
Figura 38. Variaciones de K en el complejo de cambio	137
Figura 39. Na CIC	140
Figura 40. Variaciones de Na en el complejo de cambio	140
Figura 41. Al CIC	142
Figura 42. Variaciones de Al en el complejo de cambio	142
Figura 43. % Al	145
Figura 44. Variaciones del % de Al en el complejo de cambio	145
Figura 45. CICE	147
Figura 46. Variaciones de la capacidad de intercambio cationica efectiva (CICE)	147
Figura 47. Al extraído con oxalato amonico (Alox), pirofosfato sodico (Alp) y cloruro de cobre (Alcu)	150
Figura 48. Fe Mehlich-3	152
Figura 49. Fe disponible extraído con el reactivo Mehlich-3	152
Figura 50. Mn Melich-3	154
Figura 51. Mn disponible extraído con el reactivo Mehlich-3	154
Figura 52. Cu Mehlich-3	156
Figura 53. Cu disponible extraído con el reactivo Mehlich-3	156
Figura 54. Zn Mehlich-3	158

Figura 55. Zn disponible extraído con el reactivo Mehlich-3	158
<b>2. Fase líquida del suelo</b>	
Figura 56. pH en disolución	160
Figura 57. Variaciones de pH en disolución	160
Figura 58. Conductividad eléctrica	162
Figura 59. Variaciones de la conductividad eléctrica	162
Figura 60. Ca en el extracto acuoso 1:10	164
Figura 61. Variaciones de Ca en el extracto acuoso 1:10	164
Figura 62. Mg en el extracto acuoso 1:10	166
Figura 63. Variaciones de Mg en el extracto acuoso 1:10	166
Figura 64. K en el extracto acuoso 1:10	169
Figura 65. Variaciones de K en el extracto acuoso 1:10	169
Figura 66. Na en el extracto acuoso 1:10	171
Figura 67. Variaciones de Na en el extracto acuoso 1:10	171
Figura 68. Al total en el extracto acuoso 1:10	173
Figura 69. Variaciones Al total en el extracto acuoso 1:10	173
Figura 70. Formas de Al total en disoluciones	174
Figura 71. Distribución porcentual de las formas de Aluminio en disolución	175
Figura 72. Especies de Aluminio lábil en disoluciones	177
Figura 73. Distribución porcentual de especies de Aluminio lábil en disoluciones	178
Figura 74. Relación entre las especies de Aluminio lábil y el no lábil.	179
Figura 75. Especies de Aluminio lábil en función de la relación Al lábil/Ftotal.	180
Figura 76. Relación entre las especies de Aluminio lábil y el pH	180
Figura 77. Especies Al-F en los diferentes tratamientos y muestreos realizados	181
<b>3. Efectos sobre las especies pratenses</b>	
Figura 78. Producción en peso seco de especies sembradas mas no sembradas	183
Figura 79. Distribución porcentual del peso seco en planta no sembrada y especies sembradas	184
Figura 80. Producción en peso seco de especies sembradas	186

Figura 81. Producción peso seco para cada tratamiento de las especies sembradas	188
Figura 82. Concentración de proteína en las distintas especies sembradas	191
Figura 83. Concentración de Calcio en % en las diferentes especies sembradas	195
Figura 84. Contenido de Calcio (concentración por peso seco) en las diferentes especies	197
Figura 85. Concentración de Mg en las diferentes especies sembradas	199
Figura 86. Contenido de Mg para cada especie	200
Figura 87. Concentración de Potasio en las diferentes especies sembradas	201
Figura 88. Concentración de fósforo en las diferentes especies sembradas	203
Figura 89. Contenido de Fósforo (concentración / peso seco) en las diferentes especies	205
Figura 90. Concentración de Hierro en planta para cada especie vegetal	209
Figura 91. Concentración de Manganeseo en planta para cada especie vegetal	210
Figura 92. Concentración de Cobre en planta para cada especie vegetal	213
Figura 93. Concentración de Zinc en planta para cada especie vegetal	215
<b>4. Efecto sobre el maíz</b>	
Figura 94. Peso fresco y seco en paja y mazorca	218
Figura 95. Índice de cosecha de mazorca y grano	220
Figura 96. Concentraciones de N, P y K (en %) en paja y mazorca de maíz	224
Figura 97. Concentraciones de Ca y Mg (en %) en paja y mazorca de maíz	227
Figura 98. Concentraciones de micronutrientes (Fe, Mn, Cu, Zn) en paja y mazorca de maíz	233

Los suelos ácidos ocupan aproximadamente el 30% de la superficie del mundo (Von Uexküll y Mutert, 1995). La baja disponibilidad de nutrientes (P, Ca, Mg) y la toxicidad por algunos elementos (Al, Mn) limitan la producción de estos suelos (Baligar et al., 1997; Brennan et al, 2004).

La acidificación natural de los suelos gallegos es debida principalmente a la abundancia de precipitaciones y en algunos casos a un sustrato litológico de naturaleza ácida. Los estudios realizados sobre la fertilidad de nuestros suelos señalan que los más importantes limitantes que presentan son: acidez, baja capacidad de cambio de cationes al pH del suelo y elevada saturación de Al en el complejo de cambio (Costoya et al., 1983; Garcia-Rodeja y Macías, 1984; Mombiela y Mateo, 1984; Calvo y Macias, 1987; Fernández Marcos et al., 1994; Fernández Sanjurjo et al., 1998; Alvarez et al., 1992, 2000, 2002, 2005).

Debido a la baja fertilidad química de estos medios, la aplicación de encalantes, fertilizantes y restos orgánicos es generalmente esencial para la reducción de la acidez y la mejora de la producción de estos suelos.

La adición de restos orgánicos fue práctica tradicional, debido a que aumentaba la cantidad de nutrientes por mineralización, disminuía la toxicidad del Al al formarse complejos organoaluminicos y, además, mejoraba la estructura y por consiguiente la capacidad de retención de agua. Esta práctica ha caído en desuso con la aparición y utilización generalizada de los fertilizantes y enmendantes químicos.

Con el intento de averiguar las dosis óptimas de adición, en especial las referentes a las sustancias enmendantes, surgieron numerosas investigaciones paralelas al empleo de estos compuestos. En Galicia se han realizado abundantes estudios sobre el encalado tratando de establecer en primer lugar, la dosis de cal más adecuada.

A partir de los resultados obtenidos por investigadores del centro de Investigadores Agrarias de Mabegondo (Piñero, 1977; Mombiela y Mateo, 1984; Mosquera, 1986), en Galicia se comenzó a utilizar la reducción de la saturación del complejo de cambio en aluminio como un índice fiable para establecer las dosis de cal que se añadirán a un suelo. De modo general, estos autores establecen en  $3t\ ha^{-1}$  la cantidad de  $CaCO_3$  necesaria para la transformación de suelos naturales ácidos de Galicia en praderas permanentes.

Según Guitián (1956), los dos principales factores que influyen sobre la efectividad en los materiales calizos son su pureza, el tamaño de partícula y, en

menor grado, el contenido en Mg. Si bien existen muchos trabajos que tratan de establecer la dosis de cal, la información disponible sobre el tamaño de partícula más adecuado para la adición de caliza es escasa. Cabe señalar el estudio llevado a cabo en lisímetros instalados en el colegio Fingoy en Lugo por Méndez Domenech (1977). Este autor compara los efectos del encalado con caliza fina, media y gruesa, si bien no se especifica en la publicación a qué diámetros de partícula corresponden estas denominaciones. El estudio se centra en la determinación de Ca y Mg en las aguas lisimétricas. Hay que citar asimismo los ensayos en laboratorio de encalado con calizas de distintas granulometrías llevados a cabo por Torres Pacios (1975). Tampoco a nivel nacional e internacional se dispone de mucha información al respecto; entre los escasos trabajos encontrados sobre el tema cabe citar los de Scott et al. (1992), Haby y Leonard (2002) y Mello et al. (2003).

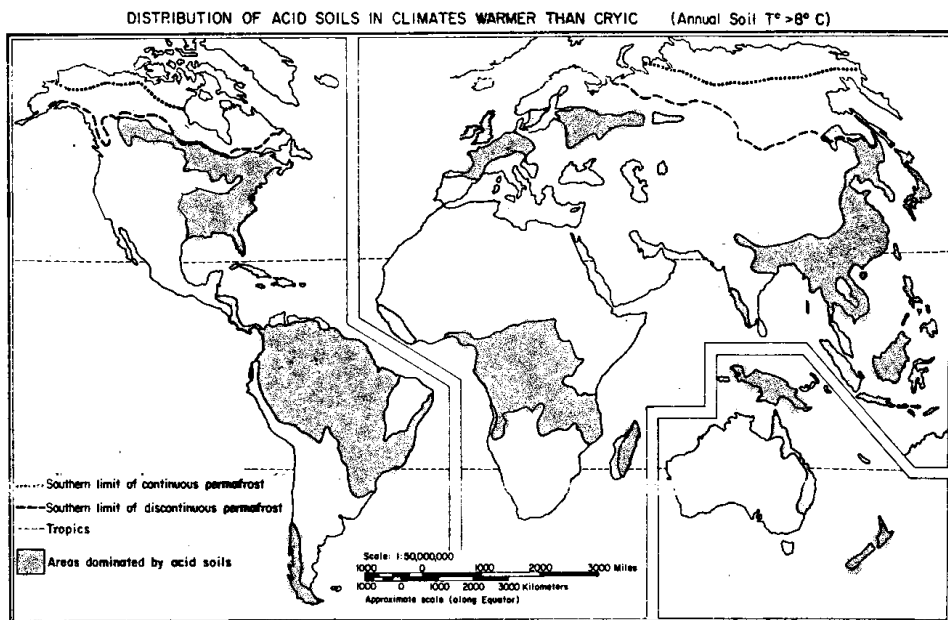
El objetivo de este trabajo es establecer la granulometría más adecuada para el tratamiento con caliza magnesiana. Para ello se aplicó caliza magnesiana en distintos tamaños (entre 4 y 2 mm, entre 2 y 0,5 mm, entre 0,5 y 0,25 mm y menor de 0,25 mm) a un suelo sobre sedimentos cuaternarios en el que se implantará una rotación pradera/maíz. Los objetivos concretos se centran en estudiar el efecto de la caliza de diferentes granulometrías:

1. Sobre las propiedades del suelo, particularmente sobre las formas de Al en fase sólida y las especies de Al en disolución.
2. En la producción de especies prateras, calidad del pasto y concentración de nutrientes del mismo.
3. En la producción de paja y grano y en la concentración de nutrientes en plantas de maíz.

## 1. SUELOS ÁCIDOS

### 1.1. ORIGEN DE LA ACIDEZ

A escala mundial, los suelos ácidos ocupan el 30% de la superficie terrestre libre de hielo (Von Uexküll y Mutert, 1995), pudiendo considerarse que los procesos de acidificación constituyen el factor de degradación de suelos más importante en zonas tropicales y templadas (Baligar y Fageria, 1997). Se puede indicar, al analizar su distribución, que poseen una característica común, se localizan en zonas donde la lluvia supera los 700 mm anuales, lo que demuestra la clara relación que existe, a nivel mundial, entre los procesos de acidificación de los suelos y el lavado al que se ven sometidos éstos bajo clima húmedo. Por tanto, uno de los factores naturales principales que determina la aparición de suelos ácidos es el clima, de manera que un suelo ácido requiere un clima húmedo para su desarrollo (Von Uexküll y Mutert, 1995).



Mapa 1: Distribución de suelos ácidos en el mundo.

En la distribución de suelos ácidos en el mundo, se pueden observar (mapa 1) dos subzonas muy bien definidas la intertropical, donde hay unas lluvias muy intensas, con temperaturas elevadas, lo que trae como consecuencia que la alteración de los suelos sea muy intensa, y en función de la misma, que la

profundidad y el contenido de arcilla de los suelos sea importante. La otra subzona coincide con climas templados o fríos, donde estarían todos los suelos ácidos de Europa.

En España, los suelos con estas características vienen a representar el 40% de la superficie nacional (Roquero, 1964). De ellos, se puede considerar que unos 10 millones de hectáreas pueden presentar problemas para los cultivos. A estas cifras podría sumársele la correspondiente a suelos que están en vías de descalcificación y/o acidificación por causas antropogénicas.

En Galicia, la acidez es la principal característica de sus suelos, por su clima húmedo, el predominio de sistemas abiertos y su geología de naturaleza fundamentalmente ácida. La acidez general de los suelos gallegos debe considerarse consecuencia directa del clima regional, hecho demostrado por la existencia de suelos ácidos sobre rocas ultrabásicas. Y el que esta acidez de origen climático se encuentre más o menos agravada, depende de los factores restantes. Un análisis de estos factores ha sido realizado por Méndez Domenech (1979), como sigue:

**Geológico:** En la zona Sur-Occidental de Galicia predominan las rocas ígneas ácidas, como los granitos de dos micas y biotíticos, y las metamórficas de parecida composición química, tales como gneis micacítico, etc. El contenido medio en sílice de este grupo de rocas, puede cifrarse en un 70%.

En la parte Nor-Oriental predominan los esquistos arcillosos, filitas, ampelitas, etc., y en el límite oriental de Galicia afloran algunas areniscas cuarcíticas y calizas, pero en tan pequeña proporción que apenas influyen en la formación de los suelos gallegos.

Los afloramientos de rocas básicas (serpentinatas, peridotitas, anfibolitas y gneises hiperlcalinos) están limitados, esencialmente, a la provincia de La Coruña, de cuya superficie no llegan a ocupar el 20%.

**Climatológicos:** Galicia pertenece climatológicamente a la zona húmeda española, con una relación Evapotranspiración potencial anual/Precipitación anual inferior a 1.

La abundancia de precipitaciones da lugar, en algunas zonas, a infiltraciones superiores a los 1.500 mm, pudiendo considerarse como valor medio de la infiltración en los suelos gallegos el de 800 mm anuales. La precipitación media, en Galicia, es de 1.400 mm de los cuales percolan a través del suelo unos 700 y se eliminan por evapotranspiración otros 700 mm. Hay, por tanto, una gran alteración

química del sustrato geológico y gran lavado del suelo, como consecuencia de una elevada infiltración y una temperatura media anual de 13,5° C (Méndez Domenech, 1979).

Hasta tal punto está generalizada la descalcificación de los suelos por acción del clima que, normalmente, no se encuentran carbonatos en los perfiles de los suelos desarrollados sobre materiales calizos (Taboada Castro, 1990).

**Topográficos:** La topografía origina diferentes microclimas, que influyen apreciablemente en las características locales de los suelos de la región. Las zonas de pendiente considerable están sometidas a una mayor erosión y los suelos no alcanzan el grado de madurez correspondiente al suelo clímax. Normalmente, su profundidad es menor y el lavado del perfil está favorecido por el drenaje lateral.

Los suelos orientados hacia el Norte soportan un clima más húmedo y frío que los restantes y en las laderas orientadas al Oeste es mayor la precipitación que en las de orientación Este, como consecuencia del anticiclón de las Azores.

La influencia de la altitud se manifiesta en una disminución de la temperatura y un aumento de las precipitaciones. Estudios sobre suelos regionales han demostrado la existencia de una correlación negativa entre la altitud y el pH (Méndez Domenech, 1979).

**Antrópicos:** El hombre ha efectuado varias acciones sobre los suelos gallegos. De todas ellas, tan solo han tenido consecuencias importantes en toda la región la deforestación y la quema del suelo.

La deforestación ha dado lugar a la aparición de grandes superficies improductivas, ocupadas actualmente por brezales de diversos tipos.

La quema del suelo, es consecuencia de los frecuentes incendios forestales en la región, o el tratamiento previo a la puesta en cultivo de terrenos de monte bajo, generalmente tojales o brezales, para sembrar cereales, normalmente centeno y a veces trigo. Los efectos de esta práctica, habitual en Galicia hasta tiempos muy recientes, han sido estudiados con detenimiento y puede concluirse que, si bien mediante el quemado se consigue una subida del pH y fertilidad del suelo, ello se realiza a costa de reducir brutalmente su contenido en materia orgánica, con la disminución consiguiente de la capacidad de cambio. Se demuestra también que, con el paso del tiempo, se produce un mayor lavado de bases en el suelo y la acidificación es más intensa (Méndez Domenech, 1979). Recientemente, Úbeda (2001) señala que un incendio de baja temperatura (200-300°C) puede disminuir el

pH del suelo, mientras que si la temperatura y la intensidad es elevada (700-900°C) el pH del suelo aumenta considerablemente en un primer momento, disminuyendo después de 2 años.

Se ha comprobado además que la desaparición de materia orgánica, por efecto de la quema, lleva consigo la destrucción de los agregados del suelo y la degradación de su estructura (Carballas et al., 1978).

Además de estos procesos antropogénicos, señalados por Méndez Domenech (1979), en la actualidad existen otros que se comentaran posteriormente.

Hasta finales de los años 50 era creencia general que el ión hidrógeno ( $H^+$ ) era el catión dominante en los suelos ácidos. Los trabajos de Coleman y colaboradores (Lin y Coleman, 1967; Coleman y Thomas, 1967) demostraron que el ion aluminio ( $Al^{3+}$ ) y no el  $H^+$  era el catión dominante en la mayoría de los suelos con pH menor de 5. En la mayoría de los casos, el desarrollo de los cultivos en los suelos ácidos puede relacionarse con la saturación de Al o con la concentración de Al en la disolución del suelo. Hasta cierto punto, una alta concentración de  $H^+$  (o bajo pH) no influye directamente en el desarrollo de los cultivos (Black, 1968). Las concentraciones elevadas de  $H^+$  en la disolución del suelo, sin embargo, favorecen la meteorización de los minerales del suelo, lo que origina la liberación de  $Al^{3+}$  y la lixiviación de iones tales como  $K^+$ ,  $Mg^{2+}$  y  $Ca^{2+}$ .

Con la excepción de los suelos turbosos (y en cierta medida también de los suelos sulfato ácidos), el mal desarrollo de los cultivos en los suelos ácidos es ocasionado frecuentemente por la toxicidad del aluminio y/o del manganeso y/o por deficiencias de fósforo, calcio y magnesio (Von Uexküll y Mutert, 1995).

Según Bache (1980), las modificaciones que se producirán en un suelo por acidificación dependerán de su naturaleza inicial, destacando las siguientes:

- Pérdida de cationes básicos (Ca, Mg, Na, K), principalmente Ca, que puede provenir de la disolución de carbonatos libres si existen en el perfil, del desplazamiento de los lugares de cambio débilmente ácidos (humus, silicatos poco ordenados, hidróxidos...) o, en última instancia, de los lugares de carga permanente.

- Reducción de la capacidad de intercambio de cationes, puesto que los componentes de carga variable a pH ácido presentan carga positiva.

- Movilización de iones Al, que tiene lugar a  $pH < 5$ , actuando como el principal sistema amortiguador en suelos minerales.

- Reducción de la actividad biológica: al descender el pH y existir en disolución elementos tóxicos (Al, Mn) disminuyen los microorganismos y su

actividad; con ello disminuye la descomposición de la materia orgánica, la respiración, los procesos de humificación, la fijación de nitrógeno atmosférico, la nitrificación y la transformación de P orgánico a P inorgánico.

- Efectos químicos derivados: se modifican las propiedades superficiales de los minerales y la composición de la disolución del suelo, viéndose afectadas las reacciones de adsorción y la solubilidad y estabilidad de los minerales.

## 1.2. ACIDIFICACIÓN DE LOS SUELOS

### 1.2.1. Acidificación natural

La acidificación natural es producida por agentes naturales como el  $\text{CO}_2$ , los ácidos orgánicos procedentes de la descomposición de los restos vegetales, la adsorción de nutrientes por la vegetación o el tipo de ésta, así como fenómenos naturales tales como erupciones volcánicas (emisiones de  $\text{SO}_2$ ).

Según la opinión de algunos autores (Ulrich, 1983; Matzner y Ulrich, 1983), la acidificación del suelo es producida, en general, por un desacoplamiento de los ciclos de los elementos de un sistema. En los suelos de clima húmedos se pueden originar iones hidrógeno libres en varios procesos, principalmente los siguientes:

1- Absorción por las plantas de mayor proporción de cationes que de aniones (Ulrich, 1941; Pierre et al., 1970; Duan et al., 2004), produciéndose una salida de  $\text{H}^+$  al suelo.

2- En medios percolantes, donde la precipitación supera a la evapotranspiración, se produce una pérdida de los cationes básicos, con el consiguiente incremento de la acidez.

3- Respiración del suelo, formándose  $\text{H}^+$  a partir de la disociación del ácido carbónico formado a partir del  $\text{CO}_2$  que, por intercambio de cationes, conduce a la lixiviación de cationes básicos en forma de sales bicarbonatadas (Wiklander, 1980).

4- Incorporación de productos de descomposición orgánica ricos en grupos funcionales ácidos (Petersen, 1976; Strobel et al., 2005).

5- Oxidación del N reducido (nitrificación) y de compuestos azufrados orgánicos e inorgánicos o del  $\text{Fe}^{2+}$  (Frink y Voight, 1977).

Como consecuencia de estos procesos, los aniones dominantes en el sistema edáfico serían el anión bicarbonato ( $\text{HCO}_3^-$ ), los aniones de los grupos ácidos

orgánicos, principalmente los carboxilatos ( $R-COO^-$ ), el anión nitrato ( $NO_3^-$ ) y el sulfato ( $SO_4^{2-}$ ).

La vegetación puede ejercer también una importante influencia en las condiciones ácido-base del sistema. Así, según diferentes autores los suelos se vuelven más ácidos al sustentar vegetación arbórea en lugar de otro tipo de especies (Crocker y Major, 1955; Wilding et al., 1983; Moncoulon et al., 2004). En climas fríos la acidificación es debida principalmente, a la extracción del suelo de un exceso de cationes, sobre todo en suelos ácidos en los que el N disponible se encuentra fundamentalmente como  $NH_4^+$ ; este exceso de absorción de cationes debe ser compensado por un flujo de  $H^+$  desde las raíces hacia el suelo, que se acidifica.

En Galicia, son abundantes los estudios sobre la posible acidificación del suelo bajo determinadas especies forestales (Calvo et al., 1979 a, b; Calvo y Díaz-Fierros, 1982). Estos autores encuentran que, si bien todo tipo de cubierta arbórea genera acidificación sobre las aguas de pluviolavado y escurrido, el efecto es mucho mayor bajo pino, en relación con eucalipto y roble. Estudios posteriores exponen, por el contrario, una mayor acidificación en suelos bajo eucalipto como consecuencia de la mayor cantidad de ácidos fenólicos existentes en sus hojas (Alonso y Bará, 1989; Molina et al., 1991).

El análisis de la disolución del suelo bajo roble, pino y eucalipto indican que en primavera bajo los robles se produce una mayor acidificación, interpretándose como consecuencia de una mayor actividad biológica bajo estos árboles y a una acelerada tasa de descomposición y mineralización de la materia orgánica (Álvarez et al., 1992). Estudios más recientes realizados estacionalmente, sobre la influencia de las mismas especies arbóreas en los valores de pH de la disolución de suelos desarrollados sobre granitos, pizarra y caliza, muestran una mayor acidez en los suelos con vegetación de pino (Álvarez et al., 2000, 2002).

Estudios de suelos de Huelva y Portugal (Oliveira, 1958 y 1985) ponen de manifiesto que el proceso de humificación es menor bajo eucalipto que bajo roble o pino. Otros trabajos realizados por autores como Velasco y Lozano (1981) y Velasco y Espinel (1984) en Huelva, Extremadura y Cantabria señalan que la materia orgánica evoluciona desfavorablemente bajo eucalipto, presentándose los ácidos húmicos poco polimerizados, en comparación con la vegetación de castaños y alcornoques. Estudios realizados en Galicia señalan unos contenidos de humina significativamente más elevados en suelos bajo pino en relación a los existentes bajo roble, no existiendo diferencias significativas con los obtenidos bajo eucalipto (Álvarez et al., 2000, 2002).

A pesar de todo lo señalado, la acidificación final del suelo depende, en gran medida, de su capacidad de amortiguación. En este sentido, en Galicia el pH del suelo se mantiene en un estrecho intervalo (4,5-5,5), debido a que el Al presente en el complejo de cambio ejerce un efecto tampón, impidiendo en cierto modo que la vegetación pueda desplazar el pH hacia valores más ácidos (Calvo de Anta y Díaz-Fierros, 1982; Urrutia et al., 1990).

Son también importantes las condiciones iniciales de la zona y el tipo de manejo al que esté sometida, además de la especie, incluso con especies caducifolias (Avery, 1958; Bonneau y Douchaufour, 1960; Howard y Howard, 1984), lo que lleva a afirmar a éstos autores que las diferentes especies arbóreas tienen distintos efectos en los suelos y que estos efectos van a depender de las condiciones puntuales de cada zona. Duan et al. (2004) señalan que en China la acidificación del suelo relacionada con el desarrollo de la vegetación tiene mayor importancia que la deposición ácida actual.

#### 1.2.2. Acidificación inducida

La producción de energía a partir de combustibles fósiles, tiene como resultado la emisión a la atmósfera de óxidos de N y S, que forman  $\text{HNO}_3$  y  $\text{H}_2\text{SO}_4$ . Recientemente, la emisión global de estos gases a la atmósfera excedía de 4 a 8 veces la originada por causas naturales (Galloway et al., 1996, Galloway 1998, 2001). En algunas regiones de América del Norte, las emisiones antropogénicas son hasta 100 veces superiores a las relacionadas con fuentes naturales (Galloway, 2001).

La producción de alimentos también trae como resultado un aumento de la acidificación (además del 2% de la energía que es utilizada por el sector agrícola). Una porción importante del N tomado por los cultivos es producido como  $\text{NH}_3$  por el proceso Haber-Bosch (Smil, 2004 a,b) del cual, alrededor del 90% se pierde a la atmósfera, según Galloway et al. (1998) quienes estiman que el emitido a la atmósfera por los cultivos y los residuos de los animales es casi el doble del NO emitido por la quema de combustibles fósiles.

Las prácticas de silvicultura consistentes en la retirada de biomasa del sistema son también importantes, ya que impiden el reciclaje de elementos (Stone, 1975; Hornung, 1985), llegando a afirmarse que la tala total de árboles pueden inducir flujos de iones hidrógeno iguales o superiores a los producidos por una fuerte deposición atmosférica.

Cuando se deposita en los ecosistemas terrestres, el  $\text{NH}_x$  puede ser nitrificado, generando  $\text{HNO}_3$  (Galloway, 1995).

Se describen a continuación las tres fuentes principales de acidificación inducida:

#### Deposición ácida

El término deposición atmosférica se refiere a los materiales (líquidos, sólidos o gases) que se depositan en la superficie terrestre desde la atmósfera. Los materiales incorporados a través de la lluvia, nieve, niebla, rocío, se denominan deposición húmeda y los que lo hacen como partículas sólidas o aerosoles (sales marinas, cenizas, partículas orgánicas o inorgánicas, gases adsorbidos sobre estas partículas) se denominan deposición seca (Tabatabai, 1985). La precipitación ácida es un tipo especial del fenómeno general que es la deposición atmosférica, en la cual el pH teóricamente neutro de la precipitación disminuye no sólo por el equilibrio con el  $\text{CO}_2$  atmosférico, sino por la presencia de otros compuestos, como ácidos minerales ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ,  $\text{HNO}_3$ ) procedentes de la oxidación de  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}$  y  $\text{N}_2\text{O}$ .

Dada la importancia del tema, desde el año 1975, se celebra cada 5 años la Conferencia Internacional de Deposición Ácida. Estas conferencias han contribuido a conocer el problema a nivel global. En la celebrada en 1995, en Suecia, una de las conclusiones más importantes fue que la acidificación era todavía un problema muy serio. La deposición de contaminantes ácidos en Europa y América del Norte está todavía muy por encima de la carga crítica, lo que implica un deterioro de los suelos en regiones sensibles. La última Conferencia Internacional sobre lluvia ácida se celebró en Japón en Diciembre del 2000.

La deposición ácida contribuye al estrés biótico de los suelos forestales a través de la pérdida de nutrientes del suelo, movilización del Al, e incremento de la concentración de aniones en la disolución del suelo (Reuss, 1983).

El aporte atmosférico de  $\text{H}^+$  contribuye a la disolución de los minerales de la arcilla y a la formación de suelos saturados en Al, por lixiviación de cationes alcalinos y alcalinotérreos (Reuss y Johnson, 1986; Pilkington et al., 2005). Reuss y Johnson (1986) señalaron que la pérdida de cationes "básicos" de cambio por acidificación y lixiviado da como resultado un fuerte incremento del Al en la disolución del suelo. Como consecuencia, el Ca y el Mg son reemplazados por Al en las posiciones de cambio y las relaciones molares Ca /Al o Mg/Al descienden. A medida que baja la concentración de cationes básicos, se reduce la capacidad tampón del suelo y por lo tanto la susceptibilidad a la acidificación es mayor. Esto ha llevado al descenso de la

productividad en diferentes áreas afectadas por deposición ácida (Huntington, 2000; Huntington et al., 2000).

#### Oxidación de sulfuros.

La oxidación de la pirita ha sido ampliamente estudiada durante muchos años debido a que es uno de los procesos naturales más acidificantes que se conocen en la superficie terrestre; sin embargo, la complejidad del proceso, en el que están involucradas diferentes tipos de reacciones (oxidación – reducción, hidrólisis, complejación iónica, disolución-precipitación, etc.), así como la dependencia de muchos factores, tanto físico-químicos como biológicos, hace que muchos aspectos del proceso no estén todavía completamente aclarados. Revisiones detalladas sobre los mecanismos y procesos involucrados en la oxidación de la pirita pueden encontrarse en Caruccio et al. (1989), Urrutia et al. (1987) y Monterroso (1995), entre otros.

Aunque los pasos y reacciones intermedias no están perfectamente aclarados, existe un acuerdo general de que los productos últimos de la oxidación son alguna forma oxidada del Fe, aniones sulfato y elevada acidez, proceso que quedó sintetizado en la reacción general recogida por Stumm y Morgan (1981):

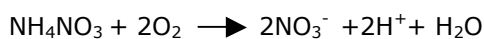


#### Fertilizantes

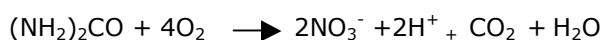
Los fertilizantes constituyen una fuente importante de acidez, principalmente los nitrogenados en los que el N se aporta como amonio o urea y los que contienen azufre.

Las referencias a la acidificación debida al aporte de fertilizantes nitrogenados son frecuentes (Smika et al., 1961; Jolly y Pierre, 1977; Campbell y Zentner, 1984; Berg 1986; Noble et al., 2000; Debreczeni y Kismanyoky, 2005, entre otros). Según Adams (1984), para las fuentes de N más utilizadas como fertilizantes (nitrato amónico, urea y amoníaco anhidro) el potencial acidificante teórico equivale a 3,6 kg de  $\text{CaCO}_3$  por kg de N aportado. Algunas reacciones acidificantes serían:

##### 1-Nitrato Amónico



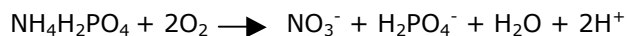
##### 2-Urea



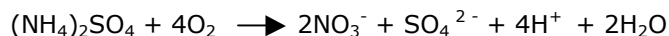
### 3-Amoníaco anhidro



### 4-Fosfato amónico



### 5-Sulfato amónico



De todas formas, la acidificación producida en el suelo es, por lo general, menor que la teórica, aproximadamente la mitad según Adams (1984) y entre un 9 y un 50% según Jolly y Pierre (1977), principalmente debido a las pérdidas por lixiviado e incorporación de amonio a la materia orgánica. Según Berg (1986), a raíz del aporte de fertilizantes nitrogenados, la mayor parte del ácido originado se produce en los 5 cm superiores del suelo, mientras que Campbell y Zentzer (1984) y Jolly y Pierre (1977) lo encuentran en los 15 cm primeros del mismo. También los fertilizantes azufrados (S elemental, sulfato amónico, sulfato cálcico, polisulfuros, y tiosulfatos) tienen reacción ácida u originan ácido sulfúrico tras su oxidación en los suelos (Nor y Tabatabai, 1977).

El encalado también puede provocar descensos del pH del suelo, a largo plazo (Bolton, 1977; Doerge y Gardner, 1985; Urrutia et al., 1989; y Debreczeni y Kismanyoky, 2005), acidificándose más al aumentar la dosis de cal añadida. El encalado favorece la nitrificación al subir el pH, pudiendo conducir a una reacidificación: el aumento de pH puede llevar a una mayor descomposición de la materia orgánica, liberando formas de N y S reducidas que, al oxidarse, originan mayor cantidad de iones hidrógeno en suelos encalados que en los no encalados (Doerge y Gardner, 1985).

## 1.3. FORMAS DE ACIDEZ

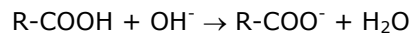
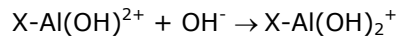
1- Acidez cambiabile. Es la cantidad de Al (e  $\text{H}^+$ , en su caso) extraíble con sales neutras no tamponadas, como KCl, NaCl o  $\text{CaCl}_2$  (Wiklander, 1975). Generalmente, la acidez cambiabile medida aumenta con la valencia del catión reemplazante y la polarizabilidad de sus aniones y disminuye al aumentar la hidratación de dicho catión. Una secuencia frecuentemente citada sería la dada por Wiklander (1947):  $\text{Li}^+ < \text{Na}^+ < \text{K}^+ < \text{Mg}^+ < \text{Ca}^{2+} < \text{Sr}^{2+} < \text{Ba}^{2+}$ .

También aumenta con la fuerza iónica de la disolución desplazante, como ha sido señalado para suelos de Galicia por Calvo y Álvarez (1987).

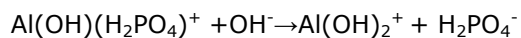
Los suelos minerales ácidos a un  $\text{pH} < 5,0$  tienen el complejo de intercambio catiónico ocupado por Al y a  $\text{pH} 6,0$  estos lugares pasan a ser ocupados por cationes "básicos" intercambiables. La saturación relativa de estos últimos tiene un efecto importante en la composición de la disolución del suelo y en el crecimiento de la planta.

El manganeso de cambio existente en los suelos también está relacionado con el  $\text{pH}$  de éste. Los niveles más altos de Mn de cambio se encuentran cuando el  $\text{pH}$  del suelo es  $\leq 5,0$ . El Mn intercambiable decrece fuertemente cuando los suelos están encalados a un  $\text{pH}$  de 6,0.

2- Acidez no cambiante o residual. Esta constituida por iones  $\text{H}^+$  ácidos débiles, que no son reemplazables por disoluciones de sales neutras sin tamponar y por  $\text{H}^+$ . Es el tipo de acidez debida a la materia orgánica y al Al polimérico ( $\text{Al}(\text{OH})_x^{x+}$ ):



También al desplazamiento de aniones adsorbidos, lo que Mehlich (1976) denomina "acidez debida a aniones":



En el rango de  $\text{pH} 5,5-7$ , en el que los polímeros hidroxialumínicos son los componentes ácidos predominantes en el suelo, la acidez cambiante es prácticamente nula, existiendo en cantidades medibles sólo acidez valorable no cambiante. Esta fracción, así definida por Bohn et al., (1985) es denominada en otras ocasiones acidez residual (Mehlich, 1976), potencial o dependiente del  $\text{pH}$ . Comprende la mayor parte de la acidez de suelos ricos en óxidos de Fe y Al y/o materia orgánica.

3- Acidez total. La acidez total o titulable se estima a partir de la cantidad de base fuerte [ $\text{NaOH}$  o  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ] necesaria para llevar el suelo a un  $\text{pH}$  determinado. Deben especificarse las condiciones en las que se produce la reacción, como tiempo total, método de agitación, período entre adiciones de base, y  $\text{pH}$  inicial y final. Comprende tanto formas cambiantes como no cambiantes de Al.

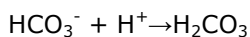
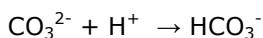
El aluminio es el principal responsable de la regulación de la acidez en los suelos ácidos, debido a su abundancia, su relativamente alta actividad química y su carácter anfótero. En suelos ácidos con baja carga permanente y alto contenido en materia orgánica, la hidrólisis del Al unido a ella es la principal fuente de amortiguación del pH en el rango de 4 a 5, controlando las relaciones entre pH y actividad de Al (Bloom et al., 1979a y b).

La magnitud e intensidad de la modificación producida en el pH del suelo por un aporte ácido depende de la capacidad de amortiguación del mismo. El pH del suelo no variará mientras todos los H<sup>+</sup> producidos o aportados externamente puedan ser neutralizados. Fundamentalmente, vendrá determinada por la presencia o no de carbonatos, la magnitud de la capacidad de cambio de cationes, la presencia o no de ácidos húmicos y, a pH inferiores a 5,5, por la presencia de iones Al en la disolución.

Algunos ejemplos generales de amortiguación serían:

1- Los suelos calcáreos mantendrán constante el valor de pH, aunque tengan pérdidas de Ca, mientras no se agoten los carbonatos; en suelos de pH elevado, no calcáreos, se producirá acidificación por cambio de cationes.

La acidez es neutralizada por el CO<sub>3</sub><sup>2-</sup> (base):



2- En suelos ácidos, altamente insaturados, la gran reserva de Al de la arcilla pasa a la disolución, con una fuerte capacidad de amortiguación del pH en valores próximos a 4. El suelo se volverá fuertemente ácido por el Al pero su pH raramente descenderá de ese valor.

#### 1.4. PRINCIPALES LIMITACIONES DE LOS SUELOS ÁCIDOS

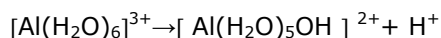
La acidez provoca condiciones poco favorables para el crecimiento vegetal. El bajo pH característico de estos medios influye en la concentración de los elementos minerales en disolución y en su disponibilidad para las plantas. Así, mientras N, P, K, S, Ca, Mg, y Mo disminuyen su disponibilidad considerablemente, Al y Mn aumentan su solubilidad llegando a resultar tóxicos para las plantas (Brennan et al., 2004).

#### 1.4.1. Aluminio

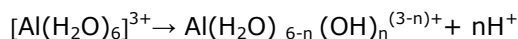
El aluminio es uno de los elementos más abundantes de la corteza terrestre, representa el 7,1% de su peso (Lindsay, 1979) y es tóxico para muchas plantas cuando la concentración en la disolución del suelo es superior a 2 ppm (en suelos de  $\text{pH} < 5,5$ ).

Al hacerse moderadamente ácido un suelo, ( $\text{pH} < 5,5$ ) el aluminio comienza a aparecer como ión cambiante, por el paso desde los espacios interlaminares, o posiciones estructurales, hacia las posiciones de cambio. Se produce así una fuerte amortiguación del pH de los suelos que, en cambio, pasan a ser suelos aluminicos, con unas saturaciones en Al del complejo de cambio elevadas e incluso importantes cantidades en disolución de especies iónicas (libres o complejadas) del elemento.

La química del Al se centra en la hidrólisis del ión trivalente coordinado a 6 moléculas de agua según la reacción:



con un  $\text{pK}_a$  próximo a 5,0, que le confiere carácter ácido débil (Jackson, 1963), próximo al del ácido acético. La hidrólisis puede proseguir, según la ecuación general:



En el suelo, el Al puede encontrarse, fundamentalmente, de tres formas:

- 1- En la fase sólida, formando parte de minerales primarios o secundarios, precipitado sobre las superficies de las arcillas, en el espacio interlaminares de los minerales 2:1 o como Al cambiante.
- 2- En forma iónica, en la disolución del suelo.
- 3- En forma de complejos, precipitados o en disolución.

##### 1.4.1.1. Aluminio en la fase sólida.

Puede encontrarse como componente estructural en silicatos y otros minerales, como óxidos, hidróxidos u oxihidróxidos cristalinos, en formas microcristalinas o amorfas y en productos de precipitación como fosfatos o sulfatos.

- Aluminosilicatos: Representan la mayor parte de la fracción mineral de los suelos, tanto minerales primarios (micas y feldespatos) como secundarios (caolinita, gibbsita, montmorillonita y vermiculitas hidroxialumínicas).

En los suelos serán, fundamentalmente, la caolinita, la gibbsita, la montmorillonita y las vermiculitas hidroxialumínicas los minerales que jugarán un papel más destacado en el control de la solubilidad del aluminio en el sistema  $\text{Al}_2\text{O}_3\text{-SiO}_2\text{-H}_2\text{O}$  (Kittrick 1969; Fernández Marcos et al., 1979 y Karathanasis et al., 1983). Como siempre, un factor de gran influencia será la cristalinidad de las fases minerales (menor cristalinidad, mayor solubilidad) y la presencia de forma metaestables (Fernández Marcos y Macías, 1987) y complejos no cristalinos (Farmer, 1981; Farmer y Fraser, 1982).

En el sistema  $\text{Al}_2\text{O}_3\text{-H}_2\text{O}$  las formas que pueden estar presentes en suelos son hidróxidos ( $\text{Al}(\text{OH})_3$ ) como la gibbsita, bayerita o nordstrandita y oxihidróxidos como bohemita o diaspora ( $\text{AlOOH}$ ), así como el hidróxido  $\text{Al}(\text{OH})_3$  no cristalino. Los más frecuentes en suelos son la gibbsita, en medios ácidos y fuertemente sustractivos y la bohemita, en medios alcalinos, en general.

En la tabla 1, se muestra un resumen de los minerales estables en distintos sistemas. Las condiciones de estabilidad para el sistema  $\text{Al}_2\text{O}_3\text{-SiO}_2\text{-H}_2\text{O}$  y  $\text{AlO}_3\text{-H}_2\text{O}$  son las señaladas por Lindsay (1979), para el sistema  $\text{Al}_2\text{O}_3\text{-SO}_3\text{-H}_2\text{O}$  corresponden a Nordstrom (1982); y para el sistema  $\text{Al}_2\text{O}_3\text{-P}_2\text{O}_5\text{-H}_2\text{O}$  a Bolt y Bruggenwert (1978) y Lindsay (1979).

- Aluminio en el Complejo de Cambio: Durante el proceso de alteración de los minerales primarios los cationes van siendo liberados a la disolución del suelo. Chesworth (1972), a través del análisis geoquímico del comportamiento de los elementos mayoritarios, concluye que la alteración, en las fases avanzadas, origina un "sistema residual" independiente de la naturaleza de la roca inicial. El Al junto con el Fe y el Si son los elementos que conforman ese sistema residual.

Tabla 1. Principales minerales de aluminio estables en distintos sistemas.

SISTEMA	ESTABLE	CONDICIONES	pH
$\text{Al}_2\text{O}_3\text{-SiO}_2\text{-H}_2\text{O}$	Caolinita	$\text{H}_4\text{SiO}_4 > 10^{-4} \text{M}$	todo el rango
	Caolinita -Gibbsita	$10^{-5} < \text{H}_4\text{SiO}_4 < 10^{-4} \text{M}$	< 5,5
	Gibbsita	$\text{H}_4\text{SiO}_4 < 10^{-5} \text{M}$	
$\text{Al}_2\text{O}_3\text{-H}_2\text{O}$	Gibbsita	Evolución lenta de polímeros Al-OH	< 5,5
$\text{Al}_2\text{O}_3\text{-SO}_3\text{-H}_2\text{O}$	Alunita	$10^{-4} < \text{SO}_4 < 10^{-2} \text{M}$	4,5 -5,5
	Jurbanita	$\text{SO}_4 = 10^{-2} \text{M}$	< 4,0
		$\text{SO}_4 = 10^{-4} \text{M}$	< 3,3
$\text{Al}_2\text{O}_3\text{-P}_2\text{O}_5\text{-H}_2\text{O}$	Wavellita	Variables	

Cuando aumenta la concentración de  $H^+$  en disolución, los iones  $H_3O^+$  van ocupando las posiciones de cambio de los coloides que, rápidamente, evolucionan, liberándose Al estructural (Coladas, 1974). Más tarde, este Al puede pasar a la disolución, en la que se produce su hidrólisis o su complejación con aniones.

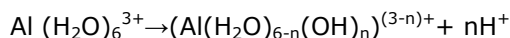
En función del pH, la composición del complejo de cambio podría resumirse del siguiente modo (Tabatabai, 1985): en condiciones de fuerte acidez, predominan el  $Al^{3+}$  de cambio y los  $H^+$ ; al ir aumentando el pH aparecen en posiciones de cambio las especies  $Al(OH)^{2+}$ ,  $Al(OH)_2^+$ , y aumenta la ocupación de dichas posiciones por los cationes alcalinos y alcalinotérreos. A valores de pH entre 4 y 5 serán los iones hidroxialumínicos los predominantes en el complejo de cambio del suelo.

La saturación del complejo de cambio por el Al, es una de las formas de estimar la importancia relativa del Al cambiante en el suelo. En general, se admite que por encima de un 60% de saturación la concentración de Al en disolución es alta, definiéndose el carácter álico (Buol et al., 1975). Evans y Kamprath (1970) señalaron la relación existente entre el porcentaje de saturación en Al del complejo de cambio y el Al en disolución: con un 5% de saturación en este elemento, el Al en disolución alcanza un valor próximo a  $0,1 \text{ meq L}^{-1}$ , aumentando de modo casi lineal hasta  $0,25 \text{ meq L}^{-1}$  cuando la saturación crece hasta un 65%. A partir de este valor, el incremento de Al en disolución para cada aumento del Al en el complejo de cambio se hace mucho más intenso, llegando a un valor de  $0,5 \text{ meq L}^{-1}$  cuando la saturación es próxima al 85%. Estas relaciones varían con el tipo de suelos. Así, en suelos muy ricos en materia orgánica, la interacción entre Al y materia orgánica hace que disminuya la cantidad de Al cambiante (Coleman y Thomas, 1967). Esta interacción desempeña un importante papel en la prevención de la toxicidad de Al en suelos con elevados contenidos de materia orgánica (Mattson y Hester, 1933; Hester, 1935; Coleman y Thomas, 1967; Hargrove y Thomas, 1981a).

#### 1.4.1.2. Aluminio en disolución

Los minerales primarios que contienen Al (feldespatos y micas) se alteran y liberan Al que reprecipita como aluminosilicatos secundarios. La disolución de estos minerales primarios y secundarios en suelos ácidos ( $pH < 5,0$ ) libera Al a la disolución. La concentración de Al en disolución dependerá del pH del suelo, cantidad y tipo de mineral primario y secundario que lo contiene, equilibrios de cambio y reacciones de complejación con la materia orgánica. El Al pasa a la disolución en forma iónica, por una salida desde las posiciones cambio o por disolución de alguna de sus fases sólidas. El ión  $Al^{3+}$  es un ión metálico con una alta relación carga/radio que le

confiere una elevada energía de hidratación. Como otros cationes metálicos con similares características (el Fe, por ejemplo) puede participar en reacciones de hidrólisis, liberándose protones, de acuerdo con la siguiente reacción:



La hidrólisis a una temperatura dada es responsable tanto del bajo pH de las disoluciones que tienen iones  $\text{Al}^{3+}$  como de la capacidad de tales soluciones de amortiguar el pH. Mediante esta reacción se originan distintas especies de Al. Estos tipos de especies y su actividad variarán en función de diversas propiedades del medio, fundamentalmente las siguientes:

- El pH
- La concentración de la disolución, dada por la fuerza iónica.
- La presencia o no de ligandos distintos a los  $\text{OH}^-$  con los que el ión aluminio puede reaccionar.

Las especies más importantes de Al que se pueden encontrar en la disolución de suelos son:

Formas hidroxiladas. La presencia de especies hidroxiladas del Al y de Al libre viene dada por su reacción de hidrólisis:  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$ ,  $\text{Al}(\text{OH})_2^+$ ,  $\text{Al}(\text{OH})_3$  y  $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ .

Bohn et al. (1985) presentan la evolución de estas especies a fuerza iónica 0 y 0,1: el ión  $\text{Al}^{3+}$  será el predominante a  $\text{pH} < 4$ ; al aumentar el pH comienzan a predominar otras especies, incrementa el  $\text{Al}(\text{OH})_2^+$  entre 4,5-6 y el  $\text{Al}(\text{OH})_4^-$  por encima de pH 8. Kinraide (1991) señala que a un pH cercano a la neutralidad, la forma más abundante es  $\text{Al}(\text{OH})_3$ , que es insoluble, mientras que en condiciones alcalinas, predomina  $\text{Al}(\text{OH})_4^-$  siendo la especie más escasa el  $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$ . A un pH dado, pueden coexistir distintas especies monoméricas en disolución.

Además de las especies monoméricas, se puede producir la condensación de complejos hidroxialumínicos, dando lugar a polímeros (Stumm y Morgan, 1981; Bourrié, 1989). Fundamentalmente, su formación depende de la concentración de Al en disolución, el pH, la fuerza iónica y la naturaleza de la fase sólida que controle la solubilidad del elemento. Diferentes autores han citado distintas especies poliméricas de Al obtenidas a partir de diversas técnicas analíticas. Van Nair y Prenzel (1978) señalaban  $\text{Al}_7(\text{OH})_{17}^{4+}$  y  $\text{Al}_{13}(\text{OH})_{34}^{5+}$  como especies poliméricas presentes en cantidades importantes en disolución. En cambio, Stumm y Morgan (1981) consideran como más importantes las formas  $\text{Al}_2(\text{OH})_2^{4+}$ ,  $\text{Al}_3(\text{OH})_4^{5+}$  y

$\text{Al}_{13}\text{O}_4(\text{OH})_{24}^{7+}$ . Se citan incluso formas en anillos con hasta 96 átomos de Al y mayores (Smith, 1971).

El conjunto ofrece un complejo panorama de especies monómeras y polímeros presentes simultáneamente en disolución. Van Nair y Prenzel (1978) representan las especies de Al en disolución a distintos pH y distintas concentraciones de Al en disolución. A concentraciones de Al del orden de  $10^{-3}$  M la mayor parte del Al (60-80%), en el rango de pH 3-4,5 se encontraría como especies poliméricas; dichas formas disminuyen en importancia frente a los monómeros al descender la concentración de Al en disolución. Estudios llevados a cabo de cultivos hidropónicos de trigo (*Triticum aestivum* L.) y semilla de soja (*Glycine max* L.) demuestran que el Al en su forma polimérica ( $\text{Al}_{13}$ ) es más fitotóxico que el Al en su forma monomérica, especialmente cuando se observa el crecimiento de la raíz (Comin et al., 1999).

Por sus características químicas, el aluminio, además de los complejos hidroxilados, formará complejos con el ión fluoruro ( $\text{F}^-$ ) de modo preferencial, y con ligandos en los que el dador de electrones sea el oxígeno. Los iones aluminicos no forman sulfuros y los complejos con el anión cloruro o yoduro son débiles, formándose sólo en disoluciones muy ácidas en las que la competencia con los grupos  $\text{OH}^-$  sea mínima (Stumm y Morgan, 1981). Por su importancia en los suelos, destacan los siguientes complejos:

Complejos fluoruro-aluminio. El flúor tiene una fuerte afinidad por el Al (Lindsay, 1979) y su reacción puede disminuir la concentración del  $\text{Al}^{3+}$ , altamente tóxico, en las disoluciones (Elrashidi y Lindsay 1986a y b), gracias a la formación de diferentes complejos  $\text{AlF}_x$ , que son la principal forma de encontrar el Al monomérico inorgánico en las disoluciones de suelos naturales de Galicia a pH entre 4 y 5,5 (Álvarez et al., 1992; Fernández Sanjurjo et al., 1998). Los complejos monoméricos de Al y F que Driscoll et al. (1985) citan como posibles son  $\text{AlF}^{2+}$ ,  $\text{AlF}_2^+$ ,  $\text{AlF}_3$ ,  $\text{AlF}_4^-$ ,  $\text{AlF}_5^{2-}$  y  $\text{AlF}_6^{3-}$ ; la presencia de una u otra especie viene determinada por el pH, la concentración de  $\text{F}^-$  en disolución y la temperatura a la que transcurre la reacción. Asimismo, Dryssen (1984) indica la posibilidad de formación de especies hidroxiladas de fórmula general  $\text{Al}(\text{OH})_m\text{F}_n$  (siendo  $m+n < 4$ ) en condiciones concretas de concentración de anión  $\text{F}^-$  y pH. En relación también con el contenido de flúor, Lindsay (1979) estudia las especies predominantes en una disolución en equilibrio con la gibbsita (actividad de  $\text{Al}^{3+} = 10^{-10}$  M), observando que al aumentar la actividad de  $\text{F}^-$ , los complejos predominantes serían  $\text{AlF}^{2+}$ ,  $\text{AlF}_2^+$ ,  $\text{AlF}_3$ , si aquella alcanza valores de  $10^{-4}$  M. Señalan, además, que los complejos Al-F sólo serán más abundantes que el  $\text{Al}^{3+}$  si la actividad de dicho anión fuese superior a  $10^{-7}$  M. Por su parte Moore y Ritchie (1988)

indican que el  $\text{AlF}_2^{2+}$  es el complejo más abundante cuando la relación Al:F es mayor que 1, mientras que el  $\text{AlF}_2^+$  representa más del 50% del  $\text{F}^-$  complejado cuando Al:F es menor que 1. Dryssen (1984) también encuentra un predominio de los complejos  $\text{AlF}_x$  en medios ácidos. Driscoll et al. (1984) citan, como pH máximo para la complejación, el predominio de complejos Al-F un valor de 5,5. Por debajo de ese valor, todo el  $\text{F}^-$  está complejado con el Al, siendo la concentración del primero el factor que limita la complejación entre ambos iones.

Además del pH, la temperatura, va a incidir tanto en las proporciones de las distintas especies  $\text{AlF}_x$ , resultantes de la aplicación de constantes termodinámicas, como en la cinética de la reacción, ya que, según Plankey y Patterson (1987), las temperaturas bajas ralentizan la complejación entre Al y F, favoreciendo la complejación orgánica.

Complejos sulfato-aluminio. Tal y como sucede con el flúor, el sulfato forma complejos con el aluminio bajo condiciones ácidas y es desplazado por los complejos hidroxilados en condiciones alcalinas (Driscoll y Schecher, 1988). Behr y Wendt (1962) indican la existencia de dos complejos sulfato-alumínicos en disolución, el  $\text{AlSO}_4^+$  y  $\text{Al}(\text{SO}_4)_2^-$ , mientras que Hem (1968), mediante cálculos termodinámicos, representa gráficamente el predominio de especies Al- $\text{SO}_4$  a diferentes valores de pH y actividad del anión, indicando que su existencia está limitada a disoluciones con alto contenido en sulfato y bajo pH. Por su parte, Lindsay (1979) cita como forma más frecuente en disolución el  $\text{AlSO}_4^+$ , aunque da como probables formas las del tipo  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  y  $\text{Al}(\text{SO}_4)_2^-$ , complejo este último que puede llegar a ser de cierta importancia en suelos sódicos con pH superior a 8,3 y concentración de calcio menor de  $10^{-3}$  M. Driscoll et al. (1984) solo incluyen en los cálculos termodinámicos las especies  $\text{Al}(\text{SO}_4)_2^-$  y  $\text{Al}(\text{SO}_4)^+$ . Ésta última es la más importante en disoluciones ácidas, mostrando, según dichos autores, un aumento lineal con el descenso del pH, mientras que la forma  $\text{Al}(\text{SO}_4)_2^-$  existirá solo a altas concentraciones de  $\text{SO}_4^{2-}$ . En las disoluciones de los suelos de Galicia los complejos Al- $\text{SO}_4$  han sido encontrados en suelos de mina (Monterroso et al., 1994), pero aparecen en valores muy bajos en suelos naturales (Álvarez et al., 1992, 2005).

Complejos entre aluminio y otros ligandos inorgánicos. Numerosos autores sugieren que el Al puede formar fuertes complejos con otros ligandos inorgánicos, además de los ya señalados. Una reacción que puede ser particularmente importante en el medio natural es la que tiene lugar entre Al y Si. La abundancia de aluminosilicatos secundarios en suelos y sedimentos demuestra la importancia

general de las interacciones Al-H<sub>4</sub>SiO<sub>4</sub>; no obstante, se piensa que las especies Al-Si solubles, son sólo formas metaestables previas a las arcillas, cuya formación es deducida de estudios realizados en fase sólida. Por su parte Luciuk y Huang (1974) encuentran que el H<sub>4</sub>SiO<sub>4</sub> afecta a todos los grados de hidrólisis del Al. Estudios de Farmer et al. (1979, 1982) proporcionan una prueba de la existencia de complejos Al/Si pseudosolubles, protoimogolita basada en la detección de especies OH-Al-Si en disoluciones sintéticas. Hasta el momento, no se dispone de datos termodinámicos para las reacciones Al-Si en disoluciones acuosas, si bien la concentración de Si en aguas (concentración media de 300 µM<sup>-1</sup> según Stumm y Morgan (1970) parece razonable para sugerir que los complejos Al-Si puedan ser de cierta importancia; sin embargo, debido a la carencia de datos termodinámicos, en todos los trabajos publicados en los que se presenta la distribución del Al inorgánico en disoluciones acuosas, los complejos Al-Si han sido ignorados.

Otras reacciones que pueden ser importantes en disoluciones naturales son las que tienen lugar entre Al y fosfatos orgánicos e inorgánicos. Así, es bien sabido que el Al puede formar precipitados insolubles con el PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> (Leckie y Stumm, 1970; Stumm y Morgan, 1970) mientras que varios autores citan también complejos Al-PO<sub>4</sub> solubles (Leckie y Stumm, 1970). De nuevo, la carencia de datos termodinámicos hace imposible predecir la concentración de estas especies en disolución. Ciertos estudios de resonancia magnética nuclear de <sup>27</sup>Al y <sup>31</sup>P indican de manera cualitativa la formación de complejos aluminio-fosfato (ej: mono-, di- y trifosfato) y Al-organofosfato (ej: ATP, ADP, AMP, CTP, CDP, CMP y NADP) de gran estabilidad. Sin embargo, según Driscoll y Schecher (1988) estos complejos representan una pequeña parte del Al total disuelto (debido a la absorción por las plantas del P disuelto) si bien pueden ser una importante fracción del P total en disolución.

Otros aniones presentes en disoluciones acuosas tales como HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Cl<sup>-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, no parecen formar complejos significativos con el Al (Sillén y Martell, 1964; Hem y Roberson, 1967; Hayden y Rubin, 1974; Hsu, 1977).

Complejos solubles entre Al y aniones orgánicos. Los ácidos orgánicos están presentes en suelos y sistemas acuosos, siendo de gran importancia en los procesos de alteración de minerales primarios (Huang y Keller, 1970; Razzaghe-Karini y Robert, 1975; Jorgenson, 1976). Lind y Hem (1975) discuten los efectos de los solutos orgánicos en las reacciones químicas del Al, y Jones et al. (1974) sugieren que la discrepancia entre los valores del Al medidos y las concentraciones previstas

puede ser debida a la complejación del Al por solutos orgánicos. Por su parte Beck et al. (1974) y Perdue et al. (1976) detectan altas concentraciones de Al complejado con materia orgánica en aguas de ríos tomadas en el Sur-Este de los EE.UU. y Schnitzer y Khan (1972) también demuestran que el Al tiene muy alta afinidad por los solutos orgánicos.

El Al se encuentra en forma catiónica en condiciones ácidas y puede unirse fuertemente a los grupos funcionales orgánicos cargados negativamente. A pH neutro y alcalino, el Al está complejado con hidroxilos, reduciéndose su afinidad por los ligandos orgánicos. En relación con estos últimos, hay que señalar que se trata a menudo de ácidos débiles que están protonados a pH bajos, mientras que a pH más elevados se disocian con facilidad y tienen fuerte afinidad por el Al. Debido a la competencia de  $H^+$  con Al por los ligandos orgánicos, a valores bajos de pH, y a la existente entre ligandos orgánicos y  $OH^-$  por el Al, a pH elevados, la complejación del Al por los ácidos orgánicos será máxima en un rango de pH ácido próximo a la neutralidad (Driscoll y Schecher, 1988).

Rashid (1971) sugiere que los grupos carboxilo, hidroxilo, quinolina, carbonilo y amino, pueden estar implicados en la complejación de metales. Así, el grupo funcional carboxilo confiere a la materia orgánica una carga negativa que es importante a pH ácido (Schnitzer y Khan, 1972). Las altas constantes de estabilidad de complejos aluminio-orgánicos (con solutos orgánicos tales como el oxalato, salicilato, malato y citrato) indican que los grupos funcionales carboxílicos son muy importantes en la complejación del Al (Lind y Hem, 1975). Los grupos fenólicos en sí no son importantes en la complejación del Al (Lind y Hem, 1975), sin embargo, sumados a grupos carboxílicos afectan a la afinidad del Al por las posiciones negativas, ya que la proximidad de ambos puede incidir en la disociación de los  $H^+$  ligados a estos últimos.

Pohlman y McColl (1988) encuentran que los ácidos cítrico, málico, tartárico, salicílico, gálico y tánico, están presentes en suelos forestales y según Toy et al. (1973) representan un importante papel en la complejación del Al existente en disolución; esta complejación es función del pH (tanto por su efecto sobre la hidrólisis del Al como sobre la solubilidad y grado de disociación de los grupos orgánicos), de la actividad del Al, temperatura a la que transcurre la reacción y naturaleza del ligando orgánico. En este sentido, los ácidos di y tricarbónicos con grupos  $OH^-$  en posición orto, forman estructuras en anillos de 5 ó 6 miembros con el Al, más estables que las formadas por compuestos orgánicos similares con otros grupos funcionales (Martell y Calvin, 1952; Pohlman y McColl, 1988). Los ácidos del

primer tipo (cítrico, salicílico, oxálico) tienen propiedades quelantes y complejan al aluminio más rápidamente (McColl y Pohlman, 1986). También los ácidos fenólicos con grupos hidróxido en posición orto pueden complejar al Al y otros metales con mayor facilidad que ácidos inorgánicos en condiciones de pH y concentración comparables (McColl y Pohlman, 1986). Por su parte, Plankey y Patterson (1987) encuentran que los grupos que reaccionan más fácilmente con el Al en los ácidos fúlvicos extraídos de suelos (dando estructuras de tipo quelato bidentado) tienen grupos funcionales de tipo ácido salicílico, mientras que los que dan reacción más lenta podrían tener una configuración intermedia entre los tipos ácido salicílico y ácido ftálico, sugiriendo algunos autores (Mark et al., 1982; Gamble et al. 1980; Murray y Linder, 1984) que se trata de lugares del tipo ácido ftálico o catecol (1,2-dihidroxibenceno; Ephraim et al., 1986). Así, la naturaleza del ligando orgánico va a determinar qué tipo de complejo se forma y, con ello, su estabilidad. La formación de estos complejos orgánicos con el Al provoca un aumento de la concentración total de este elemento en disolución, pero un descenso de la actividad del  $Al^{3+}$  (David y Driscoll, 1984; Driscoll et al. 1985; Tam, 1987).

#### 1.4.1.3. Toxicidad por Aluminio

La calidad de la nutrición de las plantas, está controlada principalmente por la concentración de nutrientes esenciales y por la presencia de elementos tóxicos, entre los que el Al juega un papel importante en suelos ácidos (Baligar et al., 2001).

La toxicidad de Al supone un gran problema, ya que está muy extendida por todo el mundo, principalmente en zonas tropicales y subtropicales húmedas. Estudios recientes señalan que un 40% de los suelos arables del mundo son ácidos y pueden tener problemas de toxicidad por Al (Huang, 1985) y Mn (Quartin et al., 2001).

La toxicidad por Al en suelos con pH inferior a 5 puede constituir un fuerte impedimento para el crecimiento vegetal, aunque puede ocurrir ya a pH 5,5 en suelos caolíníticos (Foy, 1983) mientras que en suelos con alto contenido de materia orgánica puede darse buen crecimiento hasta valores de pH de 4,4 (Mattson y Hester, 1933) o incluso 4,2 en turbas (Bartlett y Riego, 1972; Hargrove y Thomas, 1981 a y b).

Los síntomas que producen los altos niveles de Al en el crecimiento de las plantas han sido ampliamente descritos (Foy, 1974; McLean, 1976; Adams y Hathcock, 1984; Mossor-Pietraszewska, 2001). En estas condiciones, la cosecha queda muy mermada. El efecto principal se produce sobre las raíces, que aparecen cortas, gruesas y frágiles, con los ápices radiculares engrosados y parduzcos,

observándose una notable reducción del aparato radicular que presenta muy pocas raíces secundarias (Alam y Adams, 1979; Foy, 1983; Foy, 1984; Kesser et al., 1975; Delhaize et al., 1995; Kochian, 1995). Sin embargo, los síntomas de la toxicidad de aluminio no siempre son fáciles de identificar (Foy et al., 1978; Alam y Adams, 1979; Clark, 1982). En unas especies, los síntomas externos se asemejan a los de la deficiencia de fósforo: coloración púrpura de tallos, hojas y nerviaciones con clorosis y necrosis en el extremo de las hojas (Foy y Brown, 1964; Alam y Adams, 1979; Foy, 1984; Jarvis, 1986); en otros casos, parecen debidos a una carencia de Ca: colapso de peciolos, clorosis jaspeada y necrosis (Armingier et al., 1968). El  $\text{Al}^{3+}$  juega un papel inhibitorio en la absorción de  $\text{Ca}^{2+}$ , que se debe al remplazamiento de éste por  $\text{Al}^{3+}$  en los ligandos o en las posiciones de cambio de la pared celular (Foy et al., 1972), o de K, ya que bloquea los canales de la toma de este ión (Kochian, 1995).

Algunos autores (Pan et al., 2001) observaron la influencia de Al en la muerte celular de las raíces de la cebada (*Hordeum vulgare*), en ensayos con concentraciones de Al entre 0,1-0,5 mM de Al durante 8 horas. Este tratamiento inhibió el crecimiento de las raíces, que no se recuperaron después de 24 horas sin Al. Los niveles de Ca en estas raíces estaban muy reducidos (Nichol y Olivera, 1995).

La presencia de estos niveles altos de Al dificulta la absorción de agua y nutrientes, provocando mayor sensibilidad de las plantas a la desecación del suelo (Lance y Pearson, 1969; Foy, 1992) debido al deficiente desarrollo radicular. Con respecto a la absorción de nutrientes, se producen reducciones en la absorción de Ca y P (Clark, 1977; Alam y Adams, 1979; McCormick y Borden, 1974; Edwards y Horton, 1977; Brauner y Sarruge, 1980a, b; Wagatsuma et al., 1985; Thorton et al., 1986a y b; Ohki, 1987). Nichol y Olivera (1995) observaron que el  $\text{Al}^{3+}$  reduce la absorción de  $\text{Ca}^{2+}$  en cebada (*Hordeum vulgare*). La absorción de cationes divalentes, particularmente Ca y Mg, es alterada con frecuencia por el Al (Delhaize y Ryan, 1995).

Algunos autores opinan que el Al interfiere en el metabolismo del P (Helyar y Anderson, 1971), mientras que otros creen que es debido adsorción-precipitación de fosfatos de Al en la superficie de la raíz o en los espacios radiculares libres (Rasmussen, 1968; McCormick y Borden, 1974; Naidoo et al., 1978; Cumming et al., 1986). Se ha encontrado, asimismo, un descenso en la absorción de otros elementos como Mg, Fe, Mn, Zn, y Cu (Ota, 1968; Clark, 1977; Mugwira, 1979; Pegtel, 1987; Grimme, 1987).

Con referencia al K, en algunas especies, como Avena sativa y Zea mays, se ha encontrado un descenso en la absorción (Ota, 1968; Clark, 1977; Mugwira, 1979; Kovacevic et al., 2004).

Rufty et al. (1995) demostraron que en la semilla de soja la absorción de  $\text{NO}_3^-$  decrecía cuando la concentración de Al en disolución incrementaba de 10 a 50  $\mu\text{M}$ . Calba y Jaillard (1997) señalan que el Al reduce la absorción de  $\text{Cl}^-$  y  $\text{NO}_3^-$  en el maíz.

Los síntomas de toxicidad por Al en planta no están bien correlacionados con su concentración en disolución ni en el suelo. Aunque la cantidad de Al es importante, factores como el pH, formación de precipitados insolubles, efecto protector de ciertos iones, fuerza iónica del medio de crecimiento, presencia de quelatos orgánicos y genotipo de la planta pueden desempeñar un importante papel, modificando la respuesta del vegetal al Al (Pavan y Bingham, 1982; Blamey y Edwards, 1983; Kinraide et al, 1985; Wagatsuma y Ezoë, 1985; Alva et al., 1986a; Hue y Craddock, 1986; Feng, 2000).

Los estudios sobre la fitotoxicidad del Al concluyen con diferentes resultados. Las especies de aluminio citadas más comúnmente como rizotóxicas son  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{AlOH}^{2+}$  y  $\text{Al OH}_2^+$ . Moore y Ritchie (1988) atribuyen toxicidad a los complejos  $\text{Al-OH}^{2+}$  mientras que Alva et al. (1986a) a los complejos  $\text{Al-OH}^{2+}$  y  $\text{Al-SO}_4^+$ , Parker et al. (1988) lo hacen al  $\text{Al}^{3+}$  y  $\text{Al}_{13}$ . Kinraide y Parker (1990) atribuyen inhibiciones al  $\text{Al}^{3+}$  en raíces de maíz y, en otras raíces, a los complejos  $\text{Al-OH}^{2+}$  o a interacciones entre  $\text{Al}^{3+}$  y  $\text{H}^+$ . Sin embargo, Kinraide (1997) sugiere que el  $\text{Al}^{3+}$  podría ser la única especie tóxica, asegurando que no se detecta toxicidad para los complejos  $\text{Al-SO}_4$  y que, en el caso de existir, sería muy baja en relación con la del  $\text{Al}^{3+}$ . En ello coincide con los resultados obtenidos por otros autores como Kochian (2000) que establece que para los cereales  $\text{Al}^{3+}$  es la forma tóxica. Esta es la especie predominante en los suelos muy ácidos (Álvarez et al., 1992; Monterroso et al., 1994; Rout et al., 2001). Estudios más recientes no han encontrado toxicidad para los monómeros  $\text{Al-SO}_4$  pero indican que el  $\text{AlF}^{2+}$  y  $\text{AlF}_2^+$  sí podían serlo (Gallon et al., 2004). También existen diversas opiniones con respecto a la toxicidad de los complejos  $\text{Al-OH}^{2+}$ .

Muchos autores mostraron la complejación de aluminio por flúor como un alivio de los efectos de la toxicidad por aluminio, sugiriendo que los complejos  $\text{Al-F}$  son menos tóxicos que el  $\text{Al}^{3+}$  (Cameron et al., 1986; McLean et al., 1992; Takmaz-Nisancioglu y Davison, 1988). Stevens et al. (1997) concluyen en sus ensayos que, valorando el crecimiento de las plantas, el  $\text{Al}^{3+}$  era más tóxico que el aluminio complejado con flúor, pero a determinadas relaciones de Al/F se producían

reducciones en el crecimiento de las plantas, lo que podría sugerir que los complejos  $\text{AlF}_2^+$  y  $\text{AlF}_3^0$  son también tóxicos, aunque en mucha menor medida que el  $\text{Al}^{3+}$ .

Aunque en algunos estudios se haya podido encontrar toxicidad para los complejos Al-F, no se puede afirmar que todos sean tóxicos. En ensayos realizados para  $\text{AlF}_3^0$  y para el  $\text{AlF}_4^-$  no se ha detectado ningún tipo de toxicidad; la secuencia de la toxicidad de las diferentes especies de Al-F sería la siguiente:  $\text{AlF}_2^+ > \text{AlF}_3^0 > \text{AlF}_4^-$  (toxicidad no detectada; Kinraide, 1997).

Para las plantas, los complejos orgánicos son considerados como inocuos. La complejación de Al por compuestos orgánicos se toma como medio para evitar la toxicidad del catión (Jones, 1961; Foy et al., 1978; Hargrove y Thomas, 1981a; Adams y Moore, 1983; Young y Bache, 1985; Ahmad y Tan, 1986; Hue et al., 1986; Tan y Binger, 1986; Feng, 2000). La materia orgánica juega un papel importante en la prevención de la toxicidad ejercida por el Al, encontrándose referencias ya en los años 30 (Mattson y Hester, 1933; Hester, 1935), principalmente por la formación de complejos o quelatos organo-aluminícos no tóxicos para las plantas. Así, en suelos húmicos se citan valores de complejación muy elevados (30-2.900 mg Al/g C; Carballas, 1982); la estabilidad de los complejos Al-humato está controlada por la polimerización de las unidades carboxílicas y por la disposición de los grupos carboxílicos (Arai y Kumada, 1981). Brogan (1967) observó que la adición de ácidos húmicos evita la toxicidad de Al en plantas de alfalfa creciendo en solución nutritiva. También Tan y Binger (1986) han encontrado que el aporte de ácidos húmicos permite que las plantas de maíz toleren mayores cantidades de Al en el medio nutritivo sin que se produzcan daños. Por su parte Evans y Kamprath (1970), comprueban un buen crecimiento de soja y maíz en suelos orgánicos a bajos pH. Meriga et al. (2003) observan un descenso de la toxicidad por Al en cultivos de arroz después de añadir citrato. Ahmad y Tan (1986) demuestran que la materia orgánica es tan efectiva como el encalado en la reducción de la toxicidad del Al en semillas de soja.

La secreción de ácidos orgánicos (di y tricarbónicos) es el mecanismo de tolerancia al estrés por Al que tienen muchas plantas. El trigo secreta ácidos málico y cítrico, mientras que el maíz, sólo cítrico (Kochian, 1995).

El calcio en disolución ejerce un efecto beneficioso sobre las plantas sometidas a un exceso de aluminio aunque las concentraciones de  $\text{Ca}^{2+}$  a partir de las cuales se manifiesta varían según la cantidad de Al presente y la especie vegetal. Se produce tanto un descenso del contenido de Al en la raíz como un incremento de los niveles

de Ca en raíces y parte aérea además de aumentar el crecimiento general (Alva et al. 1986b; Noble et al., 1988; Cronan y Grigal, 1995; Yang y Chen, 2001; Van Scholl et al., 2004; Watanabe y Okada, 2005). Otros nutrientes pueden ejercer también un efecto beneficioso, como el Mg (Uhlen, 1985 a,b; Hecht-Buchholz y Schuster, 1987; Grimme, 1987; Kinraide y Parker, 1987; Boudot et al., 1994; Watanabe y Okada, 2005); el P, por influir en la cantidad de Al que permanece en disolución (Alva et al., 1986b; Zsoldos et al., 2004); el K y el NH<sub>4</sub> (Alva et al., 1986a; Kinraide y Parker, 1987) o el Na (Kinraide y Parker, 1987). El beneficio se debe tanto al aumento de la fuerza iónica que provocan en la disolución como a la competencia entre estos cationes y el Al por los enlaces celulares externos. La secuencia de eficacia de los diversos cationes es en este caso la siguiente: Ca<sup>2+</sup> > Mg<sup>2+</sup> = Sr<sup>2+</sup> > K<sup>+</sup> = Na<sup>+</sup> (Kinraide y Parker, 1987).

La toxicidad del Al ha sido frecuentemente estudiada usando la relación molar Ca/Al (Lund, 1970; Cronan y Grigal, 1995; De Wite et al., 2001; Yang y Chen, 2001). Sin embargo, este índice no tiene en cuenta los efectos beneficiosos de otros cationes o la posible presencia de especies de Al no tóxicas.

Otras aproximaciones han mejorado los aspectos anteriores. Sverdrup y Wanfringe (1993) usaron la relación (Ca+Mg+K)/Al para estimar el valor límite indicativo de la toxicidad de Al para la mayoría de los vegetales. Finalmente, Boudot et al. (1994) utilizan para valorar el riesgo de toxicidad la siguiente expresión:

$$\text{ATI (aluminium toxicity index)} = \frac{(\{Ca^{2+}\} + 4\{Mg^{2+}\} + 0,02\{K^+\} + 0,02\{Na^+\})}{[9\{Al^{+3}\} + 4\{AlOH^{2+}\} + \{Al(OH)_2^+\} + \{AlSO_4\} + 1110\{Al_{13}\} + 85\{Al(OH)_4^-\}]}$$

En esta expresión los paréntesis indican actividades, y cada especie es ponderada por un coeficiente que intenta reflejar su efecto beneficioso o perjudicial. Altos valores del índice ATI indican un bajo riesgo de toxicidad por Al. Hay que tener en cuenta que, si el nivel de Al en disolución es muy elevado, el crecimiento vegetal no mejora con la adición de cationes al medio (Uhlen, 1985b; Alva et al., 1986a).

Los efectos que el Al ejerce sobre especies concretas, tanto en síntomas de crecimiento como en relaciones entre nutrientes, son característicos de cada especie y no generalizables a las demás (Wagatsuma et al., 1985). Incluso en una misma especie, las respuestas son diferentes según las variedades. Las diferentes respuestas al Al vienen dadas por si existe o no absorción del ión, acumulación selectiva por la raíz, translocación a la parte aérea, etc... Estas diferencias, que se manifiestan en un mayor o menor crecimiento de las plantas, tanto a nivel radicular

como aéreo, permiten diferenciar comparativamente especies o variedades en función de su "tolerancia" o "sensibilidad" al Al.

Las plantas tolerantes pueden evitar la absorción de un exceso de Al, excluirlo tras absorberlo, etc. Según el mecanismo que utilice cada especie, se obtienen diferentes pautas con relación al contenido de Al en planta (tanto en la parte aérea como radicular). Una revisión de los mecanismos de detoxificación de Al ha sido realizada por Rout et al., (2001) y Barceló y Poschenrieder (2002).

#### 1.4.2. Manganeso y acidez

La toxicidad por Mn es, en los suelos ácidos, el segundo factor limitante del crecimiento vegetal después de la del Al. Su efecto sobre el cultivo depende de muchas propiedades del suelo: contenido total de Mn, pH, contenido en materia orgánica, aireación y actividad microbiana (Foy, 1973; Stahlberg et al., 1976). Es un micronutriente esencial, que está presente en la disolución del suelo como  $Mn^{2+}$ , pudiendo ser tóxico en los cultivos cuando está en exceso (Marschner, 1995). Se produce toxicidad por Mn a pH menor o igual a 5,5 si existe bastante Mn, aunque en suelos compactados y de escaso drenaje, en los que las condiciones de reducción originan  $Mn^{2+}$ , puede suceder a pH 6 o superior; es decir, puede producirse toxicidad de Mn a valores de pH demasiado elevados para que exista toxicidad de Al, si las condiciones son reductoras (Foy, 1973, 1984, 1992; Fox et al., 1991).

En los suelos ácidos de Hawaii, Brasil y Filipinas se han señalado problemas de toxicidad por Mn, aunque está menos extendida que la de Al (Hue et al., 2001). Sin embargo, el Mn total del suelo solamente indica la toxicidad potencial. Los principales parámetros del suelo que rigen su disponibilidad son pH, potencial redox, textura, cantidad y calidad de la materia orgánica, composición mineral, temperatura y régimen de humedad (Kabata-Pendias, 2004). La toxicidad real del Mn está asociada con formas que son o solubles en agua o fácilmente reducibles. Adams (1984) sugiere que contenidos de Mn reducidos, entre 50 y 100 mg  $kg^{-1}$ , pueden resultar tóxicos.

A diferencia del Al, el Mn absorbido por las raíces de las plantas es fácilmente transportado a los tallos. De este modo, en muchas plantas, la toxicidad del Mn primero afecta al crecimiento de los tallos y puede llegar a afectar a las raíces si es severa (Foy, 1984). En general, la reducción en el crecimiento de los tallos debido a la toxicidad de manganeso está correlacionada con la concentración de Mn en las hojas (Paschke et al., 2005). Los síntomas más comunes de toxicidad de manganeso en legumbres de grano son clorosis intervenal y "rizado de hojas" en las jóvenes

(Heenan y Carter, 1977) y formación de manchas marrones en hojas maduras (Wissemeier y Horst, 1992). Algunos de estos síntomas (tales como rizado y clorosis de las hojas) están posiblemente relacionados con el hecho de inducir deficiencias de Ca, Mg y Zn (Maschner, 1995; Cenni et al., 1998; De Varennes et al., 2001; Quartin et al., 2001). Aparte de estas interferencias, el exceso de Mn altera el balance de las fitohormonas, afecta a la actividad de varios enzimas y a la fisiología de las hojas (Horst, 1988; Lidon, 2002).

La concentración de Mn asimilable está fuertemente asociada con la actividad de los microorganismos capaces de oxidar la forma divalente, soluble y tóxica, a tetravalente, no tóxica (Bromfield, 1979); también puede ser reducida su toxicidad por adición de materia orgánica, capaz de formar quelatos con el ión  $Mn^{2+}$  (Adams, 1984).

Diferentes especies de plantas e incluso diferentes variedades tienen distintos grados de tolerancia al Mn (Foy et al., 1978). Por ejemplo, se observaron efectos adversos cuando el Mn en hoja excedía de  $150 \text{ mg kg}^{-1}$  en guisante, 650 en trébol subterráneo, y 5.000 en arroz (Horiguchi, 1987). Los límites de toxicidad por Mn en diferentes plantas de cultivo aparecen recogidos en Paschke et al. (2005). También la toxicidad del Mn fue mitigada por niveles altos de otros nutrientes, tales como Ca (Horst, 1988), Mg (Lohnis, 1951; Goss y Carvalho, 1992), Si (Horst, 1988) y  $SO_4^{2-}$  (Hue et al., 2001).

En cuanto a la acidez, los efectos de la toxicidad de  $H^+$  en la vegetación son difíciles de determinar porque a valores bajos de pH, Al, Mn y otros elementos metálicos se encuentran en cantidades suficientes para ejercer toxicidad. En la mayoría de los suelos ácidos, con  $pH > 4,0$ , las toxicidades de  $Al^{3+}$  y  $Mn^{2+}$  son más importantes que la de  $H^+$  para las plantas, pero el ión  $H^+$  pueden restringir la actividad de Rhizobium y otros microorganismos (Foy, 1983; Kamprath y Foy, 1984; Moore, 1974).

#### 1.4.3. Nitrógeno

La solubilidad de las sales inorgánicas de N también es elevada en el rango de pH de los suelos (Truog, 1946) pero, por su abundancia, la disponibilidad de este elemento vendrá dada por las diferentes transformaciones que sufre: amonificación, nitrificación, desnitrificación y fijación atmosférica.

El pH del suelo tiene una gran influencia en la actividad microbiana relacionada con estas transformaciones. La mayor parte de la actividad de los microorganismos del suelo se desarrolla en un amplio rango del pH de éste, y solo se ve inhibida en

suelos fuertemente ácidos ( $\text{pH} < 5$ ). Adams y Martin (1984) resumieron el efecto del pH del suelo sobre la disponibilidad del nitrógeno como sigue:

- La mineralización del N orgánico se produce dentro de un amplio rango de pH, pero decrece progresivamente por debajo de  $\text{pH} 6,0$ .
- La nitrificación es óptima entre  $\text{pH} 6,6-8,0$ ; a  $\text{pH}$  inferior de  $4,5$  decrece progresivamente.
- El óptimo de  $\text{pH}$  para la desnitrificación por los microorganismos del suelo es  $7,0-7,5$ ; la reacción es mucho más lenta cuando el  $\text{pH}$  es menor que  $5$ .
- La fijación de nitrógeno por *Rhizobium*, es altamente dependiente del  $\text{pH}$  para algunas asociaciones de *Rhizobium*-leguminosa. Algunas requieren un  $\text{pH}$  de  $6,0$ , si bien el  $\text{pH}$  óptimo es menor de  $5,5$  en la mayoría de los casos.
- La pérdida de amoníaco del suelo por volatilización es muy dependiente del  $\text{pH}$ , incrementa significativamente por encima de  $\text{pH} 7,0$ , y se reduce casi totalmente con  $\text{pH}$  menor de  $6$ .
- La forma de N dominante en suelos ácidos será el ión  $\text{NH}_4^+$  debido a la baja tasa de nitrificación.

#### 1.4.4. Fósforo

La mayoría de los suelos tropicales ácidos tienen bajos contenidos totales de P, por lo común menores de  $200 \text{ ppm}$  (Cabala y Fassbender, 1971). En Oxisoles y Ultisoles (Ferrasoles y Acrisoles) muy meteorizados, que son los dos grupos más importantes de suelos tropicales de carácter ácido, hasta el  $80\%$  de la totalidad del P puede estar en forma orgánica y por ello muy concentrado en el horizonte A.

Los suelos con carga variable, como es el caso de los suelos de Galicia, generalmente adsorben grandes cantidades de P. Esta adsorción se produce sobre sesquióxidos, alofanos, minerales de la arcilla y complejos orgánicos de Fe y Al (Parfitt, 1978). Así se ha señalado que en suelos con carga variable ricos en alofanos y minerales no cristalinos, la capacidad para fijar fósforo es considerable (Fassbender, 1968; Wada, 1987; Parfitt, 1989; Monterroso et al., 1996; Giesler et al., 2005).

Fassbender (1969), estudiando 34 suelos de origen volcánico en América Central con deficiencias en fósforo, encuentra alta correlación entre la retención de fósforo y los contenidos de aluminio y hierro extraíble con oxalato amónico. Por su parte, Wada (1987) sugiere que el aluminio y el hierro complejados con el humus, alofanos e imigolita están asociados con la adsorción de fósforo. Gonçalves (1990) en suelos graníticos de Portugal también encuentra relación entre hidróxidos de aluminio y

hierro y la retención de fósforo. Por otro lado, Harter (1979) y Syers et al. (1971) encuentran que el contenido en materia orgánica, junto con los óxidos de aluminio y hierro, juegan un papel importante en la retención de fósforo.

El mecanismo que explica la adsorción de fósforo por la materia orgánica no se encuentra perfectamente esclarecido. Existe acuerdo entre numerosos autores en cuanto al papel de los óxidos de aluminio y hierro en la formación de complejos relativamente estables con los ácidos húmicos y fúlvicos, a los que el P inorgánico se puede adsorber (Gil-Sotres y Díaz Fierros, 1982; Monterroso et al., 1996; Giesler et al., 2005).

#### 1.4.5. Potasio

La disponibilidad de este elemento viene determinada por la capacidad de fijación por los componentes orgánicos e inorgánicos del suelo más que por su solubilidad (óptima entre valores de pH 6 y 7,5 según Truog, 1946); la mineralogía y las interacciones con cationes como  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$ , son otros factores que influyen en la disponibilidad de K.

El pH influye en la cantidad de K fijado o liberado por los minerales del suelo. Rich (1964) señala que a  $\text{pH} < 4,35$  el suelo libera  $\text{K}^+$ , y a valores mayores, lo retiene. El pH también influye en la cantidad de K disponible unido a la materia orgánica; al aumentar el pH es mayor la disponibilidad de K por aumento de la CIC de la materia orgánica y de los coloides con carga variable (Helling et al., 1964).

Los niveles de Ca, Mg y Al en disolución influyen sobre el K, debido a la competencia entre este elemento y el  $\text{Ca}^{2+}$  (con el  $\text{Mg}^{2+}$ , en menor medida), en los procesos de absorción radicular. En el caso del Al, debido a que este catión puede bloquear posiciones del espacio interlamilar que tiene alta afinidad por el K, lo que provoca que el K no sea fijado en los minerales y facilita su accesibilidad. Por otra parte, cuando el Al bloquea lugares no específicos, el desplazamiento del Al da lugar a un aumento de K cambiante y de su asimilabilidad (Van Diest, 1978).

#### 1.4.6. Calcio

Las concentraciones de Ca en la corteza terrestre se sitúan alrededor de 3,64%; sin embargo el contenido de Ca en el suelo varía ampliamente. Los suelos arenosos de regiones húmedas contienen muy bajas cantidades de  $\text{Ca}^{2+}$ ; en los suelos no calcáreos de regiones templado-húmedas, el Ca varía normalmente entre 0,7 y 1,5%, y los suelos alterados de la zona tropical húmeda pueden contener tan poco como 0,1 a 0,3% de Ca. En los suelos calcáreos los niveles de Ca varían entre

menos del 1% y más del 25%. Valores superiores al 3% indican la presencia de calcita ( $\text{CaCO}_3$ ).

El contenido de Ca de suelos de regiones áridas es generalmente alto, como resultado de la falta de precipitación y poco lixiviado. Con frecuencia, la fuente dominante de Ca en suelos de regiones áridas y semiáridas es  $\text{CaCO}_3$ . La dolomita [ $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ ] puede estar presente en asociación con la calcita. En algunos de estos suelos también puede haber sulfato cálcico o yeso ( $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ).

En suelos que no contienen  $\text{CaCO}_3$ ,  $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ , ni  $\text{CaSO}_4$ , la cantidad de  $\text{Ca}^{2+}$  en la disolución del suelo depende de la cantidad del intercambiable. Los factores del suelo que tienen mayor importancia sobre la disponibilidad del  $\text{Ca}^{2+}$  para la planta son el pH del suelo, la capacidad de intercambio catiónico, el porcentaje de saturación de  $\text{Ca}^{2+}$  en el complejo de cambio, los tipos de coloides del suelo y relación del  $\text{Ca}^{2+}$  con otros cationes en disolución.

Muchos suelos ácidos tienen muy bajas cantidades de Ca cambiabile y una baja saturación de Ca en el complejo de cambio, lo que puede conducir a deficiencias de este elemento que afectan al crecimiento vegetal. Además, cuando hay poco Ca, el Al puede inhibir su absorción; por ello, algunos autores señalan que el factor que más afecta a la disponibilidad de Ca en suelos ácidos es la relación entre Al y Ca soluble (Cronan y Grigal, 1995; Nichol y Olivera, 1995)

Las deficiencias de Ca producen una serie de síntomas en los tejidos vegetales, como la reducción de los tejidos meristemáticos. Esto se observa primero en el crecimiento de las hojas jóvenes, que tienden a enroscarse al perder consistencia los tejidos, y los márgenes están comúnmente serrados (Medvedev, 2005).

Para Kamprath y Foy (1984) los efectos del Al e H son difíciles de separar de los del Ca en el crecimiento vegetal. Una saturación en Ca de, aproximadamente, 25 a 30% es adecuada para la mayoría de las plantas; un nivel de Ca de  $1,0 \text{ cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$  sería el valor mínimo para muchas especies vegetales.

El tipo de arcillas influye en la disponibilidad del  $\text{Ca}^{2+}$ . Las arcillas 2:1 requieren mayor saturación en  $\text{Ca}^{2+}$  que las 1:1 para aportar la misma cantidad de Ca; por ejemplo la montmorillonita requiere más de un 70% de saturación en  $\text{Ca}^{2+}$  para una adecuada disponibilidad de este elemento, sin embargo la caolinita es capaz de aportar suficiente  $\text{Ca}^{2+}$  con un 40% a 50% de saturación del complejo de cambio en dicho catión.

La disponibilidad y la absorción de Ca por las plantas están influenciadas también por la relación entre el  $\text{Ca}^{2+}$  y otros cationes en la disolución del suelo. Cocientes

entre Ca y el total de los cationes de 0,10 a 0,15 son las más adecuadas para la absorción de  $\text{Ca}^{2+}$  por los cultivos.

Hay autores que señalan que, cuando se añaden cationes como  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{NH}_4^+$  a suelos con bajo contenido en Ca (pero que no tiene deficiencia en este elemento), se pueden provocar en las cosechas problemas de deficiencia en este elemento. Este efecto antagonista de los cationes en la disponibilidad de Ca ha sido demostrado con raíces de algodón, sorgo, soja y pino (Lund, 1970; Lyle y Adams, 1971). Los resultados han demostrado, claramente, que la disponibilidad del Ca está en función de la relación de este Ca con otros cationes, provocando mayor antagonismo los divalentes que los monovalentes.

La importancia del  $\text{Ca}^{2+}$  cambiante para el crecimiento de la planta en los suelos ácidos fue indicada por Mehlich y colaboradores (Mehlich, 1946; Mehlich y Reed, 1948; Cernohorska et al., 1996; Rengel y Zhang, 2003), por su efecto positivo en el descenso de la toxicidad de H, Al, y Mn.

Mientras que la absorción de  $\text{Ca}^{2+}$  disminuye debido a la presencia de  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$  y  $\text{Al}^{3+}$ , su absorción incrementa cuando las plantas son fertilizadas con nitrógeno nítrico. Un alto nivel de  $\text{NO}_3^-$  estimula la síntesis de aniones orgánicos y, como resultado, la acumulación de cationes, particularmente el  $\text{Ca}^{2+}$ . Cuando hay lixiviado, el  $\text{Na}^+$  es el primero que se lava, seguido del  $\text{Ca}^{2+}$ , pero como la cantidad de  $\text{Ca}^{2+}$  intercambiable es mucho mayor que la de  $\text{Na}^+$ , la cantidad de  $\text{Ca}^{2+}$  perdida es mucho mayor. El Ca es con frecuencia el catión dominante en aguas de drenaje, manantiales, ríos, y lagos (Álvarez y López Mosquera, 1988).

El Ca no suele estar presente en las mezclas de los fertilizantes pero puede ser un componente en la aportación de otros nutrientes, particularmente de P. El superfosfato simple contiene 18-21% y el triple 12-14% de Ca. La concentración en el  $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$  es del 18%. Los quelatos sintéticos, como el Ca-AEDT, contiene aproximadamente entre un 3 a 5% de Ca.

#### 1.4.7. Magnesio

El Mg constituye el 1,93% de la corteza terrestre; sin embargo, el contenido de Mg en el suelo es muy variable, abarcando desde 0,1% en regiones húmedas con suelos de arena gruesa, a un 4% en suelos áridos con textura fina, o semiáridos formados a partir de materiales de partida ricos en Mg. El Mg del suelo que proviene de la alteración de rocas, está en minerales primarios tales como biotita, dolomita, horblenda, olivino, y serpentina. Se encuentra también en minerales secundarios de la arcilla clorita, illita, montmorillonita y vermiculita. En suelos áridos y semiáridos

puede haber abundantes cantidades de  $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  y bloedita  $[\text{Na}_2\text{Mg}(\text{SO}_4) \cdot 4\text{H}_2\text{O}]$ . Durante la alteración mineral, el Mg es cedido a la disolución del suelo, donde puede ser perdido en las aguas de percolación, absorbido por microorganismos vivos, o en el complejo de cambio o re-precipitando como un mineral secundario, predominantemente en climas áridos.

El Mg es absorbido por la planta como  $\text{Mg}^{2+}$  desde la disolución del suelo; al igual que el  $\text{Ca}^{2+}$ , es aportado a la planta a través de las raíces por flujo en masa y difusión. La cantidad de  $\text{Mg}^{2+}$  tomado por las plantas es usualmente menor que la de  $\text{Ca}^{2+}$  o la de  $\text{K}^+$ . La concentración del  $\text{Mg}^{2+}$  en la disolución está, típicamente, entre 5 y 50 ppm en suelos de regiones templadas, aunque también han sido medidas concentraciones de  $\text{Mg}^{2+}$  entre 120 y 2400 ppm.

La absorción del Mg por las plantas depende de la concentración de  $\text{Mg}^{2+}$  en la disolución, del pH del suelo, del porcentaje de saturación en Mg en el complejo de cambio, de la cantidad de iones intercambiables y del tipo de arcilla (Adams, 1984). Igual que el K, pero en menor extensión, el Mg se halla en suelos en una forma lentamente disponible, la cual está en equilibrio con el  $\text{Mg}^{2+}$  cambiante y de ahí pasa a la disolución del suelo, de donde lo toman las plantas.

La absorción de Mg por la planta está particularmente relacionada con la concentración de iones hidrógeno. Así, incrementa con el aumento de pH y alcanza un óptimo a pH 5,5 aproximadamente. El efecto del pH en la disponibilidad del Mg está probablemente relacionado con el antagonismo del H y el Al en la absorción del Mg, particularmente cuando el porcentaje de saturación en Al es elevado.

Una saturación de Al entre un 65 y un 70% con frecuencia está asociada con la deficiencia de Mg. La disponibilidad de  $\text{Mg}^{2+}$  puede también estar adversamente afectada por una alta actividad de  $\text{H}^+$  en suelos con ácidos orgánicos, donde el  $\text{Al}^{3+}$  intercambiante no es la causa mayor de la acidez. Las deficiencias de Mg también pueden estar relacionadas con la relación Ca/Mg intercambiante. En muchas regiones húmedas, con suelos de textura gruesa, el continuo uso de materiales encalantes, con alto contenido de Ca, puede incrementar la relación Ca/Mg e inducir deficiencias en Mg en ciertos cultivos.

El Mg intercambiante normalmente representa entre un 4 y un 20% de la CIC de los suelos, pero en suelos derivados de rocas serpentínicas, el Mg intercambiante puede exceder al  $\text{Ca}^{2+}$ . Plantas de arroz sometidas a un exceso de Mg muestran una disminución del contenido de Ca y K en los tallos (Kobayashi et al., 2005). La saturación crítica de  $\text{Mg}^{2+}$  para un óptimo crecimiento de las plantas se sitúa en torno al 10%. En general, es probable que se produzca deficiencia de Mg cuando su

saturación es menor del 5% de la CIC (determinada en  $\text{AcONH}_4$ ; Adams, 1975; Adams y Henderson, 1962). También otros factores van a influir, como la relación Ca/Mg, el aporte de N como amonio y, sobre todo, los niveles de  $\text{K}^+$  cambiante, que si son altos, implican mayores niveles de Mg para prevenir la deficiencia (Foy y Barber, 1958; McLean y Brown, 1984).

Niveles altos de K intercambiable puede interferir con la absorción de Mg por los cultivos; generalmente, la recomendación de las relaciones entre K/Mg es  $< 5/1$  para campos de cultivos.

La competencia entre  $\text{NH}_4^+$  y  $\text{Mg}^{2+}$  puede disminuir, así mismo, la disponibilidad de  $\text{Mg}^{2+}$  para los cultivos. El estrés de  $\text{Mg}^{2+}$  inducido por el amonio es mayor cuando se aplican altas cantidades de fertilizantes amónicos en suelos con bajos niveles de  $\text{Mg}^{2+}$ . Esta interacción puede contribuir a problemas de tetania en el ganado. El mecanismo de esta interacción implica, probablemente, el intercambio de  $\text{H}^+$  cuando el  $\text{NH}_4^+$  es absorbido por las raíces así como el efecto directo de  $\text{NH}_4^+$ .

La cantidad de Mg perdida depende de la interacción de varios factores, incluyendo el contenido de Mg del suelo, intensidad de lixiviado, y absorción por las plantas. El lixiviado de  $\text{Mg}^{2+}$  es con frecuencia un serio problema en suelos arenosos, particularmente después de la adición de fertilizantes tales como KCl y  $\text{K}_2\text{SO}_4$ . Aparentemente, la desorción de  $\text{Mg}^{2+}$  y el lixiviado en suelos de textura gruesa es mejorado por la presencia de  $\text{Cl}^-$  y  $\text{SO}_4^{2-}$  solubles.

Se aplica comúnmente dolomita a suelos ácidos con bajo contenido en Mg. Los materiales más ampliamente usados en formulaciones de fertilizantes son  $\text{K}_2\text{SO}_4$ ,  $\text{MgSO}_4$  y  $\text{MgSO}_4$ . Otros materiales que contienen Mg son magnesita ( $\text{MgO}$ , 55% Mg), nitrato de magnesio [ $\text{Mg}(\text{NO}_3)_2$ , 16%], silicato de magnesio, solución de cloruro magnesio ( $\text{MgCl}_2 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$ , 0,8 a 9% Mg) y quelatos sintéticos (2 a 4% Mg).

Son apropiados para ser aplicados por vía foliar  $\text{MgSO}_4$ ,  $\text{MgCl}_2$ ,  $\text{Mg}(\text{NO}_3)_2$ , además de quelatos naturales y sintéticos de Mg.

#### 1.4.8. Azufre

La solubilidad de los compuestos inorgánicos de azufre es suficiente para cubrir las necesidades de los cultivos en todo el intervalo de pH de los suelos (Thompson, 1974). Sin embargo, es necesario tener en cuenta los procesos de precipitación (Adams y Rawajfih, 1977) y de adsorción superficial de sulfato (Chang y Thomas, 1963), especialmente elevada a pH ácido en suelos con carga variable, como ha sido señalado para suelos ácidos de Galicia (Merino y García-Rodeja, 1996; Camps et al.,

2001). La mineralización de las formas orgánicas de S se ve favorecida por el pH elevado, mientras que a pH bajo, se relentiza.

#### 1.4.9. Boro

Su solubilidad máxima se produce en el rango de pH 5-7 (Truog, 1946), siendo escaso tanto en suelos ácidos como alcalinos. En disolución, probablemente se encuentre como ácido bórico, y de esta forma se supone que lo absorben las plantas, sin disociar (Russell, 1973).

#### 1.4.10. Molibdeno

En suelos ácidos el Mo es mucho menos abundante que el Ca y el Mg. Según Adams (1984), la deficiencia de Mo es función del contenido en el elemento y de Fe, y del pH. La deficiencia de este elemento puede afectar al crecimiento de las leguminosas particularmente, porque estas plantas tienen grandes requerimientos de este elemento para la fijación de N<sub>2</sub> (Coventry y Evans, 1989). El encalado corrige generalmente las deficiencias de Mo, a menos que el suelo presente una deficiencia absoluta en este elemento (Foy, 1992).

La disponibilidad es muy dependiente del pH, aumentando 10 veces los niveles con cada unidad de pH (Barber, 1984), y decreciendo su solubilidad a valores de pH menor de 6,5. Frecuentemente se presentan deficiencias de Mo a pH menor de 5,5 (Adams, 1984), debidas a la adsorción sobre la superficie de los óxidos e hidróxidos de Fe, sobre todo y, en suelos con bajos contenidos en Fe, sobre los hidróxidos de Al (Russell, 1973). Las plantas absorben este elemento como anión  $\text{HMoO}_4^-$  ó  $\text{MoO}_4^{2-}$  (Russell, 1973).

Las deficiencias de Mo se asemejan a las de N en muchas plantas. Al principio las hojas viejas se vuelven pálidas o cloróticas y cuando la deficiencia es severa los síntomas se muestran en otras hojas (Mengel y Kirkby, 1982).

#### 1.4.11. Nodulación

La nodulación y fijación de N<sub>2</sub> son inhibidas en los suelos ácidos; esto está claramente relacionado con la alta sensibilidad de las leguminosas a la acidez (Evans et al., 1980; Schubert et al., 1990b; Tang y Thomson, 1996). En general, la nodulación en la mayoría de las especies es pobre a pH inferiores a 5,0, incluyendo el altramuza, el cual es considerado como relativamente tolerante a la acidez. La alteración de la simbiosis surge de la pobre actividad del Rhizobium (Evans et al.,

1993; Carter et al., 1995), y de la inhibición del proceso de nodulación (Paulino et al., 1987; Schubert et al., 1990b; Rai, 1991).

La acidez del suelo combinada con altos niveles de aluminio reduce la fijación de nitrógeno, y la adición de caliza promueve la nodulación (Unkovich, 1996; Staley, 2002; Grewal y Willians, 2003).

### 1.5. LOS SUELOS ÁCIDOS EN LOS SISTEMAS DE CLASIFICACIÓN.

Ninguno de los sistemas de clasificación de los suelos usa explícitamente el valor del pH para la definición de clases o unidades de suelos. Sin embargo, la mayoría de las unidades de suelo de la FAO (FAO, 1991, 1998) y muchos taxones de la Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 1999) llevan implícito un rango de valores de pH. Las unidades de suelo dísticas (ej: Cambisoles dísticos) así como las que tienen un epipedón úmbrico y los grupos de suelo caracterizados por una baja saturación en bases (<50%), generalmente tienen valores de  $pH < 5,5$  (Von Uexküll y Mutert, 1995). Así, en el mapa de suelos del mundo (FAO, 1991), muchas unidades de suelo son consideradas ácidas. Son los siguientes: Fluvisoles tínicos y dísticos; Gleysoles dísticos, húmicos, plínticos y gélicos; Regosoles dísticos; Arenosoles álbicos y ferrálicos; Cambisoles húmicos, ferrálicos, dísticos y gleicos; Podzoluvisoles gleicos; Podzoles órthicos, lépticos, férricos, húmicos, plácicos, gleicos; Planosoles dísticos, húmicos y gélicos; Acrisoles órthicos, férricos, gleicos, húmicos y plínticos; Nitosoles dísticos; Ferralsoles órthicos, xánticos, húmicos, ácricos, plínthicos y ródicos; Histosoles dísticos y gélicos.

La extensión global de los suelos ácidos por grupos principales, según la clasificación de la FAO (1991), se resume en la tabla 2, y la tabla 3 recoge una adaptación al sistema de la Soil Taxonomy realizada por Von Uexküll y Mutert (1995). La tabla 4 muestra la extensión de los suelos ácidos del mundo por órdenes, según la Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 1999).

En cuanto a la distribución de los suelos ácidos a escala mundial, hay dos áreas geográficas donde se desarrollan suelos ácidos, bajo regímenes de humedad údico y ústico. De acuerdo con el mapa de suelos del Mundo (FAO, 1991), la mayoría de los Podsoles, Podsoluviosoles Ácidos, Gleysoles, Histosoles y Fluvisoles se encuentran en el Norte, mientras que la mayoría de los Ferrasoles, Acrisoles y Nitosoles se desarrollan en el Sur, bajo temperaturas tropicales o subtropicales (Tabla 2).

Tabla 2. Extensión de suelos ácidos por regiones y grupos de suelos (FAO, 1991) (Miles de hectáreas)

Grupos de suelos	A nivel mundial	África	Australia y Nueva Zelanda	Próximo Oriente	Europa <sup>a</sup>	Lejano Oriente
Fluvisoles	49.741	12.822	107	na	581	4.952
Gleysoles	401.747	56.631	551	na	26.774	5.536
Regosoles	293.166	25.657	97.399	na	5.869	4.853
Arenosoles	280.291	100.868	83.473	1.953	na	217
Rankers	60.878	938	85	2.663	18.174	25.505
Andosoles	33.975	902	1.751	na	930	663
Cambisoles	299.539	26.249	11.874	76	58.682	20.675
Podzoluvisoles	254.881	na <sup>c</sup>	na	na	74.823	8.187
Podzoles	415.186	11.470	11.427	na	145.903	1.455
Planosoles	15.262	60	7.668	na	2.186	na
Acrisoles	73.032	86.162	12.944	64	2.604	125.533
Nitsoles	117.907	59.785	2.158	na	na	6.546
Ferrasoles	726.592	277.843	9.414	na	36	416
Histosoles	270.224	na	495	na	54.685	7.902
<b>Total</b>	<b>3.292.421</b>	<b>659.387</b>	<b>229.941</b>	<b>4.756</b>	<b>391.247</b>	<b>212.440</b>
% de área	30	22	30	1	37	12

Sigue tabla 2.

Grupo de suelos	SE Asia y Pacífico	América del norte	América central	América del sur	Asia <sup>b</sup> norte y central
Fluvisoles	18.614	206	1.303	5.191	5.965
Gleysoles	18.975	83.758	2.395	70.766	136.361
Regosoles	1.441	93.084	1.077	11.366	52.420
Arenosoles	5.436	na	18	88.326	na
Rankers	3.890	na	na	8.182	1.441
Andosoles	2.592	7.094	6.067	13.976	-----
Cambisoles	45.202	68.471	5.596	34.817	27.897
Podzoluvisoles	53	3.776	na	na	168.042
Podzoles	4.358	209.489	489	7.736	22.859
Planosoles	612	2.304	1.101	1.385	na
Acrisoles	164.241	94.387	12.500	232.597	na
Nitsoles	16.370	8.479	4.470	20.099	na
Ferrasoles	15.599	65	707	422.512	na
Histosoles	17.272	91.235	1.252	na	97.378
<b>Total</b>	<b>314.655</b>	<b>662.348</b>	<b>36.975</b>	<b>916.953</b>	<b>512.363</b>
% de área	63	30	35	14	57

<sup>a</sup>Incluye Unión Soviética

<sup>b</sup>Partes de Asia que formaban la Unión Soviética;

<sup>c</sup>na = no aplicable.

En las zonas tropicales húmedas se encuentran aproximadamente el 60% de los suelos ácidos del mundo. Alrededor del 50% de los trópicos húmedos del mundo se localizan en la América tropical, y las tres cuartas partes de éstas están en el Amazonas.

Tabla 3. Extensión de los suelos ácidos del mundo por grupos de suelos (FAO, 1991) y analogías con la Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 1999).

Grupos de suelos	Área (ha x 10 <sup>6</sup> )	Analogías con Soil Taxonomy (aprox.)
Fluvisoles	50	Fluvents
Gleysoles	402	Aquents, Aquepts
Regosoles	293	Psamments
Arenosoles	280	Psamments
Rankers	61	Haplumbrepts
Andosoles	34	Andisoles
Cambisoles	299	Orchrepts, Tropepts
Podzoluvisoles	255	Boralfs, Aqualfs
Podzoles	415	Spodosoles
Planosoles	15	Aquultes
Acrisoles	731	Ultisoles
Nitsoles	118	Ultisoles
Ferrasoles	727	Oxisoles
Histosoles	270	Histosoles
Total	3950	(30% del área de la tierra)

Tabla 4. Extensión de los suelos ácidos del Mundo, por órdenes de taxonomía según la Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 1999).

Orden	Área	
	(ha x 10 <sup>6</sup> )	%
Entisoles	824	20,9
Inceptisoles	561	14,2
Andisoles	34	0,9
Spodosoles	415	10,5
Alfisoles	255	6,5
Ultisoles	864	21,8
Oxisoles	727	18,4
Histosoles	270	6,8
Total	3950	100

### 1.6. LOS SUELOS ÁCIDOS EN GALICIA

Galicia posee una litología muy contrastada, con una variada composición química y estabilidad mineral, abundando las rocas graníticas (45% aproximadamente) y los esquistos y pizarras (cerca del 45%) y aparecen, también, rocas básicas y ultrabásicas (5%) así como materiales sedimentarios. La marcada influencia de la roca madre en la distribución y propiedades de los suelos gallegos, destacada por Guitián y Carballas (1969), explica la existencia de una gran diversidad de suelos en esta zona.

La meteorización en esta Comunidad viene definida por el drenaje: la red hidrográfica es amplia y bien distribuida y la topografía accidentada, favoreciéndose la rápida eliminación de las aguas. Se trata de sistemas abiertos, fuertemente sustractivos, que provocan que la eliminación de bases se produzca ya en la fase de alteración, antes de formarse los horizontes edáficos (Macías et al., 1978a y b; Macías, 1986). Los procesos de alteración de estas rocas han sido estudiados con detalle a lo largo de varios años (Macías et al., 1978a y b; Calvo y Macías, 1980; Calvo et al., 1981a y b; Macías et al., 1982; García y Macías, 1983; García-Rodeja et al., 1987; Taboada et al., 1988; Romero et al., 1990, entre otros). Debido a este

fuerte drenaje, la reacción propuesta por Pedro y Sifferman (1979) para explicar el proceso de alteración, está desplazada hacia la derecha.

Minerales primarios + disolución de ataque → Minerales secundarios + disolución de lavado

Estos medios se consideran en términos geoquímicos como "sistemas de no equilibrio" debido al escaso tiempo de contacto entre la fase sólida y la disolución, produciéndose una gran pérdida de cationes alcalinos y alcalinotérreos y un enriquecimiento relativo en los elementos del sistema residual. La pérdida de cationes alcalinos y alcalinotérreos lleva consigo el paso del Al a posiciones de cambio en los coloides del suelo, por lo que este elemento es el que determina la química de los suelos de Galicia. Entre sus efectos más significativos se encuentran los siguientes (Macías, 1986):

- Tampona el pH del suelo entre 4 y 5.
- Estabiliza temporalmente la materia orgánica, ralentizando los procesos de mineralización y reciclaje de los elementos biogeoquímicos a formas asimilables.
- Provoca fijación alta de fosfatos, formando compuestos de lenta y difícil asimilación, por lo que disminuye la rentabilidad de la fertilización fosfatada.
- Disminuye la capacidad de cambio al formar islotes de polímeros hidroxialumínicos en la superficie y en la intercapa de las micas degradadas.
- Incrementa la actividad del Al en la disolución del suelo, produciendo un efecto tóxico e inhibidor del crecimiento radicular.
- Inmoviliza los coloides orgánicos e inorgánicos evitando su transporte y confiriendo una estructura muy estable al suelo.

Los mecanismos de alteración oscilan entre una ácido-complexólisis fuerte y una hidrólisis, de los cuales predominan la acidólisis en los horizontes superficiales y la hidrólisis o una acidólisis limitada, en los horizontes minerales más profundos (Macías et al., 1978a y b). Esto conduce a que los procesos geoquímicos dominantes sean la aluminosialitización en los horizontes de mayor actividad biótica y la monosialitización en los horizontes minerales, tanto más importante cuanto mayor es su evolución (García-Rodeja, 1983). En ocasiones, las tendencias se dirigen hacia la podsolización, andosolización y alitización (Macías et al., 1978a y b; García-Rodeja y Macías, 1984).

La materia orgánica, en estos suelos, es abundante y presenta un gran poder complejante, principalmente de Al (30-2.900 mg Al/g C; Carballas, 1982). Los

complejos Al-humus, protegen a la materia orgánica del ataque microbiano, reduciendo la mineralización (Carballas et al., 1978; Jacquín et al., 1978). El impedimento de la mineralización de los compuestos orgánicos se produce por un proceso físico-químico de insolubilización de los productos de degradación de los mismos.

Se originan suelos en los que la mayor parte de las propiedades se relacionan con la presencia de formas de Al activas, que se denominan suelos aluminicos (García-Rodeja y Macías, 1984), junto a otros como podsoles, andosoles, etc: carácter ándico en suelos derivados de rocas básicas y abundante materia orgánica, suelos con arcillas de baja actividad (LAC) en rocas básicas y esquistos pobres en cuarzo fuertemente alterados, complejo de cambio aluminizado en suelos derivados de rocas graníticas y esquistas ricas en cuarzo y procesos de podsolización en suelos derivados de rocas pobres en Al y Fe (como areniscas y cuarcitas).

Son, globalmente, suelos ácidos, con abundante Al en posiciones de cambio y carácter álico marcado, principalmente en suelos derivados de granitos y horizontes espódicos, hecho señalado ya en numerosos trabajos, desde que, en 1962 lo hicieran Muñoz y Guitián.

La tendencia a la complejación del aluminio por la materia orgánica es importante porque tiene un efecto destoxicador, previniendo en muchos casos que se produzca toxicidad por este elemento.

## 2. ENCALADO

Hasta aquí se ha analizado la problemática de los suelos ácidos. Para que éstos sean productivos existen dos opciones:

1- Elección de especies o variedades que se desarrollen bien con el nivel de acidez existente en el suelo.

2-Neutralizar la acidez del suelo para adecuarla a las preferencias de las plantas que se van a cultivar.

La incorporación de materiales calizos, como método de corrección de la acidez, es una práctica avalada por numerosos estudios, que señalan la mejora de las propiedades físicas, químicas y microbiológicas del suelo que supone, al favorecer la disponibilidad de nutrientes para las plantas (McLean, 1971; Kamprath y Foy, 1984; Grewal y Willians, 2003; Delfín et al., 2003), siempre que la corrección de la acidez sea la adecuada. Con respecto al pH, se intenta ajustarlo al intervalo en el que la

mayoría de los nutrientes esenciales se encuentran disponibles y la mayoría de los elementos tóxicos son insolubles.

La corrección de la acidez se realiza añadiendo al suelo hidróxido o carbonato de Ca y Mg, mayoritariamente de Ca, de ahí el nombre de encalado. Esta definición incluye a la vez el aspecto "corrector" y el aspecto "nutritivo", ya que, al mismo tiempo que se corrige la acidez, se aportan elementos esenciales para las plantas: Ca y Mg. En suelos ácidos muy alterados para obtener una buena producción es necesario añadir caliza y fertilizantes fosforados (Haynes y Mokolobate, 2001).

El principal responsable de la baja fertilidad de los suelos ácidos es el Al presente en la disolución, que crea unas condiciones desfavorables para el crecimiento y normal desarrollo de la mayor parte de las especies cultivadas, haciendo imposible su cultivo o limitando su productividad.

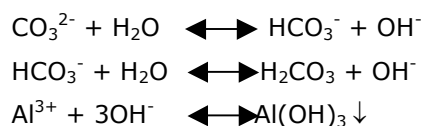
Los factores que controlan la presencia de Al en disolución son el pH y la existencia de ciertas fases sólidas del suelo susceptibles de liberarlo; en ellas el Al puede encontrarse unido electrostáticamente a superficies orgánicas y minerales, complejoado orgánicamente, como Al mineral no cristalino y como polímeros hidroxialumínicos ocupando el espacio interlamilar de los minerales.

### 2.1. Efectos del encalado

El encalado disminuye la acidez en la parte superficial del suelo y, en menor grado, la del subsuelo (Gillman et al., 1989; Shamshuddin et al., 1998; Tomaszewska, 1999) y tiene un efecto esencial en las propiedades de la capa arable (Pavan et al., 1984; Caires et al., 1998, 2004). La respuesta al encalado, con respecto a la producción, se manifiesta en un intervalo de dosis para el cual, aunque el pH del suelo no se ve alterado particularmente, el contenido de Al de cambio disminuye bastante con respecto al contenido original. Esto implica la eliminación o reducción de su efecto tóxico.

Los principales efectos del encalado son:

1. Neutralización y precipitación del  $\text{Al}^{3+}$  por los iones  $\text{OH}^-$  (procedentes del hidróxido o, más comúnmente del carbonato):



2. Sustitución del  $\text{Al}^{3+}$  en el complejo de cambio por el  $\text{Ca}^{2+}$  (o  $\text{Mg}^{2+}$ ).

Esto lleva a una disminución de la toxicidad por Al. La disminución de la concentración de Al en la disolución del suelo se debe a que el Al precipita como  $\text{Al}(\text{OH})_3$  a partir de pH 5 (Coleman y Thomas, 1967; Helyar y Andersson, 1970; 1971; Morris et al., 1987).

El incremento de pH provocado por el encalante tiene un efecto positivo en las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. Entre otras Sánchez Rodríguez (1995) señala:

- Bloquea e insolubiliza parte de los iones de Al, Fe y Mn, que pueden estar en concentraciones muy tóxicas para algunos cultivos.

- La adición moderada de cal evita el bloqueo y la fijación de los fosfatos, tanto de los del suelo como de los procedentes de fertilizaciones comerciales, al formarse compuestos de calcio más asequibles para las plantas que los de Fe y Al habituales en los suelos de bajo pH.

- La absorción de Mo por los vegetales se ve favorecida por el encalado, que corrige su deficiencia a menos que el suelo sea absolutamente deficiente en este elemento (Foy, 1992). En suelos ácidos deficientes en Mo, se obtuvieron buenos rendimientos en respuesta a la aplicación de Mo (Burmester et al., 1988). En contraste con otros microelementos, más solubles en medio ácido, la disponibilidad de Mo es menor en suelos ácidos. Su deficiencia puede afectar particularmente al crecimiento de leguminosas debido al alto requerimientos de Mo de estas plantas (Coventry y Evans, 1989).

- La estructura del suelo mejora, e indirectamente otras propiedades físicas, debido al fuerte carácter floculante del calcio sobre los coloides y a la mayor estabilidad que proporciona a los humatos (McLean, 1971).

- Se estimula la actividad de los microorganismos, lo que repercute en una mejor humificación y transformación de la materia orgánica, e implica un aumento en la disponibilidad de nutrientes derivados de ella (Wheeler, 1998). La neutralización de la acidez contribuye, asimismo, a aumentar la microfauna del suelo.

- Mejora el nivel nutritivo de la disolución del suelo, al aportar Ca y Mg; este último debe estar en los materiales encalantes.

- Contribuye al buen desarrollo y distribución de las raíces de las plantas, lo que hace aumentar el volumen de suelo explorado y con ello se pone a disposición de los cultivos más agua y más nutrientes. También suele mejorar la resistencia de las plantas a las enfermedades, aunque hay excepciones como es el caso de los

microorganismos nocivos que requieren un medio ligeramente ácido para su propagación.

A continuación se describen, de forma más detallada, algunos de los principales efectos del encalado sobre la fase sólida y sobre la fase líquida del suelo.

#### 2.1.1. Efecto sobre la fase sólida del suelo

Mosquera (1986), comparando ciertas propiedades de un suelo antes y después de la adición de diversas dosis de cal, encuentra que los efectos del encalado ocurren sólo en los cinco primeros centímetros del suelo y, consisten sobre todo, en una reducción del Al y su saturación en el complejo de cambio. El pH y la capacidad de intercambio catiónico efectiva aumentan sólo cuando la mayor parte del Al ha sido neutralizado. Más recientemente Repsiene (2000) señala también que el encalado reduce la acidez cambiante, la cantidad de Al móvil, e incrementa la saturación en las bases del suelo.

Urrutia (1989) indica que el efecto más destacable del encalado sobre las formas de acidez en suelos gallegos, es el descenso del Al cambiante. Sin embargo su efecto residual varía con el tipo de suelo y de enmienda aportada. Lo mismo sucede con el Al potencialmente liberable tras el encalado, cuyos niveles dependen también del tipo de suelo, del contenido de materia orgánica y de su capacidad de complejación.

Pereira et al. (1989) señalan que hay que prestar especial atención a los efectos del encalado sobre la química de los suelos, en particular en los de carga variable, ya que las tendencias observadas no son siempre las mismas, sino que dependen de la CICe inicial, pH, contenido en materia orgánica y composición mineral de los suelos.

Según Arnold et al. (1993), el encalado está raramente dirigido a incrementar la disponibilidad de Ca sino, mayoritariamente, al mejoramiento químico y estructural de las condiciones del suelo, pudiendo afectar a las concentraciones de muchos elementos en la disolución del suelo, a la absorción y al lixiviado de nutrientes distintos del Ca. La aplicación de  $\text{CaCO}_3$  incrementa el contenido de Ca, Mg, K y P, especialmente en la capa superficial del suelo (Tomaszewska, 1999).

##### 2.1.1.1. Efectos sobre el pH

Después de la aplicación de cal, el pH del suelo aumenta de forma casi lineal con la cantidad de cal añadida, encontrándose numerosos trabajos en los que se observa este incremento (Mombiela, 1983a; Martini y Mutters, 1985; Pereira et al., 1989;

Raij y Quaggio, 1990; Shamshuddin et al., 1991; Farina y Channon, 1991; Khan et al., 1991; Badaluco et al., 1992; Scott et al., 1992; Slattery et al., 1995; Baley, 1995; Paula et al., 1997; Baligar et al., 1997; Camargo et al., 1997; Mongia, 1997; Aitken et al., 1998a y b; Curtin et al., 1998; Ernani et al., 1998; Rutunga et al., 1998, Mayfield et al., 2002, entre otros).

Otros investigadores encontraron un aumento inicial del pH seguido de un descenso a un plazo más o menos largo (Doerge y Gardner, 1985; Haynes y Swift, 1988; Roesner et al., 2005).

#### 2.1.1.2. Efectos sobre el aluminio

La acidificación de un suelo se debe a la pérdida de los cationes "básicos" del complejo de cambio. Bajo estas condiciones ácidas, el estudio de la química del Al está muy relacionado con la fertilidad de los suelos, ya que en la mayoría de estos medios existen altas concentraciones de Al en disolución, tóxicos para el crecimiento vegetal. Hoy en día es aceptado que la toxicidad del Al es la principal causa de la infertilidad de los suelos ácidos (Foy, 1984) y que la acidez, por sí misma, no es un factor limitante muy significativo, tal como se ha comentado.

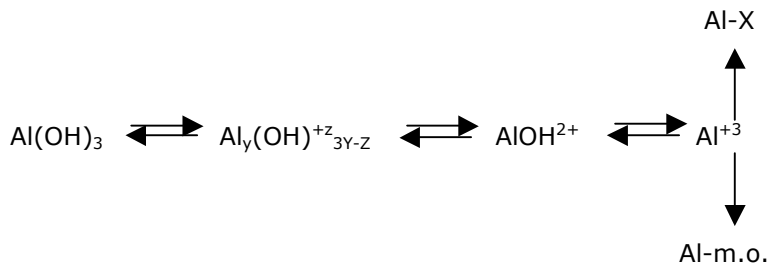
Las investigaciones que comprobaron la importancia de la toxicidad del Al en suelos infértiles ácidos, han sido remplazadas por las discusiones acerca de la naturaleza de las especies fitotóxicas de Al y el desarrollo de diferentes métodos para fraccionar el Al en disolución (Driscoll, 1984; Wright, 1989).

La neutralización del Al tóxico es el principal objetivo de la adición de enmiendas a un suelo ácido. La disminución del Al en disolución y del Al cambiante después del encalado está ampliamente documentada (Bhumbla y McLean, 1965; Pionke y Corey, 1967; Oates y Kamprath, 1983a y b; Sims y Ellis, 1983; Jarvis, 1986; Martini y Mutters, 1985; Martini et al., 1974; Martini et al., 1977; Rowe y Johnson, 1988; Klemmedson y Blaser, 1990; Fernández-Sanjurjo et al., 1995, entre otros).

El Al extraído con KCl ha sido usado para predecir los requerimientos de cal (Juo y Kamprath, 1979). Sin embargo, diversos autores han observado que además del Al cambiante, existen otras formas no extraíbles con KCl que reaccionan con la cal añadida (Bhumbla y McLean, 1965; McLean et al., 1965; Kamprath, 1970; Oates y Kamprath, 1983a y b; Jarvis, 1986). El Al liberado por el KCl es rápidamente neutralizado por el encalado (McLean et al., 1965), mientras que el Al no realmente cambiante tendrá una reacción relativamente más lenta (McLean et al., 1965; Ayres et al., 1965). Este Al lentamente reactivo incluirá las siguientes formas: polímeros hidroxialumínicos de varios tamaños y grados de hidratación (Coleman y Thomas,

1967; Bhumbra y McLean, 1965; Oates y Kamprath, 1983a y b), polímeros hidroxialumínicos del espacio interlaminar en vermiculitas y smectitas (Rich, 1960; Rich, 1968; Juo, 1977),  $\text{Al}(\text{OH})_3$  en forma metaestable (Pratt y Bair, 1961) y, por último complejos organoalumínicos (Hsu y Rich, 1960; McLean et al., 1965; Pionke y Corey, 1967, Schnitzer, 1969; Lind y Hem, 1975; Juo, 1977; Oates y Kamprath, 1983a y b).

No existe unanimidad en cuanto al efecto del encalado sobre esas formas de aluminio. En 1967, Pionke y Corey propusieron las siguientes reacciones del Al en el suelo:



Donde  $\text{Al}^{+3}$  representa la actividad de los iones Al trivalentes hidratados en la disolución del suelo; Al-X se refiere al Al extraído con KCl y Al-m.o. significa el componente de Al complejado con la materia orgánica. Según estos autores, la adición de una sal desplazaría el Al cambiante a la disolución, alterando el equilibrio y favoreciendo la formación de complejos organoalumínicos y de polímeros inorgánicos.

La formación de complejos organoalumínicos después de encalar un suelo es indicada por Haynes (1984) y Klemmedson y Blaser (1990). Según estos últimos, el encalado transforma el Al cambiante en formas complejadas con la materia orgánica. Sin embargo, la mayor parte de los trabajos concluyen que el encalado disminuye el Al ligado a la materia orgánica (Bhumbra y McLean, 1965; McLean et al., 1965, Curtin y Smillie, 1986, Jarvis, 1986).

Para la mayoría de los autores, el Al que ha reaccionado con las enmiendas añadidas precipitará posteriormente como especies hidroxialumínicas insolubles (Frink y Peech, 1962, McLean et al., 1965; Bhumbra y McLean, 1965; Helyar y Andersson, 1970, 1971; Timmer, 1985; Morris et al., 1987). Diversos ligandos inhiben la cristalización de estos productos de precipitación del Al, que pueden ser

ácidos orgánicos (Kwong y Huang, 1977, Kwong et al., 1979a y b, 1981; Violante y Jackson, 1979, 1981; Kodama y Schnitzer, 1980) o aniones tales como fosfatos, cloruros, nitratos, sulfatos (Hsu, 1979; Violante y Huang, 1985), añadidos frecuentemente al suelo en los fertilizantes.

Son numerosos los trabajos que demuestran el efecto beneficioso que ejerce el Ca en disolución sobre plantas sometidas a un exceso de Al (Alva et al., 1986; Cameron et al., 1986; Wright, 1989, Morris et al., 1992) aunque las concentraciones del ión  $\text{Ca}^{+2}$  en solución, a partir de las cuales se manifiesta este efecto, varían según la cantidad de Al presente y, sobre todo, la especie vegetal con la que se realice el estudio. Alva et al. (1986), Cameron et al. (1986), Morris et al. (1992), demostraron y confirmaron el efecto positivo del Ca sobre el crecimiento de la raíz y la existencia de una acción protectora contra la toxicidad del Al. Foy (1984) señala que el Ca puede tener un efecto mejorante sobre el crecimiento de la cosecha bajo condiciones de toxicidad de  $\text{Al}^{3+}$ .

Badaluco et al. (1992) observaron una elevada correlación significativa entre el Al de cambio y el requerimiento de encalado ( $r^2=0,93$ ). La disminución del Al cambiable después del encalado está ampliamente documentada (Mombiela, 1983a; Fernández Sanjurjo et al., 1991; Badaluco et al., 1992; Morris et al., 1992; Baligar et al., 1997; Camargo et al., 1997; Paula et al., 1997; Ernani et al., 1998; Moody et al., 1998; Rutunga et al., 1998; Shamshuddin et al., 1998, entre otros) así como el descenso de la relación Al/CICe (Santano y Espejo, 1997), siendo este descenso mayor cuando se incrementa la dosis de cal, debido al efecto residual del encalado.

Otros autores (Jarvis, 1987) señalan que la adición de cal, a muy corto plazo, puede provocar un aumento en el nivel de Al existente en fase acuosa, debido a que es desplazado de los lugares de cambio por el ión  $\text{Ca}^{+2}$ .

La toxicidad del Al para los cultivos es eliminada en torno al pH en agua de 5,5 (Foy, 1984; Bell, 1996; Ernani et al., 1998).

La materia orgánica también juega un papel importante en el control de la toxicidad del Al en disolución por la formación de complejos organoaluminicos (Curtin et al., 1984; Hargrove, 1986), encontrándose, en ciertos casos, un aumento de la toxicidad con el encalado, sobre todo cuando se consiguen pH próximos a la neutralidad, pudiendo este efecto estar causado por la solubilización de la materia orgánica saturada en Al (Barlett y Riego, 1972; Farina et al., 1982; Hargrove, 1986; Varadachari et al., 1995; Bolan, 1996).

#### 2.1.1.3. Efectos sobre la capacidad de intercambio catiónico

Los suelos ácidos muy alterados se caracterizan por la presencia de minerales residuales que poseen carga variable (superficies en las cuales  $H^+$  y  $OH^-$  son iones determinantes de potencial). La carga negativa permanente de los filosilicatos 2:1 también puede volverse parcialmente variable cuando el espacio interlaminar está ocupado por polímeros hidroxialumínicos. Otro componente que posee carga variable es la materia orgánica del suelo, y los componentes de baja cristalinidad.

Uno de los efectos beneficiosos del encalado que más se suele destacar en la literatura científica es su contribución al incremento de la capacidad de intercambio catiónico en suelos con carga variable. Este aumento después del encalado ha sido ampliamente citado (Goedert et al., 1975; Mombiela, 1983b; Curtin y Smillie, 1986; Farina y Channon, 1988; Shamshuddin et al., 1992; Guadalix y Pardo, 1994; Slattery et al., 1995; Camargo et al., 1997; Paula et al., 1997; Santano y Espejo, 1997; Aitken et al., 1998a; Ernani et al., 1998; Rutunga et al., 1998). El incremento de la capacidad de cambio catiónico efectiva con la aplicación del encalado es atribuido al incremento de las cargas negativas de los componentes con carga variable, que pasan a ser ocupados predominantemente por Ca cambiante (Hochman et al., 1992; Shamshuddin y Ismail, 1995; Aitken et al., 1998a). Según Parfitt (1980) este aumento de la CICE puede ser incluso del 50% cuando se encalan suelos de carga variable desde pH 5 a pH 6.

Gillman y Sumner (1987) en suelos ácidos de Georgia y Aitken et al. (1998a) en suelos ácidos de Queensland observaron que, solamente la materia orgánica, estaba significativamente correlacionado con el incremento de la capacidad de cambio catiónico efectiva, lo que indica que este componente es el principal responsable de la carga dependiente del pH de esos suelos.

#### 2.1.1.4. Efectos sobre los cationes alcalinos y alcalinotérreos del complejo de cambio

En los suelos naturales ácidos, los cationes alcalinos y alcalinotérreos ocupan un bajo porcentaje de las posiciones de cambio, pudiendo existir, además, algunos desequilibrios entre ellos. La adición de cal, además de afectar a la acidez, como se ha visto anteriormente, influye en las propiedades electroquímicas de un suelo y en la retención de nutrientes.

Calcio.- Inmediatamente después de la aplicación de cal a un suelo, se observa un aumento del Ca cambiante (Mombiela, 1983b; Martini y Mutters, 1985; García et al., 1986; Summer et al., 1986; Goedert et al., 1987; Morris et al., 1992; Riggs et al., 1995; Slattery et al., 1995; Mongia, 1997; Paula et al., 1997; Santano y Espejo, 1997; Aitken et al., 1998a; Ernani et al., 1998; Rutunga et al., 1998; Malkönen et al., 1999). El efecto beneficioso del encalado, como ya se ha comentado, se manifiesta con mayor claridad en la superficie del suelo que en el subsuelo (Gillman et al., 1989; Caires et al., 1998, 2004; Shamsuddin et al., 1998; Tomaszewksa, 1999), ya que el Ca permanece, principalmente, en la zona de incorporación (Shamsuddin et al., 1991, 1998, Shamsuddin e Ismail, 1995). Shamsuddin et al. (1998) han atribuido la acumulación de Ca en la superficie del suelo encalado al incremento en CICE como resultado del aumento del pH. Según Gasser (1985), a medida que aumenta el pH debido a la adición de enmiendas, mayor es el porcentaje de saturación en Ca del complejo de cambio y menor la energía necesaria para liberarlo; esto lo demuestran investigaciones en las que las pérdidas de Ca aumentan con las dosis de cal aplicada (Bolton, 1977; Paula et al., 1997). Slattery et al. (1995) atribuyen el hecho de que no se produzca un incremento significativo de Ca en la disolución del suelo, cuando se añaden dosis altas de cal, bien a que la mayor parte del Ca aplicado está en posiciones de cambio, o a que haya sido eliminado por el material vegetal.

Magnesio y Potasio- Existen varios estudios acerca del efecto del encalado sobre el contenido de  $Mg^{+2}$  y  $K^{+}$  en el suelo. Como ya se ha comentado, al igual que ocurre con el Ca, el Mg es más fácilmente asimilable a pH próximos a la neutralidad por su mayor abundancia. En suelos ácidos, ambos elementos suelen ser deficientes, y además a pH menores de 4,5 ó 5,0, se reduce su absorción por las plantas (Baber, 1984). La aplicación de cal reduce el Mg cambiante (Edmeades et al., 1985; Timmer, 1985; Curtin y Smillie, 1986; Mongia, 1997; Santano y Espejo, 1997). El descenso del Mg de cambio después de la aplicación del encalado en suelos tropicales es atribuido por Hailes et al. (1997) al desplazamiento del Mg de cambio por el Ca, con el consiguiente paso a la disolución del suelo y su absorción por la planta, pero no debido a la fijación del Mg. Slattery et al. (1995) no encuentran cambios de los cationes Mg y K en la disolución del suelo al incrementar su dosis de cal, señalando que el encalado no afectó a la pérdida de nutrientes por lixiviación.

Según Adams (1984), las condiciones que conducen a la deficiencia de Mg en suelos ácidos pueden ser una baja CICE, el encalado con materiales que carecen de

Mg, la utilización de elevadas cantidades de fertilizantes amoniacales y potásicos, una excesiva lixiviación en el perfil y el cultivo de especies con altos requerimientos de Mg. Además, influyen otros factores como la relación Ca/Mg y, sobre todo, los niveles de K cambiante. Si estos son altos, se precisarán mayores niveles de Mg para prevenir la deficiencia (McLean y Brown, 1984; Edmeades, 2004). Las plantas necesitan Mg en el suelo, y el Mg contenido en el encalado debe suplir la cantidad que requiere el cultivo. Así mismo, Farina y Channon (1988) y Riggs et al. (1995), entre otros, sugieren usar la caliza dolomítica para evitar deficiencias en Mg. En este sentido, ciertos autores (Khan et al., 1991; Morris et al., 1992; Shamshuddin et al., 1992, 1998; Shamshuddin e Ismail, 1995; Baligar et al., 1997; Paula et al., 1997; Ernani et al., 1998), indican que la caliza dolomítica aumenta la retención de Mg, debido al incremento de la CICE provocado por el incremento de pH, y a la cantidad de Mg contenida en este tipo de enmienda.

En cuanto al K, el encalado afecta a la disponibilidad de este elemento, tanto al presente en el suelo como al añadido por los fertilizantes. El aporte de cal a los suelos ácidos puede reducir la pérdida de K por lixiviación, al afectar a las propiedades de intercambio. El encalado provoca en primer lugar la sustitución del Al de cambio por el Ca (el K desplaza con mayor facilidad al Ca que al Al) y por otro lado el tratamiento con cal aumenta la CICE y por consiguiente la retención del K (Van Diest, 1978). Goedert et al. (1975) estudiando Oxisoles y Ultisoles del sur de Brasil, encontraron reducciones del K en disolución con la aplicación de cal, sin embargo no había cambios en el K cambiante; este hecho también fue señalado por Hochman et al. (1992) y Mongia (1997). Según Curtin y Smillie (1986) y Baber (1995), la disminución del K se produce por competencia con el Ca. Khan et al. (1991) y Kumar et al. (1997) observaron un incremento en la disponibilidad de K tras el encalado.

#### 2.1.1.5. Efectos sobre el fósforo

El efecto del encalado sobre la disponibilidad de P es de particular interés, ya que la mayoría de los trabajos publicados presentan disparidad en los resultados. Algunos autores indican un aumento de la disponibilidad de P tras el encalado (Truog, 1946; Foth y Turk, 1972; Soltanpour et al., 1974; Ryan y Smillie, 1975; Donahue et al., 1977; Jaakkola et al., 1977; Parfitt, 1977; Smith y Sánchez, 1980; Follet et al., 1981; Holford y Croker, 1994; Camargo et al., 1997; Aitken et al., 1998b; Wheeler, 1998), mientras que otros autores afirman lo contrario (Fox y Pluchnett, 1964; Lowther y Adams, 1970; Kamprath, 1971; Amarisiri y Olsen, 1973;

Muns y Fox, 1976; Layon et al., 1977; White y Taylor, 1977; Summer, 1979; Friesen et al., 1980; Farina et al., 1981, 1982; Badaluco et al., 1992; Sabbe y Dumham, 1998; Delfín et al., 2003), y un tercer grupo indica que no influye (Reeve y Summer, 1970; Cabala y Fassbender, 1971; Jones y Fox, 1978; Grewal y Williams, 2003; Azevedo et al., 2004).

Los cambios en la adsorción de P debidos al encalado dependerán principalmente de las variaciones en el pH y de la capacidad de adsorción del suelo en concreto, tal vez por ello los resultados hasta ahora obtenidos en los diversos estudios no son coincidentes.

Varios autores han tratado de explicar los efectos anteriores. El encalado puede afectar a la disponibilidad del P, favoreciendo su precipitación como fosfato cálcico (Naidu et al., 1990).

La adsorción de fosfatos por los minerales de la arcilla con carga permanente se produce por unión de los aniones fosfato ( $\text{HPO}_4^{2-}$ ,  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ ) a cationes de cambio polivalentes (principalmente  $\text{Al}^{3+}$  y  $\text{Fe}^{3+}$ ). La intensidad de adsorción aumenta al disminuir el pH.

La adsorción por materiales con carga variable también depende del pH, que determina la carga superficial del coloide así como la carga negativa del fosfato. Siendo los valores de  $\text{pK}_1$  y  $\text{pK}_2$  del ácido ortofosfórico 2 y 7, respectivamente, al aumentar el pH en el rango de 2 a 7 aumenta la concentración de  $\text{HPO}_4^{2-}$  a expensas del  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ . Esto favorecería la adsorción de fosfato (Taylor y Ellis, 1978; Bowden et al., 1980), pero es contrarrestado por la disminución de la carga positiva (o aumento de la carga negativa) superficial (Parfitt et al., 1975).

Otros autores han relacionado el aumento del P disponible con la disminución del Al cambiante y en disolución después de la adición del cal (Shoop et al., 1961; Syers et al., 1971; Foy et al., 1978; Friensen et al., 1980; Farina et al., 1981; Holford, 1985; Martini y Mutters, 1985; López Hernández, 1987). Estudiando los efectos del encalado sobre Ultisoles ricos en aluminio, Sims y Ellis (1983) encontraron que el mayor aumento en la disponibilidad de P se producía con las dosis más bajas de cal, las cuales sólo elevaban ligeramente el pH en KCl (3,37 a 3,61), pero reducían considerablemente el Al cambiante. Si se añaden dosis más altas de cal, hasta valores de pH en KCl cercanos a 5 (Amarisiri y Olsen, 1973; Costigan et al., 1982; Haynes, 1982) o próximos a la neutralidad (Sumner, 1979), podría favorecerse la adsorción del P sobre nuevos oxihidróxidos precipitados con ese aumento de pH. Para Martini y Mutters (1985), un sobreencalado daría lugar a precipitación del P con

el Ca; en cambio, en suelos sin adición de enmiendas el P reaccionaría con el Fe y Al, lo que explica los bajos valores de P disponible encontrados en estos suelos.

Varios trabajos han demostrado que la solubilidad de los fosfatos de Fe y Al aumenta con el encalado, sobre todo a partir de pH 5 (Jackman y Black, 1951; Lindsay y Moreno, 1960), mientras que la solubilidad de las sales de Ca disminuye a partir de pH 6 (Jackman y Black, 1951). Basándose en esos datos, Perrott y Mansell (1989) indican que el rango idóneo de pH para la disponibilidad del fósforo estaría entre esos valores y estudiando el efecto del encalado sobre las formas de P en esas condiciones, observan una disminución en el P inorgánico adsorbido, resultado que concuerda con la disminución en la adsorción y el aumento de la desorción de P por los oxihidróxidos al aumentar el pH en ese intervalo (Kwong et al., 1979b; Bowden et al., 1980); además encuentran grandes pérdidas de P orgánico debido a la mineralización, aumentando la toma de P por la pradera.

Para Holford (1989), el hecho de que el encalado aumente o disminuya la disponibilidad de P depende del tiempo de equilibrio entre la cal y el suelo; el efecto depresivo del encalado estaría asociado con los experimentos a corto plazo.

#### 2.1.1.6. Efectos sobre micronutrientes: Fe, Cu, Mn y Zn

Existen pocas referencias del efecto de los fertilizantes y enmendantes sobre las distintas formas de Fe del suelo; la mayor parte de los trabajos tratan de los factores que afectan a su disponibilidad y de los métodos de corrección de las deficiencias y toxicidades.

La disponibilidad del Fe es particularmente sensible a cambios en el ambiente edáfico, por ello la adición de enmendantes y fertilizantes puede modificarla, debido sobre todo a los cambios que produce en el pH (Barber, 1995; Kabata-Pendias y Pendias, 2001). Según Latimer (1952), a partir de pH 4 se produce un descenso de la disponibilidad de Fe, que pasa a formas menos solubles, principalmente  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ , equivalente químicamente a  $\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$  (Elgala et al., 1976; Bohn et al., 1985). Una probable consecuencia de todo esto es la deficiencia de Fe encontrada en diversos cultivos en suelos ácidos del Brasil (Fageria, 1984) después del aumento de pH de 5 a 6. Fageria (1984) y Shuman (1986), encuentran una disminución del Fe cambiable y un aumento del Fe complejado orgánicamente después de incubar suelos ácidos con materiales encalantes.

La adición de enmiendas calizas y el consiguiente incremento de pH, también disminuye la solubilidad de otros micronutrientes como Cu (Malkönen et al., 1999;

Romkens et al., 1999), Mn (Simard et al., 1994; Justé y Soldá, 1998; Grewal y Williams, 2003) y Zn (Justé y Soldá, 1998; Krebs et al., 1998).

### 2.1.2 Efecto sobre la fase líquida

Los trabajos realizados para conocer el impacto de la enmienda en la fase líquida del suelo son menos numerosos que los llevados a cabo en la fase sólida y se refieren en general a los efectos en el contenido de cationes en disolución, principalmente Al, y a las repercusiones en su toxicidad para los cultivos.

McLead y Jackson (1967) comprueban que la concentración de Al en disolución aumenta generalmente al disminuir el pH, por lo que el encalado se hace necesario para reducirla cuando se encuentra en concentraciones tóxicas para los cultivos. La disminución de este Al por el encalado ha sido bien documentada (McLead y Jackson, 1967; Hojito et al., 1987; Morris et al., 1987; Simard et al., 1988; Fernández Sanjurjo et al., 1991, 1995). Este efecto se produciría indirectamente por el descenso de la solubilidad de los hidróxidos, así como por la fuerte caída en la concentración de la forma activa  $Al^{3+}$  al formarse complejos Al-OH y complejos orgánicos, si el pH alcanzado es suficientemente elevado, o simplemente, por incremento de la descomposición de los restos frescos, al aumentar la actividad microbiana (Curtin y Smillie, 1986).

Sin embargo, Jarvis (1987) encontró, en un corto período de tiempo, un aumento de Al en disolución después de aplicar diversas dosis de cal. Según este autor, una alta proporción de Al en disolución forma parte de complejos orgánicos que pueden encontrarse incluso con valores altos de pH causados por un encalado.

El encalado produce un fuerte incremento del pH de la disolución del suelo una vez que la caliza ha sido mezclada con él, para posteriormente disminuir de forma gradual hasta alcanzar un valor de equilibrio (McBride, 1994).

Según Slattery et al. (1995) y Mongia (1997), la adición de cal a un suelo aumenta el pH y la concentración de Ca en disolución, disminuyendo o dejando invariables las concentraciones en la disolución del suelo de K y Na. En cuanto al Mg, ambos autores mantienen posiciones contrapuestas.

## 2.2. Determinación de las necesidades de cal

Desde el siglo XVIII las investigaciones se han centrado fundamentalmente en establecer cuáles son las dosis más adecuadas para los cultivos, así como sus efectos, tanto en planta como en suelo (Baber, 1984). El encalado es necesario para prevenir deficiencias nutritivas o toxicidades, pero un sobreencalado también sería

perjudicial, aunque sus efectos sobre la planta o las propiedades químicas del suelo siguen ofreciendo resultados contradictorios en los distintos ensayos (Bornman et al, 1998).

Conocer cuál es la dosis de cal necesaria es el principal problema para obtener buenas producciones. A pesar de la amplia bibliografía sobre los problemas de los cultivos en los suelos ácidos, no existe un acuerdo sobre cuál es el mejor método para determinar la dosis de cal a añadir. Existen varios, siendo los más utilizados a nivel mundial dos:

- Los que tratan de elevar el pH del suelo hasta un valor determinado, basado en el intervalo óptimo de pH para un cultivo o grupo de cultivos, o en el valor crítico de pH (McLean, 1971). Como ya se ha comentado, en Galicia tradicionalmente las recomendaciones de cal se estimaban para elevar el pH del suelo a un valor cercano a la neutralidad (Guitián, 1956; Guitián y Muñoz, 1962, entre otros). Morris et al. (1992) señalaron que la mejor práctica de encalado puede consistir en mantener un pH del suelo favorable para el crecimiento de las plantas más sensibles. De hecho, existen procedimientos, todavía ampliamente utilizados en todo el mundo, que consisten en definir un pH óptimo para el cultivo o grupo de cultivos determinados, o de una forma más global y menos precisa, un pH óptimo del suelo, aceptándose tradicionalmente un valor de 6,5 (Díaz-Fierros, 1985).

Otros investigadores señalan al pH como factor para determinar la dosis de cal en un determinado tipo de suelo (Bell, 1996), pero muchos autores sostienen que, con muy pocas excepciones, no es el pH la causa de la infertilidad del suelo, y si se sigue utilizando este método, según Moody et al. (1998) es, únicamente, porque los laboratorios no tienen puesto al día otro tipo de análisis. Según estos autores el encalado se debe hacer para neutralizar el efecto tóxico del Al y no para alcanzar un determinado valor de pH.

- Los orientados hacia la neutralización del Al. Efectivamente, los trabajos más recientes siguen este método, ya que numerosos estudios de campo prueban que los índices basados en el Al son más precisos para el cálculo de la dosis de cal que los basados en el pH. La neutralización del Al necesita generalmente menos cal que la recomendada para llevar el pH a un valor óptimo y presenta mejores correlaciones con la producción (Kamprath, 1970; Mombiela y Mateo, 1984; Mombiela, 1986; Farina y Channon, 1991).

Existen algunos autores, como Franzen y Peck (1995), que sugieren un análisis de las concentraciones de Ca y Mg en la planta para determinar las dosis de

encalado, pero complementándolo con los análisis de Al y Ca de cambio y contenido de arcilla para determinar la más adecuada.

Slattey et al. (1995) llegaron a la conclusión de que muchos de los métodos químicos que predicen la respuesta al encalado no sirven para todos los suelos, al no incluir todos los factores que influyen en la capacidad amortiguadora del mismo, tales como el contenido de materia orgánica del suelo. Asimismo, a Bell (1996) y Moody et al. (1998) no les fue posible identificar un único factor limitante del crecimiento en un suelo no enmendado. Esto da lugar a que algunas recomendaciones de encalado, realizadas en laboratorio, sean inexactas, y el resultado es su aplicación de forma poco correcta (Morris et al., 1992). Este tipo de recomendaciones erróneas pueden resultar en pérdidas, incremento en costes de aportes y pérdida de la credibilidad en las pruebas de laboratorio.

De todas formas, ambos criterios de diagnóstico no resultan contradictorios, debido a que existe una relación entre el pH y el porcentaje de saturación en Al. La diferencia está en la cantidad de enmienda recomendada, lo que incide en la rentabilidad de la operación y evita el sobreencalado. La necesidad de cal dependerá de la tolerancia al Al de la especie que se cultive.

Para el cálculo de las dosis de cal, en función de la neutralización del Al, hay diferentes métodos, de los cuales destacaremos dos:

- Método de Cochrane et al. (1980), por el que las necesidades de cal pueden ajustarse, según la relación que aparece a continuación, a diferentes porcentajes de Al en el complejo de cambio, para adaptarse al grado de resistencia de las plantas a la toxicidad por Al según la relación:

$$\text{CaCO}_3 \text{ (cmol}_{(+)} \text{ kg}^{-1}) = 1,5 [\text{Al-\%Al deseado (Al + Ca + Mg)}/100 \\ \text{(Siendo el Al, Ca, Mg, cationes de cambio expresados en cmol}_{(+)} \text{ kg}^{-1})$$

- Neutralización parcial del Al de cambio (Kamprath, 1970; Mombiela y Mateo, 1984; Mosquera, 1986). Se busca adaptar al dosis de cal al grado de resistencia de las plantas al Al (Kamprath, 1970). En Galicia, Mombiela y Mateo (1984) proponen un ábaco que permite calcular la dosis de cal en función de la saturación en Al existente y del porcentaje de Al que se desea obtener en el suelo después del encalado. Para ello se basaron en resultados de producción de pratenses a distintas dosis de cal, y analizaron en el suelo el porcentaje de saturación de Al en el complejo de cambio, extraído con  $\text{BaCl}_2$  0,3 M a pH del suelo. Según estos autores, el nivel crítico de saturación de Al es, aproximadamente, del 40% y sitúan la cantidad

mínima de caliza necesaria para establecer adecuadamente una pradera en  $3 \text{ t ha}^{-1}$ . Por debajo del 10% de saturación de Al la eficiencia de neutralización de la cal disminuye mucho, por lo que no recomiendan encalar para disminuir más ese porcentaje.

Atendiendo a la forma de aplicar el encalado, cabe diferenciar entre el encalado de corrección y el de mantenimiento (Urbano Terrón, 1999).

El encalado de corrección, de fondo o base, permite elevar el pH a un nivel considerado óptimo (5,5-6,0) o reducir el Al de cambio a un porcentaje no limitante para el cultivo (<15-20%). Se aplica a suelos significativamente ácidos, que necesitan ser rehabilitados para obtener cosechas adecuadas. En este tipo de encalado, además de elevar el pH y el contenido en calcio, también se varían un gran número de propiedades del suelo como: floculación de coloides, estabilidad estructural, actividad microbiana, elementos nutritivos, etc.

El encalado de mantenimiento compensa las pérdidas producidas por el consumido por las cosechas, el lavado y el efecto de los fertilizantes de reacción ácida. Se utilizaría en suelos ligeramente ácidos o incluso neutros que, sometidos a una descalcificación notable, corren el peligro de acidificarse, con el consiguiente riesgo sobre el rendimiento de los cultivos.

### 2.3. Materiales encalantes

La cal, químicamente, es  $\text{CaO}$ , pero por extensión este término engloba todos los productos de calcio que se usan para neutralizar la acidez del suelo (óxidos, hidróxidos, carbonatos, silicatos). Pocos minerales se encuentran tan ampliamente repartidos en la naturaleza como la caliza. Su origen primario hay que buscarlo en procesos de sedimentación y metamórficos.

Las tablas 5 y 6 resumen distintas enmiendas que se aplican en agricultura, con su composición química.

La cal puede proceder de distintas fuentes, tanto naturales (Tabla 5), como de productos residuales (Tabla 6):

Margas. Son calizas depositadas en el fondo de los mares y lagos que contienen materiales arcillosos. Así mismo, puede contener cantidades variables de carbonato magnésico y si éste es elevado se denominan calizas magnésicas.

Toba. Es una caliza porosa, con frecuencia coloreada por el óxido de hierro que contiene, formada alrededor de manantiales de agua fría o caliente, sobre vegetales y otros restos.

Tabla 5. Principales enmiendas cálcicas y magnésicas (Whitney y Lamond, 1993).

Enmienda	Fórmula
Carbonato cálcico	CaCO <sub>3</sub>
Dolomita	CaCO <sub>3</sub> , MgCO <sub>3</sub>
Cal viva	CaO
Cal magnésica viva	MgO
Cal apagada	Ca(OH) <sub>2</sub>
Cal magnésica apagada	Mg(OH) <sub>2</sub>

Tabla 6. Principales enmiendas cálcicas de productos residuales (Whitney y Lamond, 1993).

Enmienda	Contiene
Escoria de alto horno	CaSiO <sub>3</sub>
Conchas marinas	CaCO <sub>3</sub>
Lodos municip. e industr.	CaCO <sub>3</sub>
Espumas de azucarera	CaCO <sub>3</sub>
Cenizas de madera	CaO, Ca(OH) <sub>2</sub>
Yeso	Ca(SO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> .2H <sub>2</sub> O

La dolomita generalmente reacciona más lentamente que la calcita en suelos ácidos. Comparando dolomita y calcita, esta última se disuelve con mayor rapidez (Sherman y Barak, 2000). La adición de dolomita, incrementa el pH a un nivel aceptable, al mismo tiempo que aporta el Mg necesario para el crecimiento de la planta (Baligar et al., 1997), aunque reacciona más lentamente.

La caliza, debido a que es muy insoluble, es esencial mezclarla bien y distribuirla de una forma homogénea en la zona en la que se desarrollan las raíces, para que se incorpore de forma completa. Según sea el suelo, se han de utilizar productos de un efecto más rápido o más lento. La cal apagada -Ca(OH)<sub>2</sub>- es de acción rápida y de efecto más radical sobre la materia orgánica y la estructura de los suelos compactos, de textura fina; ello la hace adecuada para ser utilizada en los suelos pesados, en los de gran contenido en materia orgánica y en los de alta proporción en aluminio de cambio. Por el contrario, en suelos ligeros, de bajo poder amortiguador de la reacción, con menor contenido orgánico y textura gruesa se utilizarán productos de efecto lento, como los carbonatos (las calizas).

En cuanto al sobreencalado, se produce por la adición de cal hasta que el pH del suelo esté por encima del óptimo requerido para el desarrollo vegetal; bajo tales condiciones, muchos cultivos que normalmente responden a la cal, quedan

fuertemente afectados, sobre todo durante la primera estación siguiente a su aplicación. En suelos arenosos, pobres en materia orgánica y por tanto con escaso poder de amortiguación, es fácil dañar seriamente algunos cultivos por sobreencalado. Estos daños pudieran ser (Bornman et al., 1998):

- Deficiencias de hierro, manganeso, cobre o zinc.
  - Disminución del aprovechamiento de fosfatos debido a la formación de fosfatos de calcio insolubles.
  - Interferencia en la absorción del fósforo por las plantas y, sobre todo, su uso metabólico.
  - Impedimentos en la toma y uso del boro.
- Y además, el cambio brusco del pH puede ser, por sí mismo, peligroso.

En cuanto a la calidad del material encalante, hay que decir que requiere una garantía química que vendrá dada por:

1. Contenido en Ca o Mg expresado en forma de óxido (la cantidad de enmienda se expresa obligatoriamente en CaO y MgO). Es la pureza.
2. Equivalente de carbonato cálcico (ECC). Se calcula sobre la base del correspondiente al carbonato de Ca puro que es del 100%.

Las características de las enmiendas minerales se recogen en el BOE de 14 de Julio de 1994 y en el de 2 de Junio de 1998. Las características para el carbonato cálcico magnésico recogidas en ambos boletines, se presentan en la tabla 7.

Tabla 7. Características de las enmiendas minerales. BOE, 14/7/1994 y 02/6/1998.

Denominación del tipo	Indicaciones relativas al modo de obtención y a los componentes esenciales	Contenido mínimo en elementos fertilizantes (porcentaje en peso) Informaciones sobre la evaluación de los elementos fertilizantes. Otros requisitos.	Contenido en elementos fertilizantes que debe declararse y garantizarse. Formas y solubilidad de los elementos fertilizantes. Otros criterios.
Carbonato cálcico magnésico	Producto de origen natural. Contiene como componente esencial el carbonato cálcico magnésico.	29% de CaO y 13% de MgO, ambos en forma de carbonato. Granulometría: al menos, el 80% ha de pasar por el tamiz de 0,5 mm de abertura de malla.	Ca O total MgO total Granulometría

#### 2.4. Tamaño de partícula

Los materiales encalantes deben ofrecer, también, una garantía física, que viene dada por su tamaño de partícula, que se expresa como el porcentaje de material que pasa a través de las mallas de distintos tamaños.

La aplicación al suelo de dos materiales calcáreos de diferente tamaño de partícula dará resultados distintos; esto es evidente, porque cuanto más fina es la división de cualquier material, más rápida es su disolución y velocidad de reacción. Por lo tanto, la caliza será más reactiva, se disolverá con mayor rapidez y se mezclará mejor con el suelo, cuanto más finamente molida esté.

No obstante, cuanto más fina se muele la piedra, tanto mayor es su costo y sus cualidades son de menor duración. Además, la aplicación de los materiales molidos muy finamente es difícil y pueden ser arrastrados por el viento, con el riesgo consiguiente, ya que, si la aplicación no es uniforme, puede que resulten cambios localizados, graves y perjudiciales en el pH. Por el contrario, la caliza más gruesa es menos rápida en su acción, permanece en el suelo más tiempo y puede que su influencia continúe siendo efectiva durante mayor número de años.

Perkins (1961) evaluó varias fracciones de tamaño de partícula de calcita y dolomita en un experimento en invernadero, con alfalfa, usando marga arenosa. Comprobó que las fracciones más finas eran más efectivas que las gruesas. Comparando fracciones gruesas del mismo tamaño de calcita y dolomita, eran más efectivas y con mayor producción las de calcita que las de dolomita, las diferencias tendían a disminuir al hacerlo el tamaño de partícula. Scott et al. (1992) también estudiaron el tamaño de partícula más efectivo (entre 3 y 0,005 mm), para enmendar un suelo ácido en Australia. Concluyeron que las partículas más finas de caliza producían un mayor incremento de pH, Ca cambiante y producción de trigo. Haby y Leonard (2002) también encontraron una mayor efectividad en el incremento de pH y la producción de forraje en suelos de Texas en el primer año, cuando usaban la caliza más fina. Sin embargo a los tres años de ensayo los resultados de producción eran muy similares entre la caliza fina y la más gruesa.

Por su parte, Mello et al. (2003) en Sao Paulo encuentran un mayor efecto residual de la caliza cuando su tamaño es más grande.

## 2.5. Encalado en Galicia

En la historia del encalado en nuestra comunidad cabría distinguir dos etapas. La inicial, en la que esta práctica permanecía restringida a los sectores costeros, en donde se usaban materiales de naturaleza diversa (fundamentalmente caparazones de crustáceos, conchas de bivalvos, arenas conchíferas) y una etapa posterior, en la que el empleo de calizas va cobrando progresiva importancia, una vez que disminuyen las dosis recomendadas por los expertos y su coste está al alcance de la mayoría de las explotaciones.

El estudio de la acidez y el encalado recibe un fuerte empuje científico a partir de los años 50 con los trabajos realizados por Guitián y colaboradores (Guitián, 1956; Guitián y Muñoz, 1957, 1960a y b; Muñoz y Guitián, 1962; Guitián y Méndez Doménech, 1968). Según sus trabajos, centrados fundamentalmente en suelos de cultivo, alrededor del 75% de los suelos de cultivo gallegos presentan carácter de ácido a fuertemente ácido, con valores de pH en KCl que oscilan entre 4,0 y 5,0. Según el método propuesto por Guitián (1956) para elevar el pH del suelo a 6,5, más de la mitad de estos suelos requerirían entre 13 y más de 20 t ha<sup>-1</sup> de cal (Muñoz y Guitián, 1962).

En el Centro de Investigaciones Agrarias de Mabegondo, se investigó en las dosis de cal necesarias para la transformación de terrenos de monte en praderas permanentes. Los estudios realizados por Piñeiro et al. (1977) en suelos de monte muestran que no se produce respuesta apreciable en la producción de la pradera con cantidades superiores a 5 t ha<sup>-1</sup> de cal. Estos ensayos plantearon la conveniencia de cubrir las necesidades de cal señaladas por los análisis de laboratorio. Según estos estudios, la aplicación del método clásico de encalado en los suelos de monte de Galicia, que están fuertemente amortiguados contra toda subida de pH por sus altos contenidos en materia orgánica, requeriría encalados masivos (superiores a las 20 t ha<sup>-1</sup> en la mayoría de los casos), lo que comprometería seriamente la viabilidad económica de la transformación.

Posteriormente, Mombiola y Mateo (1984) confirman, para suelos de Galicia, que para el cálculo de la dosis de cal, el método más relacionado con la productividad es el basado en la neutralización del porcentaje de saturación de Al del complejo de cambio, extraído con una sal no tamponada (BaCl<sub>2</sub> 0,3 M). Mediante este método, se recomiendan dosis de 2-5 t ha<sup>-1</sup> en suelos de pH inicial entre 4,5 y 5,5, para reducir el porcentaje de saturación Al a valores próximos al 20%, quedando el pH del suelo en valores en el rango de 5,5 a 5,6.

Mosquera (1986), comparando ciertas propiedades de un suelo antes y después de la adición de diversas dosis de cal, encuentra que los efectos del encalado ocurren sólo en los cinco primeros centímetros del suelo, y se refieren sobre todo a la disminución del Al y de su saturación en el complejo de cambio. El pH y la CIC aumentaba sólo cuando la mayor parte del Al ha sido neutralizado.

Según Urrutia (1989), el efecto más destacable del encalado sobre las formas de acidez en suelos gallegos, es el descenso del Al cambiante. Sin embargo su efecto residual varía con los suelos y la sustancia aportada. Lo mismo sucede con el Al potencialmente liberable tras el encalado, cuyos niveles dependen también del tipo de suelo, de la calidad de la materia orgánica y de su capacidad de complejación.

Fernández-Sanjurjo et al. (1995) han investigado los principales efectos de las enmiendas calizas en la fase sólida y líquida del suelo, concluyendo que lo más destacable es la reducción del Al total en disolución, principalmente la fracción lábil (monómeros inorgánicos), así como el aumento del pH y de la concentración de Ca, y que estos efectos permanecen incluso siete años después de la adición de caliza.

### 3. PRADERAS DE GALICIA

Galicia dispone de una superficie de 2.947.667 ha, de las cuales 372.787 corresponden a prados y pastizales, (208.594 ha a prados naturales y 164.193 ha a pastizales; XUGA, 2004).

La pradera se puede definir como una formación vegetal constituida por especies de plantas herbáceas (gramíneas y leguminosas), que se utilizan para la alimentación del ganado, ya sea mediante pastoreo o siega. Este ecosistema está en continuo ajuste con las condiciones climáticas y edáficas de la zona en que se encuentra.

En función de su origen, las praderas pueden ser naturales, si no se han sembrado; sembradas o artificiales, si se establecieron mediante siembra; y seminaturales si se formaron naturalmente, las especies crecen de modo espontáneo, y se mantienen debido a la intervención humana (talas, rozas, siega, pastoreo, riego,...), pero ni se encalan ni fertilizan.

Están formadas principalmente por gramíneas como agróstide (*Agrostis* spp.), ballico o raigrás inglés (*Lolium perenne*) e italiano (*L. multiflorum*), espiguilla (*Poa trivialis*), heno blanco (*Holcus mollis*) y común (*H. lanatus*), y leguminosas como cuernecillo (*Lotus corniculatus*) y tréboles (*Trifolium* spp.), además de otras

especies, como botón de oro (*Ranunculus bullatus*), manzanilla estrellada (*Chamaemelum mixtum*), margaritas (*Bellis perennis*),...

Las naturales, que son de carácter permanente, ocupan pequeñas superficies en general. Sobre suelos encharcados la mayor parte del año, son frecuentes las ciperáceas y juncáceas, con abundantes musgos, mientras que en las turberas aparecen los musgos formadores de la turba. En las zonas montañosas predomina el cervuno (*Nardus stricta*).

Las praderas sembradas se componen de gramíneas y leguminosas, que se asocian dando lugar a mezclas más o menos complejas. Las principales especies pratenses utilizadas en la siembra de praderas de Galicia son, entre las gramíneas, los ballicos o raigrases: inglés (*L. perenne* L.), italiano (*L. multiflorum* Lam.), híbrido (*L. hybridum* Hausskn.), así como el dátilo (*Dactylis glomerata* L.) y, en menor medida, la festuca alta (*Festuca arundinacea* Schreb.). Los tréboles, blanco (*T. repens* L.), y violeta (*T. pratense* L.), y, en menor proporción, la alfalfa (*Medicago sativa* L.) entre las leguminosas (Piñeiro, 1986).

Cuando se va a dedicar a pasto, en la pradera ideal las gramíneas deberían suponer entre el 50 y el 70%, las leguminosas entre el 20 y el 25% y las "otras" entre un 10 y un 25%. Estas proporciones, podrían variar según la latitud, topografía, suelo y clima. Wolter (1977) indica como proporción satisfactoria, para la alimentación del caballo, la de siete gramíneas, dos leguminosas y una planta condimentaria diferente (diente de león, llantén, etc.).

Desde los años sesenta se han recomendado diferentes fórmulas de siembra para praderas, en función de las especies que habían destacado como más interesantes (Yepes y Piñeiro, 1974). De las siete principales, destacan dos por su utilización, F-2 y F-4. La fórmula F-2 está constituida por raigrás italiano, dátilo, trébol violeta y trébol blanco ladino; orientada fundamentalmente a siega y prevista para una duración de 3-4 años. F-4 es similar, pero el raigrás italiano es substituido por el inglés y el trébol violeta por el blanco común. Esta mezcla está pensada para praderas de mayor duración que las F-2, y destinadas a pastoreo (Piñeiro, 1986). Hay una tendencia reciente a excluir al dátilo como especie de siembra en Galicia, debido a la poca palatabilidad de esta especie para el ganado y a una menor digestibilidad si lo comparamos con el raigrás inglés; pero presenta la ventaja, frente a este último, de ser una especie de mayor persistencia.

Experiencias desarrolladas en el Centro de Investigaciones Agrarias de Mabegondo han demostrado que el dátilo y, en segundo lugar, el holco pueden

desempeñar un papel muy importante en zonas en las que, debido a la sequía, el raigrás no se adapta bien (Piñeiro y Pérez, 1990).

### 3.1. Características de las praderas

Al estar conviviendo varias especies con diferentes necesidades nutritivas, tanto en cantidad como en el tiempo, la dominancia de una u otra especie vendrá determinada, entre otros factores, por la mayor o menor fertilidad del suelo y por los fertilizantes utilizados. Las especies más productivas son más exigentes en elementos nutritivos y, si no se cubren sus necesidades, son sustituidas por otras plantas más rústicas, mejor adaptadas a las nuevas condiciones, pero de menor producción y calidad. Por tanto, es difícil mantener el equilibrio idóneo entre especies. Se requiere un buen manejo del fertilizante, tanto en cantidad como en la época de incorporación, así como un buen aprovechamiento rotacional, o con la siega cuando el desarrollo de las plantas es el idóneo. Por otra parte, el tipo de suelo (drenaje, topografía, etc.) y los factores climáticos, principalmente, van a influir también en este equilibrio.

En general, el valor de una pradera viene determinado, además de por su capacidad productiva, por una serie de características que afectan a la misma, tales como su composición botánica y mineral, así como la riqueza proteica del pasto.

#### 3.1.1. Composición Botánica

La composición botánica en las praderas varía con el paso del tiempo, debido a las distintas relaciones de competencia que se establecen entre las especies sembradas y a la aparición de otras, en función de los distintos factores edafoclimáticos y de manejo, como se ha comentado. Según Grime (1988), la composición botánica se puede considerar como un reflejo del medio, y sugiere que hay tres determinantes ambientales principales:

- La competencia entre plantas (luz, nutrientes, ...).
- El estrés en el medio físico (humedad, deficiencia de nutrientes, ...).
- Procesos de perturbación (defoliación, pisoteo de animales, ...).

Los cambios en la composición botánica de una pradera implican variaciones en la proporción de las especies individuales presentes y, también, en algunos casos, la eliminación de unas y su reemplazamiento por otras. Brougham (1959) muestra un ejemplo de competencia entre gramíneas y leguminosas: inicialmente conviven bien, debido a sus diferentes ciclos, pero cuando el nitrógeno del suelo se eleva con la fijación simbiótica, la proporción de gramínea aumenta, sofocando al trébol, que reduce su presencia. Al disminuir el trébol en el pasto, disminuye el contenido de

nitrógeno en el suelo, lo que conduce a una sustitución del raigrás por otras especies más frugales, como el agrostis.

Otro factor que puede producir modificación, además de los ambientales, es la edad del pasto que produce cambios en la composición botánica (Morrison e Idle, 1972). El modelo general es que se produce una reducción de las especies sembradas, que son reemplazadas por otras espontáneas a medida que incrementa la edad de la pradera, aunque algunos pastos viejos contienen una proporción sustancial de especies sembradas y, muchas veces, los pastos jóvenes no están necesariamente dominados por especies sembradas. Así, Morrison e Idle (1972) encontraron que el 3,5% y el 7,1% de los pastos de primer y segundo año, respectivamente, contenían menos del 20% de las especies sembradas (Tabla 8).

Tabla 8. Cambios en la composición botánica con la edad del pasto en suelos bien drenados (Morrison e Idle, 1972).

Especies	Edad (años)						
	1	2	3	4	de 5 a 8	de 9 a 20	más de 20
Raigras inglés	41	39	44	33	23	18	8
Trébol blanco	3	7	6	6	7	5	2
Otras sp sembradas	35	29	15	23	16	9	
Total sp sembradas	79	75	65	62	46	32	10

También el método de pastoreo modificará la composición de la pradera. Un pastoreo intenso, puede favorecer el establecimiento de especies muy productivas, corrigiendo las deficiencias en cal, P y K y aportando suficiente N. La mejora de los pastos, de este modo, puede tener muchas ventajas, ya que evitan pérdidas de producción durante la resiembra y los costes directos asociados a la misma.

### 3.1.2. Composición mineral

En la composición mineral de una pradera influyen factores como:

#### 3.1.2.1. Tipo de suelo y fertilización

La información acerca de la fertilidad de los suelos gallegos se basa, principalmente, en estudios detallados del nivel nutricional, comparando suelos cultivados y no cultivados, y de los limitantes químicos de la fertilidad (Calvo y Macías, 1987; Riveiro, 1992; Lucas, 1992; García Queijeiro, 1992), para los que se

ha empleado la metodología propuesta por Macías y Calvo (1983) en los estudios de evaluación de la fertilidad.

La productividad de un suelo es una medida de su capacidad para el desarrollo de un cultivo en particular, o una secuencia de cultivos, bajo un sistema de manejo específico. Los suelos productivos son fértiles para los cultivos que crecen sobre ellos, pero muchos suelos fértiles no producen, debido a que hay otros factores limitantes, como la sequía, un mal manejo u otros aspectos que afectan negativamente al crecimiento. Reid y Hovarth (1980) encontraron un aumento de la concentración de P en la planta al hacerlo el nivel de humedad del suelo, sin observar una tendencia clara para K, Ca y Mg.

Los métodos principales para modificar la composición mineral de los forrajes son la aplicación de fertilizantes y enmiendas, comentado en el apartado anterior. Las plantas, ante los aportes inadecuados de elementos minerales al suelo, reaccionan limitando su crecimiento o reduciendo en sus tejidos la concentración de los elementos deficientes o, más comúnmente, por ambos procedimientos a la vez (Underwood, 1981a, b y c).

La fertilización también puede afectar a la concentración en la planta de un determinado elemento no presente en el fertilizante (Fleming, 1973). De este modo la aplicación de N, además de aumentar su contenido en planta (Halvorson et al., 2004) puede aumentar el contenido en P y K de la hierba cuando estos elementos están presentes en abundancia, pero lo disminuyen en caso contrario (Whitehead, 1972). Reid et al. (1970) indican, además, que la adición de altas dosis de N aumenta el contenido de Mg de la planta.

Pero el exceso o defecto de un elemento en el pasto también puede disminuir el contenido de otro. Estas interacciones se manifiestan en el caso de las concentraciones altas de K y Mg, que inhiben la absorción del calcio (Pickard, 1986), mientras que el exceso de Mg o de Ca puede producir hipofosfatemia, al interferir en la absorción de P (Pickard, 1986; ARC, 1991). Whitehead (1966) concluyó que la fertilización fosfórica tenía poco efecto en la concentración de fósforo de la hierba, en suelos que no presentan deficiencia en este elemento. Más recientemente, se ha demostrado que una sola aplicación de fósforo aumenta los niveles en el suelo y los rendimientos de la cosecha por más de 17 años, concluyéndose de esta investigación que los rendimientos económicos son mayores cuando se aplica la cantidad correcta de fósforo durante el primer año, para eliminar la deficiencia de fósforo; entonces, se puede omitir los siguientes dos o tres años (Halvorson, 2002).

El encalado produce una mejora en la productividad y calidad del pasto (Stevens y Laughlin, 1996; Li et al., 2003) debido al incremento de la disponibilidad de nutrientes del suelo y a la neutralización del aluminio presente en el complejo de cambio. Con la adición de enmiendas calizas se favorece la presencia de las especies sembradas, principalmente de trébol (Buttler, 1993; Rigueiro et al., 1998a; Mosquera et al., 2000; Li et al., 2003), que exigen una mayor fertilidad del suelo (Wheeler, 1998).

En praderas mixtas (gramíneas y leguminosas), las enmiendas calizas aumentan el contenido de proteína en el pasto, al favorecer el desarrollo de trébol (Piñeiro y Pérez, 1990; Whitehead, 1995). También incrementa el contenido de Ca, Mg y Na (García et al., 1986b; Stevens y Laughlin, 1996). En cambio, no se ha encontrado efecto del encalado sobre el contenido de K (Edmeades et al., 1983; García et al., 1986b; Stevens y Laughlin, 1996) ni de P en planta (Stevens y Laughlin, 1996), aunque en suelos pobres en P, si se aplican grandes cantidades de Ca, se puede agravar la deficiencia (Kamprath, 1971). En cuanto al efecto del encalado sobre el contenido de micronutrientes en planta, altos niveles de Ca interfieren en la absorción de Fe (Barber, 1995; Kabata-Pendias y Pendias, 2001), Mn y Zn (Justé y Soldá, 1998), mientras que el Cu apenas sufre variaciones (García et al., 1986b; Stevens y Laughlin, 1996).

La fertilización potásica, con o sin nitrógeno, da como resultado cambios importantes en la absorción de otros iones minerales por las plantas. Numerosos estudios (Fleming, 1973; Kovacevic et al., 2004) han demostrado una disminución de la concentración de Ca, Mg y Na de la hierba con la aplicación de K, aunque la adición de N parece compensar el efecto depresivo ejercido sobre el nivel de Na y Mg.

La relación  $K/(Ca+Mg)$  en el pasto ha sido descrita por numerosos autores como determinante de los requerimientos nutritivos del animal para evitar la hipomagnesemia. Se considera que el valor de este cociente no debe ser mayor de 2,2 (Metson y Saunders, 1978; Grunes y Allaway, 1985). Esta relación, tiende a ser más alta en primavera y va disminuyendo hasta el otoño (Golob y Cop, 1990).

En cuanto a la relación Ca/P no debe superar el valor de 1,5 considerado como límite por numerosos autores (Metson y Saunders, 1978; Grunes y Allaway, 1985; Underwood, 1981a) teniendo en cuenta la importancia que puede tener en la salud de los animales.

### 3.1.2.2. Estado de desarrollo de la planta.

Las plantas absorben elementos minerales rápidamente durante las primeras fases de desarrollo pero, como en este período de crecimiento se acumula materia más rápidamente de lo que se absorben los elementos minerales, se produce un descenso de la concentración mineral (Cooper y Morris, 1977). Por otra parte, durante la madurez se modifica la proporción tallo/hoja en la planta, con la consiguiente variación en el contenido mineral del pasto (Whitehead, 1966; Fleming, 1973).

Se han observado efectos muy variables en el contenido mineral de las plantas en la maduración pero, en general, las concentraciones de P y K descienden apreciablemente con el avance del proceso. Fleming y Murphy (1968) comprobaron en el raigrás inglés que las concentraciones de Cu, Fe, P, K, Na y Zn disminuían con la edad. También desciende la concentración de Mg, aunque raras veces con la misma intensidad que P y K (Underwood, 1981b y c). Sin embargo, no todas las especies se comportan de la misma forma.

### 3.1.2.3. Variaciones estacionales

Fleming y Murphy (1968) estudiaron los efectos estacionales y el estado de madurez sobre el contenido mineral de gramíneas que crecían con o sin trébol, y hallaron que el contenido en Mg aumenta del final de primavera a principio de verano, y marcadamente en otoño, con un descenso en el último corte de invierno. La tendencia del Ca es similar, pero el K desciende continuamente desde el final del verano al invierno. Reid et al. (1970) también observaron que los niveles más bajos de Ca y Mg, y los más altos de K se dan a principio de primavera, y que el contenido en Ca y Mg aumenta de verano a otoño.

En muestras de planta entera de raigrás y trébol blanco, McNaught et al. (1973) apreciaron cambios estacionales en los niveles de Mg, Ca, P, K y, en el trébol, también en Na. Saunders y Metson (1971) detectaron cambios estacionales similares para el P, con niveles máximos a final de otoño y principio de invierno y mínimos en verano. El marcado cambio estacional del Mg señalado por McNaught et al. (1973) no fue confirmado por Reay y Marsh (1976). Estos autores sugieren que, para el Mg y K, los cambios se restringirían a las hojas maduras, o serían una consecuencia de cambios estacionales en la proporción de tejido maduro de la planta.

### 3.1.2.4. Composición específica

Las distintas especies que crecen en el mismo suelo y bajo las mismas condiciones ambientales pueden mostrar diferencias marcadas en cuanto a la composición mineral (Reid y Horvath, 1980). Efectivamente, los contenidos de los distintos minerales varían con la especie, así los de Ca y Mg son mayores en tréboles que en gramíneas (Norton, 1982; Grunes y Allaway, 1985; García et al., 1986; Andrieu et al., 1989; Whitehead, 1995) y, cuando el suelo es deficiente en K, la concentración de este elemento es mayor, normalmente, en gramíneas que en leguminosas (McNaught, 1973). Las diferencias disminuyen con el aumento de la fertilización potásica, mientras que, con un nivel alto de K, la concentración tiende a ser similar. Esta ventaja competitiva de las gramíneas en situación de escasez de K se ve compensada por la ventaja del trébol en situación de deficiencia de N, lo que hace a las gramíneas dependientes del trébol para el suministro de N, esencial para su crecimiento vigoroso.

Whitehead (1972) encontró que las leguminosas contenían normalmente más Ca, Mg, Cu, Fe que las gramíneas, pero menos Mn, y Underwood (1981c) señala que las primeras contienen también más potasio. Otros autores indican que el contenido en todos los macroelementos es superior en leguminosas que en gramíneas (Fleming, 1973; Reid y Horvath, 1980). Mn, Cu, Fe, Zn, Co y Ni son también, por lo general, más abundantes en leguminosas que en gramíneas. En la tabla 9 se presentan los contenidos minerales propuestos por Crush et al. (1989) para raigrás inglés y trébol blanco, donde se aprecia la diferencia específica en algunos elementos.

### 3.1.3. Riqueza proteica del pasto

El contenido en proteína del pasto presenta un indudable interés a la hora de evaluar la calidad nutritiva del mismo. En las especies pratenses de clima templado, el contenido proteico oscila entre el 10 y el 20% del peso seco (Dermaquilly, 1989).

Tabla 9. Contenido porcentual de distintos minerales en el raigrás inglés y trébol blanco (Crush et al., 1989).

Especie	N	P	Ca	Mg	K	Na
Raigrás inglés	2.8	0.28	0.44	0.22	3.25	0.13
Trébol blanco	4.05	0.29	1.02	0.27	3.04	0.12

La variación en el contenido proteico a lo largo del año es menor en leguminosas que en gramíneas, posiblemente debido al aporte continuo de nitrógeno por *Rhizobium* (Metson e Saunders, 1978; Norton, 1982).

De entre los principales factores que afectan al contenido en proteína de la hierba analizaremos los siguientes:

#### 3.1.3.1. El estado de madurez

Existe una clara relación entre el contenido en proteína de la hierba y su estado de madurez. Una planta en desarrollo vegetativo presenta una proporción baja de constituyentes de la pared celular y alta proporción de proteína (Munro y Walters, 1985). Con la madurez, aumenta la proporción tallo/hoja acrecentándose el contenido en pared celular, y disminuyendo por tanto el de proteína. Esta disminución de proteínas con la madurez la han constatado numerosos autores (Whitehead, 1966; Fleming, 1973).

#### 3.1.3.2. Variaciones estacionales

El contenido en proteína del pasto sigue un modelo estacional bien definido, y hay un acuerdo general en su tendencia. Así, Metson y Saunders (1978) detectaron el nivel más alto de proteína al final de otoño-invierno, y el más bajo en verano. González (1987), estudiando la variación estacional del contenido en proteína de una pradera mixta sometida a dosis crecientes de N, encontró que el factor más importante que afectaba al porcentaje de proteína del forraje era el estado fisiológico de la pradera, con cierta independencia del N aplicado o del contenido en trébol, obteniéndose el valor más alto en invierno (24,6%) y el mínimo en verano (13,7%), siendo en primavera intermedio (20,6%). Crush et al. (1989) describieron el modelo estacional del contenido en proteína de la hierba, señalando que, efectivamente, los valores más altos se daban en invierno y los más bajos a final de primavera-verano. También encuentran resultados similares Piñeiro y Pérez (1992).

#### 3.1.3.3. Composición específica

Hay un acuerdo general en que el contenido de proteína de las leguminosas es mayor que el de las gramíneas (Tabla 10; Norton, 1982; Munro y Walters, 1985; Piñeiro y Pérez, 1992). En estado vegetativo, el contenido en proteína de las gramíneas es alto y, sólo cuando la planta se aproxima a la madurez, el bajo contenido en proteína plantea una limitación clara a la calidad del forraje. El de las

Tabla 10. Contenido porcentual de proteína total en raigrás inglés y en trébol blanco.

Raigrás	Trébol blanco	Referencia
17,5	25,4	Crush et al., 1989

leguminosas desciende lentamente con la madurez, más acusado el descenso en las hojas más viejas. El mayor contenido en proteína de las leguminosas y su mantenimiento con la madurez, puede estar asociado, como ya se ha dicho, con el aporte continuo de nitrógeno de la fijación rizobial (Norton, 1982).

#### 3.1.3.4. Sistema de pastoreo

El sistema de pastoreo puede incidir en el contenido en proteína del pasto al afectar al grado de madurez. En el Centro de Investigaciones Agrarias de Mabegondo (A Coruña) obtuvieron valores de proteína bruta ligeramente superiores en un sistema de pastoreo continuo (19,9%) que en el rotacional (19,2%; Flores et al., 1992). Las intensidades de pastoreo altas favorecen el contenido proteico de la pradera, ya que reducen considerablemente el espigado (Freer, 1960; Hull et al., 1961; Castle, et al., 1968; Gordon, 1973; Stockdale y King, 1980; Mayne, et al., 1992; Mosquera y González, 2000).

#### 4. MAÍZ (Zea mays L.)

El vocablo "maíz" es de origen indio caribeño, significa literalmente "lo que sustenta la vida". Junto al trigo y al arroz, constituye la trilogía de cereales de mayor importancia del mundo, suministrando elementos nutritivos esenciales tanto al hombre como a los animales. No soporta las heladas, pero se cultiva en verano en climas templados como forrajera para ensilado y también para la producción de grano. Tiene un crecimiento vigoroso y un alto rendimiento debido a su fisiología C-4 de fijación de CO<sub>2</sub>.

Producto esencial en las culturas maya y azteca, a finales del siglo XV, tras el descubrimiento de América por Cristóbal Colón, fue introducido en Europa a través de España. Se difundió preferentemente por la costa del Mediterráneo y, posteriormente, se extendió su cultivo a la Europa septentrional. Actualmente, se cultiva en todas las regiones del planeta, desde los 58° de latitud norte hasta los 40° de latitud sur; y desde por debajo del nivel del mar, en la llanura del Caspio, hasta a más de 4.000 metros de altura en los Andes peruanos.

Tabla 11. Superficies destinadas al cultivo de maíz grano y forrajero en España y en Galicia en la campaña 2003. Los valores de las dos primeras filas son porcentajes respecto del total de cereales (columna maíz grano) o de cultivos forrajeros en España o en Galicia; y en la última fila, el porcentaje de maíz gallego respecto del español (datos de MAPA, 2005).

	Maíz grano	Forrajero
España	7,22	5,97
Galicia	46,31	15,27
Galicia/ España	4,93	66,83

Pese a la gran diversidad de sus formas, todos los tipos principales de maíz conocidos hoy en día, clasificados como *Zea mays*, ya eran cultivados por las poblaciones autóctonas cuando se descubrió el continente americano.

En Galicia los primeros estudios con maíz híbrido fueron realizados en 1921 por el grupo de Cruz Gallástegui fundador de la Misión Biológica de Galicia (Cabo Villaverde, 1997).

El maíz y las praderías polifitas ocupan en Galicia 194.274 ha de superficie, consiguiéndose una producción de 9.871,391 t. Son la base de la producción ganadera gallega y, junto con los prados y pastizales, constituyen el eje del paisaje agrario en la mayor parte del territorio.

Aunque fundamentalmente se cultiva para grano, el maíz tiene otros muchos aprovechamientos, por ejemplo como forraje. Así se cultiva en climas en que el crecimiento es rápido, como ocurre en Galicia.

Para uso como forraje, se cortan las plantas en estado reproductivo inmaduro y se le suministra al ganado en fresco o tras el ensilado, lo que mejora su valor nutritivo. El ensilado de maíz es de alta ingestión, por lo que da mejores resultados en la alimentación del ganado de carne que el de pradera (Zea y Díaz, 2000). En la tabla 11 se recogen datos del maíz cultivado en Galicia y España para ambos aprovechamientos. Vemos que en Galicia el cultivo es importante, ya que del total de cereales que se siembran en la Comunidad, el 46,3% es maíz. Sin embargo, de las plantas forrajeras, el maíz solo representa el 15,3%. Cuando se comparan los valores gallegos con los del resto de España se comprueba que la importancia del maíz como forrajero es mucho mayor en Galicia: casi el 67% se produce aquí. Lugo es la segunda provincia gallega en cuanto a superficie destinada al cultivo de maíz, pero sus rendimientos son los más bajos de Galicia (Tabla 12), tanto de maíz grano como del forrajero (MAPA, 2005).

Tabla 12. Valores totales del cultivo de maíz forrajero en las provincias gallegas y en España en el año 2001 (MAPA, 2005).

	Superficie (ha)	Producción (t)	Rendimiento (t/ha)
La Coruña	21.464	862.220	40,17
Lugo	10.830	379.050	35,00
Orense	2.596	116.860	45,02
Pontevedra	3.100	146.250	47,18
Galicia	37.990	1.504.380	39,60
ESPAÑA	83.094	3.949.906	47,54

El grano se usa para alimentación humana (maíz dulce) y animal. Además, por la composición de su semilla (Tabla 13), es materia prima básica de la industria de transformación, de la que se obtiene almidón, aceites, proteínas, bebidas alcohólicas, edulcorantes, y combustibles. Debido al intenso estudio de esta especie, primero por hibridaciones y luego por transgénesis, se han conseguido incrementos enormes en su rendimiento, calidad, resistencia a plagas y enfermedades. En la figura 1 aparecen los valores de superficie, producción y rendimiento del maíz en España en la década 1992-2002.

La gran diversidad climática de Galicia hace que los híbridos de maíz cultivados (incluyendo grano y forraje) estén comprendidos entre los ciclos FAO 100 (ultraprecoces) a 600 (ciclos medios) (Moreno y García, 1982; Gorostiza et al., 1990). El híbrido de maíz para la producción forrajera ha de tener una elevada aptitud para producir grano y su parte vegetativa se debe mantener verde hasta un estado avanzado de desarrollo (Bartolini, 1990).

El cultivo de maíz forrajero se realiza en líneas, variando la separación entre ellas de 0,5 a 0,9 m, con una separación entre plantas de 0,15 a 0,40 m (Gorostiza et al., 1990). Se puede plantar con una densidad superior que el destinado a la obtención de grano (Roth et al., 1995), pero la densidad óptima varía en función de la zona y el híbrido utilizado. Para obtener el máximo rendimiento, Moreno y García (1982)

Tabla 13. Contenido porcentual medio de nutrientes del grano de maíz (Langer y Hill, 1987).

Carbohidratos solubles	Lípidos	Proteínas	Humedad
12 - 70	4 - 4,5	9,5 - 11	11

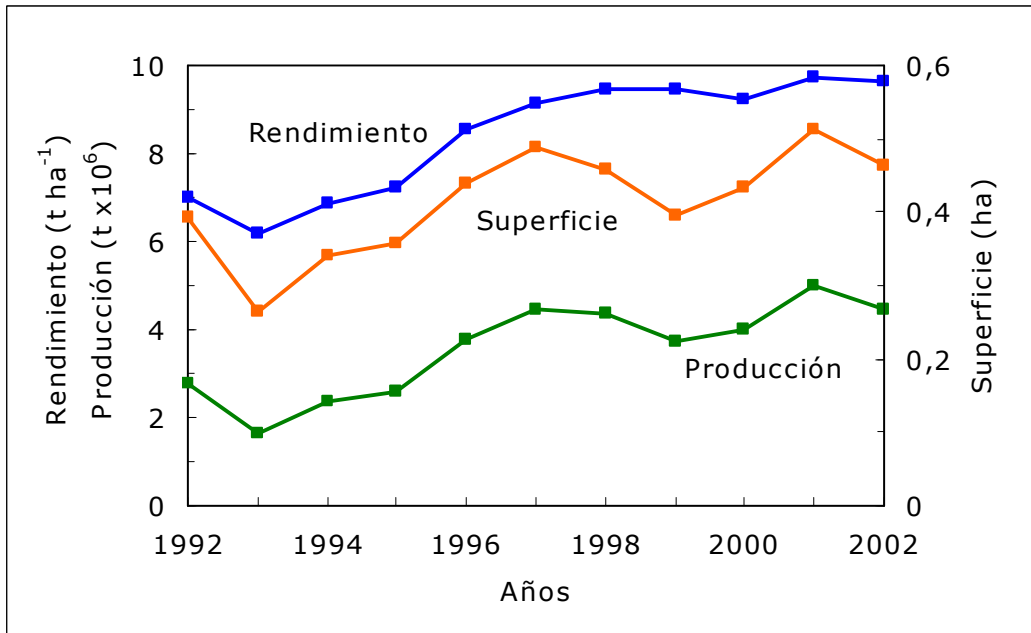


Figura 1: Serie histórica del cultivo de maíz en España (MAPA, 2005).

recomiendan una densidad de plantación de 90.000 plantas ha<sup>-1</sup> (ciclo medio) a 100.000 plantas ha<sup>-1</sup> (ciclo precoz) y Gorostiza et al. (1990) recomiendan densidades de plantación de 65.000 plantas ha<sup>-1</sup> (ciclo muy largo) a 110.000 plantas ha<sup>-1</sup> (ciclos cortos).

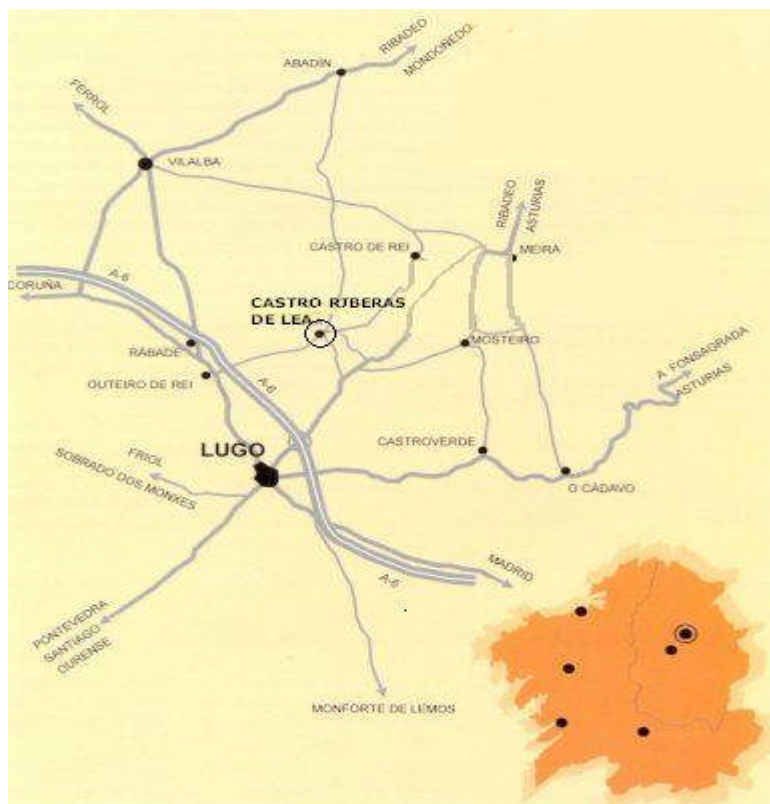
Según Moreno y García (1982), para conseguir rendimientos óptimos de maíz en Galicia es necesario que el suelo tenga entre 18-20 mg kg<sup>-1</sup> de fósforo y entre 120-125 mg kg<sup>-1</sup> de potasio.

Más del 60% del maíz mundial se cultiva en suelos ácidos, en los que el Al suele provocar disfunciones en el desarrollo de las plantas. La tolerancia al Al del maíz depende de los híbridos, pero su mecanismo de defensa frente a este elemento en concentraciones tóxicas consiste en inmovilizar el ión en el suelo mediante la secreción de ácido cítrico (Kochian, 2000).

## 1. MATERIAL

### 1.1. Suelo

Para la realización de este trabajo se utilizaron parcelas de experimentación localizadas en la finca Gaioso-Castro, perteneciente a la Excm. Diputación Provincial de Lugo, situada en Castro de Ribeiras do Lea, en el municipio de Castro de Rei (Lugo; Mapa 2).



Mapa 2. Situación del ensayo

El material de partida está constituido por sedimentos cuaternarios. La caracterización del suelo inicial aparece recogida en la tabla 14. Su uso anterior era de matorral y se clasifica como Umbrisol háplico (FAO, 1998).

Tabla 14. Valores iniciales del suelo en el horizonte A.

CC: Complejo de cambio; Sat Al: Saturación del complejo de cambio en Al; CICE: Capacidad de intercambio catiónico efectiva; ext: extracto acuoso (relación suelo/disolución 1:10); AIT: Al total en disolución; AIR: Al reactivo en disolución; Alsa: Al soluble en ácido.

Textura	Franco arenosa
Arcilla (%)	12,30
pH agua	4,85
pH KCl	4,23
pH NaF	8,97
	2'
	30'
	60'
C (%)	7,66
N (%)	0,44
C/N	17,54
Amonio (mg kg <sup>-1</sup> )	42,98
Nitrato (mg kg <sup>-1</sup> )	15,20
S (%)	0,07
P (Método Olsen) (mg kg <sup>-1</sup> )	29,91
P (Método Mehlich) (mg kg <sup>-1</sup> )	55,26
Cacc (cmol <sub>(+)</sub> kg <sup>-1</sup> )	3,27
Mgcc (cmol <sub>(+)</sub> kg <sup>-1</sup> )	0,24
Nacc (cmol <sub>(+)</sub> kg <sup>-1</sup> )	0,05
Kcc (cmol <sub>(+)</sub> kg <sup>-1</sup> )	0,13
Alcc (cmol <sub>(+)</sub> kg <sup>-1</sup> )	3,74
Sat Al (%)	50,33
CICE (cmol <sub>(+)</sub> kg <sup>-1</sup> )	7,43
pH ext	5,37
CE ext (dS m <sup>-1</sup> )	0,04
Ca ext (mg L <sup>-1</sup> )	3,03
Mg ext (mg L <sup>-1</sup> )	0,12
Na ext (mg L <sup>-1</sup> )	2,14
K ext (mg L <sup>-1</sup> )	2,84
AIT (mg L <sup>-1</sup> )	1,70
AIR (mg L <sup>-1</sup> )	1,55
Alsa (mg L <sup>-1</sup> )	0,15

## 1.2. Clima

Los datos climatológicos se obtuvieron directamente en la estación meteorológica del aeródromo de Rozas (Lugo) (longitud: 7h27'22''O; latitud: 43h6'55''N; altitud: 444 m). Se recogen los datos de temperatura, precipitación y evapotranspiración potencial media mensual/anual de una serie de 30 años (período 1971-2000). También se presentan datos de precipitación y temperatura correspondientes a los años en que se llevó a cabo el presente estudio (1996, 1997, 1998), obtenidos en la estación meteorológica de la Escuela Politécnica Superior (Universidad de Santiago de Compostela).

Tabla 15. Temperatura media mensual (°C) de los años 1996, 1997 y 1998 y media de los tres años.

	MESES												MEDIA
	E	F	M	AB	MY	JU	JL	AG	S	O	N	D	
1996	7,7	8,9	8,9	11,2	12,1	17,1	18,1	17,0	14,9	12,4	8,3	6,6	11,2
1997	5,4	9,3	11,6	12,6	13,6	14,5	17,4	18,7	17,5	15,2	10,5	7,5	12,8
1998	7,9	8,5	10,7	9,0	13,2	16,0	17,4	19,8	17,0	12,4	8,5	5,8	12,2
MEDIA	7,0	8,9	10,4	10,9	13,0	15,9	17,6	18,5	16,4	13,3	9,1	6,6	12,1

Tabla 16. Precipitación (mm) de los años 1996, 1997 y 1998 y media de los tres años.

	MESES												TOTAL
	E	F	M	AB	MY	JU	JL	AG	S	O	N	D	
1996	166,7	138,7	56,3	40,4	79,6	12,1	31,1	46,4	81,5	79,8	174,7	111,2	1019
1997	97,1	43,2	0,0	19,4	175,3	77,4	32,9	65,9	25,5	146,0	236,0	179,4	1098
1998	68,5	27,9	56,9	324,0	83,1	18,2	57,1	2,6	100,3	46,8	81,7	74,9	942
MEDIA	110,8	69,9	37,7	127,9	112,7	35,9	40,4	38,3	69,1	90,9	164,1	121,8	1020

Tabla 17. Temperatura media mensual/anual (T), precipitación mensual/anual media (P) del período 1971-2000 y evapotranspiración potencial (ETP; mm).

	MESES												AÑO
	E	F	M	AB	MY	JU	JL	AG	S	O	N	D	
T (°C)	5,8	6,9	8,4	9,6	12,3	15,2	17,7	18,0	16,1	12,4	8,8	6,9	11,5
P (mm)	122	108	86	94	93	52	34	34	77	115	122	146	1084
ETP (mm)	10	18	40	62	86	97	106	92	57	35	12	8	624

La temperatura media mensual osciló entre 6,6 y 18,1 °C (media = 11,2 °C) en 1996, entre 5,4 y 18,7 °C (media = 12,8 °C) en 1997 y entre 5,8 y 19,8 °C (media = 12,2 °C) en 1998 (Tabla 15). La temperatura media mensual/anual del año medio (correspondiente al período 1971-2000) varía entre 5,8 y 18 °C (media = 11,5 °C) (Tabla 17). La temperatura media anual del año 1997 es más elevada que en los otros dos años del período de estudio y que la correspondiente al año medio (Tablas 15 y 17). Los meses del período Febrero-Mayo y Septiembre-Diciembre del año 1997 son los que presentan una temperatura media más elevada que los respectivos de los años 96, 98 y año medio (Figura 2). El mes más frío de cada año fue Diciembre en 1996 y 1998 y Enero en 1997. El mes más cálido fue Julio en 1996 y Agosto en 1997 y 1998.

Los datos de precipitación mensual de los tres años que duró la experiencia y los correspondientes a la precipitación mensual/anual media se presentan en las tablas 16 y 17. Considerando la precipitación total anual, el año 1997 fue el más lluvioso y 1998 el de menor precipitación. Los meses más lluviosos en el año 1996 fueron Noviembre, Enero y Febrero, que presentan una pluviosidad superior a la del año medio y a la de los otros dos años de ensayo en el caso de Enero y Febrero (Figura 3). En 1997 las mayores precipitaciones se registraron en los meses de Noviembre, Diciembre y Mayo, siendo superiores a las del año medio y de los años 96 y 98 (Figura 3); en el año 1998 destaca por su elevada precipitación el mes de Abril, en el se recoge 1/3 de la lluvia caída durante todo ese año.

Según la clasificación bioclimática de Papadakis (1966) esta zona pertenecería a la unidad climática Mediterráneo templado fresco y según Allué (1966) se trataría de una subregión fitoclimática Mediterránea subhúmeda de tendencia centro-europea.

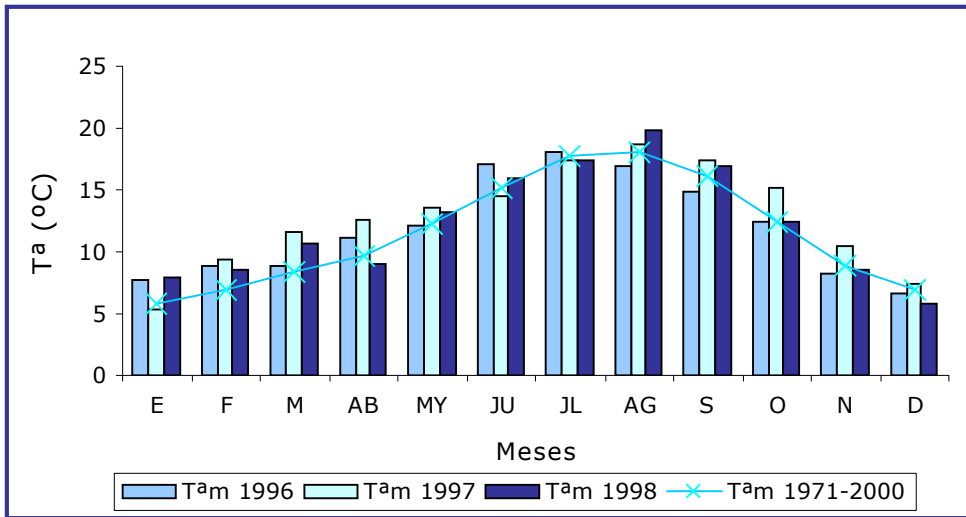


Figura 2. Tª media mensual del año 1996, de 1997, de 1998 y de los años 1971-2000.

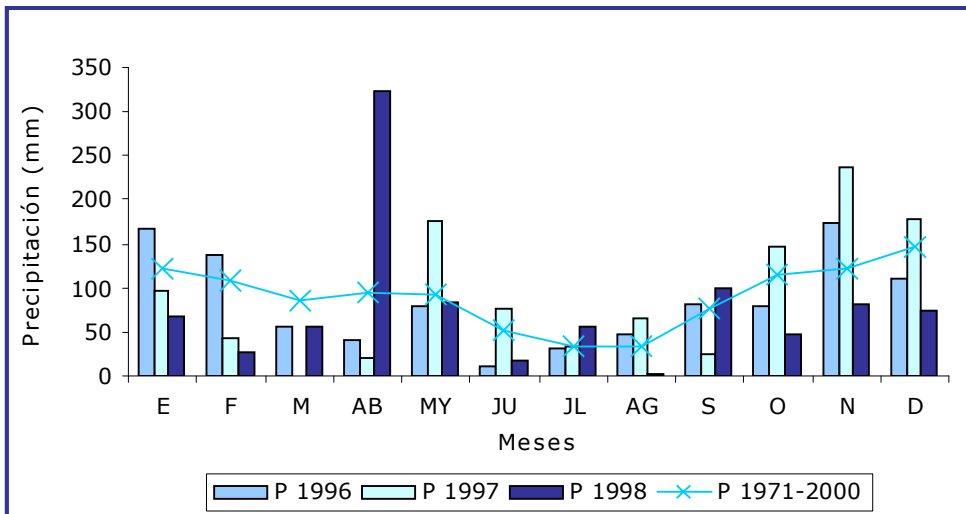


Figura 3. Precipitación media mensual del año 1996, de 1997, de 1998 y de los años 1971-2000.

### 1.3. Especies sembradas

En este estudio se realizó una rotación pradera/maíz; la pradera se instaló en octubre de 1995 y en junio de 1998 se sembró maíz, que se recogió en octubre de 1998.

#### 1.3.1. Especies pratenses

Las especies pratenses que se utilizaron para la siembra de una pradera mixta (gramíneas más leguminosas) fueron las siguientes: raigrás italiano (*Lolium multiflorum* Lam.), dactilo (*Dactylis glomerata* L.), trébol blanco (*Trifolium repens* L.) y violeta (*Trifolium pratense* L.). Se describen a continuación cada una de estas especies.

##### Dactilo (*Dactylis glomerata* L.)

También conocido como gallo, pata de pollo, zacate de la huerta, y panasco en gallego y portugués, es una especie vivaz, ampliamente distribuida, que germina en otoño y florece en primavera en suelos calizos y ricos en materia orgánica. Normalmente asociada a un pH entre 5,0 y 8,0. Es tolerante a la sequía, al frío y a la sombra, pero poco frecuente en terrenos encharcadizos.

Pertenece a la familia de las gramíneas (Poaceae), con tallos vegetativos de tamaño inferior a 40 cm, que pueden llegar a alcanzar, en la floración, hasta 150 cm, aunque habitualmente no pasan de los 100 cm. Están aplastados en la base.

Las hojas son alargadas, planas o involutas, ásperas, rígidamente aquilladas, plegadas en la vaina; con lígula membranosa y desarrollada; de 2 a 10 mm, sin aurículas y glabras o diminutamente hirsutas en la superficie adaxial.

La inflorescencia es una panícula ramosa, unilateral, verdosa o violácea, de 1 a 25 cm. Brotes florales muy comprimidos y glaucos. Espiguillas comprimidas, con de tres a doce flores persistentes, en grupos densos, de 5-9 mm. Glumas desiguales carenadas, mucronadas con una o cinco nervaduras más cortas que las flores. Glumillas casi iguales, la inferior o lemma carenada, con arista apical, con varios nervios, aquillada, con ápice entero o bidentado y ligeramente aristado o mucronado; glumilla superior o palea mucronada.

El fruto es una cariósida glabra, oval, canaliculada en la cara interna, libre de glumillas.

Es una especie muy rústica, por lo que se aconseja para zonas con períodos estivales secos. No debe dejarse espigar, porque se endurece rápidamente y puede

ser desechada por el ganado en este estado, por lo que se recomienda utilizar variedades de espigado tardío. Tiene una duración de 6 ó 7 años. Conviene mezclarlo con raigrás, si bien el dactilo a partir del cuarto o quinto año invadirá la pradera. El aprovechamiento de la pradera debe ser bastante continuo, para impedir que se endurezca y siempre predominen hojas jóvenes más tiernas. Su velocidad de implantación es lenta. Se utiliza en el pastoreo y, también para la producción de ensilaje y heno. Se considera excelente forraje.

#### Raigrás italiano (*Lolium multiflorum* Lam.)

El pasto ballico o raigrás es la gramínea más estudiada en el contexto forrajero. Se utiliza en la creación de prados de corta duración, y por lo general, asociado con otras especies por ser un excelente forraje en invierno y primavera, por su elevado contenido proteico y altos rendimientos (10-15 t de materia seca por hectárea). Además, puede aprovecharse en pastoreo, o ser cortado en fresco y picado para consumo directo en corral o deshidratado al sol para conservarlo como heno de buena calidad y usarlo posteriormente.

Se adapta a zonas áridas, semiáridas y templadas. Tiene especial adaptación a suelos de pH bajo (ácidos), pero se puede implantar en todos los climas y suelos.

Forma un tapete denso que resiste al pisoteo, y a pesar de ser anual, da la impresión de ser perenne, debido a su fácil resiembra en las praderas. Se establece con semillas, a veces para abrigar al césped recién implantado de otras especies; esto ocurre sobre todo en las siembras de fin de verano – otoño.

Existen muchas variedades de ballico pero todas presentan culmos cespitosos de 40 a 100 cm de alto, a veces solitarios, erectos o geniculados, débiles o rígidos, sin ramificaciones o ramificados cerca de la base y lisos o escabrosos hacia la parte superior.

Las hojas presentan vainas redondeadas en el dorso, con aurículas pequeñas, lisas y glabras, las basales de color rojizo; con lígula truncada y membranácea de 1 mm de largo y láminas de 2 a 25 cm de largo por 4 a 8 mm de ancho, planas y gruesas, convolutas en la prefoliación, lisas y brillantes en la superficie abaxial y opacas y escabrosas o lisas en la superficie adaxial.

### Trébol blanco ladino (*Trifolium repens* L.)

Es uno de los tréboles blancos, originario de la cuenca mediterránea. Todos son excepcionalmente importantes en el cultivo de praderas, porque están adaptados a una gran variedad de condiciones climáticas, y son adecuados para todos los tipos de ganado. Están bien adaptados al pastoreo por su porte rastrero y su red de estolones, menos ramificado en el ladino que en los demás.

La persistencia del género se asegura por la rápida formación de raíces en los nudos de sus tallos rastreros, aunque en el ladino son menos abundantes. Crece muy vigorosamente desde la primavera al otoño, pero como el crecimiento de la gramínea lo es más, hay competencia de luz, por lo que debe ser controlada la gramínea por siembra o pastoreo. El trébol se recupera muy bien del pastoreo por el enraizamiento en los nudos rastreros y la mejora del régimen lumínico.

El valor de estos tréboles como componentes del pasto es doble. Por una parte, es apetecido por el ganado en todas las épocas, y es muy nutritivo, ya que le aporta proteínas y minerales. Por otra, al establecer simbiosis con *Rhizobium* spp. aporta al sistema entre 150 y 250 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> en condiciones favorables. Ambos aspectos dependen de un mantenimiento adecuado del cultivo: necesita aportes fertilizantes de fosfatos, azufre, potasa, cal y trazas de molibdeno. Y también se suprime fácilmente: aplicando nitrógeno, que anula la ventaja de la leguminosa sobre la gramínea.

Las plantas del trébol ladino, que son más grandes que los demás tréboles en todos los aspectos, completamente glabras y que crecen verticalmente, están bien adaptadas a climas húmedos, y son acianogénicas. Ofrecen el mayor índice de producción de forraje de alta calidad y son muy apropiadas para las praderas de siega, porque poseen buena capacidad de rebrote y son capaces de adaptarse a suelos ácidos. Se pueden utilizar también para pastoreo.

Las hojas, grandes y alargadas, tienen el margen serrado y presentan una mancha en forma de herradura o uve, casi blanca. Las estípulas, puntiagudas, no destacan mucho y adquieren con la edad un aspecto apergaminado.

La inflorescencia nace sobre un pedúnculo que emerge de la axila de una hoja, sobre un estolón. La primera se forma entre los nudos 7º y 10º. La floración ocurre en verano. La flor tiene corola blanca o blanca-rosada, que adquiere color marrón al marchitarse, tras la polinización, curvándose la flor hacia abajo. Polinizada por abejas, es una planta melífera habitual.

Las vainas contienen de cinco a seis semillas con forma de corazón, de color amarillo brillante, con algo de marrón, que oscurece con la edad. El peso de 1.000 semillas es de 0,5 g, aproximadamente.

Trébol violeta o trébol de los prados (*Trifolium pratense* L.)

Este trébol está ampliamente distribuido en zonas desde templadas a subárticas, en praderas, bordes de camino, escombreras,... y desde antiguo se reconoce su capacidad para regenerar el suelo.

Se han desarrollado muchas variedades, con distinta productividad en distintas épocas. El empleado en este estudio es el Maragato, que produce 12 t ha<sup>-1</sup> de masa seca, aproximadamente, el primer y segundo años (Díaz et al., 2003), con buena producción desde la primavera al otoño, y buena recuperación tras la siega o el pastoreo.

La planta, que puede ser de bianual a perenne, es herbácea, semierecta y muy ramificada, y alcanza hasta 50 cm de altura. Contiene flavonoides, taninos y aceites esenciales.

La raíz principal es muy marcada, de la que brotan varios tallos.

La parte aérea es variablemente vellosa

Las estípulas son conspicuas, ovadas o lanceoladas, cuspidadas; con venas muy marcadas y de color púrpura. Las hojas presentan tres folíolos anchos, ovales u obovados, de color verde oscuro, a veces con manchas claras en el centro, y margen entero. Presentan más velloso en el envés que en el haz.

Florece de mediados de primavera a finales de verano. Las flores se agrupan en inflorescencias capituliformes, ovoideas o globulares y apretadas de color rosado, que miden 2-2,5 cm de ancho y contiene de 27 a 30 flores. Nacen en las axilas de las hojas, y también en el extremo de cada brote, lo que impide la continuación del desarrollo vegetativo. Están rodeadas, estas inflorescencias, por dos hojas casi sésiles con el aspecto de una copa o dos manos. Las flores son hermafroditas, pentámeras y zigomorfas, con cáliz tubuloso acampanado, pubescente, con diez nervios, y dientes linear subulados, desiguales, y corola papilionácea de color, desde rosa a rojo púrpura desvaído. La fecundación es autógama, que requiere polinización por insectos. El fruto es una pequeña legumbre ovoidea que acaba en una punta alargada, abierta transversalmente, con una sola semilla ovalada, de 1,5 a 2 mm de longitud, de testa amarilla sombreada de púrpura en un extremo.

### 1.3.2. Maíz

Es una gramínea anual de talla alta, con tallos gruesos y macizos, sostenidos por sus raíces de anclaje. No suele producir brotes en el pie.

Las hojas son anchas y lisas, con una nervadura central marcada.

Es una planta monoica: tiene flores femeninas y masculinas en el mismo pie de planta, formando inflorescencias, terminales las masculinas y axilares, en la zona media del tallo, las femeninas. Las flores masculinas se reúnen en el "penacho", panícula terminal muy ramificada. Las espiguillas se disponen por parejas, una sécil y otra con un corto pedicelo. Cada espiguilla está formada por dos flores rodeadas por glumas. Y cada flor tiene una lemma y una palea, dos lodículas y tres anteras amarillas, púrpuras o verdes.

Las inflorescencias femeninas son las "mazorcas", formada por una serie de nudos de los que surge una hoja modificada, acabada en lígula, con un pequeño limbo, o sin él. Son las espatas, que protegen las flores femeninas, que consisten en un eje no ramificado, sobre el que se asientan las espiguillas, en filas longitudinales dobles. También en este caso cada espiguilla tiene dos flores, donde la lemma, la palea y las glumas son muy pequeñas, por lo que su misión protectora es ejercida por la espata, y en la mazorca madura lo que se ve son las carióspsides desnudas. Otra característica peculiar de las flores femeninas del maíz es que los estilos son muy largos y asoman por encima de las espatas como un haz compacto que se denomina "cabellera". Sólo una de las flores de la espiguilla es fértil, y tras la fecundación la semilla se desarrolla en el interior de la espata, sin dispersarse.

### 1.4. Diseño experimental

Para la realización del ensayo se establecieron en Octubre de 1995, 24 parcelas de 5x4 m cada una. A estas parcelas se les añadió en octubre de 1995 un abonado de fondo NPK (8:24:16) en dosis de 500 kg ha<sup>-1</sup> y se les aplicó caliza magnesiana (87,8% CaCO<sub>3</sub> equivalente, 6,9% Mg; Tabla 18), en diferentes tamaños de grano, tal como se muestra en la tabla 19, procediendo a continuación a la siembra de especies pratenses, previa preparación del terreno.

En adelante, cuando nos refiramos a la caliza magnesiana o dolomítica la nombraremos como caliza.

Tabla 18.- Composición química del material encalante.

Elemento	Valor
Valor neutralizante (% CaCO <sub>3</sub> )	87,8
Solub. carbónica (%)	84,2
Calcio (%)	25,4
Magnesio (%)	6,9
Aluminio (mg kg <sup>-1</sup> )	8,9
Nitrógeno total (%)	Inferior a 0,0001
Nitrógeno orgánico (%)	Inferior a 0,0001
Fósforo (mg kg <sup>-1</sup> P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )	458
Potasio (mg kg <sup>-1</sup> )	156,6
Azufre (% SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> )	0,11
Boro (mg kg <sup>-1</sup> )	Inferior a 1
Cobalto (mg kg <sup>-1</sup> )	13,1
Materia orgánica (%)	0,44
Grasa (%)	Inferior a 0,01
Cenizas a 525°C (%)	99,5
Cenizas a 800°C (%)	71,2
Cobre (mg kg <sup>-1</sup> )	4,5
Hierro (%)	0,36
Manganeso (mg kg <sup>-1</sup> )	424
Molibdeno (mg kg <sup>-1</sup> )	0,2
Zinc (mg kg <sup>-1</sup> )	30,1
Cloro (%)	0,14

La caliza de un mismo diámetro fue aplicada a cuatro parcelas distribuidas al azar en dosis de 3 t ha<sup>-1</sup> en el momento de la siembra de pratenses. En el caso de las parcelas que recibieron la caliza de diámetro menor 0,25mm, esta se aplicó en el momento de la siembra de pratenses a cuatro parcelas en dosis de 3 t ha<sup>-1</sup> y a otras cuatro en dosis de 1 t ha<sup>-1</sup>, completando en los dos años posteriores las 3 t ha<sup>-1</sup>. Este último tratamiento se designa como 0,25f, es decir, aplicación de enmienda caliza de 0,25 mm de forma fraccionada. En la figura 4, se presenta un esquema de la distribución de las parcelas, en la que se pueden ver los cinco tratamientos y las parcelas control, a las que no se aplicó enmienda.

Tabla 19.- Tamaño de la partícula del material encalante.

Denominación	Diámetro (mm)
4	2 a 4
2	0,5 a 2
0,5	0,25 a 0,5
0,25	menor de 0,25

Todas las parcelas fueron sembradas en octubre de 1995 con una mezcla pratense F-2 (Piñeiro, 1986): ray-grass italiano (*Lolium multiflorum* Lam.); dactilo (*Dactylis glomerata* L.); trébol blanco (*Trifolium repens* L.) y violeta (*Trifolium pratense* L.), siendo las cantidades empleadas 15, 5, 2 y 8 kg ha<sup>-1</sup>, respectivamente. En los meses de Mayo y Octubre de 1996 y 1997 y en Mayo de 1998, se aplicó NPK (8:24:16) en dosis de 500 kg ha<sup>-1</sup>.

En el tercer año del ensayo, el 12 de Junio de 1998, se realizó la rotación de cultivos, procediendo a la siembra de maíz para forraje, de la variedad DK-282, que es el que se siembra habitualmente en la zona.

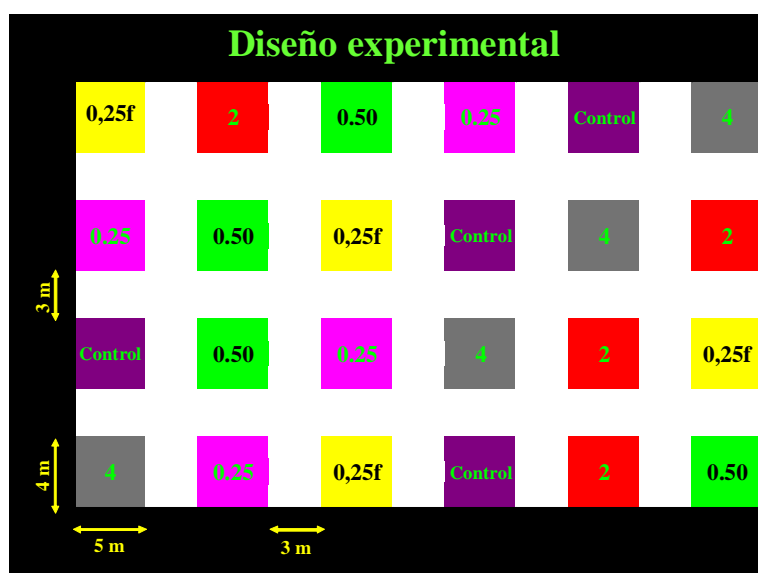


Figura 4.- Distribución de las parcelas de experimentación.

La distancia entre líneas fue de 70 cm y entre plantas de 15 cm, resultando una densidad de 95.000 plantas  $\text{ha}^{-1}$ . En el momento de la siembra de maíz se añadió NPK (15:15:15) en dosis de 800  $\text{kg ha}^{-1}$ , y en el mes de Agosto nitrato amónico cálcico al 27% en dosis de 200  $\text{kg ha}^{-1}$ ; también se aplicaron herbicidas e insecticidas, todo ello siguiendo el procedimiento y las cantidades habituales de la zona.

1.4.1. Muestras de suelo. Se recogieron en los meses de Enero, Abril, Julio y Octubre de los tres años de ensayo, a una profundidad de 0-20 cm. Las muestras se tomaron en cada una de las cuatro parcelas por tratamiento, con un recorrido en zig-zag, evitando los bordes, con el fin de tener una muestra compuesta por parcela. Es decir, se obtuvieron cuatro muestras compuestas por tratamiento y cuatro en las parcelas control.

1.4.2. Muestras de vegetación herbácea. Se tomaron en los meses de Julio y Octubre de los años 1996 y 1997, momento de recogida de cosecha. Para ello se segó una superficie total de 10  $\text{m}^2$  (2x5 m). De la biomasa obtenida se tomó una muestra de 1 kg de peso fresco por parcela. En el laboratorio se realizó una separación manual de las distintas especies, determinando posteriormente su peso fresco. Después se secaron en estufa a 80°C hasta peso constante y se procedió a pesar en seco cada especie y a realizar los análisis de composición mineral.

1.4.3. Cosecha del maíz. El 13 de Octubre de 1998 se hizo la cosecha del maíz. Para proceder a los análisis, se recogieron en el centro de cada parcela 19 plantas, que corresponden a 2  $\text{m}^2$  y se pesaron in situ. Posteriormente, se llevaron al laboratorio y se secaron en estufa a 80°C hasta peso constante para estimar el peso seco y diferentes parámetros tanto en mazorca como en paja.

## 2. MÉTODOS

### 2.1. Determinaciones en el suelo

Las muestras de suelo fueron secadas a temperatura ambiente y tamizadas con un tamiz de 2 mm de diámetro. En la fracción menor de 2 mm se realizaron diferentes determinaciones tanto en la fase sólida del suelo como en la fase líquida.

#### 2.1.1. Fase sólida

pH.-Este parámetro se determinó en agua y KCl 1 M, utilizando en ambos casos una relación suelo:disolución de 1:2,5, tras diez minutos y dos horas de contacto

respectivamente (Gutián y Carballas, 1976), mediante un pH-metro de la marca CRISON, modelo 2001.

Carbono, nitrógeno y azufre totales.- Se han determinado mediante un autoanalizador elemental LECO 2000.

Caracterización del complejo de cambio.- Para el desplazamiento de los cationes del complejo de cambio (Ca, Mg, Na, K y Al) se ha utilizado una disolución de  $\text{NH}_4\text{Cl}$  1 M sin tamponar (Peech et al., 1947). En los extractos se determinaron Ca, Mg y Al por espectrofotometría de absorción atómica y Na y K por espectrofotometría de emisión, mediante un espectrofotómetro Perkin-Elmer 2280. La capacidad de intercambio catiónico efectiva se obtuvo mediante la suma de los cationes básicos más el aluminio (Kamprath, 1970).

Fraccionamiento del fósforo en orgánico e inorgánico.- Se ha determinado siguiendo el método de ignición propuesto por Saunders y Williams (1955) y modificado por Walker y Adams (1958). El método se basa en la extracción de fósforo con  $\text{H}_2\text{SO}_4$ , en una muestra mineralizada por ignición a 550 °C de temperatura, y sin mineralizar. En el primer caso se obtiene el P total, mientras que en el segundo se extrae únicamente el P inorgánico. La diferencia entre ambas extracciones es el P orgánico. El fósforo extraído es determinado por espectrofotometría visible con molibdato amónico, mediante un espectrofotómetro Shimadzu UV-1201V.

Fósforo disponible.- El fósforo disponible se ha determinado por dos métodos: Mehlich-3 (Mehlich, 1984) y Olsen (Olsen y Sommers, 1982).

Para la determinación del fósforo con el reactivo Mehlich-3, se pesan 2,5 g de suelo tamizado y secado al aire, y se le añaden 25 mL de disolución extractora Mehlich-3 ( $\text{NH}_4\text{F}$  0,015 M +  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  0,25 M +  $\text{CH}_3\text{COOH}$  0,2 M +  $\text{HNO}_3$  0,013 M + AEDT 0,001 M). Las muestras se agitan durante 5 minutos y se filtran después.

El procedimiento a seguir para la determinación del fósforo disponible por el método Olsen, consiste en pesar 2,5 g de suelo y añadir 50 mL de  $\text{NaHCO}_3$  0,5 M a pH 8,5, agitando durante 30 minutos y filtrando a continuación.

En ambos casos, el fósforo extraído se determinó por espectrofotometría visible utilizando molibdato amónico para el desarrollo de un complejo fosfo-molibdico de color azul, usando como reductor ácido ascórbico.

Nitrato y Amonio. Para la extracción de  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{NH}_4^+$  se utilizó una disolución de KCl 2 M, con una relación suelo:disolución de 1:10 (Keeney y Nelson, 1982). La determinación de ambos iones se realizó por destilación con arrastre de vapor de la

muestra alcalinizada con MgO, tras la adición de aleación Devarda para la determinación de  $\text{NO}_3^-$  y sin este reductor para la determinación del  $\text{NH}_4^+$ . El destilado se recoge sobre ácido bórico y se valora con  $\text{H}_2\text{SO}_4$  0,005 N.

Elementos asimilables. Se utilizó un extractante multielemental, el reactivo Mehlich-3 (Mehlich, 1984), para la extracción de Ca, Mg, K, Mn, Zn, Cu y Fe asimilables. Este método ha sido evaluado para suelos de Galicia por Fernández Marcos (1997) y Monterroso et al. (1999). La determinación de estos cationes se realizó en el extracto, mediante espectrofotometría de absorción atómica.

Fraccionamiento del aluminio en la fase sólida.- Las formas de aluminio se han estimado a partir de la extracción con distintas disoluciones selectivas. La nomenclatura que se utiliza para cada fracción es la propuesta por Urrutia et al. (1989), con la excepción del Al no cristalino inorgánico (García-Rodeja y Macías, 1986).

-Al no cristalino total (Alo).- Se estima a partir de la extracción con oxalato amónico ácido tamponado a pH 3 (Blakemore, 1978), que también se utiliza para estimar el Fe no cristalino total. A 1 g de muestra se le añade 100 mL de oxalato ácido y se agita durante 4 horas en oscuridad. Al extracto obtenido se le añaden 2 gotas de superfloc al 0,25 % y se centrifuga a 2.000 r.p.m. durante 10 minutos. El Al en el extracto de oxalato ácido se determinó por espectrofotometría de absorción atómica.

-Al total ligado a la materia orgánica (Alp).- Estimado a partir de la extracción con pirofosfato de sodio a pH 10 (Bascomb, 1968), que también extrae el Fe ligado a la materia orgánica. El método consiste en agitar 1 g de suelo con 100 mL de pirofosfato sódico durante 16 horas. Al extracto obtenido se le añaden 2 gotas de superfloc al 0,25 % y se centrifuga a 2.000 r.p.m. durante 15 minutos. El Al se determinan por espectrofotometría de absorción atómica.

-Al no cristalino inorgánico (Alop).- Se obtiene por diferencia del Al extraído con oxalato ácido y pirofosfato sódico (García-Rodeja y Macías, 1986). De la misma manera se obtiene el Fe no cristalino inorgánico.

-Al ligado a la materia orgánica en forma de complejos de estabilidad media y baja (AlCu).- Se estima a partir de la extracción con  $\text{CuCl}_2$  (Juo y Kamprath, 1979). El método consiste en añadir a 5 g de suelo, 50 mL de la disolución citada y agitar durante 5 minutos. El filtrado se deja reposar una noche, para añadir posteriormente otros 50 mL y agitar durante 30 minutos. El Al se determina por espectrofotometría de absorción atómica.

### 2.1.2. Fase líquida

Obtención de extractos acuosos 1:10. La fase líquida del suelo se estimó mediante extractos acuosos con una relación suelo:disolución 1:10, ya que según Álvarez y Monterroso (1992) se obtiene una correlación significativa entre los diferentes parámetros determinados en estos extractos y la disolución del suelo obtenida por el método de desplazamiento en columna. Se pesan 20 g de suelo tamizado (<2 mm) y seco al aire y se le añaden 200 mL de agua destilada; se agitan y se dejan reposar durante 3 días. La disolución obtenida se pasa por un filtro de 0,45 µm. En el extracto acuoso 1:10 obtenido se realizan las siguientes determinaciones:

pH.- Se determinó con un pH-metro 2001 de CRISON.

Conductividad eléctrica.- Se determinó mediante un conductímetro de la marca CRISON, modelo 2202.

Cationes:  $\text{Ca}^{+2}$  y  $\text{Mg}^{+2}$  se obtuvieron por espectrofotometría de absorción atómica y  $\text{Na}^{+}$  y  $\text{K}^{+}$ , por espectrofotometría de emisión.

Flúor total. Se determinó mediante un electrodo selectivo utilizando el reactivo TISAB IV para descomplejar el fluoruro, fijar la fuerza iónica y ajustar el pH de la disolución entre 5,0 y 5,5 (Orion, 1976).

Sulfato. Se determinó mediante turbidimetría previa precipitación con  $\text{BaCl}_2$  (Bardseley y Landcaster, 1960).

Fraccionamiento y especiación del Al en la fase líquida. Para el fraccionamiento y la especiación de Al en la fase líquida se utilizó la metodología propuesta por Driscoll (1984).

Al total (AITF)- Para la determinación del Al total en muestra filtrada (AITF) se sometió a la muestra a una digestión ácida y a continuación se siguió el método colorimétrico del pirocatecol violeta (Dougan y Wilson, 1974), 40 minutos después de añadir el último reactivo y se mide la absorbancia a 581 nm.

Al reactivo (AIR).- Se determinó de forma análoga al Al total pero sin someter las muestras a digestión ácida. La medida de la absorbancia se efectuó 4 minutos después de la adición del último reactivo. Esta fracción está compuesta por monómeros de naturaleza orgánica, también denominado Al no lábil (AlnL), y monómeros de naturaleza inorgánica, denominados Al lábil (AIL).

Al soluble en ácido (Alsa).- Se obtiene por diferencia entre el Al total y el Al reactivo determinados ambos en muestra filtrada. Esta fracción comprende polímeros, coloides y/o complejos Al-materia orgánica (Driscoll, 1984).

Al no lábil (AlnL).- El fraccionamiento del Al reactivo en formas no lábiles (monómeros de naturaleza orgánica) y lábiles (monómeros de naturaleza inorgánica) se efectuó mediante una resina de cambio catiónico (Amberlita IR-120) colocada en una columna, según el método propuesto por Driscoll (1984). Las muestras se pasaron por la resina, forzando la elución para que el tiempo de contacto muestra-resina no superase 1 minuto, y así evitar que la resina pudiese descomplejar el Al ligado a la materia orgánica. El pH y la fuerza iónica de las muestras no deben modificarse a su paso por la columna. Antes de introducir una nueva muestra se limpia la columna con una disolución de NaCl de fuerza iónica similar a la de las muestras que se van a procesar. En el efluente se determina, inmediatamente después del procesado, el Al no lábil, de forma análoga a la descrito para el Al reactivo.

Al lábil (AlL).- Se determina por diferencia entre el Al reactivo y el Al no lábil. Incluye monómeros inorgánicos (complejos de Al con  $F^-$ ,  $OH^-$  y  $SO_4^{2-}$ , y  $Al^{3+}$ ). Para llevar a cabo la distribución del Al lábil en especies, se aplicó el programa de cálculo Solmineq-88 (Karak et al., 1989), a los datos de Al lábil, pH y composición iónica de los extractos acuosos.

## 2.2. Determinaciones en la vegetación

### 2.2.1. Especies pratenses

Peso fresco.- Después de realizar en cada parcela la separación manual de las distintas especies, se procedió a pesarlas para obtener el peso fresco.

Peso seco.- Las muestras de las distintas especies se secaron en una estufa a 80°C hasta peso constante, determinando a continuación el peso seco (Cox y Gherney, 2001).

Una vez secas, se molieron por separado las distintas especies y se procedió a realizar diferentes determinaciones:

Carbono y nitrógeno.- Se han determinado mediante un autoanalizador elemental LECO 2000.

Proteína bruta.- La concentración de proteína bruta del pasto se calculó multiplicando la de nitrógeno por 6,25, por considerar que el contenido de este último en los aminoácidos es del 16% (Castro et al., 1990).

En la muestra molida se realizó una digestión ácida con  $H_2SO_4$  y  $H_2O_2$ . En el extracto se determinaron:

Calcio, magnesio, hierro, manganeso, cobre y zinc.- Por espectrofotometría de absorción atómica.

Potasio.- Se determinó por espectrofotometría de emisión.

Fósforo.- Se determinó por espectrofotometría visible, con molibdato amónico.

### 2.2.2. Maíz

Para realizar las determinaciones en el maíz forrajero, se han analizado por separado la mazorca (grano más carozo) y la parte vegetativa, la paja (tallo, hojas, penacho y espigas).

Peso fresco.- Las 19 plantas elegidas al azar en cada una de las parcelas, se llevaron al laboratorio y se pesaron, separando la paja y la mazorca.

Peso seco.- La mazorca y la paja de cada una de las 19 plantas recogidas por parcela se secaron en una estufa a 80°C hasta peso constante, procediendo a continuación a la obtención del peso seco (Cox y Gherney, 2001).

La mazorca se desgranó y se determinó el peso seco del grano y el número de granos de cada mazorca.

Índice de cosecha.- Se determinaron dos índices de cosecha. El índice de cosecha de grano, que es la relación entre los kg de grano seco y los kg de planta entera seca (Cox y Gherney et al., 2001), y el índice de cosecha de mazorca, que es la relación entre la producción de materia seca de mazorca y la de planta entera seca (Widdicombe y Thelenk, 2002).

Una vez secas, se molieron cinco plantas por parcela (paja y mazorca por separado), de modo que la muestra resultante atravesara un tamiz de 1 mm (Cox y Gherney, 2001; Darby et al., 2002). Estas muestras secas y molidas son las que se utilizaron para los análisis minerales, que fueron los mismos y con los mismos métodos usados en la vegetación herbácea.

### 2.3. Tratamiento de datos

Los datos fueron tratados con el paquete estadístico SPSS versión 12.0, realizándose los siguientes análisis:

- Estadística descriptiva: valores medios, rango de variación, etc.
- Correlaciones simples
- Regresiones lineales por pasos sucesivos.
- Comparación de medias a través de un análisis de varianza, ANOVA de un factor, aplicando el test de Tukey.

## 1. FASE SÓLIDA DEL SUELO

### 1.1. pH en agua

Los valores medios de pH en agua para los distintos tratamientos, considerando el total del ensayo, oscilaron entre 5,11 y 5,30 en las parcelas encaladas y fueron de 5,06 en las parcelas control (Tabla 20). En la tabla 21 se recoge en cada año de estudio la secuencia del pH en agua para cada tratamiento en los 4 muestreos realizados. (En todas las figuras y tablas en que aparecen letras distintas, indican diferencias significativas para  $p < 0,05$ , a no ser que se indique otra cosa).

Durante los tres años que duró el ensayo, se pudo observar que las parcelas que recibieron la caliza más fina ( $< 0,25$  mm) son las que, en general, presentaron un mayor pH en agua en cada uno de los muestreos, correspondiendo los valores más bajos a las parcelas control y a las tratadas con caliza de mayor tamaño (2 a 4 mm; Figuras 5 y 6). En la tabla 22, también se puede ver que, si bien en la mayoría de los muestreos el valor del pH en agua fue superior en las parcelas que recibieron la caliza más fina en una sola aplicación, en ningún caso se obtuvieron diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) con los tratamientos de caliza de 0,25 a 0,5 mm, de 0,5 a 2 mm y menor de 0,25 mm añadida de forma fraccionada.

Tabla 20. pH en agua en las parcelas que recibieron los diferentes tratamientos, considerando todo el ensayo (control: sin caliza; 4: tamaño de la caliza de 2 a 4 mm; 2: tamaño de la caliza de 0,5 a 2 mm; 0,5: tamaño de la caliza de 0,25 a 0,5 mm; 0,25f: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm; 0,25: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm añadida de forma fraccionada).

	Media	Desviación típica	Error típico
control	5,06	0,217	0,030
4	5,11	0,208	0,029
2	5,25	0,210	0,029
0,5	5,23	0,202	0,028
0,25f	5,18	0,181	0,025
0,25	5,30	0,183	0,025

Resultados y discusión

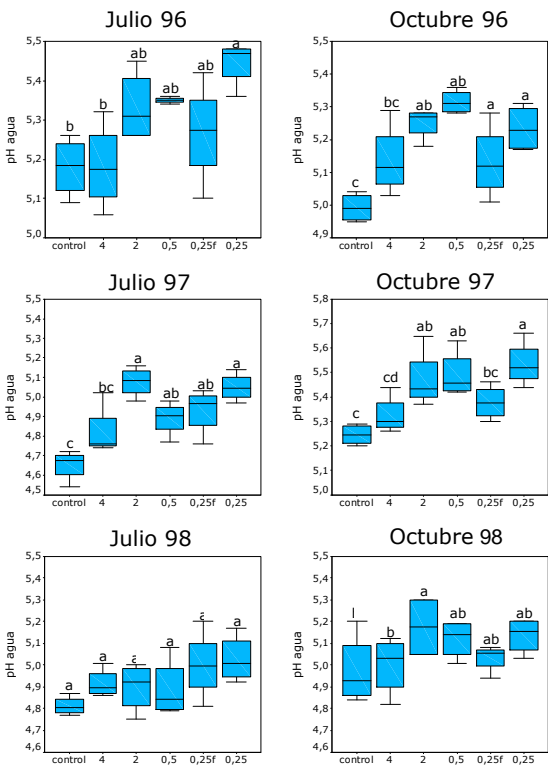


Figura 5. pH en agua: Rango y cuartiles para los diferentes tratamientos en algunos de los muestreos realizados.

Tabla 21. pH en agua: Diferencias significativas entre muestreos para cada tratamiento.

tratamiento	Secuencia muestreos
0,25	Abr96 <sup>a</sup> >Nov95 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>a</sup> >En96 <sup>ab</sup> >Oct96 <sup>b</sup>
0,25f	Abr96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup> >Nov95 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>a</sup>
0,5	Nov95 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup>
2	Nov95 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup>
4	Abr96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup> >Nov95 <sup>a</sup>
control	Abr96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>ab</sup> >En96 <sup>ab</sup> >Nov95 <sup>ab</sup> >Oct96 <sup>b</sup>
0,25	Oct97 <sup>a</sup> >En97 <sup>b</sup> >Abr97 <sup>c</sup> >Jul97 <sup>c</sup>
0,25f	Oct97 <sup>a</sup> >En97 <sup>ab</sup> >Abr97 <sup>bc</sup> >Jul97 <sup>c</sup>
0,5	Oct97 <sup>a</sup> >En97 <sup>b</sup> >Abr97 <sup>b</sup> >Jul97 <sup>c</sup>
2	Oct97 <sup>a</sup> >En97 <sup>a</sup> >Jul97 <sup>b</sup> >Abr97 <sup>b</sup>
4	Oct97 <sup>a</sup> >En97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>b</sup> >Jul97 <sup>b</sup>
control	Oct97 <sup>a</sup> >En97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>b</sup> >Jul97 <sup>b</sup>
0,25	Abr98 <sup>a</sup> >En98 <sup>b</sup> >Oct98 <sup>b</sup> >Jul98 <sup>b</sup>
0,25f	Abr98 <sup>a</sup> >En98 <sup>ab</sup> >Oct <sup>b</sup> >Jul98 <sup>b</sup>
0,5	Abr98 <sup>a</sup> >En98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>ab</sup> >Jul98 <sup>b</sup>
2	Abr98 <sup>a</sup> >E98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>ab</sup> >Jul98 <sup>b</sup>
4	Abr98 <sup>a</sup> >E98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>a</sup>
control	En98 <sup>a</sup> >Abr98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>ab</sup> >Jul98 <sup>b</sup>

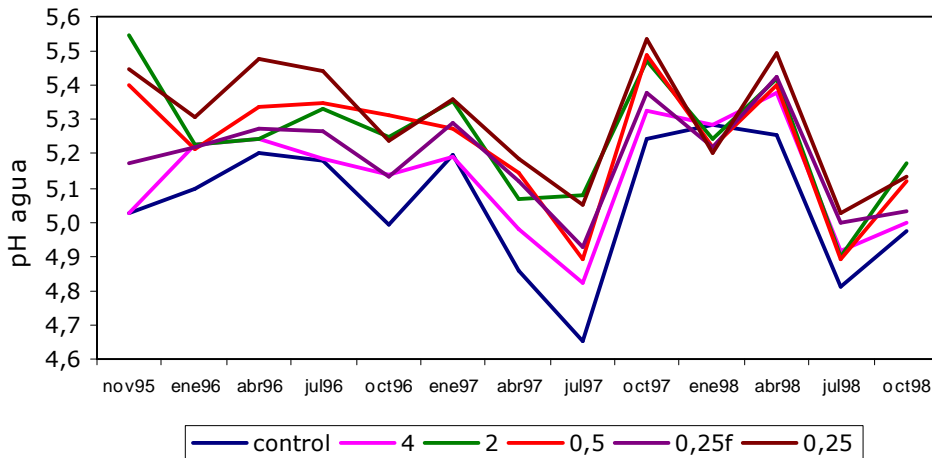


Figura 6. Variaciones del pH en agua en las distintas parcelas a lo largo del ensayo. (Control: sin caliza; 4: caliza entre 2 y 4 mm de diámetro; 2: caliza entre 0,5 y 2 mm de diámetro; 0,5: caliza entre 0,25 y 0,5 mm de diámetro; 0,25: caliza menor de 0,25 mm de diámetro; 0,25f: caliza menor de 0,25 mm de diámetro añadida de forma fraccionada).

En los meses de Enero de los tres años de ensayo no se produjeron diferencias significativas entre los tratamientos ni con las parcelas control para este parámetro (Tabla 22), lo que puede relacionarse con el lavado de cationes "básicos" y aniones acompañantes durante este período, que provocó una reducción del pH en todas las parcelas y homogeneización de los diferentes tratamientos, si bien todos ellos presentaron pH superior a las parcelas control. En el tercer año de muestreo no se encontraron diferencias significativas entre tratamientos para el pH en agua en los tres primeros meses. Sin embargo en el último mes muestreado, Octubre, se observó una tendencia similar a la ocurrido los dos años anteriores, con valores de pH significativamente más bajos en el tratamiento de caliza más gruesa y parcelas control, con relación al resto (Tabla 22). No obstante, en este último mes de Octubre se obtuvieron valores de pH significativamente más bajos que en el mismo mes de años precedentes (Figura 6), lo que puede estar indicando un cierto agotamiento del efecto de la caliza.

Tabla 22. pH en agua: Diferencias significativas entre tratamientos para cada muestreo.

Muestreos	Secuencias tratamientos
Nov95	2 <sup>a</sup> >0,25 <sup>a</sup> >0,5 <sup>ab</sup> >0,25 <sup>fb</sup> >4 <sup>b</sup> >control <sup>b</sup>
En96	0,25 <sup>a</sup> >0,5 <sup>a</sup> >0,25 <sup>fa</sup> >2 <sup>a</sup> >4 <sup>a</sup> >control <sup>a</sup>
Abr96	0,25 <sup>a</sup> >0,5 <sup>ab</sup> >0,25 <sup>fab</sup> >2 <sup>b</sup> >4 <sup>b</sup> >control <sup>b</sup>
Jul96	0,25 <sup>a</sup> >0,5 <sup>ab</sup> >2 <sup>ab</sup> >0,25 <sup>fab</sup> >4 <sup>b</sup> >control <sup>b</sup>
Oct96	0,5 <sup>a</sup> >2 <sup>ab</sup> >0,25 <sup>fab</sup> >4 <sup>bc</sup> >control <sup>c</sup>
En97	0,25 <sup>a</sup> >2 <sup>a</sup> >0,25 <sup>fa</sup> >0,5 <sup>a</sup> >control <sup>a</sup> >4 <sup>a</sup>
Abr97	0,25 <sup>a</sup> >0,5 <sup>a</sup> >0,25 <sup>fa</sup> >2 <sup>a</sup> >4 <sup>ab</sup> >control <sup>b</sup>
Jul97	2 <sup>a</sup> >0,25 <sup>a</sup> >0,25 <sup>fab</sup> >0,5 <sup>ab</sup> >4 <sup>bc</sup> >control <sup>c</sup>
Oct97	0,25 <sup>a</sup> >0,5 <sup>ab</sup> >2 <sup>ab</sup> >0,25 <sup>fab</sup> >4 <sup>cd</sup> >control <sup>c</sup>
En98	Control <sup>a</sup> >4 <sup>a</sup> >2 <sup>a</sup> >0,25 <sup>fa</sup> >0,5 <sup>a</sup> >0,25 <sup>a</sup>
Abr98	0,25 <sup>a</sup> >2 <sup>a</sup> >0,25 <sup>fa</sup> >0,5 <sup>a</sup> >4 <sup>a</sup> >control <sup>a</sup>
Jul98	0,25 <sup>a</sup> >0,25 <sup>fa</sup> >4 <sup>a</sup> >2 <sup>a</sup> >0,5 <sup>a</sup> >control <sup>a</sup>
Oct98	2 <sup>a</sup> >0,25 <sup>ab</sup> >0,5 <sup>ab</sup> >0,25 <sup>fab</sup> >4 <sup>b</sup> >control <sup>b</sup>

misma tendencia indica que puede haber otros procesos implicados en esa acidificación. Entre ellos, la mayor actividad microbiana como consecuencia del aumento de temperatura que se produce durante este mes y también una mayor extracción por parte de las plantas. El descenso de pH registrado en Julio de 1997, va seguido de un fuerte incremento de pH en el mes de Octubre, (Figura 6)

En relación con las variaciones de pH obtenidas para cada tratamiento a lo largo del ensayo, como se observa en la Tabla 21, durante el primer año de ensayo (1996), no se observaron, en general, diferencias significativas en el valor de pH para cada tratamiento entre los distintos meses de toma de muestra. En el segundo y tercer año se observaron para cada tratamiento los valores más bajos en el mes de Julio. Esto podría deberse a que, durante este mes, hay una falta de agua que puede limitar la disolución de la caliza; el hecho de que la parcela control presente esa

posiblemente relacionado con una gran disolución de la caliza con las primeras lluvias, con el descenso de actividad microbiana y con la menor extracción por la planta. En el año 1998 el descenso de pH registrado en Julio en todos los tratamientos y el control, también fue acompañado de un incremento de pH en el mes de Octubre, pero de menor magnitud que el obtenido el año anterior, lo que de nuevo podría señalar un cierto agotamiento de la enmienda caliza añadida tres años antes.

Grego et al. (2000) en suelos forestales ácidos de Italia, a los que añadían 2,5 t ha<sup>-1</sup> de CaCO<sub>3</sub>, observan incrementos de pH durante los dos primeros años. Sin embargo a partir del tercer año, se produce una reacidificación y el pH del suelo cae hasta valores similares al inicial. En el presente estudio, en el último muestreo correspondiente al tercer año, Octubre 1998, se observaron valores de pH significativamente más bajos que los obtenidos en el mismo mes de los 2 años anteriores y en el primer mes del ensayo, a excepción de las parcelas control y los que recibieron caliza más gruesa (2 a 4 mm; Figura 6). Varios autores han señalado la reacidificación a largo plazo de los suelos encalados (Bolton, 1977; Doerge y Gaadner, 1985; Urrutia et al., 1989; Debreczeni y Kismanyoky, 2005). Tang et al. (2003) encuentran un descenso de pH asociado a la pérdida de cal, que se acentuará en cualquier suelo si se emplean altas cantidades de fertilizantes nitrogenados. El suelo control recibe, al igual que las parcelas encaladas, fertilizantes NPK, por tanto, el abonado nitrogenado puede contribuir también al descenso de pH.

### 1.2. pH en KCl

El valor medio de pH en KCl osciló entre 4,27 y 4,52 en las parcelas encaladas y fue de 4,24 en las control, teniendo en cuenta el total del ensayo (Tabla 23).

Tabla 23. pH en KCl en las parcelas que recibieron los diferentes tratamientos, considerando todo el ensayo. (Control: sin caliza; 4: tamaño de la caliza de 2 a 4 mm; 2: tamaño de la caliza de 0,5 a 2 mm; 0,5: tamaño de la caliza de 0,25 a 0,5 mm; 0,25f: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm; 0,25f: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm añadida de forma fraccionada).

	Media	Desviación típica	Error típico
control	4,24	0,097	0,013
4	4,27	0,138	0,019
2	4,33	0,117	0,016
0,5	4,37	0,098	0,013
0,25f	4,36	0,116	0,016
0,25	4,52	0,119	0,016

Los valores más elevados de pH en KCl a lo largo de los tres años de muestreo, los presentaron las parcelas encaladas con granulometría más fina (<0,25 mm, dosis de 3 t ha<sup>-1</sup> de CaCO<sub>3</sub>) y los valores más bajos los mantienen las parcelas control y las que recibieron la granulometría más gruesa (2 a 4 mm; Figuras 7 y 8). Las mayores diferencias entre estos tratamientos ocurrieron durante el primer año de ensayo, lo que puede ser consecuencia de una más rápida incorporación de esta caliza más fina, que ya presentó diferencias significativas con el resto de los tratamientos un mes después de su aplicación (en Noviembre del 1995; Figura 7, Tabla 24).

A partir de Enero del 97, también se diferenciaron significativamente de las parcelas control, los tratamientos con caliza menor de 0,25 mm añadida de forma fraccionada, los de caliza de 0,25 a 0,5 mm y los de 0,5 a 2 mm. Las parcelas tratadas con caliza entre 2 y 4 mm no presentaron diferencias significativas con las control en el valor de pH en KCl en ninguno de los muestreos realizados a lo largo de los tres años de ensayo (Tabla 24).

Tabla 24. pH en KCl: Diferencias significativas entre tratamientos para cada muestreo.

Muestreos	Secuencias tratamientos
Nov95	0,25 <sup>a</sup> >0,25 <sup>fb</sup> >0,5 <sup>b</sup> >2 <sup>b</sup> >control <sup>b</sup> >4 <sup>b</sup>
En96	0,25 <sup>a</sup> >0,25 <sup>fb</sup> >0,5 <sup>b</sup> >2 <sup>a</sup> >control <sup>b</sup> >4 <sup>b</sup>
Abr96	0,25 <sup>a</sup> >0,5 <sup>ab</sup> >2 <sup>ab</sup> >0,25 <sup>fb</sup> >4 <sup>b</sup> >control <sup>b</sup>
Jul96	0,25 <sup>a</sup> >0,5 <sup>b</sup> >0,25 <sup>fb</sup> >2 <sup>bcd</sup> >4 <sup>cd</sup> >control <sup>d</sup>
Oct96	0,25 <sup>a</sup> >0,25 <sup>fb</sup> >0,5 <sup>b</sup> >2 <sup>b</sup> >control <sup>b</sup> >4 <sup>b</sup>
En97	0,25 <sup>a</sup> >2 <sup>ab</sup> >0,5 <sup>ab</sup> >0,25 <sup>fab</sup> >control <sup>b</sup> >4 <sup>b</sup>
Abr97	0,25 <sup>a</sup> >0,5 <sup>a</sup> >0,25 <sup>fb</sup> >2 <sup>a</sup> >4 <sup>ab</sup> >control <sup>b</sup>
Jul97	2 <sup>a</sup> >0,25 <sup>a</sup> >0,25 <sup>fab</sup> >0,5 <sup>ab</sup> >4 <sup>bc</sup> >control <sup>c</sup>
Oct97	0,25 <sup>a</sup> >0,5 <sup>ab</sup> >0,25 <sup>fb</sup> >2 <sup>b</sup> >4 <sup>c</sup> >control <sup>c</sup>
En98	0,25 <sup>a</sup> >0,25 <sup>fb</sup> >0,5 <sup>a</sup> >2 <sup>a</sup> >4 <sup>a</sup> >control <sup>a</sup>
Abr98	0,25 <sup>a</sup> >0,25 <sup>fab</sup> >0,5 <sup>b</sup> >2 <sup>b</sup> >4 <sup>bc</sup> >control <sup>c</sup>
Jul98	0,25 <sup>a</sup> >0,25 <sup>fab</sup> >4 <sup>ab</sup> >0,5 <sup>ab</sup> >2 <sup>ab</sup> >control <sup>b</sup>
Oct98	0,25 <sup>a</sup> >0,25 <sup>fb</sup> >0,5 <sup>b</sup> >2 <sup>b</sup> >4 <sup>bc</sup> >control <sup>c</sup>

En el tercer año las diferencias entre la granulometría más fina (0,25 mm en una única aplicación), y las demás fueron cada vez menos pronunciadas, si bien, incluso en el último muestreo del ensayo, estas parcelas presentaron un valor de pH en KCl significativamente más elevado que el resto de las parcelas encaladas y las control (figura 7, Tabla 24). En cuanto a la evolución de pH para cada tratamiento en función del tiempo (Figura 8, Tabla 25) se observa que, durante el primer año, los valores de pH más elevados se registraron en el mes de Abril, a excepción del tratamiento con la caliza

más fina en una sola aplicación, que mostró el valor de pH en KCl más elevado el primer mes de ensayo, consecuencia de su rápida incorporación. En el año 1997 solo hubo diferencias significativas entre muestreos en los tratamientos con caliza más fina (0,25 y 0,25f), correspondiendo valores significativamente más elevados

Resultados y discusión

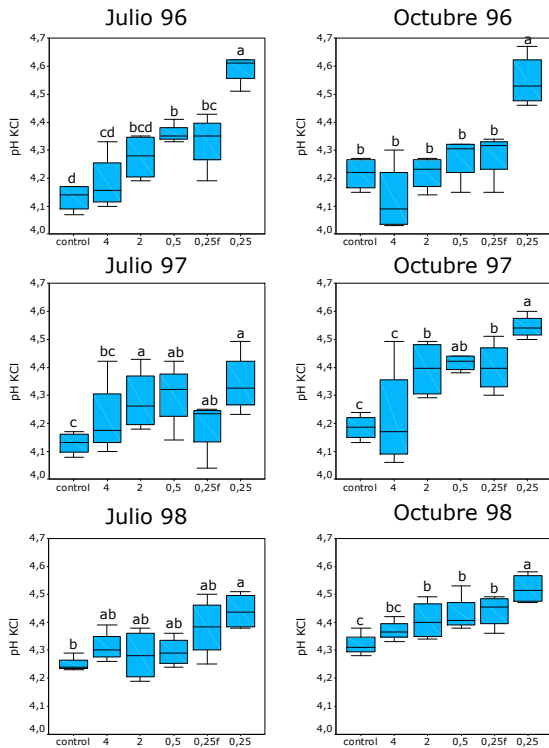


Figura 7. pH en KCl: Rango y cuartiles para los diferentes tratamientos en algunos de los muestreos realizados.

Tabla 25. pH en KCl: Diferencias significativas entre muestreos para cada tratamiento

tratamiento	Secuencia muestreos
0,25	Nov95 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>ab</sup> >Oct96 <sup>ab</sup> >En96 <sup>b</sup>
0,25f	Abr96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup> >Nov95 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>a</sup>
0,5	Abr96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>b</sup> >En96 <sup>b</sup> >Nov95 <sup>b</sup> >Oct96 <sup>b</sup>
2	Abr96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>b</sup> >Nov95 <sup>b</sup> >En96 <sup>b</sup> >Oct96 <sup>b</sup>
4	Abr96 <sup>a</sup> >En96 <sup>ab</sup> >Nov95 <sup>ab</sup> >Jul96 <sup>ab</sup> >Oct96 <sup>b</sup>
control	Abr96 <sup>a</sup> >En96 <sup>ab</sup> >Nov95 <sup>ab</sup> >Oct96 <sup>ab</sup> >Jul96 <sup>b</sup>
0,25	Abr97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup> >En97 <sup>ab</sup> >Jul97 <sup>b</sup>
0,25f	Abr97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>ab</sup> >En97 <sup>ab</sup> >Jul97 <sup>b</sup>
0,5	Abr97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup> >En97 <sup>a</sup> >Jul97 <sup>a</sup>
2	En97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>a</sup> >Jul97 <sup>a</sup>
4	En97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup> >Jul97 <sup>a</sup>
control	En97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>a</sup> >Jul97 <sup>b</sup>
0,25	Oct98 <sup>a</sup> >Abr98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>a</sup> >En98 <sup>a</sup>
0,25f	Oct98 <sup>a</sup> >En98 <sup>a</sup> >Abr98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>a</sup>
0,5	Oct98 <sup>a</sup> >En98 <sup>ab</sup> >Abr98 <sup>ab</sup> >Jul98 <sup>b</sup>
2	Oct98 <sup>a</sup> >Abr98 <sup>a</sup> >En98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>a</sup>
4	Oct98 <sup>a</sup> >En98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>a</sup> >Abr98 <sup>a</sup>
control	En98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>a</sup> >Abr98 <sup>a</sup>

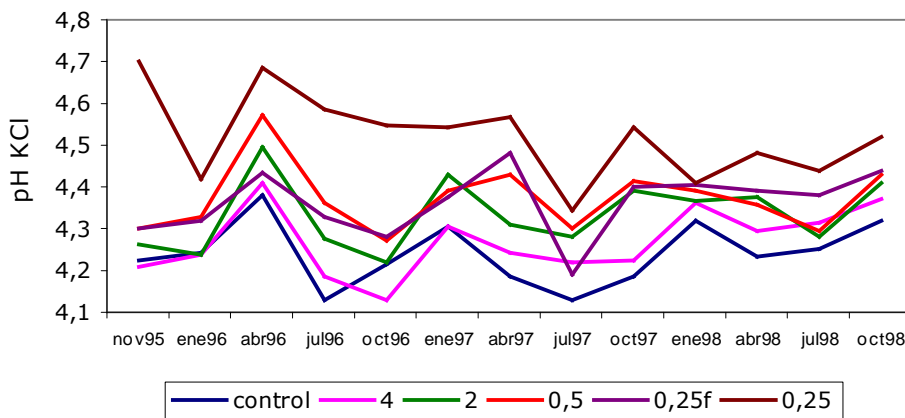


Figura 8. Variaciones del pH en KCl en las distintas parcelas a lo largo del ensayo. (Control: sin caliza; 4: caliza entre 2 y 4 mm de diámetro; 2: caliza entre 0,5 y 2 mm de diámetro; 0,5: caliza entre 0,25 y 0,5 mm de diámetro; 0,25: caliza menor de 0,25 mm de diámetro; 0,25f: caliza menor de 0,25 mm de diámetro añadida de forma fraccionada).

también al mes de Abril (Figura 8, Tabla 25). En el año 1998 no se observaron diferencias significativas entre muestreos para los distintos tratamientos. En la figura 8, se puede observar también, al contrario de lo señalado para el pH en agua, que al final del ensayo, los valores de pH en las parcelas tratadas fueron más elevadas que los que registran en el primer muestreo, a excepción de la parcela tratada con caliza menor de 0,25 mm, que experimentó un fuerte incremento ya en el primer muestreo. Por tanto, si se tiene en cuenta el pH en KCl, no se observa, en general, reacidificación de las parcelas encaladas, siendo las que recibieron la caliza más fina (<0,25 mm y <0,25 mm fraccionada) las que mantuvieron el pH más elevado al final del ensayo.

### 1.3. Carbono orgánico

El porcentaje de C a lo largo de todo el ensayo en valores medios, osciló entre 7,47 y 8% en las parcelas encaladas y fue de 7,81% en las parcelas control con unos valores medios que se recogen en la tabla 26.

El rango de variación del C para cada tratamiento en los meses de Julio y Octubre de cada año de ensayo se presenta en la figura 9 y el valor medio de C orgánico para cada tratamiento, a lo largo del ensayo, se muestra en la figura 10. Es de destacar la escasa influencia de los tratamientos con caliza en el contenido de carbono orgánico, no existiendo diferencias significativas entre tratamientos para cada muestreo (Figura 9) ni para cada tratamiento a lo largo del tiempo (Figura 10, Tabla 27), con la excepción de Julio del 1996, en donde se produjo un aumento de este parámetro en todos los tratamientos (Figura 10). Este aumento podría relacionarse con la elevada producción de herbáceas en la primera cosecha y con la incorporación de una gran cantidad de raíces al suelo, lo que podría incrementar ese contenido inicial de C orgánico.

Tabla 26. Porcentaje de carbono en las parcelas que recibieron los diferentes tratamientos, considerando todo el ensayo. (Control: sin caliza; 4: tamaño de la caliza de 2 a 4 mm; 2: tamaño de la caliza de 0,5 a 2 mm; 0,5: tamaño de la caliza de 0,25 a 0,5 mm; 0,25f: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm; 0,25: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm añadida de forma fraccionada).

	Media	Desviación típica	Error típico
control	7,81	1,18	0,16
4	7,47	1,01	0,14
2	7,26	1,09	0,15
0,5	8,00	1,49	0,20
0,25f	7,51	1,05	0,14
0,25	7,70	1,03	0,14

Resultados y discusión

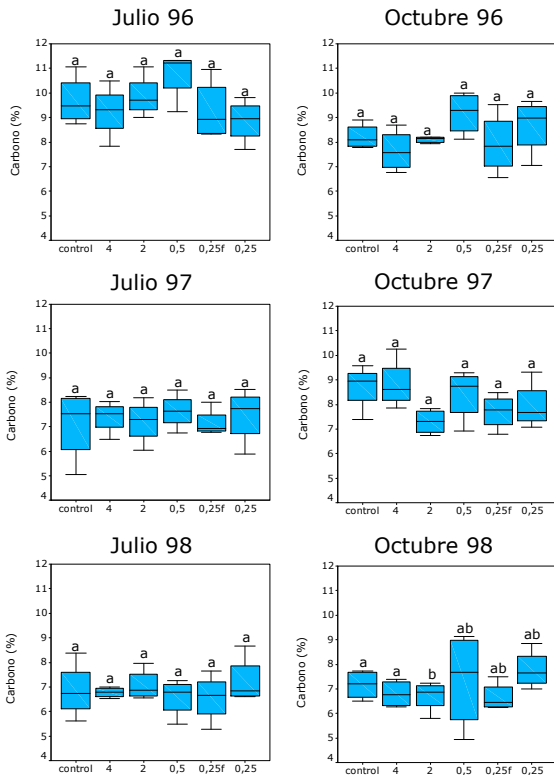


Figura 9. Carbono: Rango y cuartiles para los diferentes tratamientos en algunos de los muestreos realizados.

Tabla 27. Carbono: Diferencias significativas entre muestreos para cada tratamiento.

tratamiento	Secuencia muestreos
0,25	Jul96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup> >Nov96 <sup>a</sup>
0,25f	Jul96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>a</sup> >Nov95 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup>
0,5	Jul96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>ab</sup> >Abr96 <sup>b</sup> >En96 <sup>b</sup> >Nov95 <sup>b</sup>
2	Jul96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>b</sup> >Abr96 <sup>bc</sup> >En96 <sup>bc</sup> >Nov95 <sup>c</sup>
4	Jul96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>a</sup> >Nov95 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup>
control	Jul96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup> >Nov95 <sup>a</sup>
0,25	Abr97 <sup>a</sup> >Oct <sup>a</sup> >Jul97 <sup>a</sup> >En97 <sup>a</sup>
0,25f	Abr97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup> >En97 <sup>a</sup> >Jul97 <sup>a</sup>
0,5	Abr97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup> >En97 <sup>a</sup> >Jul97 <sup>a</sup>
2	En97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup> >Jul97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>a</sup>
4	Oct97 <sup>a</sup> >Jul97 <sup>a</sup> >En97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>a</sup>
control	Oct97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>a</sup> >En97 <sup>a</sup> >Jul97 <sup>a</sup>
0,25	Oct98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>a</sup> >Abr98 <sup>a</sup> >En98 <sup>a</sup>
0,25f	En98 <sup>a</sup> >Abr98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>a</sup>
0,5	Abr98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>a</sup> >En98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>a</sup>
2	Jul98 <sup>a</sup> >Abr98 <sup>a</sup> >En98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>a</sup>
4	Abr98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>a</sup> >En98 <sup>a</sup>
control	En98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>a</sup> >Abr98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>a</sup>

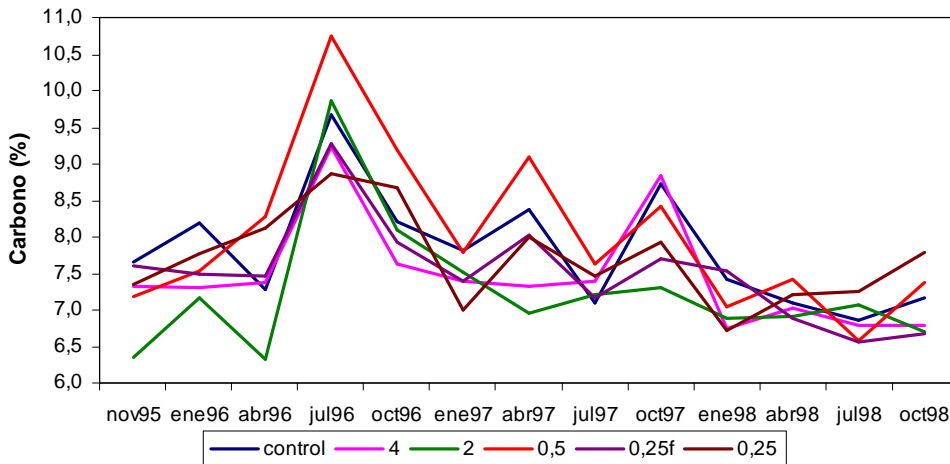


Figura 10. Variaciones de carbono en las distintas parcelas a lo largo del ensayo. (Control: sin caliza; 4: caliza entre 2 y 4 mm de diámetro; 2: caliza entre 0,5 y 2 mm de diámetro; 0,5: caliza entre 0,25 y 0,5 mm de diámetro; 0,25: caliza menor de 0,25 mm de diámetro; 0,25f: caliza menor de 0,25 mm de diámetro añadida de forma fraccionada).

A pesar de que no se encuentran diferencias significativas entre tratamientos, sí se observan algunas tendencias. Así, al inicio del ensayo, la parcela control fue la que tuvo mayor contenido de C orgánico, mientras que al finalizar el mismo, las parcelas que recibieron la caliza más fina mostraron los valores más altos. Grego et al. (2000) en un experimento de 3 años, observan que el encalado induce un aumento de la mineralización de carbono durante los dos primeros años, descendiendo esta mineralización en el tercer año. Otros autores señalan que el encalado puede provocar, a largo plazo, un incremento del contenido de materia orgánica del suelo debido al incremento de raíces y de la parte aérea de la planta, que producen un mayor aporte de residuos (Haynes y Naidu, 1998).

En un estudio realizado en Galicia sobre el efecto del encalado en diferentes dosis en las propiedades de suelos desarrollados sobre distintos materiales de partida (granito, pizarra, gabra), se observa que, siete años después de la adición de caliza, los valores de carbono orgánico son más bajos en las parcelas que recibieron la dosis de encalado más elevada (6 y 12 t ha<sup>-1</sup>) con independencia del tipo de suelo (Fernández Sanjurjo, 1994). Está suficientemente documentado que la mineralización de la materia orgánica es un proceso dependiente del pH y que cuando éste es bajo, se produce una disminución de la actividad biológica y una estabilización de la materia orgánica, mediante la formación de complejos organoaluminicos de elevada estabilidad (Urrutia et al., 1988, Álvarez et al., 1992; Strobel et al., 2005). Un aumento de la actividad microbiana y de la descomposición de la materia orgánica tras el encalado ha sido señalado por numerosos autores (Badaluco et al., 1992; Varadachari et al., 1995; Anderson, y Nilsson, 2001 entre otros). López-Díaz (2004) encuentra que tanto el encalado como la fertilización inorgánica producen una reducción a corto plazo del contenido de materia orgánica en suelos que presentan contenidos elevados de este componente y pH ácido.

#### 1.4. Nitrógeno

El porcentaje de nitrógeno en valores medios, teniendo en cuenta el total del ensayo, osciló entre 0,41 y 0,44% en las parcelas encaladas y fue de 0,45% en las parcelas control (Tabla 28).

El N siguió una tendencia paralela a la del carbono, y, con alguna excepción, no se observaron diferencias significativas entre los tratamientos encalantes ni con el control (Figura 11).

Tabla 28. Nitrógeno (en %) en las parcelas de los diferentes tratamientos, considerando todo el ensayo (control: sin caliza; 4: tamaño de la caliza de 2 a 4 mm; 2: tamaño de la caliza de 0,5 a 2 mm; 0,5: tamaño de la caliza de 0,25 a 0,5 mm; 0,25: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm; 0,25f: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm añadida de forma fraccionada).

	Media	Desviación típica	Error típico
control	0,45	0,077	0,010
4	0,43	0,067	0,009
2	0,41	0,064	0,008
0,5	0,45	0,092	0,012
0,25f	0,42	0,070	0,009
0,25	0,44	0,073	0,010

En cuanto a la evolución del contenido de N a lo largo del tiempo (Figura 12) se produjeron algunos picos que suelen coincidir con la aplicación de fertilizante (NPK). Después de Octubre de 1997 no se aplicó más fertilizante, de manera que en el año 1998 los contenidos de N se redujeron en relación a los dos años anteriores, y al final del ensayo, fueron ligeramente inferiores en cada tratamiento a los registrados al inicio del experimento (Figura 12).

Algunos autores observan un aumento en la extracción de N por la planta después de un encalado, como consecuencia de una mejora en el aprovechamiento del N del suelo y/o del efecto del pH sobre la descomposición de la materia orgánica (Aikten et al., 1998b; Andersson et al., 2000). Sikström (2002) también comprueba un aumento de la mineralización de N, en suelos forestales de Suecia, después del encalado y López-Díaz (2004) un descenso del contenido de N, en suelos de Galicia, tras la aplicación de enmiendas calizas a suelos de pH 4,5, sobre todo en el período de verano como consecuencia del aumento de la tasa de mineralización de N.

El hecho de que también se produjese un descenso del N total en las parcelas control entre el inicio y el final del ensayo puede estar relacionado con la fertilización NPK que recibieron. En este sentido Belay et al. (2002) también señalan un descenso de N en parcelas tratadas con NPK lo que atribuyen a un descenso de la fijación de  $N_2$  y/o a una mayor extracción por parte del cultivo.

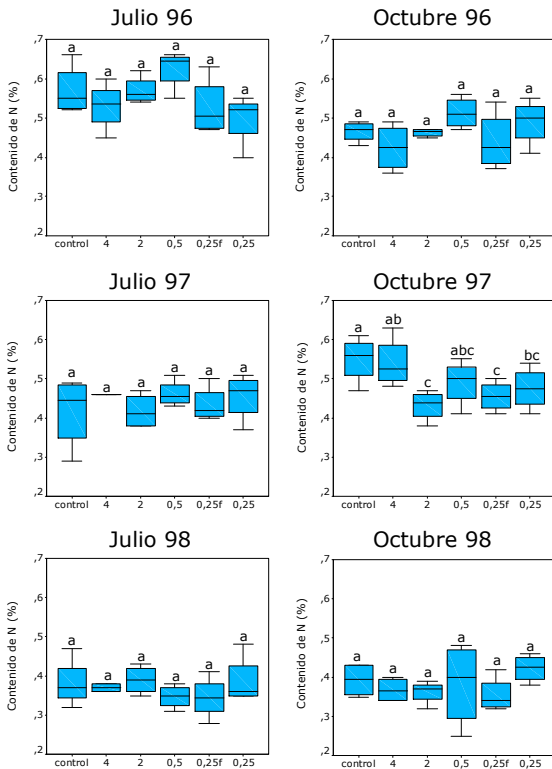


Figura 11. Nitrógeno: Rango y cuartiles para los diferentes tratamientos en algunos de los muestreos realizados.

Tabla 29. Nitrógeno: Diferencias significativas entre muestreos para cada tratamiento.

tratamiento	Secuencia muestreos
0,25	Jul96 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>a</sup> >Nov95 <sup>a</sup>
0,25f	Jul96 <sup>a</sup> >Nov95 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup>
0,5	Jul96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>ab</sup> >Abr96 <sup>b</sup> >En96 <sup>b</sup> >Nov95 <sup>b</sup>
2	Jul96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>b</sup> >Abr96 <sup>bc</sup> >En96 <sup>bc</sup> >Nov95 <sup>c</sup>
4	Jul96 <sup>a</sup> >Nov95 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>a</sup>
control	Jul96 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>ab</sup> >En96 <sup>ab</sup> >Oct96 <sup>ab</sup> >Nov95 <sup>b</sup>
<hr/>	
0,25	Oct97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>a</sup> >Jul97 <sup>a</sup> >En97 <sup>a</sup>
0,25f	Abr97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup> >En97 <sup>a</sup> >Jul97 <sup>a</sup>
0,5	Abr97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup> >Jul97 <sup>a</sup> >En97 <sup>a</sup>
2	En97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup> >Jul97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>a</sup>
4	Oct97 <sup>a</sup> >Jul97 <sup>ab</sup> >Abr97 <sup>b</sup> >En97 <sup>b</sup>
control	Oct97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>ab</sup> >En97 <sup>ab</sup> >Jul97 <sup>c</sup>
<hr/>	
0,25	Oct98 <sup>a</sup> >Abr98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>a</sup> >En98 <sup>a</sup>
0,25f	En98 <sup>a</sup> >Abr98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>a</sup>
0,5	En98 <sup>a</sup> >Abr98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>a</sup>
2	Jul98 <sup>a</sup> >Abr98 <sup>a</sup> >En98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>a</sup>
4	En98 <sup>a</sup> >Abr98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>a</sup>
control	En98 <sup>a</sup> >Abr98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>a</sup>

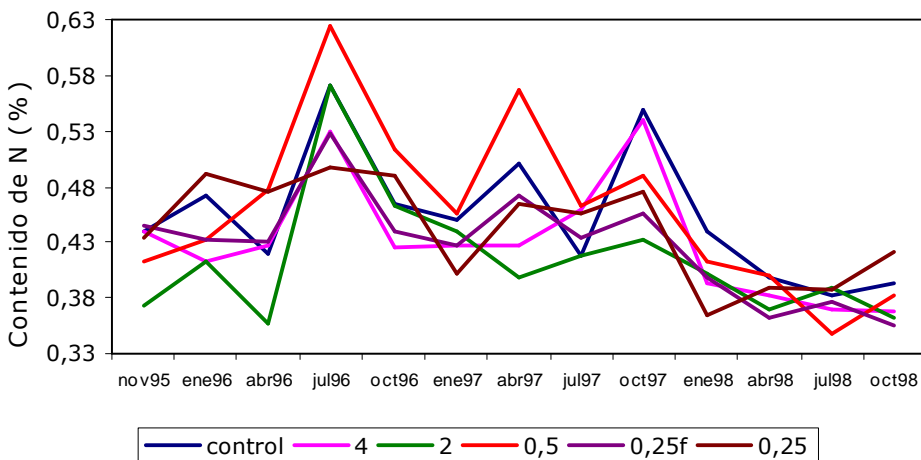


Figura 12. Variaciones de nitrógeno en las distintas parcelas a lo largo del ensayo. (Control: sin caliza; 4: caliza entre 2 y 4 mm de diámetro; 2: caliza entre 0,5 y 2 mm de diámetro; 0,5: caliza entre 0,25 y 0,5 mm de diámetro; 0,25: caliza menor de 0,25 mm de diámetro; 0,25f: caliza menor de 0,25 mm de diámetro añadida de forma fraccionada).

### 1.5. Carbono/nitrógeno

La relación C/N a lo largo de todo el ensayo varió entre 17,35 y 17,79 en las parcelas encaladas y fue de 17,27 en las parcelas control (Tabla 30).

En los dos primeros años de ensayo, no se vieron diferencias significativas entre las parcelas tratadas con caliza en diferentes granulometrías ni con las parcelas control (Figura 13). A partir de Octubre de 1997 hubo diferencias significativas, particularmente entre las parcelas que recibieron la caliza más fina (0,25f y 0,5 mm) y las control (Figura 13).

La tabla 31 muestra en cada año de ensayo las diferencias entre muestreos para cada tratamiento.

En la evolución de la relación C/N a lo largo del tiempo, se apreciaron valores significativamente más elevados el último año de ensayo en relación a los dos anteriores (Figura 14). El aumento de la relación C/N al final del ensayo en las parcelas fertilizadas y en el control puede relacionarse con un aumento de la mineralización de la materia orgánica más fácilmente mineralizable debido al encalado y/o al fertilizante NPK, permaneciendo al final del ensayo restos de mayor contenido en C y más difícilmente mineralizables, siendo este efecto más notable en las parcelas que recibieron caliza (Bailey, 1995). Esto también explicaría la más alta relación C/N que se obtiene al final del ensayo en las parcelas encaladas respecto a las control.

Tabla 30. Relación C/N en las parcelas de los diferentes tratamientos, considerando todo el ensayo. (Control: sin caliza; 4: tamaño de la caliza de 2 a 4 mm; 2: tamaño de la caliza de 0,5 a 2 mm; 0,5: tamaño de la caliza de 0,25 a 0,5 mm; 0,25: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm; 0,25f: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm añadida de forma fraccionada).

	Media	Desviación típica	Error típico
control	17,27	0,77	0,10
4	17,35	0,89	0,12
2	17,56	0,88	0,12
0,5	17,54	1,04	0,14
0,25f	17,79	1,31	0,18
0,25	17,55	1,19	0,16

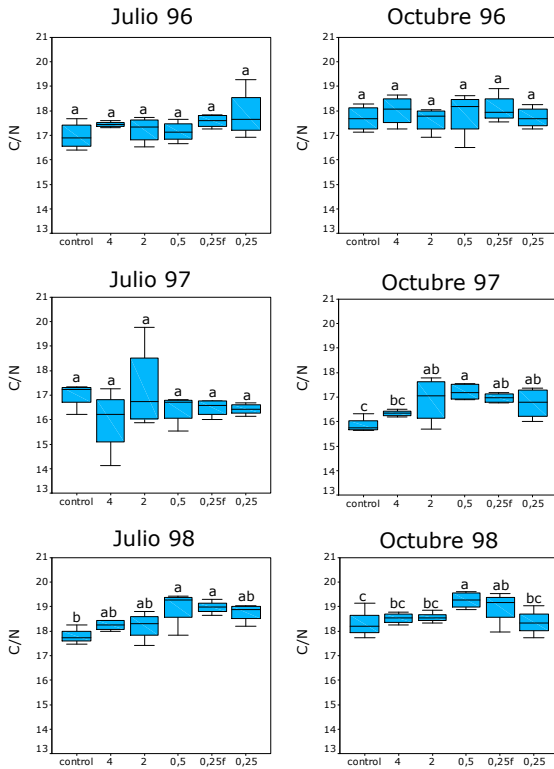


Figura 13. Relación C/N: Rango y cuartiles para los diferentes tratamientos en algunos de los muestreos realizados.

Tabla 31. Relación C/N: Diferencias significativas entre muestreos para cada tratamiento.

tratamiento	Secuencia muestreos
0,25	Jul96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>a</sup> >Nov96 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup>
0,25f	Oct96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>ab</sup> >Abr96 <sup>ab</sup> >En96 <sup>ab</sup> >Nov96 <sup>b</sup>
0,5	Oct96 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>a</sup> >Nov96 <sup>a</sup>
2	Oct96 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>a</sup> >Nov95 <sup>a</sup>
4	Oct96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>ab</sup> >Abr96 <sup>ab</sup> >En96 <sup>ab</sup> >Nov95 <sup>b</sup>
control	Oct96 <sup>a</sup> >Nov95 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>a</sup>
0,25	En97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup> >Jul97 <sup>a</sup>
0,25f	En97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>a</sup> >Jul97 <sup>a</sup>
0,5	Oct97 <sup>a</sup> > En97 <sup>ab</sup> > Jul97 <sup>ab</sup> >Abr97 <sup>b</sup>
2	Abr97 <sup>a</sup> >Jul97 <sup>a</sup> >En97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup>
4	En97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup> >Jul97 <sup>a</sup>
control	En97 <sup>a</sup> > Jul97 <sup>ab</sup> > Abr97 <sup>ab</sup> >Oct97 <sup>b</sup>
0,25	Jul98 <sup>a</sup> >En98 <sup>a</sup> >Abr98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>a</sup>
0,25f	E98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>a</sup> >Abr98 <sup>a</sup>
0,5	Oct98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>a</sup> >Abr98 <sup>ab</sup> >En98 <sup>b</sup>
2	Abr98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>a</sup> >En98 <sup>b</sup>
4	Oct98 <sup>a</sup> >Abr98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>a</sup> >En98 <sup>b</sup>
control	Oct98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>ab</sup> >Abr98 <sup>ab</sup> >En98 <sup>b</sup>

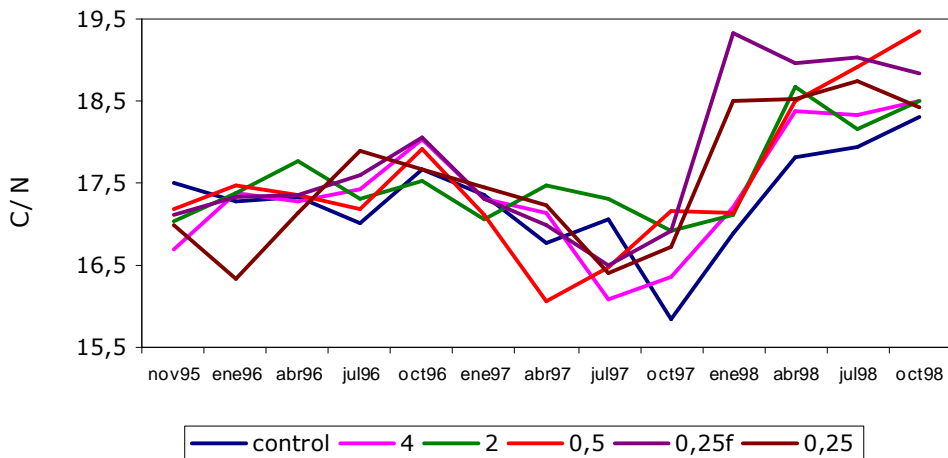


Figura 14. Variaciones de la relación C/N en las distintas parcelas a lo largo del ensayo. (Control: sin caliza; 4: caliza entre 2 y 4 mm de diámetro; 2: caliza entre 0,5 y 2 mm de diámetro; 0,5: caliza entre 0,25 y 0,5 mm de diámetro; 0,25: caliza menor de 0,25 mm de diámetro; 0,25f: caliza menor de 0,25 mm de diámetro añadida de forma fraccionada).

### 1.6. Amonio y nitrato

Los valores medios de amonio y nitrato en los diferentes tratamientos, en todo el período que duró la experiencia, se pueden observar en las tablas 32 y 33. Las tablas 34 y 35 muestran, en cada año de ensayo, las diferencias en los valores de  $\text{NH}_4^+$  y  $\text{NO}_3^-$ , respectivamente, entre muestreos para cada uno de los tratamientos.

Considerando todo el ensayo, el contenido medio de amonio en las parcelas encaladas osciló entre 52,76 y 58,65  $\text{mg kg}^{-1}$  y en las parcelas control fue de 60,67  $\text{mg kg}^{-1}$  (Tabla 32). El contenido medio de nitrato varió entre 38,44 y 46,98  $\text{mg kg}^{-1}$  en las parcelas encaladas y fue de 40,92  $\text{mg kg}^{-1}$  en las control (Tabla 33). Según López-Ritas y López Mérida (1990), los contenidos adecuados de amonio oscilan entre 25 y 50  $\text{mg kg}^{-1}$  y los de nitrato entre 15 y 25  $\text{mg kg}^{-1}$  (llegando a 80 para cultivos forzados de plantas ornamentales).

No se encontró un efecto claro del encalado sobre el contenido de  $\text{NH}_4^+$  en el suelo (Figuras 15 y 16). Así, durante el primer año de ensayo no se vieron

Tabla 32. Contenido de amonio ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en las parcelas de los diferentes tratamientos, considerando todo el ensayo (control: sin caliza; 4: tamaño de la caliza de 2 a 4 mm; 2: tamaño de la caliza de 0,5 a 2 mm; 0,5: tamaño de la caliza de 0,25 a 0,5 mm; 0,25f: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm; 0,25: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm añadida de forma fraccionada).

	Media	Desviación típica	Error típico
control	60,67	21,70	3,03
4	58,65	16,13	2,30
2	52,76	14,50	2,01
0,5	56,96	13,44	1,88
0,25f	55,30	12,86	1,78
0,25	57,23	13,77	1,90

Tabla 33. Contenido de nitrato ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en las parcelas de los diferentes tratamientos, considerando todo el ensayo (control: sin caliza; 4: tamaño de la caliza de 2 a 4 mm; 2: tamaño de la caliza de 0,5 a 2 mm; 0,5: tamaño de la caliza de 0,25 a 0,5 mm; 0,25: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm; 0,25f: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm añadida de forma fraccionada).

	Media	Desviación típica	Error típico
control	40,92	38,54	5,39
4	39,38	39,31	5,56
2	38,44	34,48	4,82
0,5	46,44	46,80	6,55
0,25f	44,26	44,90	6,28
0,25	46,98	44,10	6,17

diferencias significativas entre tratamientos; en el segundo año el encalado provocó, en general, un aumento del contenido de amonio mientras que en el tercer año, por el contrario, se produjo un descenso del mismo en estas parcelas. La explicación puede ser que en el segundo año el encalado aumentó la tasa de mineralización de la materia orgánica fácilmente mineralizable lo que se tradujo en un incremento de  $\text{NH}_4^+$ , mientras que en el tercer año había menos materia orgánica fácilmente mineralizable y los menores contenidos de  $\text{NH}_4^+$  observados en las parcelas encaladas pueden relacionarse con una mayor actividad de los microorganismos nitrificadores.

En cuanto al contenido de  $\text{NO}_3^-$ , en la mayoría de los casos, no se observó un efecto significativo del encalado (Figuras 17 y 18). Ello no quiere decir que el encalado no afecte a los procesos de nitrificación ya que también hay que tener en cuenta la extracción por los cultivos, que será mayor en las parcelas que presenten una mayor producción.

Al contrario de lo que sucede en este estudio López-Díaz (2004) no encuentra, tras el encalado, diferencias significativas en el contenido de  $\text{NH}_4^+$  pero sí observa un incremento del contenido de  $\text{NO}_3^-$ . En su caso parte de un suelo mucho más ácido que el que presentan las parcelas control en el presente estudio, por lo que el encalado puede tener un efecto más notorio sobre la población de microorganismos nitrificadores. En nuestro ensayo, los valores de pH son, en general superiores a 5 en todas las parcelas y las diferencias de pH entre ellas no suelen ser superiores a 0,5 unidades, lo que unido a las diferentes extracciones de  $\text{NO}_3^-$  en función de la producción puede justificar la ausencia de efecto de las enmiendas calizas en el contenido de  $\text{NO}_3^-$  en el suelo.

Las sucesivas adiciones de fertilizantes NPK, provocan al final del ensayo valores significativamente más elevados de ambos iones ( $\text{NH}_4^+$  y  $\text{NO}_3^-$ ) en todas las parcelas, en relación a los contenidos iniciales (Figuras 16 y 18). Hasta el mes de Julio de 1997 predominó el N en forma amónica frente a la forma nítrica (Figuras 16 y 18) y a partir de ese momento los contenidos de ambos iones fueron parecidos. Parece pues que, en la primera fase del ensayo, los procesos de amonificación transcurrieron de forma más rápida que los de nitrificación, o bien se produjo una rápida inmovilización del nitrato producido o aportado por el fertilizante (Coyne et al., 1998; Puri y Ashman 1999; Whitehead et al., 2000), lo que mantendría su concentración baja. Por tanto, la adición de NPK y/o el encalado podrían aumentar la actividad microbiana que provocaría una inmovilización del  $\text{NO}_3^-$  producido.

Resultados y discusión

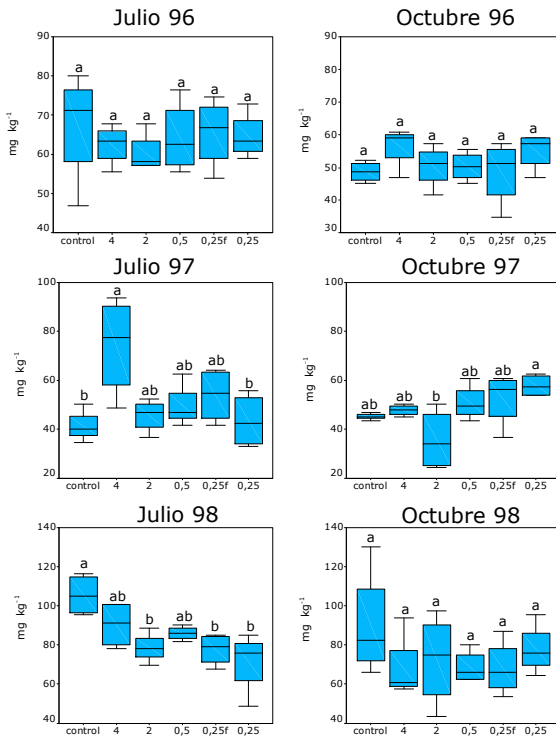


Figura 15. Amonio: Rango y cuartiles para los diferentes tratamientos en algunos de los muestreos realizados.

Tabla 34. Amonio: Diferencias significativas entre muestreos para cada tratamiento.

tratamiento	Secuencias muestreos
0,25	Jul96 <sup>a</sup> > En96 <sup>ab</sup> > Abr96 <sup>ab</sup> > Oct96 <sup>ab</sup> > Nov95 <sup>b</sup>
0,25f	Jul96 <sup>a</sup> > En96 <sup>ab</sup> > Abr96 <sup>ab</sup> > Oct96 <sup>ab</sup> > Nov95 <sup>b</sup>
0,5	Jul96 <sup>a</sup> > En96 <sup>a</sup> > Abr96 <sup>a</sup> > Oct96 <sup>a</sup> > Nov95 <sup>a</sup>
2	Jul96 <sup>a</sup> > En96 <sup>a</sup> > Nov95 <sup>a</sup> > Oct96 <sup>a</sup> > Abr96 <sup>a</sup>
4	Jul96 <sup>a</sup> > Oct96 <sup>a</sup> > En96 <sup>a</sup> > Nov95 <sup>a</sup> > Abr96 <sup>a</sup>
control	Jul96 <sup>a</sup> > Abr96 <sup>ab</sup> > En96 <sup>ab</sup> > Oct96 <sup>ab</sup> > Nov95 <sup>b</sup>
0,25	Abr97 <sup>a</sup> > Oct97 <sup>ab</sup> > En97 <sup>b</sup> > Jul97 <sup>b</sup>
0,25f	Jul97 <sup>a</sup> > Abr97 <sup>b</sup> > Oct97 <sup>b</sup> > En97 <sup>b</sup>
0,5	Abr97 <sup>a</sup> > En97 <sup>a</sup> > Oct97 <sup>a</sup> > Jul97 <sup>a</sup>
2	Abr97 <sup>a</sup> > Jul97 <sup>ab</sup> > En97 <sup>ab</sup> > Oct97 <sup>b</sup>
4	Jul97 <sup>a</sup> > Abr97 <sup>ab</sup> > En97 <sup>ab</sup> > Oct97 <sup>b</sup>
control	Abr97 <sup>a</sup> > En97 <sup>ab</sup> > Oct97 <sup>ab</sup> > Jul97 <sup>b</sup>
0,25	Oct98 <sup>a</sup> > Jul98 <sup>ab</sup> > En98 <sup>ab</sup> > Abr98 <sup>b</sup>
0,25f	Jul98 <sup>a</sup> > Oct98 <sup>ab</sup> > Abr98 <sup>ab</sup> > En98 <sup>b</sup>
0,5	Jul98 <sup>a</sup> > Oct98 <sup>b</sup> > En98 <sup>c</sup> > Abr98 <sup>c</sup>
2	Jul98 <sup>a</sup> > Oct98 <sup>a</sup> > Abr98 <sup>ab</sup> > En98 <sup>b</sup>
4	Jul98 <sup>a</sup> > Oct98 <sup>ab</sup> > Abr98 <sup>ab</sup> > En98 <sup>b</sup>
control	Jul98 <sup>a</sup> > Oct98 <sup>ab</sup> > En98 <sup>ab</sup> > Abr98 <sup>b</sup>

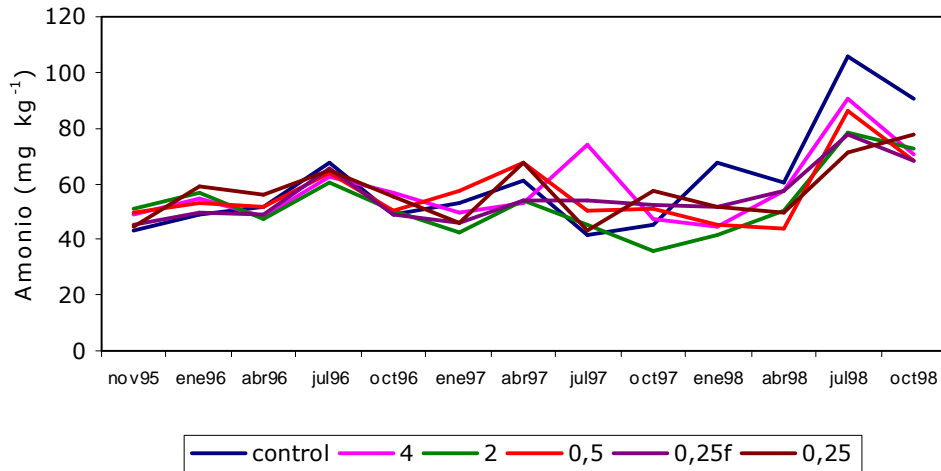


Figura 16. Variaciones de Amonio en las parcelas tratadas con distintas granulometrías a lo largo del ensayo. (Control: sin caliza; 4: caliza entre 2 y 4 mm de diámetro; 2: caliza entre 0,5 y 2 mm de diámetro; 0,5: caliza entre 0,25 y 0,5 mm de diámetro; 0,25: caliza menor de 0,25 mm de diámetro; 0,25f: caliza menor de 0,25 mm de diámetro añadida de forma fraccionada).

Sin embargo, en Julio de 1997, posiblemente debido a la temperatura elevada y al aporte de NPK en el mes de Mayo aumentó significativamente el contenido de  $\text{NO}_3^-$  disponible (Figura 18). Un aumento de la nitrificación después de la adición de fertilizante NPK ha sido observada por Fortuna et al., (2003). En esa fecha habíamos detectado un descenso significativo de pH que podría estar provocado por los procesos de nitrificación. Este descenso de pH es más acusado en las parcelas control, ya que el encalado neutraliza parte de la acidez causada en el proceso de nitrificación. La influencia de los procesos de nitrificación en el descenso de pH del suelo ha sido señalada por varios autores (Conyers et al., 1995; Meiwes et al., 1998; Paul et al., 2001; Solla, 2004; Debreczeni y Kismanyoky, 2005).

Es de destacar la correlación negativa significativa existente entre  $\text{NO}_3^-$  y Al total en disolución ( $r=-0,49$ ,  $p<0,01$ ) y entre el primero y el Al reactivo disuelto ( $r=-0,54$ ,  $p<0,01$ ). Esto podría indicar que el Al total soluble y, más aún, el Al más reactivo que está en disolución, afecta negativamente a los microorganismos que participan en el proceso de nitrificación. Rufty et al. (1995) y Calba y Jaillard (1997) también observan en soja y maíz, respectivamente, menor absorción de  $\text{NO}_3^-$  al aumentar la concentración de Al en disolución. El aumento, con el tiempo, de formas de N de mayor disponibilidad ( $\text{NO}_3^-$  y  $\text{NH}_4^+$ ) provoca una mayor extracción de N por parte de los cultivos, con el consiguiente descenso del contenido de N total.

Como se ha comentado anteriormente el contenido de N total descendió al final del ensayo en todas las parcelas, en relación con los valores iniciales. Sin embargo, en el caso del  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{NH}_4^+$ , sucede lo contrario; de hecho se obtiene una correlación negativa significativa ( $r=-0,22$ ,  $p<0,01$ ) entre N total y  $\text{NO}_3^-$ . El descenso de N total y aumento de  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{NH}_4^+$  confirma una mayor mineralización de la materia orgánica como consecuencia del abonado NPK (Belay et al., 2002) y/o del encalado (Sikström, 2002).

Resultados y discusión

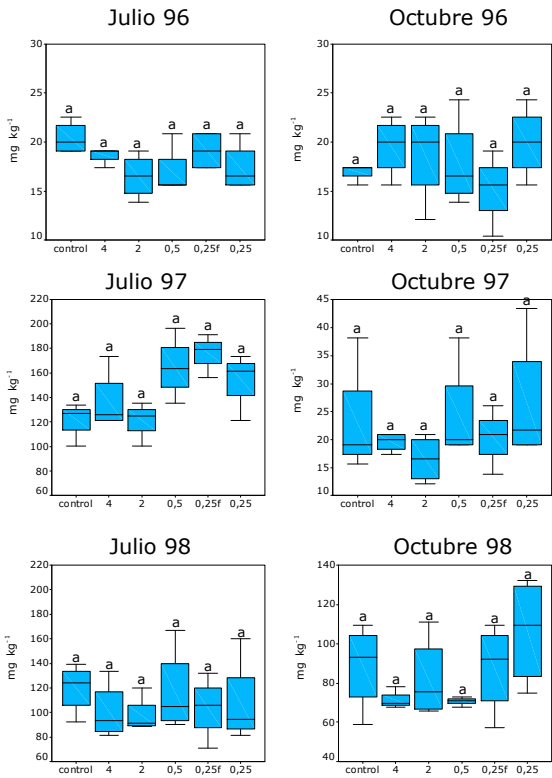


Figura 17. Nitrato: Rango y cuartiles para los diferentes tratamientos en algunos de los muestreos realizados

Tabla 35. Nitrato: Diferencias significativas entre muestreos para cada tratamiento.

tratamiento	Secuencias muestreos
0,25	Abr96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup> >Nov95 <sup>a</sup>
0,25f	Abr96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup> >Nov95 <sup>a</sup>
0,5	Nov95 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup>
2	Oct96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup> >Nov95 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>a</sup>
4	Oct96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup> >Nov95 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>a</sup>
control	Jul96 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>ab</sup> >Oct96 <sup>ab</sup> >Nov95 <sup>ab</sup> >En <sup>b</sup>
0,25	Jul97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>b</sup> >Oct97 <sup>b</sup> >En97 <sup>b</sup>
0,25f	Jul97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>b</sup> >Oct97 <sup>b</sup> >En97 <sup>b</sup>
0,5	Jul97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>b</sup> >Oct97 <sup>b</sup> >En97 <sup>b</sup>
2	Jul97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>b</sup> >Oct97 <sup>b</sup> >En97 <sup>b</sup>
4	Jul97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>b</sup> >Oct97 <sup>b</sup> >En97 <sup>b</sup>
control	Jul97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>b</sup> >Oct97 <sup>b</sup> >En97 <sup>b</sup>
0,25	Jul98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>ab</sup> >En98 <sup>bc</sup> >Abr98 <sup>b</sup>
0,25f	Jul98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>ab</sup> >En98 <sup>bc</sup> >Abr98 <sup>c</sup>
0,5	Jul98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>ab</sup> >En98 <sup>b</sup> >Abr98 <sup>b</sup>
2	Jul98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>a</sup> >En98 <sup>b</sup> >Abr98 <sup>b</sup>
4	Jul98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>ab</sup> >En98 <sup>bc</sup> >Abr98 <sup>c</sup>
control	Jul98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>a</sup> >En98 <sup>b</sup> >Abr98 <sup>b</sup>

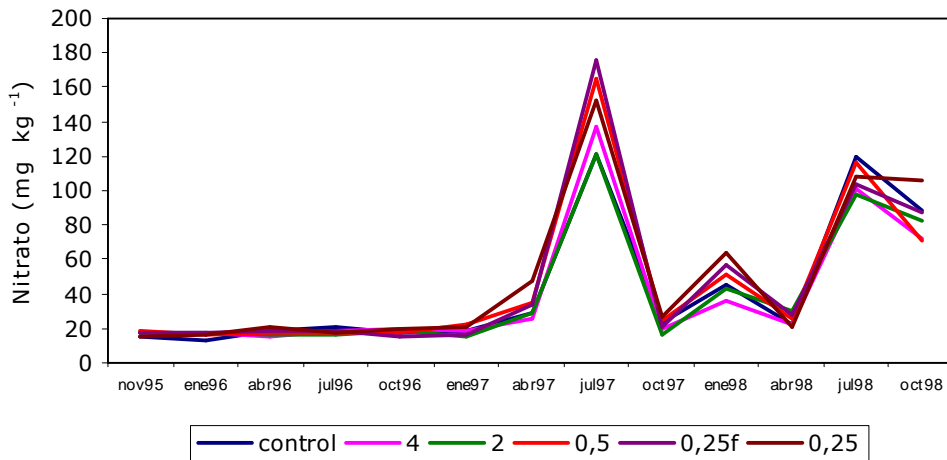


Figura 18. Variaciones de Nitrato en las distintas parcelas a lo largo del ensayo. (Control: sin caliza; 4: caliza entre 2 y 4 mm de diámetro; 2: caliza entre 0,5 y 2 mm de diámetro; 0,5: caliza entre 0,25 y 0,5 mm de diámetro; 0,25: caliza menor de 0,25 mm de diámetro; 0,25f: caliza menor de 0,25 mm de diámetro añadida de forma fraccionada).

### 1.7. Fósforo

Se ha realizado un fraccionamiento del fósforo en orgánico e inorgánico en dos de los muestreos, un mes después del encalado (Noviembre de 1995) y un año después del mismo (Octubre de 1996). El fósforo disponible se ha determinado por los métodos Olsen y reactivo Mehlich-3 en todos los muestreos realizados durante los tres años que duró el ensayo.

#### Fósforo orgánico e inorgánico

Las formas de fósforo orgánico incluyen formas relativamente lábiles tales como fosfolípidos, inositol y ácidos fúlvicos y otras más resistentes como los ácidos húmicos. Las formas de fósforo inorgánico estarán ligadas a compuestos de hierro y aluminio de baja cristalinidad en suelos ácidos y a compuestos de Ca en suelos alcalinos (Hedley et al., 1982).

En las tablas 36 y 37 se presenta el contenido medio de P orgánico e inorgánico, respectivamente, en los diferentes tratamientos, considerando los dos muestreos.

En el primero de ellos, realizado un mes después de encalar, no se observaron diferencias significativas entre los distintos tratamientos aplicados y las parcelas control ni en el contenido de P total ( $P_{\text{orgánico}} + P_{\text{inorgánico}}$ ) ni en la distribución de ese P total en las dos fracciones, (Figura 19a y b). Se puede observar que existe un predominio claro de las formas orgánicas de P, que representan casi un 90% del P total (Figura 19b).

Tabla 36. Fósforo orgánico ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) para los diferentes tratamientos, considerando dos muestreos. (Control: sin caliza; 4: tamaño de la caliza de 2 a 4 mm; 2: tamaño de la caliza de 0,5 a 2 mm; 0,5: tamaño de la caliza de 0,25 a 0,5 mm; 0,25: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm; 0,25f: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm añadida de forma fraccionada).

	Media	Desviación típica	Error típico
control	3279	474	179
4	3223	809	286
2	3427	478	169
0,5	3157	770	291
0,25f	3116	306	116
0,25	3373	547	207

Tabla 37. Fósforo inorgánico ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) para los diferentes tratamientos, considerando dos muestreos. (Control: sin caliza; 4: tamaño de la caliza de 2 a 4 mm; 2: tamaño de la caliza de 0,5 a 2 mm; 0,5: tamaño de la caliza de 0,25 a 0,5 mm; 0,25: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm; 0,25f: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm añadida de forma fraccionada).

	Media	Desviación típica	Error típico
control	452	57	21
4	503	78	27
2	490	55	19
0,5	526	102	38
0,25f	464	47	17
0,25	528	48	18

Un año después de encalar se detectó una disminución del contenido de P total en todas las parcelas, siendo algo más fuerte en las que fueron enmendadas (Figura 19a). El descenso afecta a la fracción de P orgánico, ya que la fracción inorgánica experimentó un ligero incremento (Figuras 19a y 20a). También se observó un aumento del P disponible (Figura 20b), que puede relacionarse con la aplicación de abonado NPK realizada en mayo del 96 y con la mineralización de los compuestos orgánicos más lábiles. Tate et al. (1991) demuestran que la mineralización del P orgánico lábil es una importante fuente de P para el pasto en suelos de Nueva Zelanda con alto y bajo contenido de P. Según Stewart y Sharpey (1987) la cantidad de P orgánico mineralizado en suelos templados varía entre 5 y 20  $\text{kg ha}^{-1}$  cada año.

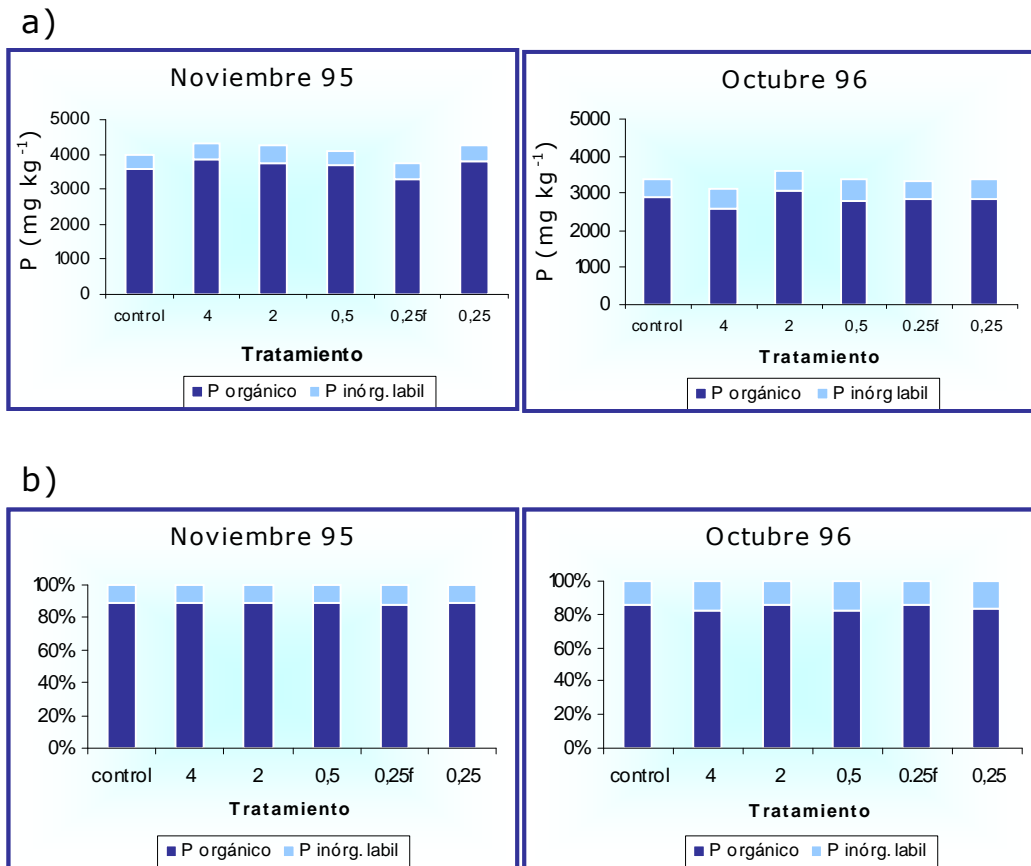
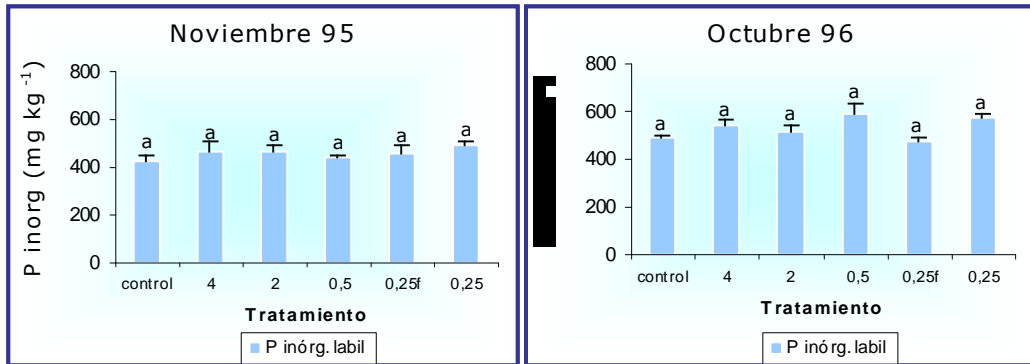


Figura 19. a) Contenido de P total (P orgánico + P inorgánico) en dos muestreos en los distintos tratamientos. b) Distribución porcentual del P total en P orgánico y P inorgánico, en dos muestreos

El mayor incremento del P inorgánico que de P disponible registrado en todas las parcelas después de un año, puede relacionarse con el hecho de que el fosfato cálcico añadido en el abonado NPK, que es muy soluble, en estas parcelas ácidas se puede transformar en fosfato de Al contribuyendo a aumentar esa fracción inorgánica. Por tanto una parte del P que se añade con el fertilizante se está transformando en sales inorgánicas insolubles, no estando disponible para las plantas.

a)



b)

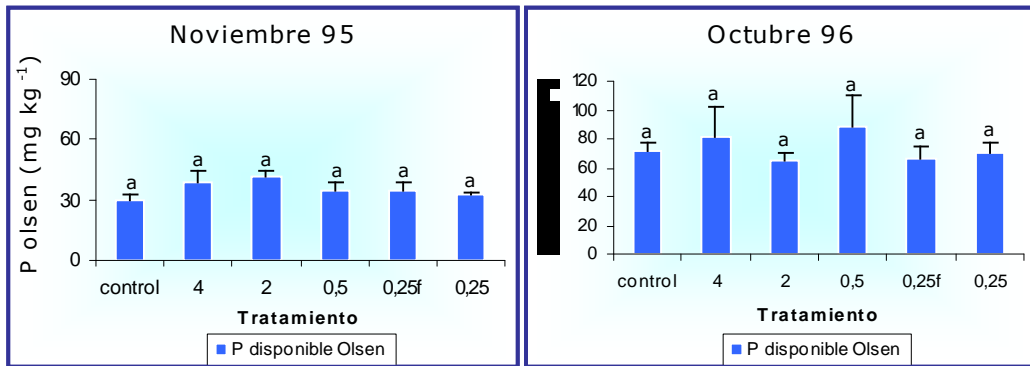


Figura 20. a) Contenido de P inorgánico (mg kg<sup>-1</sup>) en dos muestreos en los distintos tratamientos. b) Contenido de P disponible extraído por el método Olsen.

### Fósforo disponible

El fósforo se ha determinado por los métodos Olsen (Olsen y Summer, 1982), utilizado frecuentemente en Galicia como método de rutina, y el reactivo Mehlich-3 (Mehlich, 1984), que es un extractante multielemental muy utilizado en los últimos años (Fernández Marcos, 1997; Gartley et al., 2002; Sims et al., 2002).

Los diferentes reactivos (Olsen, Mehlich) extraen cantidades diferentes de fósforo y los niveles críticos varían de un método a otro. Aunque ambos proporcionan una estimación de la cantidad de fósforo que un suelo puede aportar a las plantas, no proporcionan una medida absoluta del fósforo disponible. Trabajos anteriores indican que el reactivo Mehlich-3 es más adecuado que el Olsen para la determinación de fósforo asimilable en suelos ácidos (Tran et al., 1990; Mamo et al., 1996; Fernández Marcos, 1997).

Método Olsen: Los contenidos medios de fósforo oscilaron entre 48 y 56 mg kg<sup>-1</sup> en las parcelas encaladas y fueron de 52 mg kg<sup>-1</sup> en las parcelas control (Tabla 38).

En ningún caso se obtiene el modificador p de Buol et al., (1975) de bajo contenido en fósforo y, en general, los contenidos de P pueden considerarse altos (Domínguez Vivancos, 1997).

No se apreciaron diferencias significativas entre tratamientos en los distintos muestreos, si bien en ocho de ellos, se observa que las parcelas que recibieron la caliza de granulometrías más finas, tendieron a presentar los menores valores de fósforo (Figuras 21 y 22). Esto puede ser consecuencia de la precipitación de fosfato de calcio en estas parcelas, con niveles superiores de Ca, cuando aumenta el aporte de fósforo, o bien, de la adsorción de P por hidróxido de aluminio no cristalino precipitado como resultado del encalado (Giesler et al., 2005)

La disminución del contenido en fósforo como consecuencia del encalado, ha sido señalada por diversos autores (Fox y Pluchnett, 1964; Lowther y Adams, 1970; Kamprath, 1971; Amarisiri y Olsen, 1973; Munns y Fox, 1976; Layon et al., 1977; White y Taylor, 1977; Summer, 1979; Friesen et al., 1980; Farina et al., 1981, 1982; Badaluco et al., 1992; Guadalix y Pardo, 1994; Bornman et al., 1998; Sabbe y Dunham, 1998; Delfin et al., 2003). Otros autores, por el contrario, señalan un aumento de la disponibilidad de P tras el encalado relacionado con la reducción del Al cambiante y en disolución después de la adición de Ca (Truog, 1946; Foth y Turk, 1972; Brady, 1974; Soltanpour et al., 1974; Ryan y Smillie, 1975; Donahue et al., 1977; Jaakkola et al., 1977; Parfitt, 1977; Smith y Sánchez, 1980; Follet et al., 1981; Holford y Croker, 1994; Camargo et al., 1997; Aitken et al., 1998b; Wheeler, 1998).

Tabla 38. Fósforo determinado por el método Olsen (en mg kg<sup>-1</sup>) en las parcelas de los diferentes tratamientos, considerando todo el ensayo. (Control: sin caliza; 4: tamaño de la caliza de 2 a 4 mm; 2: tamaño de la caliza de 0,5 a 2 mm; 0,5: tamaño de la caliza de 0,25 a 0,5 mm; 0,25f: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm; 0,25: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm añadida de forma fraccionada).

	Media	Desviación típica	Error típico
control	52	16	2
4	56	23	3
2	56	19	2
0,5	56	22	3
0,25f	48	16	2
0,25	49	14	1

Resultados y discusión

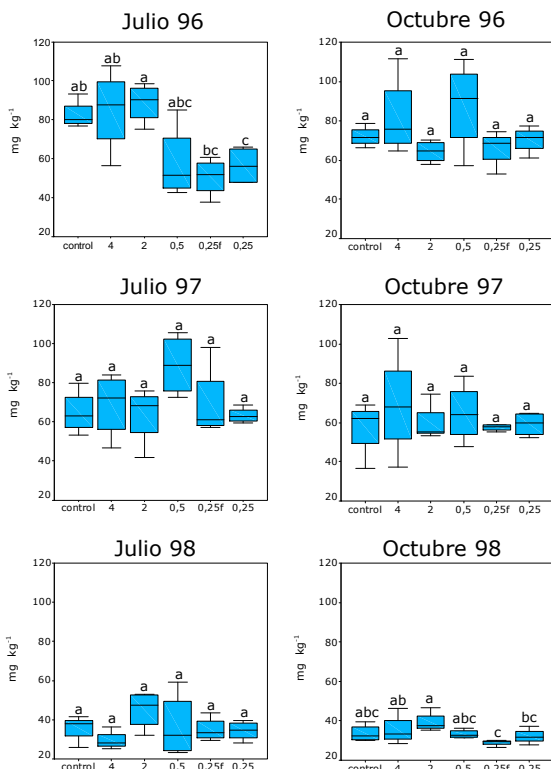


Figura 21. Fósforo Olsen: Rango y cuartiles para los diferentes tratamientos en algunos de los muestreos realizados.

Tabla 39. Fósforo Olsen: Diferencias significativas entre muestreos para cada tratamiento.

tratamiento	Secuencia muestreos
0,25	Oct96 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>ab</sup> >En96 <sup>bc</sup> >Nov95 <sup>c</sup>
0,25f	Oct96 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>ab</sup> >Jul96 <sup>abc</sup> >En96 <sup>bc</sup> >Nov95 <sup>c</sup>
0,5	Oct96 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>ab</sup> >Jul96 <sup>ab</sup> >En96 <sup>ab</sup> >Nov95 <sup>b</sup>
2	Jul96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>b</sup> >Abr96 <sup>b</sup> >En96 <sup>bc</sup> >Nov95 <sup>c</sup>
4	Jul96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>ab</sup> >Abr96 <sup>bc</sup> >En96 <sup>bc</sup> >Nov95 <sup>c</sup>
control	Jul96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>ab</sup> >Abr96 <sup>bc</sup> >En96 <sup>cd</sup> >Nov95 <sup>d</sup>
0,25	Jul97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup> >En97 <sup>ab</sup> >Abr97 <sup>b</sup>
0,25f	Jul97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>ab</sup> >En97 <sup>b</sup> >Abr97 <sup>b</sup>
0,5	Jul97 <sup>a</sup> >O97 <sup>ab</sup> >En97 <sup>ab</sup> >Abr97 <sup>b</sup>
2	En97 <sup>a</sup> >Jul97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>a</sup>
4	En97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup> >Jul97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>a</sup>
control	Jul97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup> >En97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>a</sup>
0,25	En98 <sup>a</sup> >Abr98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>a</sup>
0,25f	Abr98 <sup>a</sup> >En98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>a</sup>
0,5	En98 <sup>a</sup> >Abr98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>a</sup>
2	Abr98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>a</sup> >En98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>a</sup>
4	Abr98 <sup>a</sup> >En98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>a</sup>
control	Abr98 <sup>a</sup> >En98 <sup>b</sup> >Jul98 <sup>b</sup> >Oct98 <sup>b</sup>

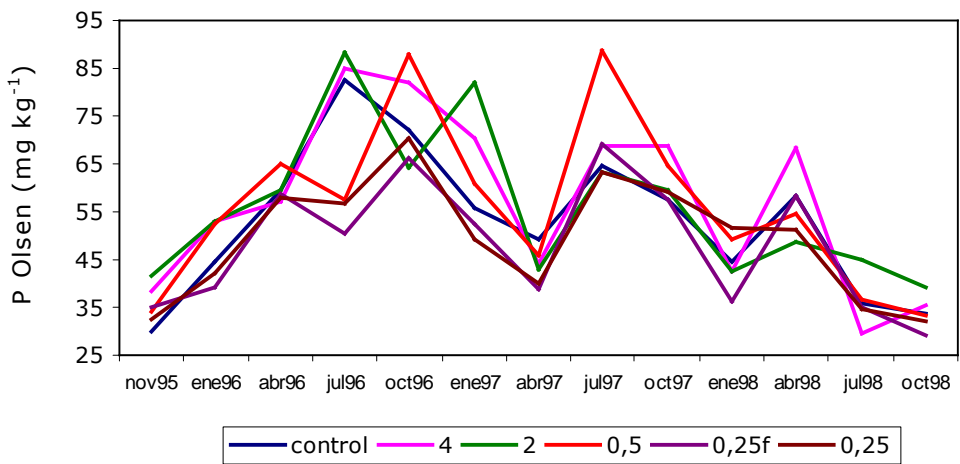


Figura 22. Variaciones de fósforo extraído por el método Olsen en las distintas parcelas a lo largo del ensayo. (Control: sin caliza; 4: caliza entre 2 y 4 mm de diámetro; 2: caliza entre 0,5 y 2 mm de diámetro; 0,5: caliza entre 0,25 y 0,5 mm de diámetro; 0,25: caliza menor de 0,25 mm de diámetro; 0,25f: caliza menor de 0,25 mm de diámetro añadida de forma fraccionada).

Recientemente Acevedo et al. (2005) no encuentran un efecto significativo del encalado sobre la disponibilidad de P en suelos de Brasil.

En este estudio, las parcelas tratadas con las granulometrías más gruesas (0,5, 2 y 4 mm) son las que registraron valores de fósforo Olsen ligeramente superiores. Esto puede ser consecuencia de que el encalado reduce el Al cambiante en relación a las parcelas control y no aportan suficiente Ca para precipitar  $\text{PO}_4^{3-}$ , como se verá en el apartado correspondiente al Ca; de ahí esos valores algo superiores en estas parcelas. En suelos ácidos, el P puede precipitar como fosfato de hierro y aluminio, tales como ciertos precursores de la como ciertos precursores de la estrengita ( $\text{FePO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ), que luego evolucionan a ella, y la berlinita ( $\text{AlPO}_4$ ), que posteriormente evoluciona a variscita ( $\text{AlPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ). En suelos calcáreos puede precipitar fosfato octocálcico ( $\text{Ca}_4\text{H}(\text{PO}_4)_3 \cdot 2,5\text{H}_2\text{O}$ ), que puede seguir evolucionando para formar fosfato tricálcico ( $\beta\text{-Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ ).

Para Holford (1989), el hecho de que el encalado aumente o disminuya la disponibilidad de P depende del tiempo de equilibrio entre la cal y el suelo, señalando que el efecto depresivo del encalado se puede encontrar en los experimentos a corto plazo.

Considerando todo el período de estudio, se pudieron ver, para cada tratamiento, algunas oscilaciones mensuales en el contenido de P (Tabla 39, Figura 22) que pueden relacionarse con el aporte de NPK efectuado los meses de Octubre y Mayo de cada año, con la modificación en el valor de pH como consecuencia del encalado, y con la absorción de este elemento por parte de las plantas. Así, los valores más elevados ocurrieron en los meses de Julio de los años 1996 y 1997, lo que puede atribuirse a la fertilización de NPK aportada en Mayo. En 1998 no se fertilizó con NPK por lo que el mes de Julio no presenta el incremento de P observado en los años anteriores.

En los años 1996 y 1997, los valores más bajos se obtienen en los meses de Enero y Abril. En el mes de Enero, los valores bajos de P Olsen se podrían atribuir a un arrastre de fertilizante con el agua de lluvia, abundante en este período. En el mes de Abril con un posible agotamiento del fertilizante NPK añadido en Octubre y/o con una mayor absorción de P por la planta al tratarse ya de la época primaveral. Al cabo de tres años, los valores de P son del mismo orden que los obtenidos al inicio del ensayo, no existiendo diferencias significativas entre parcelas encaladas y parcelas control.

Reactivo Mehlich-3: Los valores medios de P extraídos con el reactivo Mehlich-3 oscilaron entre 48 y 59 mg kg<sup>-1</sup> en las parcelas encaladas y fueron de 47 mg kg<sup>-1</sup> en las parcelas control, durante todo el período de estudio (Tabla 40). Estos valores están por encima del valor crítico para la producción (30 mg kg<sup>-1</sup>) considerado por Mehlich (1984).

Para cada fecha de muestreo no se apreciaron, en general, diferencias significativas entre los distintos tratamientos ni con la parcela control (Figura 23). Tampoco se observan, en general, diferencias significativas para cada tratamiento entre los diferentes muestreos realizados anualmente (Tabla 41). Teniendo en cuenta todo el período de muestreo, se observó que los contenidos de fósforo más elevados se obtienen, para cada parcela, al inicio del ensayo y los más bajos se registran, en general, al final del mismo (Figura 24). Por tanto, la adición de P con el fertilizante NPK no se tradujo en un aumento de su disponibilidad según la extracción por el reactivo Mehlich-3. Esto puede ser debido a que como el pH sigue siendo ácido, se forman fosfatos de Al que el reactivo Mehlich no puede extraer. Además hay que señalar que, en las parcelas que recibieron caliza, podrían precipitar hidróxidos de Al que pueden retener fosfatos, que tampoco son extraíbles por este método.

Comparando las figuras 22 y 24 se observa que la evolución a lo largo del tiempo para el P extraído por el método Olsen y por el reactivo Mehlich-3 es diferente. El método Olsen extrae más fósforo después del encalado y/o la fertilización NPK, de modo que los menores valores de P se registran al inicio del ensayo y, con algunas oscilaciones, esta tendencia se mantiene hasta Abril del 98 (Figura 22), cerca del final del ensayo.

Tabla 40. Fósforo determinado por el reactivo Mehlich-3 (en mg kg<sup>-1</sup>) en las parcelas de los diferentes tratamientos, considerando todo el ensayo. (Control: sin caliza; 4: tamaño de la caliza de 2 a 4 mm; 2: tamaño de la caliza de 0,5 a 2 mm; 0,5: tamaño de la caliza de 0,25 a 0,5 mm; 0,25: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm; 0,25f: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm añadida de forma fraccionada).

	Media	Desviación típica	Error típico
control	47	14	2
4	58	28	4
2	59	19	2
0,5	59	32	4
0,25f	55	28	4
0,25	48	16	2

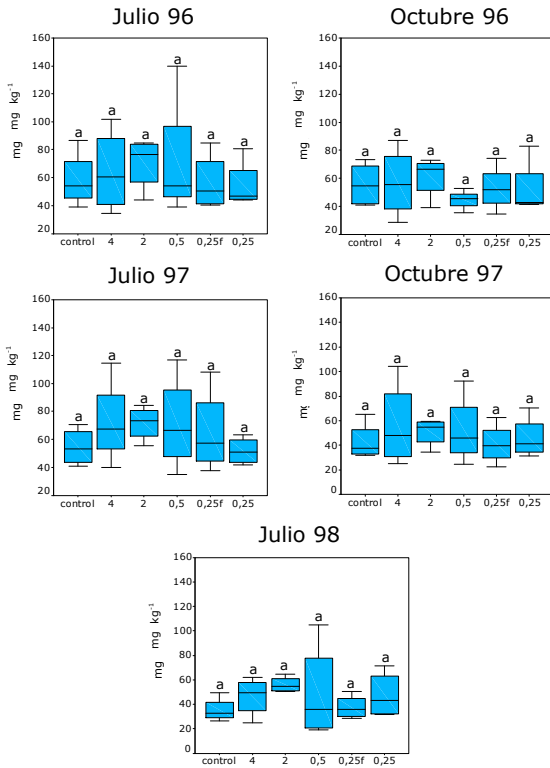


Figura 23. Fósforo Mehlich: Rango y cuartiles para los diferentes tratamientos en algunos de los muestreos realizados.

Tabla 41. Fósforo Mehlich: Diferencias significativas entre muestreos para cada tratamiento.

tratamiento	Secuencia muestreos
0,25	Nov95 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup>
0,25f	Nov95 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>a</sup>
0,5	Nov95 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>a</sup>
2	Nov95 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup>
4	Nov95 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>a</sup>
control	Jul96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>a</sup> >Nov95 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>a</sup>
0,25	Abr97 <sup>a</sup> >Jul97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup> >E97 <sup>a</sup>
0,25f	Jul97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>a</sup> >En97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup>
0,5	Jul97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>a</sup> >En97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup>
2	Jul97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>ab</sup> >Oct97 <sup>ab</sup> >En97 <sup>b</sup>
4	Jul97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>a</sup> >En97 <sup>a</sup>
control	Jul97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup> >En97 <sup>a</sup>
0,25	Jul98 <sup>a</sup> >En98 <sup>a</sup> >Abr98 <sup>a</sup>
0,25f	En98 <sup>a</sup> >Abr98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>a</sup>
0,5	En98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>a</sup> >Abr98 <sup>a</sup>
2	En98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>a</sup> >Abr98 <sup>a</sup>
4	En98 <sup>a</sup> >Abr98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>a</sup>
control	Abr98 <sup>a</sup> >En98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>a</sup>

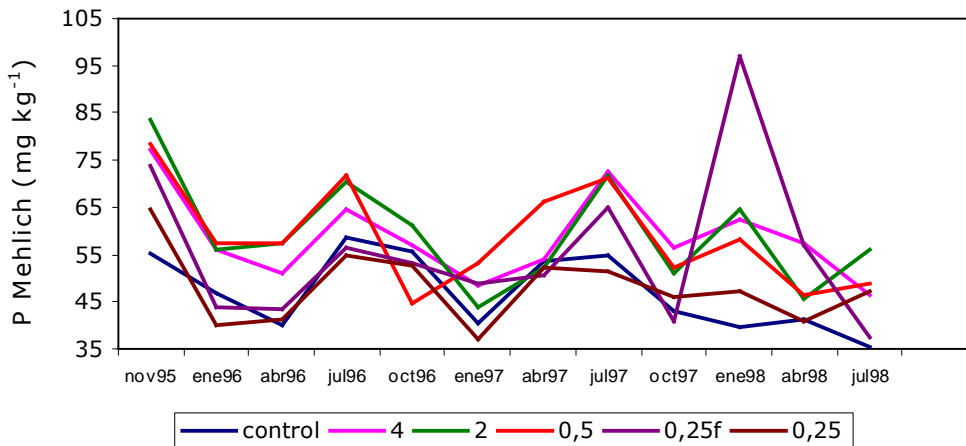


Figura 24. Variaciones de Fósforo extraído con el reactivo Mehlich-3 en las distintas parcelas a lo largo del ensayo. (Control: sin caliza; 4: caliza entre 2 y 4 mm de diámetro; 2: caliza entre 0,5 y 2 mm de diámetro; 0,5: caliza entre 0,25 y 0,5 mm de diámetro; 0,25: caliza menor de 0,25 mm de diámetro; 0,25f: caliza menor de 0,25 mm de diámetro añadida de forma fraccionada).

Por el contrario, el reactivo Mehlich-3 después del encalado y/o fertilización NPK extrae menos P que al inicio del ensayo; esta tendencia se observa tanto en las parcelas encaladas como en las parcelas control (Figura 24). Así, comparando la extracción de P realizada por los métodos Mehlich y Olsen a lo largo de todo el ensayo, se puede observar que al inicio del mismo, el reactivo Mehlich-3 extrae prácticamente el doble de P que el método Olsen, mientras que, después del encalado, en muchas ocasiones la extracción de P por el método Olsen es superior a la obtenida por el método Mehlich-3 (Figura 25).

La mayoría de los trabajos publicados de comparación entre el poder extractante de los reactivos Olsen y Mehlich-3 ponen de manifiesto un mayor poder de extracción de este último reactivo, que se relaciona con su carácter ácido y complejante. Así Tran et al. (1990), en suelos de cultivo de Québec (Canadá) encuentran que el reactivo Mehlich-3 extrae tres veces más fósforo que el Olsen. Matejovic y Durackova (1994), en Eslovaquia, obtienen un valor próximo a ocho para la relación  $P_M / P_O$ . Buondonno et al. (1992) determinan una relación  $P_M / P_O$  con un valor medio de 1,6 para suelos no calcáreos. Fernández Marcos (1997) encuentra que el reactivo Mehlich-3 extrae, en general, algo más del doble de fósforo que el reactivo Olsen, si bien en medios muy ácidos ( $pH < 4,5$ ) y con un elevado índice de adsorción de P (superior a 20), el método Olsen extrae más que el Mehlich-3.

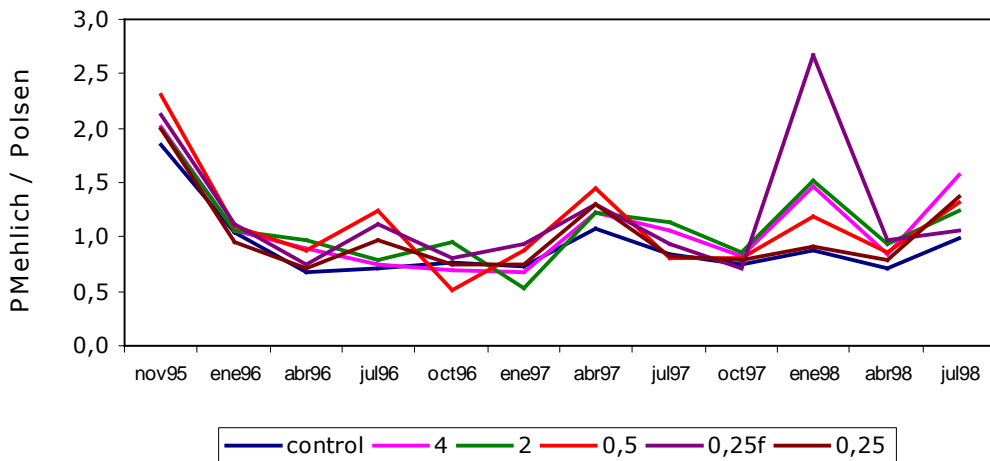


Figura 25. Relación de la extracción de fósforo entre los métodos Mehlich y Olsen a lo largo de todo el ensayo.

La mayor extracción de P del método Olsen respecto al Mehlich obtenida en varias ocasiones en el presente estudio después de la adición de caliza y/o NPK (Figura 25) puede tener varias explicaciones. Así, el fosfato cálcico añadido como fertilizante, dada su solubilidad, se va transformando en fosfatos de aluminio, ya que se trata de suelos ácidos ricos en Al; además el encalado puede provocar la precipitación de hidróxidos de aluminio no cristalinos que se convierten en superficies de adsorción de fosfatos. Estos fosfatos de aluminio son fácilmente solubilizables por el reactivo Olsen, de carácter alcalino, pero no por el reactivo Mehlich-3, que es de carácter ácido (Buondonno et al., 1992; Fernández Marcos, 1997). Por tanto, en suelos ácidos que presentan una gran adsorción de fosfatos, el método Olsen puede sobreestimar la cantidad de P disponible. Esta es una de las razones por las que este método no se recomienda para suelos ácidos (Willet y Higgings, 1978; Michaelson y Ping, 1986; Fernández Marcos, 1997). La mejor adecuación del reactivo Mehlich-3 a suelos ácidos, se relaciona con el hecho de que el poder de extracción de este reactivo está relativamente poco influenciado por la capacidad de adsorción de fósforo del suelo. Por el contrario, en suelos con una elevada capacidad de adsorción, el reactivo Olsen es capaz de extraer relativamente más fósforo, de modo que habría que utilizar un índice de adsorción de fósforo, complementario al dato de fósforo Olsen, para hacer predicciones de fertilización.

Los valores de fósforo asimilable, determinados con los dos extractantes utilizados en este trabajo, presentan una correlación significativa ( $p < 0,01$ ) en los muestreos de Noviembre de 1995 ( $r = 0,84$ ), Enero de 1996 ( $r = 0,88$ ), Julio de 1996 ( $r = 0,62$ ), Abril de 1997 ( $r = 0,86$ ), Octubre de 1997 ( $r = 0,84$ ), Abril de 1998 ( $r = 0,88$ ) y Julio de 1998 ( $r = 0,63$ ). Buenas correlaciones entre ambos métodos de extracción de fósforo fueron también encontrados por Tran et al., (1990), Matejovic y Durackova, (1994), Mamo et al., (1996), particularmente, cuando los suelos estudiados presentan una homogeneidad en sus propiedades físico-químicas.

#### 1.8. Cationes extraídos con Mehlich-3 y $\text{NH}_4\text{Cl}$ 1 M

En los últimos años se han aplicado diferentes disoluciones extractantes para la evaluación del estado nutricional del suelo. Se vienen utilizando soluciones con distintos componentes orgánicos e inorgánicos para la extracción de diferentes elementos. Así, para la extracción de los elementos cambiables se usan habitualmente  $\text{NH}_4\text{Cl}$ ,  $\text{AcONH}_4$ ,  $\text{BaCl}_2$ ,  $\text{KCl}$ ,  $\text{BaCl}_2\text{-TEA}$ , tiourea de plata, etc. El P disponible se puede determinar por distintos métodos: Olsen, Bray, Truog... Para

micronutrientes se utilizan distintas disoluciones extractantes: EDTA, DTPA. La conveniencia de hacer una única extracción en la que se puedan determinar macro y micronutrientes ha llevado a utilizar los denominados extractantes multielementos. Dentro de ellos, el reactivo Mehlich-3 (Mehlich, 1984) es de especial interés debido a que extrae simultáneamente muchos macro y micronutrientes (Sims et al., 2002). Monterroso et al. (1999) aplican este método para evaluar la fertilidad de suelos de la mina de Puentes, comparándolo con otros métodos ampliamente utilizados. Según estos autores, se obtienen correlaciones significativas para el Ca, Mg y K extraídos con  $\text{NH}_4\text{Cl}$ , el P extraído por el método Olsen, el Al extraído con oxalato amónico y los micronutrientes extraídos por DTPA.

En este estudio se utiliza el reactivo Mehlich-3 para la extracción de macro y micronutrientes disponibles en estas praderas encaladas. Se trata de comprobar si la cantidad de cationes extraídos por este método (Ca, Mg, Na) presenta buenas correlaciones con la extraída por el método de  $\text{NH}_4\text{Cl}$  1 M (que estima los cationes cambiables) en este tipo de muestras, cuyas características son muy diferentes a las de los suelos de mina anteriormente señalados. La extracción con el reactivo Mehlich-3 se realiza en los meses de Abril y Julio de los tres años de ensayo.

#### 1.8.1. Ca extraído con Mehlich-3 y $\text{NH}_4\text{Cl}$ 1 M

Los contenidos medios de Ca extraídos con el reactivo Mehlich-3 oscilaron, a lo largo de todo el ensayo, entre 266 y 436  $\text{mg kg}^{-1}$  en las parcelas encaladas y fueron de 253  $\text{mg kg}^{-1}$  en las parcelas control (Tabla 42).

Las parcelas encaladas con la caliza más fina (<0,25 mm en ambas formas de aplicación), son las que registraron los mayores contenidos de Ca extraído con

Tabla 42. Ca disponible extraído con el reactivo Mehlich-3 (en  $\text{mg kg}^{-1}$ ) en las parcelas de los diferentes tratamientos, considerando todo el ensayo. (Control: sin caliza; 4: tamaño de la caliza de 2 a 4 mm; 2: tamaño de la caliza de 0,5 a 2 mm; 0,5: tamaño de la caliza de 0,25 a 0,5 mm; 0,25: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm; 0,25f: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm añadida de forma fraccionada).

	Media	Desviación típica	Error típico
control	253	53	18
4	266	77	27
2	356	157	55
0,5	388	87	30
0,25f	359	128	45
0,25	436	59	21

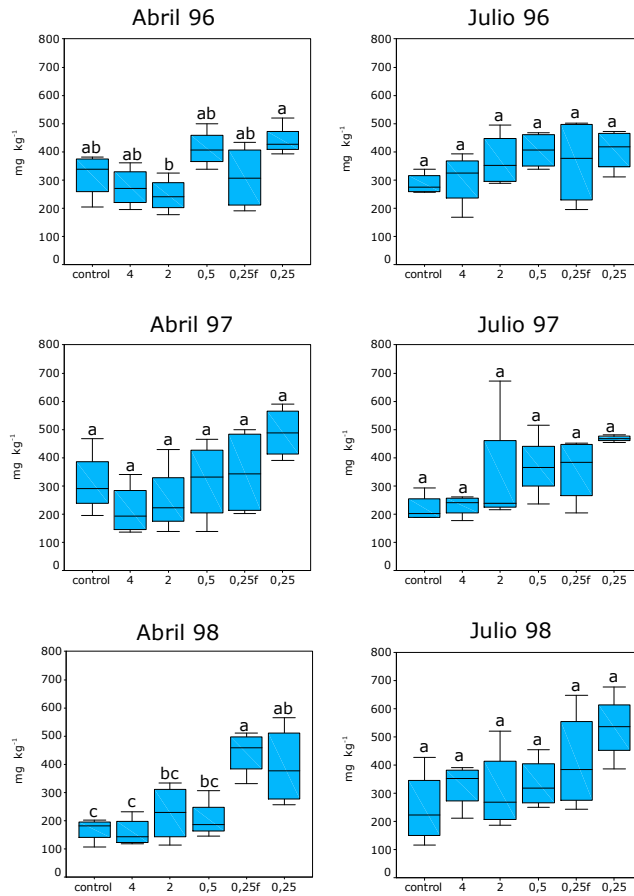


Figura 26. Ca Mehlich: Rango y cuartiles para los diferentes tratamientos en los muestreos realizados.

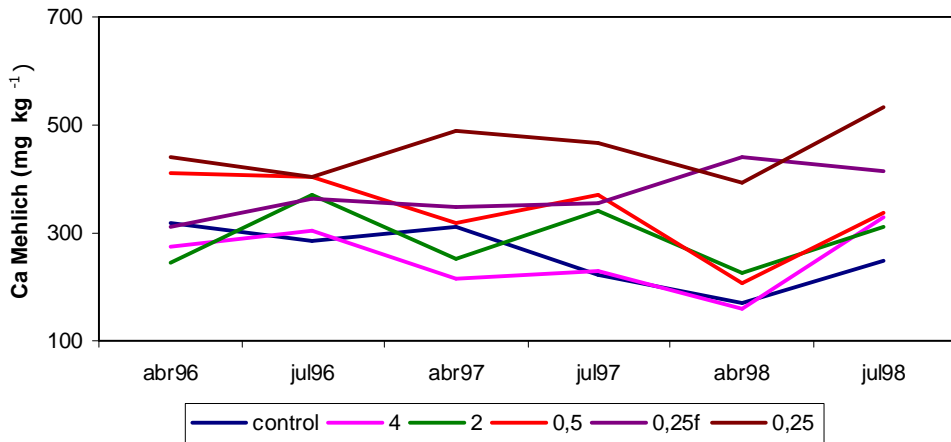


Figura 27. Variaciones de Ca extraído con el reactivo de Mehlich-3 en las distintas parcelas a lo largo del ensayo. (Control: sin caliza; 4: caliza entre 2 y 4 mm de diámetro; 2: caliza entre 0,5 y 2 mm de diámetro; 0,5: caliza entre 0,25 y 0,5 mm de diámetro; 0,25: caliza menor de 0,25 mm de diámetro; 0,25f: caliza menor de 0,25 mm de diámetro añadida de forma fraccionada).

Mehlich-3 en todos los muestreos en que se ha determinado (Figuras 26 y 27). Los contenidos más bajos se obtuvieron en las parcelas que recibieron la caliza más gruesa y en las parcelas control, si bien en general las diferencias entre tratamientos y con las parcelas control no son significativas (Figura 27).

Los contenidos medios de Ca en el complejo de cambio a lo largo del ensayo oscilaron entre 6,96 y 8,92  $\text{cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$  en las parcelas encaladas y fueron de 6,84  $\text{cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$  en las control. Ninguna de las parcelas presenta el modificador de Ca de Buol et al. (1975) (déficit de Ca para los valores inferiores a 1,5  $\text{cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$ ; Tabla 43, Figura 28).

A lo largo de todo el período de muestreo, se observa que las parcelas encaladas con la granulometría más fina (0,25 mm en una sola aplicación) y la de 0,5 mm son las que presentaron los valores de Ca más elevados (Figuras 28 y 29), si bien las diferencias en algunos muestreos no son significativas. Los valores más bajos correspondieron, en general, a las granulometrías más gruesas (2 y 4 mm) siendo similares a los de las parcelas control. Estos resultados ponen de manifiesto una mayor eficacia de la caliza más fina (0,25 y 0,5 mm) ya que, además de disolverse y actuar más rápido, mantiene los valores de Ca más elevados durante los tres años del ensayo, pudiendo observarse, incluso en el último muestreo, diferencias significativas entre las parcelas que recibieron caliza menor de 0,25 mm y las control (Figuras 28 y 29). La caliza más gruesa (entre 0,5 y 2 mm y entre 2 y 4 mm) apenas modifica los valores de Ca en relación a las parcelas control, es decir, el tamaño parece dificultar su incorporación.

Tabla 43. Ca en el complejo de cambio (en  $\text{cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$ ) en las parcelas de los diferentes tratamientos, considerando todo el ensayo. (Control: sin caliza; 4: tamaño de la caliza de 2 a 4 mm; 2: tamaño de la caliza de 0,5 a 2 mm; 0,5: tamaño de la caliza de 0,25 a 0,5 mm; 0,25: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm; 0,25f: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm añadida de forma fraccionada).

	Media	Desviación típica	Error típico
control	6,84	1,05	0,14
4	6,96	1,37	0,19
2	7,06	1,52	0,21
0,5	7,70	1,46	0,20
0,25f	7,45	1,68	0,23
0,25	8,92	1,04	0,14

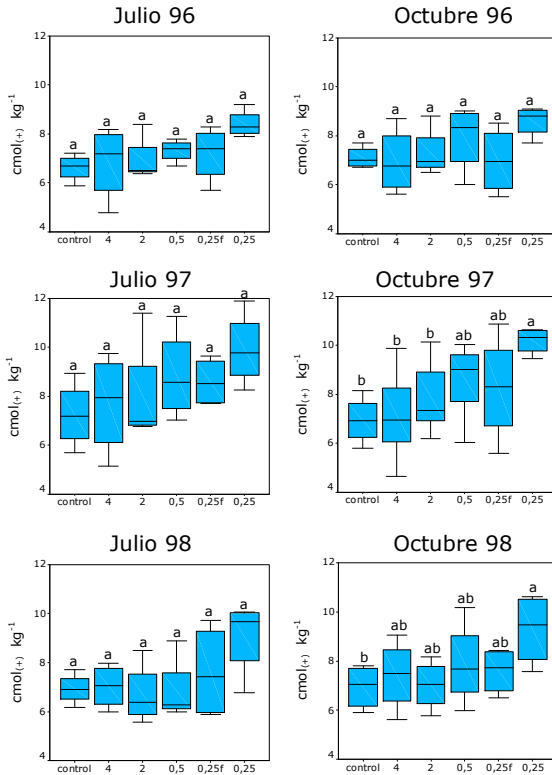


Figura 28. Ca cambiante: Rango y cuartiles para los diferentes tratamientos en algunos de los muestreos realizados.

Tabla 44. Ca cambiante: Diferencias significativas entre muestreos para cada tratamiento.

Tratamiento	Secuencia muestreos
0,25	Abr96 <sup>a</sup> >Nov95 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>a</sup>
0,25f	En96 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>a</sup> >Nov95 <sup>a</sup>
0,5	Abr96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>a</sup> >Nov95 <sup>a</sup>
2	Nov95 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>a</sup>
4	Abr96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>a</sup> >Nov95 <sup>a</sup>
Control	Abr96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>a</sup> >Nov95 <sup>a</sup>
0,25	Oct97 <sup>a</sup> >Jul97 <sup>ab</sup> >Abr97 <sup>ab</sup> >En97 <sup>b</sup>
0,25f	Jul97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>a</sup> >En97 <sup>a</sup>
0,5	Jul97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup> >En97 <sup>a</sup>
2	Jul97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup> >En97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>a</sup>
4	Jul97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>ab</sup> >Oct97 <sup>ab</sup> >En97 <sup>b</sup>
Control	Jul97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>a</sup> >En97 <sup>a</sup>
0,25	Jul98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>b</sup> >En98 <sup>b</sup> >Abr98 <sup>b</sup>
0,25f	Jul98 <sup>a</sup> >En98 <sup>b</sup> >Oct98 <sup>b</sup> >Abr98 <sup>b</sup>
0,5	Jul98 <sup>a</sup> >En98 <sup>b</sup> >Oct98 <sup>b</sup> >Abr98 <sup>b</sup>
2	Jul98 <sup>a</sup> >En98 <sup>b</sup> >Oct98 <sup>b</sup> >Abr98 <sup>b</sup>
4	Jul98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>b</sup> >En98 <sup>b</sup> >Abr98 <sup>b</sup>
Control	Jul98 <sup>a</sup> >En98 <sup>b</sup> >Oct98 <sup>b</sup> >Abr98 <sup>b</sup>

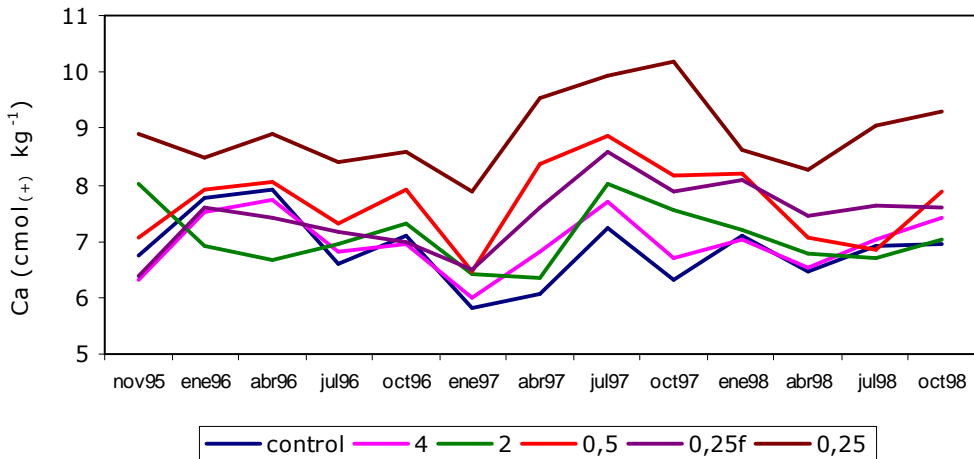


Figura 29. Variaciones de Ca en el complejo de cambio en las distintas parcelas a lo largo del ensayo. (Control: sin caliza; 4: caliza entre 2 y 4 mm de diámetro; 2: caliza entre 0,5 y 2 mm de diámetro; 0,5: caliza entre 0,25 y 0,5 mm de diámetro; 0,25: caliza menor de 0,25 mm de diámetro; 0,25f: caliza menor de 0,25 mm de diámetro añadida de forma fraccionada).

Scott et al. (1992) observan que el efecto de la caliza de granulometría gruesa (3 mm) sobre el Ca de cambio se manifiesta después de tres años de su adición, lo que indica la lenta liberación de Ca por la caliza de mayor tamaño, mientras que Fernández Sanjurjo et al. (1995) en un ensayo de campo con caliza fina (tamaño inferior a 0,25 mm), encuentran un efecto residual del encalado sobre el contenido de Ca siete años después de su aplicación.

Para cada tratamiento, las oscilaciones que sufren los valores de Ca a lo largo del tiempo que dura el ensayo se pueden explicar en función de procesos de lavado y concentración por falta de agua. Así, los valores más bajos suelen encontrarse en meses lluviosos (Enero, a veces Abril) y los más elevados en meses de poca lluvia (Julio; Tabla 44).

Por otra parte, las diferencias tanto en los valores de Ca (extraído con el reactivo Mehlich-3 y con  $\text{NH}_4\text{Cl}$  1 M) como en el pH en KCl entre las parcelas tratadas con caliza menor de 0,25 mm en una sola aplicación ( $3 \text{ t ha}^{-1}$ ) y las enmendadas con caliza menor de 0,25 mm que se añade de forma fraccionada ( $1 \text{ t ha}^{-1}$  cada uno de los tres años), ponen de manifiesto la mayor eficacia de la caliza cuando se añade la dosis total en una única aplicación (Figuras 8 y 29). En el tratamiento 0,25f, la dosis total de caliza fina ( $<0,25 \text{ mm}$ ) se añadió a razón de  $1 \text{ t ha}^{-1}$  cada año; cuando se ha completado la dosis de  $3 \text{ t ha}^{-1}$ , los contenidos de Ca cambiable y el valor de pH en KCl siguen siendo inferiores a los que se obtienen en las parcelas que recibieron el mismo tipo de caliza en una sola vez.

Se obtiene una correlación altamente significativa entre el Ca extraído con el reactivo Mehlich-3 y el Ca extraído con  $\text{NH}_4\text{Cl}$  ( $r=0,76$ ,  $p<0,01$ ) (Figura 30), si bien en estas muestras, el  $\text{NH}_4\text{Cl}$  extrae entre 3 y 8 veces más Ca que el reactivo Mehlich-3 (Figura 30; Tabla 45). Estos datos difieren de los obtenidos por Monterroso et al. (1999) en suelos de mina, donde, en la mayoría de las muestras, ambos reactivos extraían cantidades similares de Ca, y en algunas muestras ricas en carbonatos de Ca y Mg y con pH superior a 6, el reactivo Mehlich-3 extraía entre 2 y 3 veces más Ca que el  $\text{NH}_4\text{Cl}$ . En trabajos que comparan el Ca extraído con  $\text{AcONH}_4$  y con Mehlich-3, algunos autores señalan una mayor extracción en el caso del reactivo Mehlich-3 (Mehlich, 1984; Michaelson et al., 1987; Gartley et al., 2002) y otros indican una extracción similar para ambos (Went, 1995).

En el presente estudio, la menor extracción de Ca por parte del reactivo Mehlich-3 puede ser debida a que este reactivo contiene  $\text{NH}_4\text{F}$  y, como estas muestras han sido encaladas, podría haberse producido la precipitación de  $\text{CaF}_2$ , tal y como

observan Gago et al. (2002) en suelos de cultivo. Por tanto, en los suelos encalados el reactivo Mehlich-3 podría infravalorar el Ca disponible.

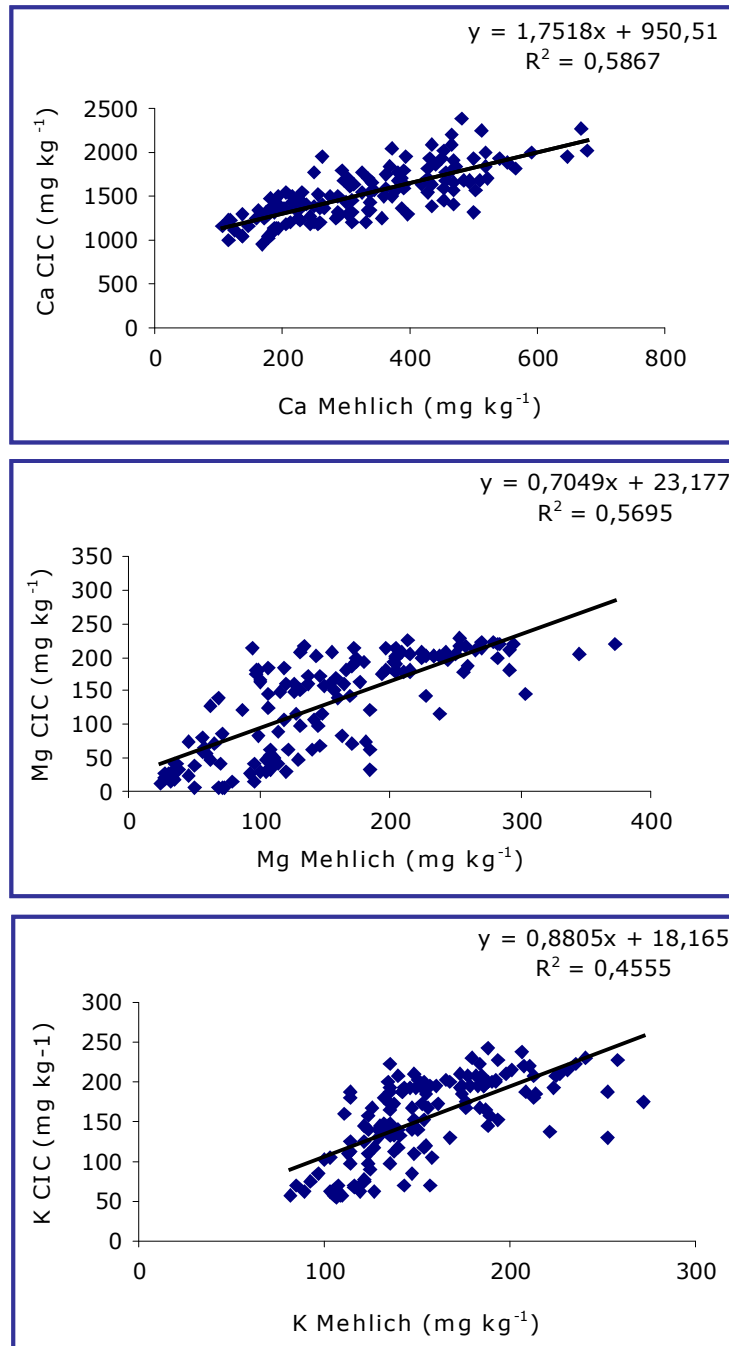


Figura 30. Relación entre cationes (Ca, Mg y K) extraídos con el reactivo Mehlich-3 y con  $\text{NH}_4\text{Cl}$  1 M.

Tabla 45. Relación entre las extracciones efectuadas con el reactivo Mehlich-3 y  $\text{NH}_4\text{Cl}$  1 M.

		Ca M-3/ Ca $\text{NH}_4\text{Cl}$	Mg M-3/ Mg $\text{NH}_4\text{Cl}$	K M-3/ K $\text{NH}_4\text{Cl}$
Abril 96	control	0,20	3,11	1,79
	4	0,18	2,13	2,02
	2	0,18	1,19	1,59
	0,5	0,26	1,53	1,97
	0,25f	0,20	1,46	1,58
	0,25	0,25	1,12	1,94
Julio 96	control	0,22	4,80	0,97
	4	0,22	4,55	0,98
	2	0,26	2,15	0,96
	0,5	0,28	1,83	1,09
	0,25f	0,24	3,14	0,81
	0,25	0,24	1,10	0,76
Abril 97	control	0,28	1,64	0,87
	4	0,15	1,06	0,77
	2	0,21	0,90	0,85
	0,5	0,18	1,13	0,81
	0,25f	0,23	0,82	0,86
	0,25	0,26	1,03	0,89
Julio 97	control	0,15	1,94	0,80
	4	0,15	1,12	0,91
	2	0,20	1,03	0,92
	0,5	0,21	1,11	0,93
	0,25f	0,20	0,82	0,92
	0,25	0,24	1,04	0,79
Abril 98	control	0,13	1,03	1,05
	4	0,12	0,67	0,87
	2	0,16	0,76	1,22
	0,5	0,14	0,70	1,08
	0,25f	0,29	1,20	1,08
	0,25	0,24	0,94	1,04
Julio 98	control	0,17	2,10	1,31
	4	0,23	1,10	1,08
	2	0,22	1,05	1,29
	0,5	0,24	1,19	1,20
	0,25f	0,26	1,33	1,09
	0,25	0,29	1,22	1,24

### 1.8.2. Mg extraído con Mehlich-3 y $\text{NH}_4\text{Cl}$ 1 M

El valor medio de Mg disponible, extraído con el reactivo Mehlich-3, varió entre 84 y 235  $\text{mg kg}^{-1}$  en las parcelas encaladas y fue de 50  $\text{mg kg}^{-1}$  en las parcelas control, teniendo en cuenta todo el período de estudio (Tabla 46).

Las parcelas tratadas con la caliza de menor diámetro (0,25 a 0,5 mm y menor de 0,25 mm en ambas formas de aplicación) son las que presentaron los mayores valores de Mg extraído con Mehlich-3, correspondiendo los valores más bajos a las parcelas control y a los que fueron encalados con la caliza más gruesa (2 a 4mm; Figuras 31 y 32).

Los contenidos medios de Mg en el complejo de cambio a lo largo del período de muestreo oscilaron entre 0,60 y 1,56  $\text{cmol}_{(+)} \text{kg}^{-1}$  en las parcelas encaladas y fueron de 0,27  $\text{cmol}_{(+)} \text{kg}^{-1}$  en las parcelas control (Tabla 47). Estas últimas presentan el modificador Mg (contenido de  $\text{Mg} < 0,4 \text{ cmol}_{(+)} \text{kg}^{-1}$ ; Buol et al., 1975) durante todo el ensayo (Figuras 33 y 34). También lo presentan en el primer año de ensayo las parcelas que recibieron la caliza más gruesa (2 a 4 mm).

Las diferencias obtenidas para cada tratamiento en los muestreos realizados en cada año se presentan en la tabla 48. Los valores más bajos corresponden, en general al mes de Enero, debido al mayor lavado que se produjo durante este mes.

En general, a lo largo de todo el ensayo, los mayores contenidos de Mg se obtuvieron en las parcelas que recibieron las granulometrías más finas (menor de 0,25 mm en una sola aplicación y de 0,25 a 0,5 mm; Figura 34). Las que recibieron la caliza fina de forma fraccionada (0,25f) presentan valores más bajos de Mg cambiabile que las que fueron tratadas con la misma caliza pero aportada en una sola aplicación.

Tabla 46. Mg disponible extraído con el reactivo Mehlich-3 (en  $\text{mg kg}^{-1}$ ) en las parcelas de los diferentes tratamientos, considerando todo el ensayo. (Control: sin caliza; 4: tamaño de la caliza de 2 a 4 mm; 2: tamaño de la caliza de 0,5 a 2 mm; 0,5: tamaño de la caliza de 0,25 a 0,5 mm; 0,25: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm; 0,25f: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm añadida de forma fraccionada).

	Media	Desviación típica	Error típico
control	50	18	6
4	84	18	6
2	172	73	26
0,5	235	50	18
0,25f	138	33	11
0,25	197	40	14

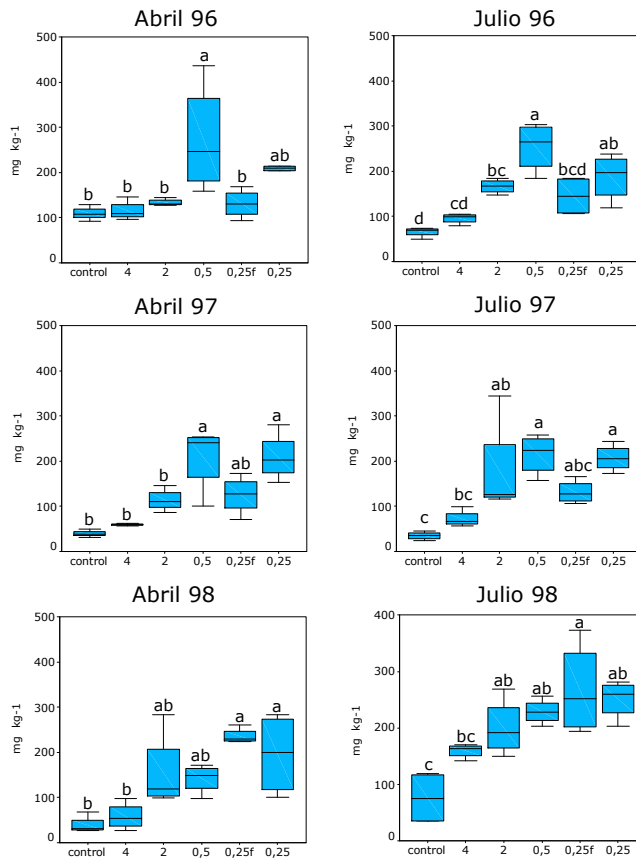


Figura 31. Mg Mehlich: Rango y cuartiles para los diferentes tratamientos en los muestreos realizados.

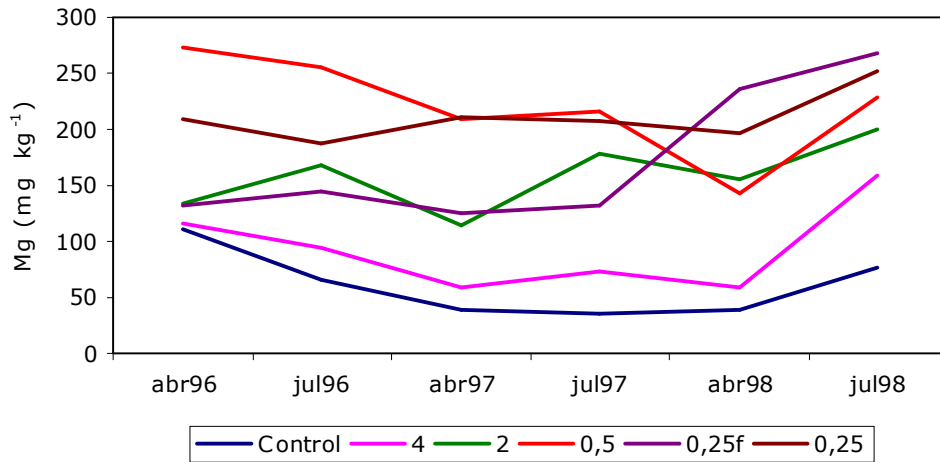


Figura 32. Variaciones de Mg extraído con el reactivo Mehlich-3 en las distintas parcelas a lo largo del ensayo. (Control: sin caliza; 4: caliza entre 2 y 4 mm de diámetro; 2: caliza entre 0,5 y 2 mm de diámetro; 0,5: caliza entre 0,25 y 0,5 mm de diámetro; 0,25: caliza menor de 0,25 mm de diámetro; 0,25f: caliza menor de 0,25 mm de diámetro añadida de forma fraccionada).

Tabla 47. Mg en el complejo de cambio (en  $\text{cmol}_{(+) } \text{kg}^{-1}$ ) en las parcelas de los diferentes tratamientos, considerando todo el ensayo. (Control: sin caliza; 4: tamaño de la caliza de 2 a 4 mm; 2: tamaño de la caliza de 0,5 a 2 mm; 0,5: tamaño de la caliza de 0,25 a 0,5 mm; 0,25: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm; 0,25f: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm añadida de forma fraccionada).

	Media	Desviación típica	Error típico
control	0,27	0,26	0,03
4	0,60	0,40	0,05
2	1,15	0,44	0,06
0,5	1,39	0,38	0,05
0,25f	1,11	0,48	0,06
0,25	1,56	0,26	0,03

En las parcelas encaladas con las granulometrías más gruesas (2 y 4 mm), los contenidos de Mg al inicio del experimento fueron similares a los de las parcelas control. Al cabo de seis meses las parcelas tratadas con caliza de granulometría de 0,5 a 2 mm ya presentaron contenidos de Mg significativamente más elevados que las parcelas control y a lo largo del ensayo, se observó en este tratamiento un incremento progresivo del contenido de Mg, de modo que al final del ensayo estas parcelas presentaron contenidos muy similares a los que se obtuvieron en las parcelas que recibieron caliza de granulometría fina (<0,25 y de 0,25 a 0,5 mm). En las parcelas tratadas con caliza de 2 a 4 mm hay que esperar hasta Octubre de 1997 para que presenten contenidos de Mg significativamente diferentes a los de las parcelas control; a partir de este momento, el Mg cambiante aumentó significativamente en estas parcelas y se aproxima, al final del ensayo, al del resto de los tratamientos (Figuras 33 y 34).

Numerosos autores explican una reducción considerable del Mg de cambio tras la aplicación de  $\text{CaCO}_3$  debido al desplazamiento del Mg por el Ca en el complejo de cambio (Edmeades et al., 1985; Timmer, 1985; Curtin y Smillie, 1986; Gillman y Sumner, 1987; Hailes et al., 1997; Santano y Espejo, 1997). Esta es la razón por la que Farina y Channon (1988) y Riggs et al. (1995) recomiendan usar caliza dolomítica, para evitar deficiencias en Mg. En el presente estudio, el uso de caliza dolomítica incrementa significativamente los contenidos de Mg en relación con la parcela control, como ya se comentó. Estos resultados coinciden con los de otros autores que usan caliza dolomítica (Khan et al., 1991; Shamshuddin et al., 1992, 1998; Paula et al., 1997; Ernani et al., 1998), quienes indican que esta enmienda aumenta la retención de Mg, debido al incremento de CICe resultante del aumento de pH, y a una relación Ca/Mg adecuada de la enmienda.

El contenido de Mg extraído con el reactivo Mehlich-3 presenta una correlación altamente significativa con el extraído con  $\text{NH}_4\text{Cl}$  1 M ( $r=0,75$ ,  $p<0,01$ ; Figura 30). La relación del Mg extraído por los dos métodos (Mg M-3/ Mg  $\text{NH}_4\text{Cl}$ ) varía entre 0,67 y 4,8, para todo el período de muestreo (Tabla 45). Se puede observar que, en general, en el primer año de ensayo, el reactivo Mehlich 3 extrae mayor cantidad de Mg que el  $\text{NH}_4\text{Cl}$  1 M, sin embargo, en los dos años siguientes, la relación de extracción entre ambos métodos es más próxima a 1 y, en algunos casos, el  $\text{NH}_4\text{Cl}$  1 M extrae más Mg que el reactivo Mehlich-3 (Tabla 45). Por tanto, parece que en los primeros meses después de encalar, parte del Mg incorporado podría pasar a posiciones de las que el  $\text{NH}_4\text{Cl}$  1 M no lo puede extraer, es decir parte de ese Mg podría ser difícilmente intercambiable. A medida que pasa el tiempo ese Mg puede hacerse fácilmente intercambiable y así el poder de extracción de ambos métodos es más próximo.

Monterroso et al. (1999) obtienen una buena correlación para el Mg obtenido por ambos métodos, con extracciones muy similares. Algunos autores también señalan una extracción similar cuando comparan el reactivo M-3 con el acetato amónico (Michaelson et al., 1987; Went, 1995; Gartley et al., 2002), si bien Mehlich (1984) obtiene una mayor extracción de Mg (entre un 6-8%) mediante el reactivo Mehlich-3.

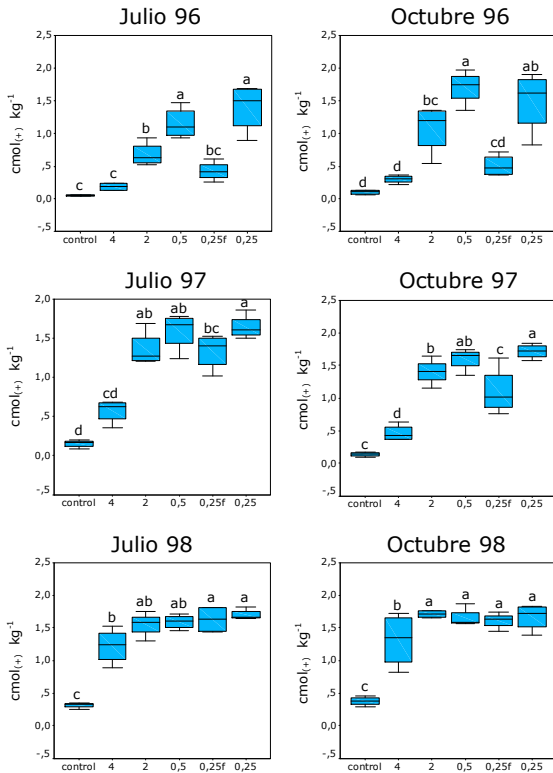


Figura 33. Mg cambiante: Rango y cuartiles para los diferentes tratamientos en algunos los muestreos realizados.

Tabla 48. Mg cambiante: Diferencias significativas entre muestreos para cada tratamiento.

Tratamiento	Secuencia muestreos
0,25	Nov95 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup>
0,25f	Abr96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup> >Nov95 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>a</sup> >Nov95 <sup>a</sup>
0,5	Oct96 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>ab</sup> >Jul96 <sup>bc</sup> >En96 <sup>bc</sup> >Nov95 <sup>c</sup>
2	Oct96 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>ab</sup> >Jul96 <sup>bc</sup> >En96 <sup>bc</sup> >Nov95 <sup>c</sup>
4	Abr96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>a</sup> >Nov95 <sup>ab</sup> >Jul96 <sup>b</sup>
control	Abr96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup> >Nov95 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>b</sup>
0,25	Jul97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>b</sup> >Oct97 <sup>bc</sup> >En97 <sup>c</sup>
0,25f	Jul97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup> >En97 <sup>a</sup>
0,5	Oct97 <sup>a</sup> >Jul97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>a</sup> >En97 <sup>b</sup>
2	Oct97 <sup>a</sup> >Jul97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>a</sup> >En97 <sup>a</sup>
4	Jul97 <sup>a</sup> >Abr <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup> >En97 <sup>a</sup>
control	En97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>a</sup> >Jul97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup>
0,25	Jul98 <sup>a</sup> >Abr98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>a</sup> >En98 <sup>a</sup>
0,25f	Jul98 <sup>a</sup> >Abr98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>a</sup> >En98 <sup>a</sup>
0,5	Abr98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>a</sup> >En98 <sup>a</sup>
2	Oct98 <sup>a</sup> >Abr98 <sup>a</sup> >En98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>a</sup>
4	Oct98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>a</sup> >En98 <sup>a</sup> >Abr98 <sup>a</sup>
control	En98 <sup>a</sup> >Abr98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>a</sup>

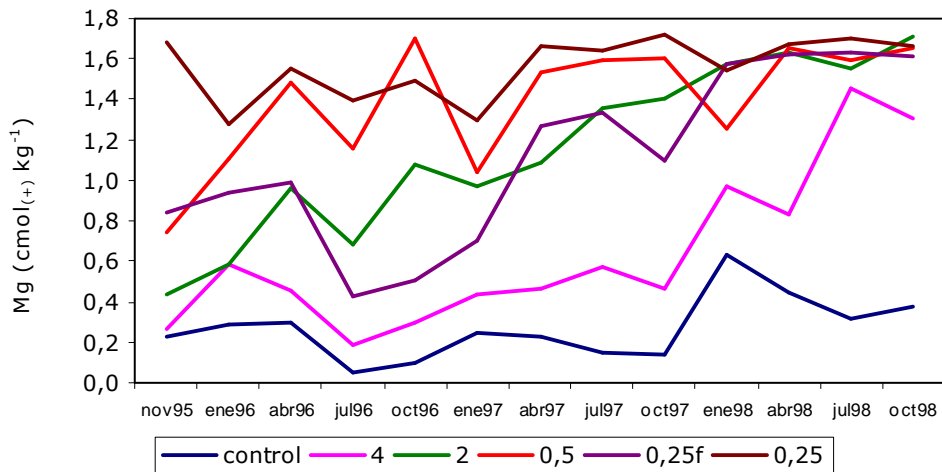


Figura 34. Variaciones de Mg cambiante en las distintas parcelas a lo largo del ensayo. (Control: sin caliza; 4: caliza entre 2 y 4 mm de diámetro; 2: caliza entre 0,5 y 2 mm de diámetro; 0,5: caliza entre 0,25 y 0,5 mm de diámetro; 0,25: caliza menor de 0,25 mm de diámetro; 0,25f: caliza menor de 0,25 mm de diámetro añadida de forma fraccionada).

### 1.8.3. Potasio extraído con Mehlich-3 y $\text{NH}_4\text{Cl}$ 1 M

Los contenidos medios de K extraído con el reactivo Mehlich-3, en todo el período de estudio, variaron entre 150 y 179  $\text{mg kg}^{-1}$  en las parcelas encaladas y fueron de 155  $\text{mg kg}^{-1}$  en las parcelas control (Tabla 49).

No se observaron diferencias significativas entre tratamientos ni con el control (Figura 35), posiblemente por el abonado NPK que recibieron todas las parcelas, que además es el responsable de las oscilaciones en los niveles de K a lo largo del tiempo, obteniéndose generalmente valores más elevados en Julio que en Abril debido a que en el mes de Mayo se aplicó fertilizante NPK (Figura 36).

El contenido medio de potasio cambiante osciló a lo largo de todo el período de muestreo entre 0,36 y 0,39  $\text{cmol}_{(+)} \text{kg}^{-1}$  en las parcelas encaladas y fue de 0,39  $\text{cmol}_{(+)} \text{kg}^{-1}$  en las parcelas control (Tabla 50).

Cabe señalar que hasta que se realiza en Mayo de 1996 un segundo aporte de NPK (el primero se había realizado en Octubre de 1995) todas las parcelas presentaron el modificador k de Buol et al (1975) (contenido de K cambiante  $<0,2 \text{ cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$ ; Figuras 37 y 38).

Tabla 49. K disponible extraído con el reactivo Mehlich-3 (en  $\text{mg kg}^{-1}$ ) en las parcelas de los diferentes tratamientos. (Control: sin caliza; 4: tamaño de la caliza de 2 a 4 mm; 2: tamaño de la caliza de 0,5 a 2 mm; 0,5: tamaño de la caliza de 0,25 a 0,5 mm; 0,25f: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm; 0,25f: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm añadida de forma fraccionada).

	Media	Desviación típica	Error típico
control	155	26	9
4	158	55	19
2	163	33	11
0,5	179	29	10
0,25f	161	30	10
0,25	150	22	7

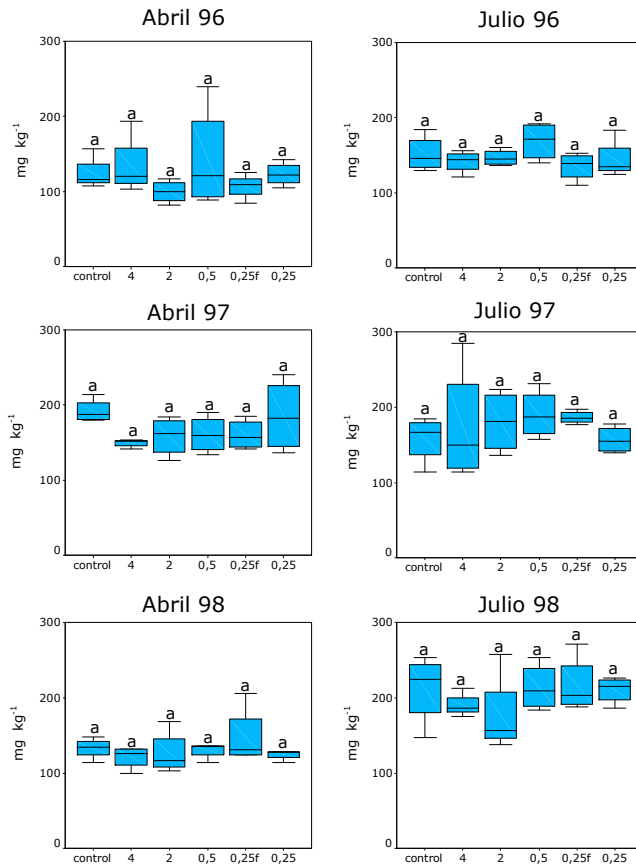


Figura 35. K Mehlich: Rango y cuartiles para los diferentes tratamientos en los muestreos realizados.

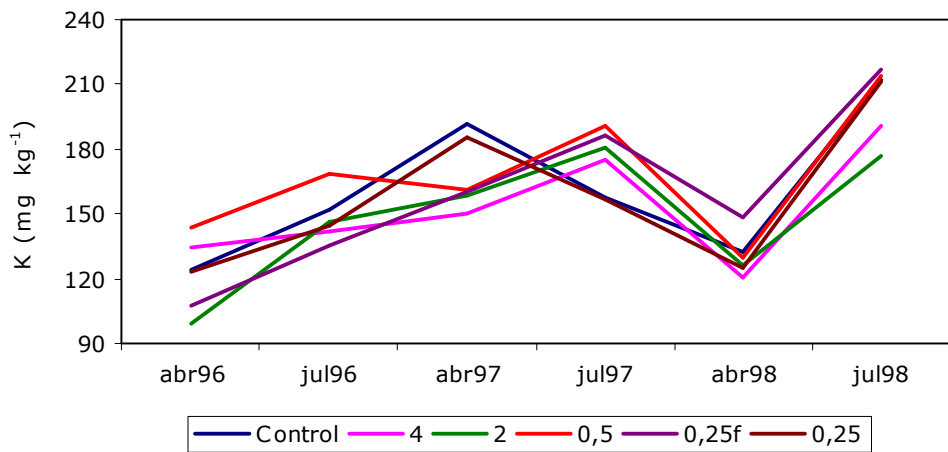


Figura 36. Variaciones de K extraído con el reactivo Mehlich-3 en las distintas parcelas a lo largo del ensayo. (Control: sin caliza; 4: caliza entre 2 y 4 mm de diámetro; 2: caliza entre 0,5 y 2 mm de diámetro; 0,5: caliza entre 0,25 y 0,5 mm de diámetro; 0,25: caliza menor de 0,25 mm de diámetro; 0,25f: caliza menor de 0,25 mm de diámetro añadida de forma fraccionada).

Tabla 50. K en el complejo de cambio (en  $\text{cmol}_{(+)} \text{kg}^{-1}$ ) en las parcelas de los diferentes tratamientos, considerando todo el ensayo. (Control: sin caliza; 4: tamaño de la caliza de 2 a 4 mm; 2: tamaño de la caliza de 0,5 a 2 mm; 0,5: tamaño de la caliza de 0,25 a 0,5 mm; 0,25: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm; 0,25f: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm añadida de forma fraccionada).

	Media	Desviación típica	Error típico
control	0,39	0,16	0,022
4	0,38	0,13	0,019
2	0,36	0,16	0,022
0,5	0,39	0,14	0,020
0,25f	0,39	0,15	0,022
0,25	0,38	0,15	0,020

En los tres años de muestreos no se observaron diferencias significativas en el contenido de K cambiante entre los distintos tratamientos, ni con las parcelas control (Figura 37). Lo que sí se pudo ver fue un incremento de K cambiante en todas las parcelas, desde el inicio hasta el final del ensayo, lo que puede relacionarse con los aportes de fertilizante NPK que se realizaron en los meses de Octubre y Mayo durante los tres años de ensayo. El descenso detectado en todos los tratamientos y en las parcelas control en Enero de 1998 (Figura 38, Tabla 51) puede deberse a pérdidas por lavado, por las abundantes precipitaciones registradas en los meses de Noviembre y Diciembre de 1997 (Figura 3).

En este ensayo no se observó una influencia del encalado sobre el K cambiante, coincidiendo con lo señalado anteriormente por otros autores (Goedert et al., 1975; Hochman et al., 1992; Mongia, 1997). Sin embargo distintos autores señalan que dicha enmienda afecta a la disponibilidad de K, tanto del nativo como del añadido en los fertilizantes (Van Diese, 1978; Khan et al., 1991; Kumar et al., 1997).

Al encalar, aumenta la CICE y surgen nuevos lugares para la retención de K (Goedert et al., 1975; Van Diese, 1978). Por otro lado, precipita el Al cambiante tras ser reemplazado por el Ca; este último no es tan efectivo como el Al en bloquear los lugares específicos para K por lo que el encalado facilitará la retención de este elemento (Van Diese, 1978). No obstante, que estos cambios afecten a la disponibilidad de K depende de otros factores. Así, la liberación de Al cambiante puede facilitar el acceso del K a posiciones del espacio interlaminar con alta especificidad para este catión, de modo que el K se volverá más o menos fijado (Van Diese, 1978) por lo que no se detecta una modificación de su contenido en el complejo de cambio. Esto podría ser lo que sucede en el presente estudio.

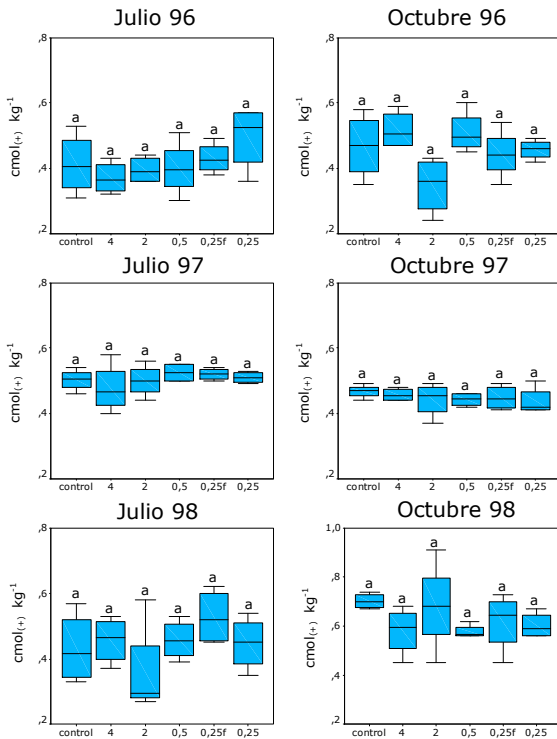


Figura 37. K cambiable: Rango y cuartiles para los diferentes tratamientos en algunos de los muestreos realizados.

Tabla 51. K cambiable: Diferencias significativas entre muestreos para cada tratamiento.

Tratamiento	Secuencias muestreos
0,25	Jul96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>a</sup> >En96 <sup>b</sup> >Nov95 <sup>b</sup> >Abr96 <sup>b</sup>
0,25f	Oct96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>a</sup> >En96 <sup>b</sup> >Abr96 <sup>b</sup> >Nov95 <sup>b</sup>
0,5	Oct96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>b</sup> >En96 <sup>b</sup> >Nov95 <sup>b</sup>
2	Jul96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>a</sup> >En96 <sup>b</sup> >Abr96 <sup>b</sup> >Nov95 <sup>b</sup>
4	Oct96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>b</sup> >En96 <sup>c</sup> >Nov95 <sup>c</sup> >Abr96 <sup>c</sup>
Control	Oct96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>a</sup> >En96 <sup>b</sup> >Abr96 <sup>b</sup> >Nov95 <sup>b</sup>
0,25	Abr97 <sup>a</sup> >Jul97 <sup>ab</sup> >En97 <sup>b</sup> >Oct97 <sup>b</sup>
0,25f	Jul97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup> >E97 <sup>a</sup>
0,5	Jul97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>a</sup> >En97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup>
2	Jul97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup> >En97 <sup>a</sup>
4	Abr97 <sup>a</sup> >Jul97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup> >En97 <sup>a</sup>
Control	Abr97 <sup>a</sup> >Jul97 <sup>ab</sup> >Oct97 <sup>bc</sup> >En97 <sup>c</sup>
0,25	Oct98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>b</sup> >Abr98 <sup>ab</sup> >En98 <sup>c</sup>
0,25f	Oct98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>a</sup> >Abr98 <sup>a</sup> >En98 <sup>a</sup>
0,5	Oct98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>ab</sup> >En98 <sup>b</sup> >Abr98 <sup>b</sup>
2	Oct98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>b</sup> >Abr98 <sup>b</sup> >En98 <sup>b</sup>
4	Oct98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>ab</sup> >Abr98 <sup>bc</sup> >En98 <sup>c</sup>
Control	Oct98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>b</sup> >En98 <sup>b</sup> >Abr98 <sup>b</sup>

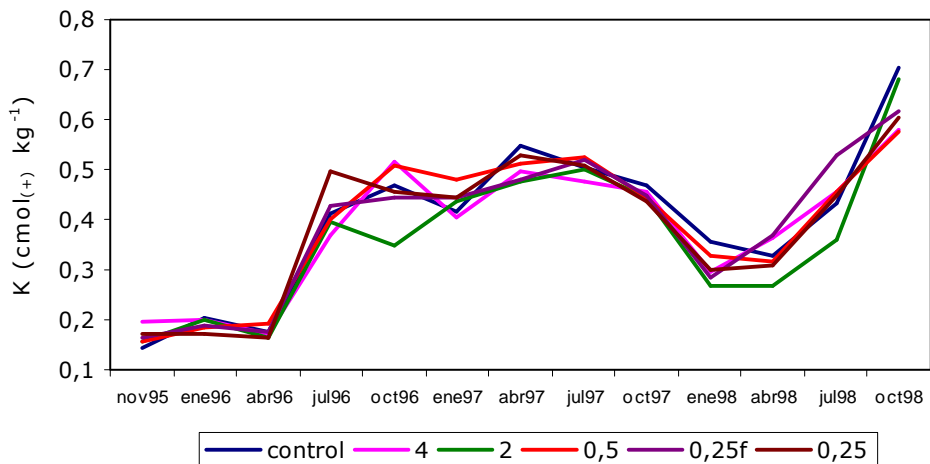


Figura 38. Variaciones de K cambiable en las distintas parcelas a lo largo del ensayo. (Control: sin caliza; 4: caliza entre 2 y 4 mm de diámetro; 2: caliza entre 0,5 y 2 mm de diámetro; 0,5: caliza entre 0,25 y 0,5 mm de diámetro; 0,25: caliza menor de 0,25 mm de diámetro; 0,25f: caliza menor de 0,25 mm de diámetro añadida de forma fraccionada).

El incremento de K cambiabile observado en todos los tratamientos y parcelas control a partir de la segunda adición de NPK, se puede relacionar con este tipo de fertilizante. Cuando se añade una sal potásica al suelo aumenta rápidamente la concentración de K en la disolución del suelo y paulatinamente una fracción puede pasar a los lugares de intercambio catiónico (Cherney et al., 2004) y otra puede ser fijada en forma no cambiabile (Mengel y Kirbi, 1980). Este K fijado podría volver a formas disponibles a largo plazo.

El K extraído con el reactivo Mehlich-3 presenta una correlación altamente significativa con el K cambiabile extraído con  $\text{NH}_4\text{Cl}$  1 M ( $r= 0,67$ ,  $p<0,01$ ; Figura 30). La relación K Mehlich-3/K cambiabile oscila entre 0,76 y 2,02 (Tabla 45). Por tanto, al igual que ocurre en el caso del Mg, hay muestras en las que el reactivo Mehlich-3 es más efectivo que el  $\text{NH}_4\text{Cl}$  1 M y otras en las que ocurre lo contrario. Normalmente el reactivo Mehlich-3 es más efectivo en la extracción de K al inicio y al final del ensayo, mientras que en el año 1997 se muestra más eficaz el  $\text{NH}_4\text{Cl}$  1 M (Tabla 45).

Monterroso et al. (1999) obtienen una extracción similar para el K extraído por ambos métodos en suelos de mina. En trabajos donde se compara el K extraído con los reactivos Mehlich-3 y  $\text{AcONH}_4$ , mientras algunos autores indican una extracción similar para ambos (Michaelson et al., 1987; Gartley et al., 2002), otros, en cambio, encuentran una mayor extracción por parte del reactivo Mehlich-3 (Mehlich, 1984; Went, 1995).

#### 1.8.4. Sodio extraído con $\text{NH}_4\text{Cl}$ 1 M

Los contenidos medios de sodio a lo largo del ensayo oscilaron entre 0,17 y 0,19  $\text{cmol}_{(+)} \text{kg}^{-1}$  en las parcelas encaladas y fueron de 0,19  $\text{cmol}_{(+)} \text{kg}^{-1}$  en las parcelas control (Tabla 52). El encalado no influye en el contenido de Na cambiabile ya que las parcelas encaladas y los control siguieron la misma tendencia, no existiendo diferencias significativas entre las parcelas (Figura 39). Lo que sí se observó fue un incremento de  $\text{Na}^+$  cambiabile en todas las parcelas en los distintos muestreos, en relación al contenido que presentaban inicialmente (Figura 40). Esto podría relacionarse con aportes de Na por parte del fertilizante NPK. Los valores más bajos suelen corresponder a los meses lluviosos, debido a la pérdida por lavado y los más elevados al mes de Julio y Octubre relacionado con el aporte de fertilizante y la escasez de agua (Figura 40; Tabla 53).

Tabla 52. Na en el complejo de cambio ( $\text{cmol}_{(+)} \text{kg}^{-1}$ ) en las parcelas de los diferentes tratamientos, considerando todo el ensayo. (Control: sin caliza; 4: tamaño de la caliza de 2 a 4 mm; 2: tamaño de la caliza de 0,5 a 2 mm; 0,5: tamaño de la caliza de 0,25 a 0,5 mm; 0,25: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm; 0,25f: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm añadida de forma fraccionada).

	Media	Desviación típica	Error típico
control	0,19	0,075	0,010
4	0,17	0,074	0,010
2	0,17	0,081	0,011
0,5	0,18	0,083	0,011
0,25f	0,19	0,090	0,012
0,25	0,18	0,078	0,010

#### 1.8.5. Aluminio extraído con $\text{NH}_4\text{Cl}$ 1 M

El contenido medio de Al de cambio a lo largo del ensayo osciló entre 0,80 y 1,68  $\text{cmol}_{(+)} \text{kg}^{-1}$  en las parcelas encaladas y fue de 1,90  $\text{cmol}_{(+)} \text{kg}^{-1}$  en las control (Tabla 54).

En todo el período de muestreo, las parcelas que recibieron caliza de granulometría más fina (menor de 0,25 mm), en una única aplicación son las que mostraron los valores menores de Al cambiante mientras que las tratadas con caliza de granulometría más gruesa (2 a 4 mm) y la parcela control los más elevados (Figuras 41 y 42).

En Noviembre de 1995, un mes después de la enmienda caliza, ya se observaron diferencias significativas entre las parcelas enmendadas con caliza de diámetro más fino (<0,25 mm) y el resto de las parcelas (Figura 42). La eficacia de la caliza fina, añadida en una sola vez, en la reducción del Al cambiante, se mantuvo durante todo el ensayo. Sin embargo, la caliza fina añadida de forma fraccionada fue menos efectiva que la anterior durante todo el ensayo. Pero, cuando se completaron las 3  $\text{t ha}^{-1}$ , en el tercer año, los valores de Al cambiante en estas parcelas se aproximan a los obtenidos en las parcelas que recibieron caliza menor de 0,25 mm en una sola aplicación (Figura 42). Por otra parte, el contenido de Al cambiante de las parcelas encaladas con la caliza más gruesa (2 a 4 mm) no se diferenció significativamente del de las parcelas control hasta el último muestreo del ensayo (Figura 41). Por tanto, tal y como se ha señalado al comentar otros parámetros (pH en agua y KCl, Ca y Mg de cambio), la caliza de 2 a 4 mm de diámetro tarda cerca de tres años en incorporarse mientras que, la caliza de 0,5 y 2 mm de diámetro presenta un comportamiento intermedio entre la de 0,25 y 4mm.

Resultados y discusión

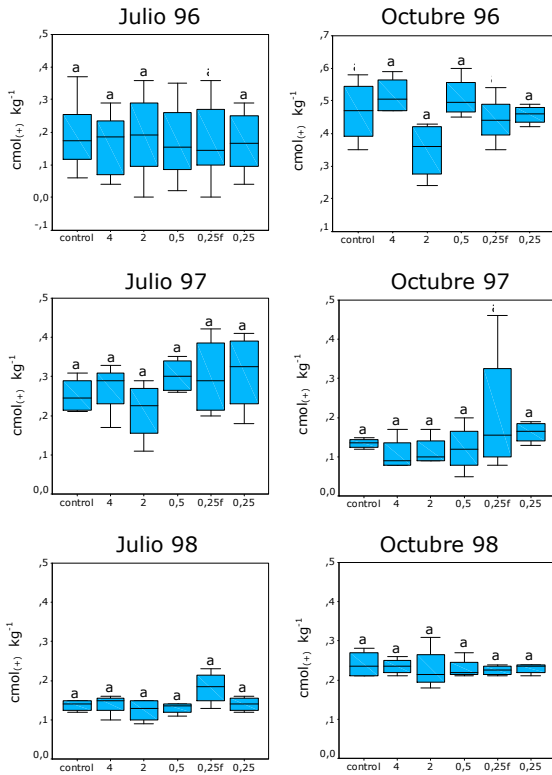


Figura 39. Na cambiante: Rango y cuartiles para los diferentes tratamientos en algunos de los muestreos realizados.

Tabla 53. Na cambiante: Diferencias significativas entre muestreos para cada tratamiento.

Tratamiento	Secuencias muestreos
0,25	Jul96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>ab</sup> >En96 <sup>b</sup> >Nov95 <sup>b</sup>
0,25f	Oct96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>ab</sup> >Abr96 <sup>ab</sup> >En96 <sup>ab</sup> >Nov95 <sup>b</sup>
0,5	Oct96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>b</sup> >En96 <sup>b</sup> >Nov95 <sup>b</sup>
2	Oct96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>ab</sup> >Abr96 <sup>abc</sup> >En96 <sup>bc</sup> >Nov96 <sup>c</sup>
4	Oct96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>ab</sup> >Abr96 <sup>abc</sup> >En96 <sup>bc</sup> >Nov95 <sup>c</sup>
control	Oct96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>a</sup> >En96 <sup>b</sup> >Nov96 <sup>b</sup>
0,25	Jul97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>ab</sup> >En97 <sup>ab</sup> >Oct97 <sup>b</sup>
0,25f	Jul97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup> >En97 <sup>a</sup>
0,5	Jul97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>ab</sup> >En97 <sup>bc</sup> >Oct97 <sup>c</sup>
2	Jul97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>a</sup> >En97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup>
4	Jul97 <sup>a</sup> >En97 <sup>ab</sup> >Abr97 <sup>b</sup> >Oct97 <sup>b</sup>
control	Abr97 <sup>a</sup> >Jul97 <sup>a</sup> >En97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup>
0,25	Oct98 <sup>a</sup> >Abr98 <sup>b</sup> >Jul98 <sup>b</sup> >En98 <sup>b</sup>
0,25f	Oct98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>a</sup> >Abr98 <sup>a</sup> >En98 <sup>a</sup>
0,5	Oct98 <sup>a</sup> >Abr98 <sup>b</sup> >En98 <sup>b</sup> >Jul98 <sup>b</sup>
2	Oct98 <sup>a</sup> >Abr98 <sup>ab</sup> >Jul98 <sup>b</sup> >En98 <sup>b</sup>
4	Oct98 <sup>a</sup> >Abr98 <sup>ab</sup> >Jul98 <sup>b</sup> >En98 <sup>b</sup>
control	Oct98 <sup>a</sup> >Abr98 <sup>b</sup> >Jul98 <sup>b</sup> >En98 <sup>b</sup>

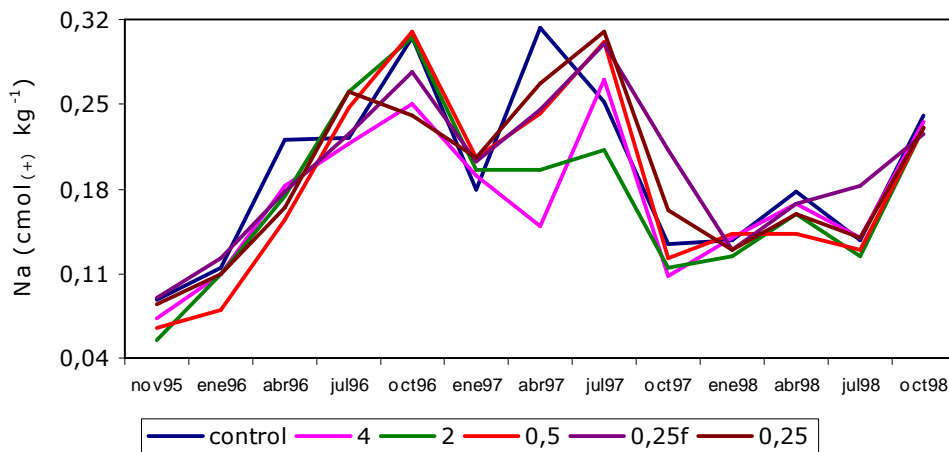


Figura 40. Variaciones de Na cambiante en las distintas parcelas a lo largo del ensayo. (Control: sin caliza; 4: caliza entre 2 y 4 mm de diámetro; 2: caliza entre 0,5 y 2 mm de diámetro; 0,5: caliza entre 0,25 y 0,5 mm de diámetro; 0,25: caliza menor de 0,25 mm de diámetro; 0,25f: caliza menor de 0,25 mm de diámetro añadida de forma fraccionada).

Tabla 54. Al en el complejo de cambio (en  $\text{cmol}_{(+)}$   $\text{kg}^{-1}$ ) en las parcelas de los diferentes tratamientos, considerando todo el ensayo. (Control: sin caliza; 4: tamaño de la caliza de 2 a 4 mm; 2: tamaño de la caliza de 0,5 a 2 mm; 0,5: tamaño de la caliza de 0,25 a 0,5 mm; 0,25: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm; 0,25f: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm añadida de forma fraccionada).

	Media	Desviación típica	Error típico
control	1,90	0,58	0,081
4	1,68	0,58	0,081
2	1,32	0,45	0,062
0,5	1,19	0,27	0,037
0,25f	1,30	0,53	0,074
0,25	0,80	0,32	0,045

Los valores más elevados de Al cambiante, para todos los tratamientos y las parcelas control, se obtuvieron, en general, en el mes de Julio de 1997 (Tabla 55), período en el que se produjo un fuerte descenso de pH tanto en agua como en KCl. Del total de las muestras obtenidas a lo largo de los 3 años de muestreo, se obtiene una correlación negativa altamente significativa entre Al de cambio y el pH en agua ( $r=-0,52$ ) y entre el primero y el Mg de cambio ( $r=-0,60$ ), lo que indica que el Al compite con el Ca y el Mg por las posiciones de cambio, siendo la competencia favorable al Al cuando el pH es más ácido, debido a la mayor solubilidad de este elemento a esos valores de pH.

La disminución del Al cambiante y soluble después del encalado ha sido señalada por numerosos autores (Oates y Kamprath, 1983 a y b; Jarvis, 1986, entre otros); por ello, el Al cambiante ha sido usado para predecir los requerimientos de cal (Juo y Kamprath, 1979). Después de una enmienda caliza, el Al puede precipitar como especies hidroxialumínicas insolubles (McLean et al., 1965; Helyar y Anderson, 1971; Morris et al., 1987), o bien se puede obtener un incremento de los complejos organoalumínicos (Coleman y Thomas, 1967; Hargrove y Thomas, 1981b). Este aspecto será discutido más adelante cuando se hable de las formas de Al en la fase sólida.

Resultados y discusión

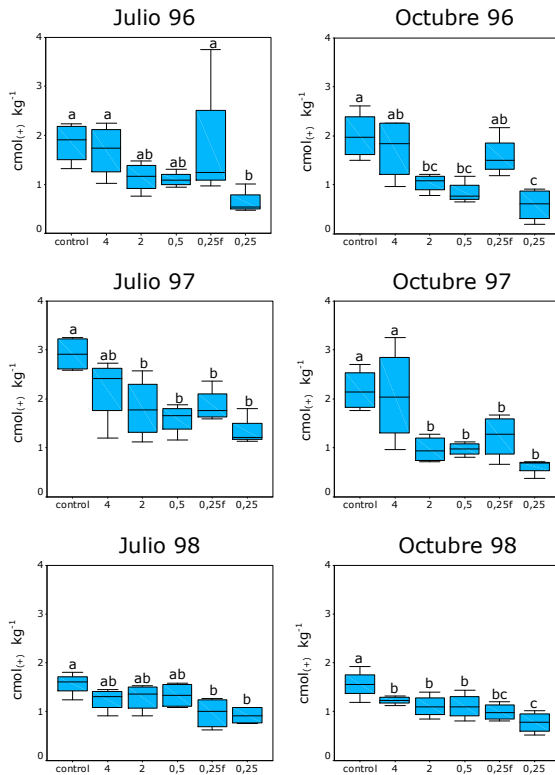


Figura 41. Al cambiante: Rango y cuartiles para los diferentes tratamientos en algunos de los muestreos realizados.

Tabla 55. Al cambiante: Diferencias significativas entre muestreos para cada tratamiento.

tratamiento	Secuencia muestreos
0,25	En96 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>ab</sup> >Jul96 <sup>ab</sup> >Oct96 <sup>b</sup> >Nov95 <sup>b</sup>
0,25f	Jul96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup> >Nov95 <sup>a</sup>
0,5	Nov95 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>ab</sup> >Abr96 <sup>ab</sup> >Oct96 <sup>b</sup>
2	En96 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>a</sup> >Nov95 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>a</sup>
4	Nov95 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>a</sup>
control	Oct96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>a</sup> >Nov95 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup>
0,25	Jul97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>ab</sup> >En97 <sup>b</sup> >Oct97 <sup>b</sup>
0,25f	Jul97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup> >En97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>a</sup>
0,5	Jul97 <sup>a</sup> >En97 <sup>ab</sup> >Abr97 <sup>ab</sup> >Oct97 <sup>b</sup>
2	Jul97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>a</sup> >En97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup>
4	Jul97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup> >En97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>a</sup>
control	Jul97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>a</sup> >En97 <sup>a</sup>
0,25	En98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>a</sup> >Abr98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>a</sup>
0,25f	En98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>a</sup> >Abr98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>a</sup>
0,5	Abr98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>a</sup> >En98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>a</sup>
2	Abr98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>a</sup> >En98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>a</sup>
4	Abr98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>ab</sup> >Oct98 <sup>b</sup> >En98 <sup>b</sup>
control	Abr98 <sup>a</sup> >En98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>a</sup>

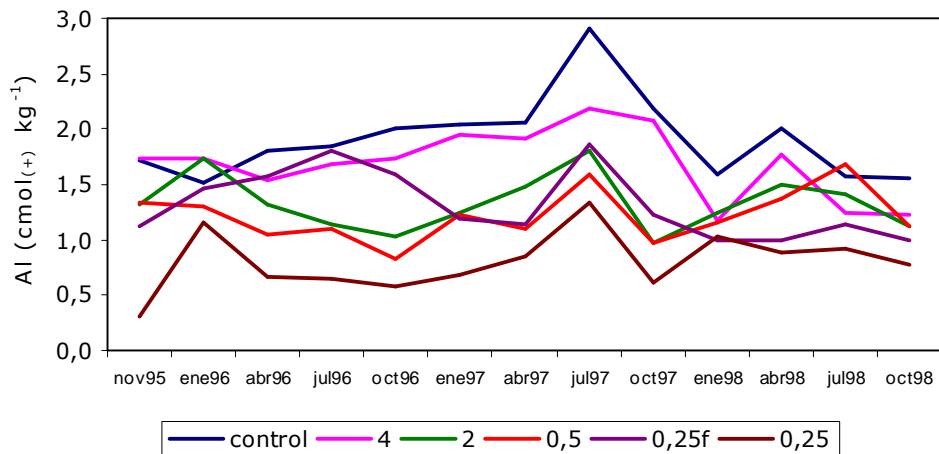


Figura 42. Variaciones del Al cambiante en las distintas parcelas a lo largo del ensayo. (Control: sin caliza; 4: caliza entre 2 y 4 mm de diámetro; 2: caliza entre 0,5 y 2 mm de diámetro; 0,5: caliza entre 0,25 y 0,5 mm de diámetro; 0,25: caliza menor de 0,25 mm de diámetro; 0,25f: caliza menor de 0,25 mm de diámetro añadida de forma fraccionada).

### 1.9. Saturación de Aluminio en el complejo de cambio.

El porcentaje de Al en el complejo de cambio osciló entre 6,51 y 17,10% en las parcelas encaladas y fue de 16,93% en las parcelas control (Tabla 56), considerando todo el período de ensayo.

La saturación del complejo de cambio en Al presentó una tendencia parecida a la del contenido de Al de cambio, tanto cuando se comparan tratamientos para un mismo muestreo, como a lo largo del tiempo (Figuras 43 y 44; Tabla 57). Considerando el total de las muestras se obtiene una correlación altamente significativa entre ambos parámetros ( $r=0,81$ ,  $p<0,01$ ).

Como ocurre con el contenido de Al cambiante, la saturación de Al más baja, en los tres años de ensayo, se obtuvo en las parcelas enmendadas con caliza de diámetro inferior a 0,25 mm en una sola aplicación, (Figuras 43 y 44). Las parcelas tratadas con la caliza más fina (<0,25 mm) presentaron siempre unos porcentajes de Al cambiante inferiores al 10%, normalmente entre 5 y 8%; el resto de las parcelas encaladas, en general, superaron el 10% del Al en el complejo de cambio y las parcelas control se mantuvieron en torno al 20% a lo largo del ensayo (Figura 44).

Las parcelas que recibieron caliza de 2 a 4 mm presentaron porcentajes de saturación en Al, durante todo el período de muestreo, próximos a los de la parcela control, a excepción del último muestreo en el que este porcentaje se aproxima más al del resto de las parcelas encaladas. En las parcelas que recibieron caliza de 0,25 a 0,5 mm y de 0,5 a 2 mm de diámetro la situación fue intermedia entre lo que ocurre en las parcelas tratadas con caliza menor de 0,25 mm en una única aplicación y lo que sucede en las parcelas que recibieron caliza entre 2 y 4 mm de diámetro.

Cuando se aplicó la caliza de menor calibre de forma fraccionada, se comprobó, de nuevo, que el material encalante resulta insuficiente durante el primer año de ensayo y es a partir de la adición de la segunda fracción, Octubre de 1996, cuando se detectó una reducción significativa del porcentaje de Al de cambio en relación a las parcelas control (Figura 44).

Según diversos autores (Foy, 1984; Bell, 1996; Ernani et al., 1998; Aitken et al., 1998 a y b), un pH en agua mayor de 5,5 reduce la toxicidad del Al a niveles despreciables. Aitken et al. (1998 a y b) señalan que cuando la saturación de Al en el complejo de cambio es menor del 10% se puede considerar que no existe toxicidad por aluminio, si bien esto dependerá del tipo de cultivo. En el presente estudio, la saturación en Al fue inferior al 10% en todos los muestreos realizados

durante los tres años en las parcelas enmendadas con caliza menor de 0,25 mm (dosis de 3 t ha<sup>-1</sup>), desde Octubre de 1997 en las que recibieron caliza menor de 0,25 mm de forma fraccionada (1 t ha<sup>-1</sup> cada año) y, al final del período de estudio, también en las parcelas que recibieron caliza de granulometría 0,25 a 0,5 mm o 0,5 a 2 mm la saturación en Al se aproximan al 10%.

Tabla 56. Al (%) para los diferentes tratamientos, considerando todo el ensayo. (Control: sin caliza; 4: tamaño de la caliza de 2 a 4 mm; 2: tamaño de la caliza de 0,5 a 2 mm; 0,5: tamaño de la caliza de 0,25 a 0,5 mm; 0,25: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm; 0,25f: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm añadida de forma fraccionada).

	Media	Desviación típica	Error típico
control	16,93	8,27	1,15
4	17,10	10,57	1,46
2	12,23	6,08	0,84
0,5	10,36	4,23	0,58
0,25f	12,17	6,69	0,93
0,25	6,51	3,44	0,47

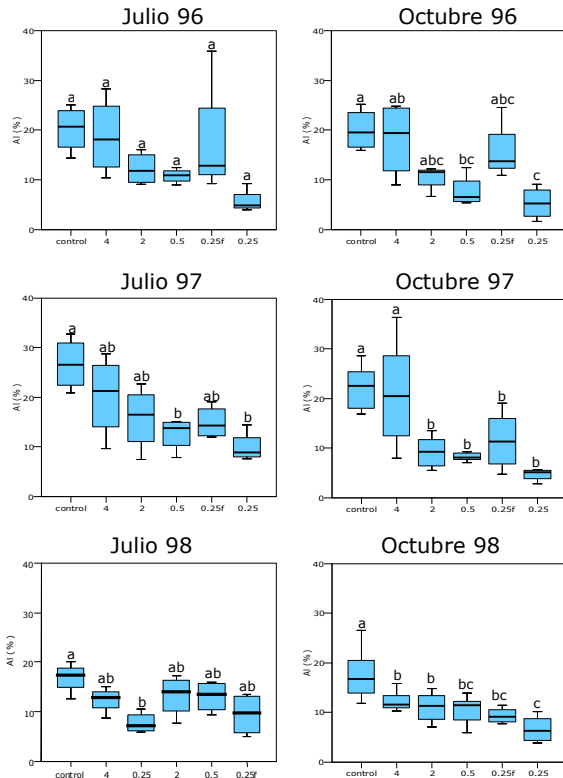


Figura 43. Saturación de AI: Rango y cuartiles para los diferentes tratamientos en algunos de los muestreos realizados.

Tabla 57. Saturación de AI: Diferencias significativas entre muestreos para cada tratamiento.

tratamiento	Secuencia muestreos
0,25	En96 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>ab</sup> >Jul96 <sup>ab</sup> >Oct96 <sup>b</sup> >Nov95 <sup>b</sup>
0,25f	Jul96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup> >Nov95 <sup>a</sup>
0,5	Nov95 <sup>a</sup> >En96 <sup>ab</sup> >Jul96 <sup>ab</sup> >Abr96 <sup>ab</sup> >Oct96 <sup>b</sup>
2	En96 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>a</sup> >Nov95 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>a</sup>
4	Nov95 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>a</sup>
control	Jul96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>a</sup> >Nov95 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup>
0,25	Jul97 <sup>a</sup> >En97 <sup>ab</sup> >Abr97 <sup>ab</sup> >Oct97 <sup>b</sup>
0,25f	En97 <sup>a</sup> >Jul97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>a</sup>
0,5	En97 <sup>a</sup> >Jul97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup>
2	Jul97 <sup>a</sup> >En97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup>
4	Jul97 <sup>a</sup> >En97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>a</sup>
control	Jul97 <sup>a</sup> >En97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>a</sup>
0,25	Jul98 <sup>a</sup> >En98 <sup>a</sup> >Abr98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>b</sup>
0,25f	Jul98 <sup>a</sup> >Abr98 <sup>a</sup> >En98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>b</sup>
0,5	Abr98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>a</sup> >En98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>b</sup>
2	Abr98 <sup>a</sup> >En98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>ab</sup> >Oct98 <sup>b</sup>
4	Abr98 <sup>a</sup> >En98 <sup>ab</sup> >Jul98 <sup>b</sup> >Oct98 <sup>c</sup>
control	Abr98 <sup>a</sup> >En98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>b</sup> >Oct98 <sup>b</sup>

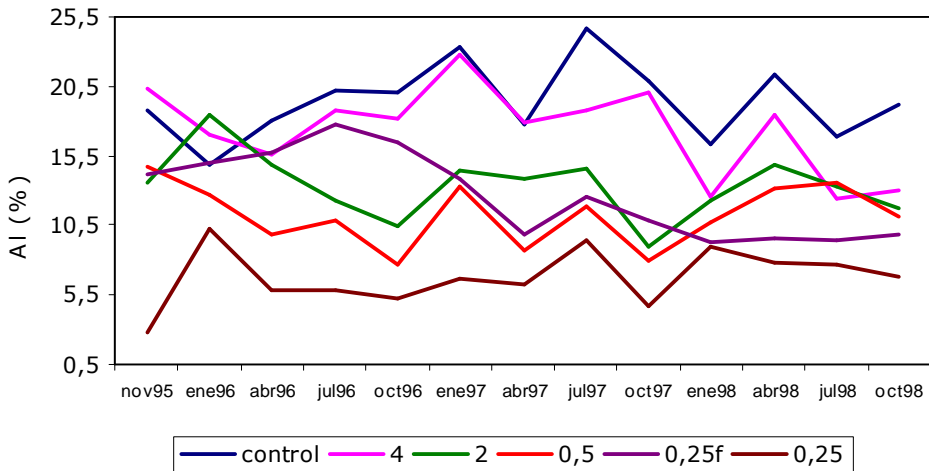


Figura 44. Variaciones de la saturación de AI en el complejo de cambio en las distintas parcelas a lo largo del ensayo. (Control: sin caliza; 4: caliza entre 2 y 4 mm de diámetro; 2: caliza entre 0,5 y 2 mm de diámetro; 0,5: caliza entre 0,25 y 0,5 mm de diámetro; 0,25f: caliza menor de 0,25 mm de diámetro; 0,25: caliza menor de 0,25 mm de diámetro añadida de forma fraccionada).

### 1.10. Capacidad de intercambio catiónico efectiva (CICe)

Los valores medios de CICe, teniendo en cuenta todo el período de muestreo, oscilaron entre 10,28 y 12,80  $\text{cmol}_{(+)} \text{kg}^{-1}$  en las parcelas encaladas y fueron de 10,26  $\text{cmol}_{(+)} \text{kg}^{-1}$  en las control (Tabla 58). Ninguna de las parcelas presentó el modificador e de Buol et al. (1975) de baja capacidad de cambio (CICe  $<4 \text{ cmol}_{(+)} \text{kg}^{-1}$ ).

La CICe en todas los muestreos efectuados durante los tres años de ensayo fue más elevada en las parcelas encaladas con la granulometría más fina ( $<0,25 \text{ mm}$  en una sola aplicación); los valores más bajos se obtuvieron en los tratamientos con caliza de mayor grosor (de 2 a 4 mm y de 0,5 a 2 mm) y en las parcelas control, si bien las diferencias entre tratamientos y con las parcelas control en algunos muestreos no son significativas (Figura 45). El incremento de CICe en las parcelas a las que se añadió la caliza más fina ( $<0,25 \text{ mm}$ ) en relación a las control fue, en general, superior a 2  $\text{cmol}_{(+)} \text{kg}^{-1}$ , manteniéndose esa diferencia hasta el último muestreo del ensayo (Figuras 45 y 46). Para un mismo tratamiento, se observan algunas variaciones a lo largo del tiempo, que también afectan a las parcelas control, por lo que no parecen atribuibles al encalado (Figura 46; Tabla 59).

El aumento de CICe en las parcelas encaladas se puede relacionar con el hecho de que la adición de enmendantes afecta a la carga de superficie de los minerales con carga variable. Por un lado, eleva el pH del suelo provocando la aparición de cargas negativas en los componentes de carga variable. Por otro, el Ca añadido puede reemplazar polímeros hidroxialumínicos que, en muchos suelos ácidos bloquean parte de la carga permanente, con lo que aumenta la CICe (Parfitt, 1980).

Tabla 58. Capacidad de intercambio catiónico efectiva (en  $\text{cmol}_{(+)} \text{kg}^{-1}$ ) en las parcelas de los diferentes tratamientos, considerando todo el ensayo. (Control: sin caliza; 4: tamaño de la caliza de 2 a 4 mm; 2: tamaño de la caliza de 0,5 a 2 mm; 0,5: tamaño de la caliza de 0,25 a 0,5 mm; 0,25: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm; 0,25f: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm añadida de forma fraccionada).

	Media	Desviación típica	Error típico
control	10,26	2,28	0,31
4	10,28	2,70	0,37
2	10,90	3,12	0,43
0,5	11,68	3,49	0,48
0,25f	11,45	3,56	0,49
0,25	12,80	3,82	0,53

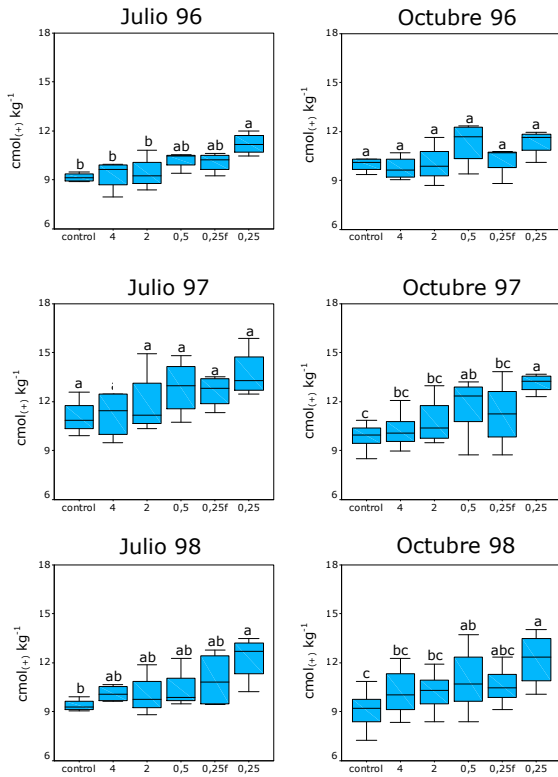


Figura 45. CICE: Rango y cuartiles para los diferentes tratamientos en algunos de los muestreos realizados.

Tabla 59. CICE: Diferencias significativas entre muestreos para cada tratamiento.

Tratamiento	Secuencias muestreos
0,25	Abr96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup> >Nov95 <sup>a</sup>
0,25f	Abr96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>a</sup> >Nov96 <sup>a</sup>
0,5	Oct96 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>a</sup> >Nov95 <sup>a</sup>
2	Oct96 <sup>a</sup> >Nov95 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>a</sup>
4	Abr96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>a</sup> >Nov95 <sup>a</sup>
Control	Abr96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>a</sup> >Nov95 <sup>a</sup>
0,25	Jul97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup> >En97 <sup>b</sup>
0,25f	Jul97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup> >En97 <sup>a</sup>
0,5	Jul97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup> >En97 <sup>a</sup>
2	Jul97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>a</sup> >En97 <sup>a</sup>
4	Jul97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>ab</sup> >Abr97 <sup>ab</sup> >En97 <sup>b</sup>
Control	Jul97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>a</sup> >En97 <sup>a</sup>
0,25	Jul98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>b</sup> >En98 <sup>b</sup> >Abr98 <sup>b</sup>
0,25f	Jul98 <sup>a</sup> >En98 <sup>b</sup> >Abr98 <sup>b</sup> >Oct98 <sup>b</sup>
0,5	Jul98 <sup>a</sup> >En98 <sup>b</sup> >Abr98 <sup>b</sup> >Oct98 <sup>b</sup>
2	Jul98 <sup>a</sup> >E98 <sup>b</sup> >Abr98 <sup>b</sup> >Oct98 <sup>b</sup>
4	Jul98 <sup>a</sup> >Abr98 <sup>b</sup> >En98 <sup>b</sup> >Oct98 <sup>b</sup>
Control	Jul98 <sup>a</sup> >En98 <sup>b</sup> >Abr98 <sup>b</sup> >Oct98 <sup>b</sup>

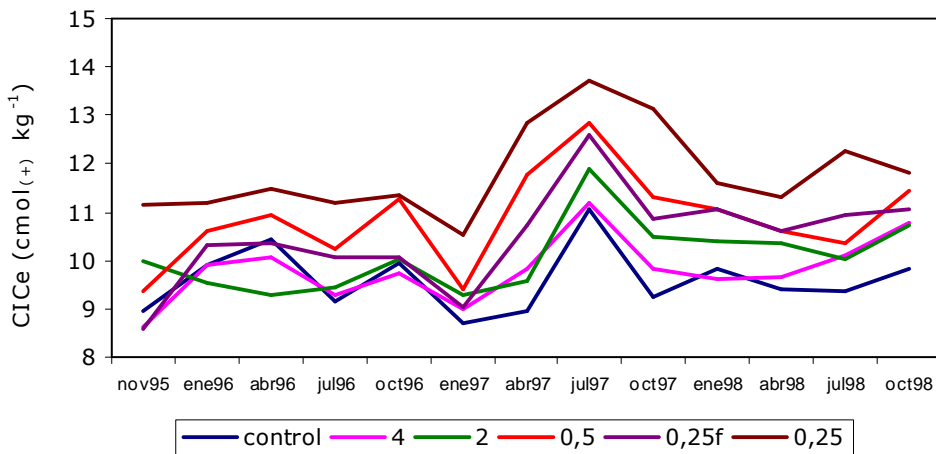


Figura 46. Variaciones de la capacidad de intercambio catiónica efectiva (CICE) en las distintas parcelas a lo largo del ensayo. (Control: sin caliza; 4: caliza entre 2 y 4 mm de diámetro; 2: caliza entre 0,5 y 2 mm de diámetro; 0,5: caliza entre 0,25 y 0,5 mm de diámetro; 0,25: caliza menor de 0,25 mm de diámetro; 0,25f: caliza menor de 0,25 mm de diámetro añadida de forma fraccionada).

El aumento de la CICE después del encalado ha sido ampliamente citado (Juo y Kamprath, 1979; Fernández Sanjurjo et al., 1991; Santano y Espejo, 1997; Ernani et al., 1998; Rutunga et al., 1998; Aitken et al., 1998 a y b; López-Díaz, 2004, entre otros).

El Ca es el catión que ocupa mayoritariamente las posiciones de cambio obteniéndose una correlación entre Ca y CICE altamente significativa ( $r=0,93$ ,  $p<0,01$ ); el Mg presenta contenidos inferiores al Ca, pero también presenta una correlación significativa con la CICE ( $r=0,37$ ,  $p<0,01$ ).

#### 1.11. Formas de Aluminio de la fase sólida

Además del Al cambiante, se han determinado otras formas de Al en la fase sólida en el mes de Octubre de cada año de ensayo:

- Al extraído con oxalato amónico, que se considera una estimación del Al no cristalino total (Blackmore, 1978);

- Al extraído con pirofosfato sódico que estima el Al total ligado a la materia orgánica (Bascomb, 1968), aunque se han demostrado los problemas de baja de especificidad de este extractante en suelos con alto contenido en materia orgánica (McKeague, 1967; Schuppi et al., 1983; Loveland y Digby, 1984).

- Al extraído con cloruro de cobre, que estima el ligado a la materia orgánica en forma de complejos lábiles y de estabilidad media (Urrutia et al., 1989).

Un año después de encalar, lo más significativo en cuanto a la acción del tratamiento sobre las distintas formas de Al en la fase sólida fue el descenso significativo del Al extraído con oxalato amónico y el incremento, también significativo, del Al extraído con cloruro de cobre en las parcelas que recibieron la caliza más fina ( $<0,25$  mm de caliza en una sola aplicación y de forma fraccionada; Figura 47). En ese primer año, la caliza más fina, que se incorporó más rápidamente, parece aumentar la reactividad de la materia orgánica, dado el incremento de pH observado y ésta podría actuar complejando al Al cambiante (ya que éste muestra un descenso significativo en las parcelas que recibieron la caliza más fina, como se ha comentado) y también al que se encuentra en compuestos inorgánicos de baja cristalinidad, lo que se traduciría en un aumento de los complejos organoaluminicos lábiles y de estabilidad media (Alcu). El aumento de los complejos organoaluminicos tras el encalado ha sido encontrado por Fernández Sanjurjo et al., (1991, 1995) y Vizcayno et al., (2001). Posteriormente este comportamiento se invierte, de modo que, dos años después de la adición de

enmiendas calizas, se detectó, en las parcelas tratadas con la caliza más fina (0,25f y 0,25) una disminución de los complejos organoaluminicos, de alta estabilidad (estimados con la extracción con pirofosfato sódico, Alp; Figura 47). Paralelamente, en estas parcelas, se observó un incremento significativo del Al extraído con oxalato amónico (Figura 47). Por tanto, pasados dos años, la adición de la caliza más fina no favoreció el aumento de la complejación orgánica, como sucedía al principio del ensayo, sino que podría favorecer la precipitación de compuestos de Al de baja cristalinidad. Estos resultados están en concordancia con los obtenidos por Fernández Sanjurjo et al. (1995) en relación con el efecto del encalado sobre las formas de Al en un suelo desarrollado sobre gabro, y han sido muchos los autores que indican que la adición de enmiendas calizas favorece la precipitación de complejos hidroxialuminicos solubles (McLean et al., 1965; Morris et al., 1987).

Tres años después de aplicar la enmienda caliza, lo más destacable fue que se observó la tendencia a la precipitación de compuestos de Al de baja cristalinidad (Alox) en todas las parcelas encaladas, hecho que ya se había detectado a los dos años en las parcelas que recibieron las enmiendas más fina (0, 25 a 0,5 mm y menor de 0,25 mm en ambas formas de aplicación; Figura 47).

## Resultados y discusión

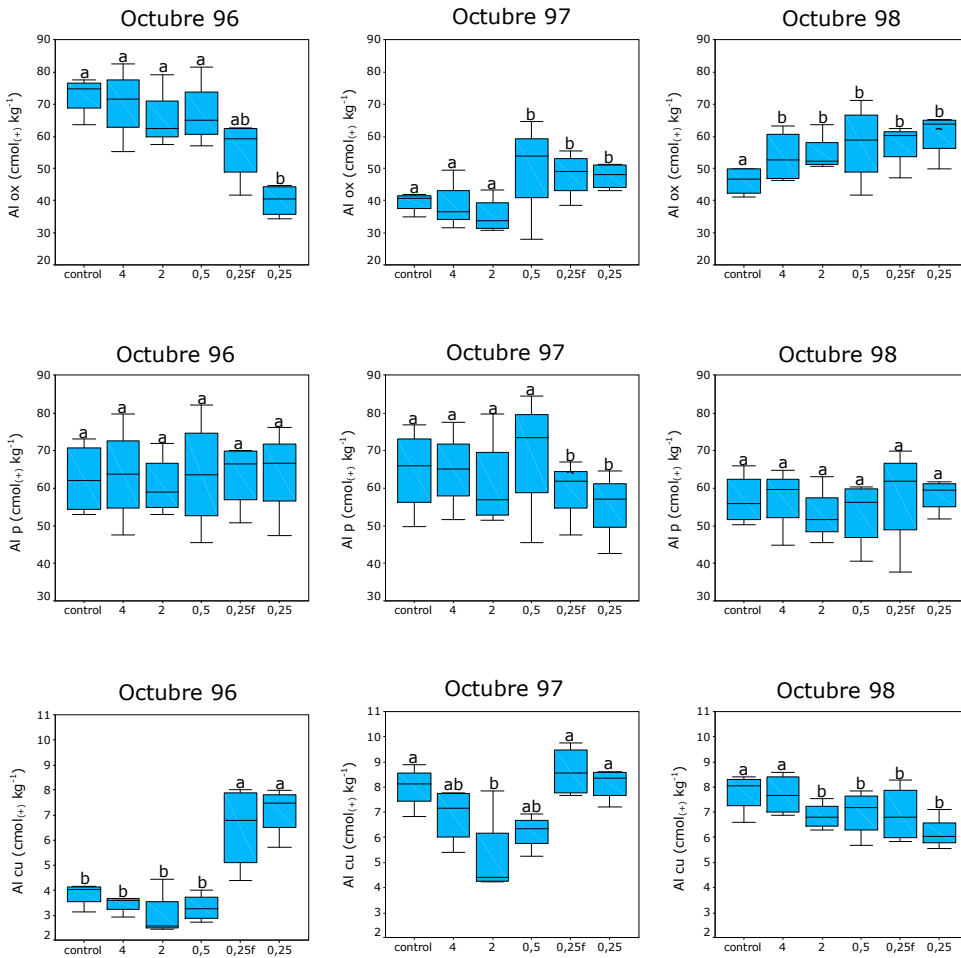


Figura 47. Al extraído con oxalato amónico (Alox), pirofosfato sódico (Alp) y cloruro de cobre (Alcu) para los distintos tratamientos y épocas de muestreo.

El aumento de la precipitación inorgánica de Al va acompañada de un descenso significativo de los complejos organoaluminícos lábiles y de estabilidad media (Alcu, Figura 47), que podrían ser los precursores de los compuestos no cristalinos de Al.

Por tanto, el efecto del encalado, particularmente de la caliza más fina, en un principio es actuar sobre la materia orgánica aumentando su poder de complejación y con el paso del tiempo favorecer la precipitación inorgánica de aluminio, probablemente a partir del Al cambiante y/o del ligado a la materia orgánica, hecho señalado anteriormente por algunos autores (Morris et al., 1987; Fernández Sanjurjo et al., 1995).

En muchas muestras se observa una mayor extracción de Al por parte del pirofosfato, en relación al oxalato amónico. Este hecho puede explicarse por los problemas de especificidad del pirofosfato en la extracción de Al los complejos

organoaluminicos en suelos con elevado contenido de materia orgánica (McKeague, 1967). McKeague y Schuppli (1982) indican que las cantidades de Al y Fe en el extracto de pirofosfato sódico disminuye con el aumento de la intensidad de centrifugación, concluyendo que el pirofosfato sódico causa una dispersión más que una disolución de partículas ricas en Al y Fe. Para evitar la aparición de estos sólidos en suspensión varios autores recomiendan la utilización de alta velocidad de centrifugación o de una ultrafiltración para sedimentar eficazmente las partículas en suspensión (Schuppli et al., 1983; Loveland y Digby, 1984). Otros autores, sin embargo, sugieren una baja velocidad de centrifugación y añadir un agente floculante orgánico (supafloc al 0,1%). Este procedimiento fue el utilizado en el presente estudio para las extracciones con pirofosfato sódico pero, a la vista de los resultados, no parece haber eliminado eficazmente el material en suspensión, sobreestimando el Al extraído.

#### 1.12. Fe, Mn, Cu, Zn disponibles

Los micronutrientes asimilables extraídos por el reactivo Mehlich-3, se han determinado en los meses de Abril y Julio de los tres años que duró el ensayo.

Hierro. El contenido medio de Fe disponible, considerando todos los muestreos, varió entre 245,12 y 267,87 mg kg<sup>-1</sup> en las parcelas encaladas y fue de 251,5 mg kg<sup>-1</sup> en las parcelas control (Tabla 60). Estos valores son del mismo orden que los obtenidos por López-Díaz (2004) en parcelas encaladas y están en la parte inferior del rango obtenido por Monterroso et al. (1999), y Álvarez et al. (2003) en escombreras de mina.

Tabla 60. Fe disponible (mg kg<sup>-1</sup>) extraído con el reactivo Mehlich-3, en las parcelas de los diferentes tratamientos, considerando todo el ensayo. (Control: sin caliza; 4: tamaño de la caliza de 2 a 4 mm; 2: tamaño de la caliza de 0,5 a 2 mm; 0,5: tamaño de la caliza de 0,25 a 0,5 mm; 0,25: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm; 0,25f: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm añadida de forma fraccionada).

	Media	Desviación típica	Error típico
control	251,50	16,28	5,75
4	245,12	31,11	11,00
2	279,62	44,69	15,80
0,5	288,25	32,39	11,45
0,25f	264,00	36,30	12,83
0,25	267,87	20,93	7,40

Resultados y discusión

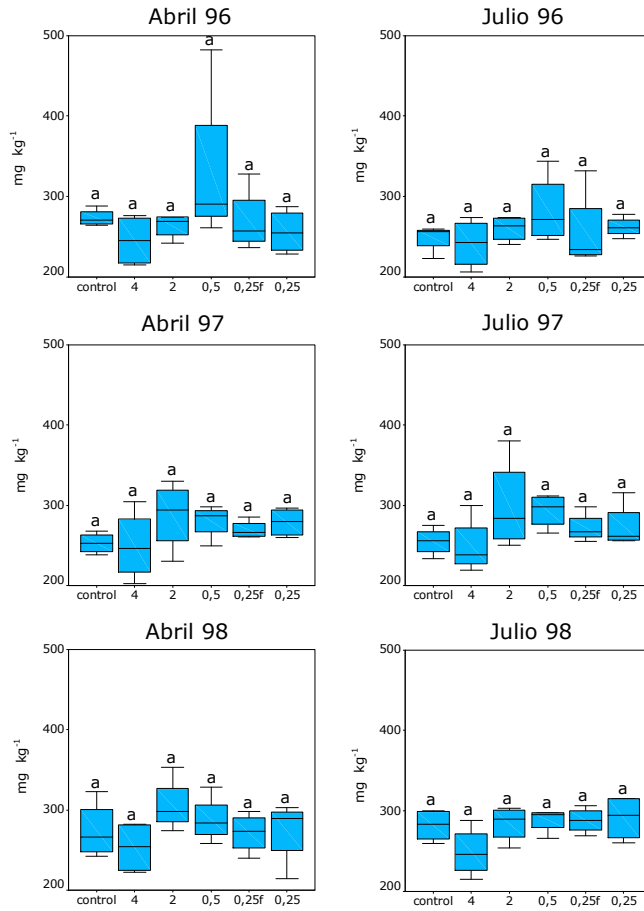


Figura 48. Fe Mehlich: Rango y cuartiles para los diferentes tratamientos en los muestreos realizados.

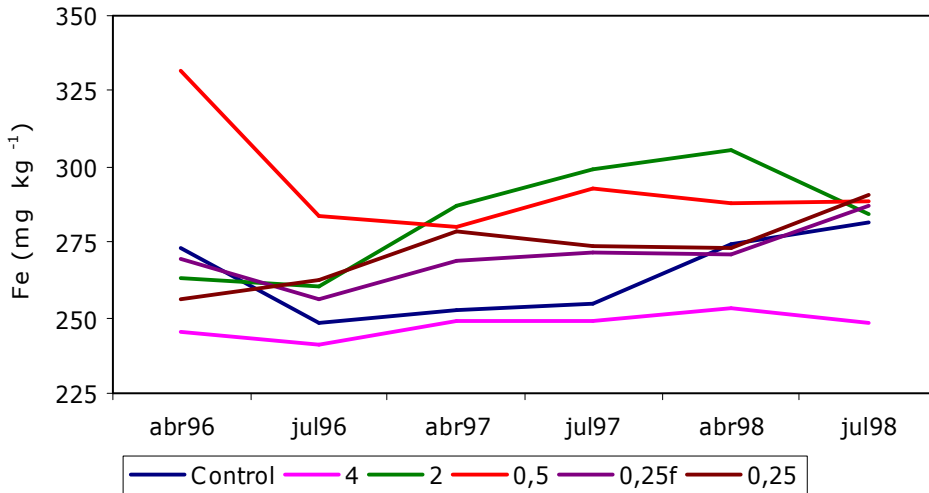


Figura 49. Fe disponible extraído con el reactivo Mehlich-3 en las parcelas tratadas con caliza en distintas granulometrías a lo largo del ensayo. (Control: sin caliza; 4: caliza entre 2 y 4 mm de diámetro; 2: caliza entre 0,5 y 2 mm de diámetro; 0,5: caliza entre 0,25 y 0,5 mm de diámetro; 0,25: caliza menor de 0,25 mm de diámetro; 0,25f: caliza menor de 0,25 mm de diámetro añadida de forma fraccionada).

No se observaron diferencias significativas en el contenido de Fe disponible entre las parcelas que recibieron los distintos tratamientos encalantes ni con las parcelas control (Figura 48). Sin embargo, desde el muestreo de Julio de 1996, las parcelas encaladas (a excepción de la que recibió la caliza más gruesa) presentaron un mayor contenido de Fe asimilable (Figuras 48 y 49).

Esto puede ser consecuencia del aumento de pH en estas parcelas, lo que favorece la complejación orgánica del Fe, tratándose posiblemente de complejos lábiles que se pueden extraer con el reactivo Mehlich-3, y por tanto pertenecen a la fracción de Fe asimilable por la planta.

Manganeso. El contenido medio de Mn disponible osciló entre 3,02 y 4,42 mg kg<sup>-1</sup> en las parcelas encaladas y fue de 4,37 mg kg<sup>-1</sup> en las parcelas control, considerando todos los muestreos (Tabla 61). Estos valores entran en el rango obtenido por Fernández Sierra (2001) y Gómez Liste (2002) en suelos de monte de Galicia de pH ácido y por López-Díaz (2004) en parcelas encaladas.

Tabla 61. Mn disponible extraído con el reactivo Mehlich-3, en las parcelas de los diferentes tratamientos, considerando todo el ensayo. (Control: sin caliza; 4: tamaño de la caliza de 2 a 4 mm; 2: tamaño de la caliza de 0,5 a 2 mm; 0,5: tamaño de la caliza de 0,25 a 0,5 mm; 0,25: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm; 0,25f: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm añadida de forma fraccionada).

	Media	Desviación típica	Error típico
control	4,37	1,51	0,53
4	4,41	1,46	0,51
2	3,02	0,94	0,33
0,5	3,25	0,67	0,23
0,25f	3,76	1,55	0,55
0,25	4,42	0,62	0,22

Al igual que se señaló para el Fe, no aparecen diferencias significativas entre los tratamientos encalantes ni con las parcelas control (Figura 50), pero se observan algunas tendencias. Así, en el mes de Abril de los tres años, las parcelas encaladas con la caliza más fina presentaban un mayor contenido de Mn asimilable (Figuras 50 y 51), que de nuevo podría relacionarse con una mayor complejación de este elemento por parte de una materia orgánica más reactiva, como consecuencia del pH más elevado, tratándose posiblemente de complejos lábiles y por tanto de un Mn en forma asimilable.

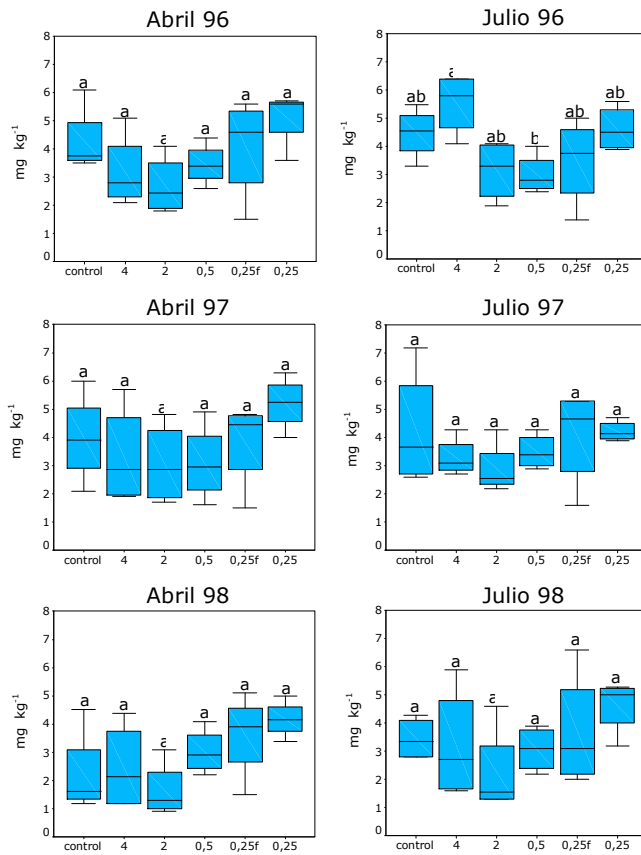


Figura 50. Manganeso Mehlich: Rango y cuartiles para los diferentes tratamientos en los muestreos realizados.

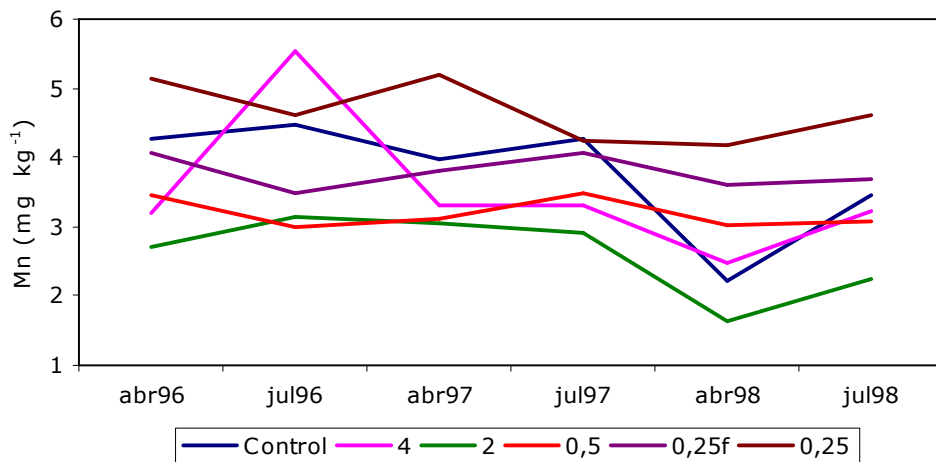


Figura 51. Mn disponible extraído con el reactivo Mehlich III en las parcelas tratadas con caliza en distintas granulometrías a lo largo del ensayo. (Control: sin caliza; 4: caliza entre 2 y 4 mm de diámetro; 2: caliza entre 0,5 y 2 mm de diámetro; 0,5: caliza entre 0,25 y 0,5 mm de diámetro; 0,25: caliza menor de 0,25 mm de diámetro; 0,25f: caliza menor de 0,25 mm de diámetro añadida de forma fraccionada).

En los meses de Julio de los tres años el efecto no fue tan claro, lo que podría deberse a que en este período del año el pH es siempre más bajo que en Abril y por tanto el mecanismo antes señalado no es tan efectivo. A veces en los meses de Julio se obtienen menores contenidos de Mn asimilable en las parcelas encaladas que en las control, lo que parece más lógico debido al pH más bajo de estas últimas parcelas. Además el encalado unido a las altas temperaturas, incrementan la actividad microbiana y como consecuencia, se pueden producir procesos de inmovilización de Mn. Cabe señalar que la solubilidad de este elemento está controlada principalmente por el pH y reacciones de oxidación-reducción, en las que los procesos microbiológicos pueden jugar un papel importante (Kabata-Pendias y Pendias, 2001).

Cobre. El Cu asimilable en valor medio varía entre 0,57 y 0,71 mg kg<sup>-1</sup> en las parcelas encaladas y fue de 0,47 mg kg<sup>-1</sup> en las parcelas control, considerado el conjunto de todos los muestreos (Tabla 62). Estos valores están dentro del rango obtenido por López-Díaz (2004) para suelos encalados.

Tabla 62. Cu disponible (mg kg<sup>-1</sup>) extraído con el reactivo Mehlich-3, en las parcelas de los diferentes tratamientos, considerando todo el ensayo. (Control: sin caliza; 4: tamaño de la caliza de 2 a 4 mm; 2: tamaño de la caliza de 0,5 a 2 mm; 0,5: tamaño de la caliza de 0,25 a 0,5 mm; 0,25: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm; 0,25f: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm añadida de forma fraccionada).

	Media	Desviación típica	Error típico
control	0,47	0,22	0,079
4	0,57	0,18	0,064
2	0,71	0,34	0,123
0,5	0,67	0,37	0,131
0,25f	0,58	0,20	0,071
0,25	0,68	0,34	0,121

No se detectó una tendencia clara de variación del Cu asimilable en las parcelas encaladas respecto a las parcelas control (Figuras 52 y 53); en los primeros dos años no se observaron diferencias significativas entre las parcelas encaladas y las control, y en el tercer año, en un muestreo aumentó la disponibilidad de Cu en las parcelas encaladas, mientras que en el otro disminuyó. La disponibilidad de este elemento depende de muchos factores. Así, la materia orgánica juega un papel clave en el comportamiento del Cu en la mayoría de los suelos ya que es una fuente importante de lugares de adsorción específica para este elemento (McLaren y Crawford, 1973; Kadlec y Keolian, 1986), debido a la gran capacidad de este ión de

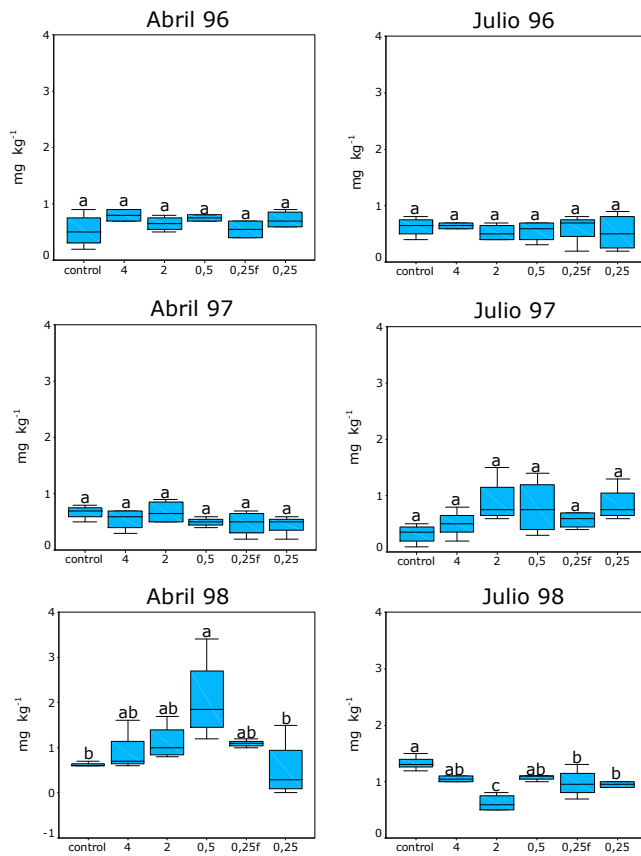


Figura 52. Cu Mehlich: Rango y cuartiles para los diferentes tratamientos en los muestreos realizados.

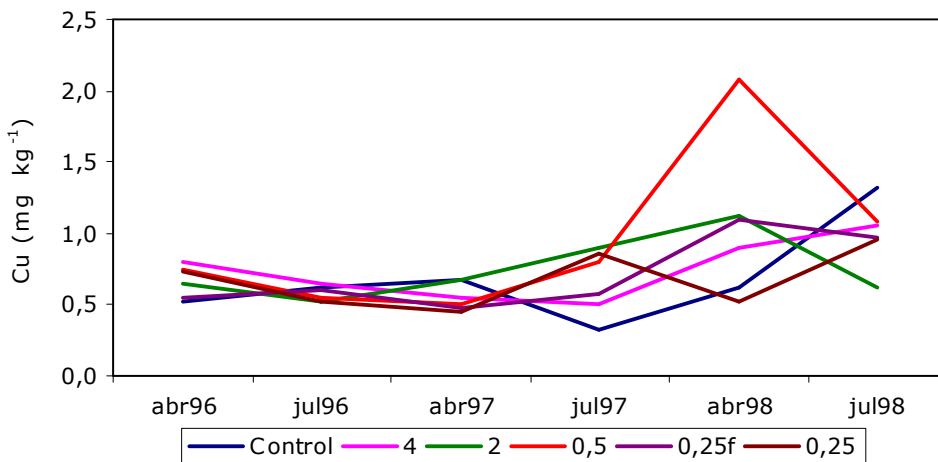


Figura 53. Cu disponible extraído con el reactivo Mehlich-3 en las parcelas tratadas con caliza en distintas granulometrías a lo largo del ensayo. (Control: sin caliza; 4: caliza entre 2 y 4 mm de diámetro; 2: caliza entre 0,5 y 2 mm de diámetro; 0,5: caliza entre 0,25 y 0,5 mm de diámetro; 0,25: caliza menor de 0,25 mm de diámetro; 0,25f: caliza menor de 0,25 mm de diámetro añadida de forma frías)

formar complejos de esfera interna en un amplio rango de valores de pH (McBridge, 1981). Por el contrario, la complejación orgánica podría aumentar la movilidad del Cu por la formación de complejos, principalmente con ácidos fúlvicos (Kabata-Pendias y Pendias, 2001; Strobel et al., 2005). Además, los minerales del suelo son capaces de adsorber Cu de la disolución, proceso que depende de la carga superficial del adsorbente que, en muchos casos, es pH-dependiente.

Las mayores cantidades de Cu adsorbido a los componentes minerales del suelo han sido encontradas para óxidos de Fe y Mn, hidróxidos de Fe y Al de baja cristalinidad y minerales de la arcilla (Kabata-Pendias y Pendias, 2001).

Zinc. El contenido medio de Zn asimilable varió entre 14,25 y 17,87 mg kg<sup>-1</sup> en las parcelas encaladas y fue de 15,25 en las control, teniendo en cuenta todos los muestreos realizados (Tabla 63). Estos valores son del mismo orden que los obtenidos por López-Díaz (2004) en suelos de monte encalados. El contenido de Zn asimilable no mostró una tendencia clara de variación entre parcelas encaladas y no encaladas, al igual que se ha señalado para el Cu asimilable, y en ningún caso se obtuvieron diferencias significativas entre tratamientos (Figuras 54 y 55). Los factores que controlan la solubilidad del Zn son similares a los citados para el Cu (Lindsay, 1972). Harter (1991) señala que en los medios ácidos el Zn es adsorbido de forma no específica y el proceso es reversible, mientras que en medios neutros y alcalinos la adsorción se realiza de forma específica, pudiendo llegar a ser irreversible. La materia orgánica también compleja el Zn en formas estables (Shuman, 1980); por otra parte los ácidos fúlvicos forman complejos solubles con el Zn lo que explica la relativa elevada solubilidad y disponibilidad de Zn que se ha encontrado en algunos suelos de pH elevado (Kabata-Pendias y Pendias, 2001).

Tabla 63. Zn disponible (mg kg<sup>-1</sup>) extraído con el reactivo Mehlich-3, en las parcelas de los diferentes tratamientos, considerando todo el ensayo. (Control: sin caliza; 4: tamaño de la caliza de 2 a 4 mm; 2: tamaño de la caliza de 0,5 a 2 mm; 0,5: tamaño de la caliza de 0,25 a 0,5 mm; 0,25: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm; 0,25f: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm añadida de forma fraccionada).

	Media	Desviación típica	Error típico
control	15,25	6,84	2,41
4	14,25	3,88	1,37
2	17,87	8,69	3,07
0,5	17,75	6,40	2,26
0,25f	16,62	9,59	3,39
0,25	15,00	7,85	2,77

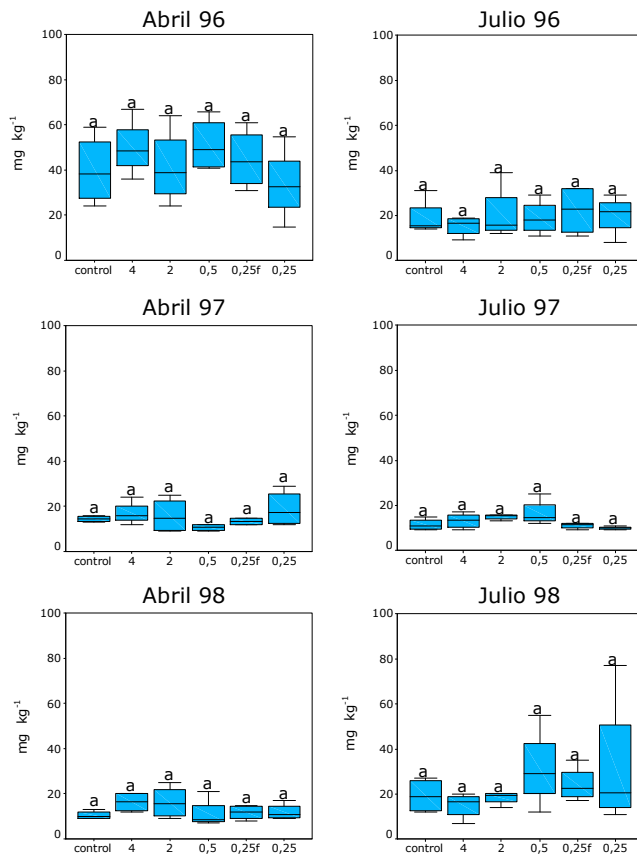


Figura 54. Zn Mehlich: Rango y cuartiles para los diferentes tratamientos en los muestreos realizados.

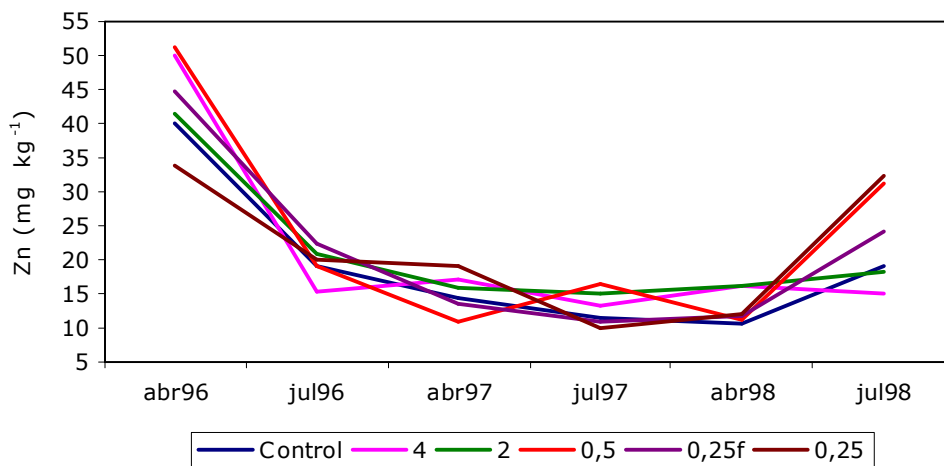


Figura 55. Zn disponible extraído con el reactivo Mehlich-3 en las parcelas tratadas con caliza en distintas granulometrías a lo largo del ensayo. (Control: sin caliza; 4: caliza entre 2 y 4 mm de diámetro; 2: caliza entre 0,5 y 2 mm de diámetro; 0,5: caliza entre 0,25 y 0,5 mm de diámetro; 0,25: caliza menor de 0,25 mm de diámetro; 0,25f: caliza menor de 0,25 mm de diámetro añadida de forma fraccionada).

## 2. FASE LÍQUIDA DEL SUELO

### 2.1. pH en el extracto acuoso

Los valores medios de pH de los extractos acuosos, variaron entre 5,69 y 6,11 en las parcelas encaladas y fueron de 5,73 en las parcelas control (Tabla 64). Para cada tratamiento las diferencias entre muestreos en cada año de ensayo se muestran en la tabla 65.

En todo el período de muestreo la caliza de granulometría más fina (<0,25 y de 0,25 a 0,5 mm) mantuvo los valores más altos de pH en disolución, y los valores más bajos se observan en las parcelas que recibieron la caliza de granulometría más gruesa (entre 2 y 4 mm) y en las control, coincidiendo con lo señalado para pH en agua y KCl. En los tres últimos muestreos las diferencias entre tratamientos son muy pequeñas, si bien la tendencia fue la indicada.

Hasta Enero de 1997 se produjo un fuerte incremento de pH en la fase líquida en todos los tratamientos y en las parcelas control. Durante este período los cambios en el valor de pH de la fase líquida fueron más acusados que los registrados en el pH en agua y KCl. Esto está en consonancia con que la fase líquida responde rápidamente a cualquier cambio que se produzca en el medio. El hecho de que también se observase un incremento en el pH de las parcelas control en este período puede relacionarse con el abonado NPK que recibieron ya que el fósforo se añade como fosfato cálcico. El descenso de pH en la fase líquida detectado en Enero, Abril y Julio de 1997 puede relacionarse con procesos de nitrificación, ya que coincide con un fuerte aumento del contenido de  $\text{NO}_3^-$  (Figura 18).

Tabla 64. pH determinado en el extracto acuoso 1:10 de las parcelas con los diferentes tratamientos, considerando todo el ensayo. (Control: sin caliza; 4: tamaño de la caliza de 2 a 4 mm; 2: tamaño de la caliza de 0,5 a 2 mm; 0,5: tamaño de la caliza de 0,25 a 0,5 mm; 0,25: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm; 0,25f: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm añadida de forma fraccionada).

	Media	Desviación típica	Error típico
control	5,73	0,39	0,055
4	5,69	0,52	0,073
2	5,99	0,40	0,057
0,5	5,98	0,39	0,055
0,25f	5,97	0,35	0,048
0,25	6,11	0,40	0,055

Resultados y discusión

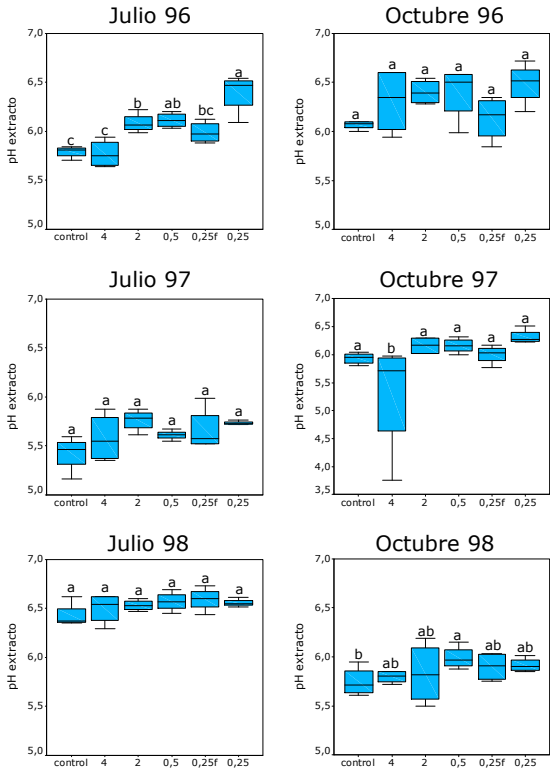


Figura 56. pH en el extracto acuoso 1:10. Rango y cuartiles para los diferentes tratamientos en los

Tabla 65. pH en el extracto acuoso 1:10. Diferencias significativas entre muestreos para cada tratamiento.

tratamiento	Secuencia muestreos
0,25	Oct96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup> >Nov95 <sup>a</sup>
0,25f	Oct96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>ab</sup> >Nov95 <sup>ab</sup> >En96 <sup>ab</sup> >Abr96 <sup>b</sup>
0,5	Oct96 <sup>a</sup> >Nov95 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>a</sup>
2	Oct96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>ab</sup> >En96 <sup>b</sup> >Nov95 <sup>bc</sup> >Abr96 <sup>c</sup>
4	Oct96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>ab</sup> >En96 <sup>b</sup> >Nov95 <sup>bc</sup> >Abr96 <sup>c</sup>
control	Oct96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>b</sup> >En96 <sup>b</sup> >Abr96 <sup>c</sup> >Nov95 <sup>c</sup>
0,25	En97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>b</sup> >Abr97 <sup>c</sup> >Jul97 <sup>c</sup>
0,25f	En97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>b</sup> >Jul97 <sup>b</sup> >Abr97 <sup>b</sup>
0,5	Oct97>En97>Abr97>
2	En97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>b</sup> >Jul97 <sup>c</sup> >Abr97 <sup>c</sup>
4	Jul97 <sup>a</sup> >En97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup>
control	En97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup> >Jul97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>a</sup>
0,25	Jul98 <sup>a</sup> >En98 <sup>b</sup> >Abr98 <sup>b</sup> >Oct98 <sup>b</sup>
0,25f	Jul98 <sup>a</sup> >Abr98 <sup>b</sup> >Oct98 <sup>b</sup> >En98 <sup>b</sup>
0,5	Jul98 <sup>a</sup> >Abr98 <sup>b</sup> >Oct98 <sup>bc</sup> >En98 <sup>c</sup>
2	Jul98 <sup>a</sup> >Abr98 <sup>b</sup> >Oct98 <sup>b</sup> >En98 <sup>b</sup>
4	Jul98 <sup>a</sup> >Abr98 <sup>b</sup> >Oct98 <sup>b</sup> >En98 <sup>b</sup>
control	Jul98 <sup>a</sup> >Abr98 <sup>ab</sup> >Oct98 <sup>b</sup> >E98 <sup>b</sup>

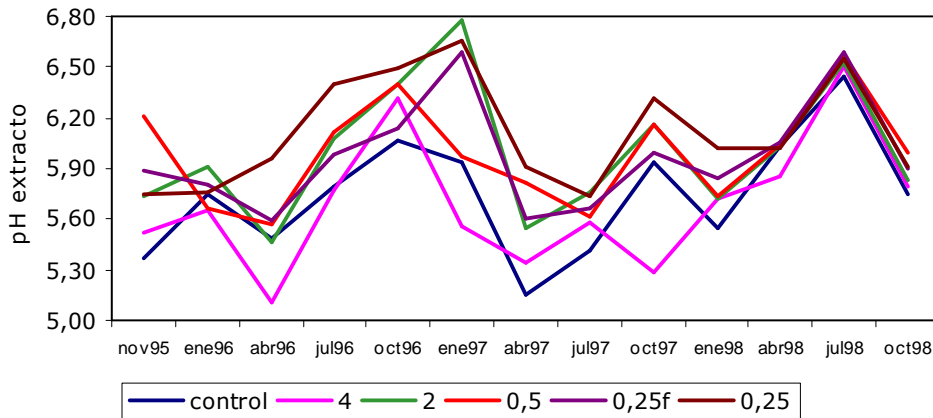


Figura 57. Variaciones de pH en el extracto acuoso 1:10 de las parcelas tratadas con distintas granulometrías a lo largo del ensayo. (Control: sin caliza; 4: caliza entre 2 y 4 mm de diámetro; 2: caliza entre 0,5 y 2 mm de diámetro; 0,5: caliza entre 0,25 y 0,5 mm de diámetro; 0,25: caliza menor de 0,25 mm de diámetro; 0,25f: caliza menor de 0,25 mm de diámetro añadida de forma fraccionada)

## 2.2. Conductividad eléctrica

Los valores medios de la conductividad eléctrica (CE) en el extracto acuoso a lo largo del ensayo, oscilaron entre 0,067 y 0,073 dS m<sup>-1</sup> para las parcelas encaladas y fueron de 0,071 dS m<sup>-1</sup> en las control (Tabla 66).

Tabla 66. Conductividad eléctrica (dS m<sup>-1</sup>) para las parcelas de los diferentes tratamientos, considerando todo el ensayo. (Control: sin caliza; 4: tamaño de la caliza de 2 a 4 mm; 2: tamaño de la caliza de 0,5 a 2 mm; 0,5: tamaño de la caliza de 0,25 a 0,5 mm; 0,25f: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm; 0,25f: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm añadida de forma fraccionada).

	Media	Desviación típica	Error típico
control	0,071	0,047	0,006
4	0,072	0,039	0,005
2	0,067	0,042	0,005
0,5	0,070	0,041	0,005
0,25f	0,071	0,049	0,006
0,25	0,073	0,038	0,005

El encalado no parece influir en los valores de conductividad eléctrica ya que no se observaron diferencias significativas entre tratamientos y parcelas control (Figuras 58 y 59). El aumento de conductividad eléctrica registrado en Julio de 1997 y 1998 se puede relacionar con la adición de NPK efectuada en Mayo de ese año y con la ausencia de lluvias en este período (Tabla 67, Figura 59). Al final del ensayo los valores de este parámetro eran más elevados que al inicio lo que se puede atribuir al abonado con NPK. Pese a la adición de enmiendas y/o fertilizantes, las disoluciones de estos suelos siguen siendo muy diluídas, incluso los valores máximos, y muy similares a los de los suelos tropicales y suelos naturales de Galicia (Fernández Marcos y Macías, 1987; Calvo et al., 1987; Álvarez et al., 1992, 2002).

La conductividad eléctrica presenta una correlación altamente significativa con el Ca soluble ( $r=0,92$ ) y con el NO<sub>3</sub><sup>-</sup> ( $r=0,86$ ). También se obtienen correlaciones significativas con el resto de los cationes solubles;  $r=0,71$  con el Mg,  $r=0,62$  con el Na y  $r=0,56$  con el K, mientras que con el Al total disuelto la conductividad eléctrica presenta una correlación negativa significativa ( $r=-0,40$ ,  $p < 0,01$ ).

Resultados y discusión

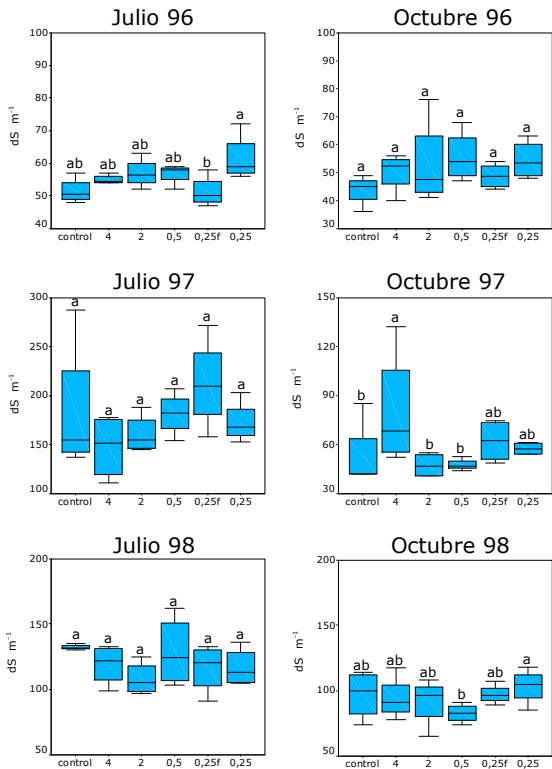


Figura 58. Conductividad eléctrica: Rango y cuartiles para los diferentes tratamientos en los muestreos realizados.

Tabla 67. Conductividad eléctrica: Diferencias significativas entre muestreos para cada tratamiento.

tratamiento	Secuencias muestreos
0,25	Jul96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>ab</sup> >Nov95 <sup>ab</sup> >Abr96 <sup>bc</sup> >En96 <sup>c</sup>
0,25f	Jul96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>a</sup> >Nov95 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup>
0,5	Jul96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>a</sup> >En96 <sup>b</sup> >Abr96 <sup>b</sup> >Nov95 <sup>b</sup>
2	Jul96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>ab</sup> >Nov95 <sup>ab</sup> >En96 <sup>b</sup> >Abr96 <sup>b</sup>
4	Jul96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>ab</sup> >Nov95 <sup>bc</sup> >En96 <sup>c</sup> >Abr96 <sup>c</sup>
control	Jul96 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>ab</sup> >Oct96 <sup>abc</sup> >En96 <sup>c</sup> >Nov95 <sup>c</sup>
0,25	Jul97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>b</sup> >Oct97 <sup>b</sup> >En97 <sup>b</sup>
0,25f	Jul97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>b</sup> >Oct97 <sup>b</sup> >En97 <sup>b</sup>
0,5	Jul97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>b</sup> >En97 <sup>bc</sup> >Oct97 <sup>c</sup>
2	Jul97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>ab</sup> >Oct97 <sup>b</sup> >En97 <sup>b</sup>
4	Jul97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>ab</sup> >Oct97 <sup>ab</sup> >En97 <sup>b</sup>
control	Jul97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>b</sup> >En97 <sup>b</sup> >Oct97 <sup>b</sup>
0,25	Jul98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>a</sup> >En98 <sup>b</sup> >Abr98 <sup>b</sup>
0,25f	Jul98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>a</sup> >En98 <sup>b</sup> >Abr98 <sup>b</sup>
0,5	Jul98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>b</sup> >En98 <sup>b</sup> >Abr98 <sup>b</sup>
2	Jul98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>a</sup> >En98 <sup>b</sup> >Abr98 <sup>b</sup>
4	Jul98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>ab</sup> >En98 <sup>b</sup> >Abr98 <sup>b</sup>
control	Jul98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>b</sup> >En98 <sup>c</sup> >Abr98 <sup>d</sup>

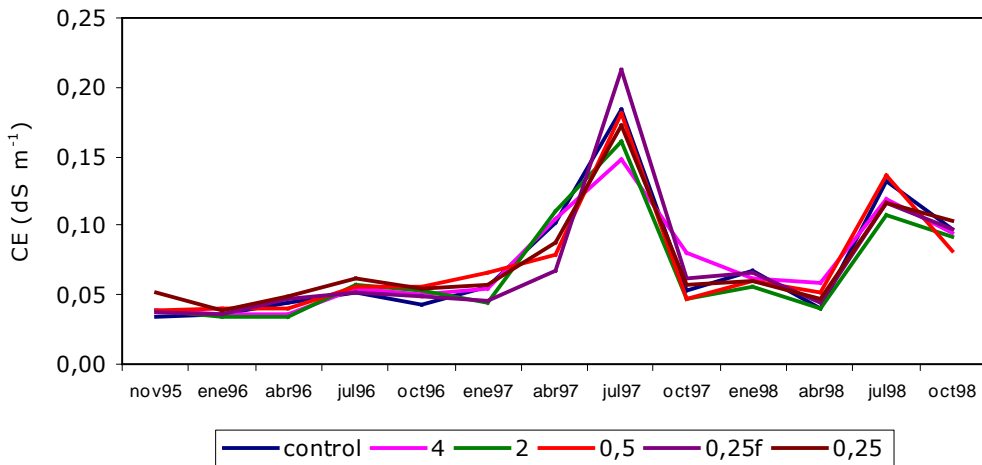


Figura 59. Variaciones de la Conductividad eléctrica en las parcelas tratadas con caliza en distintas granulometrías a lo largo del ensayo. (Control: sin caliza; 4: caliza entre 2 y 4 mm de diámetro; 2: caliza entre 0,5 y 2 mm de diámetro; 0,5: caliza entre 0,25 y 0,5 mm de diámetro; 0,25: caliza menor de 0,25 mm de diámetro; 0,25f: caliza menor de 0,25 mm de diámetro añadida de forma

### 2.3. Calcio en el extracto acuoso

Los contenidos de Ca en disolución a lo largo del ensayo variaron entre 5,17 y 6,47 mg L<sup>-1</sup> en las parcelas encaladas y fueron de 5,18 mg L<sup>-1</sup> en las parcelas control (Tabla 68).

Los contenidos de Ca soluble fueron en general más elevados a lo largo de todo el ensayo en las parcelas tratadas con la caliza más fina en una sola aplicación, si bien en muchas ocasiones las diferencias entre tratamientos y con las parcelas control no fueron significativas (Figura 60).

El aumento de Ca soluble observado en los meses de Julio de 1997 y 1998 en todas las parcelas (Figura 61, Tabla 69) podría ser debido al abonado NPK aportado en el mes de Mayo de cada año respectivo y también a la escasez de lluvias en este período, que llevaría a una mayor concentración de la fase líquida. El fósforo se añade como fosfato cálcico lo que podría aumentar el Ca soluble. Además, el K aportado con el fertilizante podría desplazar al Ca de las posiciones de cambio, aumentando así su contenido en la disolución. De hecho, se obtiene una correlación altamente significativa entre el K cambiante y el Ca soluble ( $r=0,39$ ,  $p<0,01$ ). También se observa un cierto paralelismo entre la evolución del Ca soluble y la del NO<sub>3</sub><sup>-</sup> a lo largo del tiempo, obteniéndose los valores máximos para ambos iones en los mismos meses. La correlación encontrada entre Ca soluble y NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, considerando conjuntamente todas las muestras del ensayo, es altamente significativa ( $r=0,85$ ,  $p<0,01$ ), lo que puede indicar que el NO<sub>3</sub><sup>-</sup> es el principal anión acompañante del Ca en estas disoluciones.

Tabla 68. Ca en el extracto acuoso 1:10 de las parcelas con los diferentes tratamientos, considerando todo el ensayo. (Control: sin caliza; 4: tamaño de la caliza de 2 a 4 mm; 2: tamaño de la caliza de 0,5 a 2 mm; 0,5: tamaño de la caliza de 0,25 a 0,5 mm; 0,25f: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm; 0,25f: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm añadida de forma fraccionada).

	Media	Desviación típica	Error típico
control	5,18	3,62	0,50
4	5,47	4,09	0,56
2	5,17	3,34	0,46
0,5	5,67	4,19	0,58
0,25f	5,32	3,89	0,54
0,25	6,47	3,78	0,52

Resultados y discusión

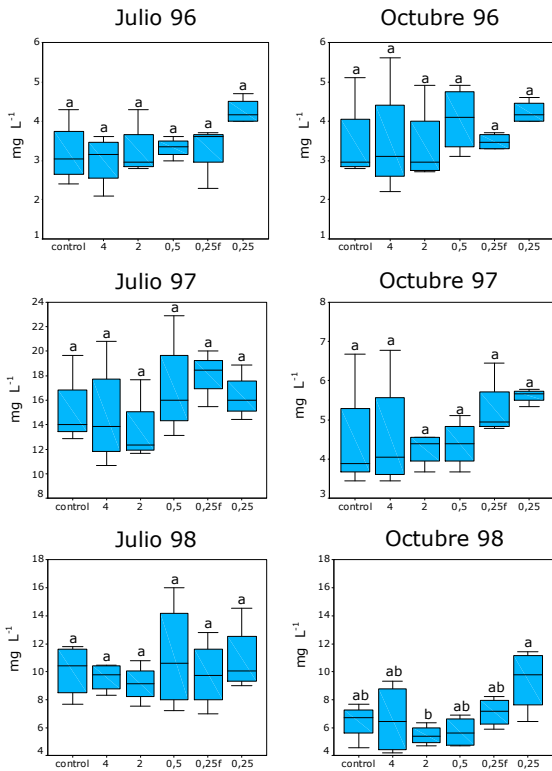


Figura 60. Ca en el extracto acuoso 1:10. Rango y cuartiles para los diferentes tratamientos en algunos de los muestreos realizados.

Tabla 69. Ca en el extracto acuoso 1:10. Diferencias significativas entre muestreos para cada tratamiento.

tratamiento	Secuencia muestreos
0,25	Nov95 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>ab</sup> >Jul96 <sup>b</sup> >Oct96 <sup>b</sup> >En96 <sup>b</sup>
0,25f	Abr96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>a</sup> >Nov95 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup>
0,5	Abr96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup> >Nov95 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>a</sup>
2	Abr96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup> >Nov95 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>a</sup>
4	Abr96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>a</sup> >Nov95 <sup>a</sup>
control	Abr96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>a</sup> >Nov95 <sup>a</sup>
0,25	Jul97 <sup>a</sup> >Abr <sup>b</sup> >Oct97 <sup>b</sup> >En97 <sup>b</sup>
0,25f	Jul97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>b</sup> >Oct97 <sup>b</sup> >En97 <sup>b</sup>
0,5	Jul97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>b</sup> >Oct97 <sup>b</sup> >En97 <sup>b</sup>
2	Jul97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>b</sup> >Oct97 <sup>c</sup> >En97 <sup>c</sup>
4	Jul97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>ab</sup> >Oct97 <sup>b</sup> >En97 <sup>b</sup>
control	Jul97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>b</sup> >Oct97 <sup>b</sup> >En97 <sup>b</sup>
0,25	Jul98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>a</sup> >En98 <sup>b</sup> >Abr98 <sup>b</sup>
0,25f	Jul98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>ab</sup> >En98 <sup>bc</sup> >Abr98 <sup>c</sup>
0,5	Jul98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>b</sup> >En98 <sup>b</sup> >Abr98 <sup>b</sup>
2	Jul98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>b</sup> >En98 <sup>c</sup> >Abr98 <sup>c</sup>
4	Jul98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>ab</sup> >En98 <sup>b</sup> >Abr98 <sup>b</sup>
control	Jul98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>b</sup> >En98 <sup>bc</sup> >Abr98 <sup>c</sup>

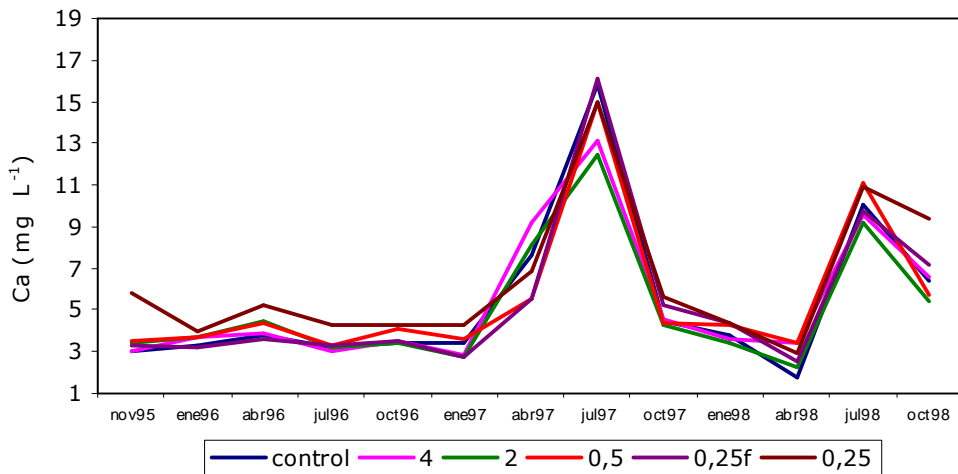


Figura 61. Variaciones de Ca en el extracto acuoso 1:10 en las parcelas tratadas con caliza en distintas granulometrías a lo largo del ensayo. (Control: sin caliza; 4: caliza entre 2 y 4 mm de diámetro; 2: caliza entre 0,5 y 2 mm de diámetro; 0,5: caliza entre 0,25 y 0,5 mm de diámetro; 0,25: caliza menor de 0,25 mm de diámetro; 0,25f: caliza menor de 0,25 mm de diámetro añadida de forma fraccionada).

El Ca soluble también se correlaciona significativamente con el Mg soluble ( $r=0,78$ ,  $p<0,01$ ), Na soluble ( $r=0,42$ ,  $p<0,01$ ) y K soluble ( $r=0,49$ ,  $p<0,01$ ); sin embargo, la correlación con el Al disuelto es negativa ( $r=-0,48$ ,  $p<0,01$ ). Dado el equilibrio existente entre complejo de cambio y disolución del suelo, se obtiene una correlación significativa ( $r=0,29$ ,  $p<0,01$ ) entre Ca cambiante y Ca soluble.

#### 2.4. Magnesio en el extracto acuoso

Los contenidos medios de Mg en la fase líquida del suelo variaron, considerando el total del ensayo, entre 0,62 y 1,54 mg L<sup>-1</sup> en las parcelas encaladas, y fueron de 0,31 mg L<sup>-1</sup> en las parcelas control (Tabla 70).

Durante todo el período de estudio se observa de forma generalizada, que las parcelas tratadas con la caliza de granulometría más fina (<0,25 mm), son las que tuvieron los mayores contenidos de Mg soluble, mientras que las parcelas que recibieron la caliza más gruesa (2 a 4 mm) presentan los contenidos más bajos y en ningún momento difieren significativamente de los obtenidos en las parcelas control (Figuras 62 y 63).

Simard et al. (1988) señalan que la adición de cal a un suelo provoca un descenso del contenido de Mg soluble, que en este estudio no se observa debido a que se encaló con dolomita.

Al igual que señaló para el Ca soluble, el Mg también presenta en general los valores más elevados en los meses de Julio en todas las parcelas (Tabla 71, Figura 62), lo que, de nuevo, podría relacionarse con el fertilizante NPK aportado en Mayo. El K<sup>+</sup> podría desplazar al Mg de las posiciones de cambio y así aumentar su contenido en la fase líquida del suelo.

Tabla 70. Mg en el extracto acuoso 1:10 de las parcelas con los diferentes tratamientos, considerando todo el ensayo (control: sin caliza; 4: tamaño de la caliza de 2 a 4 mm; 2: tamaño de la caliza de 0,5 a 2 mm; 0,5: tamaño de la caliza de 0,25 a 0,5 mm; 0,25f: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm; 0,25f: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm añadida de forma fraccionada).

	Media	Desviación típica	Error típico
control	0,31	0,24	0,03
4	0,62	0,54	0,07
2	1,10	0,98	0,13
0,5	1,36	1,16	0,16
0,25f	1,05	1,05	0,14
0,25	1,54	1,23	0,17

Resultados y discusión

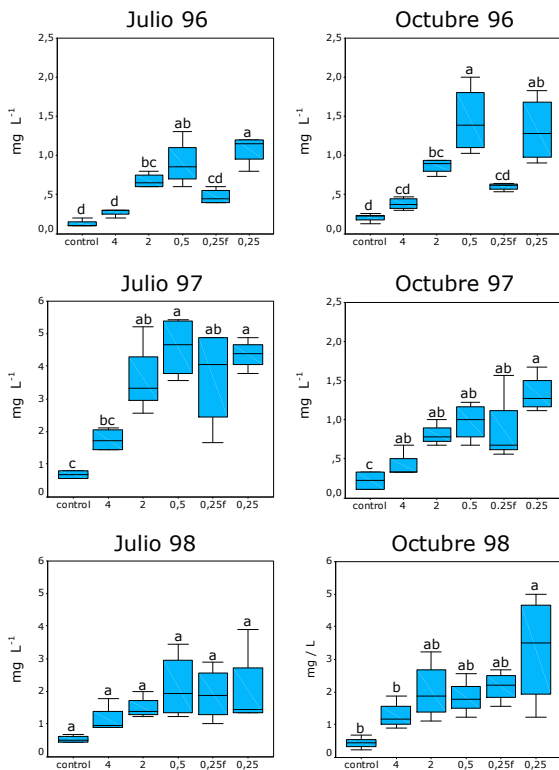


Figura 62. Mg en el extracto acuoso 1:10. Rango y cuartiles para los diferentes tratamientos en algunos de los muestreos realizados.

Tabla 71. Mg en el extracto acuoso 1.10. Diferencias significativas entre muestreos para cada tratamiento.

tratamiento	Secuencia muestreos
0,25	Oct96 <sup>a</sup> >Nov95 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup>
0,25f	Oct96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup> >Nov95 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>a</sup>
0,5	Oct96 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>ab</sup> >Jul96 <sup>ab</sup> >En96 <sup>ab</sup> >Nov95 <sup>b</sup>
2	Oct96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>a</sup> >En96 <sup>b</sup> >Nov95 <sup>b</sup>
4	Oct96 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>ab</sup> >Jul96 <sup>ab</sup> >En96 <sup>ab</sup> >Nov95 <sup>b</sup>
control	Abr96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>a</sup> >Nov95 <sup>a</sup>
0,25	Jul97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>b</sup> >Oct97 <sup>bc</sup> >En97 <sup>c</sup>
0,25f	Jul97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>b</sup> >Abr97 <sup>b</sup> >En97 <sup>b</sup>
0,5	Jul97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>b</sup> >Oct97 <sup>b</sup> >En97 <sup>b</sup>
2	Jul97 <sup>a</sup> >En97 <sup>ab</sup> >Abr97 <sup>ab</sup> >Oct97 <sup>c</sup>
4	Jul97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>b</sup> >Oct97 <sup>b</sup> >En97 <sup>b</sup>
control	Jul97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>b</sup> >Oct97 <sup>b</sup> >En97 <sup>b</sup>
0,25	Oct98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>ab</sup> >En98 <sup>b</sup> >Abr98 <sup>b</sup>
0,25f	O98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>a</sup> >E98 <sup>b</sup> >Abr98 <sup>b</sup>
0,5	Jul98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>a</sup> >Abr98 <sup>a</sup> >En98 <sup>a</sup>
2	Oct98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>ab</sup> >En98 <sup>b</sup> >Abr98 <sup>b</sup>
4	Oct98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>ab</sup> >Abr98 <sup>ab</sup> >En98 <sup>b</sup>
control	Jul98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>ab</sup> >En98 <sup>ab</sup> >Abr98 <sup>c</sup>

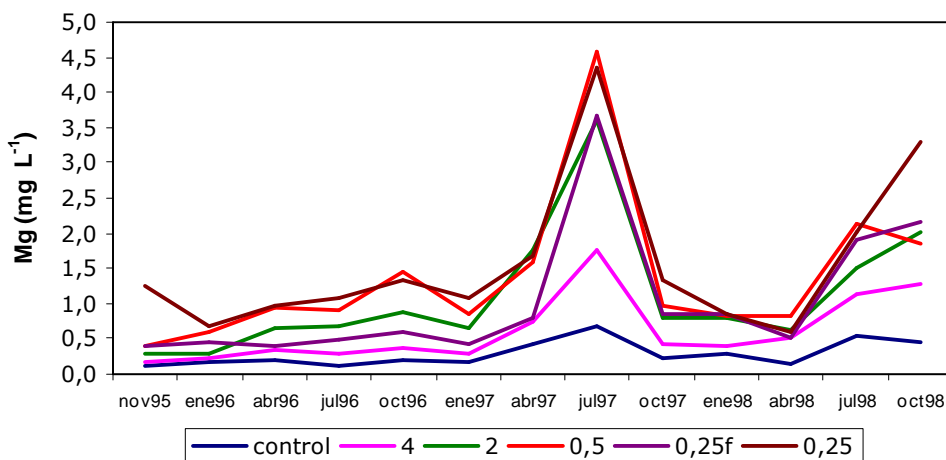


Figura 63. Variaciones de Mg en el extracto acuoso 1:10 en las parcelas tratadas con distintas granulometrías a lo largo del ensayo. (Control: sin caliza; 4: caliza entre 2 y 4 mm de diámetro; 2: caliza entre 0,5 y 2 mm de diámetro; 0,5: caliza entre 0,25 y 0,5 mm de diámetro; 0,25: caliza menor de 0,25 mm de diámetro; 0,25f: caliza menor de 0,25 mm de diámetro añadida de forma fraccionada).

En este sentido cabe señalar que el Mg soluble sigue una evolución paralela a la del  $\text{NO}_3^-$  a lo largo del tiempo, obteniéndose una correlación altamente significativa entre ambos iones ( $r=0,75$ ,  $p < 0,01$ ). También presenta una correlación altamente significativa con otros cationes solubles: además de la señalada para el Ca, se correlaciona con Na ( $r=0,35$ ,  $p < 0,01$ ) y K ( $r=0,33$ ,  $p < 0,01$ ) solubles. El Mg soluble se correlaciona significativamente con el Mg cambiante ( $r=0,56$ ,  $p < 0,01$ ).

### 2.5. Potasio en el extracto acuoso

Los contenidos medios de K en disolución variaron a lo largo del tiempo entre 4,28 y 5,22  $\text{mg L}^{-1}$  en las parcelas encaladas y fueron de 5,25  $\text{mg L}^{-1}$  en las parcelas control (Tabla 72).

La evolución del K soluble en todos los tratamientos y muestras control fue similar y coincide, a grandes rasgos, con la señalada para el K cambiante (Figuras 64 y 65). Tras la segunda adición de NPK, en Mayo de 1996, se observó un incremento de K en los muestreos siguientes (Tabla 73, Figura 65). Los descensos de K solubles registrados de Octubre de 1997 a Abril de 1998 coinciden con precipitaciones elevadas en el período Octubre-Diciembre de 1997 y Abril de 1998, como se observa en los datos climáticos (Figura 3). Tras una nueva adición de NPK en Mayo de 1998, el K en disolución vuelve a incrementar. Algunos autores (Cherney et al., 2004) señalan un rápido incremento del K en disolución del suelo cuando se fertiliza con una sal potásica; paulatinamente este K puede pasar a los lugares de intercambio catiónico o puede ser fijado en forma no cambiante (Mengel y Kirby, 1980).

Tabla 72. K en el extracto acuoso 1:10 de las parcelas con los diferentes tratamientos, considerando todo el ensayo. (Control: sin caliza; 4: tamaño de la caliza de 2 a 4 mm; 2: tamaño de la caliza de 0,5 a 2 mm; 0,5: tamaño de la caliza de 0,25 a 0,5 mm; 0,25: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm; 0,25f: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm añadida de forma fraccionada).

	Media	Desviación típica	Error típico
control	5,25	2,29	0,31
4	5,22	2,35	0,32
2	4,74	2,86	0,39
0,5	4,58	1,87	0,26
0,25f	4,47	2,13	0,29
0,25	4,28	1,42	0,19

El K soluble obtenido en el último muestreo del ensayo fue significativamente superior al del inicio en todos los tratamientos (incluido el control; Figura 65) efecto atribuible al abonado NPK.

A lo largo de todo el ensayo se observó una tendencia a que las parcelas que recibieron material encalante presentaban contenidos de K solubles inferiores a los obtenidos en las parcelas control. Este efecto se pone más claramente de manifiesto al final del ensayo, y particularmente en las parcelas en que la caliza se incorporó de forma más eficaz, es decir las que recibieron la caliza más fina (<0,25 mm en una sola aplicación y de 0,25 a 0,5 mm) si bien las diferencias no fueron significativas. La disminución del K en disolución después de un encalado ha sido señalada con anterioridad por varios autores (Martínez y Díaz- Fierros, 1976, Simard et al., 1988; Goedert et al., 1995; Mongia 1997). Martínez y Díaz- Fierros (1976), señalan que este proceso es positivo, ya que el encalado frena la salida de K del complejo de cambio a la disolución del suelo, reduciendo así las pérdidas por lavado.

En el presente estudio, considerando todas las muestras tomadas durante el ensayo, se obtiene una correlación altamente significativa entre el K de cambio y el K soluble ( $r=0,62$ ). Sin embargo, el encalado no parece afectar al contenido de K cambiante (Figura 38) y sí parece provocar un descenso del K disuelto, lo que puede indicar que parte del K añadido a las parcelas encaladas es fijado y por tanto no es intercambiable, o bien, pudiera ser que la mayor producción registrada en las parcelas encaladas provoque una mayor extracción de este elemento por las cosechas, disminuyendo su contenido en disolución.

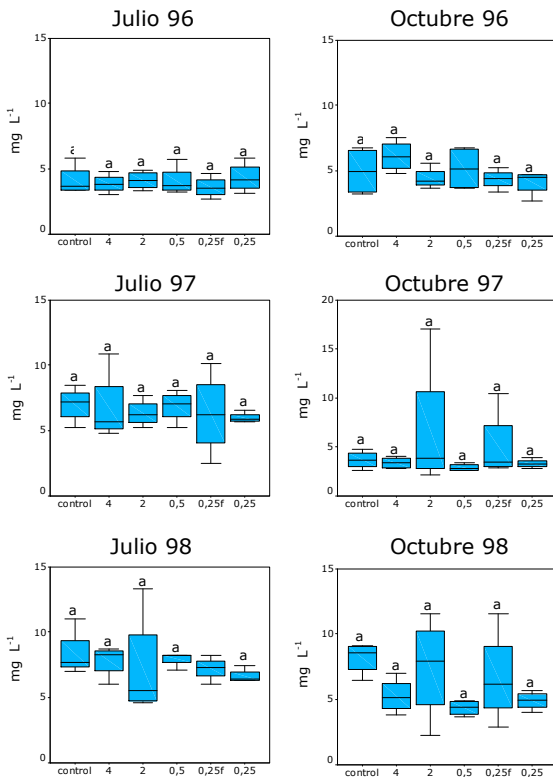


Figura 64. K en el extracto acuoso 1:10. Rango y cuartiles para los diferentes tratamientos en algunos de los muestreos realizados.

Tabla 73. K en el extracto acuoso 1:10. Diferencias significativas entre muestreos para cada tratamiento.

tratamiento	Secuencia muestreos
0,25	Jul96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>ab</sup> >Nov95 <sup>ab</sup> >En96 <sup>ab</sup> >Abr96 <sup>b</sup>
0,25f	Oct96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup> >Nov95 <sup>a</sup>
0,5	Oct96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>ab</sup> >En96 <sup>ab</sup> >Abr96 <sup>b</sup> >Nov95 <sup>b</sup>
2	Oct96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>ab</sup> >Nov95 <sup>ab</sup> >En96 <sup>b</sup> >Abr96 <sup>b</sup>
4	Oct96 <sup>a</sup> >Nov95 <sup>ab</sup> >Jul96 <sup>b</sup> >En96 <sup>b</sup> >Abr96 <sup>b</sup>
control	Oct96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>a</sup> >Nov95 <sup>a</sup>
0,25	Jul97 <sup>a</sup> >En97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>b</sup>
0,25f	Jul97 <sup>a</sup> >En97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>a</sup>
0,5	Jul97 <sup>a</sup> >En97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>b</sup> >Oct97 <sup>c</sup>
2	Oct97 <sup>a</sup> >Jul97 <sup>a</sup> >En97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>a</sup>
4	Abr97 <sup>a</sup> >Jul97 <sup>a</sup> >En97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup>
control	Jul97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>a</sup> >En97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup>
0,25	Jul98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>ab</sup> >En98 <sup>bc</sup> >Abr98 <sup>c</sup>
0,25f	Jul98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>a</sup> >En98 <sup>a</sup> >Abr98 <sup>a</sup>
0,5	Jul98 <sup>a</sup> >En98 <sup>b</sup> >Oct98 <sup>b</sup> >Abr98 <sup>b</sup>
2	Oct98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>a</sup> >En98 <sup>a</sup> >Abr98 <sup>a</sup>
4	Jul98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>ab</sup> >En98 <sup>ab</sup> >Abr98 <sup>b</sup>
control	Jul98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>a</sup> >En98 <sup>a</sup> >Abr98 <sup>b</sup>

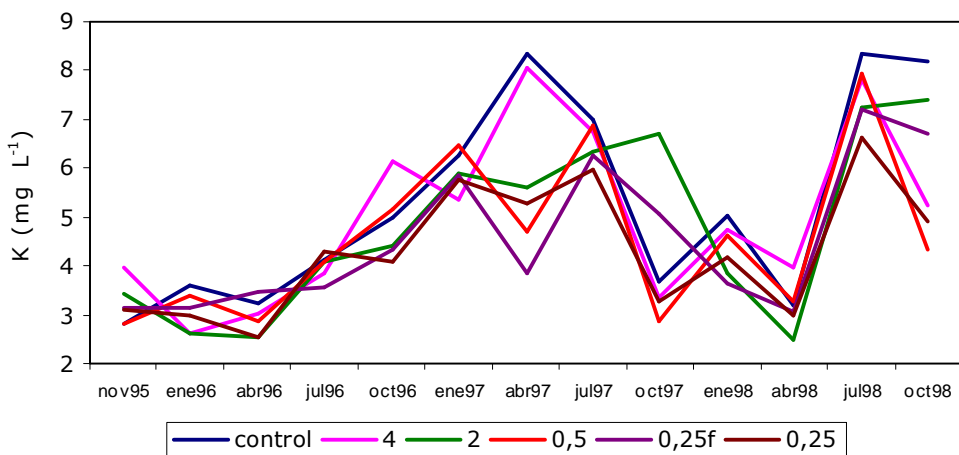


Figura 65. Variaciones de K en el extracto acuoso 1:10 en las parcelas tratadas con caliza en distintas granulometrías a lo largo del ensayo. (Control: sin caliza; 4: caliza entre 2 y 4 mm de diámetro; 2: caliza entre 0,5 y 2 mm de diámetro; 0,5: caliza entre 0,25 y 0,5 mm de diámetro; 0,25: caliza menor de 0,25 mm de diámetro; 0,25f: caliza menor de 0,25 mm de diámetro añadida de forma fraccionada).

## 2.6. Sodio en el extracto acuoso

Los contenidos medios de Na en disolución a lo largo del ensayo variaron entre 1,59 y 1,88 mg L<sup>-1</sup> en las parcelas encaladas y fueron de 1,86 mg L<sup>-1</sup> en las parcelas control (Tabla 74).

El encalado no afectó significativamente al contenido de Na<sup>+</sup> soluble ya que en ningún muestreo se obtienen diferencias significativas entre parcelas encaladas y parcelas control (Figuras 66 y 67).

El Na es el catión predominante en la disolución de los suelos naturales (Calvo et al., 1987; Álvarez et al., 1992), sin embargo, en este caso pasa a ser de entre los cationes alcalinos y alcalinotérreos el minoritario, debido a que se han añadido Ca, Mg y K.

Se observa una marcada tendencia al aumento de Na<sup>+</sup> en el extracto acuoso a lo largo del tiempo en todas las parcelas, triplicándose en alguna de ellas el contenido inicial; este hecho también se había observado en el Na cambiante, y se puede relacionar con las impurezas presentes en el fertilizante NPK. Las correlaciones entre el Na soluble con el K cambiante ( $r=0,54$ ,  $p<0,01$ ) y el NO<sub>3</sub><sup>-</sup> disponible ( $r=0,44$ ,  $p<0,01$ ) parece apoyar esta hipótesis. Los contenidos más bajos de este elemento para cada tratamiento se registran, en general, en los meses más lluviosos (Tabla 75), debido a la elevada solubilidad de este catión.

Tabla 74. Na en el extracto acuoso 1:10 de las parcelas con los diferentes tratamientos, considerando todo el ensayo. (Control: sin caliza; 4: tamaño de la caliza de 2 a 4 mm; 2: tamaño de la caliza de 0,5 a 2 mm; 0,5: tamaño de la caliza de 0,25 a 0,5 mm; 0,25: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm; 0,25f: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm añadida de forma fraccionada).

	Media	Desviación típica	Error típico
control	1,86	1,03	0,14
4	1,83	1,20	0,16
2	1,59	0,76	0,10
0,5	1,73	0,66	0,09
0,25f	1,88	1,14	0,15
0,25	1,80	0,72	0,10

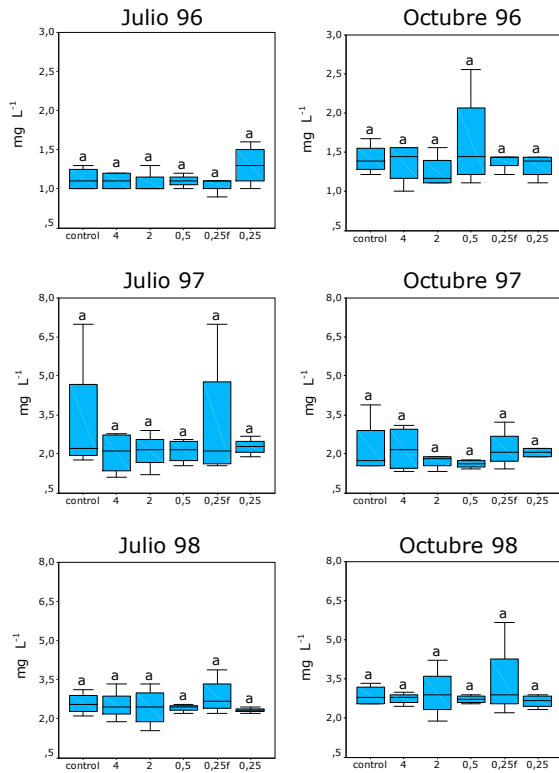


Figura 66. Na en el extracto acuoso 1:10. Rango y cuartiles para los diferentes tratamientos en algunos de los muestreos realizados.

Tabla 75. Na en el extracto acuoso 1:10: Diferencias significativas entre muestreos para cada tratamiento.

tratamiento	Secuencia muestreos
0,25	Jul96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>ab</sup> >Nov95 <sup>ab</sup> >En96 <sup>ab</sup> >Abr96 <sup>b</sup>
0,25f	Oct96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup> >Nov95 <sup>a</sup>
0,5	Oct96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>ab</sup> >En96 <sup>ab</sup> >Abr96 <sup>b</sup> >Nov95 <sup>b</sup>
2	Oct96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>ab</sup> >Nov95 <sup>ab</sup> >En96 <sup>b</sup> >Abr96 <sup>b</sup>
4	Oct96 <sup>a</sup> >Nov95 <sup>ab</sup> >Jul96 <sup>b</sup> >En96 <sup>b</sup> >Abr96 <sup>b</sup>
control	Oct96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>a</sup> >Nov95 <sup>a</sup>
0,25	Abr97 <sup>a</sup> >Jul97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>ab</sup> >En97 <sup>b</sup>
0,25f	Jul97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup> >En97 <sup>a</sup>
0,5	Jul97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup> >En97 <sup>a</sup>
2	Oct97 <sup>a</sup> >Jul97 <sup>a</sup> >En97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>a</sup>
4	Abr97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup> >Jul97 <sup>a</sup> >En97 <sup>a</sup>
control	Jul97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup> >En97 <sup>a</sup>
0,25	Oct98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>ab</sup> >Abr98 <sup>b</sup> >En98 <sup>b</sup>
0,25f	Oct98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>a</sup> >Abr98 <sup>a</sup> >En98 <sup>a</sup>
0,5	Oct98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>ab</sup> >Abr98 <sup>b</sup> >En98 <sup>b</sup>
2	Oct98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>ab</sup> >Abr98 <sup>ab</sup> >En98 <sup>b</sup>
4	Abr98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>a</sup> >En98 <sup>a</sup>
control	Oct98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>ab</sup> >Abr98 <sup>bc</sup> >En98 <sup>c</sup>

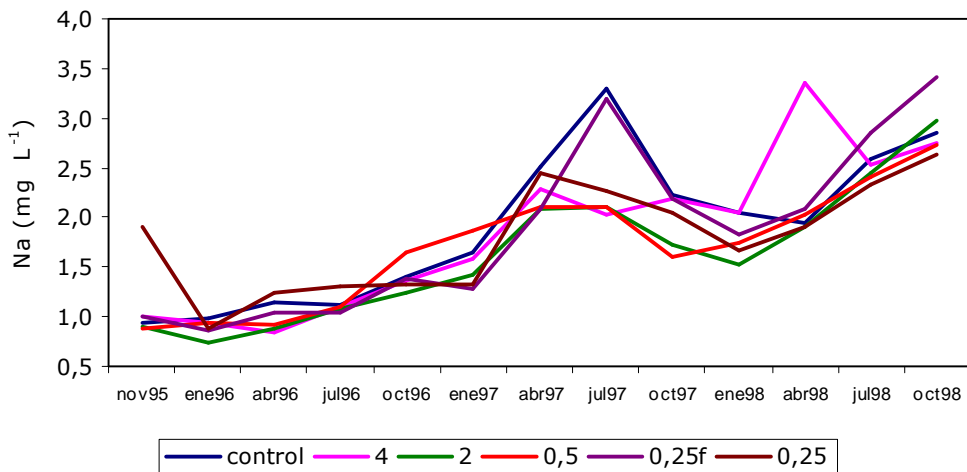


Figura 67. Variaciones de Na extracto en las parcelas tratadas con distintas granulometrías a lo largo del ensayo. (Control: sin caliza; 4: caliza entre 2 y 4 mm de diámetro; 2: caliza entre 0,5 y 2 mm de diámetro; 0,5: caliza entre 0,25 y 0,5 mm de diámetro; 0,25: caliza menor de 0,25 mm de diámetro; 0,25f: caliza menor de 0,25 mm de diámetro añadida de forma fraccionada).

### 2.7. Aluminio en el extracto acuoso

Los valores de aluminio total en disolución varían a lo largo del ensayo se encontraron entre 0,62 y 0,74 mg L<sup>-1</sup> en las parcelas encaladas y fueron de 0,74 mg L<sup>-1</sup> en las control (Tabla 76).

En la figura 68 se presentan las diferencias significativas entre tratamientos para algunos de los muestreos realizados y en la tabla 77 las diferencias significativas entre muestreos para cada tratamiento dentro del mismo año.

En el primer año de ensayo, un mes después de la aplicación de la enmienda caliza, Noviembre de 1995, es cuando se observaron las mayores diferencias entre tratamientos, siendo la caliza de diámetro más fino (<0,25 mm) la que presenta los contenidos significativamente más bajos del Al total, evidenciando su rápida incorporación al suelo (Figura 69). En el resto de los muestreos, apenas se vieron diferencias significativas en el contenido de Al total soluble entre los distintos tratamientos ni con las parcelas control, si bien los contenidos más bajos correspondieron, en general, a las parcelas tratadas con la caliza más fina (<0,25 mm en ambas formas de aplicación; Figura 68). El descenso del Al soluble tras el encalado ha sido señalado por numerosos autores (Coleman y Thomas, 1967; Helyar y Anderson, 1971; Morris et al., 1987 entre otros). En este estudio el efecto de la enmienda caliza sobre el Al soluble no es tan claro, quizás por la adición de superfosfato de cal con el abonado NPK.

Tabla 76. Al total en el extracto acuoso 1:10 de las parcelas con los diferentes tratamientos, considerando todo el ensayo. (Control: sin caliza; 4: tamaño de la caliza de 2 a 4 mm; 2: tamaño de la caliza de 0,5 a 2 mm; 0,5: tamaño de la caliza de 0,25 a 0,5 mm; 0,25: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm; 0,25f: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm añadida de forma fraccionada).

	Media	Desviación típica	Error típico
control	0,74	0,22	0,031
4	0,74	0,20	0,028
2	0,62	0,15	0,020
0,5	0,71	0,17	0,024
0,25f	0,64	0,18	0,025
0,25	0,63	0,21	0,029

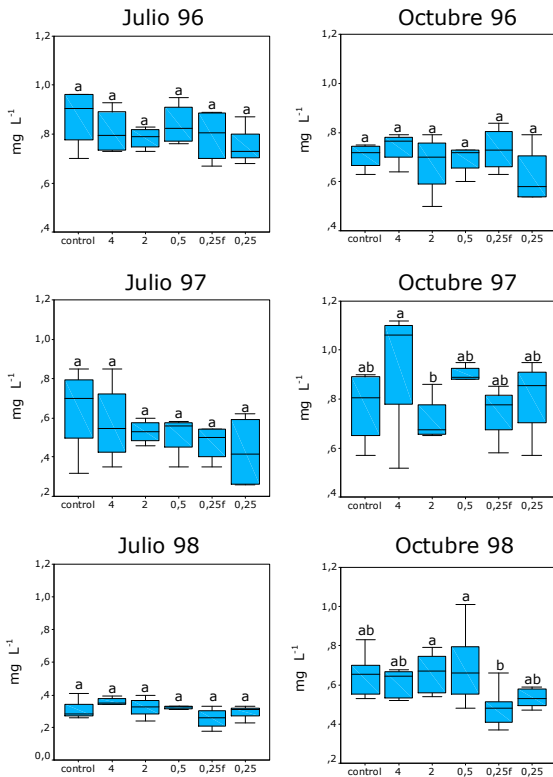


Figura 68. Al total en el extracto acuoso 1:10. Rango y cuartiles para los diferentes tratamientos en algunos de los muestreos realizados.

Tabla 77. Al total en el extracto acuoso 1:10. Diferencias significativas entre muestreos para cada tratamiento.

tratamiento	Secuencias muestreos
0,25	En96 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>ab</sup> >Nov95 <sup>b</sup>
0,25f	En96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>ab</sup> >Oct96 <sup>ab</sup> >Abr96 <sup>ab</sup> >Nov95 <sup>b</sup>
0,5	Jul96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup> >Nov95 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>a</sup>
2	Jul96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup> >Nov95 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>a</sup>
4	En96 <sup>a</sup> >Jul96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>a</sup> >Nov95 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>a</sup>
control	Jul96 <sup>a</sup> >En96 <sup>a</sup> >Abr96 <sup>a</sup> >Oct96 <sup>a</sup> >Nov95 <sup>a</sup>
0,25	Oct97 <sup>b</sup> >En97 <sup>b</sup> >Abr97 <sup>ab</sup> >Jul97 <sup>b</sup>
0,25f	Oct97 <sup>a</sup> >En97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>ab</sup> >Jul97 <sup>b</sup>
0,5	Oct97 <sup>a</sup> >En97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>a</sup> >Jul97 <sup>b</sup>
2	Oct97 <sup>a</sup> >En97 <sup>ab</sup> >Abr97 <sup>ab</sup> >Jul97 <sup>b</sup>
4	Oct97 <sup>a</sup> >En97 <sup>a</sup> >Abr97 <sup>a</sup> >Jul97 <sup>a</sup>
control	Abr97 <sup>a</sup> >En97 <sup>a</sup> >Oct97 <sup>a</sup> >Jul97 <sup>a</sup>
0,25	Abr98 <sup>a</sup> >En98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>b</sup>
0,25f	En98 <sup>a</sup> >Abr98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>b</sup> >Jul98 <sup>b</sup>
0,5	Abr98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>a</sup> >En98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>b</sup>
2	Oct98 <sup>a</sup> >En98 <sup>a</sup> >Abr98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>b</sup>
4	En98 <sup>a</sup> >Abr98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>a</sup> >Jul98 <sup>b</sup>
control	En98 <sup>a</sup> >Oct98 <sup>ab</sup> >Abr98 <sup>ab</sup> >Jul98 <sup>b</sup>

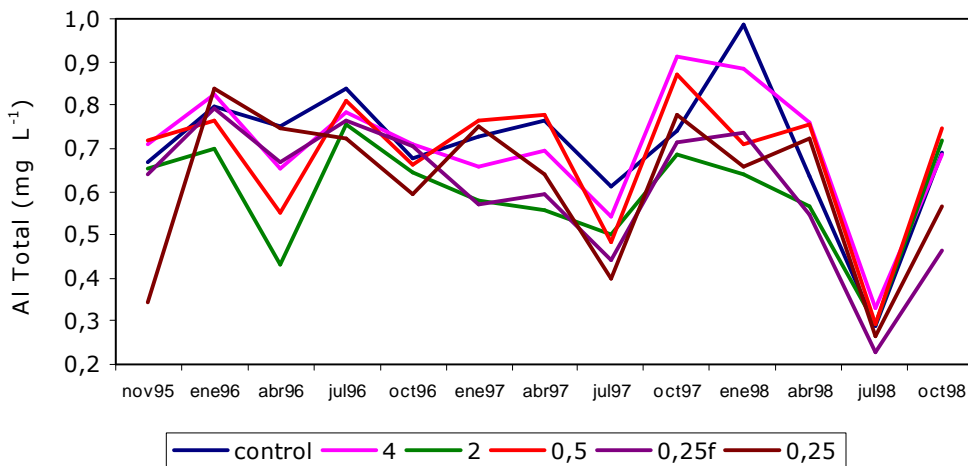


Figura 69. Al total en el extracto acuoso 1:10 en las parcelas tratadas con caliza en distintas granulometrías a lo largo del ensayo. (Control: sin caliza; 4: caliza entre 2 y 4 mm de diámetro; 2: caliza entre 0,5 y 2 mm de diámetro; 0,5: caliza entre 0,25 y 0,5 mm de diámetro; 0,25: caliza menor de 0,25 mm de diámetro; 0,25f: caliza menor de 0,25 mm de diámetro añadida de forma fraccionada).

El Al total soluble se correlaciona significativamente con el Al cambiante ( $r=0,20$ ,  $p<0,01$ ) considerando el total de las muestras de ensayo. También se obtienen correlaciones significativas pero negativas con el pH del extracto acuoso ( $r=-0,26$ ,  $p<0,01$ ), con Ca soluble ( $r=-0,49$ ,  $p<0,01$ ), Mg soluble ( $r=-0,40$ ,  $p<0,01$ ), Na ( $r=-0,22$ ,  $p<0,01$ ) y K ( $r=-0,25$ ,  $p<0,01$ ).

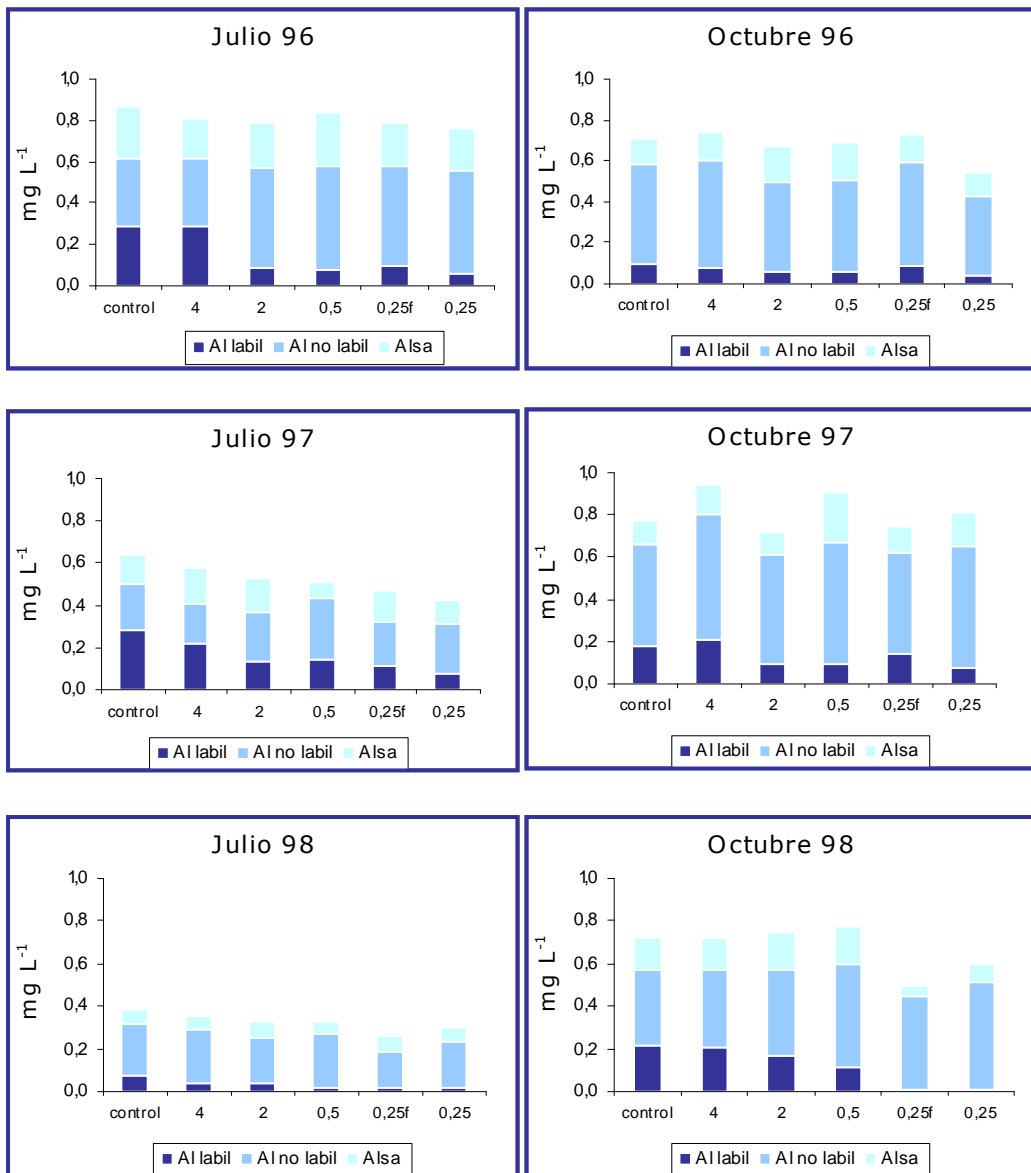


Figura 70. Formas de Aluminio en el extracto acuoso 1:10 para cada tratamiento y época de muestreo.

En la figura 70 se presenta, para cada tratamiento y muestreo, la distribución del Al total en disolución en tres fracciones: Al soluble en ácido (Alsa), constituida por polímeros, coloides y/o complejos Al-materia orgánica; Al no lábil (AlnL), formada por monómeros Al-materia orgánica, y Al lábil, que es una fracción que comprende complejos entre Al y F, entre Al y  $SO_4$ , entre Al y OH y Al libre ( $Al^{3+}$ ) (Driscoll, 1984).

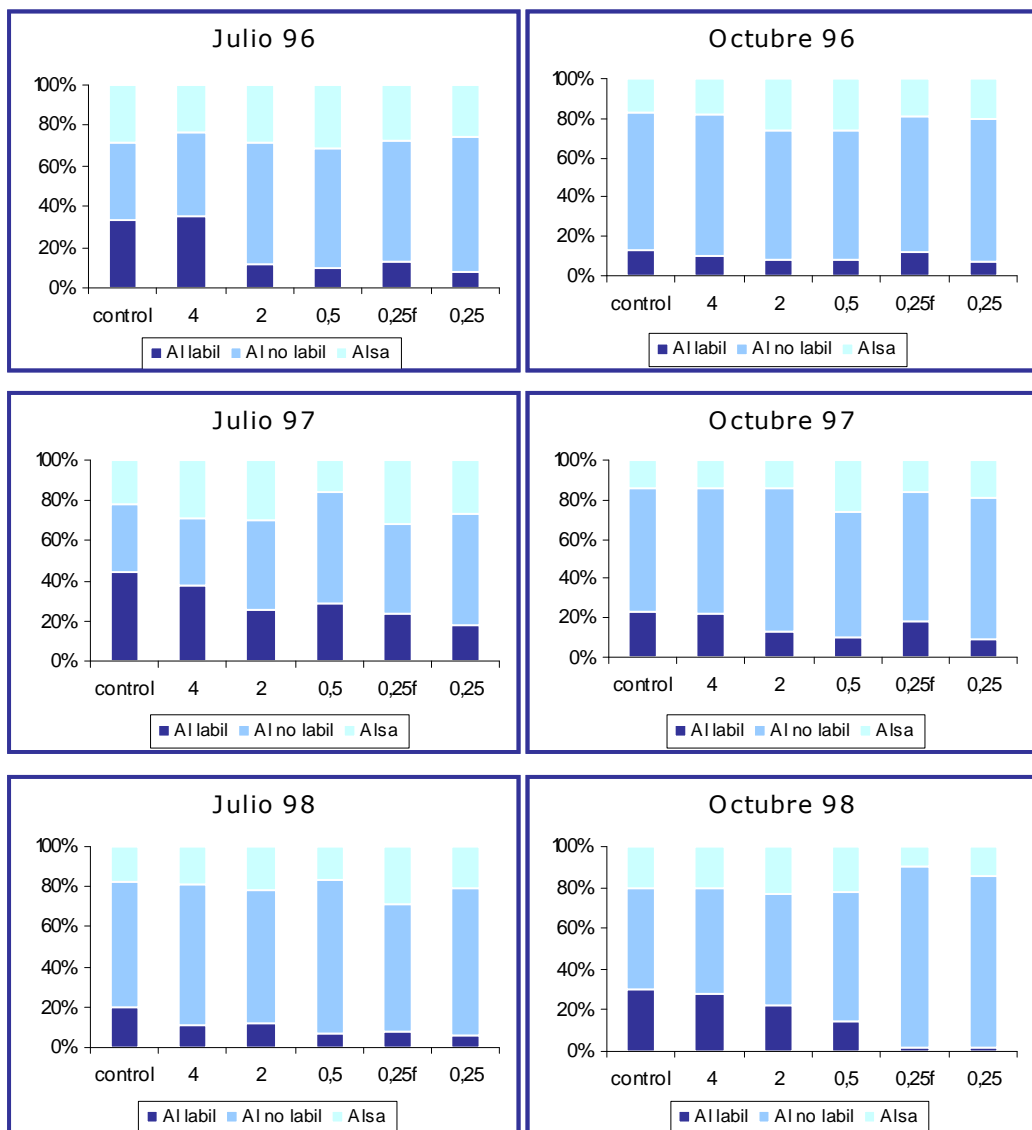


Figura 71. Distribución porcentual de las formas de aluminio en el extracto acuoso 1:10 para cada tratamiento y época de muestreo.

El fraccionamiento del Al total y la especiación del Al lábil ha sido realizado en los muestreos de Julio y Octubre de cada uno de los tres años de ensayo, coincidiendo con la recogida de las cosechas.

En general, se observa que dentro del Al total, el reactivo (Al no lábil más lábil) es dominante sobre la fracción de Al soluble en ácido en todas las parcelas, representando más del 70% del Al total (Figura 71). Dentro del Al reactivo, predominan los monómeros de naturaleza orgánica (Al no lábil) sobre los monómeros inorgánicos (Al lábil) (Figura 71), suponiendo los primeros, en general, más del 80% del Al reactivo.

En Julio de 1996, ocho meses después de la aplicación de enmiendas calizas, no se observaron diferencias significativas en el contenido de Al total en disolución entre las distintas parcelas (Figura 68); sin embargo, sí fue notorio el efecto del encalado en la distribución de ese Al total en las distintas formas (a excepción de las parcelas que recibieron la caliza más gruesa) (Figuras 70 y 71). Así, en las parcelas que recibieron los tratamientos 2, 0,5 y 0,25 mm de diámetro, se observó ese mes un aumento del Al complejo orgánicamente, particularmente de los monómeros orgánicos (Al no lábil), observándose en estas parcelas una disminución del Al lábil, que es la fracción de mayor potencial tóxico (Cameron et al., 1986; Kinraide, 1991; Rout et al., 2001; Gallon et al., 2004; Figuras 70 y 71). El aumento del Al complejo orgánicamente tras el encalado, se puede relacionar con el incremento de la reactividad de la materia orgánica al aumentar el pH de la disolución.

El descenso del Al lábil en las parcelas encaladas (con la excepción ya comentada de la que recibió la caliza de mayor diámetro) en relación a la control, se repitió en el resto de los muestreos y, en general, el descenso fue más acusado cuanto más fina es la caliza añadida (parcelas que recibieron caliza de diámetro inferior a 0,25 mm).

El incremento de las formas de Al solubles complejadas orgánicamente en las parcelas encaladas, es más pronunciado en los meses de Julio que en los de Octubre. Esto puede relacionarse con el hecho de que las temperaturas elevadas favorecen la descomposición de la materia orgánica, lo que puede dar lugar a la aparición de compuestos orgánicos hidrosolubles con poder para complejar parte del Al disuelto (Meriga et al., 2003).

A modo de resumen se puede decir que el encalado reduce el contenido de Al lábil en disolución, siendo el efecto más apreciable en todos los muestreos en las

parcelas que recibieron la caliza más fina. El Al lábil era prácticamente inexistente en estas parcelas en el último año de ensayo (Figura 70).

### Especies de Al lábil

Tal y como se señaló en el apartado de materiales y métodos, las especies de Al lábil se calculan a partir de la composición de la fase líquida del suelo, aplicando el programa de cálculo Solmineq-88 (Karak et al., 1989).

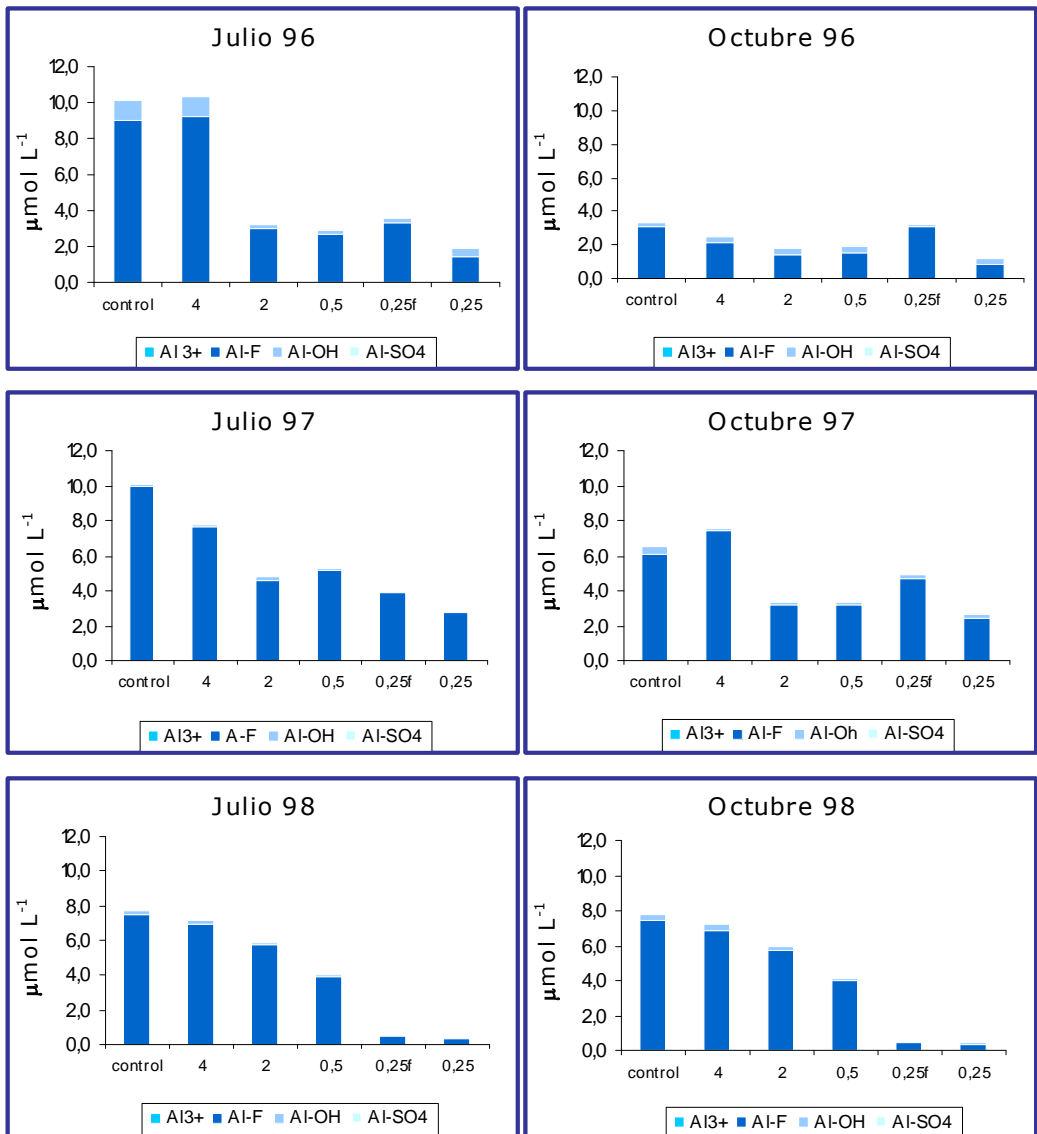


Figura 72. Especies de aluminio lábil en el extracto acuso 1:10 para los distintos tratamientos y épocas de muestreo.

Como se puede observar en la figura 72, en todas las muestras analizadas había un predominio absoluto de los complejos entre Al y F ( $Al-F = AlF^{2+} + AlF^+ + AlF_3^0 + AlF_4^-$ ), representando siempre más del 80%, y en muchos casos prácticamente el 100% del Al lábil (Figura 73).

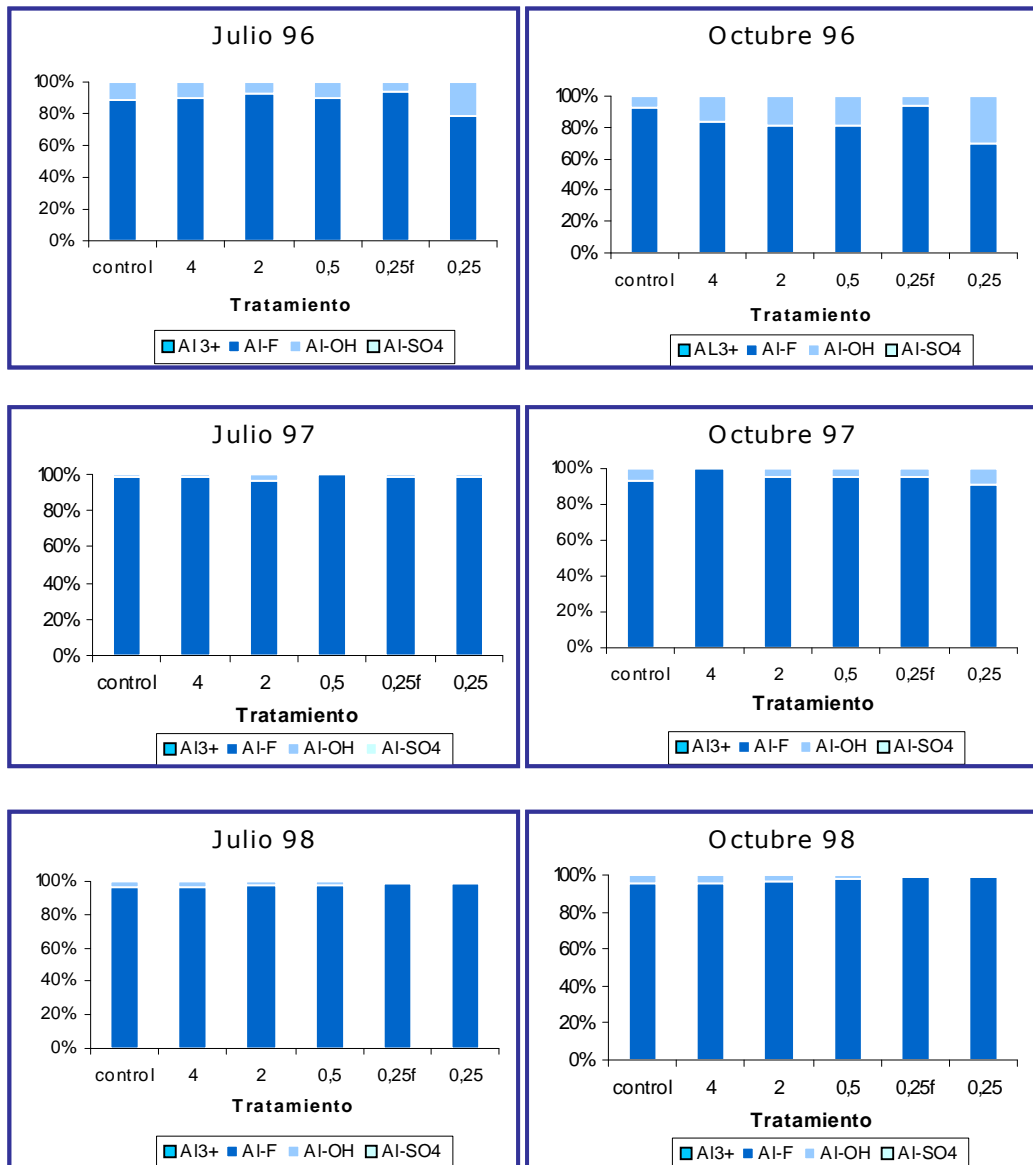


Figura 73. Distribución porcentual de especies de aluminio lábil en el extracto acuoso 1:10 para distintos tratamientos y épocas de muestreo.

Este hecho también ha sido observado anteriormente en disoluciones de suelos naturales de Galicia (Álvarez et al., 1992, 2000, 2002; Fernández Sanjurjo et al., 1998; Gago et al., 2002). Por tanto, el Al inorgánico se encuentra unido preferentemente al F, observándose una correlación entre ambos de  $r=0,99$  (Figura 74); así, las variaciones detectadas en los complejos Al-F son paralelas a las comentadas para el Al lábil.

Los mayores contenidos se midieron para cada muestreo en las parcelas control y en las que recibieron la cal más gruesa (2 a 4 mm) y los más bajos se registraron en las tratadas con la caliza más fina (<0,25 mm; Figura 72). Para cada tratamiento, se observaron valores más elevados de Al-F en el mes de Julio en relación al de Octubre, lo que se corresponde con el pH más ácido que se obtuvo, en general, en el extracto acuoso en ese mes de verano.

Aunque los complejos Al-F son los más abundantes dentro de la fracción de Al lábil, en algunas muestras se detectó la existencia de complejos hidroxilados de Al ( $\text{Al-OH} = \text{AlOH}^{2+} + \text{AlOH}_2^+ + \text{Al}(\text{OH})_3^0 + \text{AlOH}_4^-$ ) e incluso Al libre ( $\text{Al}^{3+}$ , Figura 72). La presencia de Al libre se observa en la fase líquida de los suelos que tienen un mayor contenido de Al lábil (Figuras 72 y 73), observándose una correlación altamente significativa entre ambos parámetros ( $r=0,89$ ,  $p<0,01$ ; Figura 74)

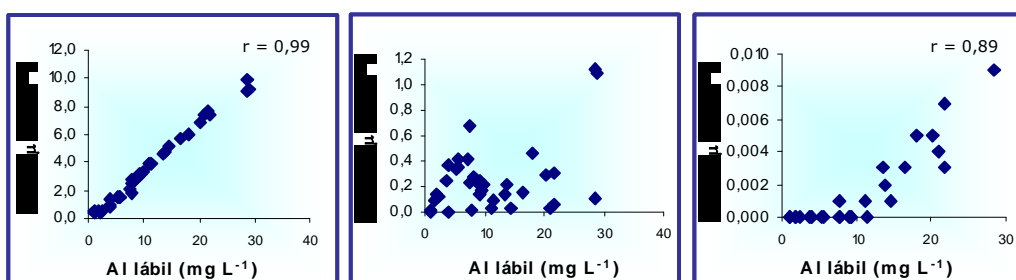


Figura 74. Relación entre las especies de aluminio lábil y el aluminio lábil.

Sin embargo, si observamos la figura 75, se deduce que además del Al lábil, la existencia de  $\text{Al}^{3+}$  depende de la relación molar Al lábil/F en la fase líquida, de modo que por encima de una relación de 0,4, se produce un aumento del  $\text{Al}^{3+}$  a medida que incrementa dicha relación (Figura 75), obteniéndose un coeficiente de correlación entre  $\text{Al}^{3+}$  y Al lábil/F altamente significativo ( $r=0,93$ ,  $p<0,01$ ). También se comprueba que las muestras de pH más ácido en el extracto acuoso, son las que tienen  $\text{Al}^{3+}$ , mientras que por encima de  $\text{pH}=6$ , no se detecta  $\text{Al}^{3+}$  en disolución (Figura 76); el coeficiente de correlación entre  $\text{Al}^{3+}$  y pH en el extracto acuoso es de  $r=-0,64$ . El  $\text{Al}^{3+}$ , que es la especie de mayor toxicidad (Kinraide, 1991, 1997;

Kochian, 1995; Parker et al., 1995; Gallon et al., 2004), aparece casi exclusivamente en las parcelas control y en las que recibieron la caliza más gruesa y no se detecta en ningún caso en las parcelas que recibieron la caliza más fina (<0,25 mm).

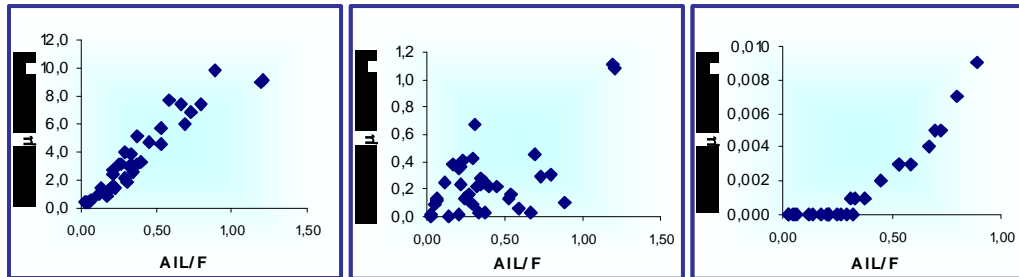


Figura 75. Especies de aluminio lábil en función de la relación Al lábil / F total.

La existencia de complejos Al-OH en la fase líquida de estas muestras también depende del contenido de Al lábil, de la relación molar Al lábil/F y del pH (Figuras 74, 75, y 76). Observando la figura 76, se deduce que el pH es muy importante para la presencia de especies hidroxiladas de Al, de modo que éstas aparecen fundamentalmente a valores de pH superiores a 6, mientras que a  $\text{pH} < 6$ , predominan los complejos Al-F. La competencia de los iones  $\text{OH}^-$  con los F<sup>-</sup> a valores de  $\text{pH} > 5,5$  ha sido señalada anteriormente por Driscoll et al. (1985) y Álvarez et al. (1992).

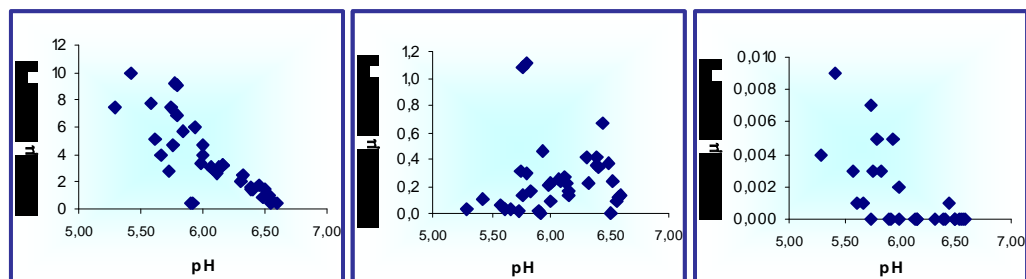


Figura 76. Relación entre las especies de aluminio lábil y el pH.

Existen numerosos trabajos que discuten sobre la toxicidad de las diferentes especies de Al lábil. La mayoría de ellos concluyen que los complejos Al-F son menos tóxicos que el  $\text{Al}^{3+}$  y el Al-OH (Cameron et al., 1986; McLean et al., 1992). Varios autores (Stevens et al., 1997; Kinraide, 1997; Gallon, 2004) señalan que los complejos  $\text{AlF}^{2+}$  y  $\text{AlF}_2^+$  también son tóxicos, aunque en menor medida que el  $\text{Al}^{3+}$ . En la fase líquida de los suelos estudiados, dentro de los complejos Al-F, existe un

predominio de las especies  $\text{AlF}^{2+}$  y  $\text{AlF}_2^+$ , particularmente en las muestras de las parcelas control y encaladas con la caliza de diámetro más grueso (2 a 4 mm) (Figura 77). Las parcelas que recibieron la caliza más fina (<0,25 mm) presentan en el extracto acuoso de todos los muestreos los contenidos más bajos de Al lábil, Al-F y por tanto de las especies  $\text{AlF}^{2+}$  y  $\text{AlF}_2^+$ ; esto, junto con la inexistencia de  $\text{Al}^{3+}$  y la escasa representación de complejos Al-OH, conduce a afirmar que en estas parcelas existe el menor riesgo de toxicidad por Al de todas las estudiadas.

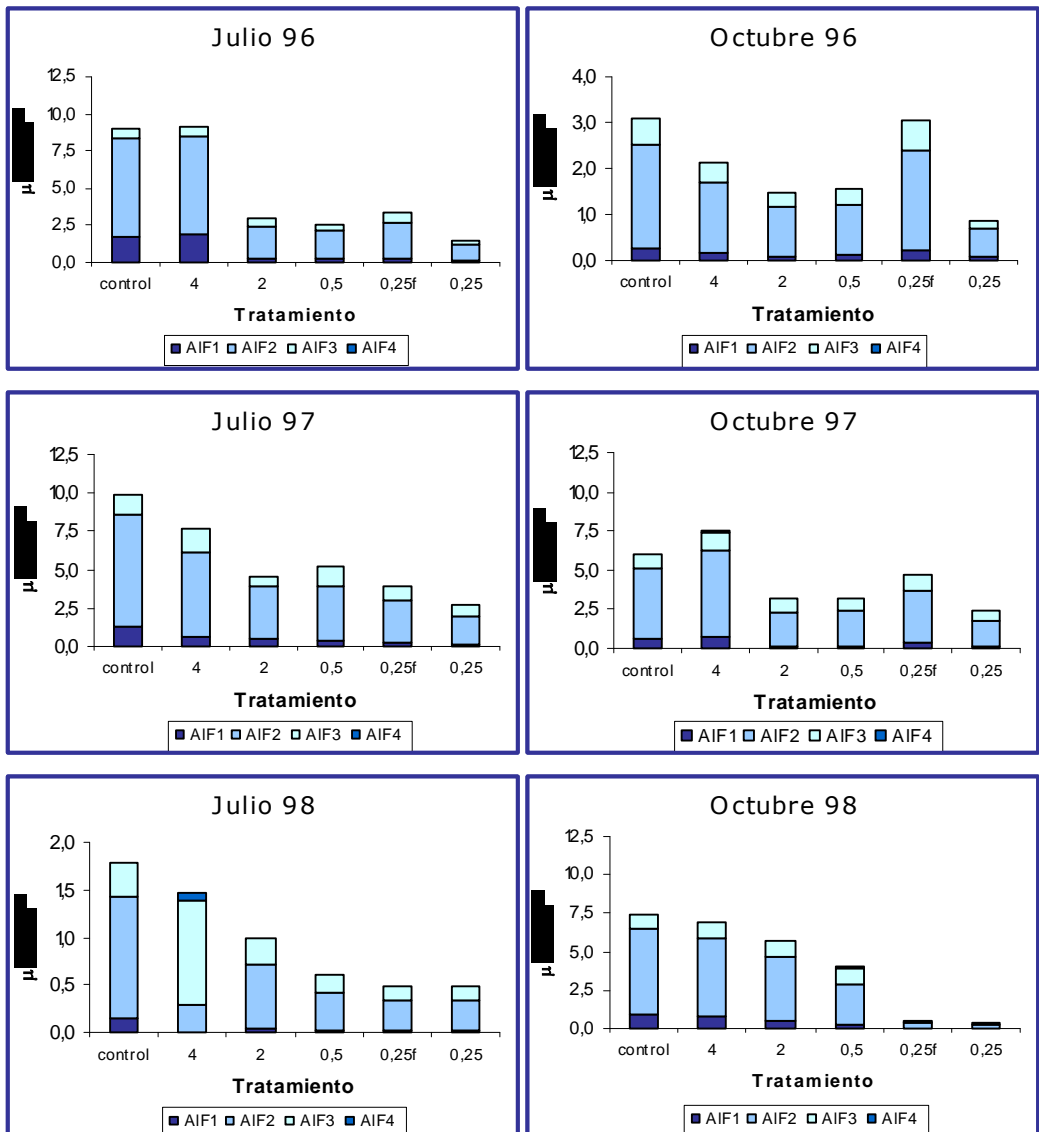


Figura 77. Especies Al-F en los diferentes tratamientos y muestreos realizados

### 3. EFECTOS SOBRE LAS ESPECIES PRATENSES

#### 3.1. Producción: Peso seco

La composición de una pradera sembrada dependerá de las especies y condiciones de siembra, cambiando ésta debido a las distintas relaciones de competencia que se establecen entre las especies que la componen, o por aparición de otras en función de los distintos factores edafo-climáticos y de manejo a través del tiempo.

Al analizar la producción en peso seco, se observa que tanto en el año 1996 como en 1997 la producción de verano fue significativamente más elevada que la del otoño (Figura 78), entre 45 y 65 veces mayor en el primer año y entre 22 y 65 veces en el segundo año. Por tanto, dada la escasa aportación de la cosecha de otoño al total de la producción de la pradera, se centrará la discusión en los resultados obtenidos en las cosechas de verano.

La producción de materia seca de las pratenses osciló, en términos medios, entre 5,5 y 6,1 t ha<sup>-1</sup> en la primera cosecha de verano y entre 3,9 y 4,4 t ha<sup>-1</sup>, en la segunda (también de verano; Figura 78). Estos valores son algo inferiores al rango medio señalado por Mosquera y González (1999) en suelos agrícolas (entre 6 y 12 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> de materia seca).

En todas las parcelas, con independencia del tratamiento, se observó un predominio de las plantas no sembradas, que pueden representar hasta un 80% de la producción total (Figura 79), lo que puede deberse a un banco de semillas presentes en el suelo antes del establecimiento de este ensayo.

El predominio de especies no sembradas en praderas lo han señalado Morrison e Idle (1972), que encuentran menos de un 20% de especies sembradas en los pastos del primer y segundo año; este hecho también ha sido señalado por Cascallana (1999) en praderas de Galicia y por López-Díaz (2004) en el pasto de sistemas pastorales en los que se había sembrado *Dactylis glomerata*, *Lolium perenne* y *Trifolium repens*.

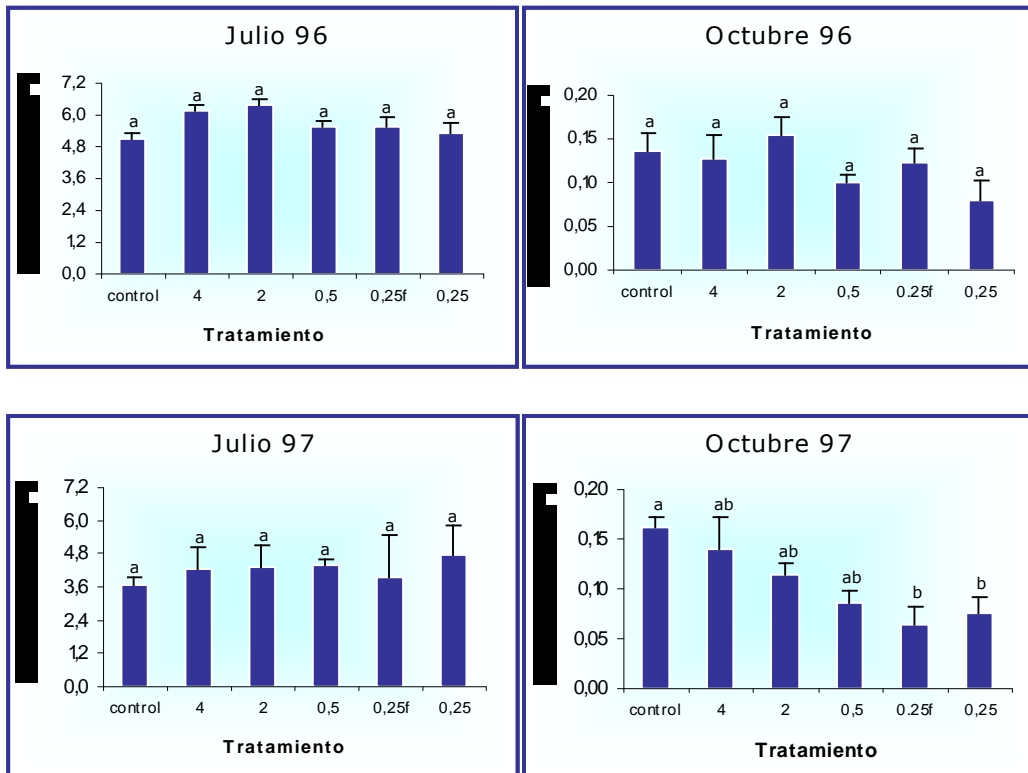


Figura 78. Producción (peso seco) de especies sembradas mas no sembradas para cada tratamiento en las distintas cosechas. (Control: sin caliza; 4: caliza entre 2 y 4 mm de diámetro; 2: caliza entre 0,5 y 2 mm de diámetro; 0,5: caliza entre 0,25 y 0,5 mm de diámetro; 0,25: caliza menor de 0,25 mm de diámetro; 0,25f: caliza menor de 0,25 mm de diámetro añadida de forma fraccionada). Las letras distintas indican diferencias significativas para  $p < 0,05$ .

Considerando la producción total en peso seco (especies sembradas y no sembradas), en la primera cosecha (Julio de 1996), no se observaron diferencias significativas entre tratamientos, si bien la mayor producción correspondió a las parcelas que recibieron caliza de mayor tamaño (4 y 2 mm; Figura 78). Sin embargo, la situación es distinta en esta primera cosecha con las especies sembradas, ya que son las parcelas que recibieron la caliza más fina (inferior a 0,25 mm en una sola aplicación y entre 0,25 y 0,5 mm) las que tuvieron una mayor producción (Figuras 79 y 80).

En la segunda cosecha de verano (Julio de 1997), se pudo observar que la producción total en peso seco (especies sembradas más no sembradas) fue algo más elevada en todas las parcelas encaladas, particularmente en las que recibieron la caliza más fina en una única aplicación (Figuras 78 y 79). El peso seco de las

especies sembradas fue significativamente inferior en las parcelas que recibieron la caliza más gruesa y las control, en relación con las parcelas encaladas con la caliza más fina (<0,25 mm en una sola aplicación; Figura 80). Grewal y Williams (2003) también obtienen una producción de alfalfa significativamente más elevada en parcelas encaladas.

En la tabla 78 se puede observar la relación entre planta no sembrada/planta sembrada para las dos cosechas de verano. En la primera cosecha la relación más baja se obtuvo en las parcelas tratadas con la caliza de tamaño inferior a 0,25 mm añadida en una sola aplicación, seguida por las parcelas que recibieron caliza de tamaño inferior a 0,25 mm y entre 0,25 y 0,5 mm de diámetro.

Por tanto, parece que las condiciones más favorables en cuanto a parámetros de suelo en las parcelas enmendadas con la caliza más fina (mayor pH, menor contenido de Al cambiable y soluble, mayor contenido en Ca y Mg cambiables y solubles) favorecen una mejor instalación de las especies sembradas. Un aumento

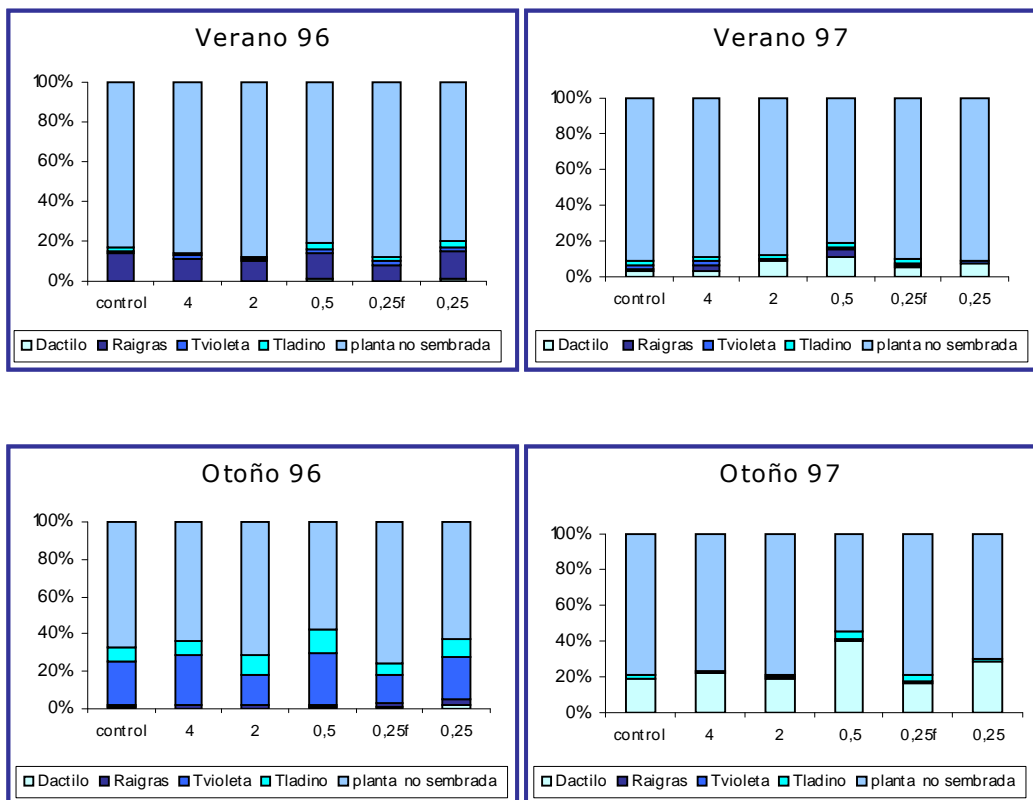


Figura 79. Distribución porcentual del peso seco en planta no sembrada y especies sembradas en los distintos tratamientos y épocas de muestreo. (Control: sin caliza; 4: caliza entre 2 y 4 mm de diámetro; 2: caliza entre 0,5 y 2 mm de diámetro; 0,5: caliza entre 0,25 y 0,5 mm de diámetro; 0,25: caliza menor de 0,25 mm de diámetro; 0,25f: caliza menor de 0,25 mm de diámetro añadida de forma fraccionada).

Tabla 78. Relación entre peso seco de planta no sembrada/planta sembrada para los diferentes tratamientos en cada una de las dos cosechas de verano.

	Tratamientos					
	0,25	0,25f	0,5	2	4	Control
Verano de 1996	3,92	7,52	4,29	6,88	9,60	5,39
Verano de 1997	5,50	6,80	6,15	7,11	17,20	9,89

de éstas tras el encalado ha sido señalado por varios autores (Stevens y Laughlin, 1996; Wheeler, 1998; Li et al., 2003; López-Díaz, 2004). La relación planta no sembrada/planta sembrada aumenta con el tiempo, a excepción de las parcelas tratadas con caliza de 0,25 mm añadida de forma fraccionada, que muestran un ligero descenso. Por tanto, el predominio de planta no sembrada que se observa en el primer muestreo del ensayo, se va acentuando con el paso del tiempo, siendo el predominio más patente en las parcelas control y en las encaladas con la caliza más gruesa (2 a 4 mm).

En las figuras 78 y 80 se puede observar que el peso seco total (especies sembradas más no sembradas) y el de las especies sembradas es significativamente más elevado en el verano de 1996 que en el de 1997. Para el peso seco total, la relación entre verano de 1996 y de 1997 en valores medios oscila entre 1,12 y 1,48 y, para el peso seco de las especies sembradas la relación entre los dos veranos oscila entre 1,25 y 2,48 (Tabla 79).

Comparando las dos cosechas, la producción total apenas sufrió variación en las parcelas tratadas con caliza de 0,25 mm, sin embargo se observa un acusado descenso en la producción total de las parcelas control y en las encaladas con caliza de 2 y 4 mm, así como la de 0,25 mm añadida de forma fraccionada (Tabla 78; Figura 78). Si se atiende al descenso que experimenta la producción de las especies sembradas, se observa que la disminución mayor corresponde a las parcelas encaladas con caliza de 2 a 4 mm y a la parcela control (Tabla 78, Figura 80). Las parcelas que recibieron la caliza más fina (en ambas formas de aplicación) son las que presentan un menor descenso de la producción de especies sembradas.

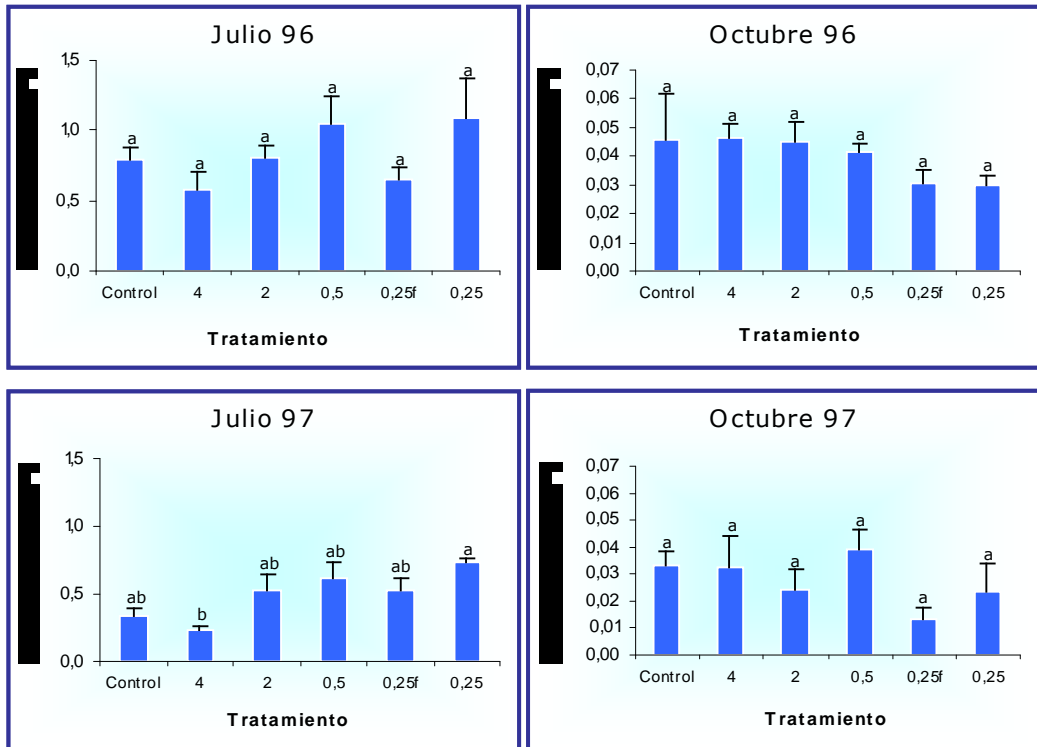


Figura 80. Producción en peso seco de especies sembradas para cada tratamiento en las distintas cosechas. (Control: sin caliza; 4: caliza entre 2 y 4 mm de diámetro; 2: caliza entre 0,5 y 2 mm de diámetro; 0,5: caliza entre 0,25 y 0,5 mm de diámetro; 0,25: caliza menor de 0,25 mm de diámetro; 0,25f: caliza menor de 0,25 mm de diámetro añadida de forma fraccionada). Las letras distintas indican diferencias significativas para  $p < 0,05$ .

Considerando las especies sembradas, se observa que en el primer muestreo (verano 1996; Figura 79) predominó el raigrás (Figura 81) representando, en términos medios, entre un 66% y un 86% del total de especies sembradas. Al año siguiente el peso seco de esta especie descendió significativamente, y el dactilo pasó a ser la especie predominante (Figura 81), representando entre un 33 y 67% del peso seco total de las plantas sembradas. Esta situación se acentuó todavía más en el último muestreo del ensayo, Octubre de 1997, donde se observó que el dactilo sigue siendo la especie predominante (89%), seguido del trébol ladino (6%), mientras que raigrás (0,6%) y trébol violeta (3%) prácticamente han desaparecido.

López-Díaz (2004) también encontró en sistemas silvopastorales un mayor desarrollo de raigrás tras la siembra, y algunos autores indican que esta especie no se ve favorecida por el manejo de siega (Buttler, 1993; Rigueiro et al., 1998a;

Tabla 79. Relación entre peso seco total de planta no sembrada y de planta sembrada en las cosechas de los veranos de 1996 y 1997.

	Tratamientos					
	0,25	0,25f	0,5	2	4	Control
Planta total	1,12	1,41	1,25	1,48	1,44	1,38
Planta no sembrada	1,06	1,38	1,18	1,47	1,38	1,28
Planta sembrada	1,48	1,25	1,70	1,52	2,48	2,35

Mosquera et al., 2000). Además el raigrás está muy afectado por las condiciones de acidez del suelo (Mosquera et al., 1998) y cabe señalar que el pH del suelo mostró un claro descenso en todas las parcelas (Julio de 1997 en relación con Julio de 1996; Figura 6), tal y como ya se ha comentado. Todos estos hechos podrían explicar el descenso tan acusado de raigrás entre las dos cosechas de verano. El dactilo, menos exigente en cuanto a la fertilidad del suelo y más favorecido por las siegas (Rigueiro et al., 1998 a, b; Mosquera et al., 2000), se convierte, el segundo año, en la especie dominante (Figura 81).

Del análisis detallado del peso seco para cada especie se observa que en el verano de 1996, el peso seco de raigrás, dactilo y trébol ladino es ligeramente superior en las parcelas que recibieron la caliza de menor diámetro (menor de 0,25 y entre 0,25 y 0,5 mm); en la segunda cosecha de verano la mayor producción de raigrás y dactilo también se registró en estas parcelas (Figura 81).

Se han relacionado los datos de producción de materia seca -total y por especies- con diferentes parámetros del suelo, mediante un análisis de regresión lineal por pasos sucesivos (Tablas 80 y 81). Si se considera el peso seco de especies sembradas más no sembradas para cada muestreo, se observa que los parámetros que explican la varianza del peso seco (Tabla 80) no son siempre los mismos. Así:

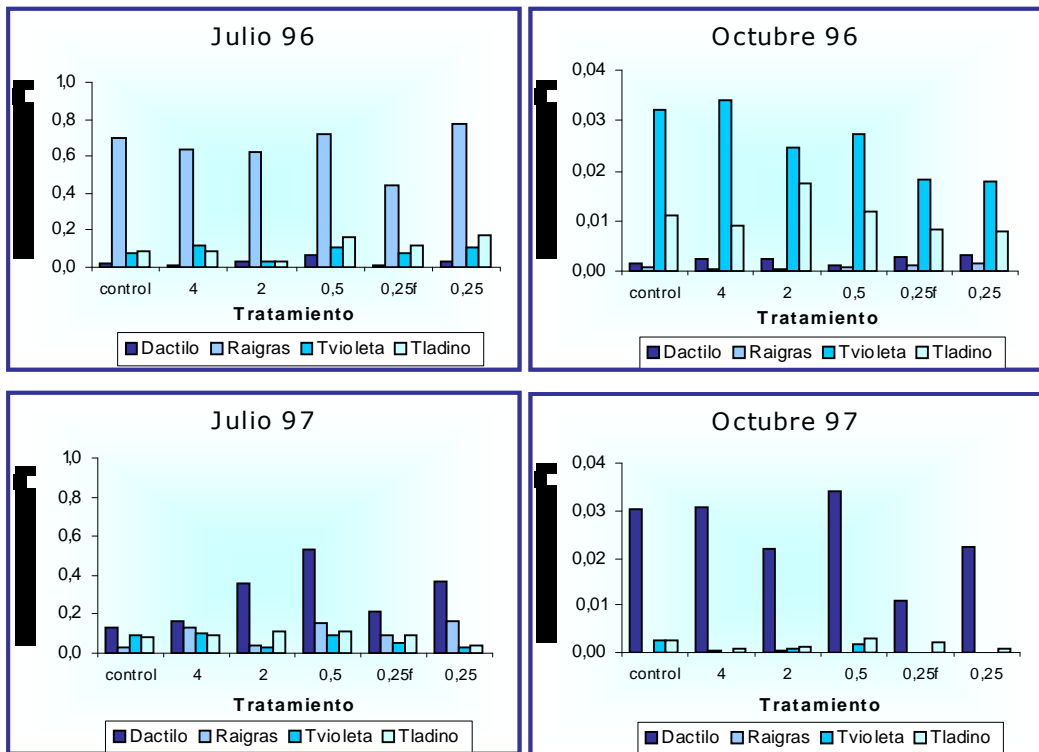


Figura 81. Producción peso seco para cada tratamiento de las especies sembradas en los distintos tratamientos y épocas de muestreo. (Control: sin caliza; 4: caliza entre 2 y 4 mm de diámetro; 2: caliza entre 0,5 y 2 mm de diámetro; 0,5: caliza entre 0,25 y 0,5 mm de diámetro; 0,25: caliza menor de 0,25 mm de diámetro; 0,25f: caliza menor de 0,25 mm de diámetro añadida de forma fraccionada).

- en Julio de 1996 entre el P disponible, extraído con el reactivo Mehlich-3, y el K cambiante explican un 52% de la varianza;
- en Octubre de 1996, pH en KCl y K soluble explican un 55%;
- en Julio de 1997, K soluble y Na cambiante explican el 65% y
- en Octubre de 1996, Mg soluble y Ca soluble explican un 50% de la varianza del peso seco total.

Cabe señalar que dos de los elementos que entran a explicar la producción total en peso seco, K y Mg, eran limitantes para la producción al inicio del ensayo, de ahí que se observe una mayor respuesta a estos dos elementos que al resto de los parámetros edáficos. Atendiendo solamente al total de especies sembradas, se puede señalar que, en general, el porcentaje de explicación de la varianza es bajo (<50%), con la excepción de Julio de 1997 en que dos parámetros, pH KCl y CICE, explican un 61% de la misma (Tabla 81).

Tabla 80. Variables que explican la varianza del peso seco total (especies sembradas más no sembradas) en los diferentes muestreos.

	variable	R <sup>2</sup>
Julio de 1996	P Mehlich 3	0,40
	P Mehlich 3, K NH <sub>4</sub> Cl	0,52
Octubre de 1996	pH KCl	0,42
	pH KCl, K 1:10	0,55
Julio de 1997	K 1:10	0,35
	K 1:10, Na NH <sub>4</sub> Cl	0,65
Octubre de 1997	Mg 1:10	0,35
	Mg 1:10, Ca 1:10	0,50

Tabla 81. Variables que explican el peso seco de planta sembrada en Julio de 1997.

	variable	R <sup>2</sup>
Julio 1997	pH KCl	0,46
	pH KCl, CICE	0,61

Tabla 82. Variables que explican el peso seco del raigrás en Julio de 1997.

	variable	R <sup>2</sup>
Julio 1997	Ca NH <sub>4</sub> Cl	0,60
	Ca NH <sub>4</sub> Cl, Na 1:10	0,81
	Ca NH <sub>4</sub> Cl, Na 1:10, P Olsen	0,88

Tabla 83. Variables que explican el peso seco del dactilo en Julio de 1997.

	Variable	R <sup>2</sup>
Julio 1997	pH KCl	0,41
	pH KCl , P Olsen	0,54

Tabla 84. Variables que explican el peso seco del trébol ladino en Julio de 1996.

	Variable	R <sup>2</sup>
Julio 1996	Na 1:10	0,31
	Na 1:10, S	0,62

Tabla 85. Variables que explican el peso seco del trébol violeta en Julio de 1997.

	Variable	R <sup>2</sup>
Julio 1997	pHH <sub>2</sub> O-pHKCl	0,29
	pHH <sub>2</sub> O-pHKCl, pH 1:10	0,45
	pHH <sub>2</sub> O-pHKCl, pH 1:10, Na 1:10	0,60
	pHH <sub>2</sub> O-pHKCl, pH 1:10, Na 1:10, AIR	0,71
	pHH <sub>2</sub> O-pHKCl, pH 1:10, Na 1:10, AIR, pHKCl	0,79

En este mes (Julio de 1997), se registran los valores más bajos de pH KCl de todo el ensayo, por tanto la acidez puede convertirse en limitante, de ahí que las diferencias de pH entre las parcelas en ese mes, como consecuencia del encalado, adquieran una gran importancia, y así el valor de pH por sí solo explica un 46% de la varianza del peso seco de las especies sembradas.

Centrando el análisis de regresión lineal por pasos en cada una de las especies sembradas, se puede observar que en el muestreo de Julio de 1997 es donde se obtiene la mayor explicación de la varianza del peso seco por parte de los parámetros del suelo (a excepción del trébol ladino), un 88% para raigrás, un 54% para dactilo y un 79% para trébol violeta (Tablas 82 a 85). Los parámetros que explican esta varianza son diferentes para cada especie, pero en general se puede decir que son, fundamentalmente, el pH en KCl, el P disponible extraído por el método Olsen, el Ca cambiante y el Na soluble. En el caso del trébol violeta, el pH en la fase líquida del suelo, la diferencia entre los valores de pH en H<sub>2</sub>O y KCl, el pH en KCl y el Al reactivo presente en la disolución son parámetros que adquieren gran importancia, lo que puede relacionarse con la sensibilidad de esta especie a la acidez y a la presencia de Al en la fase líquida del suelo.

### 3.2. Contenido de proteína bruta

La concentración proteica en las plantas sembradas varió entre 0,089 y 0,306% en las dos cosechas de verano y entre 0,090 y 0,249% en las dos cosechas de otoño, considerando todos los tratamientos (Tablas 86 y 87). Los valores están, en general, en el rango considerado como normal en la bibliografía para pastos de la zona templada (Demarquilly, 1989; Mosquera et al., 2000, 2004).

No existen diferencias significativas en el contenido de proteína entre parcelas encaladas ni con las parcelas control; tampoco se observan variaciones estacionales para un mismo tratamiento. Esto último no concuerda por lo señalado por varios autores (Crush et al., 1989; Piñeiro y Pérez, 1992; González, 1993) que encuentran el nivel más elevado de proteína bruta al final de otoño-invierno y el más bajo en verano. La ausencia de variaciones estacionales en el presente ensayo puede relacionarse con el aporte de N que se realiza dos veces al año (en otoño y primavera).

En la vegetación recogida en los tres últimos cortes, se observa un contenido en proteína bruta significativamente más elevado en leguminosas que en gramíneas (Figura 82). Este hecho ha sido señalado por varios autores (Norton, 1982; Piñeiro y Pérez, 1992) que lo atribuyen al aporte continuo de N disponible en las plantas leguminosas debido a su fijación por parte de las bacterias del género *Rhizobium*.

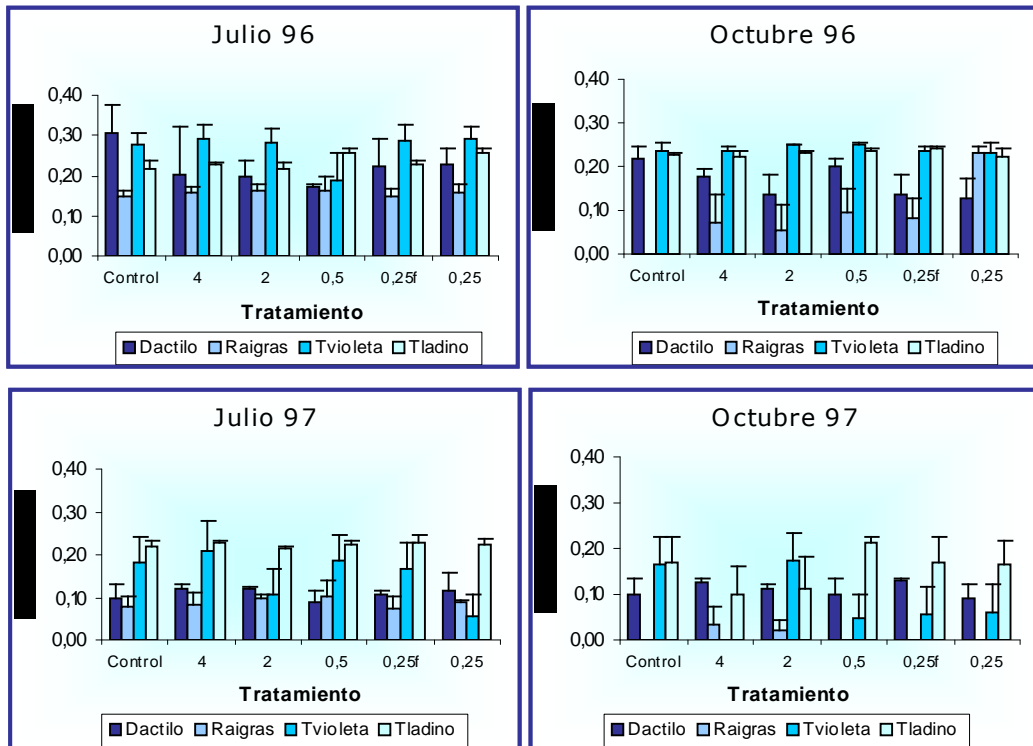


Figura 82. Concentración de proteína en las distintas especies sembradas para cada tratamiento y época de muestreo. (Control: sin caliza; 4: caliza entre 2 y 4 mm de diámetro; 2: caliza entre 0,5 y 2 mm de diámetro; 0,5: caliza entre 0,25 y 0,5 mm de diámetro; 0,25: caliza menor de 0,25 mm de diámetro; 0,25f: caliza menor de 0,25 mm de diámetro añadida de forma fraccionada).

Resultados y discusión

Tabla 86. Concentración proteica y de nutrientes en gramíneas para cada época de muestreo. Las letras distintas indican diferencias significativas para  $p < 0,05$ .

Proteína (%)	Raigras				Dactilo			
	Verano 96	Otoño 96	Verano 97	Otoño 97	Verano 96	Otoño 96	Verano 97	Otoño 97
Control	0,148 <sup>a</sup>		0,104 <sup>a</sup>		0,306 <sup>a</sup>	0,216 <sup>a</sup>	0,132 <sup>ab</sup>	0,135 <sup>a</sup>
4	0,156 <sup>a</sup>	0,220	0,112 <sup>a</sup>	0,144	0,202 <sup>a</sup>	0,175 <sup>a</sup>	0,121 <sup>ab</sup>	0,124 <sup>a</sup>
2	0,163 <sup>a</sup>	0,227	0,099 <sup>a</sup>	0,090	0,199 <sup>a</sup>	0,182 <sup>a</sup>	0,119 <sup>ab</sup>	0,115 <sup>a</sup>
0,5	0,106 <sup>a</sup>	0,192	0,135 <sup>a</sup>		0,171 <sup>a</sup>	0,200 <sup>a</sup>	0,116 <sup>b</sup>	0,134 <sup>a</sup>
0,25f	0,148 <sup>a</sup>	0,159	0,098 <sup>a</sup>		0,223 <sup>a</sup>	0,135 <sup>a</sup>	0,109 <sup>b</sup>	0,130 <sup>a</sup>
0,25	0,158 <sup>a</sup>	0,232	0,089 <sup>a</sup>		0,229 <sup>a</sup>	0,171 <sup>a</sup>	0,158 <sup>a</sup>	0,121 <sup>a</sup>
Ca (%)	Verano 96	Otoño 96	Verano 97	Otoño 97	Verano 96	Otoño 96	Verano 97	Otoño 97
Control	0,309 <sup>ab</sup>	0,406 <sup>a</sup>	0,319 <sup>ab</sup>		0,289 <sup>a</sup>	0,437 <sup>a</sup>	0,403 <sup>a</sup>	0,337 <sup>a</sup>
4	0,295 <sup>ab</sup>	0,451 <sup>a</sup>	0,382 <sup>a</sup>	0,309	0,280 <sup>a</sup>	0,469 <sup>a</sup>	0,374 <sup>a</sup>	0,344 <sup>a</sup>
2	0,408 <sup>ab</sup>	0,510 <sup>a</sup>	0,266 <sup>b</sup>	0,219	0,273 <sup>a</sup>	0,384 <sup>a</sup>	0,356 <sup>a</sup>	0,363 <sup>a</sup>
0,5	0,272 <sup>ab</sup>	0,320 <sup>a</sup>	0,291 <sup>b</sup>	0,391	0,317 <sup>a</sup>	0,346 <sup>a</sup>	0,438 <sup>a</sup>	0,315 <sup>a</sup>
0,25f	0,180 <sup>b</sup>	0,349 <sup>a</sup>	0,271 <sup>b</sup>	0,170	0,275 <sup>a</sup>	0,392 <sup>a</sup>	0,424 <sup>a</sup>	0,338 <sup>a</sup>
0,25	0,435 <sup>a</sup>	0,438 <sup>a</sup>	0,287 <sup>b</sup>	0,385	0,364 <sup>a</sup>	0,394 <sup>a</sup>	0,562 <sup>a</sup>	0,348 <sup>a</sup>
Mg (%)	Verano 96	Otoño 96	Verano 97	Otoño 97	Verano 96	Otoño 96	Verano 97	Otoño 97
Control	0,067 <sup>d</sup>	0,130 <sup>c</sup>	0,096 <sup>d</sup>		0,093 <sup>a</sup>	0,122 <sup>d</sup>	0,122 <sup>c</sup>	0,109 <sup>b</sup>
4	0,091 <sup>cd</sup>	0,192 <sup>bc</sup>	0,120 <sup>cd</sup>	0,131	0,127 <sup>a</sup>	0,158 <sup>cd</sup>	0,139 <sup>cd</sup>	0,145 <sup>b</sup>
2	0,130 <sup>ab</sup>	0,231 <sup>ab</sup>	0,146 <sup>bc</sup>	0,650	0,174 <sup>a</sup>	0,222 <sup>b</sup>	0,187 <sup>b</sup>	0,206 <sup>a</sup>
0,5	0,155 <sup>a</sup>	0,297 <sup>a</sup>	0,204 <sup>a</sup>	0,216	0,234 <sup>a</sup>	0,299 <sup>a</sup>	0,246 <sup>a</sup>	0,216 <sup>a</sup>
0,25f	0,107 <sup>bc</sup>	0,192 <sup>bc</sup>	0,128 <sup>bcd</sup>	0,092	0,167 <sup>a</sup>	0,196 <sup>bc</sup>	0,160 <sup>cd</sup>	0,199 <sup>a</sup>
0,25	0,155 <sup>a</sup>	0,278 <sup>a</sup>	0,167 <sup>ab</sup>	0,236	0,226 <sup>a</sup>	0,290 <sup>a</sup>	0,244 <sup>a</sup>	0,229 <sup>a</sup>
K (%)	Verano 96	Otoño 96	Verano 97	Otoño 97	Verano 96	Otoño 96	Verano 97	Otoño 97
Control	1,925 <sup>a</sup>	3,294 <sup>a</sup>	2,774 <sup>a</sup>		2,862 <sup>a</sup>	4,193 <sup>a</sup>	3,421 <sup>a</sup>	2,939 <sup>a</sup>
4	1,785 <sup>a</sup>	3,749 <sup>a</sup>	2,428 <sup>a</sup>	2,654	2,450 <sup>a</sup>	3,900 <sup>a</sup>	3,459 <sup>a</sup>	2,658 <sup>a</sup>
2	1,624 <sup>a</sup>	2,952 <sup>a</sup>	2,663 <sup>a</sup>	1,873	2,434 <sup>a</sup>	3,814 <sup>a</sup>	3,426 <sup>a</sup>	2,368 <sup>a</sup>
0,5	1,735 <sup>a</sup>	3,971 <sup>a</sup>	2,953 <sup>a</sup>	2,231	2,644 <sup>a</sup>	4,100 <sup>a</sup>	2,619 <sup>a</sup>	2,625 <sup>a</sup>
0,25f	1,591 <sup>a</sup>	3,039 <sup>a</sup>	2,365 <sup>a</sup>	1,459	2,777 <sup>a</sup>	4,024 <sup>a</sup>	3,934 <sup>a</sup>	2,661 <sup>a</sup>
0,25	1,742 <sup>a</sup>	3,634 <sup>a</sup>	2,415 <sup>a</sup>	2,784	2,637 <sup>a</sup>	3,990 <sup>a</sup>	3,399 <sup>a</sup>	2,353 <sup>a</sup>
P (%)	Verano 96	Otoño 96	Verano 97	Otoño 97	Verano 96	Otoño 96	Verano 97	Otoño 97
Control	0,795 <sup>a</sup>	0,363 <sup>b</sup>	0,572 <sup>a</sup>		0,442 <sup>a</sup>	0,417 <sup>bc</sup>	0,719 <sup>ab</sup>	0,474 <sup>a</sup>
4	0,214 <sup>a</sup>	0,428 <sup>ab</sup>	0,516 <sup>a</sup>	0,440	0,404 <sup>a</sup>	0,497 <sup>ab</sup>	0,580 <sup>b</sup>	0,439 <sup>a</sup>
2	0,241 <sup>a</sup>	0,605 <sup>ab</sup>	0,596 <sup>a</sup>	0,367	0,399 <sup>a</sup>	0,556 <sup>a</sup>	0,625 <sup>ab</sup>	0,467 <sup>a</sup>
0,5	0,220 <sup>a</sup>	0,674 <sup>ab</sup>	0,595 <sup>a</sup>	0,544	0,435 <sup>a</sup>	0,542 <sup>a</sup>	0,578 <sup>b</sup>	0,520 <sup>a</sup>
0,25f	0,203 <sup>a</sup>	0,785 <sup>a</sup>	0,498 <sup>a</sup>	0,352	0,434 <sup>a</sup>	0,467 <sup>bc</sup>	0,642 <sup>ab</sup>	0,395 <sup>a</sup>
0,25	0,246 <sup>a</sup>	0,670 <sup>ab</sup>	0,515 <sup>a</sup>	0,685	0,437 <sup>a</sup>	0,378 <sup>c</sup>	0,750 <sup>a</sup>	0,470 <sup>a</sup>
Fe (mg kg <sup>-1</sup> )	Verano 96	Otoño 96	Verano 97	Otoño 97	Verano 96	Otoño 96	Verano 97	Otoño 97
Control	344,65 <sup>a</sup>	449,44 <sup>a</sup>	289,33 <sup>a</sup>		437,17 <sup>a</sup>	377,93 <sup>a</sup>	348,14 <sup>a</sup>	270,18 <sup>a</sup>
4	382,27 <sup>a</sup>	561,41 <sup>a</sup>	401,40 <sup>a</sup>	490,36	452,21 <sup>a</sup>	484,72 <sup>a</sup>	283,04 <sup>a</sup>	318,93 <sup>a</sup>
2	590,98 <sup>a</sup>	704,73 <sup>a</sup>	307,07 <sup>a</sup>	404,27	413,93 <sup>a</sup>	439,37 <sup>a</sup>	358,01 <sup>a</sup>	340,94 <sup>a</sup>
0,5	409,91 <sup>a</sup>	673,75 <sup>a</sup>	350,76 <sup>a</sup>	879,93	490,45 <sup>a</sup>	476,44 <sup>a</sup>	308,07 <sup>a</sup>	312,17 <sup>a</sup>
0,25f	405,63 <sup>a</sup>	629,65 <sup>a</sup>	374,55 <sup>a</sup>	435,88	422,73 <sup>a</sup>	374,86 <sup>a</sup>	232,90 <sup>a</sup>	371,86 <sup>a</sup>
0,25	404,24 <sup>a</sup>	452,69 <sup>a</sup>	314,77 <sup>a</sup>	1069,59	530,13 <sup>a</sup>	352,18 <sup>a</sup>	317,05 <sup>a</sup>	346,21 <sup>a</sup>
Mn (mg kg <sup>-1</sup> )	Verano 96	Otoño 96	Verano 97	Otoño 97	Verano 96	Otoño 96	Verano 97	Otoño 97
Control	189,16 <sup>a</sup>	187,21 <sup>a</sup>	111,66 <sup>a</sup>		230,64 <sup>a</sup>	199,90 <sup>a</sup>	198,89 <sup>a</sup>	131,90 <sup>a</sup>
4	150,38 <sup>a</sup>	141,86 <sup>a</sup>	108,42 <sup>a</sup>	159,26	176,34 <sup>a</sup>	167,74 <sup>ab</sup>	135,75 <sup>a</sup>	126,78 <sup>a</sup>
2	134,06 <sup>a</sup>	186,11 <sup>a</sup>	109,08 <sup>a</sup>	150,16	145,26 <sup>a</sup>	113,35 <sup>b</sup>	129,80 <sup>a</sup>	95,23 <sup>a</sup>
0,5	136,57 <sup>a</sup>	130,00 <sup>a</sup>	86,77 <sup>a</sup>	127,73	174,93 <sup>a</sup>	120,93 <sup>ab</sup>	146,63 <sup>a</sup>	85,20 <sup>a</sup>
0,25f	135,63 <sup>a</sup>	130,87 <sup>a</sup>	80,99 <sup>a</sup>	75,44	194,33 <sup>a</sup>	139,63 <sup>ab</sup>	100,30 <sup>a</sup>	82,93 <sup>a</sup>
0,25	156,21 <sup>a</sup>	152,15 <sup>a</sup>	101,41 <sup>a</sup>	154,50	173,99 <sup>a</sup>	119,87 <sup>ab</sup>	135,09 <sup>a</sup>	113,67 <sup>a</sup>
Cu (mg kg <sup>-1</sup> )	Verano 96	Otoño 96	Verano 97	Otoño 97	Verano 96	Otoño 96	Verano 97	Otoño 97
Control	8,14 <sup>b</sup>	14,93 <sup>a</sup>	19,64 <sup>a</sup>		14,00 <sup>ab</sup>	18,53 <sup>a</sup>	14,03 <sup>a</sup>	14,91 <sup>a</sup>
4	10,26 <sup>b</sup>	11,37 <sup>a</sup>	7,31 <sup>a</sup>	16,87	25,18 <sup>a</sup>	13,36 <sup>a</sup>	8,52 <sup>a</sup>	13,57 <sup>a</sup>
2	14,81 <sup>ab</sup>	23,28 <sup>a</sup>	8,97 <sup>a</sup>	11,55	10,38 <sup>b</sup>	14,89 <sup>a</sup>	10,72 <sup>a</sup>	14,58 <sup>a</sup>
0,5	19,39 <sup>a</sup>	17,65 <sup>a</sup>	9,03 <sup>a</sup>	26,48	17,51 <sup>ab</sup>	14,96 <sup>a</sup>	17,84 <sup>a</sup>	20,67 <sup>a</sup>
0,25f	14,23 <sup>ab</sup>	19,50 <sup>a</sup>	26,78 <sup>a</sup>	32,70	13,91 <sup>ab</sup>	11,86 <sup>a</sup>	20,83 <sup>a</sup>	14,29 <sup>a</sup>
0,25	8,52 <sup>b</sup>	15,24 <sup>a</sup>	30,13 <sup>a</sup>	23,77	11,17 <sup>b</sup>	13,44 <sup>a</sup>	0,00 <sup>a</sup>	13,43 <sup>a</sup>
Zn (mg kg <sup>-1</sup> )	Verano 96	Otoño 96	Verano 97	Otoño 97	Verano 96	Otoño 96	Verano 97	Otoño 97
Control	63,20 <sup>b</sup>	68,32 <sup>a</sup>	97,40 <sup>a</sup>		63,90 <sup>a</sup>	74,28 <sup>a</sup>	93,63 <sup>a</sup>	71,68 <sup>a</sup>
4	60,80 <sup>b</sup>	73,02 <sup>a</sup>	63,95 <sup>a</sup>	80,12	71,90 <sup>a</sup>	72,23 <sup>a</sup>	67,95 <sup>a</sup>	70,11 <sup>a</sup>
2	68,50 <sup>ab</sup>	133,39 <sup>a</sup>	73,66 <sup>a</sup>	75,08	65,00 <sup>a</sup>	72,32 <sup>a</sup>	70,81 <sup>a</sup>	75,02 <sup>a</sup>
0,5	68,30 <sup>ab</sup>	91,23 <sup>a</sup>	76,45 <sup>a</sup>	106,79	68,80 <sup>a</sup>	71,19 <sup>a</sup>	66,68 <sup>a</sup>	72,48 <sup>a</sup>
0,25f	74,00 <sup>a</sup>	109,44 <sup>a</sup>	68,53 <sup>a</sup>	88,68	65,30 <sup>a</sup>	70,85 <sup>a</sup>	72,01 <sup>a</sup>	72,43 <sup>a</sup>
0,25	68,90 <sup>ab</sup>	71,49 <sup>a</sup>	67,98 <sup>a</sup>	148,55	65,60 <sup>a</sup>	67,66 <sup>a</sup>	71,60 <sup>a</sup>	72,05 <sup>a</sup>

Tabla 87. Concentración proteica y de nutrientes en leguminosas para cada época de muestreo. Las letras distintas indican diferencias significativas para  $p < 0,05$ .

Proteína (%)	Trébol violeta				Trébol ladino			
	Verano 96	Otoño 96	Verano 97	Otoño 97	Verano 96	Otoño 96	Verano 97	Otoño 97
Control	0,279 <sup>a</sup>	0,238 <sup>a</sup>	0,239	0,214	0,220 <sup>a</sup>	0,225 <sup>a</sup>	0,220 <sup>a</sup>	0,225 <sup>a</sup>
4	0,300 <sup>a</sup>	0,238 <sup>a</sup>	0,277		0,227 <sup>a</sup>	0,223 <sup>a</sup>	0,226 <sup>a</sup>	0,202 <sup>a</sup>
2	0,285 <sup>a</sup>	0,248 <sup>a</sup>	0,213	0,224	0,217 <sup>a</sup>	0,233 <sup>a</sup>	0,213 <sup>a</sup>	0,229 <sup>a</sup>
0,5	0,180 <sup>a</sup>	0,249 <sup>a</sup>	0,248	0,197	0,255 <sup>a</sup>	0,237 <sup>a</sup>	0,222 <sup>a</sup>	0,211 <sup>a</sup>
0,25f	0,292 <sup>a</sup>	0,238 <sup>a</sup>	0,221	0,231	0,225 <sup>a</sup>	0,240 <sup>a</sup>	0,226 <sup>a</sup>	0,226 <sup>a</sup>
0,25	0,225 <sup>a</sup>	0,232 <sup>a</sup>	0,218	0,240	0,258 <sup>a</sup>	0,221 <sup>a</sup>	0,223 <sup>a</sup>	0,218 <sup>a</sup>
Ca (%)	Verano 96	Otoño 96	Verano 97	Otoño 97	Verano 96	Otoño 96	Verano 97	Otoño 97
Control	1,635 <sup>a</sup>	1,520 <sup>a</sup>	1,834	1,832	1,494 <sup>a</sup>	1,513 <sup>a</sup>	1,359 <sup>a</sup>	1,476 <sup>a</sup>
4	1,799 <sup>a</sup>	1,655 <sup>a</sup>	1,380	1,136	1,431 <sup>a</sup>	1,489 <sup>a</sup>	1,215 <sup>a</sup>	1,214 <sup>a</sup>
2	1,646 <sup>a</sup>	1,568 <sup>a</sup>	1,194	0,972	1,502 <sup>a</sup>	1,549 <sup>a</sup>	1,287 <sup>a</sup>	0,992 <sup>a</sup>
0,5	1,745 <sup>a</sup>	1,294 <sup>a</sup>	1,192	1,606	1,379 <sup>a</sup>	1,191 <sup>a</sup>	1,290 <sup>a</sup>	0,992 <sup>a</sup>
0,25f	1,844 <sup>a</sup>	1,551 <sup>a</sup>	1,309	0,492	1,532 <sup>a</sup>	1,407 <sup>a</sup>	1,271 <sup>a</sup>	1,011 <sup>a</sup>
0,25	1,865 <sup>a</sup>	1,166 <sup>a</sup>	2,471	1,325	1,660 <sup>a</sup>	1,312 <sup>a</sup>	1,036 <sup>a</sup>	1,047 <sup>a</sup>
Mg (%)	Verano 96	Otoño 96	Verano 97	Otoño 97	Verano 96	Otoño 96	Verano 97	Otoño 97
Control	0,200 <sup>c</sup>	0,197 <sup>d</sup>	0,227	0,223	0,159 <sup>c</sup>	0,144 <sup>c</sup>	0,200 <sup>b</sup>	0,162 <sup>c</sup>
4	0,356 <sup>bc</sup>	0,363 <sup>cd</sup>	0,409	0,297	0,238 <sup>bc</sup>	0,235 <sup>bc</sup>	0,296 <sup>ab</sup>	0,265 <sup>d</sup>
2	0,558 <sup>ab</sup>	0,543 <sup>abc</sup>	0,551	0,413	0,324 <sup>ab</sup>	0,347 <sup>ab</sup>	0,352 <sup>a</sup>	0,326 <sup>ab</sup>
0,5	0,635 <sup>a</sup>	0,672 <sup>a</sup>	0,566	0,525	0,370 <sup>a</sup>	0,409 <sup>a</sup>	0,387 <sup>a</sup>	0,360 <sup>a</sup>
0,25f	0,535 <sup>ab</sup>	0,450 <sup>bc</sup>	0,421	0,303	0,326 <sup>ab</sup>	0,285 <sup>b</sup>	0,382 <sup>a</sup>	0,340 <sup>ab</sup>
0,25	0,541 <sup>ab</sup>	0,577 <sup>ab</sup>	0,626	0,551	0,361 <sup>a</sup>	0,429 <sup>a</sup>	0,344 <sup>a</sup>	0,332 <sup>ab</sup>
K (%)	Verano 96	Otoño 96	Verano 97	Otoño 97	Verano 96	Otoño 96	Verano 97	Otoño 97
Control	2,016 <sup>a</sup>	2,109 <sup>a</sup>	2,218	1,549	2,027 <sup>a</sup>	2,062 <sup>a</sup>	2,291 <sup>a</sup>	2,299 <sup>a</sup>
4	1,778 <sup>a</sup>	2,346 <sup>a</sup>	2,411	2,011	1,851 <sup>a</sup>	2,254 <sup>a</sup>	2,365 <sup>a</sup>	2,212 <sup>a</sup>
2	1,463 <sup>a</sup>	2,289 <sup>a</sup>	2,888	2,379	1,694 <sup>a</sup>	2,020 <sup>a</sup>	2,235 <sup>a</sup>	2,032 <sup>a</sup>
0,5	1,777 <sup>a</sup>	2,338 <sup>a</sup>	2,585	1,070	1,819 <sup>a</sup>	2,234 <sup>a</sup>	2,189 <sup>a</sup>	2,069 <sup>a</sup>
0,25f	1,819 <sup>a</sup>	2,254 <sup>a</sup>	2,481	3,949	2,039 <sup>a</sup>	2,185 <sup>a</sup>	2,266 <sup>a</sup>	2,378 <sup>a</sup>
0,25	1,576 <sup>a</sup>	2,369 <sup>a</sup>	1,460	1,567	1,812 <sup>a</sup>	2,020 <sup>a</sup>	2,684 <sup>a</sup>	1,998 <sup>a</sup>
P (%)	Verano 96	Otoño 96	Verano 97	Otoño 97	Verano 96	Otoño 96	Verano 97	Otoño 97
Control	0,276 <sup>a</sup>	0,543 <sup>ab</sup>	0,635	0,402	0,246 <sup>a</sup>	0,333 <sup>a</sup>	0,713 <sup>a</sup>	0,507 <sup>a</sup>
4	0,242 <sup>a</sup>	0,617 <sup>a</sup>	0,740	0,523	0,252 <sup>a</sup>	0,338 <sup>a</sup>	0,608 <sup>a</sup>	0,460 <sup>a</sup>
2	0,265 <sup>a</sup>	0,591 <sup>a</sup>	0,780	0,552	0,270 <sup>a</sup>	0,374 <sup>a</sup>	0,563 <sup>a</sup>	0,465 <sup>a</sup>
0,5	0,308 <sup>a</sup>	0,576 <sup>a</sup>	0,702	0,319	0,272 <sup>a</sup>	0,407 <sup>a</sup>	0,639 <sup>a</sup>	0,388 <sup>a</sup>
0,25f	0,292 <sup>a</sup>	0,331 <sup>c</sup>	0,660	0,660	0,326 <sup>a</sup>	0,413 <sup>a</sup>	0,719 <sup>a</sup>	0,783 <sup>a</sup>
0,25	0,320 <sup>a</sup>	0,361 <sup>bc</sup>	0,526	0,490	0,347 <sup>a</sup>	0,506 <sup>a</sup>	0,710 <sup>a</sup>	0,424 <sup>a</sup>
Fe (mg kg <sup>-1</sup> )	Verano 96	Otoño 96	Verano 97	Otoño 97	Verano 96	Otoño 96	Verano 97	Otoño 97
Control	443,82 <sup>a</sup>	490,52 <sup>a</sup>	342,07	520,56	745,35 <sup>a</sup>	744,57 <sup>a</sup>	650,54 <sup>a</sup>	520,61 <sup>a</sup>
4	650,31 <sup>a</sup>	576,51 <sup>a</sup>	555,79	831,33	632,59 <sup>a</sup>	633,66 <sup>a</sup>	695,24 <sup>a</sup>	468,59 <sup>a</sup>
2	703,46 <sup>a</sup>	589,65 <sup>a</sup>	403,47	611,76	524,28 <sup>a</sup>	731,90 <sup>a</sup>	539,10 <sup>a</sup>	611,75 <sup>a</sup>
0,5	816,48 <sup>a</sup>	570,29 <sup>a</sup>	614,07	678,90	416,01 <sup>a</sup>	717,72 <sup>a</sup>	745,00 <sup>a</sup>	415,59 <sup>a</sup>
0,25f	424,97 <sup>a</sup>	545,08 <sup>a</sup>	474,76	284,62	495,91 <sup>a</sup>	620,59 <sup>a</sup>	560,93 <sup>a</sup>	891,90 <sup>a</sup>
0,25	607,43 <sup>a</sup>	476,23 <sup>a</sup>	318,30	336,70	632,11 <sup>a</sup>	742,72 <sup>a</sup>	467,58 <sup>a</sup>	537,12 <sup>a</sup>
Mn (mg kg <sup>-1</sup> )	Verano 96	Otoño 96	Verano 97	Otoño 97	Verano 96	Otoño 96	Verano 97	Otoño 97
Control	169,95 <sup>a</sup>	89,52 <sup>a</sup>	101,33	87,06	186,36 <sup>a</sup>	89,51 <sup>a</sup>	109,14 <sup>a</sup>	78,22 <sup>a</sup>
4	152,29 <sup>ab</sup>	77,32 <sup>a</sup>	83,99	99,47	151,87 <sup>ab</sup>	75,72 <sup>a</sup>	95,00 <sup>a</sup>	63,90 <sup>a</sup>
2	101,68 <sup>c</sup>	70,28 <sup>a</sup>	79,31	65,01	133,20 <sup>ab</sup>	77,33 <sup>a</sup>	82,24 <sup>a</sup>	57,18 <sup>a</sup>
0,5	104,46 <sup>c</sup>	49,61 <sup>a</sup>	83,88	45,26	120,25 <sup>b</sup>	63,77 <sup>a</sup>	76,69 <sup>a</sup>	57,25 <sup>a</sup>
0,25f	118,28 <sup>bc</sup>	62,28 <sup>a</sup>	78,84	54,08	140,12 <sup>ab</sup>	90,77 <sup>a</sup>	82,93 <sup>a</sup>	103,97 <sup>a</sup>
0,25	129,79 <sup>abc</sup>	49,27 <sup>a</sup>	115,75	75,76	140,61 <sup>ab</sup>	68,64 <sup>a</sup>	113,78 <sup>a</sup>	44,59 <sup>a</sup>
Cu (mg kg <sup>-1</sup> )	Verano 96	Otoño 96	Verano 97	Otoño 97	Verano 96	Otoño 96	Verano 97	Otoño 97
Control	8,48 <sup>a</sup>	15,89 <sup>a</sup>	6,41	20,50	11,07 <sup>a</sup>	35,08 <sup>a</sup>	6,50	13,47
4	10,42 <sup>a</sup>	13,33 <sup>a</sup>	8,55	9,17	10,37 <sup>a</sup>	13,15 <sup>b</sup>	10,54 <sup>a</sup>	31,79
2	6,92 <sup>a</sup>	14,04 <sup>a</sup>	8,62	30,86	11,93 <sup>a</sup>	16,27 <sup>b</sup>	8,50 <sup>ab</sup>	17,18
0,5	9,06 <sup>a</sup>	15,57 <sup>a</sup>	8,56	8,49	12,02 <sup>a</sup>	12,75 <sup>b</sup>	7,96 <sup>ab</sup>	17,13
0,25f	10,44 <sup>a</sup>	22,80 <sup>a</sup>	9,50	11,38	8,44 <sup>a</sup>	12,55 <sup>b</sup>	8,53 <sup>ab</sup>	27,48
0,25	10,27 <sup>a</sup>	27,52 <sup>a</sup>	8,68	11,22	12,66 <sup>a</sup>	19,87 <sup>ab</sup>	10,08 <sup>a</sup>	17,09
Zn (mg kg <sup>-1</sup> )	Verano 96	Otoño 96	Verano 97	Otoño 97	Verano 96	Otoño 96	Verano 97	Otoño 97
Control	78,60 <sup>a</sup>	83,06 <sup>a</sup>	83,52	87,79	76,79 <sup>a</sup>	78,53 <sup>a</sup>	73,70	119,51 <sup>a</sup>
4	77,68 <sup>a</sup>	84,77 <sup>a</sup>	84,71	83,90	74,56 <sup>a</sup>	71,56 <sup>a</sup>	69,56	71,94 <sup>a</sup>
2	56,09 <sup>a</sup>	83,53 <sup>a</sup>	81,91	121,70	75,06 <sup>a</sup>	73,29 <sup>a</sup>	73,70	87,76 <sup>a</sup>
0,5	76,60 <sup>a</sup>	81,94 <sup>a</sup>	82,73	84,86	74,16 <sup>a</sup>	71,74 <sup>a</sup>	72,35	119,26 <sup>a</sup>
0,25f	76,51 <sup>a</sup>	83,27 <sup>a</sup>	79,85	85,38	59,56 <sup>a</sup>	75,34 <sup>a</sup>	73,15	173,13 <sup>a</sup>
0,25	79,27 <sup>a</sup>	80,78 <sup>a</sup>	83,92	92,59	73,12 <sup>a</sup>	68,69 <sup>a</sup>	75,56	101,98 <sup>a</sup>

### 3.3. Contenido mineral en planta

Se determinó el contenido mineral en las cosechas de verano y otoño de los años 1996 y 1997 en las especies sembradas: dactilo (*Dactylis glomerata* L.) raigrás italiano (*Lolium multiflorum* Lam.), trébol blanco (*Trifolium repens* L.) y trébol violeta (*Trifolium pratense* L.).

Como se ha explicado en la introducción, para modificar la composición mineral de los forrajes se recurre a la aplicación de enmiendas y fertilizantes. El encalado eleva el pH de los suelos ácidos, pudiendo así modificar la disponibilidad de determinados nutrientes para la planta (Underwood, 1981a). La máxima absorción de la mayoría de los nutrientes se sitúa en torno a pH 5,7 (Moore, 1974). Sin embargo, el efecto del pH en la absorción mineral puede modificarse en función de la especie vegetal y la cantidad y forma en que se encuentra el elemento en el suelo (Hodgson, 1963).

3.3.1. Macronutrientes. En las especies pratenses recogidas en los muestreos realizados en todas las parcelas experimentales se determinaron los macronutrientes calcio, magnesio, potasio y fósforo, y se estudió la relación entre ellos.

3.3.1.1. Calcio: La concentración en planta para cada especie, tratamiento y época de muestreo se recoge en las tablas 86 y 87. Se puede observar que para una misma especie no existen diferencias significativas entre tratamientos ni con las parcelas control. Tampoco fueron significativas, para una misma especie, las diferencias encontradas entre muestreos, si bien en el primero realizado en verano, las leguminosas tenían, en general, un contenido de Ca superior que en los tres últimos muestreos (Tablas 86 y 87, Figura 83).

La ausencia de diferencias significativas en la concentración de Ca en planta entre las parcelas encaladas y las parcelas control no parece lo esperable (García et al., 1986; López-Díaz, 2004). Normalmente la aplicación de un nutriente aumenta la concentración en la planta (Whitehead, 1966). Sin embargo, en algunos casos, el aporte de un nutriente puede aumentar la producción vegetal sin aumentar la concentración del mismo (Reid y Horvath, 1980). Estos autores señalan que la aplicación de un nutriente altamente deficiente aumenta el crecimiento y la absorción mineral, pero no necesariamente aumenta la concentración en la planta. Si se realizase un aporte mayor de ese nutriente, aumentarían concentración y

contenido y si se hace una aplicación todavía mayor, puede aumentar la concentración del nutriente en planta sin aumentar la producción.

Si se compara la concentración de Ca entre especies, se puede observar (Figura 83) que fue significativamente más elevada en leguminosas que en gramíneas, hecho que concuerda con lo señalado anteriormente por otros autores (Underwood 1981a; Norton, 1982; García et al., 1986; Whitehead, 1995). Norton (1982) señala para gramíneas concentraciones de Ca de 0,59%. En la figura 83 se puede observar que en nuestro caso, en términos medios, no se alcanzó nunca ese valor. Sin embargo en las cosechas de verano, que son las de mayor producción, las gramíneas de las parcelas que recibieron la caliza más fina son las que, en general, se aproximaron más a ese valor, alcanzándolo la especie *Dactylis glomerata* en esas parcelas en el verano de 1997.

Este mismo autor señala, para leguminosas, concentraciones de Ca de 1,86%. De las dos leguminosas utilizadas en el presente estudio, el trébol violeta presentó una concentración de Ca superior a la del trébol blanco (Figura 83), pero en pocas ocasiones se alcanza el valor anterior.

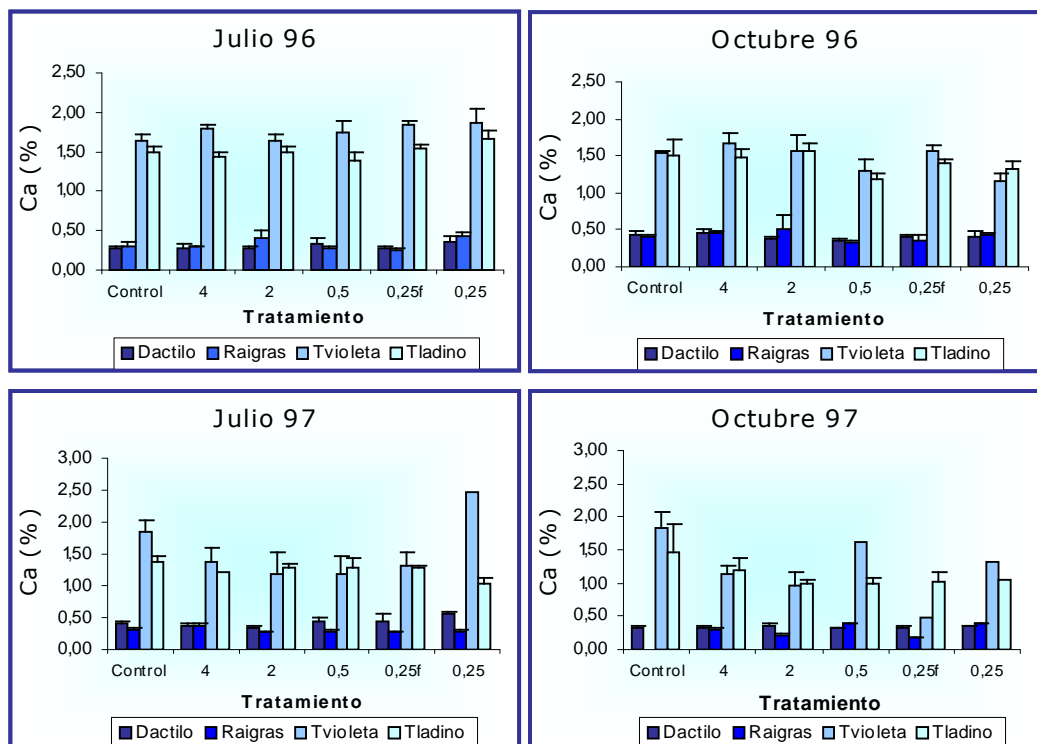


Figura 83. Concentración de Ca (% de peso seco) en las diferentes especies sembradas para cada tratamiento y época de muestreo. (Control: sin caliza; 4: caliza entre 2 y 4 mm de diámetro; 2: caliza entre 0,5 y 2 mm de diámetro; 0,5: caliza entre 0,25 y 0,5 mm de diámetro; 0,25: caliza menor de 0,25 mm de diámetro; 0,25f: caliza menor de 0,25 mm de diámetro añadida de forma fraccionada).

Tabla 88. Variación de la concentración de Ca en raigrás (CaR), dactilo (CaD), trébol violeta (CaTv) y trébol ladino (CaTl), durante el ensayo. Las letras distintas indican diferencias significativas para  $p < 0,05$ .

CaR: Oct96 <sup>a</sup> > Julio96 <sup>b</sup> > Julio97 <sup>b</sup> > Oct97 <sup>b</sup>
CaD: Julio 97 <sup>a</sup> > Oct96 <sup>bc</sup> > Oct97 <sup>bc</sup> > Julio96 <sup>c</sup>
CaTv: Julio 96 <sup>a</sup> > Jul97 <sup>ab</sup> > Oct 96 <sup>bc</sup> > Oct 97 <sup>c</sup>
CaTl: Julio 96 <sup>a</sup> > Oct96 <sup>ab</sup> > Jul 97 <sup>bc</sup> > Oct97 <sup>c</sup>

En la primera cosecha (Julio de 1996) las concentraciones de Ca en las dos leguminosas fueron normalmente superiores a 1,5% siendo las leguminosas de las parcelas encaladas con la caliza más fina (<0,25 mm) las que tuvieron las mayores concentraciones, si bien las diferencias entre tratamientos no son significativas. En la segunda cosecha de verano (Julio de 1997), los valores de Ca en las leguminosas fueron, generalmente, inferiores a 1,5%, con concentraciones de Ca significativamente más elevadas en el trébol violeta de las parcelas que recibieron la caliza más fina (valor medio de 2,5%; Figura 83).

En cuanto a la variación de la concentración de Ca a lo largo de los muestreos, depende de la especie vegetal. Así, la concentración de Ca en raigrás es mayor en Octubre de 1996; en dactilo en Julio de 1997; mientras que en las dos leguminosas en Julio de 1996 (Tabla 88).

Mosquera y González (2003) analizando en conjunto un pasto en Galicia, formado por raigrás, trébol blanco, dactilo y especies no sembradas, obtienen una mayor concentración de Ca en primavera y otoño respecto al verano. En el presente estudio sólo se obtuvo mayor concentración de Ca en otoño en el caso del raigrás.

Si se analiza el contenido de Ca (el valor de la concentración del elemento multiplicado por el peso seco de la planta) en las cuatro especies, para cada tratamiento y en las dos cosechas de verano, se observa que en Julio de 1996 el raigrás y las dos leguminosas presentaron valores más elevados en las parcelas que recibieron la caliza más fina (<0,25 mm; Figura 84), mientras que en las parcelas con otros tratamientos encalantes no presentaron diferencias con el control. En la segunda cosecha -Julio de 1997- tanto el raigrás como el dactilo y el trébol violeta también presentaron mayor contenido de Ca en las parcelas tratadas con caliza más fina.

Si consideramos la variación del contenido de Ca en las distintas especies a lo largo del tiempo, se observa que el raigrás y el trébol ladino presentaron contenidos

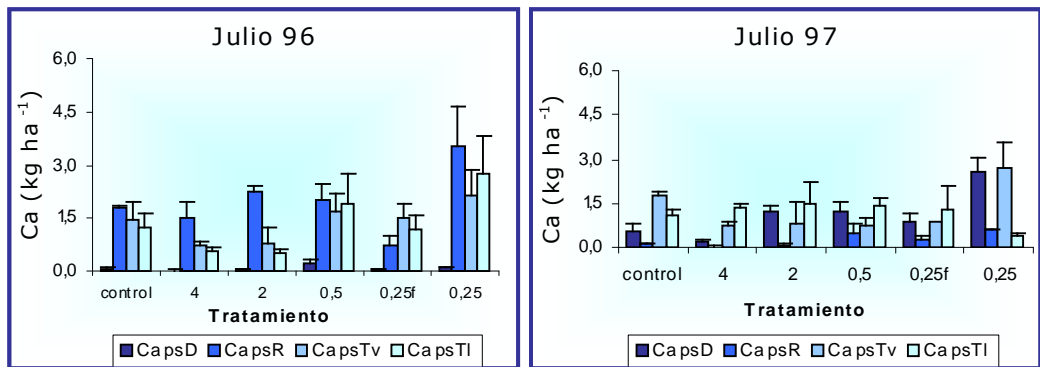


Figura 84. Contenido de Ca en las diferentes especies, para cada tratamiento y época de muestreo. (Control: sin caliza; 4: caliza entre 2 y 4 mm de diámetro; 2: caliza entre 0,5 y 2 mm de diámetro; 0,5: caliza entre 0,25 y 0,5 mm de diámetro; 0,25: caliza menor de 0,25 mm de diámetro; 0,25f: caliza menor de 0,25 mm de diámetro añadida de forma fraccionada).

significativamente más elevados en Julio de 1996, mientras que el dactilo presentó los mayores contenidos en Julio de 1997 (Tabla 88, Figura 84).

No se observan correlaciones significativas de la concentración o del contenido de Ca en hoja con el Ca disponible, ni con el cambiante ni con el soluble.

Por tanto, la absorción de Ca no parece depender del contenido en el suelo, sino que puede depender de la interacción entre este nutriente y otros, como K, Mg y P (Pickard, 1986; Kovacevic et al., 2004). En este sentido, cabe señalar que en leguminosas se obtienen correlaciones significativas negativas ( $p < 0,01$ ) entre Ca y P ( $r = -0,39$  en trébol violeta,  $r = -0,24$  en trébol ladino) y entre Ca y K ( $r = -0,70$  en trébol violeta,  $r = -0,36$  en trébol ladino). Por el contrario, en gramíneas las correlaciones son positivas, tanto entre Ca y P ( $r = 0,24$  en raigrás,  $r = 0,35$  en dactilo) como entre Ca y K ( $r = 0,27$  en raigrás,  $r = 0,34$  en dactilo).

**3.3.1.2. Magnesio:** En las tablas 86 y 87 se presenta la concentración de Mg en planta para las distintas especies, tratamientos y épocas de muestreo. Se puede observar que la concentración de Mg, a excepción de en Julio de 1997, fue significativamente más elevada en todas las especies de las parcelas que recibieron la caliza de menor tamaño (inferior a 0,25 ó entre 0,25 y 0,5 mm) en relación con las especies de las parcelas encaladas con caliza de mayor tamaño (2 a 4 mm) y las de las parcelas control (Figura 85). Estas diferencias no eran significativas en el Ca en planta, tal y como se ha señalado.

Jones et al. (1991) indican que la adición de caliza al suelo afecta de diferente manera que la de dolomita. Según estos autores, cuando se añade caliza aumenta

mucho el Ca en planta, pero no el Mg; por el contrario cuando se añade dolomita aumenta mucho más el Mg, mientras que el incremento en Ca puede ser muy bajo, como es el caso. García et al. (1986) y Stenvens y Laughlin (1996) también obtuvieron un aumento de la concentración de Mg en especies prateras de parcelas encaladas con dolomita.

Las concentraciones de Mg fueron significativamente más elevadas ( $p < 0,01$ ) en leguminosas que en gramíneas en todos los muestreos realizados, coincidiendo con lo señalado por numerosos autores (Norton, 1982; Crush et al., 1989, Whitehead, 1995; Cascallana, 1999). Entre las leguminosas, los contenidos de Mg son, en general, significativamente más elevados en el trébol violeta que en el ladino.

Norton (1982) indica valores medios de Mg para gramíneas de 0,18% y de 0,29% para leguminosas. Por su parte Edmeades (2004) señala como deficiencia de Mg en praderas de Nueva Zelanda valores inferiores a 0,1%; Crush et al (1989) cita como normales para raigrás inglés y trébol blanco valores de 0,22% y 0,27%, respectivamente.

En este trabajo, en general, se obtuvieron concentraciones superiores a las señaladas por esos autores, tanto en gramíneas como en leguminosas, con la excepción de las que crecieron en las parcelas control y, en algunos casos, en las encaladas con la caliza de mayor tamaño (2 a 4 mm), cuyas concentraciones de Mg en planta fueron, en general, inferiores a esos valores.

No se vieron diferencias estacionales en la concentración de Mg en dactilo, trébol violeta, y trébol ladino, coincidiendo con los resultados obtenidos por Reay y Marsh (1976) y Mosquera et al. (2000). El raigrás presentó una concentración de Mg significativamente superior en los dos muestreos de Octubre, coincidiendo con los resultados de Reid et al (1970), que también encontraron que el Mg aumentaba de verano a otoño.

La concentración de Mg en planta correlaciona significativamente con el Mg en el complejo de cambio y con el Mg en el extracto acuoso, tanto si se hace el tratamiento para cada muestreo como si se hace para el conjunto de todas las muestras (Tabla 89). La excepción la constituye el raigrás en Octubre de 1997, quizás porque en este muestreo esta especie prácticamente ha desaparecido. El requisito de concentración de 0,2% de Mg en pasto, valor considerado como mínimo en la dieta del ganado de leche (Reid y Horwath, 1980) no lo cumplen, en general, las parcelas control ni, con frecuencia, las encaladas con la caliza más gruesa (Figura 85).

Tabla 89. Correlación entre la concentración de Mg en las distintas especies con el Mg cambiante y el Mg en el extracto acuoso 1:10.

Magnesio				
	Raigrás	Dactilo	Trébol Violeta	Trébol Ladino
Julio de 1996:				
Mg NH <sub>4</sub> Cl	0,88**	0,83**	0,75**	0,82**
Mg 1:10	0,86**	0,84**	0,78**	0,83**
Octubre de 1996:				
Mg NH <sub>4</sub> Cl	0,79**	0,88**	0,72**	0,80**
Mg 1:10	0,82**	0,86**	0,68**	0,75**
Julio de 1997:				
Mg NH <sub>4</sub> Cl	0,79**	0,73**	0,82**	0,78**
Mg 1:10	0,79**	0,64**	0,90**	0,74**
Octubre de 1997:				
Mg NH <sub>4</sub> Cl	n. s.	0,86**	0,87**	0,77**
Mg 1:10	n. s.	0,75**	0,75**	0,60**

(\*\* : p<0,01; n.s.: no significativa).

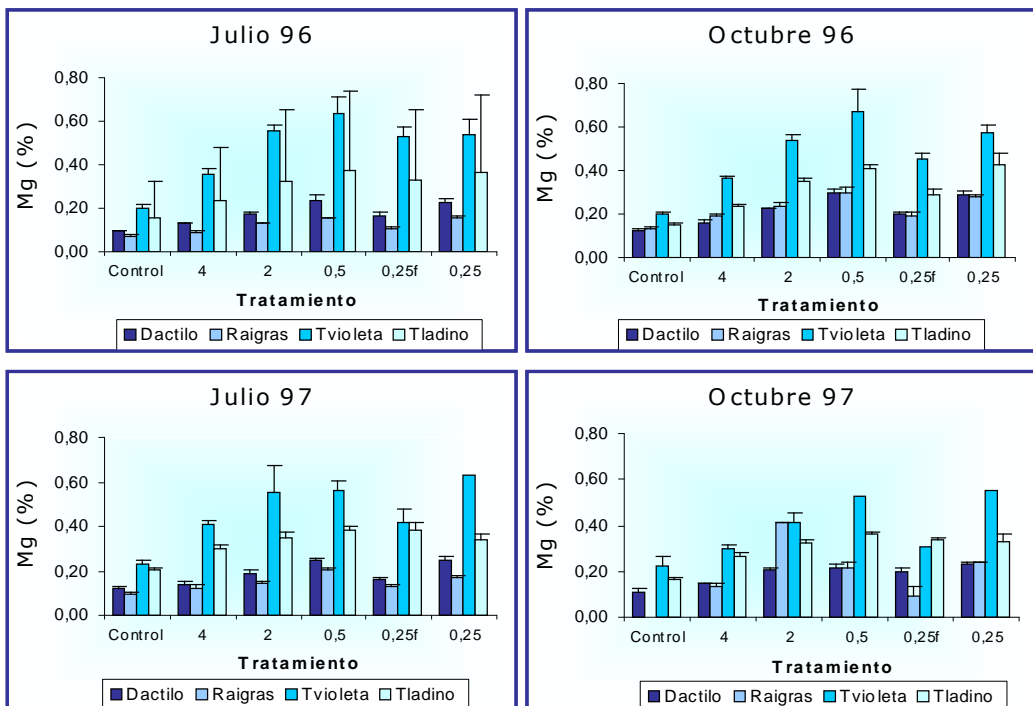


Figura 85. Concentración de Mg (% de peso seco) en las diferentes especies sembradas para cada tratamiento y época de muestreo. (Control: sin caliza; 4: caliza entre 2 y 4 mm de diámetro; 2: caliza entre 0,5 y 2 mm de diámetro; 0,5: caliza entre 0,25 y 0,5 mm de diámetro; 0,25: caliza menor de 0,25 mm de diámetro; 0,25f: caliza menor de 0,25 mm de diámetro añadida de forma fraccionada).

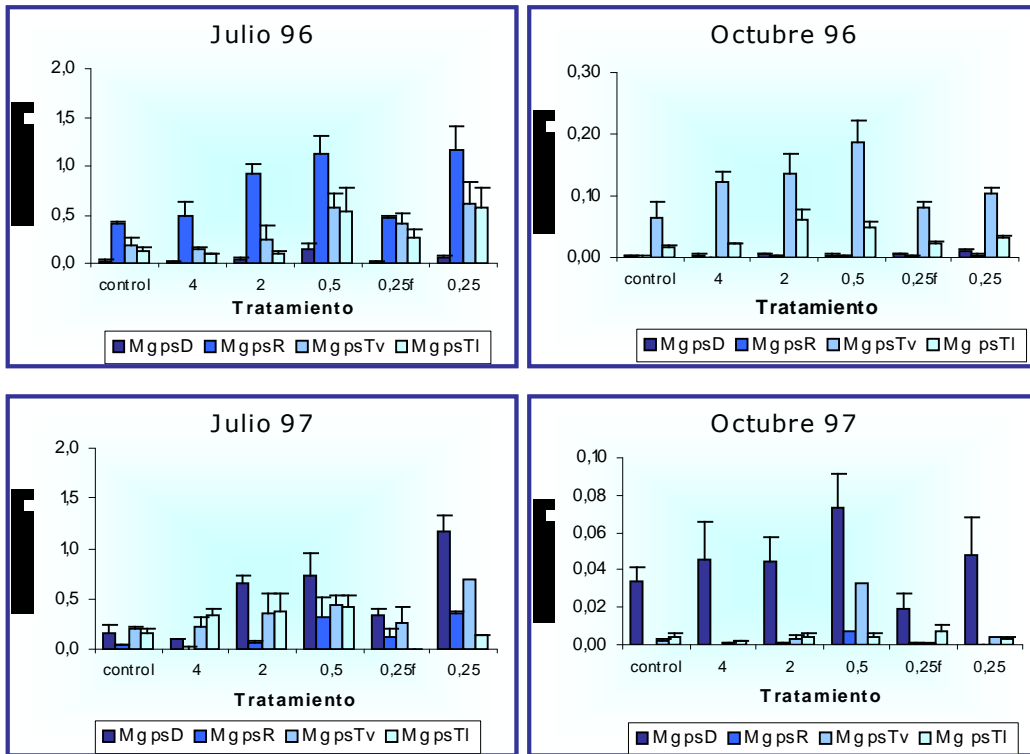


Figura 86. Contenido de Mg para cada especie en los distintos tratamientos y épocas de muestreo. (Control: sin caliza; 4: caliza entre 2 y 4 mm de diámetro; 2: caliza entre 0,5 y 2 mm de diámetro; 0,5: caliza entre 0,25 y 0,5 mm de diámetro; 0,25: caliza menor de 0,25 mm de diámetro; 0,25f: caliza menor de 0,25 mm de diámetro añadida de forma fraccionada).

En cuanto al contenido de Mg, se observa que las plantas de las parcelas control y de las tratadas con la caliza más gruesa son las que presentan los valores más bajos en las dos cosechas. Los contenidos más elevados correspondieron, en general, a las plantas de las parcelas tratadas con la caliza más fina (entre 0,25 y 0,5 e inferior a 0,25 mm, Figura 86).

**3.3.1.3. Potasio:** La concentración de K para cada especie, tratamiento y época de muestreo se recoge en las tablas 86 y 87. Como se puede ver, para una misma especie, no hubo diferencias significativas ni en la concentración ni en el contenido de K en la planta entre los diferentes tratamientos con caliza ni con las parcelas control, al igual que sucedía con el K cambiante y soluble del suelo (Figuras 38 y 65). Estos resultados concuerdan con los obtenidos por otros autores (García et al., 1986b; Stevens y Laughlin, 1996; López-Díaz, 2004).

Se observan algunas diferencias en la concentración de K entre las distintas especies (Figura 87). Así, en la primera cosecha -verano de 1996- *Dactylis*

glomerata presenta concentraciones de K significativamente superiores al resto de las especies; después, son las dos especies de gramíneas las que superan en K significativamente a las leguminosas –otoño de 1996–; mientras que, en los dos últimos muestreos, no se observaron diferencias significativas entre especies.

Cuando el suelo es deficiente en K, la concentración de este elemento es mayor en gramíneas que en leguminosas (McNaught, 1970). A medida que se superan los niveles de deficiencia, la concentración de K tiende a ser similar en ambas. En este estudio, el K cambiante presenta valores considerados deficientes (inferiores a  $0,2 \text{ cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$ , Buol et al., 1975) hasta Julio de 1996, que podrían influir en la concentración de K en planta en las dos cosechas de ese año, siendo más competitivas las gramíneas en situaciones de escasez de potasio (McNaught, 1970). En 1997 no se observa déficit de K en el suelo, lo que podría explicar la ausencia de diferencias significativas entre gramíneas y leguminosas.

Jones et al. (1991) citan concentraciones de K en hoja entre 1 y 5%, siendo suficientes valores entre 1,5 y 3% para la mayoría de las cosechas. Por debajo de 1,5% habría problemas por deficiencias; por encima del 3%, estaría en exceso.

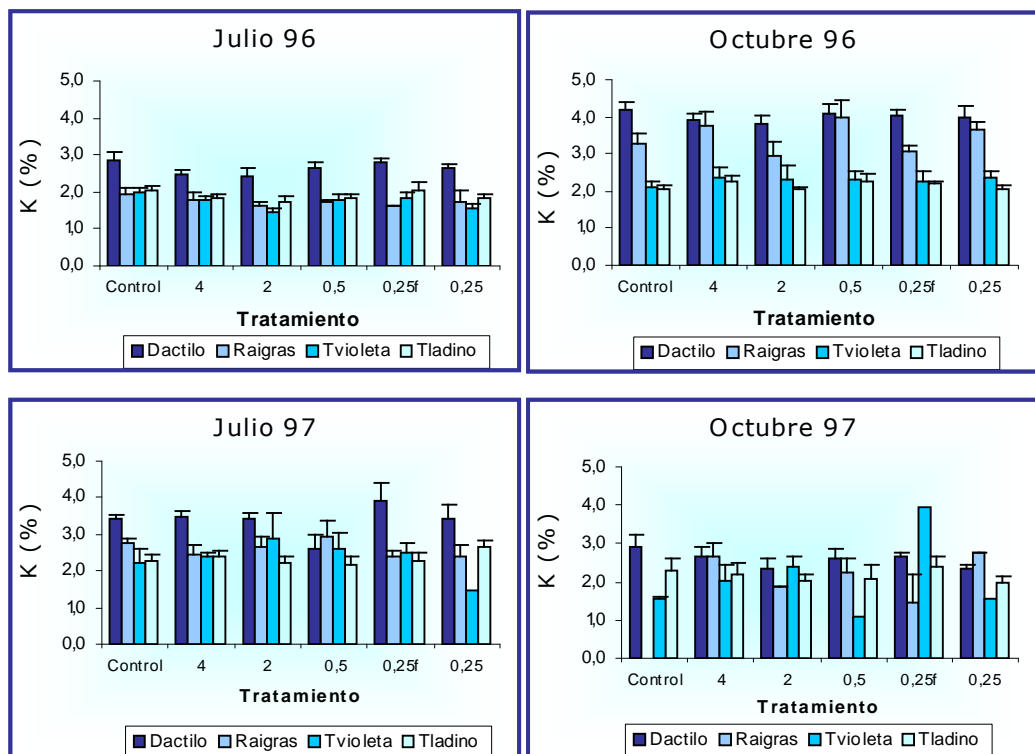


Figura 87. Concentración de K (% de peso seco) en las diferentes especies sembradas para cada tratamiento y época de muestreo. (Control: sin caliza; 4: caliza entre 2 y 4 mm de diámetro; 2: caliza entre 0,5 y 2 mm de diámetro; 0,5: caliza entre 0,25 y 0,5 mm de diámetro; 0,25: caliza menor de 0,25 mm de diámetro; 0,25f: caliza menor de 0,25 mm de diámetro añadida de forma fraccionada).

En nuestras parcelas, la concentración de K en las diferentes especies, con independencia del tratamiento, estuvo dentro del rango de suficiencia señalado por Jones et al. (1991), con la excepción de las dos gramíneas (dactilo y raigrás) en octubre de 1996 y el dactilo en Julio de 1997, que presentó valores de K superiores al 3%, por lo que en estas fechas, dichas especies podrían absorber más potasio del que necesitan, lo que se denomina consumo de lujo (Jones et al., 1991).

Brea-Froiz (1993), en pasto con mezcla de gramíneas y leguminosas y Mosquera et al. (2002) con estas mismas especies en suelos de monte, obtuvieron concentraciones de K de 3-4,6%. Mosquera et al. (2004), para las mismas especies pero en suelos agrícolas, obtuvieron valores de K en pasto entre 1,12 y 2,64%; por su parte, Frame et al. (1992) señalan concentraciones de K entre 0,2 y 0,5% y Whitehead (1995) entre 1,5-3%.

En relación con la variación de la concentración de K en planta a lo largo del tiempo, en la cosecha de otoño de 1996, los contenidos de K en todas las especies fueron significativamente superiores a los obtenidos en la cosecha de Julio de 1996 (Figura 87). En 1997, no se observaron diferencias significativas entre las dos cosechas. La concentración de K en las dos gramíneas fue significativamente más elevada en Octubre de 1996, mientras que en las dos leguminosas, las concentraciones más elevadas se alcanzaron en Julio de 1997. Brea-Froiz (1993), Mosquera (1993) y Mosquera y González (1992) encontraron mayores concentraciones de K en otoño que en verano.

La concentración de K obtenida en las especies pratenses de este ensayo, supera ampliamente las necesidades del vacuno de carne, que oscilan entre 0,5 y 0,7% (NRC, 1980).

En relación con el contenido de K cabe señalar que en la primera cosecha no se observaron diferencias entre tratamientos, mientras que en la segunda cosecha de verano (Julio de 1997), las plantas de las parcelas que recibieron caliza de diámetro entre 0,5 y 2 mm presenta contenidos de K más elevados que las de parcelas encaladas con la caliza más gruesa y las de la parcela control.

Al igual que ocurría con el Ca, ni la concentración ni el contenido de K correlaciona significativamente con el K cambiante ni con el soluble en las distintas especies.

**3.3.1.4. Fósforo:** La concentración de P en planta para cada especie, tratamiento y época de muestreo se presenta en las tablas 86 y 87. Varios autores citan lo que consideran rangos normales de P en planta: Grime (1988) entre 0,15-0,45%, Domínguez-Vivancos (1997) entre 0,3-0,5%, Mosquera y González (2003) y Mosquera et al. (2004) entre 0,25-0,45%, estas dos últimas referencias son de suelos agrícolas de Galicia con pH ácido. Jones et al. (1991) señalan concentraciones de P en planta entre 0,15% y 1% en la mayoría de las cosechas, siendo suficientes valores entre 0,2% y 0,4%; según estos autores los valores críticos de P sería aquellos inferiores a 0,21% y el exceso se daría a valores superiores al 1%.

Todas las especies, con independencia del tratamiento y época de muestreo presentan una concentración de P dentro del rango de suficiencia señalado por Jones et al. (1991; Figura 88).

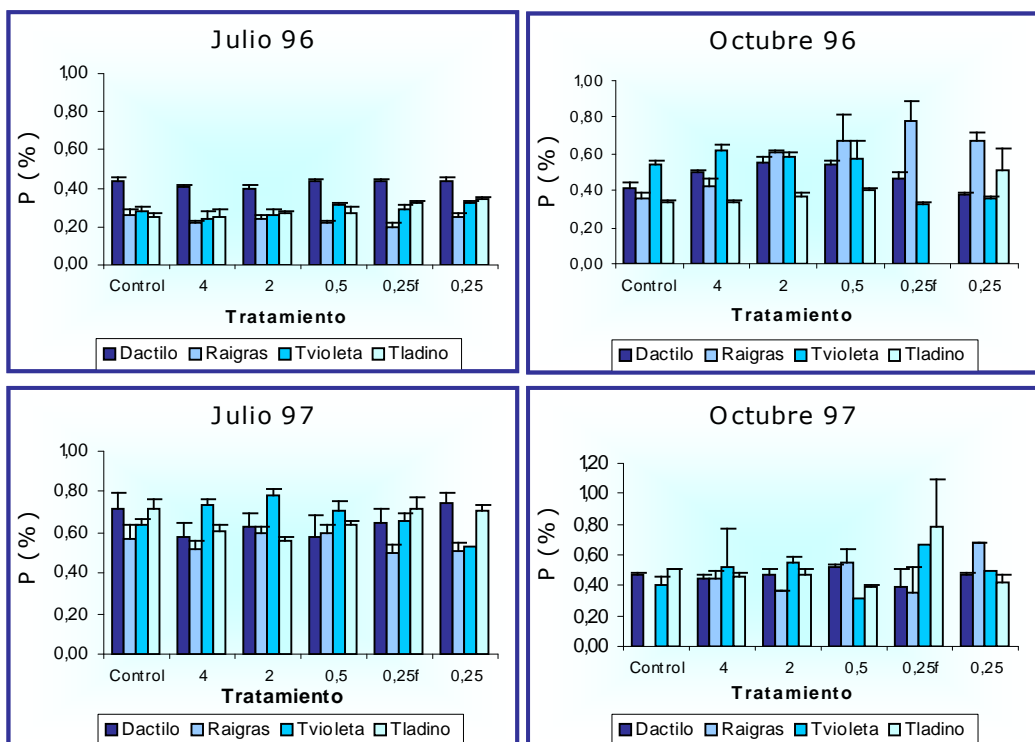


Figura 88. Concentración de P (% de peso seco) en las diferentes especies sembradas para cada tratamiento y época de muestreo. (Control: sin caliza; 4: caliza entre 2 y 4 mm de diámetro; 2: caliza entre 0,5 y 2 mm de diámetro; 0,5: caliza entre 0,25 y 0,5 mm de diámetro; 0,25: caliza menor de 0,25 mm de diámetro; 0,25f: caliza menor de 0,25 mm de diámetro añadida de forma fraccionada).

El encalado del suelo no afectó a la concentración de P ni a su contenido en planta en Julio de 1996 ni en las dos cosechas del año siguiente (Figuras 88 y 89). En Octubre de 1996, sin embargo, se observaron algunas diferencias significativas en la concentración de P que podrían estar relacionadas con el encalado, pero el efecto es diferente dependiendo de la especie. Así, en dactilo, raigrás y trébol blanco se encontró una mayor concentración de P en planta cuando las parcelas fueron encaladas (si bien las diferencias no siempre son significativas; Figura 88), mientras que el trébol violeta mostró una concentración menor en las parcelas que recibieron caliza más fina ( $<0,25$  y  $<0,5$  mm).

Los datos que existen en la bibliografía en cuanto al efecto del encalado sobre la concentración de P son muy variables. Así, hay autores que no encuentran ningún efecto (García et al., 1986; Condrón et al., 1990; Holford y Crocker, 1994; Stevens y Laughlin, 1996). Otros autores citan un incremento en la disponibilidad de P y en concentración de P en hoja después del encalado (Bell, 1996; Paula et al, 1997; Aitken et al., 1998b), lo que atribuyen a una mejora del sistema radicular y/o a la neutralización del Al con la consiguiente reducción en la fijación del P en el suelo; también puede aumentar la disponibilidad de P debido a que el incremento del pH tras el encalado provoca la desaparición de cargas positivas en los componentes de carga variable del suelo (materia orgánica, arcillas 1:1 y componentes no cristalinos). Por su parte, Hylander (1995) observa un descenso del P en planta tras el encalado, lo que podría relacionarse con la precipitación de fosfato cálcico en el suelo a valores de pH superiores a 7,5.

En general, no se observan diferencias significativas en la concentración de fósforo entre las diferentes especies, con la excepción del verano de 1996, donde el dactilo presentó contenidos significativamente superiores a los del resto de las especies aunque varios autores señalan que las concentraciones de P son similares para gramíneas y leguminosas (Norton, 1982; Crush et al., 1989; Andrieu et al., 1989).

En cuanto a la variación de la concentración de P en planta en función de la época de muestreo, en el año 1996 se observa en las distintas especies valores más bajos de P en el mes de Julio. En el año 1997 las diferencias entre muestreos son las contrarias (Figura 88). Varios autores han encontrado concentraciones de P superiores en los pastos de otoño en relación a los de verano (Brea-Froiz, 1993; Mosquera, 1993; Mosquera y González, 2003). No se encuentran en ningún caso valores de P inferiores a 0,15%, por debajo del cual son de esperar síntomas de deficiencias en rumiantes (Reid y Horvath, 1980).

El contenido de P en planta (Figura 89) tampoco se vio afectado por los tratamientos de encalado en la primera cosecha (Julio de 1996), sin embargo, en Julio de 1997, al igual que se señaló para el K, se observó un mayor contenido en las gramíneas de todas las parcelas que recibieron caliza de diámetro entre 0,5 y 2 mm, en relación a las de las parcelas control y tratadas con la caliza más gruesa (2 a 4 mm).

Se han estudiado las posibles correlaciones entre el P en planta y el disponible en el suelo, extraído por los métodos Olsen y Mehlich. Los resultados del análisis indican que no existen correlaciones significativas entre P en suelo y en P en planta, tanto si se considera la concentración de P como el contenido total en las distintas especies. Esto pone de manifiesto que la absorción de P por la planta no depende solo del P que hay en el suelo, sino que pueden intervenir otros factores como la interacción entre nutrientes. Whitehead (1966) señaló que la fertilización fosfórica tenía muy poco efecto en la concentración de P de la hierba, a menos que el suelo presentase después de la fertilización contenidos muy elevados de este elemento.

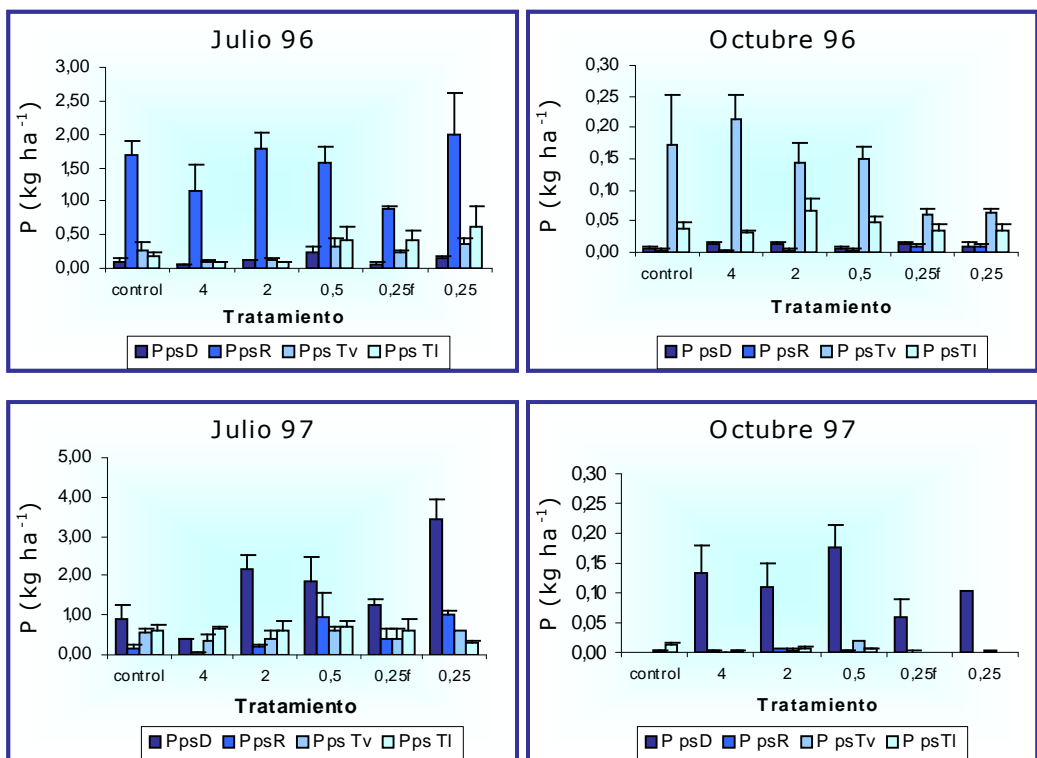


Figura 89. Contenido de P en las diferentes especies, para cada tratamiento y época de muestreo. (Control: sin caliza; 4: caliza entre 2 y 4 mm de diámetro; 2: caliza entre 0,5 y 2 mm de diámetro; 0,5: caliza entre 0,25 y 0,5 mm de diámetro; 0,25: caliza menor de 0,25 mm de diámetro; 0,25f: caliza menor de 0,25 mm de diámetro añadida de forma fraccionada).

**3.3.1.5. Relaciones entre macronutrientes:** El exceso o deficiencia de un nutriente, en las especies herbáceas, puede llevar a aumentar o disminuir el contenido de otro. Estas interacciones se ponen de manifiesto en el caso de las concentraciones altas de potasio y magnesio, que inhiben la absorción de Ca (Pickard, 1986; Kovacevic et al., 2004). El exceso de Mg o de Ca puede producir hipofosfatemia, al interferir en la absorción de fósforo (Pickard, 1986; ARC, 1991). Asimismo, el exceso de Mg puede provocar un descenso de la concentración de K y Ca en planta (Kobayashi et al., 2005). La fertilización nitrogenada puede aumentar el contenido de P y K en planta, cuando estos elementos están en contenidos adecuados en el suelo y disminuir el mismo en caso contrario (Halvorson et al., 2004).

Los índices más extendidos en los que se relacionan varios elementos, son Ca/P (Tabla 90) y K/Ca+Mg (Tabla 91).

El valor adecuado de la relación Ca/P para el forraje de consumo animal, según algunos autores, puede variar entre 1 y 2 (Metson y Saunders, 1978; Grunes y Alloway, 1985; Underwood, 1981a), mientras que Gallego (1996) señala un rango entre 1,2 y 1,7. Sin embargo, las revisiones del NCR (1989) y del ARC (1991) indican que es innecesario dar valores para la relación Ca/P ya que los rumiantes pueden tolerar una amplia variación en dicha relación (Underwood, 1981a). En el presente estudio la relación Ca/P fue significativamente diferente en gramíneas respecto a leguminosas (Tabla 90). Así, en las primeras, dicha relación fue igual o inferior a 1, mientras que en leguminosas, superior a 2 en todos los muestreos. No se observan diferencias significativas entre tratamientos ni con el control para la relación Ca/P en planta.

Considerando los distintos muestreos, la relación Ca/P más baja se obtiene en Julio de 1997, presentando diferencias significativas con la obtenida en Julio de 1996. Por tanto, con el paso del tiempo, la relación Ca/P fue disminuyendo, aproxi-

Tabla 90. Relación Ca/P en gramíneas y leguminosas para los diferentes tratamientos y épocas de muestreo.

	Gramíneas	Leguminosas
	Ca/P	Ca/P
Julio de 1996	1,05	5,89
Octubre de 1996	0,85	3,43
Julio de 1997	0,61	2,07
Octubre de 1997	0,73	2,76

mándose en leguminosas a valores entre 1 y 2, considerados como adecuados por varios autores (Underwood, 1981a; Grunes y Alloway, 1985). En gramíneas también desciende dicha relación con el tiempo, si bien siempre fue inferior a 1.

Tabla 91. Relación K/Ca+Mg en gramíneas y leguminosas para los diferentes tratamientos y épocas de muestreo. Las letras distintas indican diferencias significativas para  $p < 0,05$ .

		K/ Ca+Mg	
		Gramíneas	Leguminosas
Julio 96	Control	7,97 <sup>a</sup>	1,17 <sup>a</sup>
	4	7,03 <sup>a</sup>	0,97 <sup>ab</sup>
	2	6,24 <sup>a</sup>	0,82 <sup>b</sup>
	0,5	7,12 <sup>a</sup>	0,92 <sup>ab</sup>
	0,25f	8,83 <sup>a</sup>	0,91 <sup>ab</sup>
	0,25	5,41 <sup>a</sup>	0,80 <sup>b</sup>
	Octubre 96	Control	8,23 <sup>a</sup>
4		7,34 <sup>a</sup>	1,26 <sup>a</sup>
2		7,80 <sup>a</sup>	1,14 <sup>a</sup>
0,5		9,34 <sup>a</sup>	1,35 <sup>a</sup>
0,25f		8,22 <sup>a</sup>	1,22 <sup>a</sup>
0,25		8,32 <sup>a</sup>	1,28 <sup>a</sup>
Julio 97	Control	7,67 <sup>a</sup>	1,32 <sup>a</sup>
	4	7,49 <sup>a</sup>	1,50 <sup>a</sup>
	2	8,16 <sup>a</sup>	1,68 <sup>a</sup>
	0,5	6,33 <sup>a</sup>	1,47 <sup>a</sup>
	0,25f	8,48 <sup>a</sup>	1,46 <sup>a</sup>
	0,25	5,73 <sup>a</sup>	1,66 <sup>a</sup>
Octubre 97	Control	8,87 <sup>a</sup>	1,26 <sup>a</sup>
	4	7,34 <sup>a</sup>	1,55 <sup>a</sup>
	2	5,80 <sup>a</sup>	1,78 <sup>a</sup>
	0,5	6,77 <sup>a</sup>	1,39 <sup>a</sup>
	0,25f	7,05 <sup>a</sup>	2,43 <sup>a</sup>
	0,25	6,42 <sup>a</sup>	1,40 <sup>a</sup>

En cuanto a la relación K/Ca+Mg, se considera que el valor de éste cociente no debe ser superior a 2,2 para evitar la hipomagnesemia del ganado (Metson y Saunders, 1978; Grunes y Alloway, 1985).

La tabla 91 muestra el valor de la relación K/Ca+Mg, para gramíneas y leguminosas en cada una de las cosechas. En este estudio, las leguminosas presentaron, en general, una relación inferior a 2,5 en todos los muestreos y no se observaron diferencias significativas entre los distintos tratamientos ni con el control. En las especies de gramíneas se da, en todos los casos, una relación superior a 5,4, obteniéndose, en general, la más baja en las que recibieron la caliza más fina. Por tanto, atendiendo exclusivamente a las gramíneas podría haber riesgo de hipomagnesemia, pero la mezcla con las leguminosas mejora la calidad del pasto y reduce dicho riesgo.

3.3.2. Micronutrientes: En las especies pratenses recogidas en los muestreos realizados en todas las parcelas experimentales se valoraron los micronutrientes hierro, manganeso, cobre y zinc.

3.3.2.1 Hierro: Los valores de Fe en las especies pratenses, en los distintos tratamientos y épocas de muestreo se recogen en las tablas 86 y 87. Estos valores oscilan entre 232 y 1069 mg kg<sup>-1</sup>, en términos medios, superando normalmente los 300 mg kg<sup>-1</sup>, en las cuatro fechas de muestreo. Según Jones et al. (1991) las concentraciones de Fe en planta varían entre 10 y 1.000 mg kg<sup>-1</sup>, encontrándose el rango de suficiencia entre 50 y 75 mg kg<sup>-1</sup>.

Por tanto, en nuestras parcelas los valores de Fe se sitúan muy por encima de este rango de suficiencia señalado por Jones et al. (1991); asimismo, superan con frecuencia el obtenido por López-Díaz (2004) en suelos de monte de Galicia, que oscila entre 23-373 mg kg<sup>-1</sup>. No obstante, los valores obtenidos en este estudio están, en general, dentro del rango 25-500 mg kg<sup>-1</sup> considerado como normal por Davies (1980). Kabata-Pendias y Pendias (2001) señalan para gramíneas un rango total de Fe entre 18-1.510 mg kg<sup>-1</sup>, y uno de los valores medios de 55-376 mg kg<sup>-1</sup>. En este trabajo, las gramíneas de todas las parcelas se encuentran dentro del rango total pero superan, generalmente, el rango de medias. Estos autores citan para leguminosas un rango total entre 75-1.700 mg kg<sup>-1</sup> y un rango de medias entre 117-400 mg kg<sup>-1</sup>; los tréboles de todas las parcelas presentan también valores dentro del rango total, si bien superan con frecuencia el rango de medias.

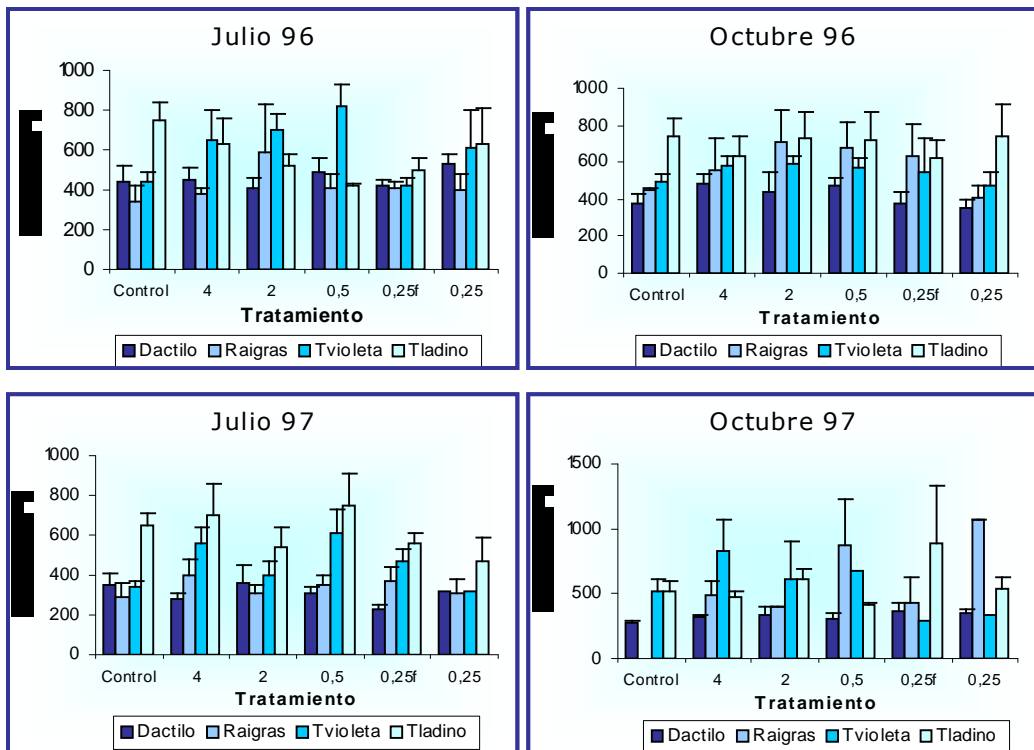


Figura 90. Concentración de Fe ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en planta para cada especie vegetal, en los distintos tratamientos y épocas de muestreo. (Control: sin caliza; 4: caliza entre 2 y 4 mm de diámetro; 2: caliza entre 0,5 y 2 mm de diámetro; 0,5: caliza entre 0,25 y 0,5 mm de diámetro; 0,25: caliza menor de 0,25 mm de diámetro; 0,25f: caliza menor de 0,25 mm de diámetro añadida de forma fraccionada).

No existe un efecto claro del encalado en la concentración de Fe en planta, ya que en algunas ocasiones las plantas de las parcelas encaladas presentan más Fe que las de las control y en otras ocurre lo contrario (Tablas 86 y 87). López-Díaz (2004) tampoco encontró efecto del encalado sobre la concentración de Fe en planta. No se observan diferencias significativas en la concentración de Fe en planta a lo largo del tiempo coincidiendo, de nuevo, con lo señalado por López-Díaz (2004). Cuando se compara la concentración de Fe entre las distintas especies, se observa que, en general, las leguminosas presentan concentraciones superiores que las gramíneas, si bien las diferencias son significativas solamente en una cosecha, verano de 1997. Whitehead (1972) también encuentra mayor concentración de Fe en leguminosas que en gramíneas.

Algunos autores señalan que elevados niveles de fósforo en el suelo pueden provocar un descenso de la concentración de Fe en los tejidos vegetales (Moraghan y Mascagni, 1991). Los mecanismos propuestos para la inducción de este descenso

incluyen la inmovilización del Fe en el suelo (Brown, 1972) y/o la inhibición de la absorción de Fe por la raíz de la planta y de su transporte desde la raíz a las hojas (Elliot y Lauchli, 1985). En el presente estudio, no parece que se esté produciendo esta interferencia ya que hay unas concentraciones medias/altas de Fe en planta, pese a que el contenido de P en el suelo también es elevado.

En cuanto a los requisitos animales, el nivel de Fe en planta no sería limitante para cubrir las necesidades de la dieta del ganado de pasto, fijadas en 40 mg kg<sup>-1</sup>.

**3.3.2.2. Manganeso:** En las tablas 86 y 87 se presenta la concentración de Mn en las distintas especies, tratamientos y épocas de muestreo. Los valores de Mn en las especies herbáceas estudiadas oscilan entre 44,59 y 230,64 mg kg<sup>-1</sup>, en términos medios, para las cuatro cosechas (Tablas 86 y 87).

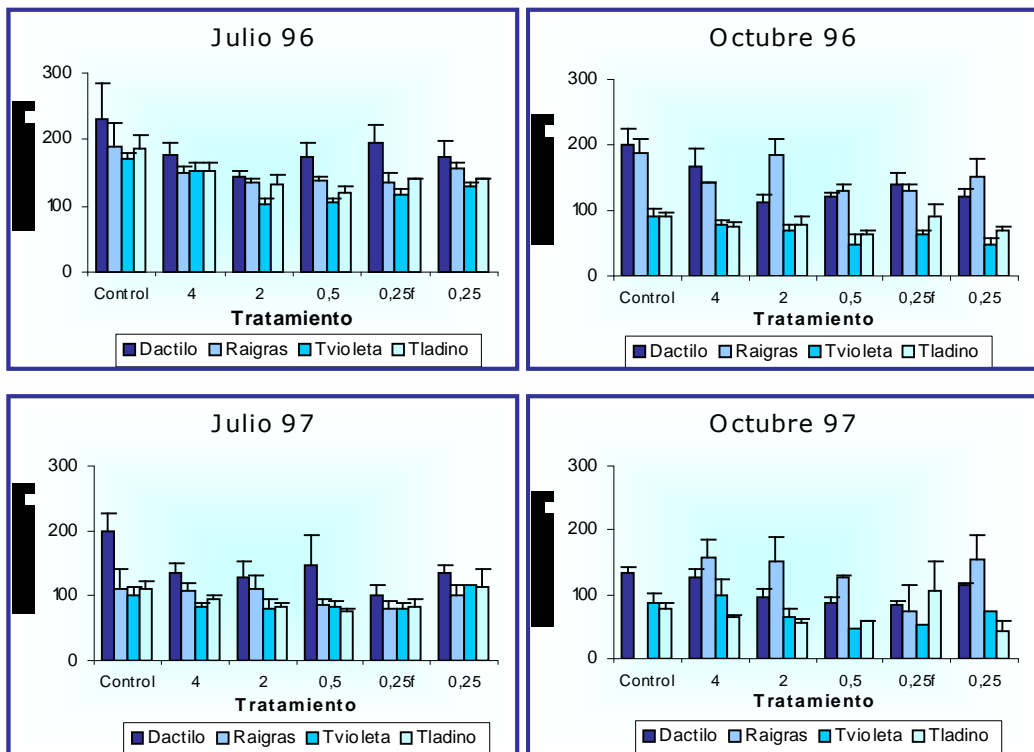


Figura 91. Concentración de Mn (mg kg<sup>-1</sup>) en planta para cada especie vegetal, en los distintos tratamientos y épocas de muestreo. (Control: sin caliza; 4: caliza entre 2 y 4 mm de diámetro; 2: caliza entre 0,5 y 2 mm de diámetro; 0,5: caliza entre 0,25 y 0,5 mm de diámetro; 0,25: caliza menor de 0,25 mm de diámetro; 0,25f: caliza menor de 0,25 mm de diámetro añadida de forma fraccionada)

Jones et al (1991) señalan como concentraciones suficientes de Mn en planta, valores entre 10 y 50 mg kg<sup>-1</sup>, si bien las hojas pueden tener niveles de Mn mayores de 600 mg kg<sup>-1</sup> e incluso alcanzar los 1.380 mg kg<sup>-1</sup>. Algunos autores consideran como deficientes valores inferiores a 20 mg kg<sup>-1</sup> (Loué, 1988; Whitehead, 1995; Mosquera y González, 2004), valores que se superan siempre en este estudio. Kabata-Pendias y Pendias (2001) señalan para gramíneas un rango total de 18-1.510 mg kg<sup>-1</sup> y un rango de medias entre 55-376 mg kg<sup>-1</sup> y para tréboles un rango total de 75-1.700 mg kg<sup>-1</sup>, siendo el de medias de 117-400 mg kg<sup>-1</sup>; los valores de Mn tanto en gramíneas como en leguminosas del presente estudio se encuentran dentro del rango de medias correspondiente.

Las gramíneas presentan en todas las cosechas realizadas una concentración de Mn superior a las leguminosas (Figura 91), lo que coincide con lo señalado por Whitehead (1972), si bien las diferencias entre ambas son significativas solamente en los muestreos de otoño.

En cuanto a la influencia del tratamiento con caliza en la concentración de Mn, se observa que, en general, las parcelas que recibieron caliza presentan una menor concentración de Mn en la planta, siendo el efecto más notable en las dos cosechas del primer año. La disminución del Mn en planta de las parcelas encaladas se puede relacionar con la disminución de la asimilabilidad del Mn al aumentar el pH, hecho ampliamente conocido (Kabata-Pendias et al., 2001). Este mismo fue observado por López-Díaz (2004).

La principal interacción nutritiva para la absorción de Mn por la planta es con el Fe (Cinelli et al., 2004). En el presente estudio no se observan correlaciones significativas del Fe asimilable ni del Fe en planta con la concentración de Mn en los tejidos vegetales. También se han citado efectos antagónicos entre el Mn y algunos macronutrientes (Ca, Mg y P), aunque dependiendo de la especie, los efectos pueden ser sinérgicos (Maschner, 1995; Cenni et al., 1998; De Varennes et al., 2001; Quartin et al., 2001; Kabata-Pendias y Pendias, 2001). En este estudio se obtiene una correlación negativa y significativa ( $r=-0,36$ ,  $p<0,01$ ) entre el P y el Mn determinados ambos en los tejidos vegetales del trébol violeta, por lo que en esta especie puede haber una interferencia entre dichos elementos. Se obtiene también una correlación negativa significativa ( $p<0,01$ ) entre el contenido de Mn en planta y el Mg existente en posiciones de cambio en todas las especies estudiadas ( $r=-0,31$  para raigrás,  $r=-0,42$  para dactilo,  $r=-0,37$  para trébol violeta y  $r=-0,35$  para trébol ladino); por tanto, el Mg cambiante podría interferir en la toma de Mn por las plantas. Si se realizan correlaciones entre Mn y Mg en planta se corrobora esa

interferencia, con la excepción del raigrás ( $r=-0,33$ ,  $p<0,01$  en dactilo;  $r=-0,21$ ,  $p<0,05$  para trébol violeta;  $r=-0,25$ ,  $p<0,01$  para trébol ladino). Por el contrario, el Ca podría tener un efecto sinérgico en la absorción de Mn ya que se obtienen correlaciones positivas y significativas entre ambos elementos en los tejidos vegetales de las distintas especies, a excepción del dactilo ( $r=0,43$ ,  $p<0,01$  para raigrás;  $r=0,56$ ,  $p<0,01$  para trébol violeta;  $r=0,25$ ,  $p<0,05$  para trébol ladino).

Aunque el requisito mínimo de Mn en la dieta del ganado no se conoce con precisión, Underwood (1981 a,b,c), indica que  $20 \text{ mg kg}^{-1}$  son suficientes para cubrir la demanda del ganado. Estos pastos cumplirían ese requisito.

**3.3.2.3. Cobre:** La concentración de cobre en planta, para las distintas especies, tratamientos y épocas de muestreo se puede ver en las tablas 86 y 87. Los valores de Cu, en términos medios, oscilan entre 6,4 y  $35,0 \text{ mg kg}^{-1}$ , considerando las cuatro cosechas. En la bibliografía se encuentran diferentes rangos de concentración de Cu en planta, entre  $10-80 \text{ mg kg}^{-1}$  (Davies, 1980; Loué, 1988), entre  $6-60 \text{ mg kg}^{-1}$  (Kabata-Pendias y Pendias, 2001), entre  $3-100 \text{ mg kg}^{-1}$  (Domínguez Vivancos, 1997) y entre  $6-12 \text{ mg kg}^{-1}$  (Mosquera y González, 2004; Mosquera et al., 2004, en praderas de Galicia).

Se han señalado como valores de suficiencia para cobre en hoja los comprendidos  $5-30 \text{ mg kg}^{-1}$  (Kabata-Pendias y Pendias, 2001). En el presente trabajo la concentración de Cu en hoja está, en general, dentro de ese rango de suficiencia (Figura 92). Bajas concentraciones de Cu en planta se han relacionado con la existencia de abundante materia orgánica en el suelo, que podría complejar el Cu y hacerlo indisponible para la planta (Quinteiro et al., 1998). Algunos autores también han señalado que la fertilización con N podría inducir deficiencia en Cu (Jones et al., 1991), especialmente cuando el contenido de Cu en el suelo es bajo. En el presente estudio se obtienen concentraciones normales de Cu en los tejidos vegetales por lo que ni la materia orgánica, que es elevada, ni la fertilización nitrogenada inducen una deficiencia en este elemento.

No existen diferencias significativas en la concentración ni en el contenido de Cu entre especies, tratamientos o diferentes muestreos (Figura 92). García et al. (1986) y Stevens y Laughlin (1996) tampoco encuentran efecto del encalado en el contenido de Cu en praderas.

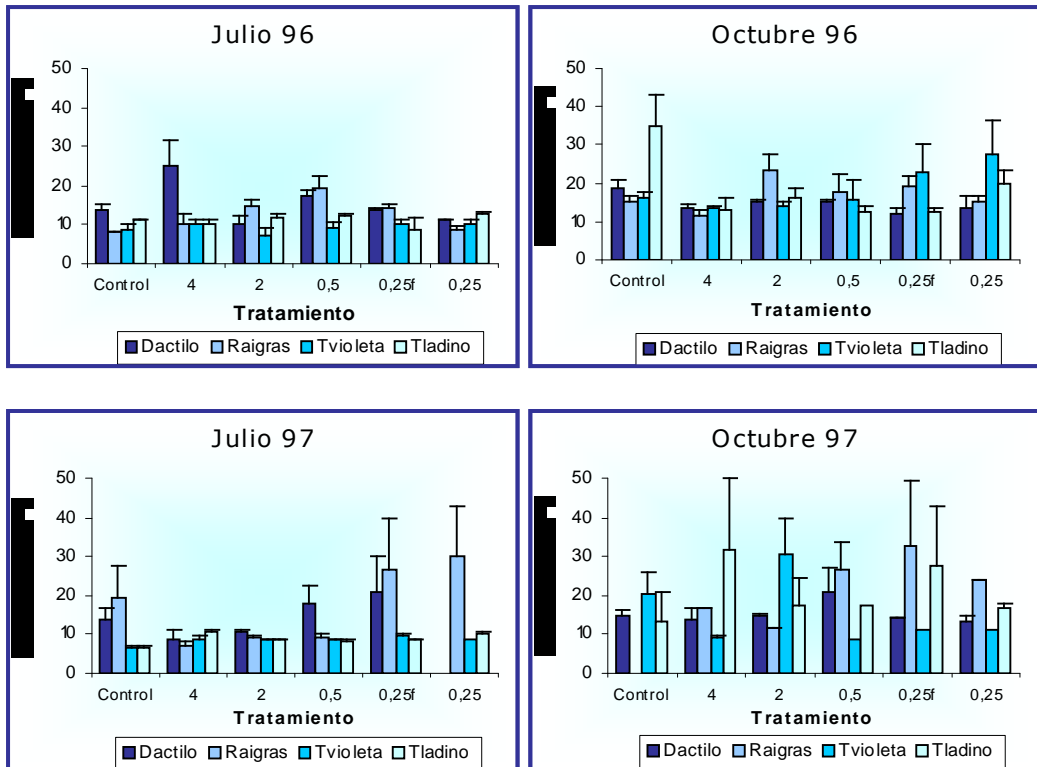


Figura 92. Concentración de Cu ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en planta para cada especie vegetal, en los distintos tratamientos y épocas de muestreo. (Control: sin caliza; 4: caliza entre 2 y 4 mm de diámetro; 2: caliza entre 0,5 y 2 mm de diámetro; 0,5: caliza entre 0,25 y 0,5 mm de diámetro; 0,25: caliza menor de 0,25 mm de diámetro; 0,25f: caliza menor de 0,25 mm de diámetro añadida de forma fraccionada).

De las interacciones nutritivas en la absorción de Cu, la del Zn es una de las más citadas, ya que parece que ambos son absorbidos por mecanismos similares y pueden interaccionar (Luo et al., 2001). En el presente estudio esa interacción no parece probable, ya que se obtienen correlaciones significativas ( $p < 0,01$ ) de la concentración de ambos en las distintas especies ( $r = 0,40$  en raigrás,  $r = 0,33$  en trébol violeta y  $r = 0,34$  en trébol ladino). También se citan en la bibliografía efectos antagónicos entre Cu y Mn (Luo et al., 2001); en este estudio se observa una correlación negativa significativa ( $p < 0,05$ ) entre la concentración de ambos elementos en el trébol violeta ( $r = -0,26$ ). Otro de los elementos antagónicos con el Cu es el P (Kaoud et al., 1993); el antagonismo parece ocurrir en la rizosfera por la fuerte tendencia que presentan los fosfatos a adsorber Cu y además, altas concentraciones de P en el suelo pueden reducir la absorción micorrícica de Cu. En este estudio la concentración de Cu en planta está dentro del rango normal, pese a

que los contenidos de P en el suelo son elevados, como se ha señalado; además no se obtiene una correlación negativa entre el Cu en planta con el Cu en el suelo o en planta, por lo que no parece que exista una interferencia del P en la absorción de Cu.

En cuanto a los requisitos nutricionales del ganado, todas las parcelas los cumplirían ya que los valores de Cu superan los  $4 \text{ mg kg}^{-1}$ , nivel mínimo necesario para el engorde de terneros (NRC, 1980); el límite crítico de deficiencia para ovejas es de  $5 \text{ mg kg}^{-1}$  (McNaught et al., 1973).

**3.3.2.4. Zinc:** En las tablas 86 y 87 se puede observar la concentración de Zn en planta en las diferentes especies vegetales, tratamientos y épocas de muestreo. La concentración de Zn en planta oscila, en términos medios, entre 59,56 y 173,13  $\text{mg kg}^{-1}$  para las distintas especies, tratamientos y fechas de muestreo. En términos medios Jones et al. (1991) citan como rango de suficiencia para el Zn en hoja, entre 15 y  $50 \text{ mg kg}^{-1}$ , si bien para algunas especies la deficiencia en Zn se presentará por debajo de  $12 \text{ mg kg}^{-1}$ . Por su parte Kabata-Pendias y Pendias (2001) señala como rango suficiente o normal para Zn en tejidos vegetales el comprendido entre 27-150  $\text{mg kg}^{-1}$ . En este estudio se superan ampliamente los rangos de suficiencia señalados por Jones et al. (1991), estando, en general, dentro de los señalados por Kabata-Pendias y Pendias (2001), que señalan para gramíneas una variación entre 6-80  $\text{mg kg}^{-1}$ , con un rango de medias entre 25-47 y para tréboles, entre 20-126  $\text{mg kg}^{-1}$ , con un rango de medias de 27-62 (Figura 93). En este estudio, tanto las gramíneas como los tréboles se sitúan en ese rango pero están, en general, por encima del rango de medias.

No se observan diferencias significativas de la concentración de Zn en planta entre especies, tratamientos ni épocas de muestreo (Tablas 86 y 87, Figura 93), si bien en el verano de 1997 las gramíneas de las parcelas encaladas presentan menor concentración de Zn que las control, lo que puede relacionarse con una disminución de su disponibilidad al encalar (Kabata y Pendias, 2001; Simard et al., 1994; Justé y Soldá, 1998; Krebs et al., 1998). Una reducción del Zn en planta tras el encalado la ha detectado López-Díaz (2004) en especies pratenses.

No se observa un efecto antagónico del P en la absorción de Zn, una de las interacciones nutritivas más citadas en la bibliografía (Moragan y Mascagni, 1991), pues pese a los elevados valores de P encontrados en el suelo, la concentración de Zn en planta fue normal; además, se observan correlaciones significativas entre la concentración de Zn y P ambos determinados en planta ( $r=0,36$ ,  $p<0,01$  para

raigrás;  $r=0,34$ ,  $p<0,01$  para dactilo;  $r=0,26$ ,  $p<0,05$  para trébol violeta;  $r=0,57$ ,  $p<0,01$  para trébol ladino).

Según los requisitos de Zn en la dieta del ganado,  $28-50 \text{ mg kg}^{-1}$ , las parcelas de este estudio cumplen ampliamente con las exigencias de este elemento, al igual que ocurre, como se ha señalado, con el resto de los micronutrientes estudiados.

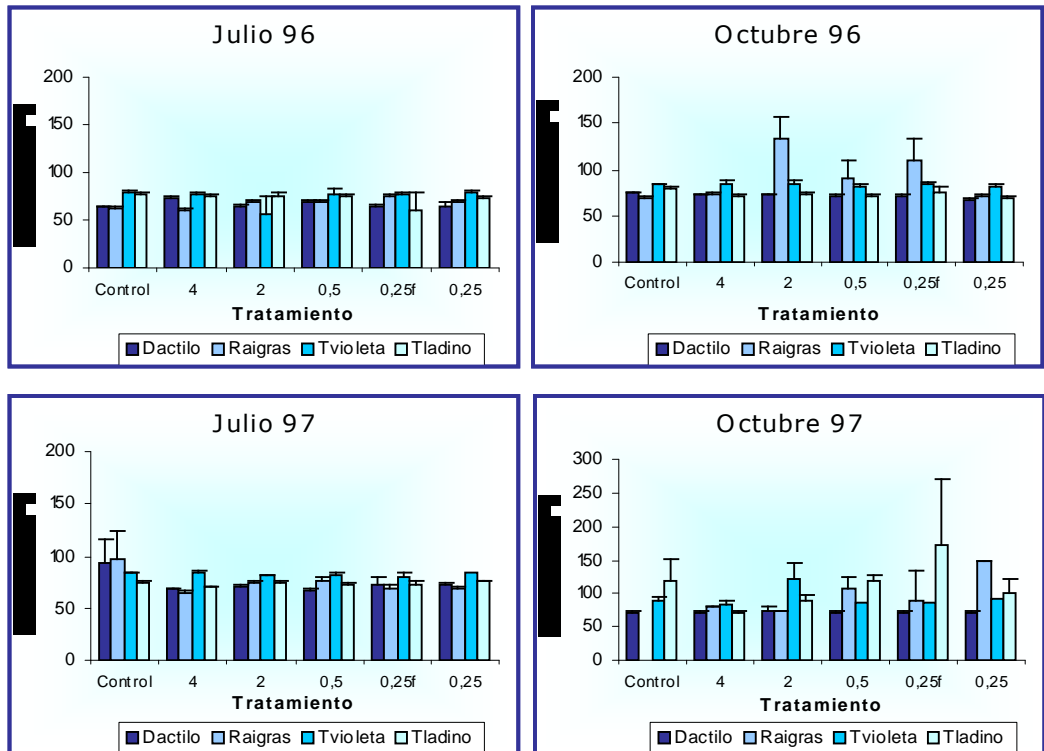


Figura 93. Concentración de Zn ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en planta para cada especie vegetal, en los distintos tratamientos y épocas de muestreo. (Control: sin caliza; 4: caliza entre 2 y 4 mm de diámetro; 2: caliza entre 0,5 y 2 mm de diámetro; 0,5: caliza entre 0,25 y 0,5 mm de diámetro; 0,25: caliza menor de 0,25 mm de diámetro; 0,25f: caliza menor de 0,25 mm de diámetro añadida de forma fraccionada).

## 4. EFECTO SOBRE EL MAÍZ

### 4.1 Peso fresco

La producción de peso fresco y seco se ha determinado por separado para paja y mazorca para los distintos tratamientos (Tabla 92).

El rendimiento en paja (peso fresco) varía, en términos medios, entre 15,15 y 22,40 t ha<sup>-1</sup>, considerando todas las parcelas. Se puede observar que todos los tratamientos con caliza presentan valores más elevados que las parcelas control (Tabla 92, Figura 94), si bien las diferencias no fueron significativas. Dentro de los tratamientos encalantes los menos eficaces, en relación a este parámetro, resultan ser los tratamientos con caliza entre 0,25 y 0,5 mm y el realizado con caliza de tamaño menor de 0,25 mm añadida de forma fraccionada. El peso fresco de la paja se correlaciona positivamente con la concentración de N ( $r=0,43$ ,  $p<0,05$ ) y negativamente con la de Mn ( $r=-0,46$ ,  $p<0,05$ ), ambos elementos determinados también en paja.

El peso fresco de las mazorcas recogidas varía, en términos medios, entre 15,8 y 20,2 t ha<sup>-1</sup>, considerando todos los tratamientos. También se puede ver que las mazorcas de maíz de las parcelas de los tratamientos encalantes, con la excepción de las que recibieron la caliza entre 0,25 y 0,5 mm, presentan valores más altos de peso fresco que las de la parcela control, aunque las diferencias no fueron significativas (Figura 94).

Tabla 92. Rendimiento en peso fresco (t ha<sup>-1</sup>) de paja y mazorca para los diferentes tratamientos. (Control: sin caliza; 4: tamaño de la caliza de 2 a 4 mm; 2: tamaño de la caliza de 0,5 a 2 mm; 0,5: tamaño de la caliza de 0,25 a 0,5 mm; 0,25f: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm; 0,25: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm añadida de forma fraccionada).

	Media	Desviación típica	Error típico
<b>Paja</b>			
Control	15,15	2,47	1,75
4	18,90	1,87	1,08
2	22,40	5,57	3,21
0,5	18,00	4,32	2,16
0,25f	16,90	0,62	0,36
0,25	18,95	1,10	0,55
<b>Mazorca</b>			
Control	16,33	4,57	2,63
4	20,25	1,17	0,67
2	19,96	0,92	0,53
0,5	15,80	2,56	1,28
0,25f	18,66	0,70	0,40
0,25	19,90	1,21	0,70

Si se comparan los datos obtenidos en este trabajo del peso fresco de la planta entera (paja más mazorca) con la media obtenida en Galicia para el maíz forrajero (42,12 t ha<sup>-1</sup>; Consellería de Agricultura, Ganadería y Política Agroalimentaria, 2000), se puede observar que, en todos los casos, los valores están próximos a esa media.

#### 4.2. Peso seco

La tabla 93 y la figura 94 recogen el peso seco de la paja de maíz, que oscila en términos medios, entre 4,18 y 5,4 t ha<sup>-1</sup>, para todos los tratamientos.

Como se puede observar, la paja de maíz de los tratamientos con caliza entre 0,25 y 0,5 mm e inferior a 0,25 mm añadida de forma fraccionada, presenta un peso seco inferior al obtenido en las parcelas restantes, incluidas las control. Sin embargo, el peso seco de la mazorca es más elevado en todas las parcelas que recibieron los tratamientos de encalado que en las control (Tabla 93, Figura 94). Estos resultados indican el efecto positivo del encalado en cuanto al aumento del peso seco de la mazorca. Cabe señalar que los tratamientos con la caliza más gruesa, que en la producción de herbáceas tuvieron un efecto poco importante (particularmente el tratamiento con

Tabla 93. Rendimiento en peso seco (t ha<sup>-1</sup>) de paja y mazorca para los diferentes tratamientos. (Control: sin caliza; 4: tamaño de la caliza de 2 a 4 mm; 2: tamaño de la caliza de 0,5 a 2 mm; 0,5: tamaño de la caliza de 0,25 a 0,5 mm; 0,25: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm; 0,25f: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm añadida de forma fraccionada).

	Media	Desviación típica	Error típico
<b>Paja</b>			
Control	5,40	1,69	1,19
4	4,87	0,38	0,22
2	5,35	1,10	0,64
0,5	4,18	0,13	0,08
0,25f	4,21	0,30	0,17
0,25	5,13	0,67	0,47
<b>Mazorca</b>			
Control	6,56	2,30	1,32
4	8,66	0,89	0,51
2	8,28	1,14	0,66
0,5	6,86	0,71	0,41
0,25f	7,50	0,83	0,48
0,25	8,27	0,51	0,29

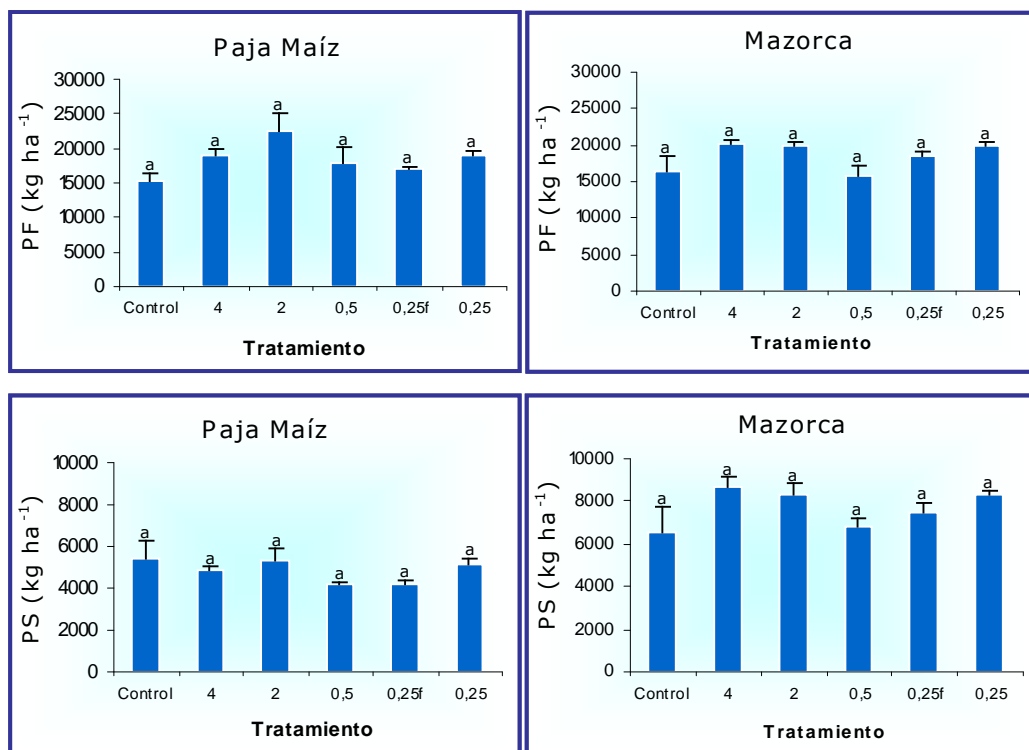


Figura 94. Rendimiento en peso fresco y seco, en paja y mazorca, en los distintos tratamientos. (Control: sin caliza; 4: tamaño de la caliza de 2 a 4 mm; 2: tamaño de la caliza de 0,5 a 2 mm; 0,5: tamaño de la caliza de 0,25 a 0,5 mm; 0,25: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm; 0,25f: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm añadida de forma fraccionada).

caliza de 2 a 4 mm), en el caso del maíz arrojaron una producción, tanto en peso fresco como en seco, tanto de paja como de mazorca, muy similares a la obtenida en las parcelas que recibieron la caliza más fina (<0,25 mm). Parece, pues, que tres años después de la adición de estos tratamientos, se empezaron a observar los efectos de los mismos en la producción.

Los datos de producción de forraje (paja más mazorca) están dentro del rango obtenido por Suárez et al. (2001) y Bande (2003) en distintos híbridos de maíz de varias localidades de Galicia.

#### 4.3. Índice de cosecha de mazorca y grano

El porcentaje de peso de mazorca en relación al peso total de la planta (índice de cosecha de mazorca) oscila entre el 60 y el 64%, considerando todos los tratamientos (Figura 95a). Este valor es más elevado que el recogido en los datos de

Tabla 94. Índice de cosecha (mazorca y grano) para los diferentes tratamientos. (Control: sin caliza; 4: tamaño de la caliza de 2 a 4 mm; 2: tamaño de la caliza de 0,5 a 2 mm; 0,5: tamaño de la caliza de 0,25 a 0,5 mm; 0,25: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm; 0,25f: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm añadida de forma fraccionada).

	Media	Desviación típica	Error típico
<b>Mazorca</b>			
Control	59	4,3	3,1
4	64	1,2	0,7
2	61	2,0	1,1
0,5	62	1,7	1,0
0,25f	64	1,0	0,6
0,25	63	3,1	2,2
<b>Grano</b>			
Control	61	2,4	1,7
4	66	2,2	1,2
2	61	2,0	1,1
0,5	62	1,8	1,0
0,25f	64	0,8	0,4
0,25	63	3,1	2,2

la Xunta de Galicia (2003) (48-58%) y es del orden del señalado por Bande (2003) en parcelas con distintos tratamientos fertilizantes (60-65%).

El valor más bajo se obtiene en las parcelas control y el más elevado en las que recibieron la caliza más gruesa (2 a 4 mm) y la más fina (0,25 mm) en ambas formas de aplicación (Tabla 94). Según Nuñez et al. (2003) el porcentaje de mazorca es una de las características más importantes que determina el valor energético del ensilado de maíz.

El índice de cosecha de grano (relación entre los kg de grano seco y los kg de planta entera seca) oscila entre 61 y 66%, para todos los tratamientos (Figura 95b), siendo superior al obtenido por Cox y Gherney (2001; 30-56%) y por Bande (2003), en este caso 44 y 50%. La tendencia en cuanto a los efectos del encalado sobre este índice, es similar a la comentada para el índice de cosecha de mazorca, es decir los índices más bajos corresponden a las parcelas control y encaladas con caliza de 2 a 0,5 mm y de 0,5 a 0,25 mm de diámetro y los más altos se obtienen en las parcelas que recibieron la caliza más gruesa (2 a 4 mm) y en las que se les aplicó la más fina

(inferior a 0,25 mm en ambas formas de adición). Obtener un alto contenido en grano es de gran importancia ya que aumenta la palatabilidad, el nivel energético y la digestibilidad del forraje de maíz (Woody et al., 1983).

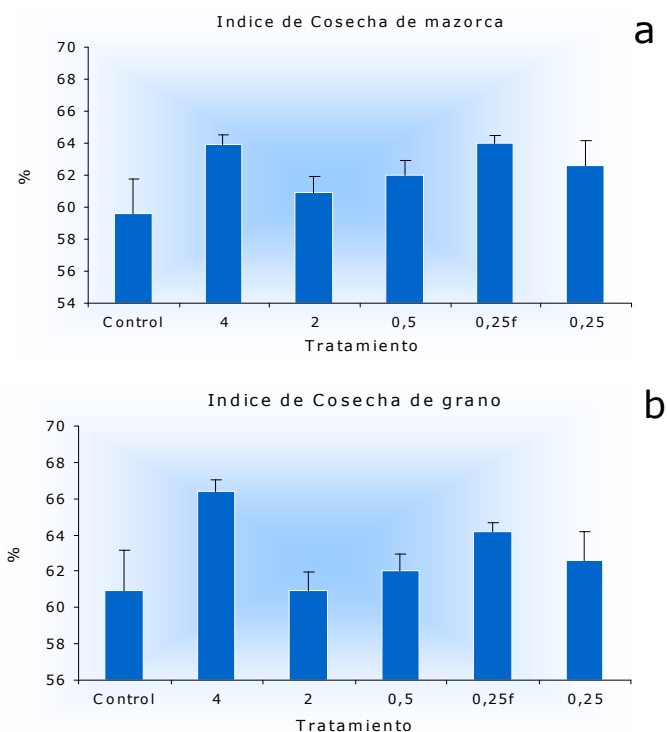


Figura 95. Índice de cosecha de mazorca y grano para cada tratamiento. (Control: sin caliza; 4: tamaño de la caliza de 2 a 4 mm; 2: tamaño de la caliza de 0,5 a 2 mm; 0,5: tamaño de la caliza de 0,25 a 0,5 mm; 0,25: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm; 0,25f: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm añadida de forma fraccionada).

#### 4.4. Contenido mineral en paja y mazorca

##### 4.4.1. Macronutrientes

Se determinaron, tanto en paja como en las mazorcas del maíz sembrado en las parcelas del ensayo, los macronutrientes nitrógeno, fósforo, potasio, calcio y magnesio.

**4.4.1.1. Nitrógeno:** En la tabla 95, se puede ver la concentración de N en paja y en mazorca para los diferentes tratamientos. La concentración de N en paja oscila, en

valores medios, entre 1,8 y 2,1%, considerando todas las parcelas (Tabla 95, Figura 96).

Estos valores están dentro del rango considerado como adecuado por Jones et al. (1991) para la mayor parte de los cultivo (1,5-6%) y son más elevados que los

Tabla 95. Nitrógeno en paja y mazorca (%) para los diferentes tratamientos. (Control: sin caliza; 4: tamaño de la caliza de 2 a 4 mm; 2: tamaño de la caliza de 0,5 a 2 mm; 0,5: tamaño de la caliza de 0,25 a 0,5 mm; 0,25: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm; 0,25f: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm añadida de forma fraccionada)

	Media	Desviación típica	Error típico
<b>paja</b>			
control	1,79	0,14	0,08
4	2,12	0,25	0,12
2	1,98	0,29	0,14
0,5	2,08	0,20	0,10
0,25f	1,99	0,30	0,15
0,25	1,98	0,09	0,04
<b>mazorca</b>			
control	1,47	0,06	0,03
4	1,47	0,07	0,03
2	1,54	0,18	0,09
0,5	1,49	0,08	0,04
0,25f	1,42	0,03	0,01
0,25	1,54	0,20	0,10

obtenidos por Bande (2003) en paja de maíz híbrido en Galicia (0,8-1,2%). Se observa que la paja de maíz de las parcelas control presenta un menor porcentaje de N que el obtenido en las parcelas encaladas. En este sentido, se obtiene una correlación positiva entre la concentración de N en paja y el Mg en el complejo de cambio del suelo ( $r=0,51$ ,  $p<0,05$ ).

En las mazorcas, el contenido de N oscila en un rango muy estrecho (1,47-1,54). En este caso, los valores están dentro del rango encontrado por Bande (2003). Se observaron concentraciones más elevadas de N en las parcelas encaladas con caliza de tamaño inferior a 0,25 mm y entre 0,5 y 2 mm de diámetro. Se observa una correlación significativa entre N y Mg en la mazorca ( $r=0,58$ ,  $p<0,01$ ).

Parece que el encalado favorece la absorción de N, traduciéndose en un mayor porcentaje del mismo tanto en paja como en mazorca de las parcelas que recibieron la caliza. Esto puede ser consecuencia de que con el encalado incrementa la actividad microbiana, la mineralización del N y los procesos de nitrificación (Curtin y Smille, 1986; Haynes y Swift, 1988), dando como resultado un incremento de N disponible para ser absorbido por la planta.

**4.4.1.2. Fósforo:** La concentración de P en paja y mazorca para los diferentes tratamientos se presenta en la tabla 96 La concentración de fósforo en la paja de maíz oscila, en valores medios, entre 0,30 y 0,37%, considerando todas las parcelas.

Tabla 96. Fósforo en paja y mazorca (%) para los diferentes tratamientos. (Control: sin caliza; 4: tamaño de la caliza de 2 a 4 mm; 2: tamaño de la caliza de 0,5 a 2 mm; 0,5: tamaño de la caliza de 0,25 a 0,5 mm; 0,25: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm; 0,25f: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm añadida de forma fraccionada).

	Media	Desviación típica	Error típico
<b>paja</b>			
control	0,30	0,02	0,01
4	0,35	0,03	0,01
2	0,34	0,04	0,02
0,5	0,32	0,03	0,01
0,25f	0,34	0,07	0,03
0,25	0,37	0,01	0,01
<b>mazorca</b>			
control	0,41	0,01	0,01
4	0,41	0,02	0,01
2	0,40	0,03	0,02
0,5	0,39	0,01	0,01
0,25f	0,42	0,03	0,02
0,25	0,37	0,08	0,04

Estos valores están dentro del rango señalado por Jones et al. (1991) para la mayoría de las cosechas (0,15-1%, con un rango de suficiencia entre 0,2-0,4%) y son algo superiores a los publicados por Thomas et al. en 1999 (0,15-0,22%) y por Bande en 2003 (0,13-0,23%). La paja de las parcelas encaladas presenta concentraciones de P ligeramente superiores a la de las parcelas control (Figura 96). El aumento de la absorción de P tras el encalado coincide con lo señalado por varios autores (Bell, 1996; Paula et al., 1997; Aitken et al., 1998b) que lo relacionan con la mejora del sistema radicular y/o la disminución del Al y por tanto de la reducción de la fijación de P.

En mazorca la concentración de P se sitúa alrededor de 0,4% en todos los tratamientos, por lo que el encalado no parece influir en la misma (Tabla 96, Figura 96). Los valores obtenidos son similares a los señalados para mazorca de distintas variedades de maíz híbrido por Bande (2003).

**4.4.1.3. Potasio:** La concentración de K en la paja de maíz oscila, en términos medios, entre 1,5-1,7%, observándose concentraciones ligeramente más bajas en las parcelas encaladas (Tabla 97, Figura 96). Estos valores son del orden de los citados por Llanos (1984; valores medios de 1,7%) y son ligeramente más elevados

Tabla 97. Potasio en paja y mazorca (%) para los diferentes tratamientos. (Control: sin caliza; 4: tamaño de la caliza de 2 a 4 mm; 2: tamaño de la caliza de 0,5 a 2 mm; 0,5: tamaño de la caliza de 0,25 a 0,5 mm; 0,25: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm; 0,25f: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm añadida de forma fraccionada).

	Media	Desviación típica	Error típico
<b>paja</b>			
control	1,71	0,29	0,14
4	1,66	0,33	0,16
2	1,52	0,06	0,03
0,5	1,52	0,16	0,08
0,25f	1,73	0,48	0,24
0,25	1,47	0,39	0,19
<b>mazorca</b>			
control	0,55	0,02	0,01
4	0,52	0,04	0,02
2	0,52	0,05	0,02
0,5	0,53	0,03	0,02
0,25f	0,54	0,07	0,04
0,25	0,55	0,06	0,03

que los obtenidos por Thomas et al. (1999; 1,1-1,3%) y por Bande (2003; 0,9-1,5%).

En la mazorca la concentración de K oscila entre 0,52 y 0,55%, considerando todas las parcelas (Figura 96), valores algo superiores a los obtenidos por Bande (2003) en mazorcas de maíz en suelos de Galicia sometidos a distintos tratamientos de fertilización.

Las concentraciones ligeramente inferiores de K en el maíz de las parcelas encaladas coincide con lo ya comentado, es decir, que a lo largo del ensayo las parcelas encaladas tienden a presentar un menor contenido de K en disolución del suelo que las parcelas control, siendo más evidente al final del ensayo, momento que coincide con la recogida de maíz. Por tanto, el encalado podría inducir menores contenidos de K en paja y mazorca de maíz. Por otra parte, algunos autores señalan que la nutrición potásica está controlada directamente por la nitrogenada y la fosfórica; en el presente estudio, se obtiene una correlación negativa entre K y P en la paja de maíz ( $r=-0,58$ ,  $p<0,01$ ) mientras que en la mazorca se obtiene una correlación positiva entre K y N ( $r=0,49$ ,  $p < 0,05$ ).

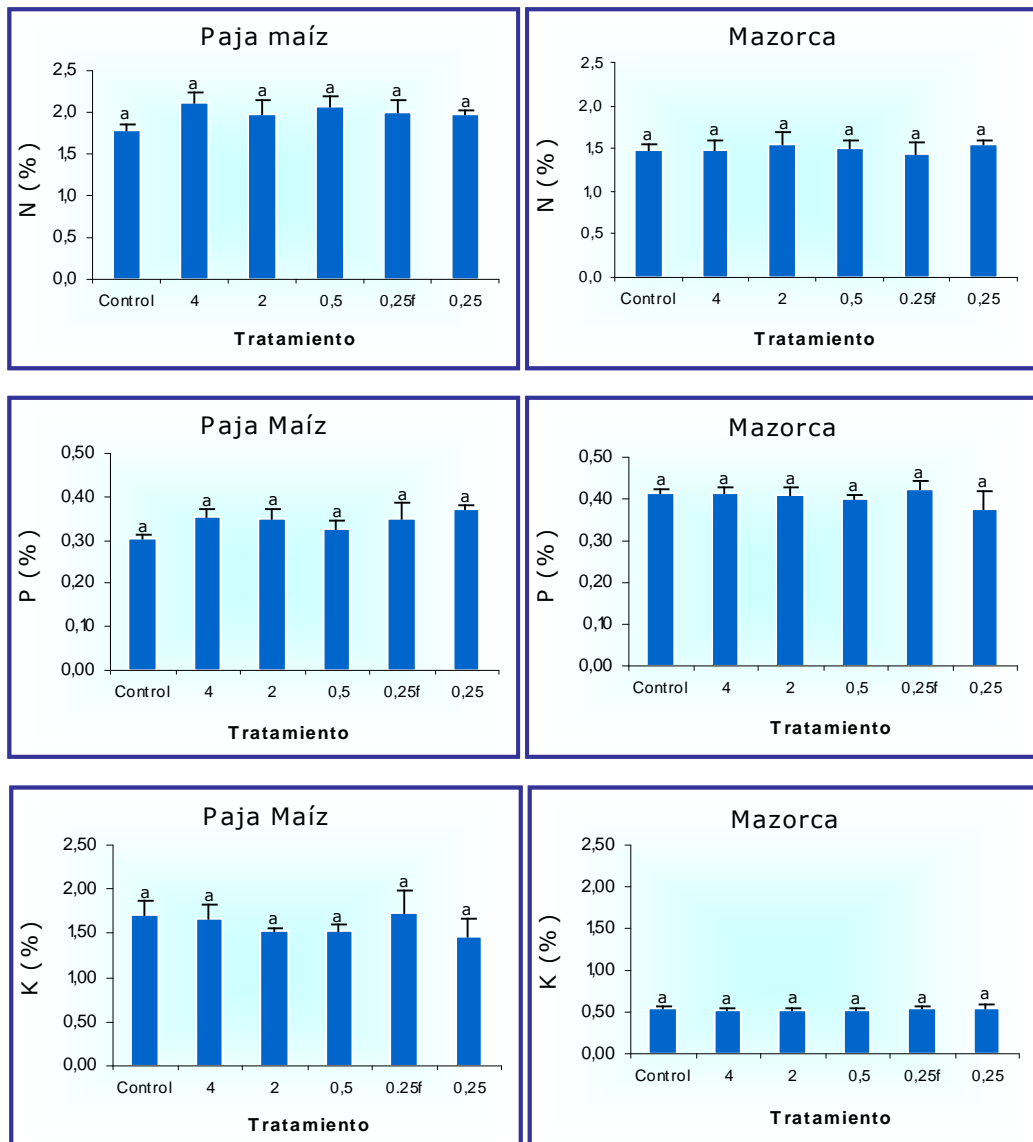


Figura 96. Concentraciones de N, P y K (en %) en paja y mazorca de maíz, para cada tratamiento. (Control: sin caliza; 4: tamaño de la caliza de 2 a 4 mm; 2: tamaño de la caliza de 0,5 a 2 mm; 0,5: tamaño de la caliza de 0,25 a 0,5 mm; 0,25: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm; 0,25f: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm añadida de forma fraccionada).

**4.4.1.4. Calcio:** En la tabla 98 se puede ver la concentración de Ca en paja y mazorca de maíz en los distintos tratamientos. La concentración de Ca en la paja de maíz oscila en un rango muy estrecho (0,67-0,82%, en valores medios), y no se observan diferencias significativas entre tratamientos. Estos valores están dentro del rango de suficiencia señalado por Jones et al. (1991) para la mayor parte de los

cultivos (0,3-1%) y son muy superiores a los obtenidos por Thomas et al. (1999) y Bande (2003) para paja de maíz.

La concentración de Ca en las mazorcas varía entre 0,016 y 0,040%, encontrándose dentro del rango obtenido por Bande (2003). Los valores más bajos corresponden a las parcelas control y encaladas con caliza entre 0,25 y 0,5 mm de diámetro, y los más elevados, corresponden a las parcelas que recibieron caliza inferior a 0,25 mm de diámetro en una única aplicación (Tabla 98, Figura 97). Por tanto, tres años después de aplicar los tratamientos de encalado (en el tratamiento 0,25f, la caliza se añade a razón de 1 t al año), las parcelas a las que se les añadió la caliza más fina (<0,25 mm) son las que presentan una mayor concentración de Ca en la mazorca del maíz, lo que coincide con el mayor contenido de Ca cambiante y en disolución que tienen estas parcelas durante todo el ensayo. De hecho, se obtiene una correlación significativa entre la concentración de Ca en mazorca y en el complejo de cambio y en disolución ( $r=0,31$  y  $0,42$ , respectivamente;  $p<0,05$  en ambos casos).

Cabe destacar que la concentración de Ca en la paja es muy superior a la que se obtiene en la mazorca. En este sentido se ha señalado que el Ca se acumula fundamentalmente en las hojas, mientras que los granos presentan cantidades muy bajas (Gorostiza et al., 1990).

Tabla 98. Ca en paja y mazorca (%) para los diferentes tratamientos. (Control: sin caliza; 4: tamaño de la caliza de 2 a 4 mm; 2: tamaño de la caliza de 0,5 a 2 mm; 0,5: tamaño de la caliza de 0,25 a 0,5 mm; 0,25: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm; 0,25f: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm añadida de forma fraccionada).

	Media	Desviación típica	Error típico
<b>paja</b>			
control	0,82	0,09	0,05
4	0,75	0,06	0,03
2	0,67	0,11	0,05
0,5	0,80	0,08	0,04
0,25f	0,78	0,07	0,03
0,25	0,77	0,05	0,02
<b>mazorca</b>			
control	0,016	0,002	0,001
4	0,022	0,006	0,003
2	0,024	0,002	0,001
0,5	0,016	0,004	0,002
0,25f	0,019	0,005	0,003
0,25	0,040	0,013	0,006

**4.4.1.5. Magnesio:** La concentración de Mg en paja y mazorca de maíz de los diferentes tratamientos se recoge en la tabla 99. La concentración de Mg en la paja del maíz oscila entre 0,15-0,23% en términos medios, considerando todas las parcelas (Tabla 99, Figura 97). Las plantas de las parcelas encaladas presentan menores valores de Mg que las plantas control, en general.

La concentración de Mg en la paja de maíz de todas las parcelas es superior a los valores (0,1-0,13%) encontrados por Thomas et al. (1999) y son del mismo orden que los señalados por Bande (2003) en paja de maíz en Galicia (0,1-0,28%). Gorostiza et al. (1990) señala que el porcentaje de Ca y Mg en las plantas de maíz es paralelo; en este caso se obtiene una correlación significativa entre ambos elementos en la paja ( $r=0,33$ ,  $p<0,05$ ).

La concentración de Mg en la mazorca oscila entre 0,08 y 0,11% en todas las parcelas y tratamientos (Figura 97); estos valores son del mismo orden que los de Bande de 2003 (0,07-0,1%). Todas las mazorcas de las parcelas encaladas presentan una mayor concentración de Mg que las control (Tabla 99), coincidiendo con el mayor contenido en Mg intercambiable en el suelo de estas parcelas durante todo el ensayo; de hecho se obtiene una correlación altamente significativa entre la concentración de Mg en la mazorca y el Mg presente en las posiciones de cambio del suelo ( $r=0,56$ ,  $p<0,01$ ). Por tanto el encalado parece inducir una mayor concentración de Mg en la mazorca si bien, en este caso, las diferencias con las parcelas control no son significativas.

Tabla 99. Magnesio en paja y mazorca (%) para los diferentes tratamientos. (Control: sin caliza; 4: tamaño de la caliza de 2 a 4 mm; 2: tamaño de la caliza de 0,5 a 2 mm; 0,5: tamaño de la caliza de 0,25 a 0,5 mm; 0,25: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm; 0,25f: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm añadida de forma fraccionada).

	Media	Desviación típica	Error típico
<b>paja</b>			
control	0,23	0,014	0,007
4	0,15	0,073	0,036
2	0,17	0,060	0,030
0,5	0,23	0,015	0,007
0,25f	0,19	0,068	0,034
0,25	0,19	0,064	0,032
<b>mazorca</b>			
control	0,08	0,003	0,001
4	0,09	0,010	0,005
2	0,11	0,017	0,008
0,5	0,10	0,010	0,005
0,25f	0,10	0,017	0,008
0,25	0,11	0,013	0,006

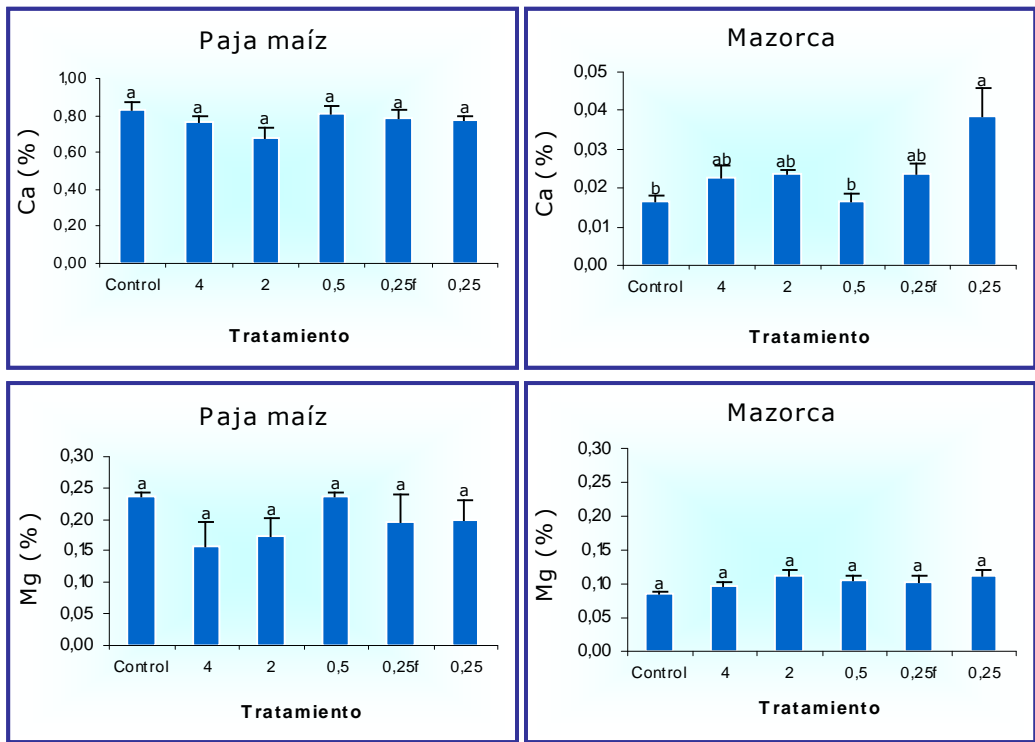


Figura 97. Concentraciones de Ca y Mg (en %) en paja y mazorca de maíz, para cada tratamiento. (Control: sin caliza; 4: tamaño de la caliza de 2 a 4 mm; 2: tamaño de la caliza de 0,5 a 2 mm; 0,5: tamaño de la caliza de 0,25 a 0,5 mm; 0,25: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm; 0,25f: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm añadida de forma fraccionada). Letras distintas indican diferencias significativas para  $p < 0,05$ .

Se puede observar, también, que los valores de Mg en paja son mucho más elevados que los obtenidos en mazorca en todas las parcelas, tal y como han señalado otros autores (Gorostiza et al., 1990).

#### 4.4.2. Micronutrientes

Se determinaron, tanto en la paja como en las mazorcas del maíz sembrado en las parcelas del ensayo, los micronutrientes hierro, manganeso, cobre y zinc.

**4.4.2.1. Hierro:** La concentración de Fe en paja y mazorca de maíz se presenta en la tabla 100. El Fe en la paja de las diferentes parcelas se sitúa entre 1.664 y 2.197 mg kg<sup>-1</sup>, observándose contenidos ligeramente más elevados en las parcelas control (Tabla 100, Figura 98). Los valores obtenidos en este estudio son muy superiores a los publicados por Martín-Prével et al. (1984; 259 mg kg<sup>-1</sup>), y por Bande (2003; entre 105 y 356 mg kg<sup>-1</sup>).

Tabla 100. Hierro en paja y mazorca ( $\text{mg Kg}^{-1}$ ) para los diferentes tratamientos. (Control: sin caliza; 4: tamaño de la caliza de 2 a 4 mm; 2: tamaño de la caliza de 0,5 a 2 mm; 0,5: tamaño de la caliza de 0,25 a 0,5 mm; 0,25: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm; 0,25f: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm añadida de forma fraccionada).

	Media	Desviación típica	Error típico
<b>paja</b>			
control	2197	1309	654
4	1910	332	166
2	1855	416	208
0,5	1664	429	214
0,25f	2147	135	67
0,25	1783	270	135
<b>mazorca</b>			
control	224	20	10
4	243	36	18
2	254	21	10
0,5	220	22	11
0,25f	265	33	19
0,25	276	27	13

La concentración de Fe en la mazorca varió entre 220 y 276  $\text{mg kg}^{-1}$  y se observa que, la de las parcelas encaladas, fue ligeramente superior a la de las control (Figura 98).

Por tanto, el maíz de las parcelas encaladas tuvo menos Fe en la paja y más en la mazorca en relación con las parcelas control. El análisis de correlaciones indica que la concentración de Fe en la mazorca lo está positivamente con la de Ca en la misma ( $r=0,41$ ,  $p<0,05$ ) y con la de Ca y Mg en disolución del suelo ( $r=0,48$  y  $r=0,49$ , respectivamente;  $p<0,05$ ).

En todas las parcelas, el Fe en paja fue del orden de 10 veces superior al que se obtiene en la mazorca. Mayores contenidos de Fe en paja los señala también Bande (2003). El Fe es un elemento muy poco móvil en la planta y tiende a acumularse en los nudos (Loué, 1988), encontrándose el mayor contenido en las raíces (Benne et al., 1964).

**4.4.2.2. Manganeso:** El Manganeso en paja y mazorca de maíz de los distintos tratamientos se recoge en la tabla 101 y en la figura 98. La concentración de Mn en la paja del maíz varió entre 187 y 311  $\text{mg kg}^{-1}$ , en términos medios, considerando todas las parcelas.

Tabla 101. Mn en paja y mazorca ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) para los diferentes tratamientos. (Control: sin caliza; 4: tamaño de la caliza de 2 a 4 mm; 2: tamaño de la caliza de 0,5 a 2 mm; 0,5: tamaño de la caliza de 0,25 a 0,5 mm; 0,25: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm; 0,25f: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm añadida de forma fraccionada).

	Media	Desviación típica	Error típico
<b>paja</b>			
control	311,21	117,66	58,83
4	229,42	46,94	23,47
2	186,86	40,70	20,35
0,5	231,40	51,51	25,75
0,25f	253,61	65,55	32,77
0,25	218,30	19,98	9,99
<b>mazorca</b>			
control	40,30	1,68	0,84
4	35,65	4,13	2,06
2	41,42	2,95	1,47
0,5	36,31	1,45	0,72
0,25f	39,74	2,17	1,25
0,25	42,28	1,71	0,85

Estos contenidos están dentro del rango 20-300  $\text{mg kg}^{-1}$  señalado como normal o de suficiencia por Kabata-Pendias y Pendias (2001) y son muy superiores a los encontrados en maíz por Martín-Prével et al. (1984; valores medios de 66  $\text{mg kg}^{-1}$ ), Thomas et al. (1999; 13-19  $\text{mg kg}^{-1}$ ) y Bande (2003; 61-97  $\text{mg kg}^{-1}$ ). Jones et al (1991) señalan como normales en hoja de diferentes cultivos valores de 600 e incluso de 1.380  $\text{mg kg}^{-1}$ .

Se puede observar que la paja del maíz de las parcelas encaladas presenta una menor concentración de Mn que la de las parcelas control, lo que puede relacionarse con una disminución de la asimilabilidad del Mn con el encalado, o con una interferencia en su absorción por parte de Ca y Mg (Kabata-Pendias y Pendias, 2001), más abundantes en estas parcelas. En este sentido, se obtiene una correlación negativa de la concentración de Mn en planta con el Mg presente en el complejo de cambio ( $r=-0,48$ ,  $p<0,05$ ) y con el valor de pH en agua del suelo ( $r = -0,49$ ,  $p<0,05$ ).

El Mn en la mazorca se situó entre 35 y 42  $\text{mg kg}^{-1}$  y en este caso no se observa un efecto claro del encalado. Las concentraciones de Mn en la mazorca son del mismo orden que los señalados por Bande (2003). Los valores obtenidos en mazorca son, en todas las parcelas, inferiores a los encontrados en la paja, ya que según Loué (1988) en la fase de maduración el Mn es más abundante en los órganos vegetativos que en el grano. El Mn en la mazorca presenta correlaciones

significativas ( $p < 0,05$ ) con Fe ( $r = 0,41$ ), Zn ( $r = 0,41$ ) y Cu ( $r = 0,38$ ), todos ellos determinados en mazorca por lo que, en este caso, no parece haber interferencias con otros micronutrientes en la absorción de Mn, que ha sido señalada en algunas ocasiones (Kabata-Pendias y Pendias, 2001). Tampoco parece existir una interferencia del P en la absorción de Mn, ya que no se observa una correlación negativa entre el P disponible en el suelo ni el de la mazorca con el Mn.

**4.4.2.3. Cobre:** El Cu en la paja y la mazorca de maíz de los distintos tratamientos se presenta en la tabla 102. La concentración de Cu en la paja de maíz osciló entre 16,7 y 23,5 mg kg<sup>-1</sup>. Estos valores están dentro del rango normal o de suficiencia señalado por Kabata-Pendias y Pendias (2001) para tejidos vegetales de diferentes especies (5-30 mg kg<sup>-1</sup>) pero son algo superiores a los obtenidos por Martín-Prével et al. (1984; 11,8 mg kg<sup>-1</sup>), y por Bande (2003; 10-16 mg kg<sup>-1</sup>). Se puede observar que la concentración de Cu en la paja de maíz de todas las parcelas encaladas (a excepción de las que recibieron la caliza más gruesa, 2 a 4 mm) fue algo inferior a la de las plantas control (Figura 98). En este sentido se observa una correlación negativa entre el Cu en paja y el pH en KCl del suelo ( $r = -0,44$ ,  $p < 0,05$ ), por tanto las plantas de las parcelas encaladas tendrán un menor contenido de Cu. En la mazorca, la concentración de Cu fue más baja que en la paja, oscilando entre 11 y 14 mg kg<sup>-1</sup>, valores más elevados que los señalados por Lépine (1980, 3-6 mg kg<sup>-1</sup>) y Bande (2003; 7,3-8,5 mg kg<sup>-1</sup>).

Tabla 102. Cu en paja y mazorca (mg Kg<sup>-1</sup>) para los diferentes tratamientos. (Control: sin caliza; 4: tamaño de la caliza de 2 a 4 mm; 2: tamaño de la caliza de 0,5 a 2 mm; 0,5: tamaño de la caliza de 0,25 a 0,5 mm; 0,25: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm; 0,25f: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm añadida de forma fraccionada).

	Media	Desviación típica	Error típico
<b>paja</b>			
control	22,47	0,76	0,38
4	23,52	5,59	2,79
2	19,65	2,25	1,12
0,5	16,49	0,27	0,13
0,25f	18,10	1,44	0,72
0,25	16,70	1,92	0,96
<b>mazorca</b>			
control	11,31	0,18	0,09
4	12,07	1,70	0,98
2	13,13	1,67	0,83
0,5	13,98	0,32	0,16
0,25f	13,24	1,54	0,89
0,25	13,62	1,51	0,75

Todas las mazorcas de las parcelas encaladas presentan una concentración de Cu ligeramente superior que las de las parcelas control (Figura 98), obteniéndose una correlación significativa entre el pH en agua y el Cu en la mazorca ( $r=0,53$ ,  $p<0,01$ ), que también se correlaciona positivamente ( $p<0,05$ ) con algunos elementos determinados en la misma, como Mn ( $r=0,38$ ) y Zn ( $r=0,41$ ), lo que parece descartar la interferencia en la absorción de Cu por la planta de maíz de esos micronutrientes que ha sido señalada por algunos autores (Kabata-Pendias y Pendias, 2001). Tampoco parece que pueda existir una interferencia del P, ya que no se observa una correlación negativa del Cu en mazorca con el P en la misma ni con el P disponible del suelo.

**4.4.2.4. Zinc:** La concentración de Zn en paja y mazorca de maíz se recoge en la tabla 103. La concentración de Zn en la paja de maíz osciló entre 79-94 mg kg<sup>-1</sup>, presentando las parcelas encaladas valores ligeramente más elevados que las control (Figura 98). De hecho, se obtiene una correlación significativa del Zn en planta con el Mg presente en el complejo de cambio ( $r=0,44$ ) y en la disolución del suelo ( $r=0,47$ ,  $p<0,05$ ), parámetro que aumentaba significativamente en las parcelas encaladas.

Estos valores de Zn en paja están dentro del rango 27-150 mg kg<sup>-1</sup>, considerando como normal o de suficiencia señalado por Kabata-Pendias y Pendias (2001) para tejidos de distintas especies vegetales, aunque son algo superiores a

Tabla 103. Zn en paja y mazorca (mg Kg<sup>-1</sup>) para los diferentes tratamientos. (Control: sin caliza; 4: tamaño de la caliza de 2 a 4 mm; 2: tamaño de la caliza de 0,5 a 2 mm; 0,5: tamaño de la caliza de 0,25 a 0,5 mm; 0,25: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm; 0,25f: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm añadida de forma fraccionada).

	Media	Desviación típica	Error típico
<b>paja</b>			
control	79,21	8,29	4,14
4	84,54	12,33	6,16
2	91,29	15,29	7,64
0,5	90,69	2,07	1,03
0,25f	89,71	14,90	8,60
0,25	93,69	20,04	10,02
<b>mazorca</b>			
control	60,09	1,88	0,94
4	57,23	1,16	0,58
2	56,58	3,07	1,53
0,5	57,34	2,62	1,31
0,25f	59,66	3,19	1,84
0,25	59,49	4,04	2,02

los obtenidos por otros autores (30-60 mg kg<sup>-1</sup>, Lépine, 1980; 28 mg kg<sup>-1</sup>, valor medio según Martín-Prével et al., 1984, y 30-41 mg kg<sup>-1</sup>, Bande, 2003).

En mazorca, la concentración de Zn varió entre 56 y 60 mg kg<sup>-1</sup>, y apenas hubo diferencias entre los parámetros las parcelas (Figura 98). También estos valores son algo superiores a los señalados por Lépine (1980; 20-60 mg kg<sup>-1</sup>) y por Bande (2003; 23-28 mg kg<sup>-1</sup>). La cantidad de Zn en mazorca correlaciona significativamente ( $p < 0,05$ ) con otros micronutrientes presentes en la misma, como Mn ( $r = 0,41$ ) y Cu ( $r = 0,41$ ), por lo que no se esperan interferencias de estos elementos en la absorción de Zn. Por el contrario, se obtiene una correlación negativa entre el Zn en mazorca y el P disponible en el suelo ( $r = -0,43$ ) por lo que no se descarta una interferencia de este elemento en la absorción del Zn, tal y como previamente han señalado otros autores (Moraghan y Mascagni, 1991).

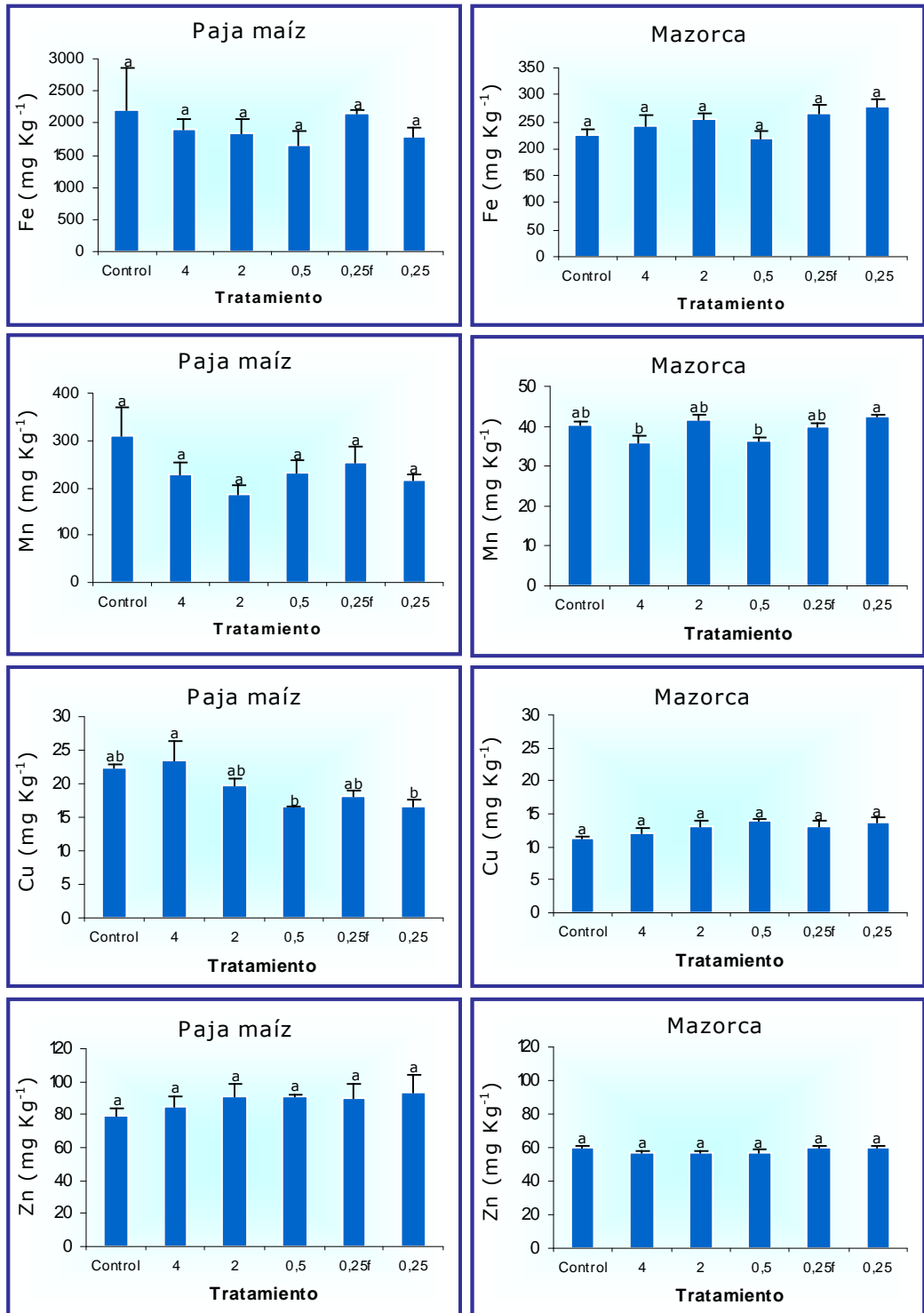


Figura 98. Concentraciones de micronutrientes (Fe, Mn, Cu, Zn) en paja y mazorca de maíz para los distintos tratamientos. (Control: sin caliza; 4: tamaño de la caliza de 2 a 4 mm; 2: tamaño de la caliza de 0,5 a 2 mm; 0,5: tamaño de la caliza de 0,25 a 0,5 mm; 0,25: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm; 0,25f: tamaño de la caliza menor de 0,25 mm añadida de forma fraccionada).

Primera. Las parcelas encaladas con caliza magnesiana de tamaño de grano inferior a 0,25 mm, a las que se añadió la dosis experimental ( $3 \text{ t ha}^{-1}$ ) en una sola aplicación, presentaron los valores más altos para los siguientes parámetros medidos en el suelo: pH en agua y en KCl; Ca y Mg extraídos con el reactivo de Mehlich-3; capacidad de intercambio catiónico efectiva y Ca y Mg en el complejo de cambio. Asimismo, fueron mayores los valores de pH y de Ca y Mg en la disolución del suelo. En estas parcelas se obtuvieron también los valores más bajos de Al en el complejo de cambio, Al lábil y complejos Al-OH en la disolución. Además, no se detectó en ellas la presencia de la especie más tóxica de Al, el  $\text{Al}^{3+}$ . Todo ello, unido a una saturación de Al baja, supone mejores condiciones para el desarrollo de las plantas.

Sin embargo, cuando se aplicó la dolomita de igual tamaño de partícula y la misma dosis de encalado pero fraccionada en tres dosis, el encalado resulta insuficiente para mantener su efectividad a lo largo del año, es decir, antes de añadir la siguiente fracción.

Segunda. Los valores de los parámetros evaluados en la fase sólida y en la disolución del suelo de las parcelas que recibieron la dolomita de los tamaños más grandes de los ensayados (tamaño de partícula entre 4 y 2 mm de diámetro y entre 2 y 0,5 mm) no fueron, en general, distintos a los obtenidos en muestras procedentes de las parcelas control -que no fueron encaladas- lo que indica que estos tamaños de partícula parecen dificultar la incorporación de la enmienda al suelo.

Tercera. El encalado, particularmente la enmienda más fina, en un principio actúa sobre la materia orgánica, aumentando su capacidad de formar complejos con el Al en la fase sólida del suelo. Con el paso del tiempo favorece la precipitación inorgánica del ión, probablemente a partir del Al cambiante y/o del ligado a la materia orgánica.

En la fase líquida, el encalado con la caliza de menor tamaño favorece la formación de monómeros orgánicos de Al en detrimento de los inorgánicos, lo que contribuye, también, a disminuir la toxicidad causada por el Al en el suelo.

Cuarta. Se observa una evolución paralela del Ca y Mg solubles con el  $\text{NO}_3^-$  a lo largo del tiempo, con una correlación entre Ca y  $\text{NO}_3^-$  altamente significativa, lo que parece indicar que el  $\text{NO}_3^-$  es el principal anión acompañante del Ca en estas disoluciones.

Quinta. De la comparación de métodos de extracción de P (Olsen y Mehlich-3), en este trabajo en que las parcelas fueron encaladas y fertilizadas, encontramos mayor capacidad de extracción de P con el método Olsen, aunque se obtiene una correlación significativa entre los valores obtenidos por ambos métodos.

Asimismo, se comparó la capacidad extractante del  $\text{NH}_4\text{Cl}$  1M y del reactivo de Mehlich-3 para Ca, Mg y K, comprobando como, en las condiciones del ensayo, el  $\text{NH}_4\text{Cl}$  extrae entre tres y ocho veces más Ca, quizá debido a la precipitación de  $\text{CaF}_2$  cuando se usa el reactivo de Mehlich-3, lo que infravalora el Ca disponible; para el Mg, el reactivo Mehlich-3 extrae más al inicio del ensayo mientras que al final la extracción por ambos métodos es similar; con respecto al K, el reactivo Mehlich-3 es más efectivo al inicio y al final del ensayo, mientras que el  $\text{NH}_4\text{Cl}$  1M extrae más en el segundo año.

Sexta. La mayor producción de las especies pratenses sembradas se obtiene en las parcelas encaladas con el grano más fino en una sola dosis. Esto confirma que a menor tamaño de partícula la disponibilidad de los nutrientes para la planta aumenta, como se comprueba por el incremento de las concentraciones de Ca y Mg en planta en las parcelas tratadas con las enmiendas de menor tamaño (<0,25 mm y entre 0,25 y 0,5 mm).

Séptima. Para Ca y P no se producen correlaciones significativas entre sus valores en suelo y en planta, tanto si se considera la concentración de estos elementos como su contenido total en las distintas especies vegetales. Por lo tanto, la absorción de ambos por la planta no depende sólo del que haya disponible en el suelo, sino que deben intervenir otros factores como la interacción entre nutrientes. Por el contrario, la concentración de Mg en planta correlaciona significativamente con el existente en el complejo de cambio y en el extracto acuoso del suelo.

Octava. En el maíz, tanto en paja como en mazorca, a diferencia de lo que ocurre con las pratenses, no se detectaron diferencias significativas en producción entre las parcelas que recibieron la enmienda de diferentes diámetros de partícula y las parcelas control.

Las parcelas encaladas con las partículas más finas en una sola aplicación, que presentaron valores superiores de Ca cambiable y en disolución, tienen una mayor concentración de este ión en mazorca. Para el resto de los nutrientes (N, P, K, Mg, Fe, Mn, Cu y Zn) no hay diferencias significativas, ni en paja ni en mazorca, entre las distintas parcelas.

La nutrición potásica está controlada por la nitrogenada y la fosfórica, obteniéndose una correlación negativa entre K y P en la paja de maíz y positiva entre K y N en la mazorca.

- Adams, F. 1975. Field experiments with magnesium in Alabama-cotton, corn, soybeans, peanuts. *Alabama Agric. Exp. Stn. Bull.*, 72:100-102.
- Adams, F. 1984. Crop response to lime in the southern USA. En: "Soil Acidity and Liming", pp. 211-266. F. Adams (ed.), Madison (WI, USA).
- Adams, F.; Hathcock, P.J. 1984. Aluminum toxicity and calcium deficiency in acid subsoil horizons of stale Plain soil series. *Soil Sci. Am. J.*, 48:1305-1309.
- Adams, F.; Henderson, J.B. 1962. Magnesium availability as affected by deficient and adequate levels of potassium in lime. *Soil Sci. Soc. Am. P.*, 26:65-68.
- Adams, F., Martin, J.B. 1984. Liming effects on nitrogen use and efficiency. En: "Nitrogen in crop production", pp. 417-426. R. D. Hanck (ed.). *Am. Soc. Agron. Madison (WI, USA)*.
- Adams, F.; Moore, B.L. 1983. Chemical factors affecting root growth in subsoil horizons of Coastal Plain soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 47: 99-102.
- Adams, F.; Rawajfih, Z. 1977. Basaluminite and alunite: a possible cause of sulfate retention by acid soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 41: 686-692.
- Ahmad, F.; Tan, K.H. 1986. Effect of lime and organic matter on soybean seedlings grown in aluminum toxic soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*; 50: 656-661.
- Aitken, R.L.; Dickson, T.; Moody, P.W. 1998a. Field amelioration of acidic soils in south-east Queensland II. Effect of ameliorations on the yield and leaf nutrient composition of maize. *Aust. J. Agr. Res.*, 49: 639-47.
- Aitken, R.L.; Moddy, P.W.; Dickson, T. 1998b. Field amelioration of acidic soils in south-east Queensland. I. Effect of amendments on soil properties. *Aust. J. Agr. Res.*, 49: 627-637.
- Alam, S.M.; Adams, W.A. 1979. Effects of aluminum on nutrient composition and yield of oats. *J. Plant Nutr.*, 1: 365-375.
- Alloway, B.J.; Ayres D.C. 1993. *Chemical principles of environmental pollution*. Chapman and Hall, Oxford (Reino Unido).
- Allué, A. 1966. *Subregiones fitoclimáticas de España*. I.F.I.E. de Ministerio de Agricultura. Madrid (España).
- Alonso, M.; Bará, S. 1989. Análisis comparativo del contenido de ácidos fenólicos libres en hojas y horizonte Ao de suelos de *Eucalyptus globulus*, *Pinus pinaster* y *Quercus robur*. *I.N.I.A. Sr. Rec. Nat.*, N.49: 5-47.
- Alva, A.K.; Asher, C.J.; Edwards, D.G. 1986. The role of calcium in alleviating aluminium toxicity. *Aust. J. Agr. Res.*, 37: 375-382.

- Álvarez, E. 1990. Estudio de las diferentes formas de aluminio presentes en solución de suelos de Galicia. Tesis Doctoral. Universidad de Santiago de Compostela.
- Álvarez, E.; López Mosquera, M.E. 1988. Calidad del agua para riego en la comarca de las Mariñas (La Coruña). *Tecnología del agua VIII*: 25-32.
- Álvarez, E.; Martínez, A.; Calvo, R. 1992. Geochemical aspects of aluminium in forest soils in Galicia (N.W. Spain). *Biogeochem.*, 16: 167-180.
- Álvarez, E.; Monterroso, C. 1992. Predicción de la composición de la disolución de suelos de mina a partir de extractos acuosos. III Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo, pp. 93-98. Pamplona (España).
- Álvarez, E.; Monterroso, C.; Fernández Marcos, M.L. 2000. Fraccionamiento de aluminio en suelos de Galicia bajo distintas especies forestales. *Edafología*, 7: 185-195.
- Álvarez, E.; Monterroso, C.; Fernández Marcos, M.L. 2002. Aluminium fractionation in Galician (NW Spain) forest soils as related to vegetation and parent material. *Forest Ecology and Management*, 166: 193-206.
- Álvarez, E.; Fernández Marcos, M.L.; Vaamonde, C.; Fernández Sanjurjo, M.J. 2003. Heavy metals in the dump of an abandoned mine in Galicia (NW Spain) and in the spontaneously occurring vegetation. *Sci. Total Environ.* 313: 185-197.
- Álvarez, E.; Fernández Marcos, M.L.; Monterroso, C.; Fernández Sanjurjo, M.J. 2005. Application of aluminium toxicity indices to soils under various forest species. *Forest Ecol. Manag.*, 211: 227-239.
- Amarisiri, S.L.; Olsen, S.R. 1973. Liming as related to solubility of phosphorus and plant growth in an acid tropical soil. *Soil Sci. Soc. Am. P.*, 37: 716-721.
- Anderson, S.; Nilsson, S.I.; 2001. Influence of pH and temperature on microbial activity, substrate availability of soil-solution bacteria and leaching of dissolved organic carbon in a mor humus. *Soil Biol. Biochem.*, 33: 1181-1191.
- Anderson, S.; Nilsson, S.I.; Saetre, P. 2000. Leaching of dissolved organic carbon (DOC) and dissolved organic nitrogen (DON) in mor humus as affected by temperature and pH. *Soil Biol. Biochem.*, 32: 1-10.
- Andrieu, J.; Demarquilly, C.; Sauvant, D. 1989. Tables of feeds used in France. En: "Rumiant nutrition. Recommended allowances of feed tables" pp. 213-304. R. Jarrige (ed.). INRA (París, Francia)

- Arai, S.; Kumada, K. 1981. Factors controlling stability of aluminum-humate. *Geoderma*, 26:1-12.
- ARC. 1991. Technical committee on responses to nutrients, report 6. A reapraisal of the calcium and phosphorous requirements of sheep and cattle. *Nutrition Abstract and Reviews. Series B: Livestock feeds and feeding*, 61: 573-612.
- Arminger, W.H.; Foy, C.D.; Fleming, A.L; Caldwell. 1968. Differential tolerance of soybean varieties to an acid soil high in exchangeable aluminum. *Agron. J.*, 60: 67-70.
- Arnold, G.; Sweers, I.L.; Van Diest, A. 1993. Response of a scots pine (*Pinus sylvestris*) stand to application of phosphorus, potassium, magnesium and lime. 2. Soil solution composition. *Netherlands J. Agr. Sci.*, 41: 267-89.
- Avery, B.W. 1958. A sequence of beechwood soils on the Chiltern Hills, England. *J. Soil Sci.*, 9: 210-224.
- Ayres, A.S.; Hagihars H.H.; Stanford, G. 1965. Significance of extractable aluminium in Hawaiian sugarcane soils. *Soil Sci. Soc. Am. P.*, 29: 387-392.
- Azevedo, W.R.; Faquin, V.; Fernandes, L.A.; Oliveira, A.C. 2004. Phosphorus availability for flooded rice under the residual effect of lime, gypsum, and manure applied to common bean. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 28: 995-1004.
- Bache, B. W. 1980. The acidification of soils. En: "Effects of acid precipitation on terrestrial ecosystems". T. C. Hutchinson; M. Havas, (eds). *Nato Conf. Ser. I- Ecology*. 4: 550-569.
- Badalucco, L.; Grego, S.; Dell'Orco, S.; Nannipieri, P. 1992. Effect of liming on some chemical, biochemical, and microbiological properties of acid soils under spruce (*Picea abies* L.). *Biol. Fert. Soils* 14: 76-83.
- Baley, J.S. 1995. Liming and nitrogen efficiency: some effects of increased calcium supply and increased soil pH on nitrogen recovery by perennial ryegrass. *Comm. Soil Sci. Plant*, 26: 1233-1246.
- Baligar, V.C.; Fageria, N. K. 1997. Nutrient use efficiency in acid soils: nutrient management and plant use efficiency. En: A.C. Moniz et al. (eds). *Plant-Soil interactions at low pH*. pp. 75-95. *Brasilian Soil Science Society*.
- Baligar, V.C.; Grunes, D.L.; Belesky, D.P.; Clark, R.B. 2001. Mineral composition of forage legumes as influenced by aluminum. *J. Plant Nutr.*, 24: 215-227.

- Baligar, V.; He, Z.L.; Martens, D.C.; Ritchey, K.D.; Kemper, W.D. 1997. Effect of phosphate rock, coal combustion by-product, lime, and cellulose on ryegrass in an acidic soil. *Plant Soil* 195: 129-136.
- Bande, M.J. 2003. Producción e calidade do millo forraxeiro fertilizado con esterco de polo deshidratado e granulado. Proyecto fin de carrera. Escuela Politécnica Superior. Universidad de Santiago de Compostela.
- Barber, S.A. 1984. Liming materials and practices. En: "Soil Acidity and Liming" pp. 171-210. F. Adams (ed.). Am. Soc. Agron. Madison (WI, USA).
- Barber, S.A. 1995. Soil nutrient bioavailability. A mechanistic approach. John Wiley and Sons, Inc. Londres (Reino Unido).
- Barcelo, J.; Poschenrieder, C. 2002. Fast root growth responses, root exudates, and internal detoxification as clues to the mechanisms of aluminium toxicity and resistance. *Environ. Exper. Bot.* 48: 75-92.
- Bardseley, C.E.; Landcaster, J.D. 1960. Determination of reserve sulfur and soluble sulfates in soils. *Soil Soc. P.*, 24: 265-268.
- Bartlett, R.J.; Riego, D.C. 1972. Effect of chelation on toxicity of aluminum. *Plant & Soil* 37: 419-423.
- Bartolini, R. 1990. El maíz. Ed. Mundi- Prensa, Madrid (España).
- Bascomb C.L., 1968. Distribution of pyrophosphate extractable iron and organic carbon in soils of various groups. *J. Soil Sci.*, 19: 251-268.
- Beck, K.C.; Reuter, J.H.; Perdue, E.M. 1974. Organic and inorganic geochemistry of some coastal plain rivers of the southeastern United States. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 38: 341-364.
- Behr, B.; Wendt, H. 1962. Fastion reactions in solution. I. Formation of aluminum sulfate complex. *Z. Elektrochem.*, 66: 223-228.
- Belay, A.; Claassens, A.S.; Wehner, F.C. 2002. Effect of direct nitrogen and potassium and residual phosphorus fertilizers on soil chemical properties, microbial components and maize yield under long-term crop rotation. *Biol. Fertil. Soils*, 35: 420-427.
- Bell, P.F. 1996. Predicting liming needs of soybean using soil pH, aluminium, and manganese soil test. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 27: 2749-64.
- Berg, W.A. 1986. Effect of 20 years of low N rate pasture fertilization on soil acidity. *J. Range Management*, 39: 122-124.

- Benne, E.J.; Linden, E.; Grier, J.D. ; Spike, K. 1964. Composition of plants at different stages of growth and per acre accumulation of essential nutrients. Mich Agric. Exp. Stn. Quart. Bull, 47:69-85.
- Bhumbla, D.R.; McLean, E.O. 1965. Aluminum in soils. VI. Changes in pH-dependent acidity, cation exchange capacity and extractable aluminium with additions of lime to acid surface soils. Soil Sci. Soc. Am. P., 29: 370-374.
- Black, C.A. 1968. Soil-plant relationships. John Wiley and Sons, Londres (Reino Unido).
- Blakemore, L.C. 1978. Exchange complex dominated by amorphous material (ECDAM). En: "The Andisol proposal", pp. 21-22. G. D. Smith (ed.). (Nueva Zelanda).
- Blamey, F.P.C.; Dowling, A.J. 1995. Antagonism between aluminium and calcium for sorption by calcium pectate. Plant Soil, 171: 137-140.
- Blamey, F.P.; Edwards, D.G.; Asher, C.J. 1983. Effects of aluminium, OH: Al and P:Al molar ratios and ionic strength on soybean root elongation in solution culture. Soil Sci., 136: 197-207.
- Bloom, P.R.; McBride, M.B.; Weaver, R.M. 1979a. Aluminum organic matter in acid soils: Buffering and solution aluminum activity. Soil Sci. Soc. Am. J. 43: 488-493.
- Bloom, P.R.; McBride, M.B.; Weaver, R.M. 1979b. Aluminum organic matter in acid soils: salt- extractable aluminum. Soil Sci. Soc. Am J., 43: 813-815.
- Bohn, H.L.; McNeal., B.L.; O Connor, G.A. 1985 (2ª ed.). Soil Chemistry. Wiley Inters. Pub. Nueva York (NY, USA).
- Bolan, N.S. 1996. An evaluation of the methods of measurement of dissolved organic carbon in soils, manure, sludge and stream water. Commun. Soil Sci. Plant Anal., 27: 2723-37.
- Bolt, G.H.; Bruggenwert, M.G. (eds). 1978. Soil Chemistry. A. Basic elements. Elsevier Publ. Co. Amsterdam (Países Bajos).
- Bolton, J. 1977. Changes in soil pH and exchangeable calcium in two liming experiments on contrasting soils over 12 years. J. Agr. Sci. 891: 81-96.
- Bonneau, M.; Duchaufour, P.H. 1960. Les sols de la hetraie en Europe occidentale. Bull. Inst. Agron. Gembloux, 1: 59-74.
- Bornman, J.J.; Bornman, L.; Barnard, R.O. 1998. The effects of calcium carbonate and calcium hydroxide on plant growth during overliming. Soil Science, 163: 498-507.

- Boudot, J.P.; Becquer, T.; Merler, D.; Rouiller, J. 1994. Aluminium toxicity in declining forests: a general overview with a seasonal assessment in a silver fir forest in the Vosges mountains (France). *Ann. Sci. Forest.*, 51: 27-51.
- Bourrié, G. 1989. Deux voies de formation des hydroxydes alumineux en fonction du compartement des complexes polynucléaires d'aluminium: voie lixivié à gibbsite et boehmite et voie confinée à gels et bayérite. *C. R. Acad. Sci Paris*, 310 : 1221-1226.
- Bowden, J.K.; Nagarajah, S.; Barrow, N.J.; Posner, A.M.; Quirck, J.P. 1980. Describing the adsorption of phosphate, citrate and selenite on a variable-charge surface. *Aust. J. Soil Res.*, 18: 49-60.
- Brady, N.C. 1974. *The nature and properties of soils*. McMillan Pub. Co., Nueva York (NY, USA).
- Brauner, J.L.; Sarruge, J.R. 1980a. Tolerancia de cultivares de trigo (*Triticum aestivum* L.) ao alumínio e ao manganês. I. Determinação da tolerancia ao alumínio. *Anais E.S.A. " Luis de Queiroz*, 37: 805-823.
- Brauner, J.L.; Sarruge, J.R. 1980b. Tolerância de cultivares de trigo (*Triticum aestivum* L.) ao alumínio e ao manganês. V. Influencia do alumínio e do manganês e do grau de tolerancia a cada elemento na absorção de calcio. *Anais E. S. A. " Luis de Queiroz"*, 37: 865-894.
- Brea-Froitz, M.T. 1993. Efecto del pastoreo rotacional y continuo en un sistema de producción con vacas de carne y su posible influencia en las características de la pradera. Tesis Doctoral. Univ. de Santiago de Compostela.
- Brennan, R.F.; Bolland, M.D.A.; Bowden, J.W. 2004. Potassium deficiency, and molybdenum deficiency and aluminium toxicity due to soil acidification, have become problems for cropping sandy soils in south-western Australia. *Aust. J. Exp. Agr.*, 44: 1031-1039.
- Brogan, J.C. 1967. The effect of humic acid on aluminum toxicity. *Trans. 8<sup>th</sup> Int. Congr. Soil Sci.*, 3: 227-234.
- Bromfield, S.M. 1979. Manganous ion oxidation at pH values below 5.0 by cell free substances from *Streptomyces* cultures. *Soil Biol. Biochem.*, 11: 115-118.
- Brougham, R.W. 1959. The effects of season and weather on the growth rate of a ryegrass and clover pasture. *New Zeal. J. Agr. Res.*, 2: 283-296.
- Brown, J.B. 1972. Competition between phosphate and the plant for Fe from Fe<sup>2+</sup> ferrozine. *Agron. J.*, 64: 240-243

- Buol, S.W.; Sanchez, P.Q.; Cate, R.B.; Granger, M.A. 1975. Soil fertility capability classification for fertility management. En: "Soil Management in Tropical America", pp. 126-141. E. Bornemisza y A. Alvarado (eds). North Carolina State Univ., Raleigh (NC, USA).
- Buondonno, A.; Coppola E.; Felleca D.; Violante, P. 1992. Comparing test for soil fertility: 1. Conversion equations between Olsen and Mehlich 3 as phosphorus extractants for 120 soils of South Italy. *Commun. Soil Sci. Plant. Anal.*, 23: 699-716.
- Burmester, C.H.; Adams, J.F.; Odom, J.W. 1988. Response of soybean to lime and molybdenum on ultisols in northern Alabama. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 52:1391-1394.
- Buttler, H. A. 1993. Nitrogen fixation by a subclover-grass mixture grown on two acid soils treated with lime. *Aust. J. Agric. Res.*, 44: 868-873.
- Cabala, P.; Fassbender, H.W. 1971. Effect of liming on forms and availability of phosphorus in soils of the cocoa region of Bahia, Brazil. *Turrialba*, 21: 36-38.
- Caires, E.F.; Chueiri, W.A.; Madruga, E.F.; Figueiredo, A. 1998. Alterações de características químicas do solo e resposta da soja ao calcário e gesso aplicados na superfície em sistema de cultivo sem preparo do solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 22: 27-34.
- Caires, E.F.; Kusman, M.T.; Barth, G. 2004. Changes in soil chemical properties and corn response to lime and gypsum applications. *R. Bras. Ci. Solo*, 28: 125-136.
- Calba, H.; Jaillard, B. 1997. Effect of aluminium on ion uptake and H<sup>+</sup> release by maize. *New Phytol.*, 137: 607-616.
- Calvo, R.; Alvarez, E. 1987. Problemas de caracterización del complejo de cambio en suelos de Galicia. *Anal. Edaf. Agrob.*, 46: 1221-1237.
- Calvo, R.; Díaz- Fierros, F. 1982. Mineralización del carbono y del nitrógeno en suelos forestales de Galicia. *Anal. Edaf. Agrobiol.*, 41: 1-10.
- Calvo, R.; Fernández Marcos, M. L.; Veiga, A. 1987. Variación estacional de la composición de la disolución de suelos de Galicia en relación con el tipo de horizonte y material original. *Anal. Edaf. Agrobiol.*, 46: 53-65.
- Calvo, R.; Guitián, F.; Macías, F. 1981a. Aspectos geoquímicas de la alteración de un granito de dos micas en Galicia. *Acta Científica Compostelana*, 18: 287-313.

## Bibliografía

- Calvo, R.; Guitián, F.; Macías, F. 1981b. Alteración del material granítico de Monte Meda (A Coruña, Galicia, España): datos preliminares. Cuadernos do Laboratorio Xeolóxico de Laxe, 2: 245-251.
- Calvo, R.; Macías, F. 1980. Transformaciones de la organización durante la edafogénesis y alteración de rocas graníticas de Galicia. Anal. Edaf. Agrobiol., 40: 1557-1572.
- Calvo, R.; Macías, F. 1987. Limitantes químicos a la fertilidad de los suelos de la provincia de La Coruña. El suelo: fertilidad y fertilizantes. EFCE Publ. Series, 68: 65-72.
- Calvo, R.; Paz, A.; Díaz-Fierros, F. 1979a. Nuevos datos sobre la influencia de la vegetación en la formación del suelo en Galicia. II. Aportes de elementos por lavado de cubierta y tronco. Anal. Edaf. Agrobiol., 38: 1675-1691.
- Calvo, R.; Paz, A.; Díaz-Fierros, F. 1979b. Nuevos datos sobre la influencia de la vegetación en la formación del suelo en Galicia. III. Aportes por hojarasca, pérdidas por drenaje y escorrentía. Balance del agua y los elementos a través del suelo. Anal. Edaf. Agrobiol., 38: 1983-2000.
- Camargo de, O.A.; de Castro, O.M.; Vieira, S.R.; Quaggio, J.A. 1997. Liming alteration of chemical attributes of surface horizons of an Oxisol and an Ultisol. Sci. Agric., 54: 1-8.
- Cameron, R.S.; Ritchie, G.S.P.; Robson, A.D. 1986. Relative toxicities of inorganic aluminium complexes to barley. Soil Sci. Soc. Amer. J., 50: 1321-1336.
- Campbell, C.A.; Zentner, R.P. 1984. Effect of fertilizer on soil pH after 17 years of continuous cropping in southwestern Saskatchewan. Can. J. Soil Sci., 64:705-710.
- Camps, M.; Barreal, M.E.; Macías, F. 2001. Sulfate sorption in non volcanic Andisols and Andic soils from Galicia, NW Spain.
- Carballas, M. 1982. Estudio de la génesis del Ranker atlántico. Tesis Doctoral. Univ. de Santiago de Compostela.
- Carballas, T.; Carballas, M.; Jacquín, F. 1978. Biodegradation et humification de la matière organique des sols humifères atlantiques. Anal. Edaf. Agrobiol., 37: 205-212.
- Carter, J.; Tieman, J.; Gibson, A. 1995. Competitiveness and persistence of strains of rhizobia for faba bean in acid and alkaline soils. Soil Biol. Biochem., 27: 617-623.

- Caruccio, F.T.; Hossner, L.R.; Geidel, G. 1989. Pyritic materials: acid drainage, soil acidity and liming. En: Reclamation of Surface-Mined Lands, pp. 129-148. L. R. Hossner (ed.). CRC Press, Boca Raton (FL, USA).
- Cascallana Bouza, V. 1999. Efecto fertilizante de lodos de depuradora procedentes de industrias lácteas. Trabajo Fin de Carrera. Escuela Politécnica Superior. Universidad de Santiago de Compostela.
- Castle, M.E.; Drysdale, A.D.; Watson, I.N. 1968. The effect of stocking rate and supplementary concentrate feeding on milk production. *J. British Grassl. Soc.*, 23: 137-143.
- Castro, P.; González, A.; Prada, D. 1990. Determinación simultánea de nitrógeno y fósforo en muestras de pradera. XXX Reunión Científica de la Sociedad Española para el Estudio de los Pastos. Pp. 200-207.
- Cenni, E.; Bussotti, F.; Galeotti, L. 1998. The decline of a *Pinus nigra* Arn. reforestation stand on a limestone substrate: the role of nutritional factors examined by means of foliar diagnosis. *Ann. Sci. Forest.*, 55: 567-576.
- Cernohorska, J.; Kadlecova, Z.; Dvorak, M. 1996. Effect of calcium and magnesium abundance in nutrient solution on aluminium toxicity in winter wheat. *Rostlinna Vyroba* 42: 285-288.
- Chang, M.L.; Thomas, G.W. 1963. A suggested mechanism for sulfate adsorption by soils. *Soil Sci. Soc. Am. P.*, 27: 281-283.
- Cherney, J.H.; Ketterings, Q.M.; Orloski, J.L. 2004. Plant Soil elemental status as influenced by multi-year nitrogen and potassium fertilization. *J. Plant Nutr.*, 27: 991-1014.
- Chesworth, W. 1972. The stability of gibbsite and boehmite at the surface of the earth. *Clay Clay Miner.*, 20: 369-374.
- Cinelli, F.; Tamantini, I.; Iacona, C. 2004. Nutritional (Fe-Mn) interactions in 'Big Top' peach plants as influenced by the rootstock and by the soil  $\text{CaCO}_3$  concentration. *Soil Sci. Plant Nutr.* 50: 1097-1102.
- Clark, R.B. 1977. Effect of aluminum on growth and mineral elements of Al-tolerant and Al-intolerant corn. *Plant Soil*, 47: 653-662
- Clark, R.B. 1982. Plant response to mineral element toxicity and deficiency. En "Breeding plants for less favorable environments", pp. 71-142. Christiansen, M.N.; Lewis, C.F. (eds). John Wiley and Sons, Nueva York (NY, USA).

- Cochrane, T.T.; Salinas, J.G.; Sánchez, P.A. 1980. An equation for liming acid mineral soils to compensate crop aluminium tolerance. *Trop. Agric. (Trinidad)*, 57: 133-140.
- Coladas, V. 1974. Contribución al estudio de la alteración de los minerales de la arcilla en suelos ácidos. Tesis Doctoral. Univ. de Santiago de Compostela.
- Coleman, N.T.; Thomas, G.W. 1967. The basic chemistry of soil acidity . En: "Soil acidity and liming", pp. 1-41. R. W. Pearson; F. Adams, (eds). Am. Soc. Agron. Madison (WI, USA).
- Comin, J.J.; Barloy, J.; Bourri, G.; Trolard, F. 1999. Differential effects of monomeric and polymeric aluminium on the root growth and on the biomass production of root and shoot of corn in solution culture. *Europ. J. Agron.*, 11: 115-122
- Condrón, L.M.; Goh, K.M. 1990. Nature and availability of residual phosphorus in longterm fertilized pasture soils in New Zealand. *J. Agric. Sci.*, 114: 1-9.
- Conyers, M.K.; Uren, N.C.; Helyar, K.R. 1995. Causes of changes in pH in acidic mineral soils. *Soil Biol. Biochem.*, 27: 1383-1392.
- Cooper, M. C. G.; Morris, D.W. 1977. *Grass Farming*. Farming Press, Preston (Reino Unido).
- Costigan, P.A.; Bradshaw, A.D.; Gemmel, R.P. 1982. The reclamation of acidic colliery spoil. III. Problems associated with the use of high rates of limestone. *J. Appl. Ecol.*, 19: 193-201.
- Costoya, M.; Mombiela, F.; Macias, F. 1983. Componentes de la acidez del suelo en cuatro suelos gallegos "a monte". *Sem. Est. Gallegos. Cuadernos da Area de Ciencias Agrarias*, 4: 158-174.
- Coventry, D.R.; Evans, J. 1989. Symbiotic nitrogen fixation and soil acidity: En: "Soil Acidity and Plant Growth" pp.103-137. A. D. Robson (ed.). Academic Press, Sydney (Australia).
- Cox, W.J.; Gherney, D.J.R. 2001. Influence of brown midrib, leafy, and transgenic hybrids on corn forage production. *Agron. J.*, 93: 790-796.
- Coyne, M.S.; Zahi, Q.; Mackown, C.T.; Barnhisel, R.I. 1998. Gross nitrogen transformation rates in soil at a surface coal mine site reclaimed for prime farmland use. *Soil Biol. Biochem.*, 30: 1099-1106.
- Crocker, R.L.; Major, J. 1955. Soil development in relation to vegetation and surface age at Glacier Bay, Alaska. *J. Ecol.*, 43: 427-448.

- Cronan, C.S. Grigal, D.F. 1995. Use of calcium/aluminum ratios as indicators of stress in forest ecosystems. *J. Environ. Qual.*, 24: 209-226.
- Crush, J.R.; Evans, J.P.M.; Cosgrove, G.P. 1989. Chemical composition of ryegrass (*Lolium perenne* L.) and prairie grass (*Bromus willdenowii* Kunth) pastures. *New Zeal. J. Agr. Res.* 32: 461-468.
- Cumming, J.R.; Eckert, R. T.; Evans, L.S. 1986. Effect of aluminum on <sup>32</sup>P uptake and translocation by red spruce seedlings. *Can. For. Res.*, 16: 864-867.
- Curtin, D.; Campbell, C.A.; Jalil, A. 1998. Effects of acidity on mineralization: pH-dependence of organic matter mineralization in weakly acidic soils. *Soil Biol. Biochem.*, 30: 57-64
- Curtin, D.; Rostad, H.P.W.; P.M. 1984. Soil acidity in relation to soil properties and lime requirement. *Can. J. Soil Sci.* 64: 545-54.
- Curtin, D.; Smillie, G.W. 1986. Effects of liming in soil chemical characteristics and grass growth in laboratory and long-term field-amended soil. I. Soil chemistry. *Plant Soil*, 95: 15-22.
- Darby, H. M.; Lauer, J.G. 2002. Harvest date and hybrid influence on corn forage yield, quality, and preservation. *Agron. J.*, 94: 559-566.
- David, M.B.; Driscoll, C.T. 1984. Aluminium speciation and equilibria in soil solution of a Haplorthod in the Adirondack Mountains (New York, USA). *Geoderma*, 3: 297-318.
- Davies, E.D. 1980. Applied soil trace elements. John Wiley and Sons, Inc., Londres (Reino Unido).
- De Varennes, A.; Carneiro, J.P.; Goss, M.J. 2001. Characterization of manganese toxicity in two species of annual medics. *J. Plant Nutr.*, 24: 1947-1955.
- De Wite, H.A.; Mulder, J.; Nygaard, P.H.; Aamlid, D.; Huse, M.; Kortness, E.; Wollebaek, G.; Brean, R.; 2001. Aluminium: The need for a re-evaluation of its toxicity and solubility in immature spruces stands. *Water, Air and Soil Pollution. Focus*, 1: 103-118.
- Debreczeni, K.; Kismányoky, T.; S. 2005. Acidification of soils in long-term field experiments. *Comm. Soil Sci. Plant*, 36: 321-329.
- Delfin, E.F.; Paterno, E.S.; Ocampo, A.M.; Rodríguez, F.C. 2003. Growth, yield and nutrient uptake of mungbean (*Vigna radiata* L.) grown in antipolo clay amended with lime, nitrogen and phosphorus fertilizers and microbial inoculants. *Philipp. Agr. Sci.* 86: 75-83.

- Delhaize, E.; Ryan, P.R. 1995. Aluminium toxicity and tolerance in plants. *Plant Physiol.*, 107: 315-321.
- Demarquilly, C. 1989. "The feeding value of forages". XVI Internacional Grassland Congress. Pp. 1817-1820.
- Díaz-Fierros Viqueira, F. 1985. La acidez del suelo en Galicia y su corrección. Convención sobre "La caliza en Galicia" pp.12-35. Calfensa.
- Díaz, N.; Piñeiro, J.; Díaz, M.D.; Fernández, J.; Angulo, G.; Martínez, A.; Mangado, J.M. 2003. Valor agronómico de variedades comerciales de gramíneas y leguminosas pratenses. Síntesis.
- Doerge, T.A.; Gardner, E.H. 1985, Reacidification of two lime amended soils in Western Oregon. *Soil Sci. Soc. Amer. J.*, 49: 680-685.
- Domínguez Vivancos, A. 1997. Tratado de fertilización. Mundi-Prensa, Madrid (España).
- Donahue, R.L.; Miller, R.W.; Shickluna, J.C. 1977. Soils: an introduction to soil and plant growth. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs (NJ, USA).
- Dougan, W.K.; Wilson, A.L. 1974. The absorptiometric determination of aluminium in water. A comparison of some chromogenic reagents and development of an improved method. *Analyst*, 99: 413-430.
- Driscoll, C.T.; Bisogni, J.J. 1984. Weak acid/base systems in diluted acidified lakes and streams in the Adirondack region of New York State. En: "Modeling of total acid precipitation impacts", pp. 53-72. J.L. Schnoor (ed.). Butterworth, Boston (MA, USA).
- Driscoll, C.T.; Schecher, W.D. 1988. Aluminium in the environment. En: "Metal ions in biological systems ". A. Sigel (ed.). Aluminium and its role in Biology., 24: 52-122. Marcel Dekker, Nueva York (NY, USA).
- Driscoll, C.T.; Van Breemen, Mulder, J. 1985. Aluminum chemistry in a forested Spodosol. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 49: 437-444.
- Dryssen, D. 1984. Solubility and complex formation of aluminum hydroxide. *Vatten*, 40:30-39.
- Duan, L.; Huang, Y.M.; Hao, J.M.; Xie, S.D.; Hou, M. 2004. Vegetation uptake of nitrogen and base cations in China and its role in soil acidification. *Sci. Total Environ*, 330: 187-198.
- Edmeades, D.C. 2004. The magnesium requirements of pastures in New Zealand: A review. *New Zeal. J. Agr. Res.*, 47: 363-380.

- Edmeades, D.C.; Smart, C.E.; Wheelerm, D.M. 1983. Effects of lime on the chemical composition of ryegrass and white clover grown on a yellow brown loam. *New Zeal. J. Agr. Res.*, 26: 473-481.
- Edmeades, D.C.; Wheeler, D.M.; Crouchley, G. 1985. Effects of liming on soil magnesium on some soils in New Zealand. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 16: 727-739.
- Edwards, J.H.; Horton, D.D. 1977. Aluminum induced calcium deficiency in peach seedlings. *J. Am. Soc. Hortic. Sci.*, 102: 459-461.
- Ehinger, L.H.; Parker, G.R. 1979. Tolerance of *Andropogon scoparius* to copper and zinc, *New Phytol.*, 8: 175-180.
- Elgala, A.M.; El-Damaty, A.; Abbel-Latif, I. 1976. Comparative ability of natural humus materials and synthetic chelates in extracting Fe, Mn, Zn and Cu from soils. *Zeitschrift Pflanz. Bodenk. Heft.*, 3: 301-307.
- Elliott, C.G.; A. Lauchli. 1985. Phosphorus efficiency and phosphate-iron interaction in maize. *Agron. J.*, 77:399-403.
- Elrashidi, M. A.; Lindsay, W. L. 1986a. Chemical equilibria of fluorine in soils: A theoretical development. *Soil Sci.*, 141: 274.
- Elrashidi, M. A.; Lindsay, W. L. 1986b. Solubility of aluminium fluoride, fluorite and fluorophlogopite minerals in soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 50: 594.
- Ephraim, J.; Alegret, S.; Mathuthu, A.; Bicking, M.; Malcolm, R.L.; Marinsky, J.A. 1986. *Environ. Sci. Technol.*, 20: 354-366.
- Ernani, P.R.; Nascimento, J.A.L.; Oliveira, L.C. 1998. Increase of grain and green matter of corn by liming. *Rev. Bras. Cienc. Solo*, 22: 275-80.
- Evans, C.E.; Kamprath, E.J. 1970. Lime response as related to percent Al saturation, solution Al and organic matter content. *Soil Sci. Soc. Am. P.*, 34: 893-896.
- Evans, L.S.; Lewin, K.F.; Vella, F.A. 1980. Effect of nutrient medium pH on symbiotic nitrogen fixation by *Rhizobium leguminosarum* and *Pisum sativum*. *Plant Soil.*, 56: 71-80.
- Evans, J.; Wallace, C.; Dobrowalski, N.; Pritcard, I.; Sullivan, B. 1993. Requirement of field pea for inoculation with *Rhizobium* and pelleting in soils of Western Australia. *Aust. J. Exp. Agr.*, 33: 767-773.
- Fageria, N.K.; Barbosa, M.P.; Carvalho, J.R.P.; Rangel P.H.N; Cutrim, V. 1984. Avaliação preliminar de cultivares de arroz para tolerancia á toxidez de ferro. *Pesq. Agropec Bras.*, 19: 1271-1278.

- FAO, 1998. Word Reference Base for Soil Resources. Word Soil Resources Rep. No. 84. Roma (Italia).
- FAO-UNESCO. 1991. Soil Map of the World. Roma (Italia).
- Fassbender, H.W. 1968. Phosphate retention and its different chemical forms under laboratory conditions for Costa Rica soils. *Agrochimica*, 12: 512-521.
- Fassbender, H.W. 1969. Phosphorous deficiency and fixation in volcanic ash soils in Central America. Panel on volcanic ash soil in Latin America. IAIAS. Turrialba (Costa Rica).
- Farina, M.P.W.; Channon, P. 1988. Acid-subsoil amelioration: II. Gypsum effects on ground and subsoil chemical properties. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 52: 175-180.
- Farina, M.P.W.; Channon, P. 1991. A field comparison of lime requirement indices for maize. *Plant Soil*, 134: 127-35
- Farina, M.P.W.; Channon, P.; Sumner, M.E. 1981. A glasshouse comparison of several lime requirement indices for maize. *Crop. Prod.*, 10: 129-35.
- Farina, M.P.W.; Channon, P.; Sumner, M.E. 1982. Lime induced yield depressions in maize on highly weathered soils. P. 9<sup>th</sup> Int. Plant Nut. Coll., 162-167. Warwick (Reino Unido).
- Farmer, V.C. 1981. Possible roles of a mobile hydroxyaluminium orthosilicate complex (protoimigolite) in podzolization. En "Migrations organo-minerales dans les sols tempérés". Coll. Int. C.N.R.S. (Nancy, Francia), 303: 275-279.
- Farmer, V.C.; Fraser, A.R. 1982. Chemical and colloidal stability of soils in the  $Al_2O_3$ - $Fe_2O_3$ - $SiO_2$ - $H_2O$  system: their role in podzolization. *J. Soil Sci.*, 33: 737-742.
- Farmer, V.C.; Fraser, A.R.; Tair, J.M. 1979. Characterization of the chemical structures of natural and synthetic aluminosilicate gels and sols by infrared spectroscopy. *Geochim. Cosmochim. Ac.*, 43: 1417-1420.
- Feng, J.M. 2000. Role of organic acids in detoxification of aluminum in higher plants. *Plant Cell Physiol.*, 41: 383-390.
- Fernández Marcos, M.L. 1997. Evaluación en cámara de crecimiento de tres métodos de determinación de fósforo asimilable en suelos no calcáreos. *Edafología*, 3-1: 189-203.
- Fernández Marcos, M.L.; Macías, F.; Guitián-Ojea, F. 1980. Estudio comparativo de dos métodos de obtención de la disolución de suelo. Aplicación al estudio de la disolución de suelos podsólicos de Galicia. *Anal. Edafol. Agrobiol.*, 39: 1587-1607.

- Fernández Marcos, M.L.; Macías, F. 1987. Variación estacional de la composición de la disolución de suelos de Galicia en relación con el tipo de horizonte y material original. *An. Edaf. Agrobiol.*, 46: 53-65.
- Fernández Marcos, M.L.; Fuentes Colmeiro, R.; López Mosquera, M.E. 1994. Los suelos de Galicia: problemas de fertilidad y corrección. *Agricultura*, 742: 388-391.
- Fernández-Sanjurjo, M.J.; Urrutia, M.; García Rodeja, E. 1991. Efecto del encalado de base y de mantenimiento sobre las propiedades de un suelo sobre esquistos de Galicia. *Nova Acta Cient. Compostel.*, 2, 65-78.
- Fernández Sanjurjo, M. 1994. Modificaciones inducidas por la técnicas de transformación y cultivo de pratenses en suelos de Galicia. Tesis Doctoral. Univ. de Santiago de Compostela.
- Fernández-Sanjurjo, M.J.; Álvarez, E.; García-Rodeja, E. 1995. Efecto del encalado sobre ciertas propiedades de la solución del suelo, la fracción coloidal y la disponibilidad de fósforo. *Revista de la Sociedad Española de la Ciencia del Suelo*, 1: 119-127.
- Fernández-Sanjurjo, M.J.; Álvarez, E.; García-Rodeja, E. 1998. Speciation and solubility control of aluminium in soils developed from slates of the river Sor Watershed (Galicia, N.W. Spain). *Water Air Soil Poll.*, 103: 35, 53.
- Fernández Sierra, C. 2001. Efectos en el suelo y en el pasto de la fertilización con lodos de depuradora urbana, solos o complementados con calcio, en un sistema silvopastoral. Proyecto fin de carrera. Escuela Politécnica Superior. Universidad de Santiago de Compostela.
- Fleming, G.A. 1973. Mineral composition of herbage. En: *Chemistry and Biochemistry of Herbage*, pp. 529-565. Academic Press, San Diego (CA, USA).
- Fleming, G.A.; Murphy, W.E. 1968. The uptake of some major and trace elements by grasses as affected by season and stage of maturity. *Journal of the British Grassland Society*, 23: 174-185.
- Flores, G.; Arráez, A.G. 1992. Effect of sward height on pasture and sheep productivity in Galicia (Humid-temperate, NW Spain). *Proceedings General Meeting of European Grassland Federation*, 14: 284-287.
- Follett, R.H.; Murphy, L.S.; Donahue, R.L. 1981. *Fertilisers and soil amendments*. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs (NJ, USA).

- Fortuna, A.; Harwood, R.R.; Robertson, G.P. 2003. Seasonal changes in nitrification potential associated with application of N fertilizer and compost in maize systems of southwest Michigan. *Agr. Ecosyst. Environ.* 97: 285-293.
- Foth, H.D.; Turk, L.M. 1972. *Fundamentals of soil science*. John Wiley and Sons, Nueva York (NY, USA).
- Fox, R.L.; Plucknett, D.L. 1964. Overliming Hawaiian soils creates problems. *Hawaii Farm Sci.*, 13: 9-10.
- Fox, R.L.; Hue, N.V.; Jones, R.C.; Yost, R.S. 1991. Plant-soil interactions associated with acid weathered soils. *Plant Soil*, 134: 65-72.
- Foy, C.D. 1973. Manganese and plants. En: "Manganese", pp. 51-76. *Natl. Acad. Sci. Natl. Res. Coun. Washington*, (DC, USA).
- Foy, C.D. 1974. Effects of Aluminum on plant growth. En: "The plant root and its environment", pp. 601-642. Carson E.W. (ed.). *Univ. Press of Virginia*, Charlottesville (VA, USA).
- Foy, C.D. 1983. The physiology of plant adaptation to mineral stress in problem soils. *Iowa State J. Res.*, 57: 339-354
- Foy, C.D. 1984. Physiological effects of hydrogen, aluminium, and manganese toxicities in acid soil. En: "Soil acidity and liming", pp. 57-99. F. Adams (ed.). *Agron. Monogr. ASA*, Madison (WI, USA).
- Foy, C.D. 1992. Soil chemical factors limiting plant root growth. *Adv. Soil Sci.* 19: 97-149.
- Foy, C.D.; Barber, S.A. 1958. Magnesium deficiency and corn yield on two acid Indians soils. *Soil Sci. Soc. Am. P.*, 22: 145-148.
- Foy, C.D.; Brown. 1964. Toxic factors on acid soils. II. Differential aluminum tolerance of plant species. *Soil Sci. Soc. Am. P.*, 28: 27-32.
- Foy, C.D.; Fleming, A.L.; Gerloff, G.C. 1972. Differential aluminum tolerance on two snapbean varieties. *Agron. J.*, 64: 815-818.
- Foy, C.D.; Chaney, R.L.; White, M.C. 1978. The physiology of metal toxicity in plants. *Ann. Rev. Plant Physiol.*, 29: 511-66.
- Frame, J.; Bax, J.; Bryden, G. 1992. Herbage quality of perennial ryegrass, white clover and N-fertilized ryegrass, swards in intensively managed dairy systems. *P. Meeting European Grassland Federation*, 14: 180-184.
- Franzen, D.W.; Peck, T.R. 1995. Spatial variability of plant analysis calcium and magnesium levels before and after liming. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 26: 2263-77.

- Freer, M. 1960. The utilization of irrigated pastures by dairy cows. II. The effect of stocking rate. *J. Agr. Sci.*, 54:243-256.
- Friensen, D.K.; Juo, A.S.R.; Miller, M.H. 1980. Liming and lime-phosphorus zinc interactions in two Nigerian Ultisols: I. Interactions in the soil. *Soc. Am. J.*, 44: 1221-26.
- Frink, C.R.; Peech, M. 1962. The solubility of gibbsite in aqueous solutions and soil extracts. *Soil Sci. Soc. Am. P.*, 26:346-347.
- Frink, C.R.; Voight, G.K. 1977. Potential effects of acid precipitation on soils in the humid temperate zone. *Water Air Soil Poll.*, 7: 371-388.
- Gago, C.; Fernández Marcos, M.L.; Álvarez, E. 2002. Aqueous aluminium species in forest soils affected by fluoride emissions from an aluminium smelter in NW Spain. *Fluoride*, 35: 1-12.
- Gallego, J., 1996. Forma de cubrir las necesidades en materias minerales. En: "La alimentación del ganado", pp. 115-142. Mundi-Prensa, Madrid (España).
- Gallon, C.; Munger, C.; Prémont, S.; Campbell, P.G.C., 2004. Hidroponic study of aluminum accumulation by aquatic plants: effects of fluoride and pH. *Water, Air Soil Poll.*, 153: 135-155.
- Galloway, J.N. 1996. Anthropogenic mobilization of sulfur and nitrogen: Immediate and delayed consequences. *Ann. Rev. Energy Environ.* 21: 261.
- Galloway, J.N. 1998. The global nitrogen cycle. Changes and consequences, *Environ. Poll.* 102 (S1), 15.
- Galloway, J.N. 2001. Acidification of the world: Natural and anthropogenic. *Water Air Soil Poll.* 130: 17-24.
- Galloway, J.N.; Schlesinger, W. H., Levy II, H., Michaels, A.; Schnoor, J.L. 1995. Nitrogen fixation: Anthropogenic enhancement environmental response. *Global Biogeochem. Cy.* 9: 235.
- Gamble, D.S.; Underdown, A.W.; Langford, C.H. 1980. *Anal. Chem.*, 52: 1901-1908.
- García, C.; Macías, F. 1983. Evolución geoquímica de las rocas gabroicas de Galicia durante su meteorización. *Cuadernos do Laboratorio Xeolóxico de Laxe*, 2: 245-251.
- García, P., Mombiola, F.; Mosquera, A. 1986a. Efectos del encalado sobre la composición química de praderas establecidas en terrenos "a monte". I. Calcio y Fósforo. *Investigación Agraria. Producción y Sanidad Animales*, 1: 135-146.

## Bibliografía

- García, P.; Mombiola, F.; Mosquera, A. 1986b. Efectos del encalado sobre la composición química de praderas establecidas en terrenos "a monte", II. Magnesio, Sodio, Potasio, Aluminio y Cobre. *Investigación Agraria. Producción y Sanidad Animales*, 1: 147-158.
- García-Queijeiro, J. 1992. Cartografía y evaluación de suelos en la comarca de "os Bergantiños". Tesis Doctoral. Univ. de Santiago de Compostela.
- García-Rodeja, E. 1983. Componentes no cristalinos en suelos de Galicia. Distribución, naturaleza y propiedades. Tesis Doctoral. Universidad de Santiago de Compostela.
- García-Rodeja, E.; Macías, F. 1984. Caracterización de suelos ácidos (Podsoles-Andosoles-Suelos aluminicos) de Galicia. Relación con los procesos edafogeoquímicos. I Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo, 589-602.
- García-Rodeja, E.; Macías, F. 1986. Aplicación de técnicas de disolución selectiva al estudio de los componentes no cristalinos de una secuencia de suelos sobre granitos en la Sierra de Ancares (Lugo, Galicia). *Anal. Edaf. y Agrob.*, 45: 347-366.
- García-Rodeja, E.; Macías, F. 1987. Andosoles developed form non-volcanic materials in Galicia (NW Spain). *J. Soil Sci.*, 38: 573-591.
- García-Rodeja, E.; Silva, B.; García, C.; Macías, F. 1986. Propiedades de los suelos desarrollados sobre las anfibolitas de "Santiago-Ponte Ulla". *Anal. Edaf. Agrobiol.*, 45: 1271- 1297.
- Gartley, K.L.; Sims, J.T.; Olsen, C.T.; Chu, P. 2002. Comparison of soil test extractants used in Mid-Atlantic United States. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 33: 873-895.
- Gasser, J.K.R. 1985. Process causing loss of calcium from agricultural soils. *Soil Use Manage.*, 1: 14-17
- Giesler, R.; Andersson, T.; Lovgren, L.; Persson, P. 2005. Phosphate sorption in aluminum- and iron-rich humus soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 69: 77-86.
- Gillman, G.P.; Summer, M.E. 1987. Surface charge characterisation and soil solution composition of four soils from the southern Piedmont in Georgia. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 51: 589-94.
- Gillman, G.P.; Brisow, K.L.; Hallman, M.J. 1989. Leaching of applied calcium and potassium from an Oxisol in humid tropical Queensland. *Aust. J. Agr. Res.*, 27: 183-198.

- Gil-Sotres, F.; Díaz-Fierros, F. 1982. El fósforo en los suelos forestales de la Sierra de Barbanza (Galicia, España). II. Estudio de la retención del P: relación entre la sorción y las propiedades del suelo. *Agrochimica*, 26: 204-212.
- Goedert, W.J. 1987. Management of acid tropical soils in the Savannas of South America. En: "Management of acid tropical soils for sustainable agriculture", part 1, pp. 109-127. P. IBSRAM In. Workshop.
- Goedert, W.J.; Corey, R.B.; Syers, J.K. 1975. Lime effect on potassium equilibrium in soils of Rio Grande do Sul, Brazil. *Soil Sci.* 120: 107.
- Golob, A.; Cop, J. 1990. Seasonal variations in magnesium content of grasses. P. General Meeting European Grassland Federation, 13: 204-205.
- Gómez-Liste, C. 2002. Estudio de fertilización con lodos de industrias lácteas en la instalación de praderas bajo plantaciones de *Pinus radiata*. Proyecto fin de carrera. Escuela Politécnica Superior. Universidad de Santiago de Compostela.
- Gonçalves, M.G. 1990. Changes in the pH of the solutions used in the determination of phosphate retention in acid granitic soils. *Agron. Lusitana*, 44: 101-109.
- González Rodríguez, A. 1987. Contenido en proteína bruta de una pradera de gramínea y trébol blanco sometida a dosis crecientes de nitrógeno. *Pastos* 17: 79-88.
- Gordon, F.J. 1973. The effect of high nitrogen levels and stocking rates on milk output from pasture. *J. Brit. Grassl. Soc.*, 28: 193-201.
- Gorostiza, M.; Durán, J.; Del Monte, J.P.; De Liñán, C.; Márquez, L. 1990. *Vademécum del maíz*. C De Liñán Vicente (ed.). Ediciones Agrotécnicas, Madrid (España).
- Goss, M.J.; Carvalho, MJGPR. 1992. Manganese toxicity- The significance of magnesium for the sensitivity of wheat plants. *Plant Soil*, 139: 91-98.
- Grego, S.; Moscatelli, M.C.; Marinari, S. 2000. The influence of liming and natural acidification on chemical and biological processes of an Italian forest soil *Agrochimica*, 44: 161-170.
- Grewal, H.S.; Williams, R. 2003. Liming and cultivars affect root growth, nodulation, leaf to stem ratio, herbage yield, and elemental composition of alfalfa on an acid soil. *J. Plant Nutr.*, 26: 1683-1696.
- Grime, J.P. 1988. *Comparative plant ecology. A functional approach to common British species*. London.

- Grimme, H. 1987. La importancia del magnesio en la producción vegetal. Rep. Agrícolas, 3: 7-9
- Grunes, D.L.; Allaway, W.H. 1985. Nutritional quality of plants in relation to fertilizer use. En "Fertilizer technology and use", pp. 589-619. O.P. Engelstad (ed.).
- Guadalix, M.E.; Pardo, M.T. 1994. Effects of liming on soil properties and P solubility in some Spanish Andosols. Geoderma, 63: 53-61.
- Gutián, F.; 1956. Sobre el encalado de los suelos de la zona húmeda. Tesis doctoral. Univ. de Santiago de Compostela.
- Gutián, F.; Muñoz, M. 1957. El encalado de los suelos de la zona húmeda. An. Edaf. Fis. Veg., 16: 1017-1097.
- Gutián, F.; Muñoz, M. 1960a. Poder de amortiguación del suelo. An. Edaf. y Agrob., 19: 303-304.
- Gutián, F.; Muñoz, M. 1960b. Efectos del encalado en los suelos ácidos. An. Edaf. Agrob., 19: 261-270.
- Gutián, F.; Muñoz, M. 1962. Efectos del encalado en los suelos ácidos. An. Edaf. Y Agrob., 19: 261-70.
- Gutián, F.; Méndez Domenech, E. 1968. Las necesidades de cal en los suelos de la Laguna de Antela. Calfensa, Inst. Nac. Edaf. Agrob. C.S.I.C. Inst. Nac. Colon. Estudio nº 2.
- Gutián, F.; Carballas, T. 1969. Suelos de la zona húmeda española. V. Factores de formación: material geológico. An. Edaf. y Agrob., 28: 191-204.
- Gutián, F.; Carballas, T. 1976. Técnicas de análisis de suelos. Ed. Pico Sacro, Santiago de Compostela.
- Haby, V.A., Leonard, A.T. 2002. Limestone quality and effectiveness for neutralizing soil acidity. Comm. Soil Sci. Plant, 33: 2935-2948.
- Hailes, K.J.; Aitken, R.L.; Menzies, N.W. 1997. Magnesium in tropical and subtropical soils from north-eastern Australia. II. Response by glasshouse-ground maize to applied magnesium. Aust. J. Soil Res., 35: 629-41.
- Halvorson, A.D.; Havlin, J.L.; Reule, C.A. 2002. Fertilizer phosphorus management options for no-till dryland winter wheat. Better Crops with Plant Food. 86:4-7.
- Halvorson, A.D.; Nielsen, D.C.; Reule, C.A. 2004. Nitrogen management - Nitrogen fertilization and rotation effects on no-till dryland wheat production. Agron. J. 96: 1196-1201.

- Hargrove, W.L. 1986. The solubility of aluminium-organic matter and its implication in plant uptake of aluminium. *Soil Sci.*, 142: 179-81.
- Hargrove, W.L.; Thomas, G.W. 1981a. Effect of organic matter on exchangeable aluminum and plant growth in acid soils. En "Chemistry in the soil environment", pp. 151-166. A.S.A. & SSSA, Madison (WI, USA).
- Hargrove, W.L.; Thomas, G.W. 1981b. Extraction of aluminium from aluminum-organic matter complexes. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 45: 151-153.
- Harter, R.D. 1979. Adsorption of copper and lead by Ap and B2 horizons of several northeastern United States soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 43: 679-683.
- Harter, R.D. 1991. Micronutrients adsorption-desorption reactions in soils. En: "Micronutrients in Agriculture", pp. 59-87. SSSA Book Series, nº4. Madison (WI, USA).
- Hayden, P.L.; Rubin, A.J. 1974. Systematic investigation of the hydrolysis and precipitation of aluminum (III). En: "Aqueous Environmental Chemistry of metals", pp. 317-381. A.J. Rubin (ed.). Ann Arbor Sci. Publ. Inc. (MI, USA).
- Haynes, R.J. 1982. Effects of liming in phosphate availability in acid soils. *Plant Soil*, 68: 289-308.
- Haynes, R.J. 1984. Lime and phosphate in the soil-plant system. *Adv. Agron.*, 37: 249-315.
- Haynes, R.J., Naidu R. 1998. Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 51: 123-137.
- Haynes, R.J.; Swift, R.S. 1988. Effects of lime and phosphate addition on changes in enzyme activities, microbial biomass and levels of extractable nitrogen, sulphur and phosphorus in an acid soil. *Biol. Fertil. Soils*, 6: 153-158.
- Haynes, R.J.; Mokolobate, M.S. 2001. Amelioration of toxicity and P deficiency in acid soils by additions of organic residues: a critical review of the phenomenon and the mechanisms involved. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 59: 47-63.
- Hecht Buchholz, CH.; Schuster, J. 1987. Responses of Al-tolerant Dayton and Al-sensitive Kearney barley cultivars to calcium and magnesium during Al stress. En: "Genetic aspects of plant mineral nutrition", pp. 223-237. H.W. Gableman; B.C. Loughman (eds).

- Hedley, M.J., Stewart, J.W.B., Chauhan, B.S. 1982. Changes in inorganic and organic soil-phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46: 970-976.
- Heenan, D.P.; Carter, O.G. 1977. Influence of temperate on the expression of manganese toxicity by two soybean varieties. *Plant Soil*, 47: 219-227.
- Helling, C.S.; Chesters, G.; Coraey, R.B. 1964. Contribution of organic matter and clay to soil cation- exchange capacity as affected by the pH of the saturating solution. *Soil Sci. Soc. Am. P.*, 28: 517-520.
- Helyar, K.R.; Anderson, A.J. 1970. Some effects of the soil pH on different species and on the soil solution of a soil high in exchangeable aluminum. P. XI Int. Grassl. Congr. Univ. Queensland Press. Pp 431-434.
- Helyar, K.R.; Anderson, A.J. 1971. Effects of lime on the growth of five species, on aluminum toxicity and phosphorus availability. *Aust. J. Agric. Res.*, 22: 707-721.
- Hem, J.D.; Baker. 1968. Trace inorganics in water. *Adv. Chem. Ser.*, 73: 98-114.
- Hem, J.D.; Roberson, C.E. 1967. Form and stability of aluminium hydroxide complexes in dilute solutions. *U.S. Geol. Surv. Water Supply Pap.*, 1827-A
- Hester, J.B. 1935. The amphoteric nature of three Coastal Plain soils: I. In relation to plant growth. *Soil Sci.*, 39: 237-245.
- Hochman, Z.; Edmeades, D.C.; White, E. 1992. Changes in effective cation exchange capacity and exchangeable aluminium with soil pH in lime-amended field soils. *Aust. J. Agric. Res.*, 30: 177-87.
- Hodgson, J.I. 1963. Chemistry of the micronutrient elements in soils. *Adv. Agron.*, 15: 119-159.
- Hojito, M.; Higashida, S.; Nishimune, A.; Takao, K. 1987. Effects of liming on grass growth soil solution composition and microbial activities. *Soil Sci. Plant Nutrit.*, 33: 177-85.
- Holford, I.C.R. 1985. Effects of lime on yields and phosphate uptake by clover in relation to changes in soil phosphate and related characteristics. *Aust. J. Soil Res.*, 23: 75-83.
- Holford, I.C.R. 1989. Effects of lime on the residual effectiveness of phosphate in acid soils. *Aus. J. Soil Res.*
- Holford, I.C.R. 1997. Soil phosphorus: its measurement, and its uptake by plants. *Aust. J. Soil Res.* 35: 227-239.

- Holford, I.C.R.; Crocker, G.J. 1994. Long-term effects of lime on pasture yields and response to phosphate fertilisers on eight acidic soils. *Aust. J. Agric. Res.*, 45: 1051-62.
- Horiguchi, T. 1987. Mechanism of manganese toxicity and tolerance of plants .2. Deposition of oxidized manganese in plant-tissues. *Soil Sci. Plant Nutrit.*, 33: 595-606.
- Hornung, M. 1985. Acidification of soils by trees and forest. *Soil Use Manag.* 1: 24-28.
- Horst, W.J. 1988. The physiology of manganese toxicity. En "Manganese in Soils and Plants", pp. 175-307. R.D. Graham; R.J. Hannam; N.C.Uren (eds). Kluwer Academic Publ., Dordrecht (Países Bajos).
- Howard, P.J.; Howard, D. 1984. Soil changes through afforestation. *Ann. Rep. Inst. Terr. Ecol.*, 1983: 86-89.
- Hsu, P.H. 1977. Aluminum hydroxides and oxyhydroxides. En "Minerals in the soil environment", pp.99-144. *Soil Sci. Soc. Amer.*, Madison (WI, USA).
- Hsu, P.H. 1979. Effect of phosphate and silicate on the crystallization of gibbsite from OH-Al solutions. *Soil Sci.*, 127: 219-226.
- Hsu, P.H.; Rich, C.I. 1960. Aluminium fixation in a synthetic cation exchanger. *Soil Sci. Soc. Am. P.*, 24: 21-25.
- Huang, C.P. 1985. Adsorption of phosphate on the hydrous-Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> electrolyte interface. *J. Coll. Interface Sci.*, 53:178.
- Huang, W.H.; Keller, W.D. 1970. Dissolution of rock forming silicate minerals in organic acids: simulated first stage weathering of fresh mineral surface. *Am. Miner*, 55: 2076-2094.
- Hue, N.V.; Craddock, G.R.; Adams, F. 1986. Effect of organic acids on aluminum toxicity in subsoils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 50:28-34.
- Hue, N.V.; Vega, S.; Silva, J.A. 2001. Manganese Toxicity in a Hawaiian Oxisol Affected by Soil pH and Organic Amendments. *Soil Sci. Soc. Am.*
- Hull, J.L.; Meyer, J.H.; Kromann, R. 1961. Influence of stocking rate on animal science. *J. Anim. Sci.*, 20: 46-52.
- Humphreys, M.O.; Nicholls, M.K. 1984. Relationships between tolerance to heavy metals in *Agrostis capillaris* L. (*A. tenuis* Sibth.), *New Phytol.*, 98: 177-190.
- Huntington, T.G. 2000. The potential for calcium depletion in forest ecosystems of southeastern United States: Review and analysis. *Global Biogeochem. Cy.*, 14: 623-638

- Huntington, T.G.; Hooper, R.P.; Johnson, C.E. 2000. Calcium depletion in a southeastern United States forest ecosystem. *Soil Sci. Soc. Amer. J.*, 64: 1845-1858.
- Hylander, L.D. 1995. Effects of Lime, Phosphorus, Manganese, Copper, and Zinc on plant mineral composition, yield of barley and level of extractable nutrients for acid swedish mineral soil. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 26: 2913-28.
- Jaakkola, A.; Hakkola, H.; Koylijarvi, J.; Simojoki, P. 1977. Effect of liming on phosphorus fertilizer requirement in cereals. *Ann. Agr. Fenn.*, 16: 207-219.
- Jackman, R.H.; Black, C.A. 1951. Solubility of Iron, Aluminium, Calcium and Magnesium inositol phosphates at different pH values. *Soil Sci.*, 72: 179-186.
- Jackson, M.L. 1963. Aluminum bonding in soils : a unifying principle in soil science. *Soil Sci. Soc. Am. P.*, 21: 1-9.
- Jacquin, F.; Carballas, M.; Carballas, T. 1978. Interactions entre les ions aluminium et la minéralisation de la matière organique dans les sols humifères atlantiques. *Eco- pedologie. C. R. Acad. Sc. Paris*, 286 Serie D:511-514.
- Jarvis, S.C. 1986. Forms of aluminium in some acid permanent grassland soils. *J. Soil Sci.*, 37: 211-222.
- Jarvis, S.C. 1987. Laboratory studies of effects of lime on soluble Al, Ca, Mg and Mn in a pelostagnogley soil. *J. Soil Sci.*, 38: 443-451
- Jolly, V.S.; Pierre, W.H. 1977. Soil acidity from long term use of nitrogen fertilizer and its relationship to recovery of nitrogen. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 41: 368.
- Jones, B.F.; Kennedy, V.C.; Zellweger, G.W. 1974. Comparison of observed and calculated concentrations of dissolved Al and Fe in stream water. *Water Resour. Res.*, 10: 791-793.
- Jones, J.P. ; Fox, R.L. 1978. Phosphorus nutrition of plants influenced by manganese and aluminium uptake from an Oxisol. *Soil. Sci.*, 126: 230-236.
- Jones, L.H. 1961. Aluminum uptake and toxicity to plants. *Plant Soil*, 13: 292-310.
- Jones, J.B.; Wolf, B.; Mills, H.A. 1991. *Plant Analysis Handbook. A practical sampling, preparation, analysis, and interpreting guide.* Micro-Macro Publishing, Georgia (USA).
- Jorgenson, S.S. 1976. Dissolution kinetics of silicate materials in aqueous catechol solutions. *J. Soil Sci.*, 27: 183-195.
- Juo, A.S.R. 1977. Farming systems. *Ann. Rep. Int. Instit. of Trop. Agric. Ibadan, Nigeria.*

- Juo, A.S.; Kamprath, E.J. 1979. Cooper chloride as an extractant for estimating the potentially reactive aluminum pool in acid soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 43:35-38.
- Justé, J.; Soldá, P. 1998. Influence de l'addition de différentes matières fertilisantes sur la biodisponibilité du cadmium, du manganese, du nickel et du zinc contenues dans un sol sableux amendé par des boues de station d'épuration. *Agronomie*, 8: 897-904.
- Kabata-Pendias, A. 2004. Soil-plant transfer of trace elements: An environmental issue. *Geoderma*, 122: 143-149.
- Kabata-Pendias, A.; Pendias, H. 2001. Trace elements in soils and plants. CRC Press, Boca Raton (FL, USA).
- Kadlec, R.H.; Keoleian, G.A. 1986. Metal ion exchange on peat . En: "Peat and water", pp. 61-93. C.H. Fuchman (ed.). Elsevier Applied Science Publ. Ltd., Oxford (Reino Unido).
- Kamprath, E.J. 1970. Exchangeable aluminium as a criterion for liming leached mineral soils. *Soil Sci. Soc. Am. P.*, 34: 252-54.
- Kamprath, E.J. 1971. Potential detriment effects from liming highly weathered soils to neutrality. *Soil Crop Sci. Soc. Fla. P.*, 31: 200-203.
- Kamprath, E.J.; Foy, P.A. 1984. Lime fertilizer plant interactions in acid soils. En: "Fertilizer Technology and Use". O.P. Engelstad (ed.). 3<sup>th</sup> SSSA Meeting. Madison (WI, USA).
- Kaoud, E.E.; Ibrahim, D.M.; Sharief, A.E. 1995. Influence of soil-applied P and foliar-applied Mn, Cu, Zn on seed oil yields and yield components of safflower. *J. Agri. Sci. Mansoura Univ.*, 18: 2786-2795.
- Karaka, Y.; Gunter W.; Aggarwal P.; Perkins E.& Derbraal J. 1989. Solmineq 88: A computer program for geochemical modelling of water-rock interactions. US Geological Survey, Menlo Park (CA, USA).
- Karathanasis, A.D.; Adams, F.; Hajek, B.F. 1983. Stability relationships in kaolinite, gibbsite and Al-hydroxyinterlayered vermiculite soil systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 47:1247-1251.
- Keeney, D.R.; Nelson, D.W. 1982. Nitrogen- Inorganic forms. En: "Methods of soil analysis. Part. 2. Chemical and microbiological properties" (2<sup>a</sup> ed.), Page et al. (eds). SSSA. Madison (WI, USA).
- Kesser, M.; Neubauer, B.F.; Hutchinson. F.E. 1975. Influence of aluminum ions on developmental morphology of sugarbeet roots. *Agron. J.*, 67: 84-88.

- Khan, H.R.; Rahman, S.; Hussain, M.S.; Adachi, T. 1991. Effect of various liming materials and leaching on the uptake nutrients by rice in two acid sulphate soils. *Int. J. Trop. Agric.*, 9: 215-24.
- Kinraide, T.B. 1991. Identity of the rhizotoxic aluminium species. *Plant Soil.*, 134: 167-78.
- Kinraide, T.B. 1997. Reconsidering the rhizotoxicity of hydroxyl, sulphate, and fluoride complexes of aluminium. *J. Exp. Bot.*, 48: 1115-1124.
- Kinraide, T.B.; Arnold, R.C.; Baligar, V.C. 1985. A rapid assay for aluminum phytotoxicity at submicromolar concentrations. *Physiol. Plant.*, 65: 245-250.
- Kinraide, T.B.; Parker, D.R. 1987. Cation amelioration of aluminium toxicity in wheat. *Plant Physiol.*, 83: 546- 551.
- Kinraide, T.B.; Parker, D.R. 1990. Apparent phytotoxicity of mononuclear hydroxyaluminum to four dicotyledonous species. *Physiol. Plant.*, 79: 283-8.
- Kittrick, J.A. 1969. Soil minerals in the  $Al_2O_3-SiO_2-H_2O$  system and a theory of their of formation. *Clay & Clay Miner.* 17: 157-166.
- Klemmedson, J.O.; Blazer, P. 1990. Effect of high nonexchangeable aluminium on nitrogen and phosphorus availability in a humus rich acid forest soil. *Plant Soil*, 126:277-285.
- Kobayashi, H.; Masaoka, Y.; Sato, S. 2005. Effects of excess magnesium on the growth and mineral content of rice and *Echinochloa*. *Plant Prod. Sci.* 8: 38-43.
- Kochian, V.L. 1995. Cellular mechanisms of aluminum toxicity and resistance in plants. *Annu. Rev. Plant Phys.*, 46: 237-60.
- Kodama, H.; Schnitzer, M. 1980. Effect of fulvic acid on the cristallization of aluminum hydroxides. *Geoderma*, 24: 195-205.
- Kovacevic, V.; Banaj, D.; Antunovic, M.; Petosic, D. 2004. Fertilization impacts on the yield and nutritional status of maize (*Zea mays* L.). *Cereal Res. Commun.*, 32: 403-410.
- Krebs et al. 1998. Metal solubility and plant uptake in sludge-amended soil. *J. Environ. Qual.* 27:19-23.
- Kumar, S.; Verma, T.S. 1997. Efficiency of lime in improving properties of acid Alfisols of Northwest Himalayas. *J. Indian Soc. Soil Sci.*, 45: 605-7.
- Kwong, Ng.; Kee, K.F.; Huang, P.M. 1977. Influence of citric acid on the hydrolytic reaction of aluminium. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 41:692-697.

- Kwong, Ng.; Kee, K.F.; Huang, P.M. 1979a. Nature of hydrolytic products of aluminium as influenced by low molecular weight complexing organic acids. En: P. Int. Clay Conf., pp. 527-536. M.M. Mortland y V.C. Farmer (ed.). Elsevier, Amsterdam (Países Bajos).
- Kwong, Ng.; Kee, K.F.; Huang, P.M. 1979b. Surface reactivities of hydrolytic reaction products of aluminium formed in the presence of low molecular weight organic acids. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 43: 1107-1113.
- Kwong, N.G.; Kee, K.F.; Huang, P.M. 1981. Comparison of the influence of tannic acid and selected low molecular weight organic acids on precipitation products of aluminium. *Geoderma*, 26:179-193.
- Lance, J.C.; Pearson, R.W. 1969. Effect of low concentrations of aluminum on growth, water and nutrient uptake by cotton roots. *Soil Sci. Soc. Am. P.*, 33: 95-98.
- Langer, R.H.M.; Hill, G.D. 1987. Plantas de interés agrícola. *Acricbia*, S.A. Zaragoza (España).
- Langheinrich, U.; Tischner, R.; Godbold, D.L. 1992. Influence of a high Mn supply on Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) seedlings in relation to the nitrogen source. *Tree Physiol.*, 10: 259-271.
- Larsen, S.; Widdowson, A.E. 1971. Soil fluorine. *J. Soil Sci.* 22: 210-211.
- Latimer, W.M. 1952 (2<sup>nd</sup>). The oxidation status of the elements and their potentials in aqueous solutions. Prentice Hall Inc., New York (NY, USA).
- Layon, L.E.; Nagshineh, P.; Mcleon, E.O. 1977. Effects of pH level on yields and chemical composition of pearl millet and alfalfa in soil with differing degrees of weathering. *Soil. Sci. Soc. Am. P.*, 41: 389-394.
- Leckie, J.O.; Stumm, W. 1970. En: "Advances in Water Quality Improvement"., pp. 237. E. Gloyna y W.W. Eckenfelder (eds). University of Texas Press, Austin (TX, USA)
- Lépine, M. 1980. Les oligo-éléments. *Perspect. Agri.*, 43: 76-83.
- Li, G.D.; Helyar, K.R.; Evans, C.M.; Wilson, M.C.; Castleman, L.J.C.; Fisher, R.P.; Cullis, B.R.; Conyers, M.K. 2003. Effects of lime on the botanical composition of pasture over nine years in a field experiment on the south-western slopes of New South Wales. *Aust. J. Exp. Agri.*, 43: 61-69.
- Lidon, F.C. 2002. Rice plant structural changes by addition of excess manganese. *J. Plant Nutr.*, 25: 287-296.

- Lin, C.; Coleman, N.T. 1967. The measurement of exchangeable aluminum in soils and clays. *Sol Sci. Soc. Am. P.*, 24: 444-446.
- Lind, C.J.; Hem, J.D. 1975. Effects of organic solutes on chemical reactions of aluminium. U.S. Geol. Survey Water Supply Paper, nº 187-C.U.S. Government Printing Office. Washington, D.C. (USA).
- Lindsay, W. 1972. Zinc in soils and plant nutrition. *Adv. Agron.*, 24: 147.
- Lindsay, W. 1979. Chemical equilibria in soils. Wiley Inters. Pub. Nueva York (NY, USA).
- Lindsay, W.L.; Moreno, E.C. 1960. Phosphate phase equilibria in soils. *Soil Sci. Soc. Am. P.*, 24: 177-182.
- Llanos, M. 1984. El maíz. Su cultivo y aprovechamiento. Mundi-Prensa, Madrid (España).
- Lohnis, M.P. 1951. Manganese toxicity in field and market garden crops. *Plant Soil* 3: 193-222.
- López Díaz, M.L. 2004. Fertilización con lodos de depuradora urbana en sistemas silvopastorales. Tesis Doctoral. Universidad de Santiago de Compostela.
- López Hernández, D. 1987. Phosphate adsorption variability within soil series and in diverse soil populations. *Soil Sci.*, 144: 408-411.
- López Mosquera, E.; Macías, F. 1987. Comparación de las propiedades físico químicas de suelos sobre esquistos de Las Mariñas (La Coruña) según el tipo de uso: Evaluación de su aptitud para el cultivo del clavel. *El suelo: Fertilidad y fertilizantes. EFCE. Publ. Series*, 68, 323-30. ANQUE
- López-Ritas, J.; López Mérida, J. 1990. El diagnóstico de suelos y plantas: métodos de campo y laboratorio. Mundi- Prensa, Madrid (España).
- Loué, A. 1988. Los microelementos en agricultura. Mundi-Prensa, Madrid (España).
- Loveland, B.H.; Digby, P. 1984. The extraction of Fe and Al by 0.1M pyrophosphate solutions. A comparison of some techniques. *J. Soil Sci.*, 35: 143-256.
- Lowson, R.T. 1982. Aqueous oxidation of pyrite by molecular-oxygen. *Chem. Rev.*, 82: 461-497.
- Lowther, W.L.; Adams, A.F.R. 1970. The interaction of lime and phosphorus and the nodulation and growth of white clover. *New Zeal. J. Agr. Res.*, 13, 225-62.
- Lucas, N. 1992. Evaluación de los suelos de la Mariña lucense para usos agronómicos. Tesis Doctoral. Universidad de Santiago de Compostela.
- Luciuk, G.M.; Huang, P.M. 1974. Effect of monosilicic acid on hydrolytic reactions of aluminum. *Soil Sci. Soc. Am. P.*, 38: 235-244.

- Lund, Z.F. 1970. The effect of calcium and its relation to several cations in soybean root. *Soil Sci. Soc. Am. P.*, 34: 456-459.
- Luo, Y.M.; Yan, W.D.; Christie, P. 2001. Soil solution dynamics of Cu and Zn in a Cu- and Zn-polluted soil as influenced by gamma-irradiation and Cu-Zn interaction. *Chemosphere* 42: 179-184.
- Lyle, E.S.; Adams, F. 1971. Effects of available soil calcium on taproot elongation of Loblolly pine (*Pinus taeda*, L.) seedlings. *Soil Sci. Soc. Am. P.*, 35: 800-805.
- Macías, F. 1986. Materiais orixinais e solos de Galiza. *O Meio Natural Galego. Cuad. do Sem. de Sargadelos*, 47: 49.
- Macías, F.; Calvo, R. 1983. El análisis del medio físico y su aplicación a la ordenación del territorio: una experiencia piloto en el área de Padrón (La Coruña). *Trabajos Compostelanos de Biología*, 10:179-208.
- Macías, F.; Calvo, R.; García, C.; García-Rodeja, E.; Silva, E. 1982. El material original: su formación e influencia en las propiedades de los suelos de Galicia. *Ann. Edafol. Agrobiol.*, 41: 1747-1768.
- Macías, F.; Puga, M.; Guitián, F. 1978a. Suelos de la zona húmeda española. IX. Estudio de una catena sobre gabros. *An. Edaf. Agrob.*, 37: 117-138.
- Macías, F.; Puga, M.; Guitián, F. 1978b. Caracteres ándicos en suelos sobre gabros de Galicia. *Ann. Edafol. Agrobiol.*, 37:187-203.
- Malkönen, E.; Derome, J.; Fritze, H.; Helmisaari, H-S.; Kukkola, M. 1999. Compensatory fertilization of Scotts pine stands polluted by heavy metals. *Cycling in Agroecosystems* 55: 239-268.
- Mamo, T.; Richter, C.; Heiligta, B. 1996. Comparison of extractans for determination of available Phosphorous, Potassium, Calcium, Magnesium and Sodium in some Ethiopia and German soil. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 27: 2197-2212.
- MAPA, 2005. <http://www.Mapa.es/es/estadistica/infoestad.html>
- Mark, M.K.S.; Langford, C.H. 1982. A kinetic study of the interaction of hydrous aluminum oxide colloids with a well characterized soil fulvic acid. *Can. J. Chem.*, 60: 2023-2028.
- Marschner, H. 1995. *Mineral Nutrition of Higher Plants*. Academic Press, Londres (Reino Unido).
- Martell, A.E.; Calvin, M. 1952. *Chemistry of metal chelate compounds*. Prentice Hall Inc., Nueva York (NY, USA).

- Martínez, J.; Díaz-Fierros, F. 1976. Influencia del encalado sobre la accesibilidad de potasio en suelos en el NO de España. *Acta Cient. Compost.*, 13: 83-97.
- Martini, J.A.; Kochhann, R.H. ; Siqueira, O.J. ; Borkert, C.M. 1974. Response of soybeans to liming as related to soil acidity, Al and Mn toxicities and P in some Oxisols of Brazil. *Soil Sci. Soc. Am. P.*, 38: 616-620.
- Martini, J.A.; Kochhann, R.A.; Gomes, E.P.; Langer, F. 1977. Response of wheat cultivars to liming in some high Al Oxisols of Rio Grande do Sul, Brazil. *Agron. J.*, 69: 612-16.
- Martini, J.A.; Mutters, R.G. 1985. Effect of lime rates on nutrient availability, mobility and uptake during the soybean-growth season: I Aluminium, Manganese and Phosphorus. *Soil Sci.*, 139: 219-227.
- Martín-Prével, P.; Gagnard, J.; Gautier, P. 1984. Méthodes analytiques de référence. En: «L´analyse végétale dans le contrôle de l´alimentation des plantes». Lavoisier, Paris, 7 : 161 – 178.
- Matejovic, I.; Durackova, A. 1994. Comparison of Mehlich I, II and III, calcium chloride, Bray, Olsen and Sachachtschabel-extractants for determination of nutrient in two soil types. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 25: 1289-1302.
- Mattson, S.; Hester, J.B. 1933. The laws of soil colloidal behaviour. XII. The amphoteric nature of soils in relation to aluminum toxicity. *Soil Sci.*, 36: 229-244.
- Mayfield, J.L.; Sibley, J.L.; Simonne, E.H.; Eakes, D.J. 2002. Effect of liming materials on media pH and overall growth and nutrition of dwarf Nandina. *J. Plant Nutr.* 25: 1377-1387.
- Mayne, C.S. 1992. The effect of protein content of the supplement on milk production of dairy cattle offered low and high digestibility grass silage ad libitum. *Anim. Prod.*, 54: 460-460.
- Matzner, E.; Ulrich. B. 1983. The turnover of protons by mineralization and ion uptake in a beech (*Fagus sylvatica*) and a Norway spruce ecosystem. En "Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems", pp. 93-104. B. Ulrich; J. Pankrath (eds). Reidel Pub. Co., Dordrecht (Países Bajos).
- McBride, M.B. 1981. Forms and distribution of copper in solid and solution phases of soil. En: "Copper in soils and plants", pp. 25-45. Loneragan et al. (ed.). Academic Press, Sydney (Australia).
- McBride, M.B. 1994. Soil Acidity. En: "Environmental Chemistry of Soils", pp 169-206. Oxford Univ. Press, Oxford (Reino Unido).

- McCloll, J.G.; Pohlman, A.A. 1986. Soluble organic acids and their chelating influence on Al and other metal dissolution from forest soils. *Water Air Soil Pollut.*, 31: 917-927.
- McCormick, L.H.; Borden, F.Y. 1974. The occurrence of aluminum-phosphate precipitate in plant roots. *Soil Sci. Soc. Am. P.*, 34: 931-934.
- McKeague, J.A. 1967. An evaluation of 0.1M pyrophosphate and pyrophosphate dithionite in comparison with oxalate as extractants of the accumulation products in podzols and some other soils. *Can. J. Soil Sci.*, 47: 95-99.
- McKeague, J.A.; Schuppli, P.A. 1982. Changes in concentration of iron and aluminium in pyrophosphate extracts of soil and composition of sediment resulting from ultracentrifugation in relation to spodic horizon criteria. *Soil Sci.*, 134: 265-270.
- McLaren, R.G.; Crawford, D.V. 1973. Studies on soil copper (II): The specific adsorption of copper by soils. *J. Soil Sci.*, 24: 443-452.
- McLean, D.C.; Hansen, K.S.; Schneider, R.E. 1992. Amelioration of aluminium toxicity in wheat by fluoride. *New Phytol.* 121: 81.
- McLean, E.O. 1971. Potentially beneficial effects from liming. *Chemical and physical. Soil Crop Sci. Soc. Flor. P.* 31: 189-196.
- McLean, E.O. 1976. Chemistry of soil aluminum. *Comm. Soil Sci. Plant*, 7: 619-636.
- McLean, E.O.; Brown, J.R. 1984. Crop response to lime in the Midwestern United States. En "Soil Acidity and Liming", pp.267-304. F. Adams (ed.). *Am. Soc. Agron.*, Madison (WI, USA).
- McLean, E.O.; Reicosky, D.C.; Ladshmanan, C. 1965. Aluminium in soils: VII. Interrelationships of organic matter, liming and extractable aluminium with "permanent charge" (KCl) and pH- dependent cation exchange capacity of surface soils. *Soil Sci. Soc. Am. P.*, 29: 374-378.
- McLeod, L.B.; Jackson, M.L. 1967. Aluminium tolerance of 2 barley varieties in nutrient solution, peat and soil culture. *Agron. J.*, 59: 359-365.
- McNaught, K.J. 1970. Diagnosis of mineral deficiencies in grass-legume pastures by plant analysis. *P. Internat. Grassl. Congress*, pp 334-338.
- McNaught, K.J. 1973. Effect of some magnesium fertilizers on mineral composition for pasture on Horotin sandy loam. *NZ. J. Exp. Agric.*, 1: 349-63.
- Medvedev, S.S. 2005. Calcium signaling system in plants. *Russian J. Plant Physiol.*, 52: 249-270.

- Mehlich, A. 1946. Soil properties affecting the proportionate amounts of Calcium, Magnesium and Potassium in plants and in HCl extracts. *Soil Sci.* 62: 393-409.
- Mehlich, A. 1976. New buffer pH method for rapid estimation of exchangeable acidity and lime requirement of soils. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 7: 637-652.
- Mehlich, A. 1984. Mehlich 3 soil test extractant: A modification of Mehlich 2 extractant. *Commun. Soil Sci. Plant*, 15: 1409-1416.
- Mehlich, A. Reed, J.F. 1948. Characterization of the plant factor in the cation requirement and contents of plants. *Soil Sci. Soc. Am. P.* 13: 399-401.
- Meiwes, K.J. Merino, A.; Beese, F.O. 1998. Chemical composition of throughfall, soil water, leaves and leaf litter in a beech forest receiving long-term application of ammonium sulphate. *Plant Soil*, 201: 217-230.
- Mello, J.C.A.; Boas, R.L.V.; Lima, E.V., Crusciol, C.A.C., Bull, L.T. 2003. Changes of chemical soil characteristics due to doses and particle sizes of limestone in no-tillage and conventional systems. *Revista Brasileira de Ciencia do Solo*, 27: 553-561.
- Méndez Domenech, E. 1977. Estudio lisimétrico del lavado de cationes en dos suelos de la provincia de Lugo. *Trabajos Compostelanos de Biología* 6: 57-69.
- Méndez Domenech, E. 1979. Catálogo de trabajos y documentos científicos sobre el campo gallego. Monografía 149. Universidade de Santiago de Compostela.
- Mengel, K.; Kirkby, E.A. 1980. Potassium in crop production. *Adv. Agron.* 33: 59-109.
- Mengel, K.; Kirkby, E.A. 1982 (3<sup>er</sup> ed). *Principles of Plant Nutrition*. Int. Potash Inst., Berna (Suiza).
- Merck, 1993 (4<sup>a</sup> ed). *El manual Merck de veterinaria*. Pp: 1899-1900. Océano/Centrum, Barcelona (España).
- Meriga, B.; Reddy, B.K.; Jogeswar, G.; Reddy, L.A.; Kishor, P.B.K. 2003. Alleviating effect of citrate on aluminium toxicity of rice (*Oryza sativa* L.) seedlings. *Curr. Sci.*, 85: 383-386.
- Merino, A.; García-Rodeja, E. 1996. Mobility of sulphate in experimentally acidified soils from Galicia (NW Spain). *Water Air Soil Poll.*, 87: 23-37.

- Metson, A. J.; Saunders, W.M.H. 1978. Seasonal variations in chemical composition of pasture. I. Calcium, Magnesium, Potassium, Sodium and Phosphorus. *New Zeal. J. Agr. Res.*, 21: 341-353
- Michaelson, G. J.; Ping, C.L. 1986: Extraction of Phosphorus from the major agricultural soils of Alaska. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 17: 275-297.
- Michaelson, G. J.; Ping, C.L.; Mitchell, G.A. 1987. Correlation of Mehlich-3, Bray P1 and ammonium acetate extract P, K, Ca and Mg from Alaska agricultural soils. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 18: 1003-1015.
- Molina, A., Reigosa, M.J., Carballeira, A. (1991). Release of allelochemical agents from litter, throughfall and topsoil in plantations of *Eucalyptus globulus* Labill in Spain. *J. Chem. Ecol.*, 17: 147-160.
- Mombiela, F.A. 1983a. Efecto de la cal y del Fósforo sobre las transformaciones de Nitrógeno en dos suelos ácidos de Galicia. *An. INIA. Ser. Agric.* 24: 269-280.
- Mombiela, F.A. 1983b. El estudio de la fertilidad del suelo en Galicia. Apuntes históricos y problemática general de la investigación sobre la acidez y la falta de Fósforo. *Xornadas de estudio sobor dos recursos da agricultura galega 75-77*: 87-110.
- Mombiela, F.A. 1986. Importancia del abonado en la producción de los pastos de la zona húmeda española. *Pastos*, 16: 27-55.
- Mombiela, F.A.; Mateo, M.E. 1984. Necesidades de cal para praderas en terrenos "a monte". I. Su relación con el Al cambiante en suelos sobre granitos y pizarras de Galicia. *Anales INIA. Serie Agrícola*, 25: 129-143.
- Moncoulon, D.; Probst, A.; Party, J.P. 2004. Weathering, atmospheric deposition and vegetation uptake: role for ecosystem sensitivity to acid deposition and critical load. *Comptes Rendus Geoscience*, 336: 1417-1426.
- Mongia, A.D. 1997. Effect of liming on composition of soil solution in acid soils. *J. Indian Soc. Soil Sci.*, 45: 187-189.
- Monterroso, C. 1995. Caracterización de los procesos edafogeoquímicos en una escombrera de estériles de lignito en proceso de restauración ambiental. Tesis Doctoral. Univ. de Santiago de Compostela.
- Monterroso, C.; Álvarez, E.; Fernández Marcos, M.M. 1999. Evaluation of Mehlich III reagent as a multielement extractant in mine soils. *Land Degrad. Dev.*, 10: 35-47.

- Monterroso, C.; Alvarez, E.; Macías, F. 1994. Speciation and solubility control of Al and Fe in mine soils solutions. *Sci.Tot. Environ.*, 158: 31-43.
- Monterroso, C.; Fernández Marcos, M.L.; Álvarez, E. 1996. Factors influencing phosphorus adsorption in mine soils in Galicia, Spain. *Sci.Tot. Environ.*, 180: 137-145.
- Moody, P.M.; Aitken, R.L.; Dickson, T. 1998. Field amelioration of acidic soils in south-east Queensland. III. Relationship of maize yield response to lime and unamended soil properties. *Aust. J. Agri. Res.*, 49: 649-56.
- Moore, C.S.; Ritchie, G.S. 1988. Aluminum speciation and pH in acid soil in presence of fluoride. *J. Soil Sci.*, 39.
- Moore, D.P. 1974. Physiological effects of pH. The plant root and its environment. University of Virginia Press. 135, 51.
- Moraghan, J.T.; Mascagni, J.M. 1991. Environmental and soil factors affecting micro nutrients deficiencies and toxicities. En: "Micronutrients in Agriculture" (2<sup>nd</sup> ed). SSSA Book Series, nº 4, Madison (WI, USA).
- Moreno, J.; García, J.J. 1982. Cultivo del maíz en las zonas húmedas de España. Hojas divulgadoras Nº 6/82, Publicaciones de Extensión Agraria. MAPA, Madrid (España).
- Morris, D.; Friesner, D.; Manson, L.; Allen, M.; Joost, R.; Jordani, F.; Bracy, R. 1987. Liming Coastal Plain soils in southeast Louisiana. *Louisiana Agric. Exp. St.*, 31: 22-24.
- Morris, D.R.; Joost, R.E.; Corken, D.L.; Manson, L.F. 1992. Liming double-cropped ryegrass and sorghum. *Soil Sci. Soc. Amer. J.*, 59: 155-60.
- Morris, D.T.; Stevenson, C.K. 2000. Nitrogen fertilizer materials for field crops. *Omafra Agriculture and Rural*. Ministry of Agriculture, Food and Rural Affairs. Canadá.
- Morrison, J.; Idle, A.A. 1972. A pilot survey of grassland in S.E. England. *Grassl. Res. Institut. Technical Report nº 10*. (Reino Unido).
- Mosquera, A. 1986. Transformación de tierras de monte gallego en praderas permanentes: dosis óptimas de cal para establecimiento y mantenimiento. Tesis Doctoral. Univ. de Santiago de Compostela.
- Mosquera, M.R. 1993. Producción y manejo de forrajes en un sistema de producción lechera. Univ. de Santiago de Compostela.

- Mosquera, M.R.; González, A. 1992. Mixed sward response to nitrogen and potassium fertilizer in Galicia. Proc. General Meet. Europ. Grassl. Fed., 14: 511-512.
- Mosquera, M.R.; González, A. 2003. Fertilización nitrogenada y potásica en pradera mixta: I. Efectos sobre la composición botánica, el contenido en proteína y el nivel de macroelementos. SEEP. Pastos 30: 241-260.
- Mosquera, M.R.; González, A. 2004. Fertilización nitrogenada y potásica en pradera mixta: I. Efectos sobre el nivel de microelementos. SEEP. Pastos 31: 233-248.
- Mosquera, M.R.; González, A.; Rigueiro, A. 2004. Fertilization with N and K pastures in temperate areas. J. Range Manage., 57: 280-290.
- Mosquera, M.R.; López Díaz, ML.; Iglesias-Rego, R.; Fernández- Nuñez, E.; Fernández-Gómez, S. Jardón-Bouzas, B.; Rigueiro-Rodríguez, A. 2002 . Micronutrient content of main natural herbs, shrubs and forage trees in NW Spain. Grassl. Sci. Europe 7: 88-89
- Mosquera, M.R.; López-Díaz, M.L.; Rigueiro, A. 2000. Efecto del encalado y la adición de lodos de depuradora sobre los contenidos de Calcio y Magnesio del pasto en sistemas silvopastorales. XL Reunión Científica de la Sociedad Española para el Estudio de los Pastos. Pp. 671-676.
- Mosquera, R.; González, A. 1999. Pasture production in Northern Spain systems. New Zeal. J. Agr. Res. 42: 125-132.
- Mossor-Pietraszewska, T. 2001. Effect of aluminium on plant growth and metabolism. Acta Biochim. Pol., 48: 673-686.
- Mugwira, L.M. 1979. J. Plant Nutrit., 1: 219-240.
- Munro J.M.M.; Walters, R.J.K. 1985. The feeding value of grass. Occasional Symposium British Grassl. Soc., 19: 65-78.
- Munns, D.N.; Fox, R.L. 1976. Depression of legume growth by liming. Plant Soil, 45: 701-705.
- Muñoz, M.; Guitián, F. 1962. La necesidad de cal en los suelos de cultivo gallegos. Anal. Edaf. Agrobiol., 21: 473-480.
- Murray, M.; Linder, P.W. 1984. Fulvics acids: Structure and metal binding. II: Predominant metal binding sites. J. Soil Sci., 35: 217-222.
- Naidoo, G.; Stewart, J.Mc.; Lewis, R.J. 1978. Accumulation sites of Al in snapbean and cotton roots. Agron. J., 70: 489-492.

- Naidu, R.; Syers, J.K.; Tillman, R.W.; Kirkman, J.H. 1990. Effect of liming and added phosphate on charge characteristics of acid soils. *J. Soil Sci.*, 41:157-164
- Nichol, B.E.; Olivera, L.A. 1995. Effects of aluminium on the growth and distribution of calcium in roots of an aluminium-sensitive cultivar of barley (*Hordeum vulgare*). *Can. J. Bot.*, 73: 1849-1858.
- Noble, A.D.; Fey, M.V.; Summer, M.E. 1988. Calcium-aluminum balance and the growth of soybean roots in nutrient solutions. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 52: 1651-1656.
- Noble, A.D.; Gillman, G.P.; Ruaysoongnern, S. 2000. A cation exchange index for assessing degradation of acid soil by further acidification under permanent agriculture in the tropics. *Europ. J. Soil Sci.*, 51: 233-243.
- Nodstrom, D.K. 1982. The effect of sulphate on aluminium concentrations in natural waters: some stability relations in the system  $Al_2O_3-SO_3-H_2O$  at 298° K. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 46: 681-692.
- Nor, Y.M.; Tabatabai, M.A. 1977. Oxidation of elemental sulfur in soils. *Soil Sci. Am. P.*, 41: 736-741.
- Norton, B.W. 1982. Differences between species in forage quality. *Proceedings International Symposium on Nutritional Limits to Animal Production from Pastures*, 91-99.
- NRC. 1980. *Mineral Tolerance of Domestic Animals*. The National Academic Press, Washington D.C. (USA).
- NRC. 1989. *Nutrient requirements of horses*. The National Academic Press, Washington D.C. (USA).
- Núñez, G.; Contreras, E.F.; Faz, R. 2003. Características agronómicas y químicas importantes en híbridos de maíz par forraje con alto valor energético. *Téc. Pecu. Méx.* 41: 37-48.
- Oates, K.M.; Kamprath, E.J. 1983a. Soil acidity and liming: I. Effect of the extracting solution cation and pH on the removal of aluminium from acids soils. *Soil Sci. Soc. Am, J.*, 47: 686-689.
- Oates, K.M.; Kamprath, E.J. 1983b. Soil acidity and liming. II. Evaluation using aluminum extracted by various chloride salts for determining lime requirements. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 47: 690-692.
- Ohki, K. 1987. Aluminum stress on sorghum growth and nutrient relationships. *Plant Soil*, 98: 195-202.

- Oliveira, A.L.F. 1958. Influences de L'eucalyptus sur l'évolution des sols. Quelques relations entre L'Eucalyptus globulus Labill et l'évolution des sols dans Portugal.
- Oliveira, A.L.F. 1985. Biomassa introduzida no solo por povoamentos de Pinus pinaster Ait. e Eucalyptus globulus Labill. Estação Florestal Nacional. INIA. Lisboa.
- Olsen, S.R.; Sommers, L.E. 1982. Phosphorus. En: "Methods of Soil Analysis, Part 2. Chemical and Microbiological Properties". A.L. Page, R.H. Miller, D.R. Keeney (eds). Madison (WI, EEUU).
- Orion, 1976. Instructions manual: fluoride electrodes. Orion Research Inc., Cambridge, (MA, USA).
- Ota, Y. 1968. Bull. Natl. Inst. Agric. Sci. Ser. D. Plant Physiol.
- Pan, J.; Zhu, M.; Chen, H. 2001. Aluminum-induced cell death in root- tip cells of barley. Environ. Exp. Bot. 46: 71-79.
- Papadakis J. 1966. Climates of the World and their Agricultural Potentialities. Buenos Aires (Argentina).
- Parfitt, R.L. 1977. Phosphate adsorption by an Oxisol. Soil Sci. Soc. Am. J., 41: 1064-67.
- Parfitt, R.L. 1978. Anion adsorption by soils and soil materials. Adv. Agron., 30: 1.
- Parfitt, R.L. 1980. Soils of variable charge. B.K.G. Theng (ed.), pp. 167-194. N.7. Soc. Soil Sci. Lower Hutt.
- Parfitt, R.L. 1989. Phosphate reactions with natural allophane, ferrihydrite and goethite. J. Soil Sci., 40: 359-369.
- Parfitt, R.L.; Atkinson, R.S.; Smart, R.S.C. 1975. The mechanism of phosphate fixation by iron oxides. Soil Sci. Am. P., 39: 837-41.163-200.
- Parker, D.R.; Chaney, R.L.; Norvell, W. A. 1995. Chemical equilibrium models: applications to plant nutrition research. En: "Chemical equilibrium and reaction models", pp. 163-200. R.H. Loeppert et al. (eds). SSSA, Madison (WI, USA).
- Parker, D.R.; Kinraide, T.B.; Zelazny, L. W. 1988. Aluminum speciation and phytotoxicity in dilute hydroxy-aluminum solutions. Soil Sci. Soc. Am. J., 52: 438-444.
- Paschke, M.W.; Valdecantos, A.; Redente, E. F. 2005. Manganese toxicity thresholds for restoration grass species. Environ. Poll., 135: 313-322.

- Paul, D.K.; Black, A.P.S.; Conyers, D.M. 2001. Development of nitrogen mineralisation gradients through surface soil depth and their influence on surface soil pH. *Plant Soil*, 234: 239-246.
- Paula, M.B.; Holanda, F.S.R.; de Carvalho, J.G.; Mesquita, H.A. 1997. Effect of liming on sweet sorghum yields in two Brazilian Oxisols. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 28: 1613-21.
- Paulino, V.; Olivares, J.; Bedmar, E. 1987. Nodulation and nitrogenase activity of pea nodules as affected by low pH and aluminium. *Plant Soil*, 101: 299-302.
- Pavan, M.A.; Bingham, F.T. 1982. Toxicity of aluminum to coffee seedlings grown in nutrient solution. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 46: 993-997.
- Pavan, M.A.; Bingham, F.T.; Pratt, P.F. 1984. Redistribution of exchangeable calcium, magnesium and aluminum following lime and gypsum applications to a Brazilian Oxisol. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 48: 33-38.
- Pedro, G.; Sifferman, G. 1979. Weathering of rocks and formation of soils. En: *Review of Research of Modern Problems in Geochemistry*. F.R. Siegel (ed). UNESCO.
- Pegtel, D.M. 1987. Effect of ionic Al in culture solutions on the growth of *Arnica montana* L. and *Deschampsia flexuosa* (L.) Trin. *Plant Soil*, 102: 85-92.
- Perdue, E.M.; Beck, K.C.; Reuter, J.H. 1976. Organic complexes of iron and aluminium in natural waters. *Nature*, 260: 418.
- Pereira, Z.M.R.; Salcedo, I.T.; Tiessen, H. 1989. Effects of calcium carbonate and of ammonium phosphate additions on electrochemical properties and potassium retention of two Brazilian soils. *Soil Sci.*, 147: 64-70.
- Perkins, H.F. 1961. Particle size influences effectiveness of limestone. *Ga. Agric. Res*, 3:3-4.
- Perroth, K.W.; Mansell, G.P. 1989. Effect of fertiliser phosphorus and liming on inorganic and organic soil phosphorus fractions. *New Zeal. J. Agri. Res.*, 32: 63-70.
- Petersen, L. 1976. *Podzols and podzolization*. DSR. Forlag, Copenhage (Suecia).
- Pickard, D.W. 1986. Minerals and vitamins. En "Principles and practice of feeding dairy cows". *Tec. Bull.* 8. W.H. Broster; R.H. Philips, C.L. Johnson, (eds). (4): 73-94.
- Pierre, W.H.; Meisinger, J.; Birchett, J.R. 1970. Cation-anion balance in crops as a factor in determining the effect of nitrogen fertilizers on soil acidity. *Agron. J.*, 62: 106-112.

- Pilkington, M.G.; Caporn, S.; Carroll, J.A.; Cresswell, N.; Lee, J.A.; Ashenden, T.W.; Brittain, S.A.; Reynolds, B.; Emmett, B.A. 2005. Effects of increased deposition of atmospheric nitrogen on an upland moor: leaching of N species and soil solution chemistry. *Environ. Poll.*, 135: 29-40.
- Piñeiro, J. 1986. Praderas sembradas en Galicia: especies que las componen: III Xornadas de estudo sobor do tema produccions gandeiras de Galicia. Cuadernos da Área de Ciencias Agrarias, 6: 27-50.
- Piñeiro, J.; Gonzalez, E.; Prez, M. 1977. Acción del fósforo, el potasio y la cal en el establecimiento de pastos y forrajes en el terreno de monte. III Seminario INIA-SEA sobre pastos, forrajes y producción animal. CRIDA 01.
- Piñeiro, J.; Pérez, M. 1990. ¿Raigrás inglés o dactilo para pastos de larga duración en Galicia?. XXX Reunión científica de la SEEP, pp. 283-293
- Piñeiro, J.; Pérez, M. 1992. Especies pratenses y modo de aprovechamiento. I. Efecto sobre el contenido en proteína bruta, fósforo y potasio. XXXII Reunión científica de la SEEP, pp. 255-260.
- Pionkey, H.B.; Corey, R.B. 1967. Relations between acidic aluminium and soil pH, clay and organic matter. *Soil Sci. Soc. Am. P.*, 31: 749-752.
- Plankey, B.J.; Patterson, H.H. 1987. Kinetics of aluminum. Fulvic acid complexation in acidic waters. *Environ. Sci. Technol.*, 21: 595-601.
- Pohlman, A.A.; McColl, J.G. 1988. Soluble organics from forest litter and their role in metal dissolution. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 52: 265-271.
- Pratt, P.F.; Bair, F.L. 1961. A comparison of three reagents for the extraction of aluminum from soils. *Soil Sci.*, 9: 357-359.
- Puri, G.; Ashman, M.R. 1999. Microbial immobilization of <sup>15</sup>N-labelled ammonium and nitrate in a temperate woodland soil. *Soil Biol. Biochem.* 19: 521-530.
- Quartin, V.M.L ; Antunes, M.L; Muralha, M.C.; Sousa, M.M.; Nunes, M.A. 2001. Mineral imbalance due to manganese excess in triticales. *J. Plant Nutr.*, 24: 175-189.
- Quintero Rodríguez, M. P.; Andrade Couce, M.L.; De Blas Varela, E. 1998. Efecto de la adición de un lodo residual sobre las propiedades del suelo: experiencias de campo. *Edafología*, 5: 1-10.
- Rai, R. 1991. Effect of soil acidity factors on interaction of chickpea (*Cicer arietinum* L.) genotypes and Rhizobium strains: Symbiotic N<sub>2</sub> fixation, grain quality, and grain yield in acid soils. En "Plant Soil Interactions at Low pH", pp. 619-631. R.J.Wright, V. C. Baligar (eds). Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

- Raij, B. Van and Quaggio, J.A. 1990. Extractable phosphorus availability indexes as affected by liming. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 21: 1277-1297.
- Ramachandran, V.; D'Souza, T.J. 1997. Extractable zinc and manganese as related to applied cadmium in contrasting Indian soils. *Chem. Spec. Bioavailab.*, 9: 131-144.
- Rashid. 1971. Role of humic acids of marine origin and their different molecular weight fractions in complexing di- and tri-valent metals. *Soil Sci.*, 111: 298-306.
- Rasmussen, H.P. 1968. The mode of entry and distribution of aluminum in *Zea mays*: electron microscope and X-ray analysis. *Planta* 81: 28-37.
- Razzaghe, M.H.; Robert, M. 1975. Altération des micas et géochimie d'aluminium : rôle de la configuration de la molécule organique sur l'aptitude à la complexation. *C. R. Acad. Sci. Paris*, 280D: 2645-2648.
- Reay, P.F.; Marsh, B. 1976. Element composition of ryegrass and red clover leaves during a growing season. *New Zeal. J. Agri. Res.*, 19: 469-472.
- Reeve, N.G.; Sumner, M.E. 1970. Effects of aluminium toxicity and phosphorus fixation on crop growth on Oxisols. *Soil Sci. Soc. Am. P.*, 34: 263-267.
- Reid, R.; Post, A.J.; Jung, G.A. 1970. Mineral composition of forages. *W. Virginia Agric. Exp. Stn. Bull.* 589T.
- Reid, R.L.; Horvath, D.S. 1980. Soil chemistry and mineral problems in farm livestock: A Review. *Anim. Feed Sci. Tech.*, 15: 95-167.
- Rengel, Z. Zhang W.H. 2003. Role of dynamics of intracellular calcium in aluminium-toxicity syndrome. *New Phytol.* 159: 295-314.
- Repsiene, R. 2000. Efficiency of placement and broadcast fertilization of barley on acid limed soils. *Soil Acidification and Liming. Conference Proceedings. Vezaiciai (Lithuania)*, 7.
- Reuss, J.O., 1983. Implications of the calcium-aluminum exchange system for the effect of acid precipitation on soils. *J. Environ. Qual.* 12: 591-595.
- Reuss, J.O.; Johnson, D.W. 1986. Acid deposition and the acidification of soils and waters. *Ecological studies*, vol. 59. Springer-Verlag, Berlin (Alemania).
- Rich, C.I. 1960. Aluminium in interlayers of vermiculite. *Soil Sci. Soc. Am. P.*, 24: 26-32.
- Rich, C.I. 1964. Effect of cation size and pH on Potassium exchange in Nason soil. *Soil Sci.*, 98: 100-106.

- Rich, C.I. 1968. Hidroxy-Al interlayers in expansible layers silicates. *Clay Clay Miner.*, 16: 15-30.
- Riggs, K.S.; Rimmer, D.L.; Syers, J.K. 1995. Effect of liming on the chemical composition of soils. *J. Sci. Food Agric.*, 69: 159-67.
- Rigueiro, A.; Mosquera, M.R.; López-Díaz, M.L. 1998. Organic fertilization on highland pastures. *FAO/CIHEAM European Research Conference. Lowland Gassland of Europe*. Pp. 13-16.
- Rigueiro, A.; Mosquera, R.; Romero, R. 1998. Desarrollo y producción de distintas especies pratenses bajo robleal. *Reunión científica de la SEEP*, 38: 193-196.
- Riveiro, A. 1992. Datos para la evaluación agronómica de los suelos de la provincia de La Coruña. Ensayo de una metodología. Tesis Doctoral. Univ. de Santiago de Compostela.
- Roesner, E.A.; Fettell, N.A.; Brockwell, J. 2005. Liming and choice of pasture species improve rhizobial persistence in an acidic Chromosol (red-brown earth). *Aust. J. Exp. Agri.*, 45: 247-256.
- Romero, R; Taboada, T.; García, C. 1990. Cristalinidad de filosilicatos en productos de alteración y edafogénesis de rocas graníticas de A Coruña. *Cuadernos do Laboratorio Xeolóxico de Laxe*, 15: 297-316.
- Rómkens, P.; Hoenderboom, G.; Dolfing, J. 1999. Cu solution geochemistry in arable soils: Field observations and model application. *J. Environ. Qual.*, 28: 776-783.
- Roquero, C. 1964. El medio natural como factor limitativo y condicionante de la agricultura española. *Sep. Bol. Asoc. Nac. Ing.* nº 154.
- Roth, G.D.; Undersander, M.; Allen, S.; Ford, J.; Harrison, C.; Hunt. 1995. Corn silage production, management, and feeding. ASA, Madison (WI, USA).
- Rout, G.R.; Samantaray, S.; Das, P. 2001. Aluminium toxicity in plants. *Agronomie*, 21: 3-21.
- Rowe, B.A.; Johnson, D.E. 1988. Residual effects of limestone on pasture yields, soil pH and soil aluminium in a Krasnozem in north-western Tasmania. *Aust. J. Exp. Agri.*, 28: 571-576.
- Rufty, T.W.; Mackown, C.T.; Lazof, D.B.; Carter, T.E. 1995. Effects of aluminium on nitrate uptake and assimilation, *Plant Cell Environ.*, 18: 1325-1331.
- Russell, E.W. (ed). 1973. *Soil conditions and plant growth*. Longman, Londres (Reino Unido).

- Rutungu, V.; Steiner, K.G.; Karnaja, N.K.; Gachene, C.K.K.; Nzabonihankuye, G. 1998. Continuous fertilisation on non-humiferous acid Oxisols in Rwanda "Plateau Central": soil chemical changes and plant production. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, 2: 135-42.
- Ryan, J.; Smille, G.W. 1975. Liming in relation to soil acidity and P fertilizer efficiency. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 16: 409-20.
- Sabbe, W.E.; Dumham, S.C. 1998. Comparison of soil phosphorus extractants as affected by fertilizer phosphorus sources, lime recommendation and time among four Arkansas soil. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 29: 1763-70.
- Sánchez Rodríguez, B. 1995. La necesidad de cal. Algunas consideraciones acerca del encalado en la fertilidad de los suelos de cultivo de la provincia de Orense. MBG-CSIC. Fund. Pedro Barrié de la Maza. Pp. 179-184.
- Sánchez, B.; García, A.; Dios, G. 1967. Fertilidad de los suelos de cultivo de Pontevedra. Estudio inicial. MBG-CSIC. Madrid.
- Santano Arias, J.; Espejo Serrano, R. 1997. Effects of lime and gypsum amendments on cation redistribution and copper, zinc, and manganese availability in a plexerult from SW Spain. *Agrochimica*, 41: 233-40.
- Saunders, W.M.H.; Metson, A.J. 1971. Seasonal variation of phosphorus in soil and pasture. *New Zeal. J. Agri. Res.*, 14: 307-28.
- Saunders, W.M.H., Williams, E.G. 1955. Observations on the determination of total organic phosphorous in soils. *J. Soil Sci.*, 6: 254-667.
- Schnitzer, M. 1969. Reactions between fulvic acid, soil humic compound and inorganic soil constituent. *Soil Sci. Soc. Am. P.*, 33: 75-81.
- Schnitzer, M.; Khan, S.V. 1972. Humic substances in the environment. Dekker, Nueva York (NY, USA).
- Schubert, E.; Mengel, K.; Schubert, S. 1990b. Soil pH and calcium effect on nitrogen fixation and growth of broad bean. *Agron. J.*, 82: 969-972.
- Schuppli, P.A.; Ross, G.J.; Mckeague, J.A. 1983. The effective removal of suspended materials from pyrophosphate extracts of soils from tropical and temperate regions. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 47: 1026-1032.
- Scott, B.J.; Conyers, M.K.; Fisher, R.; Lill, W. 1992. Particle size determines the efficiency of calcitic limestone in amending acidic soil. *Aust. J. Agri. Res.*, 43: 1175-85.

- Shamshuddin, J.; Che-Fauziah, I.; Sharifuddin, H.A.H. 1991. Effects of limestone and gypsum applications to a Malaysian Ultisol on soil solution composition and yields of maize and groundnut. *Plant Soil* 134: 45-52.
- Shamshuddin, J.; Ismail, I. 1995. Reactions of ground magnesium limestone and gypsum in soils with variable-charge minerals. *Soil Sci. Soc. Amer. J.*, 59: 106-12.
- Shamshuddin, J.; Jamilah, I.; Sharifuddin, H.A.H.; Bell, L.C. 1992. Changes in solid-phase properties of soils as affected by limestone, gypsum, palm oil mill effluent and rock phosphate applications. *Pertanika*, 15: 105-14.
- Shamshuddin, J.; Sharifuddin, H.A.H.; Bell, L.C. 1998. Longevity of ground magnesium limestone applied to an Ultisol. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 29: 1299-1313.
- Sherman, L.A.; Barak, P. 2000. Solubility and dissolution kinetics of dolomite in Ca-Mg-HCO<sub>3</sub>/CO<sub>3</sub> solutions at 25°C and 0,1 MPa carbon dioxide. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 64: 1959-1968.
- Shoop, G.T.; Brooks, C.R.; Blaser, R.E.; Thomas, G.W. 1961. Differential responses of grasses and legumes to liming and phosphorus fertilization. *Agron. J.*, 53: 111-15.
- Shuman, L.M. 1980. Zinc in soils. En: "Zinc in the environment, I. Ecological cycling", pp.39-69. J.O. Nriagu (ed.). John Wiley and Sons, Nueva York (NY, USA).
- Shuman, L.M. 1986. Effect of liming on the distribution of manganese, copper, iron and zinc among soil fractions. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 50: 1236-1240.
- Sikstrom, U. 2002. Effects of liming and fertilization (NPK) on stem growth, crown transparency, and needle element concentrations of *Picea abies* stands in southwestern Sweden. *Can. J. Forest Res.*, 32: 1717-1727.
- Sillen, L.G.; Martell, A.E. 1964. Stability constants of metal ion complexes. *Chem. Soc. (London). Spec. Pub.*, 17: 754.
- Simard, R.R.; Bates, E.E.; Evans, L.J. 1988. Effects of CaCO<sub>3</sub> and P additions on corn (*Zea mays* L.) Growth and nutrient availability of a Podzolic soil. *Can. J. Soil Sci.*, 68: 507-517.
- Simard, R.R.; Lapierre, C.; Sen-Tran, T. 1994. Effects of tillage, lime and phosphorus on soil pH and Mehlich-3 extractable nutrients. *Commun. in Soil Sci. Plant Anal.*, 25: 1801-1815.

- Sims, J.T.; Ellis, B.G. 1983. Adsorption and availability of phosphorus following the application of limestones to an acid, aluminous soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 47: 888-93.
- Sims, J.T.; Maguire, R.O.; Leytem, A.B.; Gartley, K.L.; Pautler, M.C. 2002. Evaluation of Mehlich 3 as an agri-environmental soil phosphorus test for the Mid-Atlantic United States of America. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 66: 2016-2032.
- Slattery, W.J.; Morrison, G.R.; Coventry, D.R. 1995. Liming effects on soil exchangeable and soil solution cations of four soil types in NE Victoria. *Aust. J. Agri. Res.*, 32: 277-95.
- Smika, D.E.; Haas, H.J.; Rogler, G.A.; Lorenz, R.J. 1961. Chemical properties and moisture extraction in rangeland soils as influenced by nitrogen fertilization. *J. Range Manag.*, 14: 213-216.
- Smil, V. 2004a. The world's greatest fix: A history of nitrogen in agriculture. *Nature*, 431: 909.
- Smil, V. 2004b. Worrying about the environment. *Int. Hist. Rev.*, 26: 796-802.
- Smith, R.W. 1971. Relations among equilibrium and nonequilibrium aqueous species of aluminum hydroxy species. En: "Nonequilibrium systems in natural water chemistry". *Adv. Chem. Ser.*, 106: 250-279.
- Smyth, T.J.; Sánchez, P.A. 1980. Effects of lime, silicate and phosphorus applications to Oxisols on phosphorus sorption and iron retention. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 44: 500-505
- Soil Survey Staff. 1999 (2<sup>nd</sup> ed). *Soil Taxonomy. A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys*. USDA Natural Resources Conservation Services. Agriculture Handbook No. 436. U. S. Govt. Printing Office, Washington, D.C. (USA).
- Solla Gullón, F. 2004. Aplicación de cenizas de biomasa arbórea como fertilizante y encalante de plantaciones forestales en Galicia. Tesis Doctoral. Univ. de Santiago de Compostela.
- Soltanpour, P.N.; Adams, F.; Bennett, A.C. 1974. Soil phosphorus availability as measured by displaced soil solutions, calcium chloride extracts, dilute acid extracts and labile phosphorus. *Soil Sci. Soc. Am. P.*, 38: 222-28.
- Stahlberg, S.; Sombatpanit, S.; Stahlberg, J. 1976. Manganese relationship in soil and plant: II : Studies on manganese fixation. *Acta Agric. Scand.*, 26: 65-81.

- Staley, T.E. 2002. Low-level liming affects early white clover nodulation but not root development in a small-volume acidic soil model system. *Soil Sci.* 167: 211-221.
- Stevens, D.P.; Mclaughlin, M. J. Y Alston, A. M.: 1997. Phytotoxicity of aluminium-fluoride complexes and their uptake from solution culture by *Avena sativa* and *Lycopersicon esculentum*. *Plant Soil.* 192: 81.
- Stevens, R.J.; Laughlin, R.J. 1996. Effects of lime and nitrogen fertilizer on two sward types over a 10-year period. *Journal of Agricultural Science*, 127: 451-461.
- Stevenson, F.J.; Ardakani, M.S. 1972. Organic matter reactions involving micronutrients in soils. En: "Organic matter reactions involving micronutrients in soils", pp. 79-114. J.J. Mortveldt; P.M. Giordano and W.L. Lindsay, (eds). SSSA, Madison (WI, USA).
- Stewart, J.W.B.; Sharpley, A.N. 1987. Controls on dynamics of soil and fertilizer phosphorus and sulfur. En: "Soil fertility and organic matter as critical components of production systems. R.F. Follert; J.W.B. Stewart and C.V. Cole (eds). Pp 101-121. SSSA, Madison (WI, USA).
- Stockdale, C.R., King, K.R., 1980. The effects of stocking rate and nitrogen fertilizer on the productivity of irrigated perennial pasture grazed by dairy cows. I. Pasture production, utilization and composition. *Austr. J. Exp. Agr. Animal Husbandry*, 20: 529-536.
- Stone, E.L. 1975. Effects of species on nutrient cycles and soil change pH. *Trans. Royal Soc. (London)*, 271: 149-162.
- Strobel, B.W.; Borggaard, O.K.; Hansen, H.C.B. 2005. Dissolved organic carbon and decreasing pH mobilize cadmium and copper in soil. *Eur. J. Soil Sci.*, 56: 189-196.
- Stumm, W.; Morgan, J.J. 1970. *Aquatic Chemistry*. Wiley- Interscience, Nueva York (NY, USA).
- Stumm, W.; Morgan, J.J. 1981. *Aquatic chemistry. An introduction emphasizing chemical equilibria en natural waters*. Wiley-Interscience, Nueva York (NY, USA).
- Sverdrup, H.; Warfringe, P. 1993. Calculating field weathering rates using a mechanistic geochemical model PROFILE. *App. Geochem.*, 8: 273-283.

- Suárez Vázquez, R.; Andrés Ares, J.L.; Piñeiro Andión, J. 2001. Producción y calidad del maíz forrajero en Galicia. Actas de la XLI Reunión Científica de SEEP. Pp. 547-553.
- Sumner, M.E. 1979. Response of alfalfa and sorghum to lime and P on highly weathered soils. *Agron. J.*, 71: 763-766.
- Summer, M.E.; Shahandeh, H.; Bouton, J.; Hammel, J. 1986. Amelioration of an acid soil profile through deep liming and surface application of gypsum. *Soil Sci. Soc. Amer. J.*, 50: 1254-58.
- Syers, J.K.; Evans, T.D.; Williams, J.D.H.; Murdock, J.T. 1971. Phosphate sorption parameters of representative soils from Rio Grande do Sul, Brazil. *Soil Sci.*, 112: 267-275.
- Tabatabai, M.A. 1985. Effect of Acid Rain on soils. *Critical Rev. Environ.*, 15: 65-110.
- Taboada, T.M.; Romero, R.; García, C.; Macías, F. 1988. Evolución geoquímica durante las fases iniciales de formación de suelos en zonas de contacto entre rocas ácidas y básicas de Galicia. *Geociencias*, 3: 223-233.
- Taboada Castro, M.T. 1990. Caracterización de los suelos formados sobre calizas en Galicia. Tesis Doctoral. Universidad de Santiago de Compostela.
- Takmaz-Nisancioglu, S.; Davison, A.W. 1988. Effects of aluminum on fluoride uptake by plants. *New Phytol.*, 109: 149-155.
- Tam, S.C. 1987. Simulated acid rain and the importance of organic ligands on the availability of aluminum in soil. *Water Air Soil Poll.*, 36: 193-206.
- Tan, K.H.; Binger, A. 1986. Effect of humic acid on aluminum toxicity in corn plants. *Soil Sci.*, 141: 20-25.
- Tang, C.; Asseng, S.; Diatloff, E. 2003. Modelling yield losses of aluminium-resistant and aluminium-sensitive wheat due to subsurface soil acidity: effects of rainfall, liming and nitrogen application. *Plant Soil* 254: 349-360
- Tang, C.; Thomson, B.D. 1996. Effects of solution pH and bicarbonate on the growth and nodulation of a range of grain legume species. *Plant Soil*, 186: 321-330.
- Tate, K.R.; Speir, T.W.; Ross, D.J. 1991. Temporal variations in some plant and soil P pools in two pasture soils of widely different P fertility status. *Plant Soil*, 132: 219-232.
- Taylor, R.W.; Ellis, B.G. 1978. A mechanism of phosphate adsorption on soil and anion exchange resin surfaces. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 42: 432-436.

- Thomas, E.D.; Ballard, C.S.; Sniffen, C.J.; Allshouse, R.D.; Mandebvu, P.; Endres, M. 1999. Effects of hybrid on corn silage yield, nutrient composition, in vitro digestion, intake by Holstein heifers, intake and milk production by lactating Holstein cows. Research Report. William H. Miner Agri. Res. Institut., Nueva York.
- Thompson, L. M. 1974 (3ª ed). El suelo y su fertilidad. Reverté, Barcelona (España).
- Thorton, F. C.; Schaedle, M.; Raynal, D.J. 1986a. Effects of aluminun on the growth of sugar maple in solution culture. *Can. J. Forest Res.*, 16: 892-896.
- Thorton, F.C.; Schaedle, M.; Raynal, D.J. 1986b. Effect of aluminum on growth, development and nutrient composition of honeylocust (*Gleditsia, triacanthos L.*) seedlings. *Tree Physiol.*, 2: 307-316.
- Timmer, 1985. Response of a hybrid polar clone to soil acidification and liming. *Can. J. Soil Sci.* 65, 727-35.
- Tomaszewska, Z. 1999. Influence of calcium carbonate on the content of macronutrient in soil and apple tree leaves and fruits. *Acta Academiae Agriculturae ac Technicae Olstenensis*. p. 151-157.
- Torres Pacios, M M. 1975. Estudio químico de las materias calizas existentes en la provincia de Lugo y su aplicación en la agricultura. Tesis Doctoral. Univ. de Santiago de Compostela.
- Toy, A.D.; Smith,T.D.; Pilbrow, S.R. 1973. Al-<sup>27</sup> Nuclear magnetic resonance in aqueous solutions of its chelates with hydroxy-carboxylic acids. *Aust. J. Chem.*, 27: 1889.
- Tran, T.S.; Giroux, M.; Guibeault, J.; Audesse, P. 1990. Evaluation of Mehlich 3 extractant to evaluate the available phosphorous in Quebec soils. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 21: 1-28.
- Truog, E. 1946. Soil reaction influence on availability of plant nutrients. *Soil Sci. Soc. Am. P.*, 11: 305-308.
- Ugolini, F.C. 1968. Soil development and alder invasion in a recently deglaciated area of Glacier Bay, Alaska. En: "Biology of Alder", pp. 115-140. J.M. Trappe; J.F. Franklin; R.F.Tarrant; G.M. Hansen, (eds). P.N.F. Range and Experiment, USDA. Portland (OR, USA)
- Uhlen, G. 1985a. The toxic effect of aluminium on barley plants in relation to ionic composition of the nutrient solution. I. Water culture experiments. *Acta Agric. Scand.*, 35: 265-270.

- Uhlen, G. 1985b. The toxic effect of aluminium on barley plants in relation to ionic composition of the nutrient solution. II. Soil solution studies. *Acta Agric. Scand.*, 35:271-277.
- Ulrich, A. 1941. Metabolism of non-volatile organic acids in excised barley roots as related to cation-anion balance during salt accumulation. *Am. J. Bot.*, 28: 526-537.
- Ulrich, B. 1983. A concept of forest ecosystem stability and of acid deposition as driving force for destabilization. En: "Effects of air pollutants in forest ecosystems", pp: 1-29. B. Ulrich, B.; J.L. Pankrath, (eds). Reidel Pub. Co. Dordrecht (Países Bajos).
- Underwood, E.J. 1981a. Calcio y Fósforo. En: "Los minerales en la nutrición del ganado". *Acribia*, 4: 35-36.
- Underwood, E.J. 1981b. Magnesio. En: "Los minerales en la nutrición del ganado". *Acribia*, 5: 57-68.
- Underwood, E.J. 1981c. Sodio, potasio y cloro. En: "Los minerales en la nutrición del ganado". *Acribia*, 6: 69-79.
- Unkovich, M.J.; Sanford, P.; Pate, J.S. 1996. Nodulation and nitrogen fixation by subterranean clover in acidic soils as influenced by lime application, toxic aluminium, soil mineral N, and competition from annual ryegrass. *Soil Biol. Biochem.* 28: 639-648.
- Urbano Terrón, P. 1999. Corrección de suelos ácidos: Enmiendas calizas. En: *Tratado de Fitotecnia General*, pp. 411- 424. Mundi Prensa, Madrid (España).
- Urrutia, M. 1989. Procesos ácido-base en suelos de la provincia de La Coruña. Tesis Doctoral. Univ. de Santiago de Compostela.
- Urrutia, M.; García-Rodeja, E.; Macías, F. 1987. Comparación de distintos métodos para estimar las necesidades de cal en suelos ácidos de Galicia. En: "Métodos de análisis y control de calidad" EFCE Pub. Series, ANQUE, 68: 341-347.
- Urrutia, M.; García-Rodeja, E.; Macías, F. 1988. Aplicación de disoluciones no tamponadas para la extracción de Al "activo" ligado a la materia orgánica en suelos de Galicia. *Ann. Edaf. Agrob.*, 47: 1289-1301.
- Urrutia, M.; García-Rodeja, E., Macías F. 1990. Procesos de acidificación en suelos. Algunos ejemplos de suelos de Galicia. XVII Reun. Nac. Ciencia del Suelo. Badajoz.

- Van Diest, A. 1978. Factors affecting the availability of potassium in soils. En: "Potassium Research-Review and trends". Proc. 11<sup>th</sup> Congr. Int. Potash Inst. Bern., pp. 75-97.
- Van Nair, D.; Prenzel, J. 1978. Calculations of equilibrium concentration of mono- and polynuclear hydroxyaluminum species at different pH and total aluminum concentrations. *Z. Pflanz Bodenkunde.*, 141: 741-751.
- Van Scholl, L.; Keltjens, W.G.; Hoffland, E. 2004. Aluminium concentration versus the base cation to aluminium ratio as predictors for aluminium toxicity in *Pinus sylvestris* and *Picea abies* seedlings. *Forest Ecol. Manag.*, 195: 301-309.
- Varadachari, C.; Mondal, A.H.; Nayak, D.C.; Ghost, K. 1995. Clay-humus complexation: Effect of pH and the nature of bonding. *Soil Biol. Biochem.* 26: 1145-49.
- Velasco de Pedro, F.; Espinel I. 1984. Evolución de diversos parámetros físico-químicos y bioquímicos en suelos repoblados con *Eucalyptus reostrata*, *Eucalyptus globulus* y *Pinus pinea*. I Congreso Nacional Ciencia del suelo. Madrid. Tomo I, 165-176.
- Velasco de Pedro F.; Lozano Calle J.M. 1981. Cambios sinecológicos de la microflora asociados a las repoblaciones forestales con especies exóticas. *An. Edaf. Agrobiol.*, 38: 871-879.
- Violante, A.; Huang, P.M. 1985. Influence of inorganic and organic ligands on the formation of aluminum hydroxides and oxyhydroxides. *Clay Clay Miner.*, 33: 181-192.
- Violante, A.; Jackson, M.L. 1979. Crystallization of nordstrandite in citrate systems in the presence of montmorillonite. En *P. Int. Clay Conf.* pp. 517-525. M.M. Mortland y V.C. Farmer (ed.). Elsevier, Amsterdam (Países Bajos).
- Violante, A.; Jackson, M.L. 1981. Clay influence on the crystallization of aluminium hydroxide polymorphs in the presence of citrate, sulfate or chloride. *Geoderma*, 25: 199-214.
- Vizcayno, C.; García-González, M.T.; Fernández-Marcote, Y.; Santano, J. 2001. Extractable forms of aluminum as affected by gypsum and lime amendments to an acid soil. *Comm. Soil Sci. Plant. Anal.*, 32: 2279-2292.
- Von Uexküll, H.R.; Mutert, E. 1995. Global extent, development and economic impact of acid soils. *Plant Soil*, 171: 1-15.

- Wada, S.I. 1987. A critical evaluation of 1M KCl-extractable method for determining exchangeable Al ions in variable charge soils. *Soil Sci. Plant. Nutr.*, 33: 153-160.
- Wagatsuma, T.; Sakurai, K.; Katagiri, S. 1985. Differential growth response of soybean, tomato and barley cultivars to high-aluminum, low phosphorous and low-pH medium. *Bull. Yamagata Univ. Agric. Sci.*, 9: 483-504.
- Walker, T.W., Adams, A.F.R. 1958. Influence of phosphorous content of parent materials on accumulation of carbon, nitrogen, sulphur and organic phosphorous in grassland soils. *Soil Sci.*, 85: 307-318.
- Watanabe, T.; Okada, T. 2005. Interactive effects of Al, Ca and other cations on root elongation of rice cultivars under low pH. *Ann. Bot.*, 95: 379-385.
- Went, J. 1995. Evaluation of the Mehlich-3 soil extractant for upland Malawi soils. *Comm. Soil Sci. Plant*, 26: 687-702.
- Wheeler, D.M. 1998. Investigation into the mechanisms causing reponse in a grass/clover pasture on a clay loam soil. *New Zeal. J. Agri. Res.*, 41: 497-515.
- White, R.E.; Taylor, A.W. 1977. Effect of pH on phosphate adsorption and isotopic exchange in acid soils at low and high additions of soluble phosphate. *J. Soil. Sci.*, 28: 48-61.
- Whitehead, D.C. 1966. Nutrient minerals in grassland herbage. A review. Commonwealth Bureau of Pastures and Fields Crops, 1: 6. Farnham Royal: Commonwealth Agricultural Bureaux.
- Whitehead, D.C. 1972. Chemical composition of grasses and legumes. En: "Grasses and legumes in British agriculture". Commonwealth Bureau of Pastures and Fields Crops, 49:515. Farnham Royal: Commonwealth Agricultural Bureaux (Reino Unido).
- Whitehead, D.C. 1995. Grassland nitrogen. CABI, Wallingford (Oxfordshire, Reino Unido).
- Whitehead, S.J.; Summerfield, R.J.; Muehlbauer, F.J. 2000. Crop improvement and the accumulation and partitioning of biomass and nitrogen in lentil. *Crop Sci.* 40: 110-120.
- Whitney, D.A.; Lamond, R.E. 1993. Liming acid soils. University Press of Kansas, Lawrence (KS, USA).
- Widdicombe, W.D.; Thelen, K.D. 2002. Row width and plant density effect on corn forage hybrids. *Agron. J.*, 93: 326-330.

- Wiklander, L. 1947. Studies on ionic exchange. *Ann. R. Agric. Coll. Swed.*, 14: 1.
- Wiklander, L. 1975. The role of neutral salts in the ion exchange between acid precipitation and soil. *Geoderma*, 14: 93-105.
- Wiklander, L. 1980. The sensitivity of soils to acid precipitation. En "Effects of acid precipitation on terrestrial ecosystem". T.C. Hutchinson; H. Havas (eds). *Nato Conf. Series. Ser. I. Ecology*. 4: 553-567.
- Wilding, L.P.; Smeck, N.E.; Hall, G.F. (eds). 1983. *Pedogenesis and Soil Taxonomy. I. Concepts and Interactions*. Elsevier Pub. Co., Amsterdam (Países Bajos).
- Willet, I.R.; Higgins, M.L. 1978. Phosphate sorption by reduced and re-oxidised rice soils. *Aust. J. Soil Res.*, 16: 319-326.
- Wissemeyer, A.H.; Horst, W.J. 1992. Effect of light-intensity on manganese toxicity symptoms and callose formation in cowpea (*Vigna-unguiculata* (L) Walp). *Plant Soil*, 143: 299-309.
- Wolter, RE. 1977. *Alimentación del caballo*. Acribia, Madrid (España).
- Woody, H.D.; Fox, D.G.; Black, J.R. 1983. Predicting net energy value of corn silage varying in grain content. *J. Dairy Sci.*, 57: 710-716.
- Wright, R.J. 1989. Soil Aluminium toxicity and plant growth. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 20: 1479-1497.
- Wu, L.; Kruckeberg, A.L. 1985. Copper tolerance in two legume species from a copper mine habitat. *New Phytol.*, 99: 565-570.
- XUGA, 2004. [www.xunta.es/galicia2004](http://www.xunta.es/galicia2004).
- Yang, Y.H.; Chen, S.M. 2001. Physiological effects of aluminum/calcium ratios on aluminum toxicity of mungbean seedling growth. *J. Plant Nutr.*, 24: 585.
- Yepes, H.M.V.; Piñeiro, J. 1974. Distribución estacional de la producción de algunas especies pratenses en Galicia. *Pastos*, 2: 63-76.
- Young, S.D.; Bache, B.W. 1985. Aluminium-organic complexation: formation constants and a speciation model for the soil solution. *J. Soil Sci.*, 36: 261-269.
- Zea, J.; Díaz, M.D. 2000. El pasto y la alimentación del ternero de carne. *Mundo ganadero*, 118: 24-29.
- Zsoldos, F.; Vashegyi, A.; Pecsvaradi, A.; Bona L. 2004. Influence of phosphate supply on aluminium toxicity in cereal species. *Cereal Res. Commun.*, 32 (4): 509-516.