ESCUELA DE DOCTORADO
INTERNACIONAL DE LA USC

Elena
García Campos

Tesis doctoral

Impacto de la forestación de terrenos agrícolas sobre el carbono orgánico lábil y la actividad microbiana del suelo

Santiago de Compostela, 2023

Programa de doctorado en Medio Ambiente y Recursos Naturales

ESCOLA DE DOUTORAMENTO
INTERNACIONAL DA USC

TESIS DOCTORAL

IMPACTO DE LA FORESTACIÓN DE TERRENOS AGRÍCOLAS SOBRE EL CARBONO ORGÁNICO LÁBIL Y LA ACTIVIDAD MICROBIANA DEL SUELO

Autora

Elena García Campos

Directora: Mª del Carmen Trasar Cepeda

Tutora: Beatriz Loreto Prieto Lamas

PROGRAMA DE DOCTORADO EN MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES

SANTIAGO DE COMPOSTELA

Ao meu pai

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

ÍNDICE

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

ÍNDICE

INTRODUCCIÓN.....10
1. INTRODUCCIÓN.....11
1.1 Cambio climático.....11
1.2 Políticas de mitigación del cambio climático.....12
1.3 Cambios de uso del suelo y cambio global.....14
1.3.1 Suelos agrícolas.....14
1.3.2 Suelos forestados.....16
1.3.3 El papel de los suelos en el cambio global.....18
1.3.4 La materia orgánica y las propiedades bioquímicas.....20
1.3.4.1 Formas de carbono lábil de la materia orgánica.....20
1.3.4.2 Propiedades bioquímicas y coeficientes fisiológicos.....22
JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS.....25
2. JUSTIFICACIÓN Y OBJECTIVOS.....26
MATERIAL Y MÉTODOS.....29
3. MATERIAL.....30
3.1 Suelos.....30
3.1.1 Suelos analizados en el estudio general de los suelos forestados.....30
3.1.1.1 Localización de las parcelas.....30
3.1.1.2 Características topográficas de las parcelas.....32
3.1.1.3 Manejo de las parcelas tras la forestación.....32
3.1.1.4 Especies arbóreas empleadas en la forestación.....34
3.1.1.5 Edad de las parcelas forestadas.....36
3.1.1.6 Contenido en carbono previo a la forestación.....36
3.1.2 Características de las parcelas control del estudio general.....36
3.1.3 Suelos analizados en el estudio de la influencia de la forestación en el perfil del suelo….....38
3.2 Toma de muestras.....40
3.2.1 Toma de muestras para el estudio general.....41
3.2.2 Toma de muestras a lo largo del perfil del suelo.....41
4. MÉTODOS ANALÍTICOS.....43

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

4.1 Determinación de las propiedades generales de los suelos 43
4.1.1 Humedad 43
4.1.2 Carbono total 43
4.1.3 Nitrógeno total 43
4.1.4 pH en agua y en cloruro potásico 44
4.1.5 Densidad aparente del suelo 44
4.1.6 Óxidos amorfos de hierro y aluminio 44
4.1.7 Fósforo inorgánico extraíble con bicarbonato sódico 44
4.1.8 Análisis granulométrico 45
4.2 Determinación de las formas de carbono del suelo solubles en diferentes extractantes 45
4.2.1 Carbono soluble en sulfato potásico 46
4.2.2 Carbono soluble en agua 46
4.2.2.1 Extracción en agua a temperatura ambiente 46
4.2.2.2 Extracción en agua caliente 47
4.2.3 Carbono oxidable con permanganato potásico 47
4.2.4 Carbono soluble en ácido sulfúrico (fraccionamiento secuencial) 48
4.2.5 Carbohidratos solubles en agua a temperatura ambiente, en agua caliente y en ácido sulfúrico 49
4.2.6 Polifenoles solubles en agua a temperatura ambiente, en agua caliente y en ácido sulfúrico 49
4.3 Determinación de la biomasa y la actividad microbiana de los suelos 50
4.3.1 Carbono asociado a la biomasa microbiana 50
4.3.2 Respiración basal del suelo 50
4.3.3 Coeficiente microbiano 51
4.3.4 Coeficiente respiratorio 51
4.3.5 Coeficiente metabólico 51
4.4 Análisis estadístico de los datos 52
PARTE I 53
5. ESTUDIO GENERAL DE LOS SUELOS FORESTADOS 54
5.1 Resultados 54
5.1.1 Propiedades generales de los suelos de las parcelas forestadas y de las parcelas de cultivo… 54
5.1.2 Carbono total y formas de carbono del suelo soluble en diferentes extractantes de las parcelas forestadas y las de cultivo 58

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

5.1.2.1 Carbono total 58
5.1.2.2 Carbono soluble en sulfato potásico 61
5.1.2.3 Carbono soluble en agua 63
a) Carbono soluble en agua a temperatura ambiente 63
b) Carbono soluble en agua caliente 64
5.1.2.4 Carbono oxidable con permanganato potásico 66
5.1.2.5 Carbono soluble en ácido sulfúrico 68
a) Fracción FI 69
b) Fracción FII 71
5.1.3 Carbohidratos solubles en agua y en ácido sulfúrico 72
5.1.3.1 Carbohidratos solubles en agua a temperatura ambiente 72
5.1.3.2 Carbohidratos solubles en agua caliente 74
5.1.3.3 Carbohidratos solubles en ácido sulfúrico: Fracción I 76
5.1.3.4 Carbohidratos solubles en ácido sulfúrico: Fracción II 77
5.1.4 Polifenoles solubles en agua y en ácido sulfúrico 79
5.1.4.1 Polifenoles solubles en agua a temperatura ambiente 79
5.1.4.2 Polifenoles solubles en agua caliente 81
5.1.4.3 Polifenoles solubles en ácido sulfúrico: Fracción I 82
5.1.4.4 Polifenoles solubles en ácido sulfúrico: Fracción II 84
5.1.5 Biomasa y actividad microbiana de los suelos de las parcelas forestadas y las de cultivo… 86
5.1.5.1 Carbono asociado a la biomasa microbiana 86
5.1.5.2 Respiración basal del suelo 88
5.1.5.3 Coeficiente microbiano 90
5.1.5.4 Coeficiente respiratorio 92
5.1.5.5 Coeficiente metabólico 93
5.2 Discusión 94
5.2.1 La posición topográfica de las parcelas 98
5.2.2 Manejo de los residuos forestales y del sotobosque 103
5.2.3 La especie empleada en la forestación 109
5.2.4 El tiempo transcurrido desde la forestación 112
5.2.5 El contenido de carbono total antes de la forestación 116
5.2.6 Combinaciones de varios factores de sitio 120
5.2.7 Propiedades no relacionadas con ninguno de los factores de sitio 121

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

PARTE II 124
6. ESTUDIO DE LA INFLUENCIA DE LA FORESTACIÓN SOBRE LA MATERIA ORGÁNICA A LO LARGO DEL PERFIL DEL SUELO 125
6.1 Resultados 125
6.1.1 Biomasa vegetal de las parcelas forestadas y biomasa radicular de las parcelas forestadas y de las de cultivo 125
6.1.2 Variación con la profundidad de las propiedades generales del suelo 129
6.1.3 Variación con la profundidad del contenido en carbono y de las formas de carbono soluble en diferentes extractantes 133
6.1.3.1 Carbono total 133
6.1.3.2 Carbono soluble en sulfato potásico 134
6.1.3.3 Carbono soluble en agua 136
a) Carbono soluble en agua a temperatura ambiente 136
b) Carbono soluble en agua caliente 137
6.1.3.4 Carbono oxidable con permanganato potásico 139
6.1.3.5 Carbono soluble en ácido sulfúrico 140
a) Fracción lábil I 140
b) Fracción lábil II 141
6.1.3.6 Carbohidratos solubles en agua y en ácido sulfúrico 143
a) Carbohidratos solubles en agua a temperatura ambiente 143
b) Carbohidratos solubles en agua caliente 144
c) Carbohidratos solubles en ácido sulfúrico: Fracción lábil I 146
d) Carbohidratos solubles en ácido sulfúrico: Fracción lábil II 147
6.1.3.7 Polifenoles solubles en agua y en ácido sulfúrico 148
a) Polifenoles solubles en agua a temperatura ambiente 148
b) Polifenoles solubles en agua caliente 150
c) Polifenoles solubles en ácido sulfúrico: Fracción lábil I 151
d) Polifenoles solubles en ácido sulfúrico: Fracción lábil II 153
6.1.4 Variación de la biomasa y la actividad microbiana del suelo con la profundidad 155
6.1.4.1 Carbono asociado a la biomasa microbiana 155
6.1.4.2 Respiración basal del suelo 157
6.1.4.3 Coeficiente microbiano 158
6.1.4.4 Coeficiente respiratorioQAW 160
6.1.4.5 Coeficiente metabólico 161

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

6.2 Discusión 162
6.2.1 Variación de los contenidos en carbono total y carbono soluble en diferentes extractantes en función de la profundidad del suelo. 167
6.2.2 Variación de los de las propiedades bioquímicas y biológicas en función de la profundidad del suelo. 175
RESUMEN GLOBAL 183
7. RESUMEN GLOBAL 184
CONCLUSIONES 202
8. CONCLUSIONES 203
BIBLIOGRAFÍA 207
9. BIBLIOGRAFÍA 208
ANEXOS 240
10. ANEXO I: ESTUDIO GENERAL DE LOS SUELOS FORESTADOS 241
11. ANEXO II: ESTUDIO DE LA INFLUENCIA DE LA FORESTACIÓN SOBRE LA MATERIA ORGÁNICA A LO LARGO DEL PERFIL DEL SUELO 255

USC
UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

INTRODUCCIÓN

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

1. INTRODUCCIÓN

El problema del cambio climático, y especialmente el calentamiento global, ha sido asumido como tal desde hace décadas. Si bien a lo largo de los años se ha intentado implementar diferentes estrategias para su control, el papel que desempeñan los suelos ha sido poco estudiado. La bibliografía muestra que el principal interés ha estado centrado en el contenido de carbono que los suelos pueden almacenar o emitir. Sin embargo, las referencias al efecto que las distintas estrategias de mitigación tienen sobre la materia orgánica o la actividad microbiana son muy limitadas.

1.1 CAMBIO CLIMÁTICO

En las últimas décadas los cambios a nivel climático en la Tierra han sido vertiginosos. Aunque a lo largo de la historia del planeta se han producido cambios en las condiciones climáticas (humedad, temperatura, precipitaciones, etc.), ligados a la propia variabilidad natural (Crowley y North, 1988; Mayhew *et al.*, 2007; Song *et al.*, 2021), desde el siglo XIX y especialmente en la segunda mitad del siglo XX, el incremento de temperatura no tiene comparación con otras épocas terrestres (Oreskes, 2004). Tanto los cambios ya estudiados, como las proyecciones para el futuro continuando con las tendencias actuales, establecen un incremento exponencial de la temperatura en el planeta con los consecuentes efectos sobre el resto de parámetros climáticos, meteorológicos y ambientales (IPCC, 2001; 2019).

El Panel Intergubernamental para el Cambio Climático (IPCC) define el cambio climático como la modificación en el clima atribuida directa o indirectamente a la actividad humana, que altera la composición de la atmósfera y que se suma a la variabilidad natural del clima, observada durante periodos comparables (IPCC, 2001). Esta definición interrelaciona los efectos cuantificables sobre el medio ambiente, en concreto sobre el incremento de temperatura, deposición de nitrógeno de la atmósfera o el aumento del dióxido de carbono, y las actividades antrópicas. Es decir, hay un relativo consenso científico en cuanto a la aceleración antrópica del proceso de modificación de las condiciones climáticas, especialmente del calentamiento global (Houghton *et al.*, 1995; Doran y Zimmerman, 2009; Anderegg *et al.*, 2010; Cook *et al.*, 2016; Oreskes, 2018). Concretamente en el Sexto Informe del IPCC (IPCC, 2021) se establece que los cambios recientes en el clima son generalizados, rápidos y cada vez más intensos, y no tienen precedentes en miles de años.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Está aceptado que la causa catalizadora del calentamiento global es la emisión a la atmósfera de dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4), óxidos de nitrógeno (NOx), hidrofluorocarbonos

(HFC), perfluorocarbonos (PFC) y hexafluoruro de azufre (SF_6), los denominados gases de efecto invernadero, y también de óxidos de azufre (SOx) provenientes de actividades humanas en las industrias, en la agricultura o en las ciudades (Kroeze, 1994; Khalil *et al.*, 2002; Bhatia *et al.*, 2005; Noyes *et al.*, 2009; Snyder *et al.*, 2009), principalmente por la quema de combustibles fósiles.

Debido a esto los diferentes estados han implantado diversas políticas para intentar disminuir las emisiones de gases de efecto invernadero y minimizar el calentamiento global, así como los consecuentes efectos provocados por el incremento de la temperatura (episodios de calor extremo, aumento de temperatura en los océanos, aumento del nivel del mar, incremento de las precipitaciones en algunas regiones y déficit de precipitaciones o sequía en otras) que han sido analizados por el IPCC (2018).

1.2 POLÍTICAS DE MITIGACIÓN DEL CAMBIO CLIMÁTICO

Uno de los grandes retos que tiene la sociedad actual es cómo afrontar el cambio climático y mitigar, en lo posible, los efectos que se ha estimado que pueden producirse. En los años 90 del siglo XX un total de 84 países se adhirieron al Protocolo de Kioto y actualmente lo han ratificado 192 países. Si bien este protocolo ya se ha visto superado por acuerdos posteriores, las normas que contiene son un instrumento de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (UNFCCC) para una gestión ambiental que promueva el desarrollo sostenible, la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero y la potenciación de actividades sumidero de estos gases.

Más recientemente, el Acuerdo de París pactado en la 21ª Conferencia de las Partes (COP 21 en 2015) de la UNFCCC pidió la estabilización "del incremento de la temperatura media global por debajo de los 2 ºC sobre los niveles preindustriales y aunar esfuerzos para limitar el incremento de la temperatura a un máximo de 1,5 ºC sobre los niveles preindustriales" (UNFCC, 2015). Posteriormente, en la 25ª conferencia de las Partes (COP 25 en 2019), aunque no se cumplieron las expectativas sobre los acuerdos y compromisos alcanzados, uno de los puntos de consenso fue el reconocimiento del papel del océano y el uso del suelo para mantener el equilibro y el buen funcionamiento del sistema climático.

La Unión Europea se adhirió al Protocolo de Kioto e incluyó los aspectos ambientales acordados en las políticas de gestión ambiental comunitarias. En la misma década de los 90 del siglo pasado fue publicado el Reglamento (CE) 2080/1992, por el que se establecía un régimen comunitario de ayudas a las medidas forestales en agricultura, lo que supuso la incentivación de la transformación de terrenos de uso agrícola en terrenos forestales. En este documento se citaba

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

como uno de los objetivos: “luchar contra el efecto invernadero y absorber el dióxido de carbono”.

Dentro de la política desplegada en los últimos años por la Unión Europea en temas de medio ambiente, dos de los puntos más importantes son el cambio climático global y el desarrollo sostenible. Esta preocupación se evidencia en la adopción e implementación de los 17 objetivos de desarrollo sostenible (ODS) de la Agenda 2030 establecidos por la Organización de Naciones Unidas, por lo que la institución y los países miembros participan activamente en la promoción de acuerdos comunes a todos los países para adoptar medidas de correcta gestión de estas problemáticas.

De las estrategias promovidas para la mitigación y adaptación al cambio climático, además del control en origen con la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero, se está dando importancia al aumento de los sumideros de carbono. Éstos presentan un gran interés para la mitigación del cambio climático global, puesto que son depósitos naturales o artificiales de carbono, que podrían limitar el CO_2 existente en la atmósfera. En concreto, se están potenciando aspectos como el almacenamiento geológico de dióxido de carbono (Directiva 2009/31/CE) o la consolidación de zonas forestales en las que la biomasa vegetal perduraría, inmovilizando el carbono (Reglamento 1698/2005, Reglamento 1974/2006, Reglamento 1975/2006, Reglamento 1305/2013, Reglamento 702/2014, todos aprobados por la Unión Europea). En estos documentos se hace referencia a los beneficios del mantenimiento de zonas forestales, puesto que contribuyen a mejorar a largo plazo los recursos forestales, a realizar una gestión del espacio natural más compatible con el medio ambiente y a favorecer la lucha contra el efecto invernadero y la absorción de dióxido de carbono.

Como ya se ha citado anteriormente, la forestación de terrenos agrícolas, como estrategia de mitigación del cambio climático global, en un principio fue promovida a nivel europeo por el Reglamento 2080/1992 y ha sido traspuesta a otros niveles legislativos. Concretamente, en España, como miembro de la Unión Europea, este reglamento es de aplicación y la trasposición se ha realizado mediante el Real Decreto 6/2001 de 12 de enero, sobre fomento de la forestación de tierras agrícolas (BOE número 12 de 13 de enero de 2001). Asimismo, en la comunidad autónoma de Galicia, la trasposición a la legislación autonómica se ha realizado con la *Orde do 13 de maio de 2005 de Fomento da forestación de terras agrícolas* (DOG número 98 de 24 de mayo de 2005).

Toda la normativa europea de ayudas para el establecimiento y mantenimiento de masas forestales, por el rango que tiene, es de aplicación directa en los estados miembros. Específicamente en Galicia, las últimas publicaciones sobre este tipo de ayudas fueron: la Orden

de 31 de diciembre de 2020, por la que se establecen las bases reguladoras de las ayudas para la creación de superficies forestales, cofinanciadas con el Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural (Feader) en el marco del Programa de desarrollo rural de Galicia 2014-2020, y se convocaron para el año 2021 (primera forestación de tierras no agrícolas) y la Orden de 29 de diciembre de 2020, por la que se establecen las bases reguladoras y la convocatoria para el año 2021 para la concesión de las primas de mantenimiento de las forestaciones cofinanciadas por el Feader en el marco del Programa de desarrollo rural de Galicia 2014 – 2020.

1.3 CAMBIOS DE USO DEL SUELO Y CAMBIO GLOBAL

Actualmente, los bosques cubren algo más del 40 % del territorio de la Unión Europea, superficie que se ha ido incrementando paulatinamente en los últimos años (Eurostat, 2020). Aunque el cambio de uso agrícola a forestal es uno de los recursos para fijar CO_2 en la vegetación y en el suelo, se estima que la mitad del carbono fijado en la biomasa forestal es devuelta a la atmósfera en la respiración del suelo (Lal, 2001), lo que evidencia que el papel de los suelos en la fijación de CO_2 es fundamental, puesto que la contribución de la vegetación es más limitada.

Poniendo en contexto histórico los cambios de uso en Europa, se puede resumir que, a partir del último tercio del siglo XX se produjo un proceso migratorio desde las zonas rurales hacia las áreas urbanas, provocando elevadas pérdidas demográficas en el campo, lo que implicó profundos cambios en la organización social y en los modelos de explotación (Jiménez, 2009). Este fenómeno socio – económico es el principal factor del abandono de las tierras agrícolas (Rey – Benayas *et al.*, 2007). Esta transformación implica un cambio en el uso de las tierras agrícolas y con ello en la gestión de los suelos de gran relevancia, puesto que estos terrenos dejan de manejarse para la producción de cultivos, pasando a ser invadidos paulatinamente por especies forestales. Además, las políticas agrarias de la Unión Europea han fomentado la transformación de terrenos agrícolas marginales de escasa calidad productiva en zonas forestales, ya que se ha establecido que en los suelos se almacenan 2,5 veces más carbono que en la biomasa forestal (De Vos *et al.*, 2015), por lo que el papel que podrían desempeñar en la fijación de CO_2 y en la mitigación del cambio climático es fundamental.

1.3.1 Suelos agrícolas

Las actividades agrícolas tienen efectos perdurables en el tiempo en función de la intensidad y el tipo de manejo realizado (Liebig *et al.*, 2004; Rogasik *et al.*, 2004; Gál *et al.*, 2007; Angers y Eriksen – Hamel, 2008; van Wesemael *et al.*, 2010; Poeplau *et al.*, 2011). Estas actividades

agrícolas alteran los ciclos de nutrientes (Yadvinder – Singh *et al.*, 2005), la mineralización de la materia orgánica (Paul *et al.*, 2002; Jandl *et al.*, 2007b; Don *et al.*, 2009; Poeplau *et al.*, 2011) o la actividad microbiana edáfica (García – Franco *et al.*, 2014), pero el nivel con el que las distintas propiedades se ven afectadas tras un posible cambio de uso es altamente dependiente del historial previo del suelo, tanto de uso como de manejo (García – Campos *et al.*, 2022).

Los suelos agrícolas son fuentes significativas de óxido nitroso, óxido nítrico y dióxido de carbono (IPCC, 2001). La agricultura ha sido considerada una fuente importante del aumento de los gases de efecto invernadero (Paustian *et al.*, 1998). Además, los mayores niveles de emisión de gases (óxido nitroso, óxido nítrico y dióxido de carbono) se producen en los suelos agrícolas sometidos a un intenso manejo, mientras que los terrenos marginales no son fuentes tan destacables. Por ello, se piensa que el abandono agrícola reduciría la emisión, tanto del óxido nitroso como del óxido nítrico, ambos gases de efecto invernadero y que tienen su origen en procesos microbianos; concretamente, son productos de la nitrificación y la desnitrificación, y se piensa que estos procesos se reducirían con el cese de la actividad agrícola (Guntiñas, 2009).

En el caso del dióxido de carbono la evolución que tendría en los suelos tras el cese de las actividades agrícolas no es tan clara; este gas es un indicador del comportamiento del carbono en el suelo (Guo *et al.*, 2016; Zhao *et al.*, 2017), produciéndose como consecuencia de los procesos de descomposición de la materia orgánica y en la respiración de los microorganismos del suelo y de las raíces. La respiración del suelo está regulada por variables abióticas y bióticas como el microclima, la disponibilidad de sustrato, la actividad microbiana o la dinámica de las raíces. Además, el balance de estos procesos está condicionado por el clima, las condiciones del suelo y su manejo (Skiba y Smith, 2000; Six *et al.*, 2006; Wagai *et al.*, 2013; Shi *et al.*, 2017; Chen *et al.*, 2021). Se han detectado incrementos en las emisiones naturales de CO_2 como resultado de la mineralización de la materia orgánica edáfica debida a las actividades agrícolas (Mosier *et al.*, 1998. Por otro lado, también está ampliamente asumido que la conversión de terrenos de vegetación natural a terrenos de cultivo origina una pérdida del carbono orgánico del suelo (Post y Kwon, 2000), por lo que se piensa que el proceso contrario, la forestación, debería contrarrestar esta pérdida, si bien esto depende de diferentes factores.

La forestación de terrenos agrícolas marginales como consecuencia de las políticas de subvenciones de la Unión Europea provocó un cambio de uso del suelo en Europa muy importante (Gilliams *et al.*, 2005). Desde un enfoque general, la forestación debería aplicarse en zonas que de modo natural serían bosques y no está recomendado en áreas de pastos naturales y en otros biomas no forestales (Silveira *el al.*, 2020). Sin embargo, la mala aplicación de la

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

normativa ha llevado a la transformación de suelos agrícolas de elevada calidad, que tienen relevancia a nivel productivo como suelos agrícolas y que, tras la forestación, dejan de tenerla.

1.3.2 Suelos forestados

Se define forestación como la conversión, por actividad humana directa, de terrenos que carecieron de bosque durante un período mínimo de 50 años en tierras forestales mediante plantación, siembra o fomento antrópico de semilleros naturales (Acuerdos de Marrakesh, 2001). Otras definiciones extendidas son: "es la conversión de otros usos del suelo a bosques" o "el aumento de la cobertura del dosel por encima del 10 %" (FAO, 2000).

El uso y el manejo previo del suelo, la especie empleada en la forestación, el método de plantación empleado, el tiempo transcurrido desde la plantación o el manejo posterior tras la forestación pueden influir en la evolución de las propiedades edáficas (Post y Kwon, 2000; Johnson y Curtis, 2001; Paul *et al.*, 2002; Lal, 2005).

La forestación conlleva una serie de cambios de gran relevancia en el manejo de los suelos, al no realizarse en los suelos forestados las labores que usualmente se hacen en los suelos agrícolas. El manejo de los suelos forestales es, generalmente, menos intensivo que el de los suelos de cultivo, por lo que debería de afectar menos al contenido en materia orgánica, si bien hay muchas opciones de manejo que pueden disminuir o elevar el contenido de materia orgánica en los bosques (Guo y Gifford, 2002; Lal, 2005; Jandl *et al.*, 2007a; Jandl *et al.*, 2007b; Laganière *et al.*, 2010). El cese del arado, con la consiguiente disminución en la mezcla de horizontes, del abonado o fertilización y del cosechado pueden alterar, desde el punto de vista biogeoquímico (Schulze, 2014), el contenido en materia orgánica (Angers y Eriksen – Hamel, 2008; Bach *et al.*, 2011) o las propiedades bioquímicas del suelo (Post y Kwon, 2000; Schipper y Sparling, 2000; Parham *et al.*, 2002). La aplicación de fertilizantes tiene un efecto heterogéneo sobre las propiedades del suelo, puesto que se ha encontrado que tras la misma las propiedades bioquímicas tanto pueden incrementarse (Post y Kwon, 2000; Parham *et al.*, 2002) como disminuir (Schipper y Sparling, 2000). Además, la forestación produce un cambio en la producción de raíces, causado por la modificación de las especies que cubren la superficie del suelo (Hoover, 2003; Shi *et al.*, 2013) y, dependiendo de las tareas de preparación del terreno que se realicen, la maquinaria empleada puede provocar la compactación del suelo (Jensen *et al.*, 1996). Por otro lado, cuando los restos vegetales de las cosechas son enterrados con el arado o se dejan en la superficie del suelo se produce un incremento del carbono orgánico del mismo (Liebig *et al.*, 2004), lo cual es positivo para la actividad microbiana (Yadvinder – Singh *et al.*, 2005; Bakht *et al.*, 2009; Erenstein, 2011), mientras que en los suelos forestados el aporte de

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

materia orgánica procedente de los árboles tarda un tiempo en producirse y sólo lo hace en el caso de que los restos vegetales no se retiren del suelo. En otras palabras, la dinámica de nutrientes disponibles se altera cuando se lleva a cabo la forestación debido a los cambios que se realizan en el manejo del suelo tras la plantación, tales como el cese en la adición de fertilizantes, la modificación del tipo de vegetación y que ya no se llevan a cabo las tareas de preparación del suelo y de recogida de la cosecha, con la consecuente interrupción del uso continuado de maquinaria y la compactación que esto provoca.

Teniendo en cuenta todos estos cambios en el manejo, se presupone que la forestación tiene un elevado potencial para el secuestro de carbono edáfico. Sin embargo, si analizamos los estudios publicados, los resultados son contradictorios. Así, la forestación puede hacer disminuir el contenido en carbono (Parfitt *et al.*, 1997; Perrott *et al.*, 1999; Ross *et al.*, 1999; Farley *et al.*, 2004; López – Ulloa *et al.*, 2005; Richards *et al.*, 2007), incrementarlo (Del Galdo *et al.*, 2003; Lemma *et al.*, 2006; Niu y Duiker, 2006; Grünzweig *et al.*, 2007; Laik *et al.*, 2009) o no producir modificación alguna (Bashkin y Binkley, 1998; Chen *et al.*, 2000; Davis, 2001; Davis *et al.*, 2007; Smal y Olszewska, 2008; Ephron *et al.*, 2009; Marin – Spiotta *et al.*, 2009). Esta diversidad de comportamientos sugiere que hay diferentes factores que condicionan el comportamiento del carbono edáfico en los suelos forestados.

Diversos estudios desarrollados para investigar la evolución a lo largo del tiempo tras la forestación, muestran que se produce una tendencia inicial de pérdida de carbono durante los primeros años tras la plantación, pero que gradualmente los valores vuelven a los obtenidos para los suelos control de cultivo (en torno a los 10-20 años tras la forestación), generándose posteriormente una ganancia de carbono (Romanya *et al.*, 2000; Paul *et al.*, 2002; Vesterdal *et al.*, 2002; Turner *et al.*, 2005; Wang *et al.*, 2006; Davis *et al.*, 2007; Huang *et al.*, 2007; Ritter, 2007; Zhang *et al.*, 2020; Xiang *et al.*., 2021), aunque generalmente los contenidos en carbono orgánico de los suelos forestados son inferiores a los de los bosques naturales (DeGryze *et al.*, 2004; Smal y Olszewska, 2008; Tang y Li, 2013).

La principal fuente de datos sobre cambios en los ecosistemas terrestres son los Inventarios Forestales Nacionales, que en los últimos años han aumentado, proporcionando información adicional, para cumplir con los requerimientos del Protocolo de Kioto (Jandl *et al.*, 2007a).

Como ya se dijo anteriormente, se está promoviendo en las diferentes políticas ambientales de los Estados la utilización de los bosques para la mitigación del cambio climático global. Se pueden establecer tres tipos de estrategias para potenciar la captación de carbono por los ecosistemas forestales siendo las principales: la protección de las masas existentes, la repoblación forestal y la gestión forestal sostenible de los bosques.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

La importancia de las áreas boscosas es tal que la Comisión Europea, siguiendo una resolución del Parlamento Europeo adoptó en noviembre de 1998 la "Comunicación sobre la estrategia forestal de la Unión Europea", la cual se ha elegido como principio rector de la integración del desarrollo sostenible y la protección del medio ambiente en las políticas relacionadas con los bosques. Esto se debe a que los bosques "desempeñan una función protectora fundamental en la conservación del entorno natural, sobre todo en relación con la protección del agua y del suelo, la mejora de la calidad del aire, la prevención de aludes, la estabilidad climática, etc.".

En julio de 2021, englobado en el Pacto Verde Europeo se publicó el documento "Bosques: la Nueva Estrategia de la Unión Europea en favor de los Bosque para 2030", para garantizar una mayor resiliencia de los bosques. Los fundamentos de esta política forestal, que continúan y complementan los citados anteriormente, son el mantenimiento de la biodiversidad, la economía circular, la mejora de la calidad de vida de los ciudadanos y la reducción del número de catástrofes naturales, así como la consecución de los objetivos relacionados con el clima.

Tal y como ya se ha indicado previamente, formando parte del conjunto de medidas adoptadas para la consecución de los objetivos marcados para la lucha frente al cambio climático se encuentra el aumento de la superficie forestal, mediante acciones de forestación y reforestación en tierras agrícolas, abandonadas o degradadas.

1.3.3 El papel de los suelos en el cambio global

Como se ha explicado anteriormente, la fijación de carbono en reservorios estables es un proceso fundamental para la mitigación del cambio global en las condiciones del planeta. Por ello, se asume que la forestación puede tener un papel sustancial en el incremento del secuestro de carbono en el suelo en forma de biomasa vegetal, pero los conocimientos científicos en relación a la influencia de la gestión de terrenos agrícolas marginales, las condiciones del sitio y las prácticas de forestación son limitados (Gilliams *et al.*, 2005, Potter *et al.*, 2007; Zhang *et al.*, 2020; Xiang *et al.*., 2021).

Es perfectamente conocido que, mediante la forestación, por el proceso fotosintético que realizan las plantas, el CO_2 se puede fijar formando biomasa nueva y, posteriormente, ésta se transforma en materia orgánica que se incorpora al suelo (Jandl *et al.*, 2007b). Este incremento de materia orgánica edáfica es importante puesto que las plantas devuelven la mitad del carbono fijado a la atmósfera en forma de CO_2 en la respiración (Lal, 2001).

La acumulación de materia orgánica en el suelo está condicionada por el balance entre la entrada de restos vegetales a través de la mineralización o estabilización de los mismos y la salida por descomposición, respiración autotrófica y heterotrófica, erosión o lixiviación (Laganière, 2011;

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Navarro Pedreño *et al.*, 2021). La estabilización de la materia orgánica originada a partir de la *litter* y los restos vegetales se produce mediante diferentes procesos físico – químicos, químicos y microbiológicos sincrónicos (von Lützow *et al.*, 2006). Del conjunto de procesos la estabilización química, que consiste en la unión de la materia orgánica y los componentes de la fracción mineral, es la más importante ya que se reduce la capacidad descomponedora de los organismos, al permanecer la materia orgánica protegida en complejos organometálicos (Schmidt *et al.*, 2011).

En el mismo sentido, debe ser considerado que en los diferentes procesos, tanto de estabilización como de descomposición de la materia orgánica, hay diferentes factores implicados, fundamentalmente los relacionados con las características iniciales del sistema, esto es, el tipo de suelo, las condiciones climáticas, la deposición de nitrógeno atmosférico, el tipo de uso agrícola previo del suelo, etc., y con la estrategia de forestación, con condicionantes como la elección de la especie arbórea, la preparación y el mantenimiento del sitio de plantación, etc. (Lafleur *et al.*, 2015; Zhang *et al.*, 2018; Angst *et al.*, 2021).

Además, también es importante la evaluación a lo largo del tiempo y la caracterización del suelo antes y después de la forestación, de modo que se puedan monitorizar las modificaciones que sufren la calidad, la cantidad, la composición y la distribución espacial de la materia orgánica (Paul *et al.*, 2002; López – Mondéjar *et al.*, 2015; Angst *et al.*, 2021). Tras la forestación, la materia orgánica sólo proviene de la descomposición de los restos vegetales de la masa forestal y del sotobosque que llegan al suelo, siempre que no se realice la limpieza de los mismos, así como de las raíces que se desarrollan en el suelo.

Las condiciones previas del suelo son relevantes, puesto que la capacidad potencial de almacenamiento de carbono viene determinada por el contenido de materia orgánica que se alcanza en la situación *clímax* y este contenido es difícilmente superable (Shi *et al.*, 2013; Guo *et al.*, 2021).

Un aspecto de gran relevancia y que se debe tener en cuenta es que a lo largo del perfil del suelo el contenido de materia orgánica no es homogéneo y aunque tiende a disminuir en profundidad, una proporción importante del carbono edáfico se haya en profundidad (Harrison *et al.*, 2011; Rumpel y Kögel – Knabner, 2011; Wiesmeier *et al.*, 2012). Además de los posibles cambios en la cantidad de materia orgánica, también es importante conocer si varían las características de la misma en profundidad (Jobbágy y Jackson, 2000; Lorenz y Lal, 2005; Shi *et al.*, 2013).

La profundidad que se ha establecido como de mayor importancia para determinar la modificación del carbono en los ecosistemas ha sido de al menos 1 m (Jobbágy y Jackson, 2000; Lal, 2009), puesto que basarse únicamente en las capas superficiales puede conllevar sesgo en

las conclusiones (Baker *et al.*, 2007). Este error es especialmente importante cuando se analizan suelos agrícolas, en los que con el empleo del arado en las tareas de cultivo se mezcla una profundidad variable de las capas superficiales.

Además, también hay que tener en cuenta el importante papel del sistema radicular en la translocación de materia orgánica en profundidad (Buyanovsky y Wagner, 1997), así como el de los exudados orgánicos, que tienen un papel relavente en la liberación de nutrientes y también participan en la estimulación de la actividad microbiana (Quian *et al.*, 1997; Sánchez *et al.*, 2002).

Todos estos factores son muy variados y están interrelacionados, por lo que el comportamiento del suelo como fuente o sumidero de carbono y, por lo tanto, el papel que va a realizar en relación al cambio climático global es difícilmente predecible. Desde el último cuarto del siglo pasado se han desarrollado programas predictivos del funcionamiento del suelo en cuanto a su capacidad de secuestro de carbono, tales como el PaSim, RothC, CENTURY, DNDC y ECOSSE.

1.3.4 La materia orgánica y las propiedades bioquímicas

Los estudios realizados a lo largo del tiempo para investigar los efectos de la forestación sobre los suelos se han centrado, mayoritariamente, en el análisis del contenido en carbono, tal y como reflejan diferentes revisiones publicadas por distintos autores (Laganière *et al.*, 2010; Vesterdal *et al.*, 2013; Nave *et al.*, 2013; Guo *et al.*, 2021) y, en mucha menor medida, en la evaluación de la biomasa microbiana y la respiración de estos microorganismos (Laik *et al.*, 2009; Deng *et al.*, 2016; Cao *et al.*, 2017; Huang *et al.*, 2022). Sin embargo, aunque en la bibliografía el estudio de las diferentes formas de carbono ha sido relacionado con diferentes cambios de uso, apenas se ha analizado su comportamiento tras la forestación de forma específica (Ghani *et al.*, 2003; Zhao *et al.*, 2008; Cardelli *et al.*, 2012).

1.3.4.1 Formas de carbono lábil de la materia orgánica

La fracción lábil de la materia orgánica es la que se descompone rápidamente, en contraposición a la fracción estable, cuya velocidad de descomposición es mucho más lenta. La fracción lábil está constituida por carbohidratos, aminoácidos, péptidos, amino azúcares y lípidos, así como por algunos materiales estructurales menos fáciles de metabolizar como ceras, grasas, resinas, lignina, celulosa y hemicelulosa. Igualmente, también puede contener algunos residuos vegetales recalcitrantes (Tirol-Padre y Ladha, 2004).

USC DE COMPOSTELA

Los extractantes empleados para la cuantificación del carbono lábil edáfico son muy variados; de todos ellos, los seleccionados para este trabajo han sido sulfato potásico, agua a temperatura ambiente, agua a 80 ºC, ácido sulfúrico empleando una hidrólisis en dos pasos (ácido sulfúrico 5 N y 26 N) y permanganato potásico 33 mM. Estas soluciones permiten la cuantificación de diferentes formas del carbono edáfico de labilidad decreciente, esto es, las más lábiles se extraen con sulfato potásico y agua a temperatura ambiente y las menos lábiles con permanganato potásico, por lo que proporcionan información de diferentes fracciones en función de su labilidad. Así, el sulfato potásico y el agua simularían la fracción lábil disponible en la solución del suelo, puesto que extraen las fracciones más lábiles, esto es, las fracciones que corresponden a la materia orgánica más joven y con la mayor tasa de renovación, normalmente relacionada con la materia orgánica que más fácilmente se descompone (Ghani *et al.*, 2003). La hidrólisis con ácido sulfúrico como extractante permite evaluar la calidad de la materia orgánica (Stout *et al.*, 1981), ya que todo el carbono no solubilizado con esta hidrólisis en dos fases sería carbono recalcitrante con un alto tiempo de residencia en el suelo (Rovira y Vallejo, 2002; Silveira *et al.*, 2008). En el caso de la oxidación con permanganato potásico 33 mM, se ha comprobado que este compuesto oxida de manera lenta compuestos como azúcares, aminoácidos y otros ácidos orgánicos, mientras que oxida de manera mucho más rápida compuestos con grupos glicoles (Tirol – Padre y Ladha, 2004), lo que indica que no permite discriminar claramente formas lábiles de formas menos lábiles o no lábiles de C. Por este motivo, aunque algunos autores (Blair *et al.*, 1995; Conteh *et al.*, 1997) consideran que el C oxidable con permanganato potásico puede considerarse una fracción de carbono lábil del suelo y que, por diferencia entre éste y el carbono total del suelo, se determinaría el carbono no lábil, otros autores como Tirol-Padre y Ladha (2004) indican que a la fracción extraída con permanganato potásico no se le puede denominar C lábil sino C oxidable con permanganato (POM, por sus siglas en inglés), que representaría el C orgánico del suelo biológicamente activo (Wade *et al.*, 2020).

En cada una de las fracciones extraídas en agua y en ácido sulfúrico, además del carbono se pueden analizar otros componentes como el carbono de los carbohidratos reactivos a la antrona (carbohidratos) y el carbono de los compuestos de tipo polifenólico reactivos al Folin – Ciocalteu (polifenoles). Ambos son indicadores de la calidad del carbono hidrolizable y reflejan el balance entre los compuestos fácilmente biodegradables, representados por los carbohidratos, y los más refractarios, constituidos por los polifenoles (Rovira *et al.*, 2010).

Los carbohidratos son moléculas que provienen de las plantas y los microorganismos del suelo (Cheshire, 1979). Éstos son los compuestos principales del carbono lábil junto con los ácidos orgánicos y ambos tienen un papel fundamental en los ecosistemas, al ser un sustrato de los

microorganismos, contribuyendo por ello a la actividad microbiana (Cheshire, 1979; Davidson *et al.*, 1987; Cook y Allan, 1992). Además, contribuyen a la calidad del suelo, puesto que participan en la formación y estabilización de la estructura edáfica, así como en la protección del suelo frente a la erosión (Haynes y Francis, 1993), y pueden ser usados como indicadores tempranos de los cambios provocados en la calidad de la materia orgánica (Haynes, 2000).

Los polifenoles son moléculas que se derivan de la oxidación y la fragmentación de compuestos derivados de la lignina (Guggenberger *et al.*, 1994). Ésta es una macromolécula que forma parte de las paredes celulares de las plantas, por lo que los restos vegetales en descomposición influirán sobre el contenido en polifenoles en los suelos. Además, se también ha señalado que los polifenoles tienen la capacidad de proteger la materia orgánica de la oxidación (Rimmer, 2006; Cardelli *et al.*, 2012), por lo que esta función minimizaría la emisión de CO_2 y NO_2 a la atmósfera producida al oxidarse los compuestos de carbono y nitrógeno durante la descomposición de la materia orgánica.

1.3.4.2 Propiedades bioquímicas y coeficientes fisiológicos

En esta memoria se analizan la biomasa microbiana y la respiración edáfica, ambos parámetros relacionados con la actividad microbiana en el suelo. La biomasa microbiana del suelo ha sido definida como la parte de la materia orgánica que constituye los microorganismos vivos menores de 5 – 10 μm^3 (Alef y Nannipieri, 1995). Es un componente con gran variedad de tamaños y formas de los microorganismos edáficos, pero no hay duda de su importancia para el funcionamiento del sistema edáfico. Es un parámetro fundamental por ser una fuente lábil de carbono edáfico, regular la transformación de nutrientes y participar en la cohesión de los agregados del suelo (Smith y Paul, 1990; Ladd *et al.*, 1996; Dalal, 1998). Además, la biomasa microbiana participa en la descomposición de la materia orgánica, por lo que es fundamental para el cambio global por el papel que juega en la emisión de CO_2 como producto de esta descomposición. Otro aspecto importante es que presenta una tasa de renovación más rápida que el resto de la materia orgánica (Jenkinson y Ladd, 1981) y puede ser un indicador de la evolución de la materia orgánica a largo plazo (Sparling *et al.*, 1994).

La cuantificación de la biomasa microbiana también lleva asociadas importantes complicaciones relacionadas con la repetitividad, su laboriosidad y el poder establecer la diferencia entre células vivas y células muertas. A lo largo del tiempo se han establecido diferentes métodos para determinar la biomasa microbiana del suelo; en esta memoria se ha empleado el más ampliamente utilizado a nivel mundial desde el momento de su publicación por Jenkinson y Powlson, en 1976. Se trata del método de fumigación – extracción, en el que se establece el flujo

de descomposición provocado por la fumigación con cloroformo, de manera que es posible la cuantificación del C de la biomasa microbiana por diferencia entre el carbono lábil del suelo y éste más el que estaba formando parte de los microorganismos del suelo y que es liberado tras su muerte, causada por la fumigación con cloroformo.

La respiración microbiana del suelo es un proceso que refleja la actividad biológica del mismo y se puede medir a través del desprendimiento de CO_2 o del consumo de O_2 resultante del metabolismo de los microorganismos existentes en el suelo.

Todos los microorganismos heterótrofos del suelo tienen la capacidad de degradar la materia orgánica, obteniendo la energía que necesitan para su desarrollo a través de la descomposición de compuestos orgánicos tales como la celulosa, proteínas, nucleótidos y compuestos humificados. En estas reacciones de oxidación de la materia orgánica, el oxígeno actúa como aceptor final de electrones, obteniéndose como producto final del proceso CO_2 y agua (García *et al.*, 2003).

La respiración permite determinar el carbono que potencialmente se mineralizaría (Anderson y Domsch, 1990) y evidencia la actividad global o energía gastada por los microorganismos edáficos, por lo que refleja la capacidad de descomposición de la materia orgánica de los mismos, por lo que su estudio es fundamental para conocer la actividad microbiana.

Relacionando algunos de los parámetros citados anteriormente, todos ellos propiedades fundamentales del suelo, tales como el contenido en biomasa microbiana, la respiración basal y el contenido en carbono total, se establecen tres coeficientes, microbiano, respiratorio y metabólico; los cuales permiten valorar cómo está a nivel fisiológico el suelo. Con estos parámetros se puede establecer el uso de la energía del ecosistema por las comunidades microbianas (Anderson y Domsch, 2010).

El coeficiente microbiano (*q*mic) relaciona la biomasa con el contenido en carbono total y ha sido utilizado para determinar las ganancias o pérdidas de carbono (Anderson *et al.*, 1986; Anderson y Domsch, 1990), de modo que permite establecer la eficiencia en la fijación de carbono por las comunidades microbianas.

El coeficiente respiratorio (*q*R) es un parámetro que relaciona la cantidad de C-CO_2 producido y el carbono total del suelo por unidad de tiempo (mg C-CO_2 g^{-1} C h^{-1}). Fue definido por Dommergues (1960), denominándolo coeficiente de mineralización del carbono y expresándolo como porcentaje. Este parámetro proporciona una medida de la dinámica de la materia orgánica del suelo. Se emplea como indicador de la degradación de las formas más lábiles de carbono causada por la actividad microbiana. El *q*R permite determinar el carbono del suelo que es mineralizado a lo largo del tiempo, pudiéndose establecer la proporción de carbono total mineralizado y, por lo tanto, puede ser utilizado como un indicador de la pérdida o acumulación

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

neta de carbono del suelo (Anderson *et al.*, 1986). Este parámetro permite evitar los problemas de comparación entre suelos con diferente contenido en materia orgánica (Sparling, 1997).

El coeficiente metabólico (qCO_2) es un parámetro que relaciona la cantidad de carbono de la respiración edáfica por unidad de carbono de la biomasa presente por unidad de tiempo (μg C-CO_2 mg $Cbio^{-1}$ h^{-1}). El qCO_2 está basado en la teoría de la sucesión ecológica (Odum, 1969) y se ha considerado que es un indicador de la madurez o degradación del ecosistema edáfico (Insam y Domsch, 1988). Debido a la sensibilidad que presenta a los cambios del sistema edáfico se ha utilizado como indicador de la calidad de materia orgánica añadida al suelo, para establecer diferentes condiciones edáficas como son la calidad del sustrato a descomponer, el contenido de materia orgánica lábil o las condiciones de estrés en el suelo (Anderson y Domsch, 1993; Dilly, 2005; Malchair y Carnol, 2009; Pérez – Bejarano *et al.*, 2010). Además, se ha empleado para la cuantificación de los efectos de los cambios ambientales sobre la comunidad microbiana del suelo (Anderson y Domsch, 2010) y es una medida de la eficiencia en el uso del carbono por los microorganismos, siendo los valores más bajos los que indican un uso más eficiente del carbono.

USC
UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

2. JUSTIFICACIÓN Y OBJECTIVOS

Desde hace más de 30 años se ha venido subvencionado, por parte de las Administraciones Públicas, la transformación de terrenos de cultivo marginales en forestales. Esta transformación se fomentó bajo el supuesto de que este cambio de uso modifica el papel de los suelos al pasar de ser fuentes a ser sumideros de carbono, con el beneficio que esto supone para la mitigación del cambio climático al inmovilizarse CO_2 lo que, por otro lado, contribuiría al cumplimiento de uno de los objetivos establecidos en el Protocolo de Kioto para la reducción de los gases de efecto invernadero en la atmósfera.

El Reglamento (CE) nº 2080/92 fue el marco regulador de las ayudas a las medidas forestales para la agricultura. Este documento legal forma parte de un conjunto de medidas de acompañamiento a la reforma de la política agraria común. En esta política se potenciaba el abandono de tierras agrícolas dedicadas a cultivos excedentarios, el cual fue incentivado con ayudas a la forestación de terrenos agrícolas marginales y el Reglamento las reguló hasta el año 2000, en el que entró en vigor otro reglamento (Reglamento (CE) nº 1257/1999 del Consejo, de 17 de mayo de 1999, sobre la ayuda al desarrollo rural a cargo del Fondo Europeo de Orientación y de Garantía Agrícola (FEOGA) y por el que se modifican y derogan determinados Reglamentos). Tras la derogación del mismo han seguido publicándose documentos reguladores de las ayudas a la forestación hasta la actualidad. Además, el Reglamento (CEE) nº 2080/92 fue empleado para la implantación de medidas para combatir el cambio climático al adherirse los estados miembros al Protocolo de Kioto. Una de estas medidas sería la forestación de tierras agrícolas marginales, ya que con dicha forestación se presuponía un incremento de la inmovilización de carbono en forma de biomasa forestal (Davis *et al.*, 2007; Lal 2008).

El papel que juegan los suelos en esta fijación de carbono ha sido analizado por distintos autores, pero normalmente éstos se limitan a cuantificar la modificación del contenido en carbono edáfico y de los stocks de carbono tras la forestación (Jandl *et al.*, 2007b; Laganière *et al.*, 2010; Lal, 2008; Poeplau *et al.*, 2011). Sin embargo, a pesar del tiempo transcurrido desde que se iniciaron las forestaciones, hasta el momento no se ha evaluado correctamente la eficiencia de las medidas relacionadas con la forestación de terrenos agrícolas, ya que hay muchos aspectos importantes (como los posibles cambios en el comportamiento de las diferentes formas de la materia orgánica edáfica o cómo se ven afectados los microorganismos y su actividad tras el cambio de uso del suelo, por ejemplo), que han sido poco o nada estudiados. Por otro lado, en la mayoría de los estudios en los que se analizó el papel de la forestación en la fijación de carbono tan sólo se investigaba el efecto de dicha forestación cuando se producía en terrenos marginales ya que,

USC DE COMPOSTELA

dado el carácter de las subvenciones, era precisamente la transformación de terrenos agrícolas marginales de baja productividad en zonas forestadas lo que se fomentaba (Cerli *et al.*, 2006; Huang, *et al.*, 2007; Hu *et al.*, 2016). Hay que señalar, sin embargo, que en Galicia hubo una incorrecta aplicación de las ayudas, ya que se modificaron terrenos de alto interés agronómico (muchos de ellos en zonas de vega) en lugar hacerlo con terrenos marginales, lo que además de la pérdida de suelos muy aptos para su uso agrícola, también supuso una modificación del paisaje agrario gallego. Por todo ello, y a pesar de los más de 30 años transcurridos desde que se iniciaran las políticas de subvenciones a la forestación, el efecto sobre el funcionamiento de los suelos que supuso la transformación de suelos agrícolas en suelos forestales, especialmente cuando lo que se transformaron fueron suelos de elevada productividad, aún no ha sido evaluado, sobre todo en Galicia.

La presente tesis doctoral se enmarca dentro de un proyecto de investigación titulado "Mitigación del cambio climático por forestación de terrenos agrícolas", financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación (CGL2008-01992/BTE) y que se ha llevado a cabo en los laboratorios del Departamento de Suelos, Biosistemas y Ecología Agroforestal de la Misión Biológica de Galicia (MBG-CSIC) en Santiago de Compostela (previamente Departamento de Bioquímica del Suelo del Instituto de Investigaciónes Agrobiológicas de Galicia-CSIC) y del Departamento de Edafología y Química Agrícola de la Facultad de Farmacia (USC). Fruto de este proyecto fue la tesis doctoral del Dr. Félix Zorita Hernández (2014), en la cual se estudiaron las modificaciones en la actividad metabólica del suelo causadas por la forestación de terrenos agrícolas altamente productivos. Para ello, y considerando que para caracterizar el estado fisiológico y metabólico del suelo es necesario estudiar diferentes ciclos biogeoquímicos, en dicha tesis se investigaron varias hidrolasas relacionadas con los ciclos edáficos del nitrógeno, carbono y azufre, así como la actividad de enzimas oxidorreductasas que reflejan el metabolismo de la microbiota del suelo y los efectos que la forestación tiene sobre varias propiedades físico-químicas de los suelos, poniéndose de manifiesto que las modificaciones la actividad de las enzimas del suelo causadas por la forestación estaban relacionadas con las características de materia orgánica y la microbiota edáfica.

En la presente memoria de tesis se planteó el estudio del efecto de la forestación sobre la actividad microbiana y sobre las formas de carbono orgánico lábil del suelo. Para ello, se analizaron una serie de propiedades bioquímicas relacionadas con la abundancia y actividad de los microorganismos del suelo (mineralización del carbono, C asociado a la biomasa microbiana, etc.), así como con la estructura y la labilidad de la materia orgánica (mediante diferentes tipos de fraccionamientos y/o extracciones de distintas formas de C orgánico del suelo), comparando

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

lo que sucede en parcelas forestadas y en parcelas colindantes que mantienen el uso previo a la forestación.

El trabajo realizado en esta tesis se divide en dos partes:

En la primera parte se caracterizó, de manera general, el cambio que la forestación provoca en la biomasa y actividad de los microorganismos del suelo, así como en las formas de carbono orgánico más lábiles, para lo cual también se consideraron las modificaciones en las propiedades físico-químicas de los suelos forestados. Para ello se estudiaron las capas superficiales de diferentes suelos forestados, comparándolas con las de los suelos de cultivo adyacentes de los cuales proceden.

En la segunda parte se estudiaron, de un modo más detallado, los efectos de la forestación sobre el carbono asociado a la biomasa microbiana del suelo, así como sobre la mineralización y las formas lábiles de la materia orgánica del suelo, teniendo en cuenta en todos los casos, además, las posibles modificaciones de las propiedades físico-químicas de los suelos. Para el estudio se seleccionaron dos de los suelos forestados analizados en el estudio general previo, así como sus suelos de cultivo de origen, y se analizó el efecto de la forestación sobre las propiedades antes indicadas a lo largo del perfil del suelo hasta una profundidad de 100 cm.

Los objetivos específicos que se pretenden alcanzar con este trabajo de tesis son los siguientes:

a) Establecer el modo en que la forestación de suelos agrícolas de alta capacidad productiva afecta a la abundancia y actividad de los microorganismos del suelo, a la dinámica y a las características de la materia orgánica lábil edáfica y a una serie de coeficientes fisiológicos que relacionan las propiedades anteriores.

b) Comprobar qué factores y con qué intensidad influyen en las modificaciones de la dinámica de la materia orgánica y del carbono orgánico lábil de los suelos, así como en el tamaño de las poblaciones microbianas producidos como consecuencia de la forestación de suelos de cultivo productivos.

c) Investigar cómo la forestación con árboles de la misma especie de suelos de cultivo de buena calidad, pero con diferente uso y/o manejo, afecta a medio plazo a la dinámica de la materia orgánica y a la actividad de los microorganismos del suelo a lo largo del perfil del suelo.

USC
UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

MATERIAL Y MÉTODOS

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

3. MATERIAL

3.1 SUELOS

3.1.1 Suelos analizados en el estudio general de los suelos forestados

3.1.1.1 Localización de las parcelas

Para la realización de este estudio se utilizaron un total de 62 parcelas, situadas en los ayuntamientos de Ames, Boqueixón, Negreira, Padrón, Rois, Teo y Vedra, en la provincia de A Coruña, y en los de A Estrada y Cuntis, en la provincia de Pontevedra (Tabla 3.1). Se seleccionaron parcelas forestadas entre 4 y 15 años antes del estudio, junto a las cuales existían terrenos en los se mantenía el uso previo a la forestación y que utilizaron como referencia o control, lo que permitió comparar todos los parámetros que se analizaron en los suelos forestados con los que tenían los suelos con el precedente uso agrícola. Del conjunto de 62 parcelas estudiado, 25 corresponden a suelos de uso agrícola (CT) y las 37 restantes corresponden a parcelas forestadas con diferentes especies arbóreas (AF). El número de parcelas forestadas y agrícolas no coincide debido a que en 7 localizaciones se tomaron muestras de varias parcelas forestadas, que se diferenciaban entre sí en la especie forestal utilizada o en la edad de las parcelas forestadas, por lo que en esos casos una única parcela control es la referencia de más de una parcela forestada. De estas siete localizaciones, en cinco las parcelas se diferenciaban por la especie forestal y en las otras dos por la edad de la forestación. Las localizaciones en las que las parcelas forestadas se diferenciaban por la especie forestal eran las de Río Vea, en donde se muestrearon una parcela con chopo (Río Vea C), una con roble (Río Vea R) y una plantación mixta de chopo y roble (Río Vea C+R); A Estrada, con parcelas forestadas con arce (A Estrada A), pino (A Estrada P) y fresno (A Estrada F); Anllada 2, con parcelas forestadas con pino (Anllada 2 P), ciprés (Anllada 2 Ci) y roble (Anllada 2 R); Burgo, con dos parcelas, una de ellas con pícea (Burgo Pc) y una con aliso (Burgo Al) y, por último, A Barquiña con tres parcelas, una de ella forestada con chopo (A Barquiña C), una con pino (A Barquiña P) y una con castaño (A Barquiña Cñ). Además, hay dos localizaciones en las que se analizaron grupos de parcelas forestadas que tienen la misma especie forestal, pero con diferentes edades de la plantación. Estas parcelas son las de Casal, con tres parcelas de chopo de 5, 6 y 7 años (Casal C5, C6 y C7, respectivamente), y las de Rodiño, con dos parcelas forestadas con chopos de 5 (Rodiño C5) y 12 años (Rodiño C12).

USC DE COMPOSTELA

La localización de las diferentes parcelas forestadas y de sus parcelas de cultivo de procedencia que se utilizaron en el estudio se indica en la Tabla 3.1; además, en esta misma tabla se muestran otras características relevantes de las parcelas, como son el uso de la parcela como cultivo (CT) o forestación (AF), el material de partida, el tipo de suelo y la altitud a la que se encuentra cada una de ellas.

Tabla 3.1. Localización y características de las parcelas.

Nombre	Uso	Coordenadas	Material de partida	Suelo	Altitud (m)
Pontevea	CT	8º 32’ 51” W; 42º 45’ 15” N	Llanura aluvial	Fluvisol	28
Pontevea	AF	8º 32’ 50” W; 42º 45’ 15” N			28
Río Vea	CT	8º 32’ 09” W; 42º 44’ 15” N	Llanura aluvial	Fluvisol	58
Río Vea C	AF	8º 32’ 50” W; 42º 40’ 16” N			58
Río Vea C+R	AF	8º 32’ 04” W; 42º 44’ 18” N			58
Río Vea R	AF	8º 32’ 00” W; 42º 40’ 18” N			59
Laraño 1	CT	8º 30’ 50” W; 42º 48’ 50” N	Llanura aluvial	Fluvisol	76
Laraño 1	AF	8º 30’ 50” W; 42º 48’ 49” N			76
Laraño 2	CT	8º 30’ 49” W; 42º 48’ 48” N	Llanura aluvial	Fluvisol	76
Laraño 2	AF	8º 30’ 45” W; 42º 48’ 45” N			76
Casal	CT	8º 39’ 45” W; 42º 47’ 35” N	Llanura aluvial	Fluvisol	20
Casal C5	AF	8º 39’ 50” W; 42º 46’ 40” N			20
Casal C6	AF	8º 39’ 50” W; 42º 46’ 38” N			96
Casal C7	AF	8º 39’ 48” W; 42º 46’ 37” N			20
Tourís	CT	8º 39’ 38” W; 42º 47’ 25” N	Llanura aluvial	Fluvisol	20
Tourís	AF	8º 39’ 40” W; 42º 47’ 25” N			20
Bertamiráns	CT	8º 38’ 45” W; 42º 51’ 12” N	Llanura aluvial	Fluvisol	40
Bertamiráns	AF	8º 38’ 44” W; 42º 51’ 13” N			40
Lamego 1	CT	8º 39’ 28” W; 42º 46’ 21” N	Llanura aluvial	Fluvisol	20
Lamego 1	AF	8º 39’30” W; 42º 46’ 20” N			20
Lamego 2	CT	8º 39’ 28” W; 42º 46’ 30” N	Llanura aluvial	Fluvisol	20
Lamego 2	AF	8º 39’ 25” W; 42º 46’ 24” N			20
Baloira	CT	8° 32’ 15” W; 42° 42’ 52” N	Esquistos y paragneises	Regosol	80
Baloira	AF	8° 32’ 15” W; 42° 42’ 50” N			80
A Estrada	CT	8° 29’ 26” W; 42° 41’ 58” N	Metatexitas y diatexitas	Regosol	250
A Estrada A	AF	8° 29’ 20” W; 42° 42’ 00” N			250
A Estrada P	AF	8° 29’ 25” W; 42° 42’ 00” N			250
A Estrada F	AF	8° 29’ 30” W; 42° 41’ 57” N			250
Anllada 1	CT	8° 32’ 30” W; 42° 40’ 43” N	Esquistos y paragneises	Regosol	250
Anllada 1	AF	8° 32’ 30” W; 42° 40’ 45” N			250
Anllada 2	CT	8° 32’ 12” W; 42° 40’ 40” N	Esquistos y paragneises	Regosol	260
Anllada 2 P	AF	8° 32’ 08” W; 42° 40’ 40” N			250
Anllada 2 Ci	AF	8° 32’ 10” W; 42° 40’ 40” N			250
Anllada 2 R	AF	8° 32’ 14” W; 42° 40’ 40” N			250
S. Cristina de	CT	8º 31’35” W; 42º 44’ 12” N	Esquistos y paragneises	Regosol	86
S. Cristina de	AF	8º 31’ 40" W; 42º 44’ 10” N			86
Souto de Vea	CT	8º 32’ 28” W; 42º 44’ 42” N	Esquistos y paragneises	Fluvisol	86
Souto de Vea	AF	8º 32’ 28” W; 42º 44’ 40” N			76
Rodiño	CT	8º 26’ 33” W; 42º 50’ 08” N	Depósitos aluviales	Fluvisol	220
Rodiño C12	AF	8º 26’45” W; 42º 50’ 10” N			220
Rodiño C5	AF	8º 26’ 30’’ W; 42º 50’ 10” N			220
Burgo	CT	8º 26’ 30” W; 42º 50’ 35” N	Depósitos aluviales	Fluvisol	270
Burgo Pc	AF	8º 26’ 26” W; 42º 50’ 35” N			268
Burgo Al	AF	8º 26’ 20” W; 42º 50’ 32” N			260
Noenlle	CT	8º 26’ 35” W; 42º 49’ 52” N	Esquistos y paragneises	Regosol	235
Noenlle	AF	8º 26’ 33’’ W; 42º 49’ 52” N			235
Loureriro	CT	8º 23’ 20’’ W; 42º 48’ 38” N	Esquistos y paragneises	Regosol	200
Loureiro	AF	8º 23’ 21” W; 42º 48’ 38” N			200

Tabla 3.1. (continuación). Localización y características de las parcelas.

Codeso	CT	8º 24' 18" W; 42º 48' 05" N	Esquistos y paragneises	Regosol	210
Codeso	AF	8º 24' 20'' W; 42º 48' 05" N			210
Ribeira	CT	8º 25' 34" W; 42º 45'04" N	Llanura aluvial	Fluvisol	50
Ribeira	AF	8º 25' 32" W; 42º 45' 06" N			50
Matalobos 1	CT	8º 31' 26" W; 42º 41' 20" N	Esquistos y paragneises	Regosol	350
Matalobos 1	AF	8º 31' 30" W; 42º 41' 20" N			350
Matalobos 2	CT	8º 31' 15" W; 42º 41' 41" N	Esquistos y paragneises	Regosol	320
Matalobos 2	AF	8º 31' 20" W; 42º 41' 40" N			320
Os Outeiros	CT	8º 43' 15" W; 42º 54' 33" N	Granitoide biotítico	Fluvisol	165
Os Outeiros	AF	8º 43' 13" W; 42º 54' 31" N			165
A Barquiña	CT	8º 42' 35" W; 42º 54' 14" N	Llanura aluvial	Fluvisol	150
A Barquiña C	AF	8º 43' 00" W; 42º 54' 20" N			150
A Barquiña P	AF	8º 42' 55" W; 42º 54' 15" N			146
A Barquiña Cñ	AF	8º 42' 40" W; 42º 54' 15" N			146

3.1.1.2 Características topográficas de las parcelas

Desde el punto de vista fisiográfico (Tabla 3.1), las parcelas estudiadas se encuentran bien en posición de vega (21) o bien en posición de ladera (16). La diferente posición fisiográfica condiciona el tipo de suelo de la parcela. En las situadas en vega los suelos son Fluvisoles, mientras que en las situadas en ladera los suelos son Regosoles (ISSS Working Group R.B., 1998).

La altitud a la que se encuentran las parcelas de estudio abarca un rango entre los 20 metros de Pontevea, Lamego 1 y Lamego 2 y los 350 metros de las parcelas de Matalobos 1 (Tabla 3.1).

3.1.1.3 Manejo de las parcelas tras la forestación

El manejo de las parcelas forestadas es muy sencillo ya que, o bien no se realizan tareas de mantenimiento, o bien se produce periódicamente la limpieza y retirada del sotobosque (Tabla 3.2). En doce de las parcelas forestadas utilizadas en este trabajo el sotobosque era cortado de forma periódica, por lo que las denominaremos parcelas limpias. Estas parcelas se reconocen porque la biomasa del sotobosque es escasa y el suelo está desprovisto de capa de *litter* o ésta es muy pequeña. A este grupo de parcelas limpias corresponden las tres parcelas forestadas de Río Vea (C, C+R y R), las tres parcelas con chopo de Casal (C5, C6 y C7), las de Lamego 1, Lamego 2 y Souto de Vea (todas ellas con arces), la parcela forestada de Anllada 2 con ciprés (Ci) y las dos con pícea (Pc) y aliso (Al) de Burgo. En todas estas parcelas, el sotobosque presenta vegetación herbácea, principalmente algunas gramíneas.

Por otra parte, en las restantes parcelas forestadas (25 parcelas) no se elimina periódicamente el sotobosque y las denominaremos parcelas no limpias. En general, la vegetación del sotobosque de estas parcelas es variada y con un desarrollo muy distinto en las diferentes parcelas, puesto

USC DE COMPOSTELA

que en algunos casos el sotobosque se halla cubriendo muy tupidamente todo el terreno y en otros es más discontinuo. Las especies más representativas existentes en los suelos de este grupo

Tabla 3.2. Características fisiográficas y edafológicas de las parcelas utilizadas en el estudio

Nombre	Vegetación	Posición fisiográfica	Limpieza sotobosque	Tipo forestal	Edad (años)	Carbono previo a la forestación (%)
Pontevea	Maíz	Vega				1,99
Pontevea	Chopo		No	Caducifolia	9	
Río Vea	Maíz					2,95
Río Vea C	Chopo	Vega	Sí	Caducifolia	7	
Río Vea C+R	Chopo+Roble		Sí	Caducifolia	6	
Río Vea R	Roble		Sí	Caducifolia	5	
Laraño 1	Maíz	Vega				2,47
Laraño 1	Chopo		No	Caducifolia	9	
Laraño 2	Maíz	Vega				2,70
Laraño 2	Chopo		No	Caducifolia	8	
Casal	Maíz					4,02
Casal C5	Chopo	Vega	Sí	Caducifolia	5	
Casal C6	Chopo		Sí	Caducifolia	6	
Casal C7	Chopo		Sí	Caducifolia	7	
Tourís	Maíz	Vega				2,62
Tourís	Chopo		No	Caducifolia	4	
Bertamiráns	Maíz	Vega				5,28
Bertamiráns	Roble		No	Caducifolia	7	
Lamego 1	Maíz	Vega				5,92
Lamego 1	Arce		Sí	Caducifolia	4	
Lamego 2	Maíz	Vega				5,26
Lamego 2	Arce		Sí	Caducifolia	4	
Baloira	Maíz	Ladera				2,10
Baloira	Roble		No	Caducifolia	12	
A Estrada	Barbecho					3,52
A Estrada A	Arce	Ladera	No	Caducifolia	10	
A Estrada P	Pino		No	Perenne	11	
A Estrada F	Fresno		No	Caducifolia	7	
Anllada 1	Maíz	Ladera				3,07
Anllada 1	Pícea		No	Perenne	8	
Anllada 2	Maíz					3,34
Anllada 2 P	Pino	Ladera	No	Perenne	7	
Anllada 2 Ci	Ciprés		Sí	Perenne	7	
Anllada 2 R	Roble		No	Caducifolia	7	
S. Cristina de Vea	Maíz	Ladera				2,20
S. Cristina de Vea	Chopo		No	Caducifolia	10	
Souto de Vea	Maíz	Ladera				2,31
Souto de Vea	Arce		Sí	Caducifolia	5	
Rodiño	Maíz					3,10
Rodino C12	Chopo	Vega	No	Caducifolia	12	
Rodino C5	Chopo		No	Caducifolia	5	
Burgo	Maíz					4,65
Burgo Pc	Pícea	Vega	Sí	Perenne	9	
Burgo Al	Aliso		Sí	Caducifolia	9	
Noenlle	Maíz	Ladera				2,99
Noenlle	Pino		No	Perenne	15	

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Tabla 3.2. (continuación) Características fisiográficas y edafológicas de las parcelas utilizadas en el estudio

Loureiro	Maíz	Ladera				3,66
Loureiro	Pino		No	Perenne	9	
Codeso	Maíz	Ladera				3,92
Codeso	Chopo		No	Caducifolia	15	
Ribeira	Barbecho	Vega				2,45
Ribeira	Roble		No	Caducifolia	11	
Matalobos 1	Barbecho	Ladera				6,99
Matalobos 1	Roble		No	Caducifolia	15	
Matalobos 2	Maíz	Ladera				5,65
Matalobos 2	Roble+Castaño		No	Caducifolia	15	
Os Outeiros	Maíz	Ladera				2,52
Os Outeiros	Chopo		No	Caducifolia	15	
A Barquiña	Maíz					2,60
A Barquiña C	Chopo	Vega	No	Caducifolia	9	
A Barquiña P	Pino		No	Perenne	14	
A Barquiña Cñ	Castaño		No	Caducifolia	11	

de parcelas en las que no se realiza limpieza son: gramíneas como *Avena* sp., *Dactylis glomerata* L., *Poa* spp., *Lolium* spp., brasicáceas como *Raphanus raphanistrum* L., *Capsella bursapastori* L., ortigas (*Urtica dioica* L.) y otras plantas como zarzas (*Rubus* sp.), cardos (*Carduus* spp.) y tojos (*Ulex* spp). Además, aparecen helechos como *Pteris aquilina* L. y hiedra, *Hedera helix* L., especies que son fundamentalmente umbrófilas y de formaciones forestales. Sin embargo, en este sotobosque todavía están presentes especies ruderales (*Trifolium* spp., *Chrysanthemum* sp., *Senecio vulgaris* L., *Plantago* spp., *Erodium* spp., y *Rumex* spp., entre otras), que reflejan el anterior uso agrícola del suelo.

La capa de *litter* en las parcelas no limpias es muy variable. Para el conjunto de 25 parcelas forestadas en las que no se limpia el sotobosque y se acumulan los restos vegetales, se pueden establecer dos subgrupos: uno con aquellas parcelas que presentan una capa desde 0,5 cm a 5 cm de espesor, grupo al que corresponden la mayor parte las parcelas forestadas estudiadas, y otro subgrupo con las parcelas cuya capa de *litter* tiene un espesor de más de 5 cm, llegando en algunos casos hasta los 15 cm, como ocurre en la parcela de Codeso con chopos. A este subgrupo pertenecen los suelos de las parcelas forestadas de A Estrada P, Anllada 2 P, Rodiño C12 y C5.

3.1.1.4 Especies arbóreas empleadas en la forestación

Las especies arbóreas empleadas en la forestación de las parcelas estudiadas fueron muy variadas (Tabla 3.2). La especie más frecuentemente empleada fue el chopo, ya que 14 de las parcelas se forestaron diferentes especies y clones del género *Populus*. Otras especies empleadas fueron roble americano (*Quercus rubra* L., presente en 6 de las formaciones arbóreas estudiadas), pino

USC DE COMPOSTELA

de Monterrey (*Pinus radiata* D. Don, especie presente en 5 casos), arce (*Acer pseudoplatanus* L.) que estuvo presente en 4 parcelas, pícea (*Picea* sp.), de la que hay 2 parcelas forestadas, fresno (*Fraxinus excelsior* L.), ciprés (*Cupressus sempervirens* L.), aliso (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) y castaño (*Castanea sativa* Mill.), especies estas últimas que únicamente estuvieron presentes en una parcela. Además, dos de las parcelas forestadas presentan forestación mixta de chopo y roble americano y otra de castaño y roble americano. Teniendo en cuenta las especies presentes en las parcelas forestadas, y para eliminar la fragmentación que supondría la diversidad de especies forestales, se han agrupado las parcelas en dos grandes grupos (Tabla 3.2). Uno de ellos lo constituyen aquellas parcelas forestadas con especies caducifolias (Cad): Pontevea, las tres parcelas forestadas de Río Vea, Laraño 1, Laraño 2, las tres forestadas de Casal, Tourís,

Foto 3.1: Fotografías de algunas de las parcelas forestadas realizadas en el momento del muestreo: Matalobos 2 (a), Burgo Al (b), Anllada 2 R (c), Pontevea (d), Burgo Pc (e), Anllada 2 Ci (f).

Bertamiráns, Lamego 1, Lamego 2, Baloira, dos de las tres parcelas forestadas de A Estrada (A Estrada A y A Estrada F), una de las tres parcelas forestadas de Anllada 2 (Anllada 2 R), S. Cristina de Vea, Souto de Vea, las dos parcelas forestadas de Rodiño, una de las de Burgo (Burgo Al), Codeso, Ribeira, Matalobos 1, Matalobos 2, Os Outeiros y dos de las tres parcelas de A Barquiña (A Barquiña C y A Barquiña Cñ). El otro grupo está constituido por las parcelas forestadas con especies perennifolias (Per): una de las tres parcelas de A Estrada (A Estrada P), Anllada 1, dos de las tres parcelas de Anllada 2 (Anllada 2 P y Anllada 2 Ci), Burgo, Noenlle, Loureiro y una de las tres parcelas de A Barquiña (A Barquiña P).

USC DE COMPOSTELA

3.1.1.5 Edad de las parcelas forestadas

En el momento de los muestreos de los suelos (entre septiembre del 2009 y mayo del 2010) habían transcurrido entre 4 y 15 años desde la forestación de las distintas parcelas (Tabla 3.2). La edad de las parcelas forestadas se dedujo bien a partir de los datos proporcionados por los propietarios de las parcelas, o bien a partir del porte de los árboles.

La razón para que las forestaciones sean tan jóvenes radica en que dichas forestaciones se iniciaros a principios de la década de los 90, tras la publicación del Reglamento 2080 / 1992 del Consejo Europeo de 30 de junio. Como ya se ha indicado anteriormente, en él se promovía la concesión de ayudas por parte de la Unión Europea para forestar terrenos de cultivo marginales, lo que supuso la modificación de una superficie considerable del paisaje agrario tanto europeo como gallego. Particularmente en esta última zona, las forestaciones no siempre se realizaron en terrenos de baja calidad, sino que se emplearon suelos con alto valor agrológico. Por ello, las forestaciones no sólo son muy jóvenes, sino que, además, en la mayor parte de los casos se produjeron sobre terrenos de buena calidad.

Las 37 forestaciones investigadas se agruparon en rangos en función de las edades de las diferentes plantaciones, ya que numerosos autores indican que este es uno de los factores que más influyen en las modificaciones de las propiedades del suelo, especialmente aquellas relacionadas con el contenido en materia orgánica. Las parcelas se agruparon en tres rangos: 4-7, 8-11 y 12-15 años. Al rango entre 4 – 7 años pertenecían 16 de las parcelas forestadas, entre 8 – 11 años había 13 parcelas y entre 12 – 15 años había 8 parcelas.

3.1.1.6 Contenido en carbono previo a la forestación

Para establecer el contenido en carbono previo al cambio de uso, se tomó como valor de referencia el contenido en carbono total de la parcela control (que mantiene el uso agrícola) de cada una de las parcelas forestadas. El contenido en C total de dichas parcelas es muy variado, oscilando entre 1,99 y 6,99 % de C total por lo que, para analizar la influencia del contenido en C previo a la forestación sobre las propiedades investigadas, las parcelas se agruparon en dos grupos, las que presentan menos de 3,5 % de carbono antes de la forestación (22 parejas de parcelas forestación-cultivo) y las que presentan más de 3,5 % (15 parejas de parcelas) (Tabla 3.2).

3.1.2 Características de las parcelas control del estudio general

Todas las parcelas de cultivo o muestras control estaban dedicadas al cultivo de maíz (*Zea mays* L.) y en el momento de la recogida de las muestras la mayoría de ellas estaban cultivadas con el

maíz (22 parcelas), aunque tres de las parcelas se encontraban en el período de descanso entre rotaciones de cultivos (barbecho). En 8 maizales ya se había realizado la recolección de las mazorcas y la planta; las parcelas en las que sucedió esto eran las siguientes: Baloira, Anllada 1, Burgo, Noenlle, Codeso, Os Outeiros, A Barquiña y Anllada 2. En esta última parcela la recolección sólo se había finalizado en la mitad de la parcela, mientras que en la otra mitad únicamente se habían recogido las mazorcas; el suelo se tomó de la parte en la que el maíz ya había sido recolectado.

Foto 3.2: Parcelas de cultivo de Pontevea (a), Lamego 1 (b), Anllada 2 (c) y A Estrada (d) en el momento de la toma de muestras.

En general, en las parcelas en las que aún se mantenían las plantas, el maíz presentaba un porte grande y con las mazorcas bien desarrolladas, salvo en las parcelas cultivadas de Bertamiráns, Lamego 1 y Lamego 2 en las que las plantas eran pequeñas y las mazorcas poco desarrolladas. En todas las parcelas, las muestras de suelos se tomaron tanto entre las filas que conformaban las plantas de maíz (o los restos de las plantas, en los casos en los que éstas habían sido recolectadas), como entre las plantas de cada fila.

La vegetación que acompañaba a las plantas de maíz estaba formada fundamentalmente por *Dactylis glomerata* L. y otras plantas ruderales como *Senecio* sp., *Convolvulus* sp. y *Erodium* sp. En las parcelas que estaban en barbecho (A Estrada, Ribeira y Matalobos 1), la vegetación mayoritaria presente era de gramíneas. Además, también se identificaron ejemplares de *Mentha* sp., *Urtica dioica* L., *Chrysanthemum* sp., *Plantago* spp. o *Rumex* spp., entre otras.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE

3.1.3 Suelos analizados en el estudio de la influencia de la forestación en el perfil del suelo

Tal y como se indicó previamente, del conjunto de parcelas estudiadas en el estudio general, se seleccionarons dos de las parejas (suelo forestado-suelo control) para realizar un estudio más exhaustivo de la influencia de la forestación sobre el suelo, estudio que se centró en conocer las modificaciones que, como consecuencia de la forestación, sufre el suelo en profundidad (de 0 a 100 cm).

Tabla 3.3: Localización y características de las parcelas

	Laraño	**Pontevea**
Localización	Laraño, Vedra	A Barca, A Estrada
Coordenadas geográficas	8° 30' 50" W; 42° 48' 50" N	8° 32' 50" W; 42° 45' 17" N
Altitud (m.)	76	28
Temperatura media anual (°C)	13,3±1,1*	13,6±0,6*
Precipitación anual acumulada (mm)	1044±374*	1275±460*
Posición fisiográfica	Llanura aluvial actual del río Sta. Lucía	Terraza aluvial a 5 m sobre actual nivel del río Ulla (nivel Würmiense)
Material de partida	Sedimentos derivados de esquistos y anfibolitas	Sedimentos derivados de granitos y migmatitas
Tipo de suelo (FAO)	Fluvisol húmico	Fluvisol arénico

*, valor medio del período 2000-2010

Las parejas de parcelas seleccionadas para el estudio a lo largo del perfil fueron las de Laraño y Pontevea, lugares ubicados en llanuras aluviales con suelos de elevada calidad agrícola (Díaz-Fierros y Gil-Sotres, 1984). Estas parcelas fueron seleccionadas teniendo en cuenta las condiciones climáticas similares, esto es, temperatura media anual de 13 °C y precipitación anual acumulada entre 1000 y 1500 mm (Tabla 3.3). También sus características topográficas son parecidas; Laraño se sitúa en la llanura aluvial actual del río Santa Lucía (afluente del río Ulla), mientras que Pontevea se ubica en la llanura aluvial Wurmiense, a 5 m de altura del cauce actual del río Ulla. Los suelos de ambos lugares son fluvisoles (ISSS Working Group R.B., 1998), aunque pertenecientes a subgrupos edafológicos diferentes, al subgrupo fluvisol húmico las parcelas de Laraño y al subgrupo fluvisol arénico las de Pontevea (Tabla 3.3).

Tanto en Laraño como en Pontevea, la parcela control correspondía a una parcela cultivada de forma ininterrumpida desde hacía más de 100 años, mientras que la parcela forestada correspondía a una forestación realizada en ambos lugares en el año 2000, utilizando como especie forestal *Populus x euroamericana* (Dode) Guinier. En ambas parcelas forestadas nunca

Tabla 3.4: Datos sobre el manejo y las características de la vegetación en las parcelas utilizadas en el estudio en profundidad. Letras iguales indican que no hay diferencias significativas ($p \leq 0,05$) entre las dos parcelas forestadas.

	Laraño	**Pontevea**
Parcela forestada		
Surperficie (ha)	0,2512	0,1667
Especie forestada	*Populus x euroamericana*	*Populus x euroamericana*
Árboles ha^{-1}	784	534
Separación entre árboles (m)	3 x 3	4 x 3,5
Diámetro medio árboles (cm)	24,5 ± 5,1 a	30,4 ± 3,6 b
Altura media árboles (m)	23,9 ± 2,9 a	23,3 ± 1,5 a
Parcela cultivada		
Superficie (ha)	0,8720	0,2257
Tipo de rotación	Maíz + Prado	Maíz + Barbecho
Fertilización orgánica		
Purín (m^3 $año^{-1}$ ha^{-1})	85 – 110	95 – 110
Fertilización inorgánica *		
Urea 46 % (kg $año^{-1}$ ha^{-1})	170-230	No
NPK (kg $año^{-1}$ ha^{-1})	170 – 230 (15-15-15)	300 (20-10-5)
Nitrato amónico (kg $año^{-1}$ ha^{-1})	170 – 230 (27% N)	No
Cal (kg $año^{-1}$ ha^{-1})	400	No

* En Laraño, cada año sólo se añade un tipo diferente de fuente inorgánica de nitrógeno (urea, NPK o nitrato amónico), que se van alternando en años sucesivos.

se realizó extracción de madera desde que se plantaron los árboles. Las características de ambas parcelas forestadas son parecidas (Tabla 3.4), si bien en Laraño la superficie de la parcela y la densidad de plantación son algo mayores que en Pontevea. En cuanto a la gestión de ambas parcelas forestadas, es destacable que cada cierto tiempo se realiza la corta del sotobosque, que en el caso de Laraño se lleva a cabo cada año, aunque se deja sobre el suelo para su descomposición. En la forestación de Pontevea también se corta el sotobosque, pero sólo cada dos o tres años, dejándose los restos del desbroce sobre el suelo, al igual que sucede en la parcela de Laraño.

El sotobosque de las parcelas forestadas de Laraño y Pontevea está compuesto por zarzas (*Rubus* sp.), tojos (*Ulex* sp.), helechos (especialmente *Pteris aquilina* L.) y ortigas (*Urtica dioica* L.) y el crecimiento de las plantas hace que se forme un sotobosque tupido y robusto. Commo ya se comentó anteriormente, en ninguna de las dos parcelas se realiza limpieza del sotobosque, aunque sí se corta dejando los restos sobre la superficie del suelo. La corta del sotobosque se realiza en ambas parcelas, pero en la parcela forestada de Laraño se realiza anualmente mientras

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO

que en la parcela de Pontevea se lleva a cabo cada dos o tres años. Además, los restos de árboles que caen sobre el suelo de las parcelas forestadas de Laraño y Pontevea no se recogen, sino que son abandonados en la superficie.

La parcela cultivada de Laraño, corresponde a una parcela con rotación maíz-prado mixto de leguminosas y gramíneas, siguiendo el sistema de rotación que se describe a continuación. El primer año, el maíz se cultiva entre mayo y septiembre; inmediatamente después de cosechar el maíz, se siembran pastos mixtos de leguminosas y gramíneas, que se mantienen durante los 19 meses siguientes (es decir, hasta abril del tercer año). Los pastos se cosechan con una frecuencia variable en función de las condiciones climáticas del año. El maíz se vuelve a sembrar a finales de abril del tercer año, una vez cosechada la hierba. Las parcelas cultivadas se abonan principalmente con estiércol de vaca, aunque también se aplican fertilizantes inorgánicos (urea y NPK) y pequeñas cantidades de material encalante (cal agrícola o cal apagada) (Tabla 3.4). En Pontevea, la parcela cultivada está dedicada única y exclusivamente al cultivo de maíz, cultivo que transcurre de mayo a septiembre, permaneciendo la parcela el resto del año a barbecho. La fertilización se realiza también mayoritariamente con purín de vacuno y fertilizantes inorgánicos de tipo NPK. En la Tabla 3.4 se indican los datos fundamentales de las parcelas de ambos sitios, como son la extensión, la densidad de árboles plantados en las parcelas forestadas o la fertilización de las parcelas cultivadas.

3.2 TOMA DE MUESTRAS

Las dos partes en las que se divide esta tesis son bien diferenciadas, tanto en lo que afecta al tipo de muestras que se utilizó en cada una de ellas, como al modo de realizar el muestreo, puesto que para cada una de las dos etapas la metodología varía, si bien la manipulación y el tratamiento de los suelos previo a los análisis y los métodos utilizados en el estudio posterior de las muestras es similar en ambos casos.

Para el estudio general del efecto de la forestación se utilizaron muestras superficiales de los 10 cm superiores de un número relativamente elevado de parejas de suelos, que incluían una parcela forestada y un suelo de cultivo pareados, es decir, situados uno al lado del otro. Posteriormente, para el estudio de la modificación en profundidad de las propiedades de interés se muestrearon los suelos de las parcelas de Laraño y Pontevea, tal y como se indicó anteriormente. En ambos casos, se tomaron y analizaron muestras de las parcelas forestadas y las de cultivo hasta una profundidad de 90-100 cm (estudio en profundidad). La profundidad hasta la que se muestreó vino determinada por la profundidad del suelo en cada caso.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

3.2.1 Toma de muestras para el estudio general

Las muestras se tomaron de los 10 cm superiores del suelo, del que previamente se había retirado la capa de *förna*, en las parcelas forestadas, y los restos vegetales macroscópicos superficiales, en las parcelas cultivadas. El manejo de los terrenos agrícolas implica el arado del suelo, el abonado o fertilización y el cosechado, actividades que no sólo alteran algunas de las características generales del mismo, ya que, por ejemplo, reducen su contenido en materia orgánica (Bach *et al.*, 2011), sino que lógicamente también alteran, aunque de modo dispar, las propiedades bioquímicas (Schipper y Sparling, 2000). Por ello, los muestreos se realizaron entre los meses de septiembre y mayo, época en la que menos perturbaciones sufren los suelos, ya que se trata de un periodo en el que no se lleva a cabo ninguna tarea agrícola en los terrenos de cultivo empleados. Por otro lado, las muestras se tomaron cuando las plantas de maíz ya habían sido recogidas o estaban a punto de hacerlo, antes de que se realizase la nueva siembra o cuando estaban en período de descanso sin cultivo (las muestras de las tres parcelas tomadas en periodo de barbecho).

En todas las parcelas se tomaron 10 – 15 muestras distribuidas de modo aleatorio por toda la parcela y las diferentes submuestras así recogidas se depositaron en una bolsa de polietileno y, a continuación, las submuestras se mezclaron bien para obtener una muestra compleja homogénea con la que se trabajaría posteriormente.

Además, se cogieron muestras replicadas de suelo inalteradas para la determinación de la densidad aparente en las capas 0 – 5 cm y 5 – 10 cm, usando cilindros de acero inoxidable de volumen conocido (5 cm de altura x 5,8 cm de diámetro).

En el laboratorio, las muestras se tamizaron con un cedazo de acero inoxidable de 4 mm de luz y se homogeneizaron. Una parte de la muestra tamizada se mantuvo a 4 ºC hasta la realización de los análisis del carbono asociado a la biomasa microbiana y de la respiración del suelo, los cuales se realizaron en los días inmediatamente posteriores al muestreo. Otra parte de la muestra tamizada se secó al aire y se utilizó para los análisis de las propiedades generales de los suelos (pH en H_2O y en KCl, óxidos de hierro y aluminio, fósforo asimilable, análisis granulométrico) y carbono soluble en agua. Una pequeña parte de la muestra seca al aire se molió finamente en mortero de ágata para utilizarla para los análisis de carbono y nitrógeno totales y para la determinación de las formas de carbono solubles en diferentes extractantes.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

3.2.2 Toma de muestras a lo largo del perfil del suelo

Para la realización del muestreo en profundidad se empleó una sonda Eijkelkamp® (modelo 04.15) de 35 cm de longitud con un diámetro interno de 5 cm. En cada una de las parcelas

analizadas, tanto en las forestadas como en las de cultivo de referencia, se extrajeron 4 testigos hasta una profundidad de 90 cm para el caso de la pareja de Laraño y de 100 cm para la de Pontevea. El muestreo se realizó tomando muestras en diferentes puntos de cada una de las parcelas. Una vez extraído, cada testigo fue dividido en segmentos de 10 cm de largo. También se realizaron otros dos sondeos para establecer la densidad aparente en profundidad, dividiendo también estos testigos en segmentos de 10 cm de longitud. Cuatro de los testigos, uno de cada punto de muestreo de la parcela, fueron empleados para determinar la densidad aparente del suelo, sin tener en cuenta gravas ni pedazos de roca. Además, tras la determinación de la densidad aparente, de estos testigos se extrajeron las raíces para establecer la cantidad y el contenido en carbono de las mismas, ya que el suelo se encontraba seco y era más sencilla la manipulación.

Una vez trasladadas al laboratorio, las muestras de suelo se procesaron de igual forma que la descrita en el epígrafe anterior para las muestras utilizadas en el estudio general de los suelos forestados.

USC
UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

4. MÉTODOS ANALÍTICOS

4.1 DETERMINACIÓN DE LAS PROPIEDADES GENERALES DE LOS SUELOS

4.1.1 Humedad

La determinación de la humedad de la muestra de suelo se hizo en todos los casos mediante el método gravimétrico. Para ello, se pesa una pequeña muestra de suelo y después se deja en una estufa a 105 ºC durante 24 h. Transcurrido ese tiempo se deja enfriar en desecador y se toma el peso. Se repite la operación hasta que se tenga peso constante. Por diferencia entre el peso del suelo húmedo y el del suelo seco se calcula el agua que tiene la muestra, que se refiere a 100 g de suelo seco.

4.1.2 Carbono total

Para la medida del contenido en carbono total (Ctotal) se utilizó el método propuesto por Sauerlandt y Berwecke (1952), modificado por Guitián y Carballas (1976), en el que se lleva a cabo la oxidación de la materia orgánica del suelo por vía húmeda con dicromato potásico en un medio fuertemente ácido. Posteriormente, se valora el exceso de oxidante con sal de Mohr ($SO_4NH_4Fe \cdot 6H_2O$) de concentración conocida, en presencia de ácido fosfórico para evitar las interferencias producidas por la presencia de hierro. Esta metodología se empleó tanto para determinar el contenido en carbono total de las muestras de suelos como para el de las raíces.

4.1.3 Nitrógeno total

Para la determinación del contenido en nitrógeno total (Ntotal) del suelo se empleó el método clásico de Kjeldahl, que consiste en la destrucción de la materia orgánica del suelo por hidrólisis ácida y la transformación del nitrógeno orgánico en sales amónicas. A continuación, se realiza una destilación en la que se arrastra con una corriente de vapor de agua el amoníaco, previamente liberado con hidróxido sódico, sobre una solución indicadora de ácido bórico. Posteriormente, se lleva a cabo una valoración de las sales amónicas con ácido sulfúrico de concentración exactamente conocida (Bremner y Keeney, 1965).

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

4.1.4 pH en agua y en cloruro potásico

La determinación de estas propiedades (pH H_2O y pH KCl) se realizó mediante la medida potenciométrica de la actividad de los iones H_3O^+, tanto en una suspensión de suelo en agua como en una suspensión del suelo en KCl 1 M, con una relación peso:volumen 1:2,5 en ambos casos (Guitián y Carballas, 1976).

4.1.5 Densidad aparente del suelo

Para el cálculo de la densidad aparente (Dens.) de los suelos utilizados en el estudio general se tomaron dos muestras de suelo, una de 0 a 5 cm y otra de 5 a 10 cm de profundidad insertando en el suelo un cilindro de acero inoxidable con unas dimensiones de 5 cm de alto y 5,8 cm de diámetro interno y un volumen de 123,10 cm^3. De esta muestra se eliminaron los fragmentos de roca mayores a 4 mm y se determinó la densidad, tras establecer el peso de suelo seco a 110 ºC tras 24 horas.

Para determinar la densidad en las muestras empleadas en el estudio en el perfil del suelo el método fue similar, pero los testigos fueron recogidos empleando la sonda Eijkelkamp® antes indicada (35 cm longitud, 5 cm de diámetro interno) y el cálculo se realizó en segmentos de suelo de 10 cm, hasta los 100 cm.

4.1.6 Óxidos amorfos de hierro y aluminio

Los compuestos amorfos de los óxidos de hierro (Fe_2O_3) y aluminio (Al_2O_3) existentes en el suelo se determinaron mediante el método descrito por McKeague y Day (1966). En este método la extracción se lleva a cabo con una solución de oxalato amónico 0,2 M tamponado con ácido oxálico a pH 3, con una relación 1:50 entre suelo y extractante. La extracción se realiza durante 2 h en oscuridad en un agitador rotatorio y, a continuación, los extractos se centrifugan a 2000 rpm durante 15 minutos y se filtran. La cuantificación de los metales se hizo por espectrometría de absorción atómica.

4.1.7 Fósforo inorgánico extraíble con bicarbonato sódico

Para la determinación del fósforo inorgánico extraíble con bicarbonato sódico (Pi) se empleó el método descrito por Hedley *et al.* (1982). El procedimiento consiste en realizar una extracción con bicarbonato sódico 0,5 M a pH 8,5, manteniendo las muestras durante 16 horas en agitación rotatoria. A continuación, se añade ácido sulfúrico concentrado para llevar el extracto a pH 1,5 (para precipitar la materia orgánica) y, tras 16 horas de reposo, se centrifuga a 4500 rpm durante

USC DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

15 minutos y se filtra el sobrenadante. En los extractos obtenidos la cuantificación del fósforo inorgánico se realiza siguiendo el método colorimétrico descrito por Murphy y Riley (1962).

4.1.8 Análisis granulométrico

El análisis granulométrico tiene por objeto determinar la distribución porcentual de las partículas minerales según su tamaño. El método se basa en la separación de las partículas más gruesas (tamaño arena) del suelo usando tamices de diferente tamaño de luz de malla, tras la oxidación de la materia orgánica con H_2O_2 al 30% y dispersión con hexametafosfato sódico (Calgon). A continuación, se determinan las partículas más finas, mediante un método que se basa en la diferente velocidad de sedimentación de las partículas según su tamaño en un medio líquido (ley de Stokes). De este modo se determina la cantidad de limo y arcilla. Los valores de las diferentes fracciones se expresan en porcentaje. La clasificación de las partículas del suelo en función de su diámetro es la siguiente (Tabla 3.5):

Tabla 3.5: Tamaño de las diferentes fracciones granulométricas

Fracción	Arena	Limo	Arcilla
Diámetro (Ø) (en µm)	$50 < Ø < 4000$	$2 < Ø < 50$	$Ø < 2$

Posteriormente, se determinó la textura del suelo según el Sistema del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (USDA, 1999), mediante un diagrama triangular en el que aparecen representadas las diferentes texturas en función de los contenidos porcentuales de arena, limo y arcilla.

4.2 DETERMINACIÓN DE LAS FORMAS DE CARBONO DEL SUELO SOLUBLES EN DIFERENTES EXTRACTANTES

Las características de la materia orgánica edáfica son un atributo clave para establecer el estado del suelo. Los diferentes componentes de la materia orgánica lábil son considerados como un buen indicador de los cambios en las prácticas agrícolas, puesto que los más lábiles son muy sensibles a las modificaciones que se producen como consecuencia de dichos cambios (Cambardella, 1997; Laik *et al.*, 2009). Para establecer las posibles modificaciones en los distintos componentes más lábiles de la materia orgánica del suelo se han empleado diferentes soluciones con un poder extractante variable, de manera que se pueda determinar la evolución de las características de la materia orgánica tras la forestación de los suelos agrícolas. Para ello se ha empleado desde extractantes muy suaves, como el agua o el sulfato potásico, hasta otros más

agresivos, como el permanganato potásico, el cual, aunque muchos autores indican que no permite discriminar entre carbono lábil y no lábil (Tirol-Padre y Ladha, 2004), se suele considerar como la reserva de C orgánico del suelo biológicamente activo (Wade *et al.*, 2020)

4.2.1 Carbono soluble en sulfato potásico

El sulfato potásico es una sal débil y se utiliza para extraer el carbono lábil del suelo (C-sulfato). En nuestro caso, se utilizaron los valores de carbono extraído de las muestras de suelo no fumigadas en el procedimiento de fumigación – extracción para la determinación del carbono asociado a la biomasa microbiana (Vance *et al.*, 1987a), descrito en el punto 4.3.1.

4.2.2 Carbono soluble en agua

La extracción en agua se realizó en dos condiciones diferentes, a temperatura ambiente y en un baño a 80 ºC. Las cantidades de suelo y el volumen de agua empleado varían en cada uno de los protocolos desarrollados, aunque el procedimiento para la determinación del contenido en Ctotal de ambos extractos es igual en ambos casos. Así, para los dos tipos de extracción el contenido en Ctotal se determina por oxidación húmeda con $K_2Cr_2O_7$ en medio fuertemente ácido mediante el método propuesto de Sauerlandt y Berwecke (1952), modificado por Guitián y Carballas (1976), y previamente descrito (apartado 4.1.2).

4.2.2.1 Extracción en agua a temperatura ambiente

En este procedimiento se empleó agua a temperatura ambiente, que extrae el carbono con mayor labilidad del suelo, que es aquél que se produce tras el encalado del suelo o el que proviene de los excrementos de los animales o de los residuos vegetales solubles (Ghani *et al.*, 2003) y también de las células microbianas (van Ginkel *et al.*, 1994).

La extracción se llevó a cabo empleando una relación suelo – agua de 1:5. Para ello, se pesaron 7 g de suelo seco en botes de polipropileno a los que se añadieron 35 ml de agua destilada. Los botes así preparados se sometieron a agitación rotatoria a temperatura ambiente durante 1 h. A continuación, el contenido se filtró a través de membranas de nitrocelulosa de 0,45 μm ayudándose del vacío. El filtrado se utilizó, además de para determinar el contenido en carbono total, para determinar el contenido en carbohidratos reactivos a la antrona (C-CH) y en compuestos de tipo polifenólico reactivos al Folin – Ciocalteu (C-PP); más adelante se explicarán los métodos empleados para la determinación de ambos tipos de compuestos, secciones 4.2.5 y 4.2.6, respectivamente).

USC DE COMPOSTELA

4.2.2.2 Extracción en agua caliente

El agua caliente se usa como un agente suave que extraer la fracción implicada en la unión a corto plazo de los agregados (Ghani *et al.*, 2003), por lo que es menos lábil que la extraída con agua fría puesto que ya interviene en la estructura del suelo. Se considera que esta fracción sería fácilmente alterada por los cambios de uso del suelo (Haynes y Francis, 1993).

Para la extracción se dispusieron 3,5 g de suelo y 35 ml de agua destilada (relación suelo – agua 1:10) en botes de polipropileno, y la mezcla se mantuvo durante 24 horas en un baño a 80 ºC con agitación (Ceccanti *et al.*, 1993). A continuación, los contenidos de cada bote se filtraron a través de membranas de nitrocelulosa de 0,45 μm ayudándose del vacío. También en este caso, además de determinar el contenido en C total del extracto, se determinó el contenido en C-CH y C-PP del mismo, siguiendo los métodos que se describen más adelante (secciones 4.2.5 y 4.2.6, respectivamente).

4.2.3 Carbono oxidable con permanganato potásico

El carbono oxidable con permanganato potásico (C-permanganato) ha sido empleado como un índice de labilidad en muchos trabajos (Loginow *et al.*; 1987, Blair *et al.*, 1995; Tirol – Padre y Ladha, 2004, entre otros), variando en ellos las concentraciones del oxidante y los tiempos de oxidación. Blair *et al.* (1995) establecen el tiempo de contacto entre la muestra de suelo y el permanganato potásico ($KMnO_4$) en una hora para diferenciar entre carbono lábil y carbono no lábil.

El carbono oxidable con permanganato potásico se determinó siguiendo el método que describen Tirol – Padre y Ladha (2004). Para ello, se empleó una cantidad de suelo con un contenido equivalente en carbono orgánico total de, aproximadamente, 15 mg (cantidad estimada a partir del contenido en Ctotal del suelo). Las muestras de suelos secas y molidas se oxidaron con $KMnO_4$ 33 mM midiendo, tras 1 hora de contacto, el permanganato que no reaccionó con la materia orgánica por espectroscopia de UV – visible a una longitud de onda de 565 nm. El estándar utilizado para cuantificar la muestra fue $KMnO_4$ 33 mM, previamente valorado con ácido oxálico 0,05 M, el cual se empleó para preparar una recta patrón. En las muestras se cuantificó el $KMnO_4$ que reaccionó con la materia orgánica del suelo (la cantidad de carbono oxidado) por diferencia con la concentración máxima del $KMnO_4$ que podía estar presente (33 mM).

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

4.2.4 Carbono soluble en ácido sulfúrico (fraccionamiento secuencial)

El ácido sulfúrico (H_2SO_4) ha sido ampliamente empleado para la hidrólisis de los polisacáridos del suelo, ya la reacción entre estos compuestos orgánicos y el ácido sulfúrico produce la liberación de aldosas neutras (Oades *et al.*, 1970). Además, ciertos compuestos orgánicos resistentes a este ataque, como son la lignina y la suberina, o diversas resinas o ceras, no son hidrolizadas con H_2SO_4 concentrado, por lo que este ataque puede ser empleado como un criterio para separar fracciones lábiles y recalcitrantes.

Para la extracción del carbono lábil del suelo se realizó una hidrólisis ácida en dos pasos (empleando ácido sulfúrico), tal y como recomiendan Oades *et al.* (1970), pero con las modificaciones descritas por Rovira y Vallejo (2002). Se realizan dos extracciones sucesivas empleando para ello ácido sulfúrico 5 N y 26 N, respectivamente, de modo que se obtienen dos hidrolizados que contienen compuestos de distinta labilidad.

Para la hidrólisis se pesan 0,5 g de suelo seco y molido, a los que se añaden 20 ml de ácido sulfúrico 5 N y se mantienen a 105 ºC durante 30 minutos. A continuación, se separa el extracto mediante centrifugación a 4500 rpm durante 10 minutos y se decanta el sobrenadante. Este extracto sería el que contiene los compuestos más lábiles, y Rovira y Vallejo (2002) lo denominan hidrolizado más lábil (fracción FI). Posteriormente se deja secar el residuo del suelo a 60 ºC y, a continuación, se lleva a cabo una segunda extracción con 2 ml de ácido sulfúrico 26 N, manteniendo la mezcla durante toda la noche a temperatura ambiente en agitación continua. Tras este tiempo, se añade a cada recipiente suficiente agua destilada para que el ácido sulfúrico tenga una concentración de 2 N, y se continúa la extracción durante 3 horas a 105 ºC. El extracto se separa por centrifugación a 4500 rpm durante 10 minutos y se decanta el sobrenadante. Este extracto sería el que contiene los compuestos de menor labilidad y se denomina hidrolizado menos lábil (fracción FII).

Los dos hidrolizados obtenidos se analizan posteriormente en cuanto a su contenido en carbono total mediante oxidación húmeda con dicromato potásico (sección 4.1.2). Además, también se analizaron en cuanto a su contenido en C-CH y C-PP según los métodos que se describen a continuación (secciones 4.2.5 y 4.2.6, respectivamente).

USC
UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

4.2.5 Carbohidratos solubles en agua a temperatura ambiente, en agua caliente y en ácido sulfúrico

En los extractos en agua obtenidos a las dos temperaturas y en las dos fracciones obtenidas con el fraccionamiento secuencial con ácido sulfúrico, se determinó el contenido en carbohidratos reactivos a la antrona (C-CH).

El C-CH se determinó mediante el método de la antrona – sulfúrico (Brink *et al.*, 1960), usando como estándar glucosa y asumiendo que la relación peso / carbono de estos azúcares es similar a la de este compuesto (2,5). Para determinar este C-CH se realizó un ataque en 1 ml de extracto (obtenido en las extracciones con agua o con ácido sulfúrico) con 2 ml de una disolución de antrona al 0,2 % en ácido sulfúrico concentrado, con agitación continua (para garantizar la homogeneización) y a temperatura ambiente. A continuación, se incubó a 90 ºC durante 15 minutos y tras este tiempo se dejó enfriar. La cuantificación de los carbohidratos se realizó mediante espectroscopia de UV – visible a una longitud de onda de 625 nm, empleando para ello una recta patrón de glucosa que fue sometida a las mismas condiciones que los extractos de las muestras de suelo.

4.2.6 Polifenoles solubles en agua a temperatura ambiente, en agua caliente y en ácido sulfúrico

Además, en los mismos extractos de las incubaciones con agua a temperatura ambiente, con agua caliente y los provenientes del fraccionamiento secuencial con ácido sulfúrico se han determinado el carbono de los compuestos de tipo polifenólico reactivos al Folin – Ciocalteu (C-PP). El C-PP se determinó siguiendo el método Folin – Denis (Ribéreau – Gayon *et al.*, 1968), pero modificando el estándar empleado, puesto que en lugar de ácido tánico se usó ácido *p* – cumárico (Kuwatsuka y Shindo, 1973). Para obtener el carbono polifenólico se considera una relación peso / carbono similar a la del ácido *p* – cumárico (1,52; $C_9H_8O_3$). A 1 ml de los extractos (obtenidos en las extracciones con agua o con ácido sulfúrico) se le añadieron 7 ml de carbonato sódico al 3,7 % y 1 ml de sulfato de cobre al 0,06 %, después se agitaron y se dejaron a temperatura ambiente durante 30 minutos. Tras este tiempo se añadió 1 ml de reactivo Folin – Ciocalteu (diluido 1:4 con agua destilada), se volvió a agitar y se dejó reposar 15 minutos para que se desarrollara el color. Las muestras se cuantificaron por espectrofotometría UV – visible a una longitud de onda de 750 nm, comparándolas con una recta patrón de ácido *p* – cumárico que fue sometida a las mismas condiciones de ataque que las muestras.

USC UNIVERSIDADE

4.3 DETERMINACIÓN DE LA BIOMASA Y LA ACTIVIDAD MICROBIANA DE LOS SUELOS

4.3.1 Carbono asociado a la biomasa microbiana

Para la determinación del carbono asociado a la biomasa microbiana (Cbio) se empleó el procedimiento general de fumigación – extracción (Vance *et al.*, 1987a), que consiste en provocar la muerte de los microorganismos del suelo empleando cloroformo para generar la ruptura de las células microbianas y el vertido al suelo de su contenido citoplasmático (Joergensen, 1995). A continuación, se realiza una extracción con sulfato potásico 0,5 M (Vance *et al.*, 1987a) y el contenido en carbono de los extractos se determina por oxidación de la materia orgánica con dicromato potásico ($K_2Cr_2O_7$) en medio ácido, valorando el exceso de oxidante con sal de Mohr ($SO_4NH_4Fe \cdot 6H_2O$) de concentración exactamente conocida.

La estimación del carbono asociado a los microorganismos se hace por diferencia entre muestras no sometidas a fumigación [lo que permite establecer el contenido en carbono lábil presente en el suelo (Haynes, 1999; Milne y Haynes, 2004)] y muestras fumigadas. El incremento en carbono que supone la fumigación se corresponde con el carbono liberado como consecuencia de la muerte de los microorganismos y se denomina flujo de carbono. Éste se puede transformar en carbono asociado a la biomasa microbiana dividiendo el valor obtenido por un factor de corrección (Kc), para el cual es difícil dar un valor preciso (Martens, 1995), siendo 0,45 el factor de corrección que se recomienda para suelos ácidos y el que se usó en este trabajo (Vance *et al.*, 1987b; Wu *et al.*, 1990).

4.3.2 Respiración basal del suelo

La respiración basal del suelo (C-CO_2) es un proceso que refleja la actividad biológica del mismo y se puede medir a través del desprendimiento de CO_2 o del consumo de O_2 resultante del metabolismo de los microorganismos existentes en el suelo.

La medida de la respiración basal, es decir la medida de la respiración de los microorganismos del suelo sin adición de sustrato orgánico, se llevó a cabo a través de la cuantificación del CO_2 desprendido durante la incubación de una cantidad conocida de suelo en un sistema cerrado en condiciones controladas de laboratorio (Guitián y Carballas, 1976). Para ello, se incubó el suelo durante 10 días en condiciones óptimas de humedad (80 % de capacidad de campo) y temperatura (25 ºC); el CO_2 desprendido durante la incubación es atrapado en un volumen conocido de hidróxido sódico de normalidad conocida (que tiene la función de trampa alcalina y se carbonata en presencia de CO_2). Tras el tiempo de incubación se valoró el exceso de NaOH

USC DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

con ácido clorhídrico (HCl) de concentración exactamente conocida en un valorador automático. La valoración se realizó hasta alcanzar un punto final de pH de 9,5, de modo que se minimiza la solubilidad de los carbonatos que, para que no interfieran en la medida, se precipitan con cloruro de bario ($BaCl_2$) al 20 %. Los resultados se expresan como mg C-CO_2 kg^{-1} suelo 10 $días^{-1}$

4.3.3 Coeficiente microbiano

El coeficiente microbiano (*q*mic) fue denominado así por Sparling (1992) y es la relación entre el C de la biomasa microbiana y el C total. Este parámetro refleja la cantidad de materia orgánica del suelo empleada para el crecimiento microbiano (Maly *et al.*, 2014), es decir, es la contribución de la biomasa microbiana al carbono orgánico presente en el suelo (mg Cbio g^{-1} C; Anderson y Domsch, 1989), siendo indicativo de la disponibilidad de sustrato para ser utilizado por los microorganismos edáficos o, explicado de modo inverso, permite establecer la fracción de materia orgánica recalcitrante en el suelo, puesto que su proporción disminuye a medida que lo hace la cantidad de materia orgánica disponible (Brookes, 1995). Debido a esto, este parámetro ha sido empleado para establecer las ganancias o pérdidas de carbono (Anderson *et al.*, 1986), puesto que establece la eficiencia en la fijación de carbono por las comunidades microbianas al relacionar la biomasa con el contenido en carbono total.

4.3.4 Coeficiente respiratorio

El coeficiente respiratorio (*q*R) es la cantidad de C-CO_2 producido por unidad de tiempo en relación al carbono total del suelo (mg C-CO_2 g^{-1} C h^{-1}). Fue definido por Dommergues (1960) y proporciona una medida de la dinámica de la materia orgánica del suelo, siendo un indicador de la degradación de las formas más lábiles de carbono causada por la actividad microbiana. Además, puede ser empleado como un indicador de la pérdida o acumulación neta de carbono del suelo (Anderson *et al.*, 1986).

El *q*R permite determinar el carbono del suelo que es mineralizado a lo largo del tiempo, pudiéndose establecer la proporción de carbono total mineralizado. Este parámetro permite evitar los problemas de comparación entre suelos con diferente contenido en materia orgánica (Sparling, 1997).

4.3.5 Coeficiente metabólico

El coeficiente metabólico (*q*CO_2) es la cantidad de C-CO_2 producida por unidad de C de la biomasa microbiana y por unidad de tiempo (μg C-CO_2 mg $Cbio^{-1}$ h^{-1}; Anderson y Domsch, 1985). Este coeficiente ha sido ampliamente empleado en numerosos estudios y está basado en la

teoría de sucesión ecológica (Odum, 1969). Se ha considerado como un indicador de la madurez del ecosistema edáfico o de su degradación (Insam y Domsch, 1988); también se ha empleado para evaluar la calidad de la materia orgánica exógena añadida al suelo (Anderson y Domsch, 1993), ya que presenta una gran sensibilidad a los cambios en el medio ambiente edáfico. El qCO_2 es una medida de la eficiencia en el uso del carbono por los microorganismos, los valores más bajos indican un uso más eficiente del carbono.

4.4 ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE LOS DATOS

Los resultados obtenidos para cada una de las variables fueron sometidas a un estudio estadístico descriptivo y contrastadas en cuanto a su normalidad. Las significancias estadísticas entre los valores medios fueron determinadas mediante el test *t* de Student. Además, se realizaron análisis de la varianza (ANOVA) de una, dos y tres vías para las diferentes propiedades estudiadas en función de diferentes factores de sitio de los suelos analizados. Para todo ello se empleó como *software* de análisis loss programas *Statistica* versión 6.0 (StatSoft Inc., 2001) y SPSS versión 15.0.1 (IBM Inc. 2006).

USC
UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

PARTE I

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

5. ESTUDIO GENERAL DE LOS SUELOS FORESTADOS

5.1 RESULTADOS

Las parcelas utilizadas en esta tesis son las mismas que fueron estudiadas en la tesis *Forestación de tierras agrícolas: Modificación de las actividades enzimáticas del suelo*, defendida en diciembre de 2014 por Félix Zorita Hernández, miembro del grupo de investigación que llevó a cabo el proyecto en el que se enmarca el presente trabajo. Debido a esto, en esta memoria únicamente se realizará una descripción sucinta de los valores de las propiedades generales de los suelos, sin entrar a detallar los datos obtenidos, evitando así la reiteración de lo ya descrito en dicha tesis. Por ello, en este epígrafe únicamente se muestran en tablas y se describen los valores medios y el rango de variación de las propiedades generales de los suelos forestados (AF) y de los suelos de cultivo de referencia o suelos control (CT). De todas maneras, los valores de carbono total de los suelos (Ctotal) sí se describirán y analizarán con detalle, puesto que este proyecto se centra en el estudio de la materia orgánica de los suelos forestados, por lo que el Ctotal es una parte fundamental del estudio.

Los valores detallados de cada uno de los 62 suelos analizados, así como los resultados del análisis estadístico de las medias para cada variable de la parcela forestada y su parcela de cultivo control correspondiente, se muestran en el Anexo I (Tablas 1 – 7).

5.1.1 Propiedades generales de los suelos de las parcelas forestadas y de las parcelas de cultivo

Tal y como se indicó anteriormente, en este apartado se describirán de manera muy general los valores correspondientes al contenido en nitrógeno total, el pH en agua y en cloruro potásico, la densidad aparente, el contenido en óxidos de hierro y aluminio y en fósforo inorgánico y las fracciones granulométricas (arena, limo y arcilla) de los suelos utilizados en este estudio.

El contenido medio en nitrógeno total (Ntotal; Tabla 5.1) de las parcelas control es del 0,29 ± 0,10 %, variando los datos de las parcelas entre el 0,16 % de Souto de Vea y el 0,49 % de Lamego 1 y Matalobos 2, todas ellas con maíz. En cuando al contenido medio de las parcelas forestadas es del 0,31 ± 0,09 %, estando los valores obtenidos entre el 0,14 % de la parcela forestada con arces de Souto de Vea y el 0,50 % de la parcela forestada con chopos de 12 años de Rodiño (Tabla 1 del Anexo I). Cabe señalar que, aunque el contenido medio en Ntotal en los

USC DE COMPOSTELA

suelos de las parcelas forestadas es menor que en los suelos de las parcelas control, las diferencias no son estadísticamente significativas (Tabla 5.1).

Cuando en vez de comparar los valores medios se comparan entre sí cada suelo forestado con su control (Fig. 5.1), puede apreciarse que en el 49 % de las parcelas (18 de las 37 parcelas forestadas estudiadas) la forestación provocó incrementos de hasta el 50 % con respecto al contenido de nitrógeno total del suelo control.

El valor medio del pH en agua (pH H_2O; Tabla 5.1) en los suelos de las parcelas control es de 5,35 ± 0,48, oscilando los valores entre 4,53 y 6,42 (suelos de maíz de Bertamiráns y A Barquiña, respectivamente). En los suelos forestados el valor medio de este parámetro disminuye significativamente ($p \leq 0,05$) hasta un valor de 5,11 ± 0,41, variando entre 4,23 (Matalobos 1 con robles) y 5,71 (valor obtenido en Loureiro con pinos).

Tabla 5.1: Valores medios ± desviación estándar y rango de variación de las propiedades generales de los suelos de las parcelas control (CT) y de las forestadas (AF). Para cada propiedad, letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas ($p \leq 0,05$) entre los valores medios de los dos grupos de parcelas.

	CT		**AF**	
	Rango	**Media ± sd**	**Rango**	**Media ± sd**
Ntotal (%)	0,16 – 0,49	0,29±0,10 a	0,14 – 0,50	0,31±0,09 a
pH H_2O	4,53 – 6,42	5,35±0,48 a	4,23 – 5,71	5,11±0,41 b
pH KCl	3,34 – 5,24	4,24±0,38 a	3,48 – 4,63	4,11±0,29 a
Dens. (g cm^{-3})	0,63 – 1,33	1,00±0,19 a	0,54 – 1,29	0,88±0,19 b
Fe_2O_3 (%)	0,19 – 1,11	0,55±0,22 a	0,18 – 1,23	0,58±0,25 a
Al_2O_3 (%)	0,31 – 2,28	0,85±0,48 a	0,32 – 2,20	0,75±0,42 a
Pi (mg kg^{-1})	6 – 248	77±63 a	5 – 224	59±54 a
Arena (%)	34 – 78	60±13 a	28 – 76	61±12 a
Limo (%)	14 – 47	28±9 a	16 – 52	28±8 a
Arcilla (%)	6 – 12	12±4 a	7 – 21	12±4 a

El valor medio del pH en cloruro potásico (pH KCl; Tabla 5.1) en los suelos de las parcelas control es de 4,24 ± 0,38, con un valor mínimo de 3,34 en el suelo de la parcela de Matalobos 1 y un valor máximo de 5,24 en el suelo de Loureiro. Para las parcelas forestadas el valor medio es de 4,11 ± 0,29, oscilando entre 3,48 y 4,63, valores obtenidos para los suelos de las parcelas de Matalobos 1 y Laraño 1, respectivamente, ambas con chopos. Al contrario de lo que sucedía con el pH en H_2O, las diferencias entre parcelas forestadas y controles no son estadísticamente significativas.

Comparando los valores de cada uno de los suelos forestados con los de su correspondiente suelo control (Fig. 5.1) en vez de hacerlo con los valores medios puede observarse que la forestación provoca mayoritariamente disminuciones del pH tanto en agua como en cloruro potásico, de

manera que en el 76 y el 70 % de las parcelas (pH en H_2O y en KCl, respectivamente) disminuye el pH del suelo. Estas variaciones no son muy marcadas, siendo el porcentaje medio de disminución del pH en H_2O y en KCl del 6 y el 4 %, respectivamente, y los porcentajes de variación van desde una disminución del 26 % a un incremento del 7 % para el pH en H_2O y desde una disminución del 29 % a un incremento del 4 % para el pH en KCl.

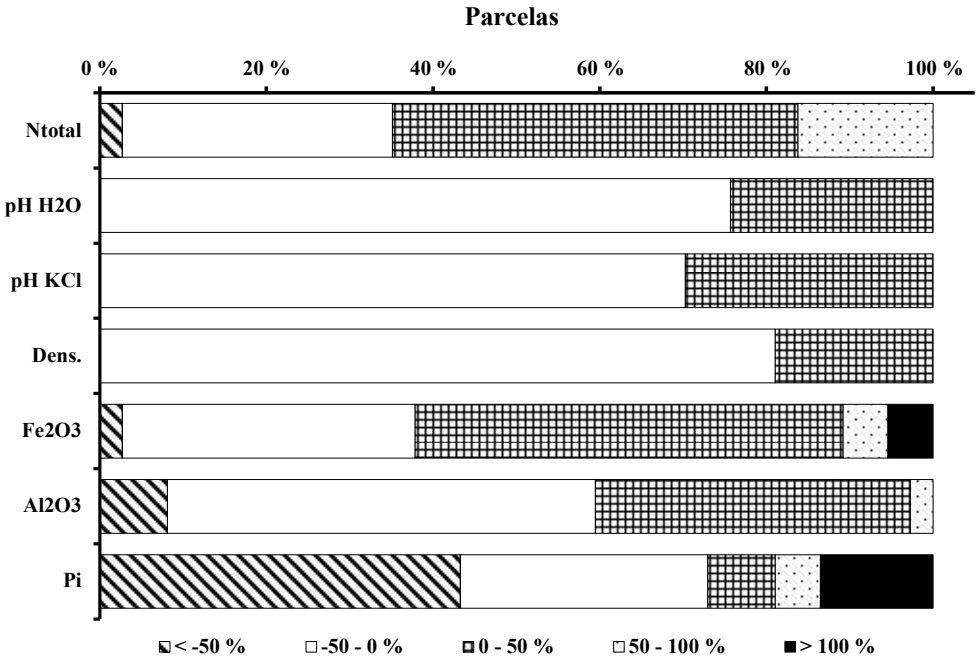

Fig. 5.1 Gráfica con las distribuciones porcentuales obtenidas para las 37 parcelas forestadas en función de los intervalos de variación de cada una de las propiedades del suelo en la parcela forestada con respecto a su correspondiente parcela control.

El valor medio de la densidad aparente (Dens.; Tabla 5.1) para los suelos de las parcelas control es de 1,00 ± 0,19 g cm^{-3}, oscilando los valores obtenidos entre 0,63 g cm^{-3} de la parcela de Matalobos 1 y 1,33 g cm^{-3} de S. Cristina de Vea. Los suelos de las parcelas forestadas presentan un valor promedio de densidad aparente de 0,88 ± 0,19 g cm^{-3}, valor significativamente menor ($p \leq 0,05$) que el de los controles. La densidad en las parcelas forestadas oscila entre 0,54 y 1,29 g cm^{-3}, presentando el valor mínimo la parcela de Rodiño con chopos de 12 años y el valor máximo la parcela de Souto de Vea con arces. Si se considera cada parcela individualmente (Fig. 5.1) puede apreciarse cómo la forestación tiende a provocar mayoritariamente una disminución de la densidad aparente de hasta el 50 % del valor obtenido en los suelos control. Esa intensa disminución ocurre en el 81 % de las parcelas forestadas, mientras que en el 19 % restante la forestación provocó un incremento de la densidad aparente, que puede llegar a suponer hasta un 50 % del valor en el suelo control (Fig. 5.1).

El valor medio del contenido en óxidos amorfos de hierro extraíbles en oxálico-oxalato (Fe_2O_3; Tabla 5.1) para las parcelas control es del 0,55 ± 0,22 %, oscilando entre el 0,19 % de A

Barquiña y el 1,11 % de Bertamiráns. Para los suelos de las parcelas forestadas el promedio de Fe_2O_3 (0,58 ± 0,25 %) es muy similar al de los suelos de las parcelas forestadas, con valores extremos de 0,18 % en A Barquiña con chopos y de 1,23 % en la parcela forestada de chopos de 12 años de Rodiño. Si se consideren los valores de las parcelas forestadas de manera individual (Fig. 5.1), se observa que en más del 60 % de las parcelas estudiadas la forestación produce un incremento del contenido en óxidos amorfos de hierro de los suelos. En la mayoría de los casos (51 % de las parcelas, que son 19 parcelas) se producen incrementos de hasta el 50 % con respecto al contenido en Fe_2O_3 de los suelos control, pero en un 5 % de las parcelas se producen incrementos de más del 50 %, siendo incluso de más del 100 % en un 5 % de los casos. En las restantes parcelas (13) se produce una disminución del contenido en Fe_2O_3, disminución que en 1 parcela (Matalobos 2 con roble y castaño) es de más del 50 % con respecto al contenido en el suelo control.

El contenido medio en óxidos de aluminio extraíbles con oxálico – oxalato (Al_2O_3; Tabla 5.1) en los suelos de las parcelas control es del 0,85 ± 0,48 %, variando entre el 0,31 y el 2,28 % (valores obtenidos en los maizales de S. Cristina de Vea y Loureiro, respectivamente). En los suelos de las parcelas forestadas el contenido medio es del 0,75 ± 0,42 %, oscilando entre el 0,32 % del robledal de Ribeira y el 2,20 % de la parcela forestada con pinos de Loureiro. Las diferencias entre los valores medios en los suelos de ambos tipos de parcelas no son estadísticamente significativas (Tabla 5.1). Si se consideran las parcelas de manera individual (Fig. 5.1) se observa que en un 59 % de las parcelas la forestación produce una disminución del contenido en Al_2O_3 del suelo, descenso que en la mayoría de los casos es de menos de un 50 % con respecto al contenido en el suelo de las parcelas control, pero que en un 8 % de los casos es de más del 50 %. En un 41 % de las parcelas investigadas la forestación produjo incrementos del contenido en Al_2O_3, incrementos que en 14 parcelas fueron de hasta un 50 % y en una parcela de más del 50 %.

El contenido medio en fósforo inorgánico extraíble con bicarbonato sódico (Pi; Tabla 5.1) de las parcelas control es de 77 ± 63 mg kg^{-1}, siendo el valor menor el de la parcela Matalobos 1 (6 mg kg^{-1}) y el mayor 248 mg kg^{-1} de la parcela Anllada 2. Las parcelas forestadas presentan un contenido medio en fósforo inorgánico extraíble (59 ± 54 mg kg^{-1}) inferior al de las parcelas control, aunque las diferencias no son estadísticamente significativas, variando el contenido en fósforo inorgánico entre los 5 mg kg^{-1} del suelo de Matalobos 1 con robles y los 224 mg kg^{-1} del de Souto de Vea con arces. Si nos fijamos en los valores individuales (Fig. 5.1), se observa que en cerca del 80 % de las parcelas la forestación provoca una disminución del contenido en fósforo inorgánico extraíble del suelo. Así, en el 30 % de las parcelas forestadas estudiadas, el

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

contenido en fósforo inorgánico de los suelos disminuyó hasta cerca del 50 % del contenido existente en las parcelas control, y en el 43% de las parcelas esa disminución fue superior al 50 %. En las restantes parcelas forestadas, se produce un incremento del contenido en fósforo inorgánico extraíble, incremento que en 3 parcelas alcanza hasta el 50 % con respecto al contenido en el suelo de las parcelas control, en 2 parcelas está entre el 50 y el 100 % y en 5 parcelas supera el 100 % del mismo.

Por lo que respecta a la textura, los suelos de todas las parcelas control y de las parcelas forestadas presentan una textura franco arenosa o franca (Tabla 2 del Anexo I). Tal y como puede apreciarse en la Tabla 5.1, la forestación no provocó modificaciones apreciables ni en los valores medios ni en el rango de variación de ninguna de las fracciones granulométricas, que son prácticamente iguales en los suelos de ambos tipos de parcelas.

5.1.2 Carbono total y formas de carbono del suelo soluble en diferentes extractantes de las parcelas forestadas y las de cultivo

5.1.2.1 Carbono total

Como ya se indicó previamente, aunque el carbono total (Ctotal) es una de las propiedades del suelo que ya ha sido evaluada en la tesis doctoral del Dr. Zorita Hernández (2014), dada la importancia de este elemento para el estudio que se presenta en esta memoria, los contenidos en Ctotal de los suelos de las parcelas de cultivo y de los forestadas se describirán con más detalle de lo que se hizo para las demás propiedades generales de los suelos. Los valores obtenidos para cada suelo, tanto de las parcelas forestadas como de las de cultivo, así como el análisis estadístico realizado para comparar los suelos de cada una de las parejas parcela forestada-parcela de cultivo, están recogidos en la Tabla 3 del Anexo I.

En la memoria anteriormente mencionada se pensó en la conveniencia de agrupar (o separar) los suelos en función de una serie de características de los sitios donde se localizaban (factor de sitio) y que se consideraban relevantes a la hora de establecer diferencias en el comportamiento de las diversas propiedades del suelo investigadas relacionadas con el efecto de la forestación. Dados los buenos resultados obtenidos al separar los suelos de esta forma en la tesis del Dr. Zorita Hernández, se pensó en utilizar la misma clasificación en la presente memoria. Como ya se indicó, las características que se seleccionaron estaban relacionadas con el factor de sitio, y concretamente eran la posición topográfica de la parcela, el tipo de manejo de la parcela forestada (tras la forestación) y la especie empleada en la forestación. Así, el conjunto de todos los suelos se separó en: parcelas situadas en laderas o en vegas, parcelas en las que el manejo

USC DE COMPOSTELA

suponía la limpieza de los restos vegetales y el sotobosque o en las que no se hacía dicha limpieza y parcelas forestadas con especies caducifolias o con especies perennifolias. Obviamente, una misma parcela puede pertenecer a varias categorías, por lo que se utilizará en el análisis de la influencia de todas las características investigadas.

Los datos de los diferentes parámetros investigados se han analizado tanto en valores absolutos (por unidad de peso y por unidad de volumen de suelo), como en relación al contenido en carbono total que presenta cada suelo, aunque sólo se destacarán aquellos datos que sean relevantes, para no hacer demasiado prolija la descripción de resultados.

El valor medio del contenido en carbono total (Ctotal; Tabla 5.2) de los suelos de las parcelas de cultivo es del 3,53 ± 1,36 % y el rango de valores se distribuye entre el 1,99 % y el 6,99 % obtenido en las parcelas de Pontevea y Matalobos 1, respectivamente.

El valor medio de Ctotal para los suelos de las parcelas forestadas expresado en relación al peso de suelo, 3,83 ± 1,10 %, supone un ligero incremento respecto al de los suelos de las parcelas de cultivo, si bien el incremento no es significativo ($p \leq 0,05$). El rango de valores de Ctotal en las parcelas forestadas oscila entre el 1,80 % de Laraño 2 con chopos y el 7,15 % de Matalobos 1 con robles. Si los valores medios del contenido en Ctotal se expresan en función del volumen de suelo, las diferencias observadas entre los suelos de los dos grupos de parcelas desaparecen (Tabla 5.2).

Dividendo el conjunto de suelos de las parcelas de cultivo y las forestadas en función de las diferentes características específicas de sitio (posición topográfica, especie empleada en la forestación y manejo tras la forestación; Tabla 5.2), cuando el contenido en Ctotal se expresa en función del peso se observa que, excepto en el caso de las parcelas forestadas en las que se realiza limpieza del sotobosque, en todos los demás grupos de suelos se produce un aumento del contenido en Ctotal tras la forestación, si bien en ningún caso este aumento es estadísticamente significativo ($p \leq 0,05$). Destaca el comportamiento de las parcelas forestadas en las se realiza limpieza del sotobosque, ya que en ellas disminuye el contenido en Ctotal (3,60 ± 0,74 %) respecto del valor medio en los suelos de cultivo (4,07 ± 1,30 %), aunque este descenso no es estadísticamente significativo ($p \leq 0,05$).

Si se comparan los grupos de suelos forestados en función de la posición topográfica, el manejo y la especie vegetal, se observa que los incrementos en Ctotal son mayores en las parcelas forestadas en ladera que en las situadas en vega, en las forestadas con especies caducifolias que en las que lo fueron con especies perennifolias y en las parcelas en las que no se realiza limpieza que en las que sí se hace en las que, además y tal y como ya se indicó, el contenido en Ctotal no sólo no aumenta sino que disminuye con respecto al de los suelos de la parcela de cultivo (Tabla

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

5.2). Cuando los valores de Ctotal se expresan en relación al volumen de suelo (Tabla 5.2) ya no se observa ninguna diferencia, sino que los valores obtenidos para los suelos de las parcelas forestadas son prácticamente iguales a los de las parcelas de cultivo, tanto para el conjunto total de suelos de cada grupo como cuando las parcelas se separan en función de las características de sitio.

Tabla 5.2: Valores medios ± desviación estándar (sd) y rango de variación del contenido en carbono total (Ctotal), por unidad de peso y de volumen de suelo de las parcelas de cultivo (CT) y de las parcelas forestadas (AF), para el conjunto total de parcelas de cada tipo y para las parcelas distribuidas en función de los factores de sitio analizados. Letras iguales indican que no hay diferencias estadísticamente significativas ($p \leq 0{,}05$) entre los valores medios de cada grupo de parcelas.

	Ctotal (%)		**Ctotal (mg cm^{-3})**	
	Rango	**Media ± sd**	**Rango**	**Media ± sd**
AF	1,80 – 7,15	3,83±1,10 a	18,18 – 64,85	32,97±9,96 a
CT	1,99 – 6,99	3,53±1,36 a	23,06 – 51,53	33,45±7,82 a
AF en ladera	2,34 – 7,15	3,94±1,29 a	19,20 – 64,85	34,29±12,45 a
CT en ladera	2,10 – 6,99	3,52±1,46 a	23,06 – 51,53	34,00±8,44 a
AF en vega	1,80 – 5,40	3,75±0,96 a	18,18 – 53,08	31,96±7,74 a
CT en vega	1,99 – 5,92	3,54±1,32 a	23,84 – 50,50	32,93±7,51 a
AF con caducifolias	1,80 – 7,15	3,90±1,17 a	18,18 – 64,85	32,44±10,28 a
CT correspondientes	1,99 – 6,99	3,57±1,44 a	23,06 – 51,53	33,20±8,20 a
AF con perennifolias	2,64 – 5,13	3,61±0,84 a	24,58 – 52,47	34,86±9,06 a
CT correspondientes	2,60 – 4,65	3,40±0,66 a	27,26 – 50,50	35,97±7,76 a
AF limpias	2,34 – 4,67	3,60±0,74 a	25,42 – 53,08	34,54±7,66 a
CT correspondientes	2,31 – 5,92	4,07±1,30 a	26,85 – 50,50	37,34±7,34 a
AF sin limpieza	1,80 – 7,15	3,80±1,25 a	18,18 – 64,85	32,21±10,96 a
CT correspondientes	1,99 – 6,99	3,32±1,32 a	23,06 – 51,53	32,22±7,55 a

Si se consideran los valores de variación del contenido en Ctotal del suelo de manera individual para cada parcela forestada con respecto a su correspondiente parcela control (Fig. 5.2a), se pone de manifiesto que en 14 de las parcelas forestadas el contenido en Ctotal del suelo disminuyó con respecto al de las parcelas de cultivo, mientras que en el resto de las parcelas se produjeron incrementos relativamente importantes, hasta un 50 % de incremento con respecto al suelo de la parcela control en 17 parcelas e incrementos de entre el 50 y el 100 % en las restantes parcelas forestadas (6 parcelas). Si se calcula el valor medio de variación del contenido en Ctotal de todas las parcelas forestadas con respecto a sus correspondientes controles de cultivo (Fig. 5.2b) se confirma que, si los valores se expresan por volumen de suelo, el contenido en Ctotal de los suelos en las parcelas forestadas es igual que el de las parcelas no forestadas, mientras que si el contenido en Ctotal se expresa en función del peso de suelo, en un 14 % de los casos dicho

contenido es mayor en los suelos de las parcelas forestadas que en las de los cultivos, aunque esta diferencia no es estadísticamente significativa ($p \leq 0{,}05$).

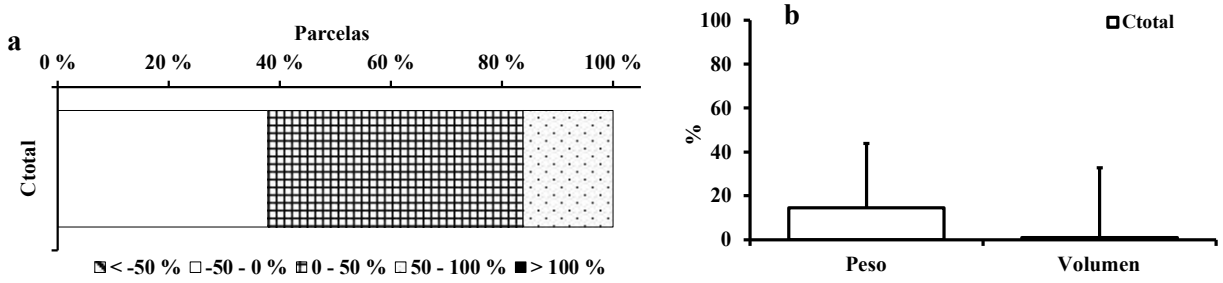

Fig. 5.2 a) Gráfica de la distribución porcentual de las 37 parcelas forestadas en función de los intervalos de variación del contenido en carbono total (Ctotal) del suelo en la parcela forestada con respecto a su correspondiente parcela control. b) Gráfica de los porcentajes medios de variación del contenido en C total en cada uno de los suelos de las parcelas forestadas respecto a los de sus correspondientes suelos control, expresando los valores absolutos tanto por unidades de peso como de volumen.

5.1.2.2 Carbono soluble en sulfato potásico

El contenido medio en carbono soluble en sulfato potásico (C-sulfato; Tabla 5.3) de las parcelas de cultivo es de 137 ± 38 mg kg^{-1}, oscilando los valores entre 73 y 231 mg kg^{-1} obtenidos para los suelos de A Barquiña y Lamego 1, respectivamente.

Tabla 5.3: Valores medios ± desviación estándar (sd) y rango de variación del carbono soluble en sulfato potásico (C-sulfato) de los suelos de las parcelas de cultivo (CT) y las forestadas (AF), para el conjunto total de las parcelas de cada tipo y para las parcelas agrupadas en función de los factores de sitio analizados. Letras iguales indican que no hay diferencias estadísticamente significativas ($p \leq 0{,}05$) entre los valores medios de cada grupo de parcelas.

	C-sulfato (mg kg^{-1})	
	Rango	**Media ± sd**
AF	50 – 285	155±50 a
CT	73 – 231	137±38 a
AF en ladera	50 – 197	142±39 a
CT en ladera	97 – 178	127±22 a
AF en vega	89 – 285	166±155 a
CT en vega	73 – 231	146±47 a
AF con caducifolias	50 – 285	156±54 a
CT correspondientes	73 – 231	136±39 a
AF con perennifolias	99 – 190	154±34 a
CT correspondientes	73 – 178	127±33 a
AF limpias	50 – 241	148±62 a
CT correspondientes	103 – 231	143±45 a
AF sin limpieza	89 – 285	153±44 a
CT correspondientes	73 – 213	134±35 a

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Para las parcelas forestadas el valor medio de C-sulfato es de 155 ± 50 mg kg^{-1}. El conjunto de las parcelas forestadas tiene contenidos de esta forma de C entre 50 y 285 mg kg^{-1}, que se obtuvieron para los suelos de las parcelas Souto de Vea con arces y Rodiño con chopos de 12 años, respectivamente. Por tanto, la forestación incrementa muy ligeramente el contenido en C-sulfato de los suelos, aunque las diferencias no son significativas (Tabla 5.3).

La posición topográfica y la especie vegetal no afectan a la influencia de la forestación sobre el contenido en esta forma de C del suelo, ya que en todos los casos se observa un comportamiento similar, independientemente de que los suelos estén en ladera o en vega y de que se utilicen especies caducifolias o perennifolias. Con respecto al manejo del suelo sí parece que haya una ligera diferencia, ya que en los suelos que se limpian no hay diferencia entre el contenido en C-sulfato de las parcelas control (143 ± 45 mg kg^{-1}) y de las forestadas (148 ± 62 mg kg^{-1}), mientras que en los suelos de las parcelas forestadas que no se limpian sí se observa un ligero incremento en el contenido de esta forma de C en los suelos de las parcelas forestadas (153 ± 44 mg kg^{-1}) con respecto al de los suelos de las parcelas de cultivo (134 ± 35 mg kg^{-1}), aunque la diferencia no es estadísticamente significativa ($p \leq 0{,}05$).

Analizando las variaciones de cada pareja de parcelas forestadas frente a sus controles correspondientes (Fig. 5.3a), en la mayoría de las parcelas forestadas (26 de las 37 parcelas) se incrementa el contenido en C-sulfato del suelo. El 49 % lo hacen hasta un 50 %, el 16 % entre el 50 y el 100 % y el 5 % en más del 100 %, lo que suponen 26 de las 37 parcelas forestadas. De las 11 parcelas en las que disminuye el C-sulfato, en el 27 % de los casos la disminución es de hasta el 50 % y en el 3 % la disminución oscila entre el 50 y el 100 %.

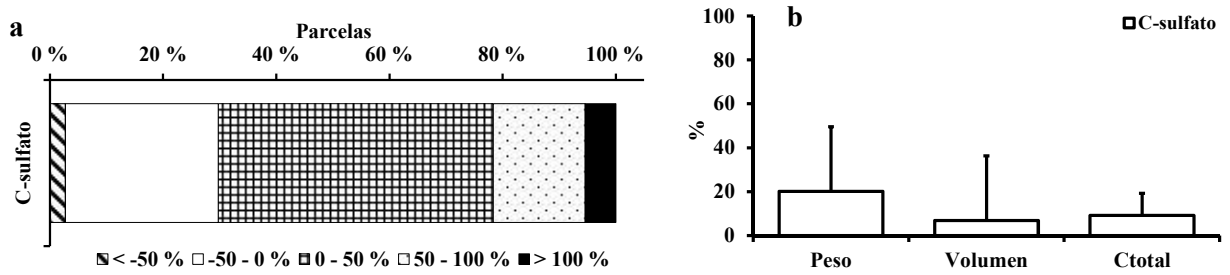

Fig. 5.3 a) Gráfica con las distribuciones del porcentaje de variación de los contenidos en carbono soluble en sulfato potásico en las parcelas forestadas en función de su variación con respecto a la parcela control correspondiente. b) Gráfica con los porcentajes medios de variación de cada una de las parcelas forestadas con respecto a sus correspondientes los controles, expresando los valores absolutos del carbono soluble en sulfato potásico en unidades de peso y de volumen y en función del carbono total.

Si se calcula el valor medio de variación del contenido en C-sulfato en los suelos de las parcelas forestadas con respecto al de sus correspondientes controles (Fig. 5.3b), se observa que, si los valores se expresan en unidades de peso, tras la forestación se produce un incremento medio del

20 %, mientras que el incremento es mucho menor tanto si se consideran los valores expresados por unidades de volumen (7 %) como si se considera el contenido en C-sulfato en función del Ctotal (9 %). En cualquier caso, ninguna de estas variaciones es estadísticamente significativa ($p \leq 0,05$).

5.1.2.3 Carbono soluble en agua

a) Carbono soluble en agua a temperatura ambiente

Para las parcelas control el valor medio de carbono soluble en agua a temperatura ambiente (Ct fría; Tabla 5.4) es de 184 ± 55 mg kg^{-1} y el rango de valores varía entre 34 y 288 mg kg^{-1} de Outeiros y Lamego 1, respectivamente.

Para las parcelas forestadas el promedio de Ct fría es de 217 ± 99 mg kg^{-1}, oscilando los valores entre 22 y 419 mg kg^{-1} de los suelos de A Barquiña con pinos y Rodiño con chopos de 12 años, respectivamente. Este incremento del valor medio tras la forestación no es estadísticamente significativo ($p \leq 0,05$).

Tabla 5.4: Valores medios ± desviación estándar (sd) y rango de variación del carbono total soluble en agua a temperatura ambiente (Ct fría) y en agua caliente (Ct cal) de las parcelas control (CT) y las parcelas forestadas (AF), para el conjunto total de las parcelas de cada tipo y para las parcelas agrupadas en función de los factores de sitio analizados. Letras iguales indican que no hay diferencias estadísticamente significativas ($p \leq 0,05$) entre los valores medios de cada grupo de parcelas.

	Ct fría (mg kg^{-1})		**Ct caliente (mg kg^{-1})**	
	Rango	**Media ± sd**	**Rango**	**Media ± sd**
AF	22 – 419	217±99 a	484 – 2471	1068±429 a
CT	34 – 288	184±55 a	617 – 2166	964±319 a
AF en ladera	107 – 402	260±93 a	869 – 2471	1254±434 a
CT en ladera	34 – 278	183±62 b	617 – 2166	990±414 a
AF en vega	22 – 419	185±93 a	484 – 1839	926±376 a
CT en vega	104 – 288	185±51 a	641 – 1377	941±212 a
AF con caducifolias	107 – 419	223±96 a	484 – 2471	1096±478 a
CT correspondientes	34 – 288	181±58 a	641 – 2166	977±331 a
AF con perennifolias	22 – 386	198±115 a	797 – 1168	964±126 a
CT correspondientes	122 – 222	180±38 a	617 – 1262	977±198 a
AF limpias	114 – 325	166±57 a	484 – 1423	790±303 a
CT correspondientes	136 – 288	194±49 a	803 – 1291	1006±207 a
AF sin limpieza	22 – 419	236±111 a	673 – 2471	1170±448 a
CT correspondientes	34 – 278	181±57 a	617 – 2166	965±354 a

Si consideramos los diferentes factores utilizados para agrupar las parcelas (Tabla 5.4), se observa que los valores medios de Ct fría también se incrementan tras la forestación en todos los casos, excepto en las parcelas situadas en zonas de vega y en las que se limpian, aunque solamente el aumento del contenido en Ct fría tras la forestación en los suelos en posición de ladera es significativo ($p \leq 0,05$). El comportamiento es diferente en el caso de los suelos de las

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

parcelas en posición de vega, en los que no hay variación tras la forestación, y en los suelos de las parcelas que se limpian, en los que se produce una disminución, aunque no significativa, en el contenido medio del Ct fría tras la forestación (194 ± 49 mg kg^{-1} en parcelas control y 166 ± 57 mg kg^{-1} en parcelas forestadas).

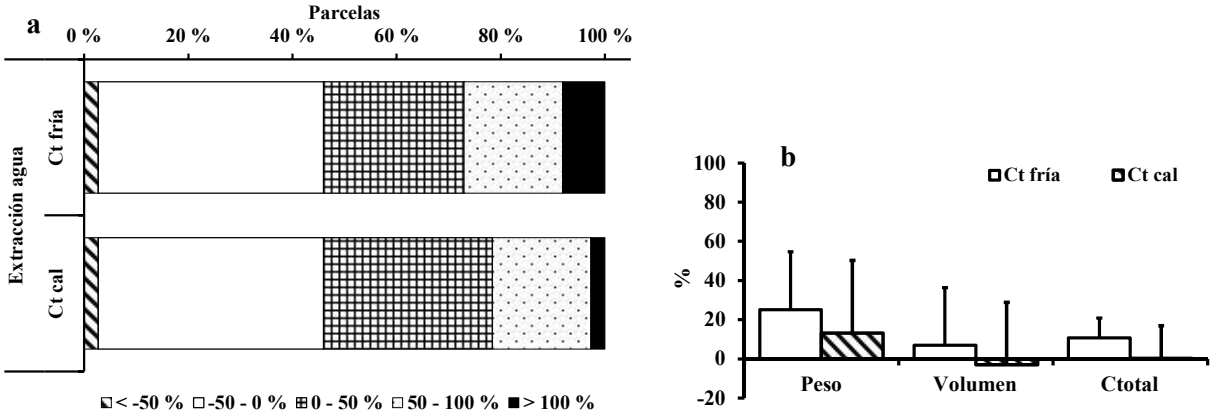

Fig. 5.4 a) Gráfica con las distribuciones del porcentaje de variación de los contenidos en Ct fría y Ct cal en las parcelas forestadas en función de su variación con respecto a la parcela control correspondiente. b) Gráfica con los porcentajes medios de variación de las parcelas forestadas respecto a los controles, expresando los valores absolutos del carbono total soluble en agua fría (Ct fría) y del soluble en agua caliente (Ct cal). en unidades de peso y de volumen y en función del carbono total

Calculando las variaciones entre cada una de las parejas de parcelas forestada y control (Fig. 5.4a), la mayor parte de las parcelas forestadas sufren un incremento en el Ct fría respecto a las parcelas control correspondientes, de modo que en 10 de las parcelas (27 % del total), aumentan hasta un 50 %, en 7 parcelas (19 %) aumentan entre 50 y 100 % y en 3 parcelas (8 %) aumenta más del 100 %. Además, hay 17 parcelas en las que el Ct fría disminuye tras la forestación, en 16 de ellas (43 % del total de parcelas forestadas) lo hace hasta el 50 % y en la otra parcela desciende más del 50 %. El porcentaje medio de variación tras la forestación es del 25 % si se consideran los valores en unidades de peso, del 7 % si se consideran los valores en unidades de volumen y del 11 % cuando los valores se expresan en relación al contenido en Ctotal (Fig. 5.4b).

b) Carbono soluble en agua caliente

El valor medio de las parcelas control para el contenido en carbono soluble en agua caliente (Ct cal; Tabla 5.4) es de 964 ± 319 mg kg^{-1}, y los valores se encuentran entre 617 y 2166 mg kg^{-1} de las parcelas de Loureiro y Matalobos 1, respectivamente.

En las parcelas forestadas el contenido medio de Ct cal es 1068 ± 429 mg kg^{-1}, estando los valores de las parcelas entre 484 y 2471 mg kg^{-1} (de las muestras de Casal con chopos de 5 años

y Anllada 2 con robles, respectivamente). Este incremento del valor medio tras la forestación no es estadísticamente significativo ($p \leq 0,05$).

Analizando los resultados en función de los factores de sitio de las parcelas (Tabla 5.4), se observa que cuando se agrupan las parcelas en función de su posición topográfica, en aquellas que están en posición de ladera tras la forestación el valor medio del Ct cal se incrementa, ya que en las parcelas forestadas es de 1254 ± 434 mg kg^{-1}, mientras que el promedio en las parcelas control es de 990 ± 414 mg kg^{-1}. En el caso de las parcelas en posición de vega se produce un descenso del contenido en Ct cal, ya que tras la forestación es 926 ± 376 mg kg^{-1}, mientras que en los controles es 941 ± 212 mg kg^{-1}. En función de la especie empleada en la forestación, las parcelas con caducifolias tienen un valor medio de 1096 ± 478 mg kg^{-1} y en las parcelas con perennifolias el valor medio es de 964 ± 126 mg kg^{-1}, siendo los valores medios de cada uno de los dos grupos de las parcelas control idénticos (977 ± 331 mg kg^{-1} y 977 ± 198 mg kg^{-1}, respectivamente). En relación al manejo de la parcela forestada, en aquéllas en las que se limpia el sotobosque la media de Ct cal desciende (790 ± 303 mg kg^{-1}) respecto al de los correspondientes controles (1006 ± 207 mg kg^{-1}). En sentido contrario varía el contenido medio de Ct cal de los suelos de las parcelas en las que no se limpia el sotobosque comparándolas con sus controles (1170 ± 448 mg kg^{-1} y 965 ± 354 mg kg^{-1}, respectivamente). Ninguna de las variaciones es estadísticamente significativa ($p \leq 0,05$).

Cuando se analizan los intervalos de variación del contenido en Ct cal tras la forestación para cada pareja de parcelas control y forestada (Fig. 5.4a) se observa que en 20 de las 37 parejas se incrementa el Ct cal: en 12 de ellas (el 32 % del total), lo hace hasta el 50 %, en 7 parcelas forestadas (que suponen el 19 % del total) varía entre el 50 y el 100 % y hay 1 parcela en la que el Ct cal aumenta más del 100 %. Además, hay 17 parcelas en las que el Ct cal disminuye tras la forestación, de las cuales en 16 la disminución es de hasta el 50 % y en la parcela restante disminuye más del 50 %.

Analizando los porcentajes medios de variación del contenido en Ct cal en función de las diferentes unidades en las que se exprese (Fig. 5.4b), se observa que si se expresan en por unidad de peso tras la forestación se produce un incremento medio del 13 %, mientras que si se hace por unidades de volumen se observa una disminución media del 3 % y si se consideran los valores medios del contenido en CT cal en relación al Ctotal ya no hay diferencia entre parcelas forestada y control.

Resumiendo, la forestación origina un incremento en el contenido en Ct fría y Ct cal, si bien en ningún caso es significativo. Proporcionalmente, el incremento es ligeramente mayor en agua a temperatura ambiente que en agua caliente, ya que los valores en los suelos forestados son 1,18 y

1,11 mayores que en los de cultivo, respectivamente. El contenido de carbono extraído en agua caliente es 5 veces superior al extraído con agua a temperatura ambiente, tanto en los suelos forestados como en los de cultivo.

Los tres factores de sitio analizados influyen sobre el efecto de la forestación en las formas de carbono solubles en agua a temperatura y en agua caliente, ya que el comportamiento de los suelos en ladera, con caducifolias y limpios es diferente al de los suelos en vega, con perennifolias y sin limpiar. Las mayores diferencias en relación con el factor de sitio se observan en relación al tipo de manejo de las parcelas. Así, en las parcelas que se limpian la forestación provoca una disminución de las formas de carbono solubles en agua a temperatura ambiente y caliente (mayor la reducción en el caso del carbono soluble en agua caliente que en agua a temperatura ambiente), mientras que en las forestaciones en las que no se limpia el sotobosque se produce un incremento en el carbono soluble en agua, tanto a temperatura ambiente como caliente, aunque algo mayor en la primera. En los suelos en parcelas en posición de vega no se modifica el contenido en carbono soluble en agua a temperatura ambiente y en agua caliente tras la forestación (relación parcela forestada – control es 1 y 0,98, respectivamente), mientras que en los suelos de parcelas en posición de ladera se incrementan los contenidos de ambas formas de carbono, más el de agua a temperatura ambiente que el de agua caliente (relación parcela forestada – control es 1,42 y 1,27, respectivamente). Lo mismo ocurre con los suelos forestados con diferentes especies ya que, en los suelos forestados con especies perennifolias, la cantidad de carbono extraíble en agua a temperatura ambiente y en agua caliente no se modifica (o apenas nada), mientras que en los suelos de las parcelas forestadas con caducifolias se incrementa el carbono soluble en tanto en agua a temperatura ambiente como en agua caliente. Al igual que en otros casos, el incremento es proporcionalmente mayor en las formas de carbono solubles en agua a temperatura ambiente que en las extraídas con agua caliente (la relación parcela forestada/parcela control es 1,23 y 1,12, respectivamente).

5.1.2.4 Carbono oxidable con permanganato potásico

Como consecuencia de la forestación se incrementa, aunque de manera no estadísticamente significativa, el contenido en C-permanganato en el conjunto de los suelos investigados (Tabla 5.5). El valor medio de C-permanganato para las parcelas control (Tabla 5.5) es 3570 ± 1539 mg kg^{-1}, siendo el valor mínimo de 1636 mg kg^{-1} y el máximo de 8496 mg kg^{-1} medido en las muestras de S. Cristina de Vea y Matalobos 1, respectivamente. Para las parcelas forestadas, el valor medio es de 3885 ± 1198 mg kg^{-1}, estando los datos comprendidos entre 1963 y 7588 mg

kg^{-1} de Laraño 2 con chopos y Matalobos 1 con robles, respectivamente. El aumento entre los dos tipos de parcelas no es estadísticamente significativo ($p \leq 0,05$).

Tabla 5.5: Valores medios ± desviación estándar (sd) y rango de variación del carbono oxidable en permanganato potásico (C-permanganato) de las parcelas control (CT) y las parcelas forestadas (AF), para el conjunto total de las parcelas de cada tipo y para las parcelas agrupadas en función de los factores de sitio analizados. Letras iguales indican que no hay diferencias estadísticamente significativas ($p \leq 0,05$) entre los valores medios de cada grupo de parcelas.

	C-permanganato (mg kg^{-1})	
	Rango	**Media ± sd**
AF	1963 – 7588	3885±1198 a
CT	1636 – 8496	3570±1539 a
AF en ladera	2371 – 7588	3980±1474 a
CT en ladera	1636 – 8496	3613±1872 a
AF en vega	1964 – 6169	3814±970 a
CT en vega	1817 – 6136	3531±1234 a
AF con caducifolias	1964 – 7588	3988±1288 a
CT correspondientes	1636 – 8496	3629±1624 a
AF con perennifolias	2557 – 4623	3513±735 a
CT correspondientes	2671 – 4711	3499±722 a
AF limpias	2371 – 4993	3319±685 a
CT correspondientes	1950 – 6136	3988±1335 a
AF sin limpieza	1964 – 7588	4024±1369 a
CT correspondientes	1636 – 8496	3430±1575 a

Analizando los datos obtenidos en función de los diferentes factores de sitio considerados para agrupar los suelos (Tabla 5.5), se observa que en los agrupamientos por posición topográfica (ladera o vega), en las parcelas forestadas con caducifolias y en las que no se limpia el sotobosque se incrementa el C-permanganato oxidable tras la forestación, mientras que las parcelas con perennifolias tienen un contenido medio (3513 ± 735 mg kg^{-1}) muy similar al de sus correspondientes controles (3499 ± 722 mg kg^{-1}) y las parcelas forestadas en las que no se realiza limpieza del sotobosque presentan un valor medio de C-permanganato menor que los controles (3319 ± 685 y 3988 ± 1335 mg kg^{-1}, respectivamente). Ninguna de las diferencias entre los diferentes grupos de parcelas forestadas y parcelas control es estadísticamente significativas ($p \leq 0,05$).

Parece, por tanto, que la posición topográfica no afecta a la influencia de la forestación sobre esta forma de carbono, ya que en los suelos de las parcelas en ladera y en vega el efecto es el mismo: incremento similar al observado para el conjunto total de suelos de parcelas forestadas. La especie vegetal tiene una influencia pequeña ya que, aunque tanto en los suelos de parcelas

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO

con caducifolias como en los de parcelas con perennifolias se incrementa el C-permanganato, este aumento es más intenso en los suelos de las parcelas con caducifolias (similar al del conjunto total de suelos) y algo menor en los de parcelas con perennifolias. El manejo es el factor que más influye en el efecto de la forestación sobre esta forma de carbono del suelo, puesto que en los suelos de las parcelas que se limpian se reduce con respecto al contenido en los suelos control, mientras que en los de las parcelas que no se limpian se incrementa el contenido en C-permanganato con la forestación y el incremento es más intenso que el observado para el conjunto de suelos forestados.

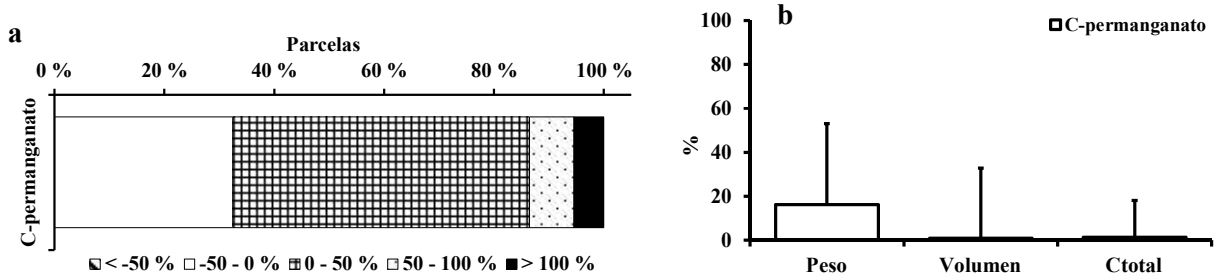

Fig. 5.5 a) Gráfica de la distribución porcentual de las parcelas forestadas en función de los intervalos de variación del contenido en carbono oxidable con permanganato potásico (C-permanganato) de los suelos de las parcelas forestadas con respecto a los de su parcela control correspondiente. b) Gráfica del porcentaje medio de variación del contenido en carbono lábil oxidable con permanganato potásico (C-permanganato) de los suelos de cada una de las parcelas forestadas respecto a los de las parcelas control, expresando los valores por unidad de peso y de volumen y en función del contenido en carbono total del suelo.

Determinando el porcentaje de variación de cada pareja (Fig. 5.5a), la mayoría varían hasta incrementos del 50 % de C-permanganato, ocurriendo esto en 20 de las 37 parejas de parcelas forestada y control (el 54 % del total). En 3 parejas el C-permanganato aumenta entre el 50 y el 100 %, y en 2 parcelas forestadas aumenta más del 100 %. En 12 de las parcelas forestadas (el 32 % del total) el contenido en C-permanganato decrece hasta un 50 %, con respecto al de su correspondiente control.

Estudiando los datos en valores absolutos (Fig. 5.5b), se observa que la variación media del contenido en C-permanganato de las parcelas forestadas respecto a sus controles cuando los datos se expresan en unidades de peso es un incremento del 16 %, mientras que cuando se expresan en unidades de volumen o en función del contenido en Ctotal no hay diferencias, puesto que la variación media para ambas es un incremento de tan sólo el 1 %.

5.1.2.5 Carbono soluble en ácido sulfúrico

En el epígrafe 4.2.4 ya se ha explicado que la extracción con ácido sulfúrico (H_2SO_4) se realiza en dos pasos sucesivos, empleando para ello ácido a dos concentraciones diferentes, 5 N y 26 N. En estas dos fases se obtienen dos fracciones de distinta labilidad, la primera en la que se utiliza H_2SO_4 5 N es la más fácilmente extraíble y se denominará fracción lábil I (FI), mientras que en

la que usa H_2SO_4 26 N sería la menos fácilmente extraíble y se denominará fracción lábil II (FII).

a) Fracción FI

Las parcelas control presentan un contenido medio en carbono total de la fracción FI soluble en H_2SO_4 5 N (Ct FI; Tabla 5.6) de 5977 ± 2405 mg kg^{-1} y los datos están comprendidos entre 3268 y 10930 mg kg^{-1} de las muestras de Anllada 2 y Lamego 1, respectivamente.

Las parcelas forestadas presentan un valor medio de Ct FI de 6504 ± 2384 mg kg^{-1}, siendo el valor mínimo 2546 mg kg^{-1} de la muestra de Souto de Vea con arces y el máximo 11252 mg kg^{-1} de la de Rodiño con chopos de 12 años. Aunque este incremento tras la forestación no es estadísticamente significativo ($p \leq 0,05$).

Cuando se consideran las parcelas agrupadas en función de los diferentes factores de sitio considerados (Tabla 5.6), se comprueba que en las parcelas forestadas que se hallan en posición de vega, para los dos tipos de especies empleadas en la forestación y para las parcelas en las que no se limpia el sotobosque tras la forestación se incrementan los valores medios de CtFI

Tabla 5.6: Valores medios ± desviación estándar (sd) y rango de variación del contenido en carbono total soluble en ácido sulfúrico 5 N (Ct FI) y en carbono soluble en ácido sulfúrico 26 N (Ct FII) de las parcelas control (CT) y las parcelas forestadas (AF), para el conjunto total de las parcelas de cada tipo y para las parcelas agrupadas en función de los factores de sitio analizados. Letras iguales indican que no hay diferencias estadísticamente significativas ($p \leq 0,05$) entre los valores medios de cada grupo de parcelas.

	Ct FI (mg kg^{-1})		**Ct FII (mg kg^{-1})**	
	Rango	**Media ± sd**	**Rango**	**Media ± sd**
AF	2546 – 11252	6504±2384 a	4121 – 18512	8536±3174 a
CT	3268 – 10930	5977±2405 a	3626 – 16430	8092±3217 a
AF en ladera	2546 – 10041	5945±2256 a	5019 – 14236	8799±2834 a
CT en ladera	3268 – 10811	5786±2665 a	4395 – 13901	8001±3017 a
AF en vega	2691 – 11252	6929±2444 a	4121 – 18512	8335±3467 a
CT en vega	3647 – 10930	6155±2234 a	3626 – 16430	8176±3513 a
AF con caducifolias	2546 – 11252	6716±2427 a	4121 – 18512	8728±3442 a
CT correspondientes	3268 – 10930	6046±2511 a	3626 – 16430	8048±3433 a
AF con perennifolias	2902 – 8706	5735±2193 a	5829 – 11624	7840±1929 a
CT correspondientes	3268 – 7300	5069±1503 a	3626 – 16430	8690±3831 a
AF limpias	2546 – 11252	6504±2384 a	4121 – 15427	7606±2932 a
CT correspondientes	3268 – 10930	5977±2405 a	4478 – 16430	9495±3938 a
AF sin limpieza	2546 – 10041	5945±2256 a	4490 – 18512	8678±3333 a
CT correspondientes	3268 – 10811	5786±2665 a	3626 – 13901	7556±2752 a

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO

con respecto a los de las parcelas control. Además, los valores medios de CtFI en las parcelas con caducifolias y en sus correspondientes parcelas control son ligeramente mayores que el valor

medio de las parcelas forestadas con especies perennifolias y sus parcelas control, aunque estas diferencias en ningún caso son estadísticamente significativas ($p \leq 0{,}05$). Los valores medios de Ct FI de parcelas forestadas y controles son muy similares en el caso de aquéllas que se encuentran en la posición topográfica de ladera (5945 ± 2256 y 5786 ± 2665 mg kg^{-1}, respectivamente) y para las parejas de parcelas en las se realiza limpieza del sotobosque (5786 ± 2665 mg kg^{-1} para las parcelas control y 5945 ± 2256 mg kg^{-1} para las forestadas). Por tanto, en todos los casos la forestación produce un incremento del contenido en Ct FI en los suelos, pero que el único factor que no parece afectar de manera relevante al efecto de la forestación sobre esta fracción es la especie utilizada en la forestación (Tabla 5.6). Por otra parte, la posición topográfica es el factor que más influye en la modificación de esta fracción como consecuencia de la forestación, ya que en los suelos de parcelas localizadas en ladera el incremento en esta forma lábil de carbono es mucho menor que en los suelos situados en posición de vega. De todas formas, aunque menos intenso, el manejo de la parcela también tiene una pequeña influencia sobre el efecto de la forestación en esta fracción, ya que el incremento del Ct FI es algo mayor en los suelos de las parcelas en las que se limpia el sotobosque que en los de las parcelas en la que esto no se hace.

Estudiando cada pareja de parcelas control y forestada y determinando los intervalos de variación causadas por la forestación en cada una de ellas (Fig. 5.6a), se observa que en la mayoría de las parcelas forestadas se produce un incremento del contenido en Ct FI. Así, en 17 de las 37 parcelas forestadas (un 46 % del total de parcelas) el CtFI aumenta hasta un 50 % y en 7 parcelas (un 19 % del total), lo hace entre el 50 y el 100 %, mientras que el resto de las parcelas (14 parcelas) el Ct FI disminuye hasta un 50 %.

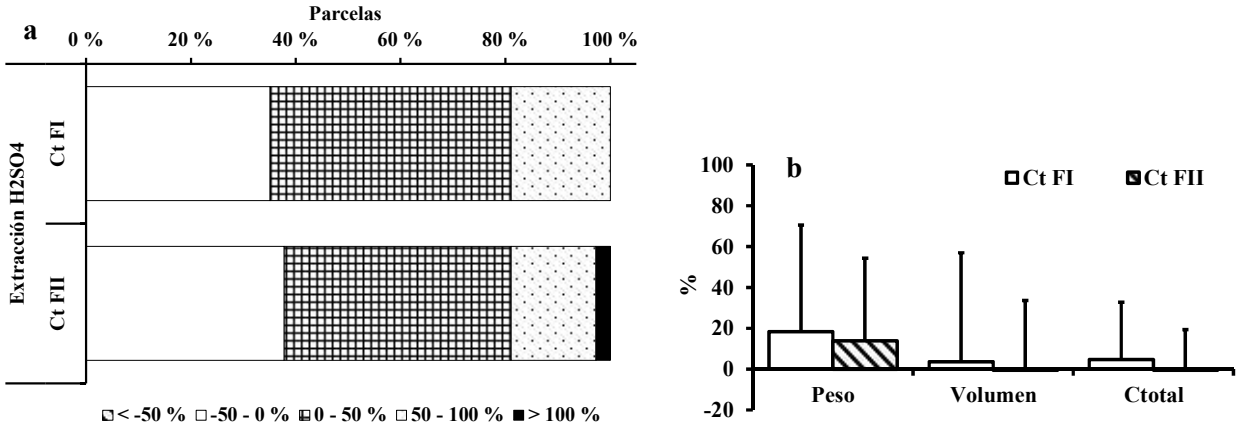

Fig. 5.6 a) Gráfica con las distribuciones del porcentaje de variación del contenido en carbono total soluble en ácido sulfúrico 5 N (Ct FI) y en carbono soluble en ácido sulfúrico 26 N (Ct FII) en las parcelas forestadas en función de su variación con respecto a la parcela control correspondiente. b) Gráfica con los porcentajes medios de variación de las parcelas forestadas respecto a los controles, expresando los valores absolutos en unidades de peso y de volumen y en función del contenido en carbono total del suelo.

Analizando los porcentajes medios de variación de las parcelas forestadas con respecto a sus correspondientes controles en función de las unidades empleadas (Fig. 5.6b), se observa que el porcentaje medio de incremento del CtFI tras la forestación en unidades de peso es del 18 %, mientras que empleando otras unidades esta diferencia disminuye, de manera que en unidades de volumen el incremento medio es del 4 % y si se consideran los valores en relación al Ctotal el incremento medio es del 5 %.

b) Fracción FII

Al igual que sucede con el Ct FI, también en el caso de Ct FII la forestación causa un incremento, aunque el incremento es menor y tampoco en este caso es estadísticamente significativo ($p \leq 0{,}05$).

El valor medio del contenido en carbono total de la fracción FII soluble en H_2SO_4 26 N (Ct FII; Tabla 5.7) para los suelos control es de 8092 ± 3217 mg kg^{-1}, estando comprendidos los contenidos de Ct para todas las parcelas de cultivo estudiadas entre 3626 y 16430 mg kg^{-1} obtenidos en las muestras de A Barquiña y Burgo, respectivamente. Para las parcelas forestadas, el valor medio es de 8536 ± 3174 mg kg^{-1} y los valores oscilan entre 4121 mg kg^{-1} de la parcela de Río Vea con chopos y 18512 mg kg^{-1} de la parcela de Rodiño con chopos de 5 años. Este incremento tras la forestación no es estadísticamente significativo ($p \leq 0{,}05$).

Analizando los valores medios de cada tipo de parcelas en función de los tres factores considerados (Tabla 5.6), se observa que en la mayoría de los casos se incrementa Ct FII tras la forestación, aunque las diferencias no son significativas ($p \leq 0{,}05$). Las excepciones son las parcelas en posición de vega respecto a sus parcelas control, que presentan valores medios similares para ambos tipos de suelos. Además, para las parcelas forestadas con perennifolias el valor medio es de 7840 ± 1929 mg kg^{-1} mientras que para los controles correspondientes es de 8690 ± 3831 mg kg^{-1}, lo que supone un ligero descenso en el Ct FII tras la forestación, el cual no ocurre en el caso de las parcelas con caducifolias. Los tres factores de sitio analizados afectan a las modificaciones de esta fracción causadas por la forestación. Así, la forestación de parcelas en laderas, parcelas forestadas con caducifolias y parcelas en las que el sotobosque no se limpia, causa un incremento del Ct FII. Sin embargo, en las forestaciones realizadas en parcelas en posición de vega esta fracción no se ve afectada, mientras que en los casos en los que la forestación se realiza con perennifolias y en las que el sotobosque de la parcela forestada se limpia, se observa una disminución de Ct FII.

Si se consideran los intervalos de variación porcentual de esta fracción tras la forestación para cada una de las parejas de parcelas control y forestada (Fig. 5.7a), se comprueba que en la mayor parte de las parcelas se incrementa el Ct FII, ya que es lo que sucede en 23 de las 37 parcelas

estudiadas. De éstas, en 16 de las parcelas forestadas (un 43 % del total) el CtFII aumenta hasta un 50 %, en 6 parejas (un 16 % del total) el incremento varía entre 50 y 100 % y en 1 parcela forestada el incremento es de más del 100 %. En un grupo de 14 parcelas (que suponen el 38 % de las parcelas forestadas estudiadas), la variación es en sentido opuesto ya que en ellas disminuye el Ct FII hasta un 50 %.

Si analizamos los porcentajes medios de variación del contenido en CtFII tras la forestación en función de las unidades que se empleen para expresar los resultados (Fig. 5.7b) se observa que, cuando se utilizan unidades de peso, tras la forestación hay un incremento medio del 14 %, mientras que en unidades de volumen o relación al Ctotal, esta diferencia desaparece (se obtiene una ligerísima disminución de tan sólo el 1 %).

En resumen, la forestación causa un muy ligero incremento del carbono soluble en ácido sulfúrico extraíble en las dos fracciones FI y FII. Además, aunque el incremento es algo mayor en FI (Tabla 5.6), en ningún caso las diferencias son estadísticamente significativas ($p \leq 0{,}05$).

La cantidad de carbono extraído en la FII es un 30 % mayor que la que se extrae en la FI, tanto en los suelos de las parcelas forestadas como en los de las parcelas control. Este porcentaje es similar cuando las parcelas se agrupan según los diferentes factores de sitio estudiados, aunque para las parcelas forestadas en posición de ladera el incremento es algo mayor (en la fracción FII se extrae un 48% más de C que en la FI), mientras que para las que están en posición de vega y en las que se limpia el sotobosque el aumento de la cantidad de c extraído en la II frente al que se extrae en la FI es menor, ya que es del 20 %.

5.1.3 Carbohidratos solubles en agua y en ácido sulfúrico

5.1.3.1 Carbohidratos solubles en agua a temperatura ambiente

En la extracción de los carbohidratos empleando agua a temperatura ambiente (C-CH fría; Tabla 5.8), las parcelas control presentan un valor medio de 58 ± 26 mg kg^{-1}, oscilando entre un valor mínimo de 13 y un máximo de 118 ± 1 mg kg^{-1} de las muestras de Outeiros y Lamego 1, respectivamente.

El valor medio de las parcelas forestadas es de 71 ± 43 mg kg^{-1}, estando comprendidos entre 3 mg kg^{-1} obtenidos en la muestra de A Barquiña con pinos y 173 mg kg^{-1} de la de Anllada 2 con robles. Sin embargo, este incremento medio en el contenido en C-CH fría tras la forestación observado para el conjunto de parcelas investigadas no es estadísticamente significativo ($p \leq 0{,}05$).

Al agrupar las parcelas empleando los tres factores de sitio considerados (Tabla 5.8), se pone de manifiesto que en la mayoría de los casos tras la forestación se incrementan el C-CH fría, si bien

las diferencias en ningún caso son estadísticamente significativas ($p \leq 0,05$). Así, tras la forestación se originan incrementos en los contenidos de los C-CH fría de entre el 20 y el 40 % para las parcelas situadas en posición de ladera, independientemente de la especie forestal empleada (esto es, tanto si se utilizan especies caducifolias como si éstas son perennifolias) y cuando no se realiza limpieza del sotobosque, mientras que el contenido de carbohidratos solubles en agua caliente de las parcelas forestadas en posición de vega sólo aumenta un 5 % tras la forestación y en las parcelas que se limpian, esta forma de C disminuye un 6 % en relación a sus respectivos controles.

Tabla 5.8: Valores medios ± desviación estándar (sd) y rango de variación del contenido en carbono de carbohidratos extraíbles en agua a temperatura ambiente (C-CH fría) y en agua caliente (C-CH cal) de las parcelas control (CT) y las parcelas forestadas (AF), para el conjunto total de las parcelas de cada tipo y para las parcelas agrupadas en función de los factores de sitio analizados. Letras iguales indican que no hay diferencias estadísticamente significativas ($p \leq 0,05$) entre los valores medios de cada grupo de parcelas.

	C-CH fría (mg kg^{-1})		C-CH cal (mg kg^{-1})	
	Rango	**Media ± sd**	**Rango**	**Media ± sd**
AF	3 – 173	71±43 a	106 – 674	241±117 a
CT	13 – 118	58±26 a	126 – 522	205±90 a
AF en ladera	7 – 173	80±41 a	122 – 674	293±133 a
CT en ladera	13 – 116	55±27 a	126 – 522	218±113 a
AF en vega	3 – 171	64±44 a	106 – 455	201±87 a
CT en vega	24 – 118	61±25 a	133 – 357	192±63 a
AF con caducifolias	7 – 173	73±43 a	106 – 674	247±131 a
CT correspondientes	13 – 118	58±27 a	133 – 522	207±94 a
AF con perennifolias	3 – 92	62±28 a	180 – 271	218±31 a
CT correspondientes	24 – 66	48±16 a	126 – 231	184±48 a
AF limpias	33 – 152	60±31 a	122 – 338	168±59 a
CT correspondientes	36 – 118	64±28 a	135 – 357	207±76 a
AF sin limpieza	3 – 173	74±48 a	106 – 674	269±128 a
CT correspondientes	13 – 116	55±24 a	126 – 522	205±94 a

Cuando se analiza la distribución de las parcelas en función de los intervalos de variación del contenido en C-CH fría en cada parcela individual con relación al de su correspondiente parcela control (Fig. 5.8a), se observa que en 10 parejas de parcelas (que son el 27 % del total) el contenido en esta forma de C se incrementa hasta en un 50 % tras la forestación, en 3 parcelas (el 8 % del total), se incrementan entre el 50 y 100 % y en 7 parcelas (el 19 % del total), el incremento es de más del 100 %. En sentido opuesto, hay un grupo amplio de parcelas (14 parejas de parcelas, que suponen el 38 % del total de parcelas investigadas) en el que el contenido en C-CH fría de los suelos disminuye hasta en un 50 % y hay otras 3 parcelas forestadas en las que la disminución es de más del 50 %.

En función de las unidades empleadas para el análisis de los valores medios de variación del contenido en C-CH fría tras la forestación (Fig. 5.8b), se observa que cuando se utilizan unidades de peso el porcentaje medio de variación es un incremento del 32 %, pero utilizando unidades de volumen este porcentaje desciende al 11 % y, si los datos se consideran en función del contenido en Ctotal, el porcentaje de incremento de esta fracción es del 19 %.

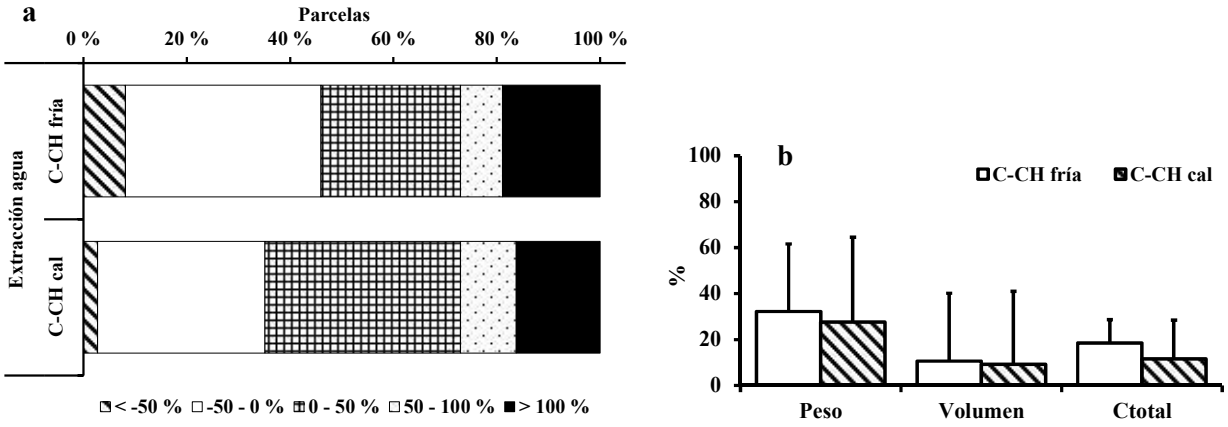

Fig. 5.8 a) Gráfica con los porcentajes medios de variación de las parcelas forestadas respecto a los controles, expresando los valores absolutos en unidades de peso y de volumen y en función del carbono total del carbono de carbohidratos solubles en agua fría (C-CH fría) y en agua caliente (C-CH cal). b) Gráfica con las distribuciones del porcentaje de variación de los contenidos en C-CH fría y C-CH cal en las parcelas forestadas en función de su variación con respecto a la parcela control correspondiente.

5.1.3.2 Carbohidratos solubles en agua caliente

Las parcelas control presentan un contenido medio de carbohidratos solubles en agua caliente (C-CH cal; Tabla 5.8) de 205 ± 90 mg kg^{-1} y el rango de valores esté comprendido entre 126 mg kg^{-1} de la muestra de Loureiro y 522 mg kg^{-1} de la de Matalobos 1.

En las parcelas forestadas el contenido medio en C-CH cal es de 241 ± 117 mg kg^{-1}, estando comprendidos los valores de esta forma de C entre 106 mg kg^{-1} de la muestra de Pontevea con chopos y 674 mg kg^{-1} de la de Anllada 2 con robles. Este incremento del contenido medio en carbohidratos solubles en agua caliente tras la forestación no es estadísticamente significativo ($p \leq 0{,}05$).

Usando los factores de sitio para agrupar las parcelas (Tabla 5.8), se observa que en prácticamente la totalidad de los casos tras la forestación se produce un incremento del C-CH cal, con la excepción de las parcelas forestadas en posición topográfica de vega, en las que el contenido medio en C-CH apenas varía en relación a la media de los controles (201 ± 87 y 192 ± 63 mg kg^{-1}, respectivamente) y de las parcelas forestadas en las que se limpia el sotobosque, en las que el promedio de C-CH es 168 ± 59 mg kg^{-1}, mientras que en las parcelas control el contenido en esta forma de C es ligeramente más alto (207 ± 76 mg kg^{-1}). De todas formas, las

variaciones tras la forestación no son estadísticamente significativas para ninguno de los factores considerados ($p \leq 0,05$). En el caso de los carbohidratos solubles en agua caliente, los comportamientos tras la forestación de las parcelas en función de los diferentes factores de sitio considerados son similares a los observados en el caso de los carbohidratos solubles en agua fría, aunque los porcentajes de variación son menores, ya que oscilan entre el 15 y 35 % de incremento para todos los factores de sitio analizados, excepto en las parcelas en posición de vega 8que, como ya se dijo, no experimentan ninguna variación) y las parcelas forestadas que se limpian en las que se produce una disminución de los carbohidratos solubles en agua caliente del 18 %.

Dividiendo las parcelas en función de los diferentes intervalos del porcentaje de variación tras la forestación que hemos considerado (Fig. 5.8a), el grupo con más parcelas corresponde a aquellas en las que se incrementa el C-CH cal hasta el 50 %, con 14 parcelas (el 38 % del total). En 4 parcelas (que supones el 11 % del total) aumenta el contenido de C-CH entre el 50 y el 100 %, y en 6 parcelas (16 % del total) lo hace en más del 100. En 13 de las 37 parcelas forestadas se produce un descenso del contenido en C-CH cal tras la forestación y en 12 de ellas (32 % del total) esta forma de C disminuye hasta en un 50 %.

Analizando los datos medios de variación en función de las diferentes unidades en las que se expresan los valores de C-CH soluble en agua caliente (Fig. 5.8b), se observa que en todos los casos hay un incremento de esta forma de C tras la forestación, pero cuando se expresan los valores en unidades de peso el porcentaje medio de variación es del 28 %, mientras que si se utilizan unidades de volumen el porcentaje de incremento es de sólo un 9 % y si se emplean los valores en relación con el Ctotal de cada suelo, el porcentaje de incremento es del 12 %.

En definitiva, para el conjunto total de parcelas investigadas la forestación provoca un pequeño aumento tanto de los carbohidratos solubles en agua a temperatura ambiente como de los solubles en agua caliente, incremento que es algo mayor en la extracción en agua a temperatura ambiente (un 22 % frente a un 18 % cuando se emplea agua caliente, Tabla 5.8), aunque en ninguno de los dos casos el incremento es estadísticamente significativo ($p \leq 0,05$).

Por último, cabe señalar que tanto en las parcelas forestadas como en las parcelas control, la cantidad de carbohidratos extraídos con agua caliente es tres veces superior a los extraídos con agua a temperatura ambiente, relación que se mantiene cuando se analizan los resultados para las parcelas agrupadas en función de los factores de sitio.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

5.1.3.3 Carbohidratos solubles en ácido sulfúrico: Fracción I

En las parcelas control, el contenido en carbohidratos solubles en ácido sulfúrico 5 N o fracción lábil I (C-CH FI; Tabla 5.9) tiene un valor medio de 929 ± 428 mg kg^{-1} y los valores oscilan entre 424 mg kg^{-1} de la muestra de A Barquiña y 1858 mg kg^{-1} de la de Lamego 1. Por su parte, las parcelas forestadas presentan un contenido medio en C-CH FI de 1011 ± 443 mg kg^{-1}, estando el rango de variación comprendido entre el valor mínimo de 375 mg kg^{-1} y el máximo de 2292 mg kg^{-1}, pertenecientes a las muestras de Souto de Vea con arces y Rodiño con chopos de 12 años, respectivamente. Esto supone que tras la forestación se produce un ligero incremento en esta fracción, aunque éste no es estadísticamente significativo ($p \leq 0{,}05$).

Tabla 5.9: Valores medios ± desviación estándar (sd) y rango de variación del contenido en carbono de carbohidratos solubles en ácido sulfúrico 5 N (C-CH FI) y en ácido sulfúrico 26 N (C-CH FII) de las parcelas control (CT) y las parcelas forestadas (AF), para el conjunto total de las parcelas de cada tipo y para las parcelas agrupadas en función de los factores de sitio analizados. Letras iguales indican que no hay diferencias estadísticamente significativas ($p \leq 0{,}05$) entre los valores medios de cada grupo de parcelas.

	C-CH FI (mg kg^{-1})		**C-CH FII (mg kg^{-1})**	
	Rango	**Media ± sd**	**Rango**	**Media ± sd**
AF	375 – 2292	1011±443 a	840 – 4266	2123±895 a
CT	424 – 1858	929±428 a	1046 – 3795	1894±827 a
AF en ladera	375 – 1733	998±415 a	840 – 4266	2283±981 a
CT en ladera	455 – 1844	911±444 a	1046 – 3795	1988±934 a
AF en vega	455 – 2292	1022±473 a	1018 – 4128	2002±827 a
CT en vega	424 – 1858	946±430 a	1098 – 3284	1808±743 a
AF con caducifolias	375 – 2292	1047±476 a	840 – 4266	2178±996 a
CT correspondientes	424 – 1858	937±455 a	1046 – 3795	1883±875 a
AF con perennifolias	602 – 1370	883±282 a	1512 – 2348	1925±304 a
CT correspondientes	424 – 1092	836±247 a	1232 – 2419	1832±354 a
AF limpias	375 – 1666	947±408 a	840 – 3828	1719±738 a
CT correspondientes	476 – 1858	1009±472 a	1046 – 3284	2000±833 a
AF sin limpieza	455 – 2292	1004±467 a	1008 – 4266	2248±949 a
CT correspondientes	424 – 1844	886±412 a	1093 – 3795	1860±822 a

Analizando los datos de los dos conjuntos de parcelas en función de los factores de sitio (Tabla 5.9), se pone de manifiesto que, tanto en relación a la posición topográfica como en función de la especie forestal empleada, se produce un incremento en el contenido en C-CH FI tras la forestación, al igual que ocurre en las parcelas forestadas en las que no se realiza limpieza del sotobosque. Por el contrario, en las parcelas forestadas en las que se lleva a cabo limpieza se produce un descenso en el C-CH FI (947 ± 408 mg kg-1) en relación al valor medio de los controles correspondientes (1009 ± 472 mg kg-1). De todas formas, en ningún caso las

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

diferencias entre los contenidos medios de las parcelas forestadas y los de las parcelas control son estadísticamente significativas ($p \leq 0{,}05$).

Si se consideran las modificaciones del C-CH FI tras la forestación para cada una de las parejas de manera individual (Fig. 5.9a), se observa que en 20 de las 37 parcelas forestadas se incrementa el contenido en carbohidratos de esta fracción con respecto a los controles; de ellas, en 13 parcelas (el 35 % del total) el incremento es de hasta un 50 %; en 3 parcelas (el 8 % del total), el incremento varía entre el 50 y el 100 % y en 4 parcelas (el 11 % del total), el incremento es de más del 100 %. En el sentido contrario, hay 17 suelos de parcelas forestadas (el 46 % del total) en los que disminuye el contenido en carbohidratos solubles en sulfúrico de la fracción FI, de las cuales en 16 parcelas la disminución es de hasta un 50 % y en 1 parcela la disminución es de más del 50 %.

Comparando los valores medios obtenidos para el conjunto total de las parcelas en función de las distintas unidades en las que se expresan dichos valores (Fig. 5.9b), se observa que, cuando se consideran los valores en unidades de peso, el porcentaje medio de variación es un incremento del 19 %, mientras que si los datos se expresan en unidades de volumen o en función del contenido en Ctotal el porcentaje de incremento se reduce a un 4 %.

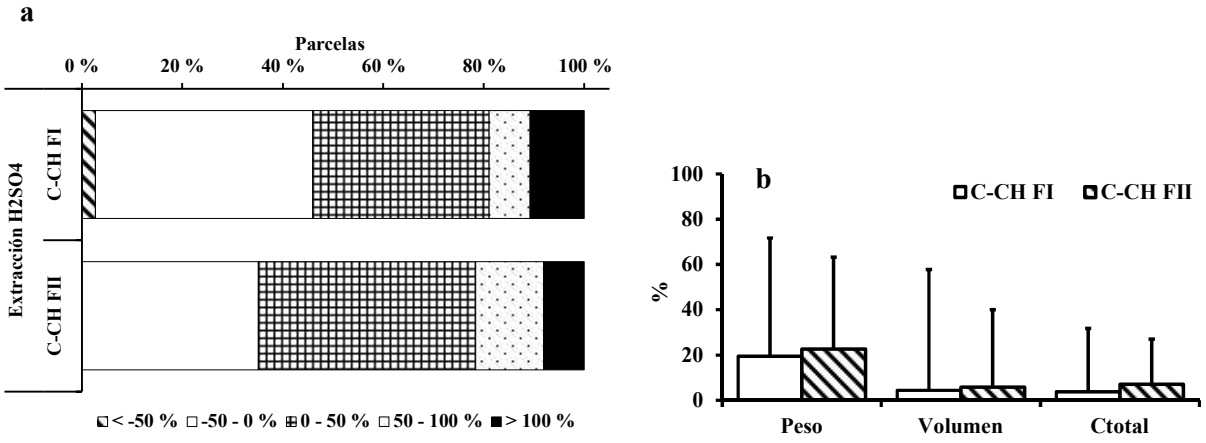

Fig. 5.9 a) Gráfica con las distribuciones del porcentaje de variación de los contenidos en C-CH FI y C-CH FII en las parcelas forestadas en función de su variación proporcional con respecto a la parcela control correspondiente. b) Gráfica con los porcentajes medios de variación del carbono de carbohidratos solubles en ácido sulfúrico 5 N (C-CH FI) y en ácido sulfúrico 26 N (C-CH FII) de las parcelas forestadas respecto a las parcelas control, expresando los valores absolutos en unidades de peso y de volumen y en función del contenido en carbono total del suelo.

5.1.3.4 Carbohidratos solubles en ácido sulfúrico: Fracción II

En las parcelas control el contenido medio en carbono de carbohidratos solubles en ácido sulfúrico 26 N o fracción lábil II (C-CH FII; Tabla 5.9) es de 1894 ± 827 mg kg^{-1}, y el conjunto de los datos oscila entre 1046 y 3795 mg kg^{-1} de las muestras de Souto de Vea y Matalobos 1,

respectivamente. En las parcelas forestadas, el valor medio de C-CH FII es de 2123 ± 895 mg kg^{-1}, estando el rango de variación entre el mínimo de 840 mg kg^{-1} de Souto de Vea con arces y el máximo de 4266 mg kg^{-1} de Matalobos 1 con robles. Por tanto, hay un ligero incremento en el contenido de C-CH FII tras la forestación, aunque, al igual que sucede en la fracción FI, el incremento no es estadísticamente significativo ($p \leq 0,05$).

Analizando los datos en función de los tres factores de sitio que se consideraron para caracterizar las parcelas (Tabla 5.9), se observa que en la mayoría de los casos se incrementa el C-CH FII tras la forestación, si bien estos aumentos no son estadísticamente significativos ($p \leq 0,05$). La excepción al comportamiento general lo muestran las parcelas forestadas con perennifolias (1925 ± 304 mg kg^{-1}), que presentan un contenido medio en C-CH FII similar al de las correspondientes parcelas control (1832 ± 354 mg kg^{-1}), así como las parcelas forestadas en las que se realiza limpieza del sotobosque, en las que el contenido en C-CH FII disminuyen en relación al de los respectivos controles (1719 ± 738 y 2000 ± 833 mg kg^{-1}, respectivamente). En ningún caso las diferencias entre los contenidos medios de las parcelas forestadas y los de los respectivos controles son estadísticamente significativas ($p \leq 0,05$).

Si se compara cada una de las parejas de parcela forestada y su correspondiente parcela control, se observa que tras la forestación en la mayoría de los casos se incrementa el contenido en C-CH FII (Fig. 5.9a), puesto que esto sucede en 24 de las 37 parcelas estudiadas. En 16 de estas parcelas (que representan el 43 % del total) el contenido en C-CH FII aumenta hasta en un 50 %, en 5 parcelas forestadas (que suponen el 14 % del total), se incrementa entre un 50 y un 100 % y en 3 de las parcelas (el 8 % del total), el incremento es de más del 100 %. Además, hay 13 parcelas forestadas (que representan el 35 % del total) en las que el contenido en C-CH FII disminuye hasta en un 50 % con respecto al de sus correspondientes parcelas control.

Analizando los resultados obtenidos en función de diferentes unidades (Fig. 5.9b), se observa que si se consideran unidades de peso el porcentaje medio de variación tras la forestación es un incremento del contenido en C-CH FII del 23 %, mientras que, si los valores se expresan en unidades de volumen o en relación al contenido en Ctotal el incremento es tan sólo de un 6 y un 7%, respectivamente.

Tanto en las parcelas forestadas como en las parcelas control, y tanto si se considera el conjunto total de las parcelas o si éstas se consideran separadas en función de los diferentes factores de sitio, el contenido en carbohidratos solubles en ácido sulfúrico de la fracción II es, en general, el doble que el de la fracción I (Tabla 5.9).

En resumen, considerando el conjunto total de parcelas investigadas se puede decir que la forestación origina un aumento del contenido medio de los carbohidratos solubles en ácido

sulfúrico de ambas fracciones, incremento que es ligeramente mayor en la fracción II, pero que no es estadísticamente significativo para ninguna de las dos fracciones ($p \leq 0,05$). En función de los factores de sitio, la posición topográfica y la especie forestal empleada en la forestación tienen muy poca influencia en el efecto de la forestación sobre los carbohidratos solubles en ambas fracciones. En el caso del manejo del sotobosque de la parcela forestada, en las parcelas en las que se realizan labores de limpieza del sotobosque la variación promedio indica una pérdida de C-CH, tanto en la fracción FI como en la FII, mientras que en las parcelas que no se limpian se observa un incremento medio del contenido en C-CH FI y FII similar al observado cuando se consideran los otros factores. En todos los factores de sitio analizados, tanto los aumentos como las pérdidas de carbohidratos son un poco superiores en la fracción FII que en la FI. Además, los incrementos son proporcionalmente muy inferiores a los de los carbohidratos solubles en agua, aunque tampoco en este caso las diferencias entre los suelos de las parcelas forestadas y los de las parcelas control son estadísticamente significativas.

5.1.4 Polifenoles solubles en agua y en ácido sulfúrico

5.1.4.1 Polifenoles solubles en agua a temperatura ambiente

El contenido medio en carbono polifenólico soluble en agua a temperatura ambiente o agua fría (C-PP fría; Tabla 5.10) para los suelos de las parcelas control es de 12 ± 7 mg kg^{-1}, variando los valores entre el mínimo de 4 mg kg^{-1} de la muestra de Tourís y el máximo de 35 mg kg^{-1} de Anllada 2. En el caso de las parcelas forestadas, el valor medio de C-PP fría es de 15 ± 14 mg kg^{-1}, estando los valores de esta fracción comprendidos entre 1 mg kg^{-1} de la parcela de Laraño 1 con chopos y 67 mg kg^{-1} de la de Anllada 2 con robles. Por tanto, se puede decir que para el conjunto de las parcelas investigadas la forestación apenas afecta al contenido en polifenoles solubles en agua fría, ya que su contenido medio en los suelos de las parcelas control y en los de las forestadas es prácticamente el mismo.

Cuando se analizan los datos de las parcelas agrupadas en función de los factores de sitio (Tabla 5.10), se observan algunas ligeras diferencias entre los suelos de las parcelas forestadas y los de las parcelas control. Así, tras la forestación se incrementa el C-PP fría en el caso de las parcelas situadas en posición de ladera, en las que se han empleado especies perennifolias para la forestación y en las parcelas forestadas en las que no se realiza limpieza del sotobosque. Por el contrario, para las parcelas en posición de vega y en las que se realiza limpieza del sotobosque el contenido medio de C-PP fría disminuye tras la forestación en relación al de los correspondientes controles, mientras que en las parcelas forestadas con especias caducifolias el valor medio de C-PP fría es muy similar en las parcelas control (11 ± 6 mg kg^{-1}) y las forestadas (12 ± 12 mg kg^{-1}).

USC UNIVERSIDADE DE COMPOSTELA

De todas formas, cabe señalar que en ningún caso (ni en los que hay incrementos ni en los que hay disminuciones) las diferencias son estadísticamente significativas ($p \leq 0{,}05$).

Tabla 5.10: Valores medios ± desviación estándar (sd) y rango de variación del carbono polifenólico soluble en agua a temperatura ambiente (C-PP fría) y en agua caliente (C-PP cal) de las parcelas control (CT) y las parcelas forestadas (AF), para el conjunto total de las parcelas de cada tipo y para las parcelas agrupadas en función de los factores de sitio analizados. Letras iguales indican que no hay diferencias estadísticamente significativas ($p \leq 0{,}05$) entre los valores medios de cada grupo de parcelas.

	C-PP fría (mg kg^{-1})		C-PP cal (mg kg^{-1})	
	Rango	**Media ± sd**	**Rango**	**Media ± sd**
AF	1 – 67	15±14 a	19 – 186	73±34 a
CT	4 – 35	12±7 a	23 – 173	75±34 a
AF en ladera	6 – 67	22±19 a	19 – 186	76±42 a
CT en ladera	6 – 35	13±9 a	23 – 173	70±41 a
AF en vega	1 – 19	9±5 a	29 – 129	70±28 a
CT en vega	4 – 20	11±4 a	49 – 137	79±25 a
AF con caducifolias	1 – 67	12±12 a	23 – 186	74±37 a
CT correspondientes	4 – 35	11±6 a	23 – 173	76±35 a
AF con perennifolias	8 – 58	23±19 a	19 – 92	67±25 a
CT correspondientes	8 – 35	16±10 a	27 – 119	77±33 a
AF limpias	2 – 35	9±9 a	29 – 98	58±26 a
CT correspondientes	7 – 35	14±9 a	54 – 119	81±24 a
AF sin limpieza	1 – 67	17±16 a	19 – 186	78±37 a
CT correspondientes	4 – 35	12±8 a	23 – 173	75±38 a

Si se consideran de manera individual cada una de las parejas de parcela forestada y su correspondiente parcela control, se observa que en la mayoría de las parcelas forestadas se incrementa el contenido en C-PP fría, ya que esto sucede en 21 de las 37 parcelas forestadas investigadas (Fig. 5.10a). En cuanto a la intensidad de la variación, en 12 parcelas (el 32 % del total) el contenido en C-PP fría aumentan hasta en un 50 %; en 4 parcelas (el 11 % del total) el incremento está entre el 50 y el 100 % y en 5 parcelas (el 14 % del total), el incremento es de más del 100 %. En 16 de las parcelas forestadas, el contenido en C-PP fría disminuye; en 10 de estas parcelas (el 27 % del total), la disminución es de hasta un 50 %, mientras que en las 6 parcelas restantes (el 16 % del total), la disminución es mucho más fuerte, ya que es de más del 50 %.

Analizando los valores medios obtenidos para el conjunto de las parcelas en función de las distintas unidades en las que se expresan dichos valores (Fig. 5.10b), se comprueba que el porcentaje medio de variación cuando se emplean unidades de peso es un incremento del 18 %, pero cuando se utilizan unidades de volumen la diferencia desaparece y si se calculan los valores

de C-PP fría en relación al contenido en Ctotal, la variación media provocada por la forestación es un incremento, aunque de tan sólo el 5 %.

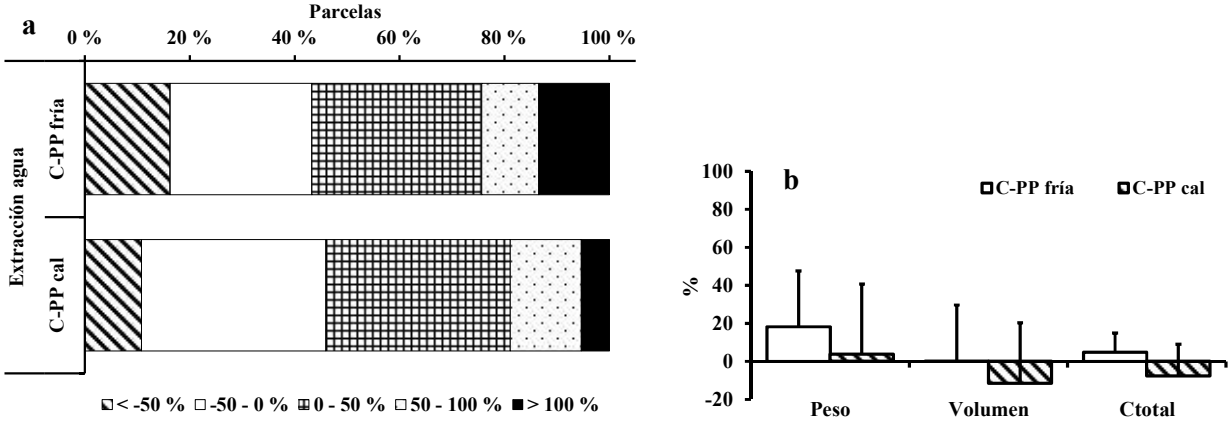

Fig. 5.10 a) Gráfica con las distribuciones del porcentaje de variación de los contenidos en C-PP fría y C-PP cal en las parcelas forestadas en función de su variación con respecto a la parcela control correspondiente. b) Gráfica con los porcentajes medios de variación del carbono de polifenoles solubles en agua fría (C-PP fría) y en agua caliente (C-PP cal) de las parcelas forestadas respecto a los controles, expresando los valores absolutos en unidades de peso y de volumen y en función del contenido en carbono total del suelo.

5.1.4.2 Polifenoles solubles en agua caliente

El valor medio de los polifenoles solubles en agua caliente (C-PP cal; Tabla 5.10) para las parcelas control es de 75 ± 34 mg kg^{-1}, estando comprendidos los valores obtenidos entre 23 mg kg^{-1} de Baloira y 173 mg kg^{-1} de Matalobos 1. Para las parcelas forestadas se ha obtenido un contenido medio (73 ± 34 mg kg^{-1}) similar al de los controles y el rango de variación va desde el mínimo de 19 mg kg^{-1} de la muestra de A Estrada con pinos hasta el máximo de 186 mg kg^{-1} de la de Anllada 2 con robles. Es decir, el contenido medio de polifenoles solubles en agua caliente no se ve apenas modificado tras la forestación para el conjunto total de parcelas investigadas.

Cuando se agrupan las parcelas en función de los factores de sitio (Tabla 5.10), no existe una tendencia común para la variación en el contenido en C-PP cal tras la forestación. El valor medio de las parcelas forestadas en posición de ladera (76 ± 42 mg kg^{-1}) aumenta ligeramente en relación al de los controles (70 ± 41 mg kg^{-1}), mientras que en las que se hallan en posición de vega el promedio disminuye respecto a los controles (70 ± 28 y 79 ± 25 mg kg^{-1}, respectivamente). Las parcelas forestadas con especies caducifolias presentan un contenido medio similar a los controles tras la forestación, mientras que en las que se emplean especies perennifolias desciende el promedio en relación a los controles (67 ± 25 y 77 ± 33 mg kg^{-1}, respectivamente). Si se consideran las parcelas agrupadas en función del manejo de las parcelas forestada, se observa que en las que no se limpia el sotobosque no hay apenas variación en respecto a sus controles (78 ± 37 y 75 ± 38 mg kg^{-1}, respectivamente), mientras que en las que no

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

se realiza limpieza disminuye el C-PP cal tras la forestación (58±26 y 81±24, en las parcelas forestadas no limpias y en sus controles, respectivamente). De todas formas, hay que señalar que ninguna de las variaciones que se presentan entre las parcelas forestadas y las parcelas control es estadísticamente significativa ($p \leq 0,05$).

Si se consideran los porcentajes de variación del contenido en C-PP cal en las parcelas forestadas respecto a sus correspondientes controles (Fig. 5.10a) se observa que en 13 parcelas hay un incremento de hasta un 50 % y en otras 13 hay disminuciones de hasta el 50 % en dos grupos iguales de 13 parcelas (cada grupo de parcelas suponen un 35 % del total de parcelas investigadas). El resto de las parcelas se agrupan de la siguiente forma: en 5 parcelas forestadas (el 14 % del total) se incrementa el C-PP cal entre un 50 y un 100 %, en 2 parcelas (el 5 % del total) aumenta más del 100 % y en 4 parcelas forestadas (el 11 % del total) el contenido de C-PP cal desciende entre un 50 y un 100 %.

Si los valores medios obtenidos para el conjunto total de parcelas se expresan en diferentes unidades (Fig. 5.10b), se observa que, si se consideran los valores en unidades de peso, tras la forestación hay un incremento del contenido en C-PP cal del 4 %, pero empleando unidades de volumen la variación media es un descenso del 12 % y si los valores se expresan en relación al contenido en Ctotal del suelo el promedio de variación es una disminución del 8 %.

Tanto en las parcelas forestadas como en las parcelas control, la cantidad de carbono polifenólico extraído en agua a temperatura ambiente es muy baja en comparación con lo que sucede cuando se extraen con agua caliente y, además, la diferencia es mayor en el caso de los suelos de las parcelas de cultivo (6,3 veces mayor en agua caliente que en agua fría) que en los suelos de las parcelas forestadas (4,9 veces mayor). También cuando se consideran las parcelas agrupadas en función de los factores de sitio, el C-PP extraído en agua a temperatura ambiente es menor que el extraído en agua caliente, pero ahora las diferencias entre las dos fracciones varían en función de los diferentes factores de sitio. En las parcelas situadas en posición de vega es en las que la diferencia entre el C polifenólico extraído en agua caliente y en agua fría es mayor (7,8 veces más C-PP extraído en agua caliente que en agua fría). En las parcelas localizadas en posición de ladera y en las forestadas con especies perennifolias es en las que la diferencia entre el C-PP extraído en agua caliente y en agua fría es menor, 3,5 y 2,9 veces mayor, respectivamente. (Tabla 5.10).

5.1.4.3 Polifenoles solubles en ácido sulfúrico: Fracción I

El contenido medio en polifenoles solubles en ácido sulfúrico 5 N o fracción lábil I (C-PP FI; Tabla 5.11) en las parcelas control es de 383 ± 211 mg kg^{-1} y los valores se encuentran

comprendidos entre 117 y 912 mg kg^{-1} para las parcelas control de S. Cristina de Vea y Matalobos 2, respectivamente. Para las parcelas forestadas, el valor medio es de 405 ± 169 mg kg^{-1} y para el conjunto de parcelas el rango de variación va desde 106 mg kg^{-1} para la muestra de Ribeira con robles hasta 734 mg kg^{-1} de la de Lamego 2 con arces. Aunque esto indica que hay un muy ligero incremento del C-PP FI, éste no es estadísticamente significativo ($p \leq 0{,}05$).

Tabla 5.11: Valores medios ± desviación estándar (sd) y rango de variación del carbono polifenólico soluble en ácido sulfúrico 5 N (C-PP FI) y en ácido sulfúrico 26 N (C-PP FII) de las parcelas control (CT) y las parcelas forestadas (AF), para el conjunto total de las parcelas de cada tipo y para las parcelas agrupadas en función de los factores de sitio analizados. Letras iguales indican que no hay diferencias estadísticamente significativas ($p \leq 0{,}05$) entre los valores medios de cada grupo de parcelas.

	C-PP FI (mg kg^{-1})		C-PP FII (mg kg^{-1})	
	Rango	**Media ± sd**	**Rango**	**Media ± sd**
AF	106 – 734	405±169 a	411 – 1445	843±257 a
CT	117 – 912	383±211 a	514 – 1235	790±199 a
AF en ladera	126 – 696	460±173 a	411 – 1323	903±236 a
CT en ladera	117 – 912	406±217 a	514 – 1235	853±235 a
AF en vega	106 – 734	364±158 a	534 – 1445	798±268 a
CT en vega	132 – 741	362±210 a	537 – 1032	732±146 a
AF con caducifolias	106 – 734	396±180 a	411 – 1445	834±283 a
CT correspondientes	117 – 912	377±223 a	514 – 1235	766±199 a
AF con perennifolias	232 – 603	439±126 a	652 – 1046	879±129 a
CT correspondientes	164 – 554	435±138 a	537 – 1012	852±172 a
AF limpias	126 – 734	365±161 a	442 – 1445	689±259 a
CT correspondientes	132 – 741	426±210 a	542 – 962	764±163 a
AF sin limpieza	106 – 696	410±176 a	411 – 1391	890±247 a
CT correspondientes	117 – 912	375±212 a	514 – 1235	809±212 a

Si se consideran las parcelas agrupadas en función de los diferentes factores de sitio considerados (Tabla 5.11), se observa que el valor medio del contenido en C-PP FI de las parcelas forestadas en posición de ladera se incrementa en relación al de sus parcelas control, y lo mismo ocurre en las parcelas forestadas en las no se realizan tareas de limpieza del sotobosque y, aunque en menor medida, en las parcelas forestadas con especies caducifolias. Sin embargo, apenas hay variación de los valores medios de C-PP FI entre las parcelas forestadas con especies perennifolias o las localizadas en posición de vega y los de sus correspondientes controles. En el caso de las parcelas forestadas en las que se realizan labores de limpieza del sotobosque, el valor medio de C-PP FI (365 ± 161 mg kg^{-1}) es algo inferior al de sus parcelas control (426 ± 210 mg kg^{-1}). De todas formas, al igual que sucedía con las demás formas de C consideradas

anteriormente, tampoco ahora las diferencias entre suelos forestados y sus cultivos de origen son estadísticamente significativas ($p \leq 0{,}05$).

Analizando los porcentajes medios de variación da cada una de las parcelas forestadas con respecto a sus respectivas parcelas control (Fig. 5.11a), se observa que en la mayor parte de los casos (en 20 de las 37 parcelas estudiadas) se incrementa el contenido en C-PP FI. Concretamente, en 15 de ellas (un 41 % del total), los incrementos son de hasta el 50 %, en 1 parcela el incremento está en el rango 50 – 100 % y en 4 parcelas (un 11 % del total), los incrementos son de más del 50 %. Por otra parte, en 17 parcelas disminuye el contenido en C-PP FI tras la forestación, siendo la disminución en 16 de ellas (el 43 % del total) de hasta un 50 % y la parcela restante la disminución del C-PP FI está en el rango 50 – 100 %.

Si los valores medios de variación del contenido en C-PP FI tras la forestación se expresan en diferentes unidades (Fig. 5.11b), se observa que cuando se expresan en unidades de peso, la forestación causa un incremento medio de esta fracción del 19 %, mientras que en unidades de volumen y en relación al contenido en C total del suelo el incremento se reduce a un 4 y un 7 %, respectivamente.

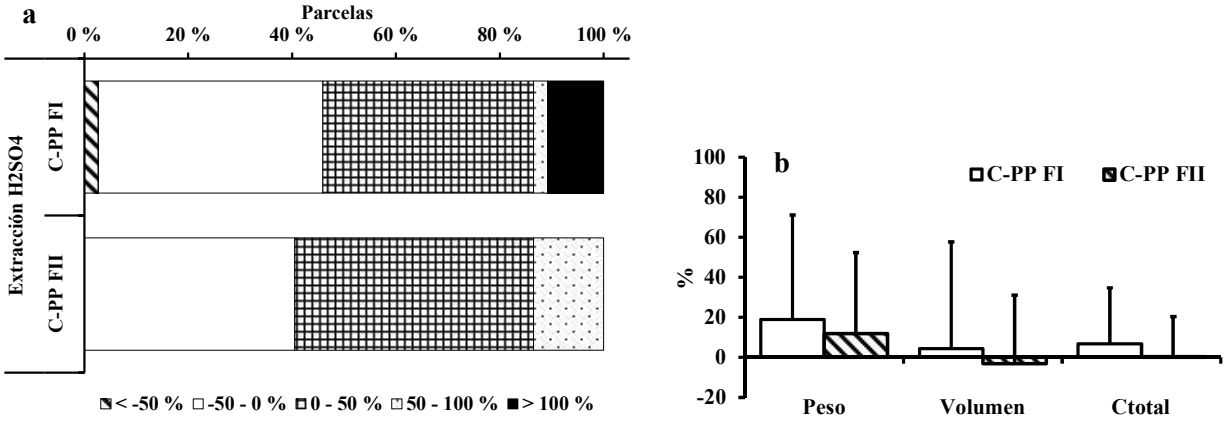

Fig. 5.11 a) Gráfica con los porcentajes medios de variación de las parcelas forestadas respecto a los controles, expresando los valores absolutos en unidades de peso y de volumen y en función del carbono total del carbono de polifenoles solubles en ácido sulfúrico 5 N (C-PP FI) y en ácido sulfúrico 26 N (C-CH FII). b) Gráfica con las distribuciones del porcentaje de variación de los contenidos en C-PP FI y C-PP FII. en las parcelas forestadas en función de su variación con respecto a la parcela control correspondiente.

5.1.4.4 Polifenoles solubles en ácido sulfúrico: Fracción II

Para las parcelas control, el carbono polifenólico soluble en ácido sulfúrico 26 N o fracción lábil II (C-PP FII; Tabla 5.11) tiene un valor medio de 790 ± 199 mg kg^{-1}, y los valores oscilan entre 514 mg kg^{-1} de la muestra de S. Cristina de Vea y 1235 mg kg^{-1} de la de Matalobos 2. Las parcelas forestadas presentan un contenido medio de C-PP FII de 843 ± 257 mg kg^{-1} y el rango

de variación oscila entre 411 mg kg^{-1} de S. Cristina de Vea con chopos y 1445 mg kg^{-1} de Burgo con alisos. Por tanto, con la forestación hay un ligero aumento del contenido en C-PP II, aunque este aumento no es estadísticamente significativo ($p \leq 0,05$).

Si se analizan las variaciones del contenido en C-PP FII de las parcelas forestadas en función de los factores de sitio se observa que, al igual que sucedía con la fracción FI, los polifenoles solubles en ácido sulfúrico extraíbles en la segunda parte del fraccionamiento (FII) apenas se ven afectados por la forestación cuando se considera el conjunto total de parcelas (Tabla 5.11). Por otro lado, en este caso únicamente el factor manejo de la parcela forestada parece influir en el efecto de la forestación sobre la cantidad de polifenoles del suelo que se extraen en esta fracción, ya que disminuye en las parcelas que se limpian y se incrementa ligeramente en las que no lo hacen. Ni la posición topográfica ni la especie forestal empleada en la forestación influyen de manera relevante en el efecto de la misma sobre esta fracción, ya que ésta no se modifica en ninguno de los casos, aunque tiende a incrementarse y a hacerlo algo más cuando las forestaciones se hacen en suelos de vega y con especies caducifolias (Tabla 5.11).Analizando cada pareja de parcela forestada y control (Fig. 5.11a), la mayoría tienen un porcentaje de variación tras la forestación de hasta el 50 %, lo que ocurre en un 46 % de las parcelas, es decir, 17 de las 37 parcelas forestadas y en 5 parcelas (que son un 13 % del total) se incrementa el C-PP FII entre el 50 – 100 %. Mientras que, en las 15 parcelas restantes, que son el 41 % del total, se produce un descenso de hasta el 50 %.

Si se consideran las variaciones medias de la fracción C-PP FII en función de las distintas unidades empleadas para analizar los datos (Fig. 5.11b), y al igual que sucedía con los anteriores parámetros descritos, el porcentaje promedio de variación de las parcelas forestadas en relación a los controles varía ligeramente. Así, si se consideran unidades de peso, tras la forestación hay un incremento medio de un 12 % del contenido en C-PP FII, mientras que si se consideran unidades de volumen hay una reducción media del 3 % y si se consideran los valores en relación al contenido en Ctotal del suelo, no hay diferencia en el porcentaje promedio entre las parcelas forestadas y las parcelas control.

Si comparamos las cantidades de carbono polifenólico extraído en los diferentes extractantes utilizados, se pone de manifiesto que el contenido en C-PP soluble en ácido sulfúrico, tanto de la fracción I como de la fracción II y tanto de las parcelas forestadas como de las de cultivo, es muy superior que al contenido en C-PP soluble en agua caliente. Así, como media, se podría decir que el C-PP soluble en las fracciones I y II de ácido sulfúrico es 5 y 10 veces mayor que el extraíble en agua caliente. Por otra parte, también se observa que el C-PP soluble en ácido sulfúrico

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

extraído en la FII es, por término medio y tanto en suelos de parcelas forestadas como en suelos de cultivo, alrededor del doble del que se extrae en la FI (Tablas 5.10 y 5.11).

5.1.5 Biomasa y actividad microbiana de los suelos de las parcelas forestadas y las de cultivo

En el Anexo I (Tablas 3 y 4) se detallan los valores de cada uno de estos parámetros para los suelos de cada una de las parcelas forestadas y de cultivo estudiadas, junto con el análisis estadístico comparativo entre cada parcela forestada y su parcela control correspondiente. Como en el caso de los resultados referidos al contenido en Ctotal del suelo y las formas de C soluble en diferentes extractantes descritos hasta ahora, únicamente se describirán los valores medios de cada parámetro de los analizados en esta sección (carbono asociado a la biomasa microbiana, respiración basal del suelo, coeficiente microbiano, coeficiente respiratorio y coeficiente metabólico) para cada grupo de parcelas, esto es, para el conjunto total de parcelas forestadas y de cultivo, así como para las parcelas forestadas y las de cultivo agrupadas en función de los tres factores de sitio analizados.

Además, para cada parámetro investigado las variaciones medias inducidas por la forestación únicamente han sido analizadas en valores absolutos expresados por unidad de peso, y únicamente en el caso del C asociado a la biomasa microbiana y la respiración basal, los valores se expresan también por unidad de volumen. Dado que los tres coeficientes investigados (coeficiente microbiano, coeficiente respiratorio y coeficiente metabólico) ya son valores relativos y se expresan en función del contenido en C total del suelo (coeficiente microbiano y coeficiente metabólico) o del contenido en C de la biomasa microbiana (coeficiente respiratorio), para estos coeficientes sólo se consideraron los valores expresados por unidad de peso.

5.1.5.1 Carbono asociado a la biomasa microbiana

El valor medio del contenido en carbono asociado a la biomasa microbiana (Cbio; Tabla 5.12) de los suelos de cultivo es de 319 ± 144 mg kg^{-1}, estando los valores comprendidos entre los 116 mg kg^{-1} obtenidos en el suelo de la parcela de Souto de Vea y los 722 mg kg^{-1} de Matalobos 2.

El contenido medio en Cbio de los suelos forestados es de 377 ± 177 mg kg^{-1} y los valores se encuentran en el rango entre 133 y 873 mg kg^{-1}, valores obtenidos en las parcelas de Souto de Vea con arces y de Rodiño con chopos de 5 años, respectivamente. Aunque los valores medios de Cbio son mayores en los suelos de las parcelas forestadas que en los de las parcelas de cultivo, la diferencia no es estadísticamente significativa ($p \leq 0{,}05$).

Tabla 5.12: Valores medios ± desviación estándar (sd) y rango de variación del contenido en carbono asociado a la biomasa microbiana (Cbio) y la respiración basal del suelo (C-CO_2) de los suelos de las parcelas de cultivo (CT) y los de las parcelas forestadas (AF) para el conjunto total de parcelas de cada tipo y para las parcelas distribuidas en función de los factores de sitio analizados. Letras iguales indican que no hay diferencias estadísticamente significativas ($p \leq 0,05$) entre los valores medios de cada grupo de parcelas.

	Cbio (mg kg^{-1})		**C-CO_2 (mg kg^{-1})**	
	Rango	**Media ± sd**	**Rango**	**Media ± sd**
AF	133 – 873	377±177 a	76 – 530	210±102 a
CT	116 – 722	319±144 a	59 – 707	207±132 a
AF en ladera	133 – 788	428±175 a	102 – 503	241±102 a
CT en ladera	116 – 722	331±181 a	102 – 707	244±166 a
AF en vega	136 – 873	338±173 a	76 – 409	188±98 a
CT en vega	191 – 512	308±105 a	59 – 332	174±84 a
AF con caducifolias	133 – 873	387±196 a	76 – 530	215±109 a
CT correspondientes	116 – 722	319±150 a	59 – 707	206±141 a
AF con perennifolias	228 – 461	342±84 a	102 – 318	196±74 a
CT correspondientes	238 – 441	293±68 a	116 – 264	207±54 a
AF limpias	133 – 508	259±100 a	76 – 385	155±94 a
CT correspondientes	116 – 509	289±117 a	104 – 332	171±90 a
AF sin limpieza	136 – 873	423±189 a	102 – 530	231±100 a
CT correspondientes	191 – 722	329±151 a	59 – 707	224±141 a

Cuando se tienen en cuenta las diferentes características de sitio (posición topográfica, manejo tras la forestación y especie vegetal empleada en la forestación; Tabla 5.12), se aprecia que, excepto en el caso de las forestaciones en las que se limpia el sotobosque, en todos los demás casos la forestación causa un incremento del Cbio, aunque éste no es estadísticamente significativo ($p \leq 0,05$). Por otro lado, aunque la posición topográfica y la especie utilizada en la forestación no influyen de manera significativa en el incremento del Cbio que se produce tras la forestación, éste es cuantitativamente más importante en las forestaciones en posición de ladera que en las situadas en vegas. Sin embargo, el manejo de las parcelas forestadas sí influye en el efecto de la forestación sobre el nivel de Cbio tras la forestación, ya que mientras en las forestaciones en las que se limpia el sotobosque el Cbio disminuye tras la forestación (10 % con respecto al del suelo de cultivo) en las que no se limpia se observa un incremento cuantitativamente importante de este parámetro (28 % con respecto al de los suelos de las parcelas control), aunque tampoco en este caso las diferencias con respecto a los suelos de las parcelas de cultivo son estadísticamente significativas ($p \leq 0,05$).

Cuando se consideran de manera individual para cada uno de los sitios de estudio la diferencia entre la parcela forestada y la parcela de cultivo correspondiente, se observa que en la mayoría

USC UNIVERSIDADE DE COMPOSTELA

de las parcelas forestadas el contenido en Cbio del suelo se incrementa tras la forestación (Fig. 5.12a). Esto ocurre en 24 de las 37 parcelas forestadas, en 14 de las cuales (el 38 % de las parcelas forestadas estudiadas) el incremento del Cbio en relación al contenido en su correspondiente suelo control es menor del 50 %; en 5 de las parcelas forestadas (14 % del total) el incremento supuso entre el 50 y el 100 %, y en las otras 5 el contenido en Cbio del suelo era más del doble que el presente en su correspondiente control. En cuanto a las parcelas forestadas en las que el contenido en Cbio fue menor que en la parcela de cultivo (13 parcelas), en 11 de ellas (el 30 % de las parcelas), la disminución fue inferior al 50% del contenido que presentaba el suelo de cultivo, y únicamente en 2 de ellas la disminución supuso más del 50% del contenido presente en el suelo de la parcela de referencia.

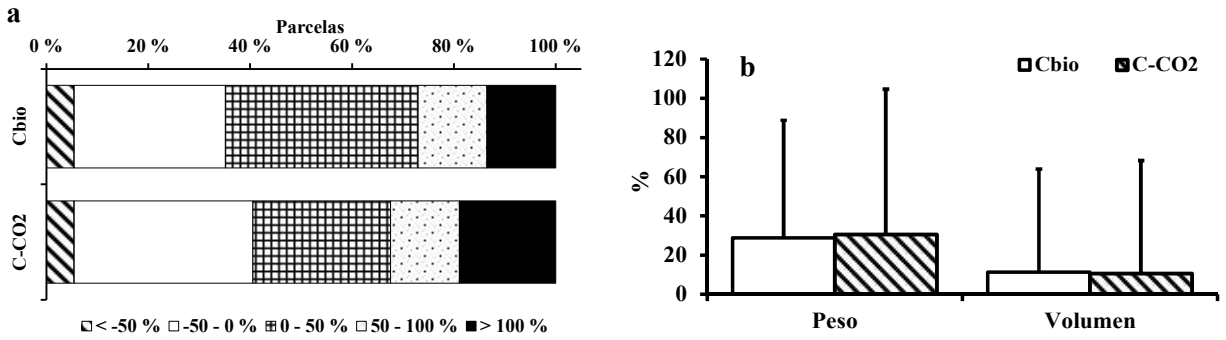

Fig. 5.12 a) Gráfica de la distribución porcentual de las parcelas forestadas en función de los intervalos de variación de los contenidos en Cbio y C-CO_2 del suelo en la parcela forestada con respecto a su parcela control correspondiente. b) Gráfica del porcentaje medio de variación del carbono de la biomasa microbiana (Cbio) y del carbono de la respiración basal (C-CO_2) en cada una de las parcelas forestadas respecto a su correspondiente control, expresando los valores por unidad de peso y de volumen de suelo.

Si se calcula el porcentaje medio de variación en los suelos de todas las parcelas forestadas con respecto a los de sus correspondientes controles, se aprecia que cuando se consideran los valores expresados por unidad de peso la forestación supone un incremento del carbono de la biomasa microbiana del 29 %, variación que se reduce hasta un 11 % cuando se consideran los valores de Cbio por unidad de volumen de suelo (Fig. 5.12b).

5.1.5.2 Respiración basal del suelo

El valor medio de la respiración basal del suelo (C-CO_2; Tabla 5.12) en las parcelas de cultivo es 207 ± 132 mg kg^{-1}, variando entre 59 y 707 mg kg^{-1}, valores obtenidos en los suelos de cultivo de Tourís y Matalobos 2, respectivamente. En los suelos de las parcelas forestadas el valor medio de C-CO_2 (210 ± 102 mg kg^{-1}) es prácticamente el mismo que en los suelos de las parcelas control, oscilando entre 76 mg kg^{-1}, en la parcela con chopos de 7 años de Casal y 530 mg kg^{-1} en la de Anllada 2 con robles.

Ni la posición topográfica ni la especie empleada en la forestación parecen afectar al efecto de la forestación sobre la respiración basal del suelo, ya que en ninguno de los casos se observan variaciones en la respiración provocadas por la forestación, es decir, la respiración de los suelos en las parcelas forestadas es igual a la de los suelos de las parcelas control, independientemente de que éstas se encuentren situadas en posición de ladera o de vega y de que la especie empleada en la forestación sea caducifolia o perennifolia. (Tabla 5.12). Cabe destacar, sin embargo, que la respiración del suelo es ligeramente mayor en los suelos de ladera que en los situados en posición de vega, pero esto ocurre tanto en los suelos de parcelas control como en los de parcelas forestadas, por lo que no es una consecuencia de la forestación; además, tampoco en este caso las diferencias son significativas (Tabla 5.12). El manejo de las parcelas forestadas sí influye, aunque sólo muy ligeramente, en el efecto que la forestación tiene sobre la respiración del suelo, ya que mientras que en las parcelas en las que no se limpia el sotobosque la forestación no afecta a la respiración del suelo, sí lo hace en las parcelas que se limpian, en cuyo caso se produce un ligero descenso en la respiración tras la forestación, aunque la diferencia con los controles es muy pequeña y no significativa (Tabla 5.12).

Cuando se consideran de manera individual las diferencias entre la respiración basal del suelo en cada parcela forestada y en su parcela de cultivo de referencia, se obtiene que en el 60 % de las parcelas forestadas la respiración basal del suelo fue superior a la obtenida en sus correspondientes parcelas control (Fig. 5.12a). De ellas, en el 27% de las parcelas el incremento fue como máximo el 50 % con respecto al valor del control, en el 14 % la respiración fue entre el 50 y el 100 % del valor del control, y en el 19 % de las parcelas el incremento fue de más del 100 %. De las restantes parcelas (40 % del total), en el 35 % de los casos con la forestación se producen disminuciones de hasta el 50 % de la respiración del suelo y en un 5 % de los casos las disminuciones son mayores (entre el 50 y el 100 % con respecto a la respiración en el suelo de la parcela control).

Considerando los porcentajes medios de variación para el conjunto de las parcelas forestadas, se observa que cuando los valores de respiración se expresan por unidad de peso, la forestación incrementa la respiración del suelo en relación al valor en el control en un 31 % de los casos (Fig. 5.12b). Sin embargo, si los valores de respiración se expresan por unidad de volumen (Fig. 5.12b), sucede lo mismo que para el carbono de la biomasa microbiana, es decir, que el incremento en la respiración de los suelos forestados con respecto a la de los suelos control es tan sólo de un 11 %.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

5.1.5.3 Coeficiente microbiano

El valor medio del coeficiente microbiano (*q*mic; Tabla 5.13) para los suelos de las parcelas de cultivo es de 9,37 ± 3,13 mg Cbio g^{-1} C y los valores del conjunto de parcelas se encuentran entre 4,25 y 16,52 mg Cbio g^{-1} C, obtenidos para los suelos de las parcelas de Bertamiráns y Rodiño, respectivamente (Tabla 4 del Anexo I).

Para los suelos de las parcelas forestadas, el valor medio del qmic es de 10,00 ± 3,91 mg Cbio g^{-1} C, el cual es muy similar al valor obtenido en los controles; los valores obtenidos para todas las parcelas varían entre 3,92 y 22,09 mg Cbio g^{-1} C, de las parcelas de Bertamiráns con robles y Rodiño con chopos de 5 años, respectivamente.

Tabla 5.13: Valores medios ± desviación estándar (sd) y rango de variación del coeficiente microbiano (*q*mic), el coeficiente respiratorio (*q*R) y el coeficiente metabólico (qCO_2) de los suelos de las parcelas de cultivo (CT) y de las parcelas forestadas (AF) para el conjunto total de parcelas de cada tipo y para las parcelas agrupadas en función de los factores de sitio analizados. Para cada propiedad, letras iguales indican que no hay diferencias estadísticamente significativas ($p \leq 0,05$) entre los valores medios de cada grupo de parcelas.

	***q*mic (mg Cbio g^{-1} C)**		***q*R (mg C-CO_2 g^{-1} C h^{-1})**		***q*CO_2 (μg C-CO_2 mg^{-1} Cbio h^{-1})**	
	Rango	**Media ± sd**	**Rango**	**Media ± sd**	**Rango**	**Media ± sd**
AF	3,92 – 22,09	10±3,91 a	1,73 – 10,34	5,67±2,29 a	1,13 – 5,49	2,47±0,96 a
CT	4,25 – 16,52	9,37±3,13 a	2,24 – 12,52	5,88±2,39 a	1,23 – 5,01	2,69±0,94 a
AF en ladera	5,35 – 16,18	10,99±3,55 a	2,00 – 10,06	6,32±2,06 a	1,13 – 5,49	2,59±1,19 a
CT en ladera	5,02 – 14,73	9,24±2,60 a	4,43 – 12,52	6,63±2,17 a	2,19 – 4,29	3,05±0,73 a
AF en vega	3,92 – 22,09	9,25±4,08 a	1,73 – 10,34	5,17±2,38 a	1,44 – 3,97	2,37±0,75 a
CT en vega	4,25 – 16,52	9,48±3,66 a	2,24 – 10,00	5,19±2,46 a	1,23 – 5,01	2,36±1,01 a
AF con caducifolias	3,92 – 22,09	9,98±3,96 a	1,73 – 10,34	5,68±2,38 a	1,44 – 5,49	2,45±0,89 a
CT correspondientes	4,25 – 16,52	9,26±3,08 a	2,24 – 12,52	5,76±2,51 a	1,23 – 5,01	2,65±0,97 a
AF con perennifolias	5,35 – 16,18	10,09±3,99 a	2,00 – 8,22	5,64±2,09 a	1,13 – 4,96	2,53±1,23 a
CT correspondientes	5,12 – 14,73	9,02±3,12 a	2,49 – 10,00	6,45±2,48 a	2,03 – 3,86	2,98±0,79 a
AF limpias	4,51 – 11,37	6,76±2,50 a	1,73 – 8,62	4,13±2,43 a	1,44 – 5,49	2,34±1,19 a
CT correspondientes	5,02 – 9,09	7,10±1,76 a	2,49 – 7,90	4,33±1,99 a	1,55 – 4,29	2,58±1,10 a
AF sin limpieza	3,92 – 22,09	11,29±3,84 a	2,00 – 10,34	6,24±2,03 a	1,13 – 4,96	2,43±0,85 a
CT correspondientes	4,25 – 16,52	10,16±3,07 a	2,24 – 12,52	6,56±2,26 a	1,23 – 5,01	2,79±0,91 a

Determinando la variación del coeficiente microbiano de manera individual para el suelo de cada parcela forestada en comparación con el de su parcela de cultivo correspondiente y agrupándolas en función de los intervalos de variación (Fig. 5.13a), se pone de manifiesto que, tras la forestación, en 19 de las 37 parcelas forestadas (el 51 % del total) el *q*mic disminuye hasta en un

50 % y en 1 de las parcelas este parámetro disminuye entre el 50 y el 100 %. Por el contrario, en 10 de las parcelas (el 27 % del total) el *q*mic aumenta hasta en un 50 % (son), en 6 parcelas (el 16 % del total de parcelas) se incrementa entre el 50 y el 100 % y en la parcela que queda se hay un incremento del *q*mic de más del 100 %. Si se considera el porcentaje medio de variación en los suelos de las parcelas forestadas respecto a los de las parcelas control es del 11 % (Fig. 5.13b).

En resumen, la forestación tiene un efecto muy limitado sobre el coeficiente microbiano (un parámetro que relaciona el carbono de la biomasa microbiana con el carbono edáfico total), ya que, si bien se observa un ligero aumento en el valor medio de este coeficiente tras la forestación, este incremento no es significativo.

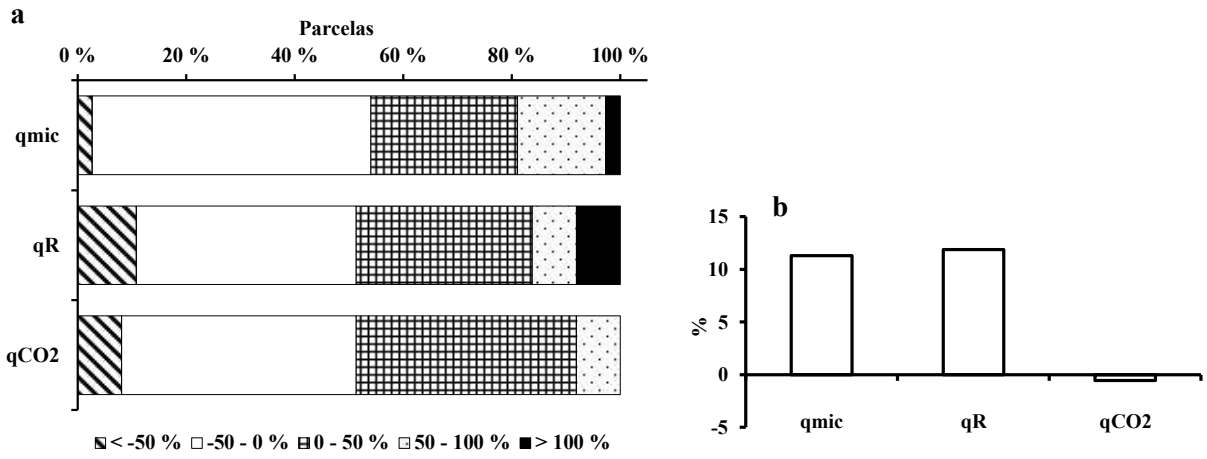

Fig. 5.13 a) Gráfica de la distribución porcentual de las parcelas forestadas en función de los intervalos de variación de los coeficientes microbiano, respiratorio y metabólico de los suelos de las parcelas forestadas con respecto a los de su parcela control correspondiente. b) Gráfica de los porcentajes medios de variación del coeficiente microbiano (*q*mic), del coeficiente respiratorio (*q*R) y del coeficiente metabólico (qCO_2) en cada una de las parcelas forestadas respecto a sus correspondientes controles; valores expresados en unidad de peso.

Por lo que respecta a la influencia de los diferentes factores de sitio considerados sobre las posibles modificaciones de este coeficiente tras la forestación (Tabla 5.13), vemos que la especie empleada en la forestación no tiene ninguna influencia, ya que tanto en los suelos forestados con especies caducifolias como en las que lo fueron con especies perennifolias, tras la forestación hay un incremento casi imperceptible del *q*mic que, además es prácticamente igual en los suelos de ambos conjuntos de parcelas. Sin embargo, la posición topográfica tiene una muy ligera influencia, ya que mientras en los suelos de vega el *q*mic tiende a disminuir, en las parcelas localizadas en posición de ladera los suelos forestados muestran un ligero incremento de este coeficiente, aunque en ningún caso las diferencias son estadísticamente significativas. Por lo que respecta al manejo de las parcelas forestadas, se observa algo similar. En los suelos que se

limpian el *q*mic tiende a disminuir y en los que no se limpian tiende a aumentar, pero tampoco en este caso las diferencias son estadísticamente significativas (Tabla 5.13).

5.1.5.4 Coeficiente respiratorio

El valor medio del coeficiente respiratorio (*q*R; Tabla 5.13) de los suelos de las parcelas de cultivo es 5,88 ± 2,39 mg C-CO_2 g^{-1} C h^{-1} y el rango de variación oscila entre 2,24 y 12,52 mg C-CO_2 g^{-1} C h^{-1} de los suelos de las parcelas de Tourís y Matalobos 2, respectivamente.

Los suelos de las parcelas forestadas presentan un valor medio del *q*R similar al de las parcelas control, ya que es 5,67 ± 2,29 mg C-CO_2 g^{-1} C h^{-1}; además, el rango de variación es de una amplitud similar al obtenido para las parcelas de cultivo, pero tanto el valor mínimo como el máximo (1,73 y 10,34 mg C-CO_2 g^{-1} C h^{-1} de las parcelas de Casal con chopos de 7 años y Rodiño con chopos de 5 años, respectivamente) son ligeramente más pequeños que los obtenidos para los suelos de cultivo.

Si se analizan los resultados en función de los intervalos de variación del *q*R en los suelos de las parcelas forestadas en relación a los de sus correspondientes parcelas control (Fig. 13a) se observa que en 4 de las parcelas (un 11 % del total) desciende el valor más del 50 % y en 15 (41 % de las parcelas) disminuye hasta el 50 %. Por otro lado, en 18 parcelas forestadas el *q*R se incrementa, en 12 de ellas (un 32 % del total de parcelas investigadas) lo hace hasta un 50 %, en 3 parcelas (8 % del total) el *q*R aumenta entre el 50 y el 100 % y en las otras 3 (8 % del total) aumenta más del 100 %. El porcentaje medio de variación del *q*R en los suelos de las parcelas forestadas en relación a los de las parcelas control supone un incremento del 12 % del valor de este coeficiente (valores se expresados en unidades de peso; Fig. 5.13b).

Realizando el análisis de lo que ocurre cuando las parcelas se agrupan en función de los factores de sitio considerados (Tabla 5.13) se observa que, para el conjunto total de las parcelas, la forestación apenas influye sobre este coeficiente, ya que el valor medio de *q*R para los suelos de las parcelas forestadas y los de las parcelas de cultivo son prácticamente iguales (Tabla 5.13). En cuanto a la influencia de los factores de sitio en las variaciones de este coeficiente tras la forestación, se observa que en las parcelas en posición topográfica de ladera los valores de *q*R son ligeramente más altos en las parcelas control que en las forestadas (6,63 ± 2,17 y 6,32 ± 2,06 mg C-CO_2 g^{-1} C h^{-1}, para las parcelas control y las parcelas forestadas, respectivamente), mientras que las que están en posición de vega los valores en los dos tipos de parcelas son similares (5,19 ± 2,46 y 5,17 ± 2,38 mg C-CO_2 g^{-1} C h^{-1}, para las parcelas control y las forestadas, respectivamente). En función de la especie empleada en la forestación, se observa que cuando se emplean caducifolias la forestación no afecta al *q*R (en las parcelas forestadas *q*R

es 5,68 ± 2,38 mg C-CO_2 g^{-1} C h^{-1} y en las parcelas control es 5,76 ± 2,51 mg C-CO_2 g^{-1} C h^{-1}), mientras que cuando se utilizan especies perennifolias hay una ligera disminución del valor de *q*R (6,45±2,48 y 5,64 ± 2,09 mg C-CO_2 g^{-1} C h^{-1}, para las parcelas de cultivo y las forestadas, respectivamente). En función del manejo al que se somete la parcela forestada, éste no parece influir en las modificaciones de este parámetro, ya que tras la forestación hay un casi imperceptible descenso en el valor *q*R tanto si se realiza limpieza (4,33 ± 1,99 y 4,13 ± 2,43 mg C-CO_2 g^{-1} C h^{-1}, en las parcelas control y las forestadas, respectivamente) como si nos se hace (6,56 ± 2,26 mg y 6,24 ± 2,03 C-CO_2 g^{-1} C h^{-1} en las parcelas control y en las parcelas forestadas). De todas formas, hay que señalar que en ningún caso las diferencias tras la forestación son estadísticamente significativas ($p \leq 0,05$).

Resumiendo, cuando se considera el conjunto total de parcelas la forestación afecta sólo muy ligeramente al valor de *q*R, ya que éste disminuye muy ligeramente. La posición topográfica afecta al comportamiento del coeficiente, ya que no se modifica cuando la forestación se hace en parcelas situadas en posición de vega, pero disminuye cuando ésta se hace en parcelas situadas en posición de ladera. Por otra parte, la especie empleada no influye en el tipo de efecto (disminución del coeficiente con la respiración), pero sí en la intensidad, ya que en parcelas forestadas con especies caducifolias la disminución es muy ligera, mientras que las forestadas con perennifolias la disminución es más intensa. En el caso del manejo del sotobosque, éste no parece afectas al comportamiento del coeficiente tras la forestación, puesto que las variaciones con la forestación son iguales en los suelos de las parcelas que se limpian y en las que no se realizan labores de limpieza.

5.1.5.5 Coeficiente metabólico

En los suelos de las parcelas control, el valor medio del coeficiente metabólico (qCO_2; Tabla 5.13) es 2,69 ± 0,94 μg C-CO_2 mg^{-1} Cbio h^{-1}, estando comprendidos los valores de los 25 suelos control entre 1,23 y 5,01 μg C-CO_2 mg^{-1} Cbio h^{-1} (correspondientes a los suelos de las parcelas control de Tourís y de Bertamiráns, respectivamente).

En los suelos de las parcelas forestadas, el valor medio del qCO_2 es ligeramente menor que el de los suelos de cultivo (2,47 ± 0,96 μg C-CO_2 mg^{-1} Cbio h^{-1}), oscilando los valores entre 1,13 (A Estrada con pinos) y 5,49 μg C-CO_2 mg^{-1} Cbio h^{-1} (Souto de Vea con arces).

Si se tienen en cuenta las características de sitio (Tabla 5.13), se puede apreciar una ligera influencia de la topografía en la variación del coeficiente metabólico. Así, por término medio, en los suelos de las parcelas forestadas en posición de ladera la forestación induce un descenso de este coeficiente (2,59 ± 1,19 μg C-CO_2 mg^{-1} Cbio h^{-1}) en relación a los valores encontrados en lo

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO

suelos de las parcelas control (3,05 ± 0,73 μg C-CO_2 mg^{-1} Cbio h^{-1}), mientras que, en las parcelas en posiciones de vega, la forestación no modifica el valor del qCO_2. El tipo de especie arbórea utilizado en la forestación no parece tener mucha influencia en la variación de este coeficiente, ya que tanto en las parcelas forestadas con caducifolias como en las que se forestaron con perennifolias el valor medio del qCO_2 es siempre inferior al de las parcelas control (aunque se puede destacar que este descenso algo mayor para el grupo de parcelas con perennifolias). Tampoco el manejo de la parcela tras la forestación parece tener influencia en la variación de este coeficiente, ya que tanto en las parcelas en las que se limpia el sotobosque como en las que no se hace, el qCO_2 disminuye tras la forestación (aunque el descenso es algo mayor en las que no se realiza limpieza en el sotobosque que en las que sí se realiza).

Cuando se compara el qCO_2 de los suelos de cada parcela forestada con el de su correspondiente suelo control se puede apreciar (Fig. 5.13a) que las 37 parcelas forestadas se agrupan en dos grupos de similar tamaño. Así, el qCO_2 se incrementa con la forestación en 18 ocasiones, que representan el 49 % de los lugares estudiados. De estas 18 parcelas, en 14 el incremento fue como máximo el 50 % del valor obtenido en su correspondiente control, en 3 el incremento fue entre el 50 y el 100 % del valor obtenido en la parcela control, y en la parcela restante el incremento fue de más del 100 %. Por otra parte, en 19 parcelas el qCO_2 disminuye como consecuencia de la forestación: en 16 lo hace ligeramente (como máximo el 50% del valor obtenido en el control) y en las 3 parcelas restantes la disminución fue entre el 50 y el 100 % del valor en el suelo de la correspondiente pareja control. Por término medio el qCO_2 en los suelos de las parcelas forestadas comparado con sus correspondientes suelos control disminuyó un 1 % (Fig. 5.13b), por lo que se puede decir que la forestación no causó ninguna modificación del valor de este coeficiente.

5.2 DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos en esta primera parte del estudio sugieren que la forestación no modifica significativamente las características de la capa superior de los suelos, con la única excepción de la densidad aparente, que disminuye significativamente en los suelos forestados en comparación con los suelos de cultivo. Esta disminución se justifica en parte porque en los suelos forestados, desde el inicio de la forestación, no se utiliza maquinaria agrícola, que suele causar compactación en los suelos cultivados (Murty *et al.,* 2002; Martins y Marques, 2006; Don *et al.,* 2011). Otro motivo que contribuye a esta disminución después de la forestación es el crecimiento radicular de las especies forestales plantadas y del sotobosque asociado, lo cual aumenta la porosidad del suelo (Korkanç, 2014; Zeng *et al.,* 2014; Liu *et al.,* 2015). Además, la

forestación implica un incremento de la materia orgánica debido a los restos vegetales y los exudados radiculares, lo cual también influye en la disminución de la densidad aparente (Peichl *et al.,* 2012; Zorita Hernández, 2014).

La ausencia de diferencias significativas entre los suelos forestados y los suelos de cultivo de origen en cuanto a las demás propiedades investigadas puede estar justificada por la heterogeneidad de las parcelas. Es decir, las características particulares de cada pareja de parcelas investigadas, en algunos casos muy diferentes entre sí, incrementan mucho la variabilidad y pueden enmascarar, tanto para el conjunto global de parcelas investigadas como para las parcelas agrupadas según algunos de los factores de sitio considerados (posición topográfica, manejo de la parcela forestada o la especie empleada en la forestación), algunas diferencias que podrían ser significativas si se considerasen las parejas de parcelas de manera individual. Aunque algunos de estos factores de sitio ya han sido mencionados y considerados en la descripción de los resultados, existen otros que también podrían ser relevantes en cuanto a su posible influencia sobre las propiedades investigadas. Entre estos factores de sitio se podrían considerar, por ejemplo, la edad de la plantación y el contenido de carbono previo al cambio de uso del suelo. Aunque ninguno de estos dos factores ha sido definido ni utilizado para agrupar los suelos en la descripción de los resultados, se emplean aquí para intentar establecer si existe un patrón de comportamiento de las propiedades de las distintas parcelas después de la forestación, bien sea en función del tiempo transcurrido desde la forestación o bien en función del contenido de carbono edáfico previo a la forestación.

Por lo que respecta al contenido en C previo a la forestación, diferentes autores (Riley y Bakkegard, 2006; Pérez-Cruzado *et al.,* 2014) encontraron variaciones en el comportamiento de diversas propiedades después del cambio de uso del suelo en función del contenido de carbono total del suelo previo a la forestación. Estos autores establecen como límite un contenido de carbono total entre el 2 % y el 3 %. Para esta memoria, sin embargo, se ha tomado como referencia un valor ligeramente más alto, el valor indicado por Zorita Hernández (2014) en su tesis doctoral, ya mencionada anteriormente. Este autor trabajó con los mismos suelos utilizados en el estudio recogido en esta memoria y determinó que por encima y por debajo de un contenido de carbono total del 3,5 % se establecían diferencias en el comportamiento de las actividades enzimáticas. Por este motivo, en esta memoria se ha decidido utilizar el mismo valor límite, con el fin de comprobar si se establece una tendencia similar para las propiedades biológicas y bioquímicas relacionadas con la dinámica de la materia orgánica y la actividad microbiana analizadas en este estudio. Así, se han establecido dos grupos de parcelas: uno con menos del 3,5

% de carbono antes del cambio de uso, que incluye 22 pares de parcelas (AF, CT), y otro grupo con más del 3,5 % de carbono, que incluye otros 15 pares de parcelas.

En cuanto al tiempo transcurrido desde la forestación, diferentes autores (Davis y Condron, 2002; Paul *et al.,* 2002) observaron que se necesitan al menos 10 años desde la forestación para que el suelo modifique su comportamiento en relación al contenido de materia orgánica, pasando de experimentar pérdidas o ninguna variación en el contenido de carbono durante los primeros años después del cambio de uso del suelo, a un incremento en comparación con el contenido de carbono de los suelos con el uso previo. Por lo tanto, otro factor que se puede considerar es la edad de los árboles en el momento del muestreo de los suelos de las parcelas forestadas. En este estudio, en todos los casos se trataba de plantaciones muy jóvenes, con edades entre 4 y 15 años. De acuerdo con lo indicado por los autores mencionados anteriormente, se han establecido dos grupos para su análisis: uno formado por parcelas con menos de 10 años desde el momento de la forestación y otro formado por parcelas con más de 10 años desde su forestación. Al primer grupo (parcelas de menos de 10 años, <10 años) corresponden 24 de las parcelas forestadas, y al segundo grupo (parcelas de más de 10 años, >10 años) corresponden 13 parcelas.

Por lo tanto, además de los factores de sitio utilizados en la descripción de los resultados, ahora se analizará también la influencia de los dos factores arriba indicados: el contenido de carbono previo a la forestación y la edad de los árboles (o el tiempo transcurrido desde la forestación). Con el fin de determinar la importancia de los factores considerados en el comportamiento de las propiedades relacionadas con la dinámica del carbono y la actividad de los microorganismos edáficos, todas las parcelas investigadas se han agrupado de acuerdo con estos cinco factores de sitio. Además, para evitar que la heterogeneidad de las parcelas mencionada anteriormente pueda enmascarar posibles diferencias entre las parcelas forestadas y sus correspondientes parcelas de origen, también se han estimado las variaciones porcentuales de cada propiedad en la parcela forestada en comparación con su parcela control correspondiente (Tablas 4 a 7 del Anexo I). A continuación, estas variaciones se han agrupado según los distintos factores de sitio descritos, y estos datos se han empleado para el cálculo del ANOVA para cada propiedad. De este modo, se ha podido determinar si alguno de los factores de sitio, y cuáles de ellos de ser el caso, influyen en la variabilidad de las modificaciones de las distintas propiedades después de la forestación.

USC
UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Tabla 5.14: Valores de los parámetros *F* de los ANOVA factoriales realizadas para todas las propiedades analizados en relación a la influencia de los distintos factores de sitio: topografía (T), manejo de los residuos forestales tras la forestación (M), especie empleada en la forestación (Esp), edad de la plantación (E) y el contenido en carbono total previo a la forestación (Cti). * Indica que el factor o factores analizados explica de modo estadísticamente significativo ($p \leq 0{,}05$) la varianza de los datos para cada propiedad tras la forestación.

	T	M	Esp	E	Cti	Tx Esp	TxE	Mx Cti	EspxCti	ExCti	TxMxEsp	Tx EspxE	Tx EspxCti	Mx Espx Cti	EspxEx Cti
Ctotal	0,26	3,15	0,53	3,36	**4,25***	0,82	0,21	0,07	3,40	2,19	0,93	0,07	**6,07***	0,50	1,28
Cbio	3,28	2,59	0,30	0,14	1,15	1,81	1,26	0,00	0,63	0,09	0,08	1,01	0,07	0,67	0,22
C-CO_2	0,01	0,14	1,01	0,50	0,44	2,78	1,26	0,40	**4,75***	0,70	2,32	2,33	1,11	2,13	1,10
***q*mic**	2,76	0,39	0,15	0,39	0,01	1,18	0,06	0,03	0,01	0,34	1,70	1,25	4,07	3,57	0,01
***q*R**	0,47	1,82	0,09	2,22	0,08	2,89	2,08	0,89	3,23	0,26	**6,25***	**4,30***	**4,85***	**5,15***	2,55
***q*CO_2**	**5,47***	**5,27***	1,25	**5,12***	0,00	0,61	4,04	1,11	**8,60***	1,45	**7,45***	2,81	1,78	1,99	**8,42***
C-sulfato	1,83	0,10	0,53	0,55	0,44	**4,29***	3,45	**6,30***	0,01	3,10	2,32	0,94	2,90	0,00	0,16
Ct fría	**6,63***	3,12	1,46	1,52	0,17	0,04	0,17	0,00	0,77	0,42	0,60	0,34	0,00	0,19	0,03
Ct cal	**4,76***	**6,29***	1,29	0,94	1,40	0,44	0,07	1,31	1,29	0,02	0,02	0,23	0,03	0,02	0,11
C-perm	0,04	**4,94***	1,70	2,84	**9,95***	0,60	0,48	0,08	4,03	3,68	0,06	0,04	2,22	0,05	0,01
Ct FI	0,02	1,48	0,01	2,22	0,71	2,02	2,72	3,66	0,38	**7,07***	2,27	0,34	**7,42***	0,58	1,36
Ct FII	0,12	**8,10***	1,42	**9,26***	**5,47***	2,42	**12,31***	0,16	0,45	**5,64***	1,78	0,28	**4,36***	0,40	0,31
C-CH fría	1,95	0,13	0,06	0,12	1,04	0,14	0,09	0,07	0,49	0,13	0,61	2,83	0,75	0,16	0,03
C-CH cal	1,95	3,27	0,19	0,85	0,52	1,81	1,30	0,20	1,35	0,63	0,01	0,76	0,14	0,03	0,05
C-PP fría	2,66	**10,29***	0,01	1,36	**4,66***	0,08	2,04	0,99	0,01	0,14	0,01	0,02	0,09	0,27	0,00
C-PP cal	0,59	**4,86***	1,44	0,28	3,07	0,04	0,50	0,32	1,41	0,05	0,76	0,89	0,23	0,01	0,03
C-CH FI	0,00	0,81	0,31	0,42	3,10	1,62	2,50	0,43	1,16	3,28	1,21	0,01	2,60	0,03	0,01
C-CH FII	0,01	2,03	1,41	0,64	1,87	1,90	0,44	1,69	0,78	2,11	0,12	0,80	0,12	0,16	0,06
C-PP FI	0,01	0,53	0,71	0,14	2,32	0,12	0,23	0,69	0,22	0,58	0,28	0,46	0,88	0,17	0,22
C-PP FII	0,70	1,45	0,95	0,64	2,56	0,06	1,43	0,06	0,23	0,36	0,18	0,49	0,02	0,13	0,01

En la Tabla 5.14 se recogen los valores de los parámetros F calculados en los ANOVA de una, dos y tres vías (según el número de factores considerados) de las variaciones de las distintas propiedades después de la forestación. Se observa que las pequeñas variaciones que sufren la mayor parte de las propiedades estudiadas con la forestación pueden ser justificadas por al menos un factor de sitio o por la combinación de varios de estos factores. Sin embargo, hay algunas excepciones. Las propiedades cuyo comportamiento no está vinculado con ninguno de los factores de sitio de manera individual o combinada son: la biomasa microbiana, el coeficiente microbiano (*q*mic), todas las formas de carbohidratos analizadas (C-CH fría, C-CH cal, C-CH FI y C-CH FII) y los polifenoles solubles en ácido sulfúrico (C-PP FI y C-PP FII). Por otro lado, también se observa que todos los factores de sitio considerados de manera individual explican la variación de una o varias de las propiedades investigadas, excepto la especie empleada en la forestación, que por sí sola no está relacionada con ninguna propiedad, aunque sí lo está cuando se combina con algún otro de los factores de sitio considerados.

En los siguientes apartados se analizará la influencia de cada uno de los factores de sitio en la varianza de cada una de las propiedades después de la forestación. Además, también se estudiarán aquellas propiedades para las que los factores de sitio no justifican el comportamiento que presentan después de la forestación.

5.2.1 La posición topográfica de las parcelas

Al analizar la influencia de la posición topográfica de las parcelas en las modificaciones de las propiedades investigadas, se observa que, tras la forestación, la mayoría de las propiedades analizadas experimentan un incremento, independientemente de si las parcelas se encuentran en posición de vega o de ladera. Sin embargo, la intensidad del cambio varía según la posición topográfica (Fig. 5.14). Como excepción a este comportamiento general, se debe mencionar que el coeficiente qCO_2 de las parcelas ubicadas en posición de ladera disminuye un 8 %, el C polifenólico soluble en agua caliente disminuye un 2 % en las parcelas en posición de vega, y el coeficiente microbiano (*q*mic), el C total soluble en agua caliente y el C polifenólico soluble en agua fría no se ven modificados en las parcelas en posición de vega tras la forestación. Además, el coeficiente respiratorio, el C soluble en sulfato potásico y el C polifenólico soluble en ácido sulfúrico en la fracción II también se desvían del comportamiento general, ya que experimentan un incremento mayor en las parcelas ubicadas en posición de vega que en las situadas en posiciones de ladera. En términos de la magnitud de la variación, generalmente es mayor en las parcelas ubicadas en posiciones de ladera, con aumentos que oscilan entre un 8 y un 61 %,

USC UNIVERSIDADE DE COMPOSTELA

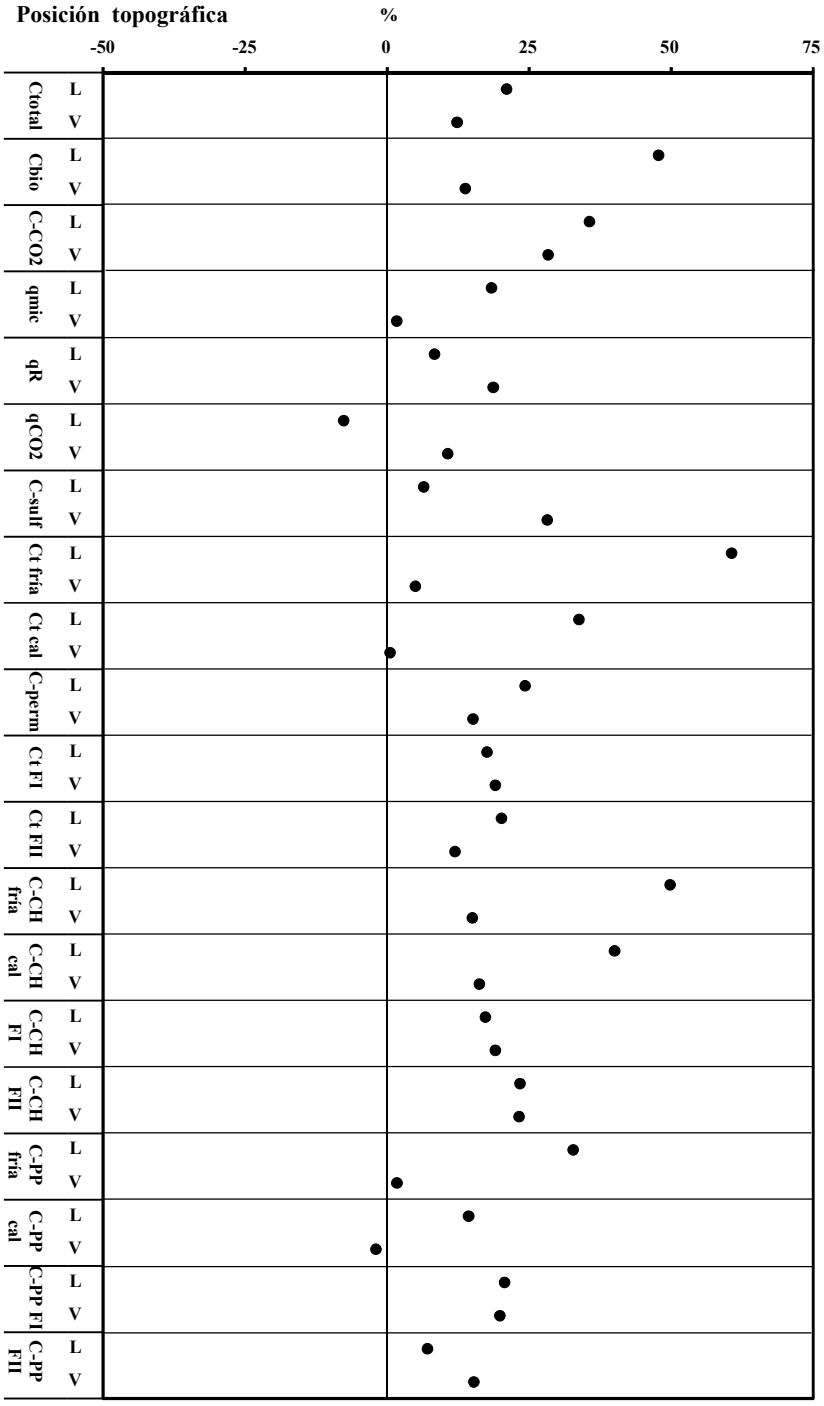

Fig. 5.14 Porcentajes medios de variación de las diferentes propiedades analizadas en las parcelas forestadas respecto a las parcelas control, agrupando las parcelas en función de la posición topográfica, en laderas (L) y en vegas (V).

Ctotal – carbono total, Cbio – biomasa microbiana, C-CO_2 – respiración basal, *q*mic – coeficiente microbiano, *q*R – coeficiente respiratorio, *q*CO_2 – coeficiente metabólico, C-sulf – carbono soluble en sulfato potásico, Ct fría – carbono soluble en agua fría, Ct cal – carbono soluble en agua a 80 ºC, C-perm – carbono oxidable con permanganato potásico, Ct FI – carbono soluble en ácido sulfúrico 5 N, Ct FII – carbono soluble en ácido sulfúrico 26 N, C-CH fría – carbono de carbohidratos soluble en agua a temperatura ambiente, C-CH cal – carbono de carbohidratos soluble en agua a 80 ºC, C-PP fría – carbono polifenólico soluble en agua a temperatura ambiente, C-PP cal – carbono polifenólico soluble en agua a 80 ºC, C-CH FI – carbono de carbohidratos soluble en ácido sulfúrico 5 N, C-CH FII – carbono de carbohidratos soluble en ácido sulfúrico 26 N, C-PP FI – carbono polifenólico soluble en ácido sulfúrico 5 N, C-PP CII – carbono polifenólico soluble en ácido sulfúrico 26 N.

mientras que en las parcelas ubicadas en zonas de vega los incrementos oscilan entre un 2 y un 28 %. Sin embargo, algunas propiedades, como el C soluble en ácido sulfúrico (total, carbohidratos y polifenoles) en la fracción I y los carbohidratos solubles en la fracción II de ácido sulfúrico, muestran un incremento similar en los suelos ubicados en posición de ladera y en los que se encuentran situados en posiciones de vega.

La posición topográfica condiciona las características ambientales del ecosistema, como la temperatura y la humedad, lo que a su vez influye en el crecimiento vegetal (Birkeland, 1974; Knapp *et al.,* 1993; Briggs y Knapp, 1995; Hook y Burke, 2000; Liu *et al.,* 2007; Xu y Wan, 2008) y, en última instancia, contribuye a determinar las propiedades edáficas, como el contenido en materia orgánica.

Tal y como ya se indicó, al agrupar las parcelas según su posición topográfica y analizar el efecto de la forestación, se observa que, de manera general, la mayoría de las propiedades experimentan un incremento, y este incremento es mayor en las parcelas forestadas ubicadas en posición de ladera que en las ubicadas en posición de vega (Fig. 5.14). Sin embargo, los resultados obtenidos en los suelos forestados en este estudio están en contraposición con lo encontrado en la mayoría de estudios, en los que se ha observado un mayor contenido en materia orgánica y diversas propiedades relacionadas, como la respiración o la biomasa microbiana, en las parcelas en posiciones de vega. Por ejemplo, autores como Vanden Bygaart (2006), Silveira *et al.* (2008) y Ladoni *et al.* (2015) han establecido que hay un mayor contenido en carbono en los suelos ubicados en posiciones de vega en comparación con aquellos en posiciones de ladera. Además, otros autores en diferentes estudios (Xu y Wan, 2008; Ladoni *et al.,* 2015) también encontraron valores más altos de respiración basal y biomasa microbiana en parcelas en posiciones topográficas más bajas en comparación con las de altitudes más altas, aunque este caso sólo se relacionaría de manera relativa con los resultados de nuestro estudio en el que las parcelas ubicadas en posición de ladera se encontraban a altitudes muy bajas (máxima altitud 270 m; Tabla 3.1) y en ningún caso estaban afectadas por pendientes importantes. Por otro lado, Merrill y Zak (1992) también establecieron que había un mayor contenido de biomasa y una mayor respiración en las parcelas en posición de vega, lo cual atribuyeron a los niveles más altos de humedad en estas últimas, en las que las condiciones favorables de humedad contribuirían al desarrollo de las poblaciones microbianas, aumentando la biomasa y, consecuentemente, la respiración del suelo. Sin embargo, aunque otros autores (Liu *et al.,* 2007) también describieron mayores niveles de C asociado a la biomasa microbiana en posiciones topográficas más bajas, no encontraron una relación entre la posición topográfica y la respiración basal del suelo.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO

Los suelos ubicados en áreas de vega experimentan periodos alternantes de inundaciones y sequías debido a su proximidad a los cauces de los ríos, los cuales varían a lo largo del tiempo dependiendo de las condiciones climáticas predominantes. Las condiciones de humedad determinan el contenido en materia orgánica (Kalbitz *et al.,* 2000; Fierer y Schimel, 2002), ya que afectan tanto a la actividad microbiana como a la mineralización del carbono orgánico. La mineralización del carbono orgánico es un proceso determinado por las comunidades microbianas, y estas son altamente sensibles a las condiciones ambientales como la temperatura y la humedad, las cuales, a su vez, están influenciadas por la posición topográfica (Reichstein *et al.,* 2000; Fierer y Schimel, 2002; Davidson *et al.,* 2008). En las áreas de vega, durante los períodos de anegamiento, la actividad microbiana se inhibe y la descomposición de la materia orgánica se ralentiza debido a la reducción en la difusión de oxígeno, lo cual también afecta el desarrollo de la microbiota (Skopp *et al.,* 1990; Davidson *et al.,* 1998). En contraste, en las parcelas de ladera, el agua no se acumula e, incluso, durante los períodos más cálidos, el efecto de la pendiente puede llevar a la sequía del suelo.

Adicionalmente, el invierno se caracteriza por una precipitación intensa (el valor promedio en la región de estudio es de 1000 mm anuales), lo cual puede causar erosión y pérdida de suelo, incluyendo la pérdida de carbono, en áreas de pendiente, especialmente aquellas con pendientes pronunciadas (aunque este no es el caso en las parcelas de estudio). Sin embargo, los resultados de este estudio parecen indicar que la inundación del suelo en áreas de vega sería más determinante que la erosión del suelo en las laderas, ya que la presencia de vegetación forestal mitigaría la pérdida de suelo. Además, también hay que tener en cuenta que las pendientes en las parcelas situadas en zonas de ladera estudiadas son muy suaves, lo que contribuiría a atenuar las posibles pérdidas de suelo, mientras que los cambios en los niveles hídricos edáficos son muy marcados. De todas formas, también hay que tener en cuenta que, aunque diferentes autores han determinado el importante papel que juegan las precipitaciones en la pérdida o acumulación de carbono tras el cambio de uso de cultivo o de pradera a bosque (Jackson *et al.,* 2002; Kirschbaum *et al.,* 2008), estas pérdidas no eran únicamente atribuidas al arrastre de suelo tras fuertes precipitaciones, sino que puede haber otras causas. Así, por ejemplo, Jackson *et al.* (2002) comprobaron que tras la invasión y establecimiento de especies forestales en zonas de sabana o de pradera, en las zonas más secas se producía un incremento del contenido en carbono total del suelo, mientras que en las zonas muy lluviosas el contenido en carbono total disminuía, enmascarando los posibles incrementos que se podrían haber producido debido al incremento de la biomasa vegetal, aun cuando este se incrementaba en todos los sitios. Aunque estos autores no

USC DE COMPOSTELA

llegaron a ninguna conclusión definitiva sobre las causas de la pérdida de C en las zonas con elevada precipitación, Kirschbaum *et al.* (2008) sugirieron que dichas pérdidas podían estar ligadas a las pérdidas de nitrógeno que frecuentemente se observaban cuando la reforestación se producía en zonas de elevada precipitación. En este caso, y sobre todo en forestaciones jóvenes en las que las necesidades de nitrógeno de los jóvenes árboles no son muy elevadas y pueden ser satisfechas por el nitrógeno inorgánico liberado a través de la mineralización, el nitrógeno que no es utilizado por las plantas puede pasar rápidamente a nitrato, mediante un proceso de nitrificación, por lo que en zonas de elevada precipitación una gran cantidad de nitrógeno se podrá perder por lixiviación. Esto daría lugar a una pérdida de los stocks de nitrógeno y, en consecuencia, también los stocks de carbono sufrirían una reducción. Por otro lado, estos autores también señalan que el nitrógeno no sólo se perdería por lavado, sino que también se podría producir por otros procesos como pueden ser la erosión, la retirada frecuente de la hojarasca y los restos vegetales (especialmente cuando esos no se limitan a los troncos o ramas), etc. En cualquier caso, tal y como hemos visto, en nuestro estudio no es posible establecer diferencias en el impacto de la forestación sobre los parámetros investigados en función de la posición que ocupen las parcelas, por lo que la posible influencia de cualquiera de los procesos indicados en la bibliografía (erosión, lavado del N, etc.) indicados previamente, sería independiente de la posición topográfica. Hay que recordar, además, que los contenidos en carbono y en nitrógeno de los suelos utilizados en este estudio son muy similares en los suelos situados en posición de vega y en los que lo hacen en posición de ladera (Zorita Hernández, 2014), lo cual contribuye a justificar el que en este estudio los cambios sufridos por las propiedades investigadas tras la forestación sean independientes de la posición topográfica.

Debemos considerar la influencia limitada que parece tener la topografía en las modificaciones que experimentan la mayoría de las propiedades investigadas después de la forestación. Así, la topografía por sí sola solo afecta significativamente al coeficiente metabólico (qCO_2) y al carbono extraíble en agua fría y agua caliente, y esta situación apenas cambia cuando se combina con otros factores de sitio investigados (Tabla 5.14). En general, cuando se combina con otros factores, la topografía parece influir solo en los coeficientes metabólico y respiratorio, así como en algunas formas más lábiles de carbono. Después de la forestación, el coeficiente respiratorio (qR) y el coeficiente metabólico (qCO_2) se comportan de manera diferente en comparación con la mayoría de las propiedades analizadas. El coeficiente respiratorio aumenta más en los suelos de las parcelas ubicadas en posiciones de vega que en las que lo hacen en posiciones de ladera, mientras que el coeficiente metabólico es el único parámetro entre todos los investigados que disminuye después de la forestación de las parcelas en posición de ladera, al tiempo que muestra

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

un aumento relativamente significativo en los suelos de las forestaciones que se encuentran en posiciones de vega (Fig. 5.14). Después de la forestación, en los suelos ubicados en posiciones de ladera, el aumento de la biomasa microbiana es mucho más pronunciado que en los ubicados en posiciones de vega. Sin embargo, este fuerte aumento de la biomasa microbiana no está acompañado por un aumento proporcionalmente similar en la respiración, ya que ésta es muy similar en los suelos de las parcelas forestadas situadas en posiciones de ladera y en los de las parcelas situadas en posiciones de vega, hasta el punto de que el coeficiente metabólico de los suelos de ladera disminuye después de la forestación. Esto está en contraposición con lo encontrado por numerosos autores que encontraron tasas más altas de mineralización de la materia orgánica en suelos localizados en posiciones de vega en comparación con los de posiciones de ladera (Hook y Burke, 2000). La mayor actividad metabólica de la microbiota del suelo de las parcelas situadas en zonas de vega en comparación con las situadas en posición de ladera se ha asociado con la mayor proporción de elementos finos en las áreas de vega, lo cual favorecería la mayor acumulación de formas lábiles de carbono y nitrógeno, que actuarían como sustratos para la comunidad microbiana del suelo (Liu *et al.*, 2007). Los suelos utilizados en este estudio no muestran diferencias en cuanto al contenido en elementos finos, ya que tanto el rango de variación como los contenidos medios de los mismos, así como la clase textural, son similares en los suelos de todas las parcelas forestadas, independientemente de que se encuentren en posición e ladera o de vega (Zorita Hernández, 2014), lo cual parece justificar que no se establezcan diferencias en la actividad metabólica en los suelos en función de la posición topográfica.

En definitiva, los resultados de nuestro estudio no concuerdan con los hallazgos de la mayoría de estudios que investigan el efecto de la forestación en las propiedades relacionadas con la dinámica de la materia orgánica y la actividad microbiana, y su relación con la posición topográfica o cualquiera de los factores asociados (precipitación, inundación, temperatura y humedad, erosión, etc.).

5.2.2 Manejo de los residuos forestales y del sotobosque

En general, después de la forestación las propiedades relacionadas con la actividad microbiana y las formas de carbono estudiadas aumentan más en las parcelas en las que no se limpian los residuos forestales y el sotobosque que en las que si se limpian. Los rangos de variación de las propiedades analizadas después de la forestación están comprendidos entre disminuciones del 30 % e incrementos del 34 % para los suelos de las parcelas que se limpian y entre disminuciones del 9 % e incrementos del 42 % para los suelos de las parcelas que no se limpian (Fig. 5.15).

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

En el caso de los suelos de las parcelas forestadas que se limpian, después de la forestación se produce una pérdida del carbono soluble en agua a 80 °C, el carbono oxidable con permanganato y las formas de carbono polifenólico solubles en agua a temperatura ambiente y a 80 °C (10, 2, 30 y 22 %, respectivamente). Para los suelos de las parcelas que no se limpian, únicamente el qCO_2 presenta una disminución de los valores después de la forestación (9 %). Comparando los porcentajes medios de variación de cada propiedad después de la forestación se observa que, en su mayoría, el aumento es superior en las parcelas forestadas no limpias que en las limpias. Solamente la respiración basal y los dos coeficientes en los que aparece esta propiedad (qR y qCO_2), se comportan de manera inversa al resto de las propiedades y parámetros investigados (Fig. 5.15).

La retirada o no de los residuos forestales y del sotobosque justifica de manera significativa la ligera disminución del qCO_2, así como los incrementos del carbono soluble en agua caliente (Ct cal), el carbono oxidable con permanganato potásico (C-permanganato) y el carbono polifenólico soluble en agua fría y en agua caliente (C-PP fría y C-PP cal) que se producen después de la forestación. (Tabla 5.13).

Según la bibliografía sobre el tema, el manejo de la parcela forestada después de la plantación, es decir, la retirada o no de los restos forestales y del sotobosque, puede influir en el contenido de materia orgánica edáfica (Wang *al.,* 2008; Xu *et al.,* 2013; Clarke *et al.,* 2015). Específicamente, varios estudios (Jordan *et al.,* 2000; Mariani *et al.,* 2006; Jandl *et al.,* 2007a y b; Wang *et al.,* 2008; Smolander *et al.,* 2010; Clarke *et al.,* 2015) han demostrado una disminución en el contenido de carbono edáfico debido a la retirada de los restos forestales y del sotobosque, ya que se reduce el aporte de materia orgánica fresca disponible para incorporarse al suelo, lo que conduce a una reducción en el carbono acumulado. El menor aporte de restos vegetales tiene una influencia especial en el carbono orgánico del suelo y en la actividad microbiana, ya que no hay renovación de la materia orgánica que entra en el suelo y, como consecuencia, se produce una pérdida de carbono y nutrientes (Ding Ming Mao *et al.,* 1992).

La acumulación de carbono en el suelo está determinada por la relación entre la entrada de materia orgánica a través de los restos vegetales, las raíces, los exudados radiculares, etc. y su descomposición (Dawson y Smith, 2007; Simpson *et al.,* 2007; Cheng *et al.,* 2013). La

USC
UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

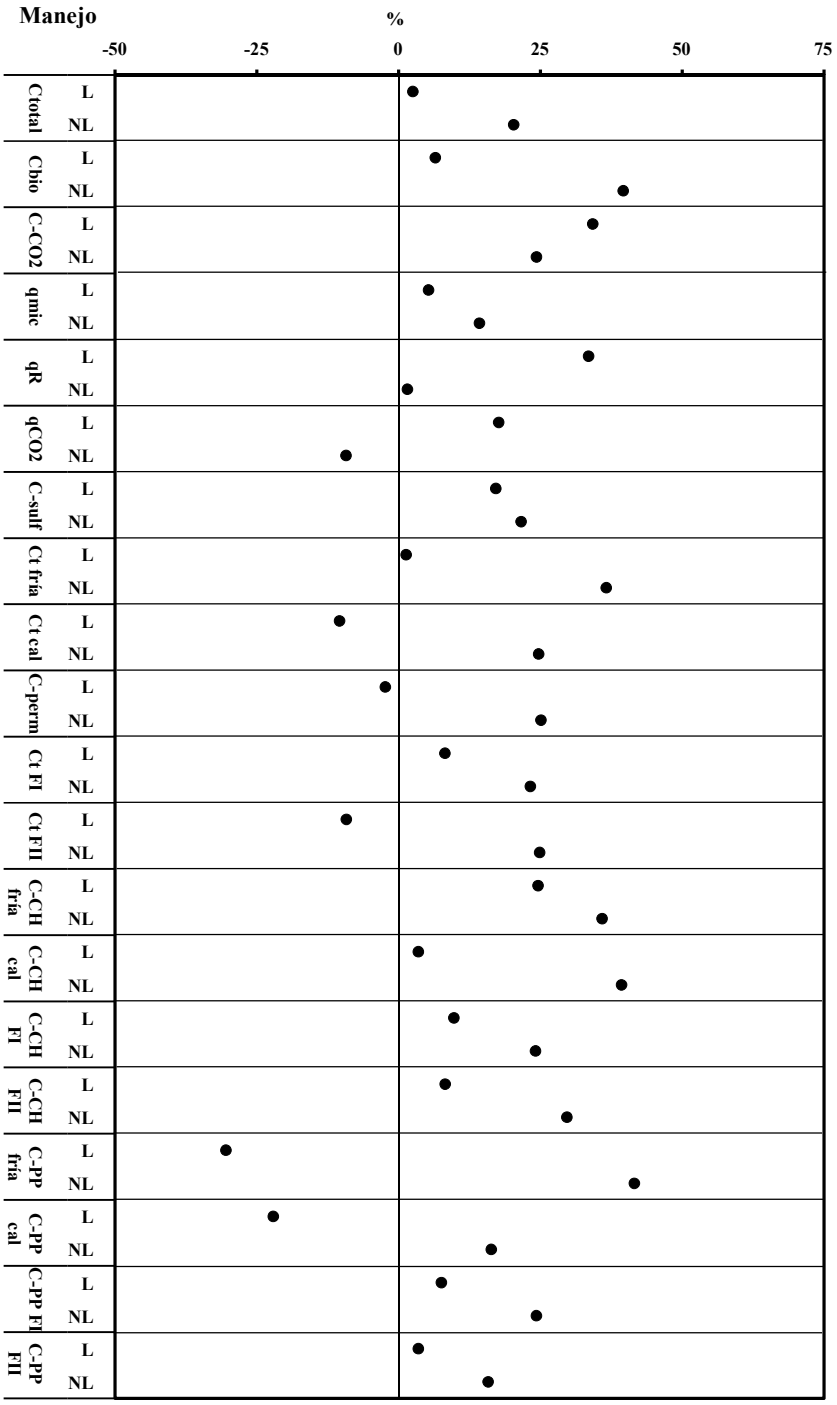

Fig. 5.15 Porcentajes medios de variación de las diferentes propiedades analizadas en las parcelas forestadas respecto a las parcelas control agrupando las parcelas en función del manejo aplicado a la parcela forestada, limpieza de los residuos forestales y del sotobosque (L) o no (NL).
Ctotal – carbono total, Cbio – biomasa microbiana, C-CO_2 – respiración basal, *q*mic – coeficiente microbiano, *q*R – coeficiente respiratorio, *q*CO_2 – coeficiente metabólico, C-sulf – carbono soluble en sulfato potásico, Ct fría – carbono soluble en agua fría, Ct cal – carbono soluble en agua a 80 ºC, C-perm – carbono oxidable con permanganato potásico, Ct FI – carbono soluble en ácido sulfúrico 5 N, Ct FII – carbono soluble en ácido sulfúrico 26 N, C-CH fría – carbono de carbohidratos soluble en agua a temperatura ambiente, C-CH cal – carbono de carbohidratos soluble en agua a 80 ºC, C-PP fría – carbono polifenólico soluble en agua a temperatura ambiente, C-PP cal – carbono polifenólico soluble en agua a 80 ºC, C-CH FI – carbono de carbohidratos soluble en ácido sulfúrico 5 N, C-CH FII – carbono de carbohidratos soluble en ácido sulfúrico 26 N, C-PP FI – carbono polifenólico soluble en ácido sulfúrico 5 N, C-PP CII – carbono polifenólico soluble en ácido sulfúrico 26 N.

descomposición de la materia orgánica en el suelo es llevada a cabo principalmente por los microorganismos del suelo (Bardgett *et al.,* 1999; Wardle *et al.,* 2004), por lo que se considera que la biomasa microbiana del suelo es un buen indicador de la actividad biológica y la disponibilidad de nutrientes (Anderson *et al.,* 1983; Bossio *et al.,* 1998; Boström *et al.,* 2007). Mientras que el aporte de materia orgánica depende de la vegetación existente y el manejo de los restos de la misma que llegan al suelo, la tasa de descomposición microbiana de la materia orgánica está controlada por las interacciones entre el tamaño (biomas) y la estructura de las comunidades microbianas, las propiedades del suelo y el microclima (Six *et al.,* 2006; Waring *et al.,* 2013). Por lo tanto, los cambios en el contenido en carbono del suelo se atribuyen a las interacciones complejas entre los factores bióticos y abióticos que afectan a la descomposición de la materia orgánica y la acumulación de carbono (Six *et al.,* 2000).

Por otra parte, existen estudios (Kalbitz *et al.,* 2003; Guelland *et al.,* 2013; Xu *et al.,* 2013) en los que se investigó el efecto del manejo de la capa de hojarasca, ya sea removiéndola o agregándola, sobre la dinámica del carbono del suelo y no se encontraron diferencias significativas en el contenido de carbono disuelto en el suelo. Esta falta de diferencias se atribuyó a la rápida mineralización del carbono orgánico disuelto, procedente de la descomposición de los restos vegetales y/o a su adsorción sobre las superficies del suelo (Kalbitz *et al.,* 2000, 2003).

En este estudio, las formas de carbono polifenólico solubles en agua caliente y en agua fría presentan un comportamiento variable según el manejo realizado, ya que el carbono polifenólico soluble en agua fría disminuye un 30% cuando se remueven los restos forestales y el sotobosque, y aumenta un 42% cuando no se remueven; mientras que el carbono polifenólico soluble en agua caliente disminuye un 22% cuando se limpia la parcela forestal y aumenta un 16% cuando no se limpia. La forestación tiene un efecto significativo en la degradación de estos compuestos (Mason *et al.,* 2009), debido al aumento de los restos vegetales que llegan al suelo y a sus diferentes características, ya que la lignina y otros compuestos fenólicos aumentan considerablemente. Cuando se remueven los restos forestales y del sotobosque, la entrada de materia orgánica fresca se reduce, así como los compuestos fenólicos que la componen. En general, los valores obtenidos para los polifenoles en los suelos de las parcelas forestales y en los suelos de cultivo de procedencia son similares a los encontrados por Riffaldi *et al.* (2003), mientras que son mucho más bajos que los observados por Cardelli *et al.* (2012). Sin embargo, otros autores (Chen *et al.,* 2004; Pérez-Cruzado *et al.,* 2014) no observaron diferencias entre el contenido en polifenoles en los suelos antes y después de la forestación, seguramente debido a

que se trataba de suelos que tenían altos contenidos de carbono antes del cambio de uso y en los que apenas se modificó la materia orgánica después de la forestación.

Otras propiedades, como la biomasa microbiana y su actividad (medida mediante la respiración basal), están estrechamente relacionadas, ya que la biomasa, es decir, los microorganismos vivos en el suelo, son los principales responsables de la mineralización del carbono orgánico y la correspondiente liberación de CO_2 (Sakamoto y Oba, 1994). La respiración del suelo, medida a través de la evolución del CO_2 desprendido, se ha utilizado para determinar las modificaciones de la actividad biológica debidas a los cambios en la gestión del suelo o, dicho de otra manera, la respuesta de los microorganismos del suelo al cambio de uso y/o de manejo (Nannipieri *et al.,* 1990). Tanto la cantidad de biomasa microbiana como la respiración están influenciadas por el contenido de materia orgánica disponible. Específicamente, en este estudio, en las parcelas forestadas que se limpian después de la forestación se observa un ligero aumento en la biomasa microbiana (6 %) y en el contenido en carbono total (2 %), y un aumento más pronunciado en la respiración basal (34 %), mientras que en las parcelas que no se limpian después de la forestación se detecta un aumento en la biomasa microbiana (40 %) y en el carbono total (20 %), pero una disminución en la respiración (24 %).

El comportamiento de la respiración basal del suelo contrasta con lo reportado por autores como Wang *et al.* (2008), quienes describen una disminución en la respiración después de la remoción de los residuos vegetales, principalmente debido a cambios en la estructura del suelo que, a su vez, afectan a la humedad y la temperatura. Además, la tasa de descomposición de la materia orgánica fresca disminuye debido a una menor entrada de restos forestales. También en contraste con lo observado en las parcelas forestadas en este estudio, Menyailo *et al.* (2002) encontraron una relación directa y proporcional entre la disponibilidad de carbono y la respiración.

En cuanto a la biomasa microbiana, diferentes estudios (Bailey *et al.,* 2002; Teixeira *et al.,* 2014) han destacado su papel fundamental en la incorporación de carbono al suelo, los flujos de carbono y nitrógeno, así como en la acumulación de carbono a largo plazo. Esto podría explicar el aumento de la biomasa microbiana, ya que los microorganismos del suelo utilizan los restos forestales como fuente de nutrientes a través de su descomposición y mineralización. Otros autores (Jordan *et al.,* 2000; Li *et al.,* 2003; Mariani *et al.,* 2006; Smolander *et al.,* 2010) han observado que la remoción de los residuos vegetales en las parcelas forestadas conduce a una disminución en el carbono mineralizado, aunque estos autores no observaban variaciones de la biomasa microbiana, a pesar de la reducción del carbono disponible.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO

En nuestro estudio, en las parcelas forestadas en las que no se retiran los restos vegetales y el sotobosque hay una disminución del qCO_2 después de la forestación, lo cual concuerda con lo encontrado por Deng *et al.* (2016, quienes explicaban esta disminución por el aumento de la relación hongos-bacterias, que provoca una disminución de este coeficiente. Esta reducción del qCO_2 estaría relacionada con el secuestro de carbono durante la forestación, el cual está controlado por la cantidad de biomasa microbiana y el cambio en la estructura de las comunidades microbianas. Además, los hongos tienen una tasa de renovación de biomasa menor (Rousk y Bååth, 2011) y, potencialmente, un menor qCO_2 que las bacterias (Six *et al.*, 2006). Sin embargo, otros autores, como Liao y Boutton (2008) observaron un aumento del qCO_2 con la forestación en parcelas de prado que habían sufrido una invasión de especies arbóreas 15 años antes y en las que los restos vegetales no se limpiaban. Esto se debía a que, aunque la biomasa microbiana sufría un incremento tras la invasión de las especies arbóreas, el incremento de la respiración era aún mayor. Liao y Button (2008) atribuyeron estos cambios a una menor calidad del carbono disponible para los microorganismos y a una menor eficiencia microbiana en la descomposición de la hojarasca forestal, lo que implicaría que es necesaria una mayor actividad microbiana por unidad de biomasa para obtener la energía y nutrientes necesarios para su crecimiento o, lo que es lo mismo, era debido a una menor habilidad de los microorganismos para descomponer esta materia orgánica. En la misma línea, Spohn *et al.* (2015) encontraron un aumento en el qCO_2 en los suelos forestales, que estaba correlacionado con el aumento de carbono edáfico proveniente de los restos vegetales, aunque comprobaron que este aumento no implicaba necesariamente que el carbono esté disponible para la respiración, ya que se emplearía en la generación de subproductos (como ácidos carboxílicos) que permiten la adquisición de otros nutrientes (por ejemplo, fósforo), necesarios para el crecimiento microbiano.

En resumen, la retirada de los residuos forestales y del sotobosque después de la forestación tiene un efecto significativo en algunas de las propiedades biológicas investigadas y en las formas de carbono del suelo, especialmente en el carbono soluble en agua a 80 °C, el carbono oxidable con permanganato y las formas de carbono polifenólico solubles en agua a temperatura ambiente y a 80 °C. A largo plazo, la retirada de estos residuos puede disminuir el contenido de carbono del suelo y afectar negativamente a la biomasa microbiana y a la actividad biológica, lo cual puede tener implicaciones en la capacidad del suelo para retener carbono y en el funcionamiento de los procesos ecológicos relacionados con el ciclo del carbono.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

5.2.3 La especie empleada en la forestación

La especie utilizada en la forestación por sí sola no justifica de manera estadísticamente significativa la variación que ocurre en ninguna de las propiedades que hemos investigado después del cambio de uso (Tabla 5.13). Esto puede explicarse por el poco tiempo transcurrido desde la forestación, ya que no supera los 15 años (Tabla 3.2). Como hemos visto, las modificaciones que causa la forestación son, en general, cuantitativamente poco importantes y en su mayor parte no son estadísticamente significativas. Pero, además, en el caso específico de la especie utilizada en la forestación es imposible establecer ningún tipo de variación en las características edáficas en función de la especie utilizada.

Agrupando las parcelas según la especie empleada en la forestación, se observa que las propiedades varían en rangos que van desde un aumento del 3 al 34 % en el caso de las parcelas con especies caducifolias, y la oscilación está comprendida entre una disminución del 34 % y un incremento del 30 % en las parcelas con especies perennifolias. Por tanto, aunque la mayor parte de los casos tras la forestación con especies perennifolias se producen incrementos, en algún caso se produce una disminución (Fig. 5.16). Para la mayoría de las propiedades, el porcentaje promedio de incremento después de la forestación es mayor en los suelos de las parcelas con especies caducifolias que en los suelos de las parcelas plantadas con especies perennifolias, con las excepciones del *q*mic y el C-sulfato, donde ocurre lo contrario, y del Ct FI y el C-PP fría, donde apenas hay diferencia entre los aumentos de los dos tipos de parcelas.

El incremento que generalmente se produce en la mayoría de las propiedades después de la forestación con ambos tipos de especies forestales, especialmente cuando se utilizan especies caducifolias, permite inferir la influencia positiva de la plantación forestal en las propiedades del suelo. En la bibliografía se ha establecido una influencia similar de la especie forestal en el metabolismo edáfico, especialmente en relación con el carbono (Turner y Lambert, 2000; Guo y Gifford, 2002; Markewitz *et al.,* 2002; Guo *et al.,* 2007; Berthrong *et al.,* 2009; Laganière *et al.,* 2010). De todas formas, hay que señalar que la influencia de la especie empleada no es siempre igual, sino que es muy variable. Por un lado, varios estudios (Oostra *et al.,* 2006; Finér *et al.,* 2007; Vesterdal *et al.,* 2013) establecen un aumento de diferentes formas de C edáfico después de la forestación mayor en los suelos de las parcelas con especies perennifolias que en los de las parcelas con caducifolias. Por otro lado, otros autores (Laganière *et al.,* 2010; Shi *et al.,* 2010; Li *et al.,* 2012; Liu *et al.,* 2017) han encontrado importantes aumentos en los contenidos de algunas formas de carbono cuando se emplean especies caducifolias, mientras que observaron que apenas

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

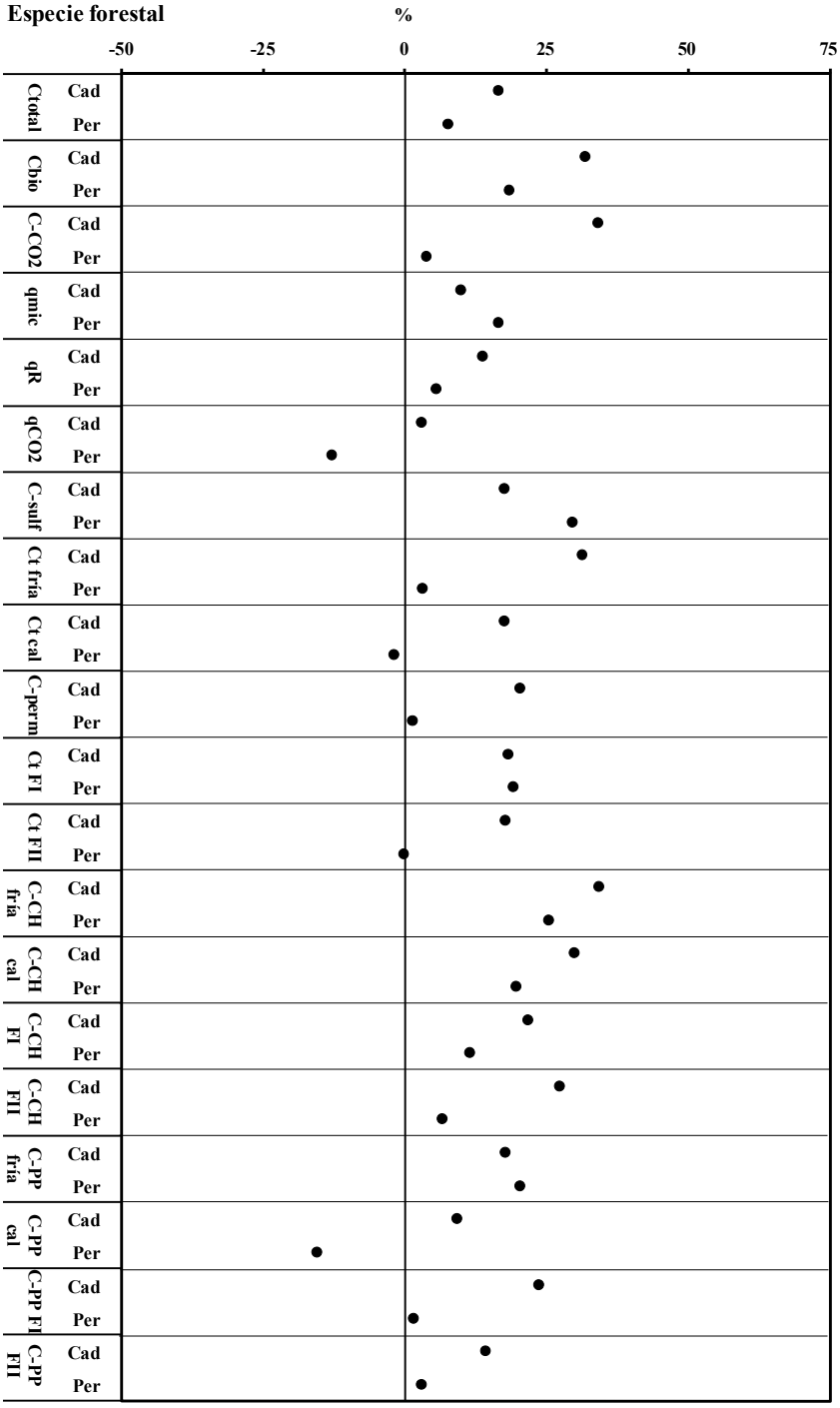

Fig. 5.16 Porcentajes medios de variación de las diferentes propiedades analizadas en las parcelas forestadas respecto a las parcelas control agrupando las parcelas en función de la especie empleada en la forestación, caducifolias (Cad) o perennifolias (Per).

Ctotal – carbono total, Cbio – biomasa microbiana, C-CO_2 – respiración basal, *q*mic – coeficiente microbiano, *q*R – coeficiente respiratorio, *q*CO_2 – coeficiente metabólico, C-sulf – carbono soluble en sulfato potásico, Ct fría – carbono soluble en agua fría, Ct cal – carbono soluble en agua a 80 ºC, C-perm – carbono oxidable con permanganato potásico, Ct FI – carbono soluble en ácido sulfúrico 5 N, Ct FII – carbono soluble en ácido sulfúrico 26 N, C-CH fría – carbono de carbohidratos soluble en agua a temperatura ambiente, C-CH cal – carbono de carbohidratos soluble en agua a 80 ºC, C-PP fría – carbono polifenólico soluble en agua a temperatura ambiente, C-PP cal – carbono polifenólico soluble en agua a 80 ºC, C-CH FI – carbono de carbohidratos soluble en ácido sulfúrico 5 N, C-CH FII – carbono de carbohidratos soluble en ácido sulfúrico 26 N, C-PP FI – carbono polifenólico soluble en ácido sulfúrico 5 N, C-PP CII – carbono polifenólico soluble en ácido sulfúrico 26 N.

hay variaciones cuando se emplean coníferas, lo cual concuerda con lo que hemos encontrado en este estudio y reflejado en la sección de resultados establecido en esta memoria.

La forestación implica una mayor entrada de materia orgánica procedente de la hojarasca y las raíces (Paul *et al.,* 2002; Harrison *et al.,* 2014; Zhang *et al.,* 2018). Diferentes autores (Berg *et al.,* 2000; Xing *et al.,* 2010; De Marco *et al.,* 2012; Gurmesa *et al.,* 2013; Vesterdal *et al.,* 2013; Nitsch *et al.,* 2018) han establecido que la elección de especies caducifolias o perennifolias determina no sólo la cantidad, sino también las características de la hojarasca y la materia orgánica producida por estas plantas y, en consecuencia, los restos orgánicos que llegan al suelo y el C que se acumula en el mismo. También se ha establecido que los restos forestales de especies caducifolias y perennifolias presentan una labilidad y palatabilidad diferentes para los microorganismos, determinadas por la composición química diferente en función de la especie de que se trate (Leirós, 1972; Xing *et al.,* 2010; De Marco *et al.,* 2012). Además, la labilidad, la palatabilidad y la composición química determinarían la tasa de descomposición de los residuos forestales que caen sobre el suelo. Así, autores como Kögel-Knabner (2002) comprobaron que la composición y los contenidos de polisacáridos y lignina en la hojarasca y los restos forestales son diferentes según la especie forestal empleada, habiéndose comprobado que la descomposición es más rápida en las especies caducifolias que en las perennifolias (Flanagan y van Cleve, 1983; Sparling *et al.,* 1994; Prescott, 2010; Maly *et al.,* 2014). Parece, por lo tanto, que los niveles más rápidos de descomposición en las especies caducifolias favorecen que haya una mayor cantidad de compuestos orgánicos de carbono disponibles para los microorganismos del suelo y, por consiguiente, para la respiración basal (Vance y Chapin III, 2001). Por otro lado, Guo y Gifford (2002) y Berthrong *et al.* (2009) indican una disminución en el contenido de materia orgánica después de la forestación de pastizales con coníferas, lo cual no ocurre al utilizar especies caducifolias. Esta diferencia ha sido interpretada por estos autores como una consecuencia de la diferente morfología y localización del sistema radicular entre especies forestales caducifolias y perennifolias. Por lo general, las especies caducifolias tienen un sistema radicular más largo y que alcanza mayor profundidad que el de las especies perennifolias (Strong y La Roi, 1983). De este modo, las raíces actuarían en un volumen mayor de suelo, lo que proporcionaría una mayor cantidad de materia orgánica disponible para ser captada en un mayor volumen de suelo, además de que los exudados radiculares llegarían a mayores profundidades. Otros autores (Lorenz y Lal, 2005; Skjemstad *et al.,* 2008) describen el diferente grado de protección que las raíces ejercen sobre la descomposición de la materia orgánica según la especie de que se trate, así como la diferente profundidad hasta a la que se acumula el carbono en

USC DE COMPOSTELA

función de la especie de la que se trate. También se ha establecido que el sistema radicular de las especies caducifolias tiene una mayor proporción de raíces finas que el de las especies perennifolias y, por tanto, la velocidad de descomposición de las raíces también será mayor en parcelas forestadas con especies caducifolias que en las forestadas con especies perennifolias (Leuschner y Hertel, 2003). Además, también se ha determinado que hay una fuerte relación entre el desarrollo de las raíces finas y la biomasa forestal sobre el suelo (Finér *et al.,* 2007). Por otro lado, y en contraposición a lo indicado anteriormente, el mayor contenido en carbono bajo especies perennifolias fue justificado por Maly *et al.* (2014) por la mayor velocidad de descomposición de los residuos que bajo vegetación caducifolia, lo que implica que esta materia orgánica se mineraliza y se incorpora al suelo más fácilmente en los suelos con especies de hoja perenne que en los que tienen especies caducifolias. En el mismo estudio, también se justifican las mayores concentraciones de carbono bajo coníferas debido a la mayor lixiviación de moléculas orgánicas de bajo peso molecular provenientes de los horizontes orgánicos de los suelos con esta vegetación.

5.2.4 El tiempo transcurrido desde la forestación

El tiempo transcurrido desde la forestación, es decir, la edad de la plantación, es un factor que por sí solo únicamente permite justificar de manera estadísticamente significativa la ligera disminución de qCO_2 y el incremento del carbono total soluble en la fracción II extraíble con ácido sulfúrico (Ct FII) tras la forestación (Tabla 5.13).

El comportamiento de las formas de carbono analizadas al establecer dos grupos de parcelas en función del tiempo transcurrido desde la forestación es homogéneo. Tanto en las parcelas que llevan menos tiempo como en las que llevan más tiempo forestadas se producen incrementos en todas las formas de carbono, aunque los aumentos son mayores en las que han pasado más de 10 años tras la forestación (Fig. 5.17).

Las parcelas con árboles de más de 10 años presentan un rango de incremento de las propiedades tras la forestación entre el 10 y el 41%, y en las que han transcurrido menos de 10 años desde la plantación oscilan entre el 8 y el 18%, aunque en este último grupo de parcelas se observa que el carbono soluble en la fracción II extraíble con ácido sulfúrico y el carbono polifenólico soluble en agua caliente (Ct FII y C-PP cal) presentan el mismo contenido medio antes y después de la forestación (Fig. 5.17).

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

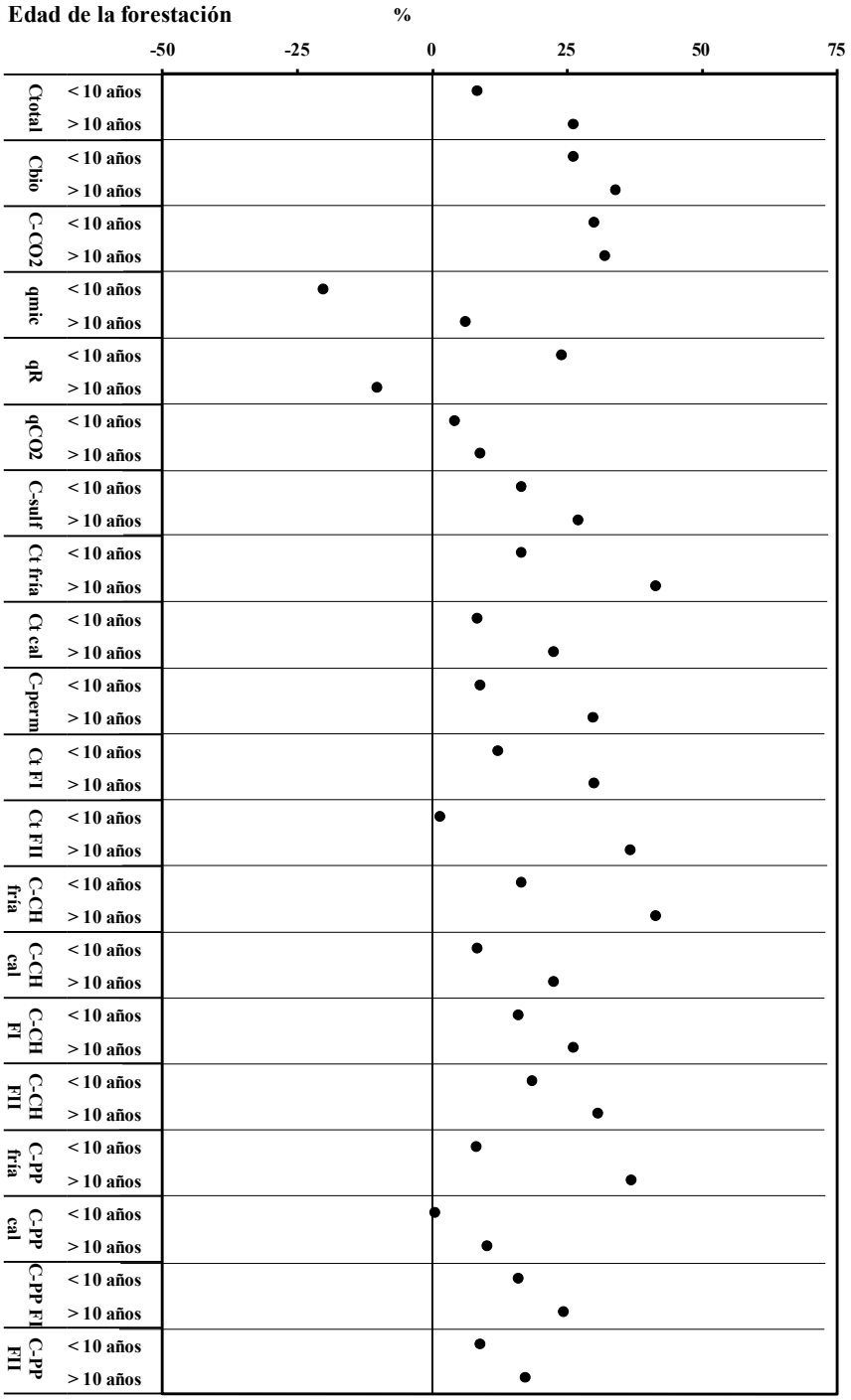

Fig. 5.17 Porcentajes medios de variación de las diferentes propiedades analizadas en las parcelas forestadas respecto a las parcelas control agrupando las parcelas en función del tiempo transcurrido tras la forestación, menos de 10 años (<10 años) o más de 10 años (>10 años).
Ctotal – carbono total, Cbio – biomasa microbiana, C-CO_2 – respiración basal, *q*mic – coeficiente microbiano, *q*R – coeficiente respiratorio, *q*CO_2 – coeficiente metabólico, C-sulf – carbono soluble en sulfato potásico, Ct fría – carbono soluble en agua fría, Ct cal – carbono soluble en agua a 80 ºC, C-perm – carbono oxidable con permanganato potásico, Ct FI – carbono soluble en ácido sulfúrico 5 N, Ct FII – carbono soluble en ácido sulfúrico 26 N, C-CH fría – carbono de carbohidratos soluble en agua a temperatura ambiente, C-CH cal – carbono de carbohidratos soluble en agua a 80 ºC, C-PP fría – carbono polifenólico soluble en agua a temperatura ambiente, C-PP cal – carbono polifenólico soluble en agua a 80 ºC, C-CH FI – carbono de carbohidratos soluble en ácido sulfúrico 5 N, C-CH FII – carbono de carbohidratos soluble en ácido sulfúrico 26 N, C-PP FI – carbono polifenólico soluble en ácido sulfúrico 5 N, C-PP CII – carbono polifenólico soluble en ácido sulfúrico 26 N.

La escasa diferencia en los valores de las propiedades tras la forestación en las parcelas con menor edad con respecto a sus controles puede justificarse debido a la influencia que tienen las tareas de preparación del terreno para la plantación en los primeros años, la alteración de la estructura del suelo, el aumento de la aireación y el incremento de la descomposición por parte de los microorganismos (Aguilar *et al.,* 1988; Post y Kwon, 2000; Laganière *et al.,* 2010; Wei *et al.,* 2009). Por otro lado, diversos autores (Paul *et al.,* 2002; Wang *et al.,* 2006; Ritter, 2007; Zhang *et al.*, 2010; Deng *et al.*, 2014a y b; Chen *et al.*, 2016) han observado una pérdida de carbono en los primeros años tras la forestación, lo cual han atribuido a la baja producción de hojarasca de los árboles jóvenes, pero que se incrementa considerablemente cuando crece el sotobosque y los árboles, momento en el que también comienza la acumulación de carbono en el suelo (Vesterdal *et al.*, 2002; Zinn *et al.*, 2002; Degryze *et al.*, 2004). De todos modos, al igual que ocurre en las parcelas forestadas de más edad de este estudio, la acumulación de carbono edáfico también fue observada por diversos autores en forestaciones jóvenes (Romanya *et al.*, 2000; Paul *et al.*, 2002; Vesterdal *et al.*, 2002; Turner *et al.*, 2005; Wang *et al.*, 2006; Davis *et al.*, 2007; Huang *et al.*, 2007; Ritter, 2007), justificándola por el incremento de la entrada de restos forestales al desarrollarse la vegetación forestal, cuando ésta es mayor que las entradas de carbono que se producían en los suelos de cultivo a través de la aplicación de fertilizantes orgánicos y la incorporación de los restos de cosechas (Davis y Condron, 2002; Thuille y Schulze, 2006; Hu *et al.*, 2008; Berthrong *et al.*, 2012).

En el caso de las propiedades biológicas y bioquímicas analizadas en este estudio, las variaciones medias en los suelos de las parcelas forestadas con respecto a las de los suelos de cultivo de procedencia en función de la edad de la forestación son más heterogéneas (Fig. 5.17). En las parcelas con más de 10 años, la mayoría de las propiedades biológicas y bioquímicas investigadas incrementan entre el 6 y el 41%, aunque el *q*R disminuye un 10%, mientras que en las parcelas con menos de 10 años tras la forestación, los incrementos medios están comprendidos entre el 4 y el 30%, aunque en este caso el *q*mic disminuye un 10%, y el carbono soluble en la fracción II extraíble con ácido sulfúrico y el carbono polifenólico soluble en agua caliente (Ct FII y C-PP cal) no se modifican (Tabla 5.17).

En los suelos de las parcelas forestadas, se establece un aumento de la biomasa microbiana, coincidente con lo determinado por diferentes autores (Liu *et al.,* 2007; Cao *et al.,* 2008; Wei *et al.,* 2011; Nunes *et al.,* 2012; Li *et al.,* 2018), quienes relacionan este comportamiento con el incremento del carbono en el suelo tras el cambio de uso. Este aumento de la biomasa microbiana tras la forestación es superior cuanto mayor es el tiempo transcurrido desde la misma. Por otra parte, en las parcelas forestadas la respiración basal aumenta en los suelos de los

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

dos grupos de parcelas, tanto en las que tiene menos como en las que tienen más de 10 años, siendo, además, la diferencia entre los dos grupos escasa (Fig. 5.17).

Según los datos reportados en la bibliografía sobre el tema, la variación de la respiración en función de la edad de las plantaciones presenta un comportamiento contradictorio. Algunos autores (Hope y Li, 1997; Bauhus *et al.,* 1998; Côté *et al.,* 2000; Welke y Hope, 2005; Susyan *et al.,* 2011; Rahman *et al.,* 2018; Yu *et al.,* 2019) han encontrado aumentos en la respiración a medida que pasan más años, lo que justifican por la entrada y acumulación de carbono orgánico en el suelo, así como por el aumento en la biomasa de las raíces, la biomasa microbiana y la disponibilidad de sustrato, todo lo cual provoca un incremento en la respiración basal del suelo. Autores como Welke y Hope (2005), por otra parte, explican la mayor respiración tras la forestación por el cambio del tipo de restos vegetales, puesto que a medida que pasa el tiempo se incrementa el contenido de ramas con una tasa de descomposición más lenta que la de la hojarasca. Sin embargo, otros autores (Wardle y Ghani, 1995; Hiltbrunner *et al.,* 2013) han determinado una disminución en la respiración después de la forestación de suelos que previamente eran prados, justificando este comportamiento por un cambio en la calidad de la materia orgánica y por las condiciones del microclima edáfico menos favorables para la descomposición. Mientras tanto, otros autores (Saiz *et al.,* 2006; Yan *et al.,* 2011; Zhao *et al.,* 2016) justifican la disminución en la respiración por la reducción de la biomasa de las raíces finas.

Por otro lado, en otros estudios publicados por diversos autores (Wang *et al.,* 2011; Ma *et al.,* 2014; Powers *et al.,* 2018) no se ha encontrado ninguna relación directa entre la respiración y la edad de los árboles, algo similar a lo que ocurre en este estudio, en el que se observa que la respiración basal en los suelos de las parcelas forestadas aumenta en ambos grupos, tanto en aquellas que tienen menos de 10 años como en aquellas que tienen más de 10 años. Además, la diferencia en la intensidad del incremento entre los dos grupos es mínima. (Fig. 5.17). Aunque podría pensarse que esto se debe a que la diferencia de tiempo entre los dos grupos de parcelas es corta, no parece que esta sea la razón, ya que en los estudios anteriormente citados y en los que no se observaba relación entre la respiración y la edad de los árboles, la edad de las forestaciones era mucho mayor (hasta más de 100 años), al igual que la diferencia de edad de las forestaciones entre unas parcelas y otras.

El comportamiento de los diferentes coeficientes después de la forestación en función de la edad de la misma es muy variable (Fig. 5.17). Por un lado, el coeficiente microbiano (*q*mic) disminuye en un 20 % en los suelos de las parcelas con menos de 10 años de forestación,

mientras que aumenta en un 6 % en los de las parcelas plantadas desde hace más de 10 años. Por otro lado, el coeficiente respiratorio (*q*R) presenta un comportamiento inverso, ya que aumenta un 24 % en los suelos de las parcelas más jóvenes y disminuye un 10 % en los de aquellas en las que la forestación es más antigua. Por último, en cuanto al coeficiente metabólico (qCO_2), se observan muy ligeros incrementos en los suelos de ambos tipos de parcelas, siendo el incremento del 4 % en las parcelas de menos de 10 años y del 9 % en las de más de 10 años. Parece, por tanto, que los dos coeficientes que relacionan la biomasa y la respiración con el carbono total son los que presentan un comportamiento más variable, y esto posiblemente esté determinado por las variaciones del contenido en carbono total en ambos tipos de parcelas. El carbono total muestra un aumento en los suelos de ambos tipos de parcelas después de la forestación, pero éste es menor en los suelos de las parcelas con los árboles más jóvenes (8 %) en comparación con los de las parcelas con árboles de mayor edad (26%). Por lo que respecta al tercer coeficiente, la variación media del qCO_2 tras la forestación es muy escasa, con incrementos entre un 4 y un 9 % en los suelos de las parcelas con menos y con más de 10 años, respectivamente (Fig. 5.16). Este comportamiento está en contraposición con otros estudios, como el de Wei *et al.* (2011), en el que se observa una disminución del coeficiente metabólico a medida que pasa el tiempo después del cambio de uso, comportamiento que estos autores atribuyen a un incremento en la eficiencia del uso del carbono con el tiempo transcurrido desde la forestación. En la misma línea, pero en sentido contrario, Bauhus *et al.* (1998) han sugerido que la calidad de la materia orgánica se deteriora a medida que las parcelas envejecen, lo que resulta en una reducción de la eficiencia del uso del carbono por parte de la microbiota del suelo y en una disminución del qCO_2.

5.2.5 El contenido de carbono total antes de la forestación

El contenido en carbono del suelo antes de la forestación por sí solo, únicamente justifica de manera estadísticamente significativa los aumentos de alguna de las formas de carbono analizadas (Ctotal, C-permanganato, Ct FII y C-PP fría) tras la forestación (Tabla 5.13).

En general, después de la forestación todas las propiedades del suelo y los coeficientes investigados muestran un aumento en los suelos de las parcelas en las que el contenido en carbono antes de la forestación era de menos del 3,5 %, oscilando el incremento entre el 2 % y el 38 %, así como una disminución de un 5 % en la respiración. Por otro lado, en los suelos de las parcelas cuyo contenido en carbono antes de la forestación era de más del 3,5 %, generalmente los incrementos son menores que en los suelos de las parcelas cuyo contenido en C previo a la forestación era menor, o incluso se produce la reducción de alguna de las propiedades analizadas con respecto a la del suelo de cultivo de procedencia (Fig. 5.18). Tendencias similares se han

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

observado por otros autores en prados forestados en la zona atlántica templado-húmeda, la misma que en la que se desarrolló este estudio, donde se registraron aumentos en los contenidos de carbono total por debajo de del 3 % y disminuciones por encima del 3 % después de la forestación (Pérez-Cruzado *et al.,* 2014). Riley y Bakkegard (2006) establecieron un valor crítico para suelos agrícolas como límite para el comportamiento posterior del carbono después del cambio de uso, siendo ese límite un contenido en carbono total del suelo del 2 %, algo menor que el encontrado por Zorita Hernández (2014) y utilizado en este estudio (3,5 %). Del mismo modo, Shi *et al.* (2013) establecieron una relación inversa entre el contenido inicial de carbono en el suelo de cultivo y la evolución del carbono edáfico con posterioridad a la plantación de especies forestales. Estos autores observaron que, en suelos de cultivo con baja fertilidad, el contenido en carbono aumenta rápidamente después de la forestación ya que, aunque la contribución inicial de restos vegetales procedentes de los árboles y del aún escaso sotobosque que se desarrolla en las parcelas forestadas no es alta, esta materia orgánica se refleja en una acumulación de carbono en el suelo en un tiempo relativamente corto. Por el contrario, se ha observado que la forestación en suelos de prado con un alto contenido en carbono provoca una disminución del carbono edáfico a corto y medio plazo (Laganière *et al.,* 2010; Poeplau *et al.,* 2011), mientras que a largo plazo generalmente no se han observado variaciones significativas con respecto a la situación inicial (Marin-Spiotta *et al.,* 2009; Poeplau *et al.,* 2011). Para explicar este comportamiento hay que tener en cuenta que después de la forestación los abonos orgánicos e inorgánicos dejan de agregarse al suelo, y en las etapas iniciales de la plantación la entrada de restos forestales es escasa, mientras que la demanda nutricional de los árboles aumenta (Berthrong *et al.,* 2009; Wang *et al.,* 2006; Zeng *et al.,* 2014). Otros estudios (Bellamy *et al.,* 2005; Riley y Bakkegard, 2006; Goidts y van Wesemael, 2007; Saby *et al.,* 2008; Hanegraaf *et al.,* 2009) también demuestran la importancia del contenido inicial de materia orgánica para determinar la evolución posterior del carbono edáfico. Bellamy *et al.* (2005) establecieron que el contenido previo de carbono edáfico estaba relacionado de manera negativa con la variación de carbono después del cambio de uso, aunque es importante destacar que este estudio no se centraba específicamente en la forestación, sino en cualquier cambio de uso. En el mismo sentido, Goidts y van Wesemael (2007) justifican la evolución diferente de los suelos y su tendencia a alcanzar un estado estable teórico en función del contenido inicial de materia orgánica. Estos dos últimos estudios resaltan

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

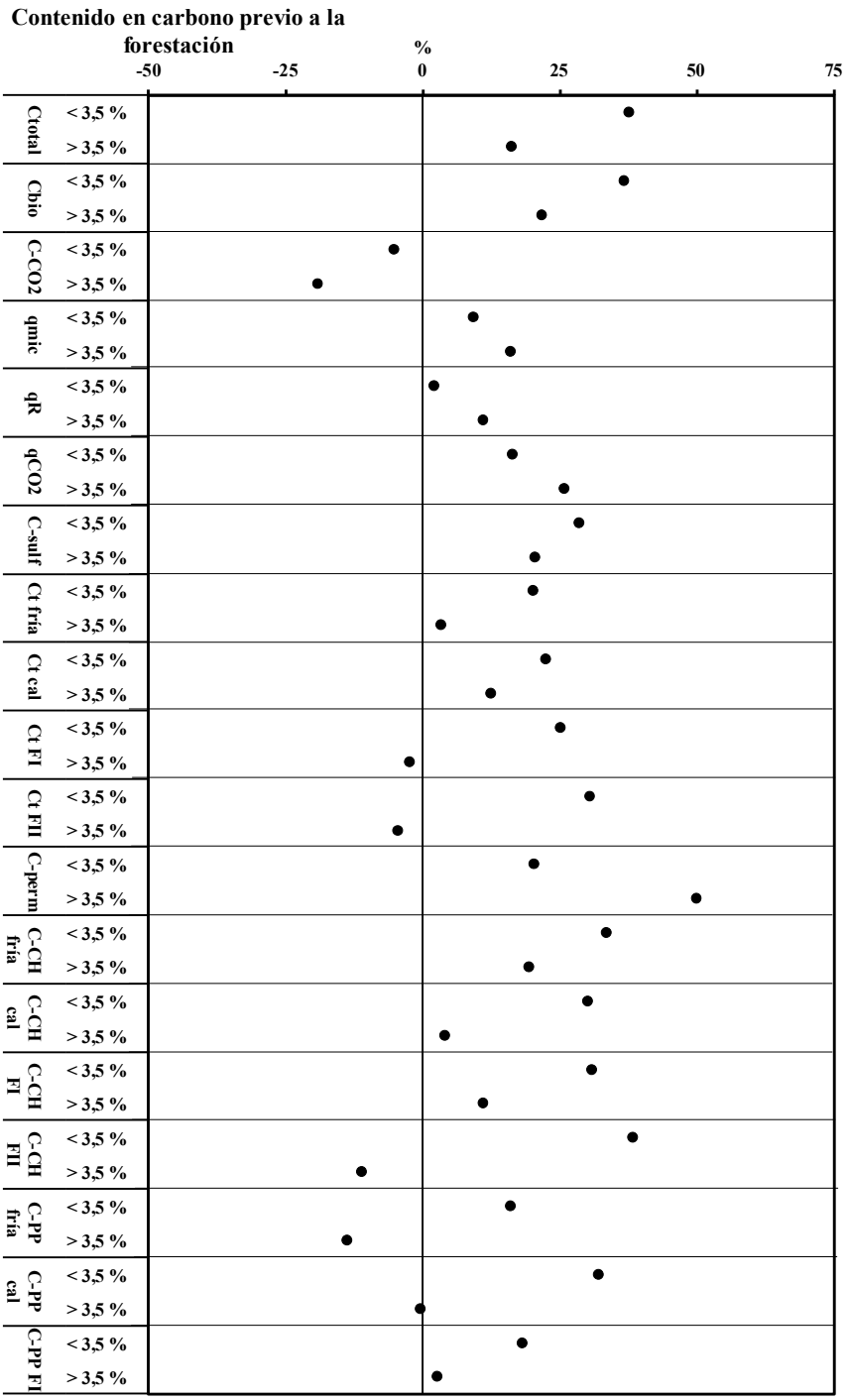

Fig. 5.18 Porcentajes medios de variación de las diferentes propiedades analizadas en las parcelas forestadas respecto a las parcelas control agrupando las parcelas en función del contenido en carbono previo la forestación, menos del 3,5 % (<3,5 %) o más del 3,5 % (>3,5 %).
Ctotal – carbono total, Cbio – biomasa microbiana, C-CO_2 – respiración basal, *q*mic – coeficiente microbiano, *q*R – coeficiente respiratorio, *q*CO_2 – coeficiente metabólico, C-sulf – carbono soluble en sulfato potásico, Ct fría – carbono soluble en agua fría, Ct cal – carbono soluble en agua a 80 ºC, C-perm – carbono oxidable con permanganato potásico, Ct FI – carbono soluble en ácido sulfúrico 5 N, Ct FII – carbono soluble en ácido sulfúrico 26 N, C-CH fría – carbono de carbohidratos soluble en agua a temperatura ambiente, C-CH cal – carbono de carbohidratos soluble en agua a 80 ºC, C-PP fría – carbono polifenólico soluble en agua a temperatura ambiente, C-PP cal – carbono polifenólico soluble en agua a 80 ºC, C-CH FI – carbono de carbohidratos soluble en ácido sulfúrico 5 N, C-CH FII – carbono de carbohidratos soluble en ácido sulfúrico 26 N, C-PP FI – carbono polifenólico soluble en ácido sulfúrico 5 N, C-PP CII – carbono polifenólico soluble en ácido sulfúrico 26 N.

la importancia de las condiciones ambientales específicas para determinar la evolución del contenido de carbono después de la forestación. Parece claro, por lo tanto, que la disponibilidad previa de carbono del suelo juega un papel fundamental en la evolución del carbono después de la forestación, ya que de ella depende el que después de la forestación el contenido en carbono edáfico aumente, disminuya o no se modifique.

El comportamiento de las propiedades biológicas y bioquímicas después de la forestación en función del contenido en carbono de los suelos de procedencia es muy variable (Fig. 5.18). En general, se observa un aumento en los valores de estas propiedades mayor en los suelos con contenido en carbono previo a la forestación menor de 3,5 % que en aquellos cuyo contenido es mayor que éste (Fig. 5.18). Sin embargo, en el caso específico de la respiración, y al contrario de lo que sucede con la mayoría de las propiedades, tras la forestación se registra una disminución, que es del 5 % cuando el contenido previo de carbono del suelo es inferior al 3,5 %, y del 19 % cuando es superior al 3,5 %. La biomasa microbiana presenta un comportamiento similar al del contenido en carbono total; las parcelas con menor contenido de carbono previo experimentan mayores aumentos en el contenido en carbono total y en la biomasa microbiana después de la forestación en comparación con las parcelas con mayor contenido previo en carbono edáfico. Por lo que respecta a la respiración, si bien en ambos casos se produce una disminución de la misma tras la forestación, ésta es menos intensa en los suelos de las parcelas con menor contenido en carbono previo a la forestación que en aquellos cuyo contenido en carbono era mayor (Fig. 5.18). Este comportamiento es similar al de las diferentes actividades enzimáticas analizadas por Zorita Hernández (2014). La similitud de las variaciones en el contenido de materia orgánica, la actividad microbiana y las actividades enzimáticas tras la forestación en función del contenido en carbono de los suelos de origen sugiere la existencia de una interrelación de las propiedades edáficas que participan en los diferentes ciclos de los elementos biófilos y en la liberación de nutrientes al suelo (Trasar-Cepeda *et al.,* 2000), fundamentales para el mantenimiento de la nutrición de la vegetación forestal y de la actividad microbiana.

En contraste, los tres coeficientes considerados ($q$mic, qR y qCO_2) presentan un comportamiento diferente al de la biomasa microbiana y la respiración. Estos coeficientes también aumentan tras la forestación, pero, al contrario de lo que sucede con la biomasa microbiana y la respiración, aumentan más cuando el contenido en carbono de los suelos de cultivo de origen era mayor (Fig. 5.18). Este comportamiento puede ser explicado por la dependencia que muestran las comunidades microbianas del estado nutricional del suelo (Xu *et al.,* 2006). Además, se ha establecido que, bajo condiciones favorables, la respiración basal está generalmente limitada por

USC DE COMPOSTELA

la materia orgánica disponible y no tanto por el tamaño de la biomasa microbiana (Wang *et al.,* 2003). De acuerdo por lo encontrado en los anteriores estudios, está claro que el contenido en materia orgánica de los suelos de cultivo previa a su forestación desempeña un papel relevante en la evolución de la actividad microbiana y, por lo tanto, en los coeficientes que analizan su eficiencia después de la forestación, al menos durante los primeros años tras la forestación. De todas formas, este comportamiento no es generalizado, ya que otros autores (Bekku *et al.,* 2004; Frouz *et al.*, 2013; Deng *et al.*, 2016) estudiando diferentes tipos de suelos forestados, encontraron que el qCO_2 disminuía a medida que aumentaba el contenido en carbono edáfico y la biomasa microbiana, lo cual explicaron por una reducción en la respiración causada por un cambio en la calidad de hojarasca y/o una mayor protección de la materia orgánica relacionada con diferentes factores como, por ejemplo, la actividad de la mesofauna del suelo.

En resumen, al analizar los resultados en relación con la influencia de los factores del sitio en el comportamiento de las propiedades después de la forestación, se observa que no todos tienen la misma relevancia. La mayoría de los factores de sitio considerados individualmente únicamente justifican de manera estadísticamente significativa el comportamiento de algunas de las propiedades analizadas, destacando la especie utilizada en la forestación ya que por sí sola no explica la modificación de ninguna de las propiedades tras la forestación (Tabla 5.13). Incluso si se consideran en su conjunto todos los factores de sitio, en total únicamente justifican la variación de nueve de las propiedades estudiadas (C total, C soluble en sulfato potásico, C soluble en agua caliente y en agua fría, C oxidable con permanganato, C soluble en la fracción II de ácido sulfúrico, C polifenólico soluble en agua fría y en agua caliente, y coeficiente metabólico). Por este motivo, se decidió analizar la influencia conjunta de dos y tres de los factores analizados, con el fin de comprobar si dicha combinación proporcionaba más información; los resultados del análisis combinado de varios factores se presentan en la Tabla 5.13.

5.2.6 Combinaciones de varios factores de sitio

Como se mencionó anteriormente (epígrafe 5.1 Resultados), en general, después de la forestación se observa un aumento en los valores de las propiedades relacionadas con la dinámica del carbono edáfico y con el tamaño y actividad de las poblaciones microbianas investigadas en este estudio, aunque tal y como ya se puso de manifiesto anteriormente, en general las diferencias no son estadísticamente significativas. Por este motivo y teniendo en cuenta que los factores de sitio analizados de forma individual no tienen un efecto concluyente, se han estudiado combinaciones de dos y tres factores (Tabla 5.13). Se encontraron cinco

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

combinaciones de dos factores que justifican el comportamiento de alguna de las propiedades después de la forestación, y en tres de estas combinaciones uno de los factores que participaba era el contenido previo en carbono total del suelo. En el caso de las combinaciones de tres factores, también se identificaron cinco combinaciones de varios factores que explican las modificaciones de alguna de las propiedades investigadas, y en todas las combinaciones uno de los factores que aparece incluido es la especie empleada en la forestación que, recordemos, individualmente no justifica el comportamiento de ninguna de las propiedades estudiadas. Por último, en tres de las cinco combinaciones de tres factores que influyen de manera significativamente en la modificación de alguna de las propiedades del suelo investigadas aparece la especie forestal empleada en la forestación (Tabla 5.13).

En la bibliografía existen pocas referencias específicas sobre las combinaciones de factores de sitio y su influencia en las propiedades biológicas y bioquímicas del suelo después de la forestación. Por ejemplo, Deng *et al.* (2014b) analizaron las variaciones en el contenido de carbono en función del uso del suelo, la edad de la plantación y la especie utilizada. Sin embargo, no encontraron que las combinaciones de factores fueran significativas, por lo que se limitaron a analizar la influencia de cada factor de forma individual. De manera similar, Li *et al.* (2018) estudiaron el efecto de la especie empleada en la forestación y la edad de las plantaciones sobre diferentes formas de carbono y nitrógeno, la biomasa y diversas enzimas del suelo. Sin embargo, al igual que en el estudio anterior, cada factor se examinó por separado en lugar de analizar las combinaciones de factores. Estos estudios ponen de manifiesto que la investigación sobre las combinaciones de factores de sitio y su influencia en las propiedades del suelo después de la forestación es compleja, por lo que de momento es muy limitada y la mayoría de los trabajos se centran en analizar los diferentes factores de forma individual. Sin embargo, se han publicado algunos artículos y revisiones que se centran en el comportamiento del contenido en carbono después de la forestación, relacionándolo con la influencia individual de diferentes factores ambientales y metodologías de gestión. Entre estos estudios se pueden citar los de Côté *et al.* (2000), Paul *et al.* (2002), Jandl *et al.* (2007a), Berthrong *et al.* (2009), Laganière *et al.* (2010), Shi y Cui (2010), Nave *et al.* (2013) y Vesterdal *et al.* (2013), en los que se proporciona información valiosa sobre la dinámica del carbono en suelos forestales y sus relaciones con diversos factores ambientales y prácticas de gestión.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

5.2.7 Propiedades no relacionadas con ninguno de los factores de sitio

Para propiedades como el carbono asociado a la biomasa microbiana, el coeficiente microbiano (*q*mic), los carbohidratos solubles en agua a temperatura ambiente (Ct fría) y en agua caliente

(Ct cal), así como los carbohidratos y polifenoles solubles en ácido sulfúrico 5 y 26 N (C-CH FI, C-CH FII, C-PP FI y C-PP FII), las ligeras variaciones observadas después de la forestación no pueden ser justificadas por ninguno de los factores de sitio establecidos (Tabla 5.13). Para estas propiedades que en este estudio no pudieron ser analizadas en función de ninguno de los factores de sitio considerados, solo se pueden establecer tendencias basadas en los grupos de datos (Figs. 5.14 a 5.18). En general, las mayores variaciones de estas propiedades después de la forestación se observan en las parcelas ubicadas en laderas, donde no se realiza limpieza de los restos forestales y del sotobosque, que fueron forestados utilizando especies caducifolias, cuanto mayor es el tiempo transcurrido desde la plantación y cuanto menores eran los contenidos de materia orgánica edáfica previos a la forestación.

En diferentes estudios se ha observado que existe una correlación entre el contenido de carbono de la biomasa microbiana y diversos factores en diferentes tipos de suelos tras cambios de uso a forestal. Se pueden citar, por ejemplo, la materia orgánica previa a la forestación (Liao y Boutton, 2008; Fierer *et al.,* 2009; Laik *et al.,* 2009; Sharma *et al.,* 2014), la posición topográfica (Liu *et al.,* 2007), la gestión de los restos vegetales (Nannipieri *et al.,* 1990, Costantini *et al.,* 1996; Mendham *et al.,* 2002; Wang *et al.,* 2003; Tan *et al.,* 2005), la edad de las parcelas forestales (Wardle y Ghani, 1995; Hope y Li, 1997; Côté *et al.,* 2000; Welke y Hope, 2005) y la especie forestal empleada (Bauhus *et al.,* 1998; Côté *et al.,* 2000). Sin embargo, en este estudio en particular, no se encontró ningún factor que justificara de manera significativa el ligero incremento observado en la biomasa microbiana tras la forestación. Esta falta de relación con los factores de sitio analizados podría deberse al cambio en la estructura de la comunidad microbiana, un aspecto que no se abordó en este trabajo, pero que ha sido descrito por otros autores (Six *et al.,* 2006; Lauber *et al.,* 2008; Macdonald *et al.,* 2009; Cao *et al.,* 2017). Con la forestación, se produce un incremento en la abundancia de hongos en comparación con las bacterias. Por lo tanto, no necesariamente habría un aumento en el número total de microorganismos, sino que se modificaría la proporción o la relación relativa entre los diferentes grupos microbianos. Esta alteración en la estructura de la comunidad microbiana podría ser uno de los factores que contribuyen al ligero incremento observado en la biomasa microbiana, sin que esté directamente relacionado con los factores de sitio analizados en este estudio. De manera similar a lo que ocurre con la biomasa microbiana, los incrementos en diferentes formas de carbono no pueden ser justificados con los factores de sitio analizados en este estudio. Sin embargo, este comportamiento podría ser explicado porque la entrada de materia orgánica al suelo proveniente de los residuos forestales y del sotobosque, es suficiente para compensar la

USC DE COMPOSTELA

materia orgánica que ya no entra al suelo tras el cese del abonado que se realizaba en el uso agrícola y, determinados casos, el cese de la incorporación de restos de las cosechas al suelo mediante el arado (una de las prácticas agrícolas habituales en suelos de cultivo como los utilizados en este estudio). Además, la menor densidad aparente del suelo determinada después de la forestación favorece la aireación y el movimiento del agua en el suelo, lo cual puede afectar a las condiciones de descomposición de los restos vegetales liberando carbohidratos y polifenoles. De todas formas, estos compuestos son ubicuos, pero también son fácilmente lavables por las precipitaciones y las fluctuaciones del nivel de agua (Saviozzi *et al.,* 2001; Cardelli *et al.,* 2012), por lo que su contenido en el suelo tras la forestación no siempre se incrementa tanto como sería de esperar considerando la entrada de restos vegetales. Asimismo, el cambio en el manejo del suelo con la forestación implica una modificación en la estructura y composición de las comunidades microbianas del suelo, las cuales desempeñan un papel importante en la descomposición y la dinámica de la materia orgánica (Nordborg *et al.,* 2006; Vasconcellos *et al.,* 2013). Por otro lado, el que las variaciones sean tan escasas podría explicarse por el poco tiempo transcurrido desde la forestación. En este estudio, las parcelas forestadas investigadas tienen como máximo 15 años de antigüedad. Sin embargo, numerosos estudios publicados en la bibliografía han establecido que se requieren entre 20 y 30 años después de la forestación para observar incrementos consistentes en la materia orgánica del suelo (Laganière *et al.,* 2000; Berthrong *et al.,* 2012; Li *et al.,* 2018), la cual a su vez influye en el resto de las propiedades edáficas. Por lo tanto, es posible que el tiempo transcurrido desde la forestación en este estudio no haya sido suficiente para que se manifiesten cambios significativos en las propiedades del suelo. Es importante tener en cuenta la necesidad de un período adecuado de desarrollo forestal para observar modificaciones más pronunciadas en las propiedades del suelo después de la forestación.

USC
UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

PARTE II

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

6. ESTUDIO DE LA INFLUENCIA DE LA FORESTACIÓN SOBRE LA MATERIA ORGÁNICA A LO LARGO DEL PERFIL DEL SUELO

6.1 RESULTADOS

Al igual que en la primera parte del estudio, los resultados obtenidos para las diferentes propiedades del suelo se expresan ahora en términos de peso y volumen, y en muchos casos, en relación al contenido total de carbono en el suelo para cada una de las capas analizadas a lo largo de la profundidad estudiada en las parcelas. Dado que, similarmente a lo encontrado en el estudio general (epígrafe 3.1), también ahora se comprobó el comportamiento general de la mayoría de las propiedades estudiadas era muy similar, independientemente del tipo de unidades utilizadas para expresar los resultados, únicamente se describirán con detalle los valores obtenidos en unidades de peso, aunque en el epígrafe Anexo II se presentan los resultados expresados de las tres formas.

6.1.1 Biomasa vegetal de las parcelas forestadas y biomasa radicular de las parcelas forestadas y de las de cultivo

En la memoria de la tesis doctoral del Dr. Zorita Hernández (2014), ya mencionada con anterioridad, se analizaron profusamente las características y contenidos de la biomasa vegetal, tanto viva como muerta, que presentaban sobre la superficie del suelo las dos parcelas forestadas utilizadas en esta parte del estudio. Debido a ello en este trabajo se presentará únicamente un resumen de los datos más relevantes y que posteriormente serán utilizados para determinar los cambios producidos en la materia orgánica de los suelos tras la forestación.

Tras la forestación los suelos soportan especies forestales y sufren un manejo que es totalmente diferente al que se realizaban hasta el momento en que se produjo el cambio de uso. El paso de suelos de cultivo, con las actividades agrícolas que esto conlleva, a convertirse en plantaciones forestales supone una serie de cambios importante, el primero de los cuales es que ahora la vegetación es permanente, por lo que es de esperar que el desarrollo de la misma afecte a la dinámica de la materia orgánica y a los procesos metabólicos del suelo. Aunque el sentido de estos cambios aún no está establecido puede variar no sólo en diferentes suelos, con distintas vegetaciones y en diferentes zonas climáticas, sino también en los diferentes niveles del suelo (Guo y Gifford, 2002; Don *et al.*, 2011; McKinley *et al.*, 2011; Poeplau *et al.*, 2011).

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

En esta parte del estudio se determinó la biomasa forestal viva que presentaban las dos parcelas forestadas (Tabla 6.1), trabajo que fue realizado por la *Unidade de Xestión Forestal Sostenible* de la Universidade de Santiago de Compostela, empleando para ello la metodología descrita por Montero *et al.* (2005) y para la cubicación el *software* CubiFor© (Cesefor).

Las parcelas forestadas presentaban características diferentes (Tabla 6.1; García-Campos *et al.*, 2022) ya que la parcela de Laraño tenía un número bastante superior de árboles; sin embargo, éstos presentaban un diámetro medio significativamente menor a los de la parcela de Pontevea, siendo la altura media similar. Por otro lado, la biomasa vegetal estimada de las diferentes partes de los árboles (fustes, ramas, hojas y raíces) no era muy distinta en ambas parcelas, aunque en todos los casos era algo mayor en Laraño que en Pontevea. Sin embargo, cuando se analiza la biomasa vegetal total por hectárea en ambas parcelas, es la parcela de Pontevea la que presentaba mayor cantidad de biomasa vegetal, consecuencia del mayor diámetro de los árboles en esta parcela que en Laraño. Esta diferencia probablemente está causada por la diferencia de separación entre los árboles, mayor en la parcela de Pontevea (Tabla 6.1), lo que influye en el desarrollo de los mismos.

Tabla 6.1: Características de la cobertura vegetal y cantidad de biomasa vegetal viva estimada para las dos parcelas forestadas estudiadas. Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre los valores de las dos parcelas ($p \leq 0,05$).

	Laraño	**Pontevea**
Superficie (ha)	0,25	0,17
Número de árboles	197	89
Densidad árboles por ha	784	534
Separación entre árboles (m)	3 x 3	4 x 3,5
Altura media árboles (m)	23,9 ± 2,9 a	23,3 ± 1,5 a
Diámetro medio árboles (cm)	24,5 ± 5,1 a	30,4 ± 3,6 b
Biomasa fustes (kg)	26015	22832
Biomasa ramas (kg)	7773	6970
Biomasa hojas (kg)	1108	803
Biomasa raíces (kg)	10583	9764
Biomasa vegetal viva total de la parcela (kg)	45479	40369
Biomasa vegetal viva total (t ha^{-1})	182	237

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Además, también se cuantificó la biomasa vegetal muerta, la cual estaba compuesta por hojas caídas recientemente, por restos foliares de años anteriores que se encontraban en proceso de descomposición (litter+förna) y por ramas de los árboles caídas recientemente. (Tabla 6.2;

García-Campos *et al.*, 2022). Los valores obtenidos de la cantidad de ramas son similares en ambas parcelas, mientras que la *litter* + la *förna* era mucho menor (un tercio) en la parcela forestada de Laraño que en la de Pontevea, siendo la diferencia entre ambas parcelas estadísticamente significativa ($p \leq 0{,}05$). Consecuentemente, el contenido total de biomasa muerta por hectárea en la parcela de Pontevea era el triple que en la de Laraño.

Tabla 6.2: Cantidad de biomasa vegetal muerta presente en la superficie de los dos suelos forestados. Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre los valores de las dos parcelas ($p \leq 0{,}05$).

	Laraño	**Pontevea**
Ramas (t ha^{-1})	0,25 ± 0,05 a	0,23 ± 0,04 a
***Litter* + *Förna* (t ha^{-1})**	4,04 ± 1,22 a	12,66 ± 7,13 b
Biomasa muerta total (t ha^{-1})	4,29	12,89

El contraste en el crecimiento de los árboles en las dos parcelas descrito anteriormente (mayor diámetro en los árboles de Pontevea que en los de Laraño) debe ser tenido en cuenta, puesto que esto también afectará al crecimiento radicular, que también será distinto, por lo que podría afectar al balance de materia orgánica y al metabolismo edáfico a lo largo del perfil del suelo. En la Tabla 6.1 se muestra el contenido en biomasa radicular predicho obtenido mediante la ecuación genérica mostrada a continuación y los coeficientes establecidos en la bibliografía para *Populus x euroamericana* (Dode) Guineir (Montero *et al.*, 2005).

Ecuación genérica:

$$\mathcal{B} = e^{\frac{c^2}{2}} \times e^{a} \times \mathcal{DBH}^{b}$$

Donde B es la biomasa de las raíces y DBH es el diámetro a la altura del pecho; los valores de los coeficientes son: a = - 5,00204; b = 2,82049; c = 0,263722

Además de estimar la biomasa total de raíces a partir de la anterior ecuación, también se determinó experimentalmente el contenido en raíces de cada una de las capas a lo largo del perfil del suelo, tanto en los suelos de las parcelas forestadas como en las parcelas de cultivo, siguiendo para ello el procedimiento descrito en el apartado de métodos material (epígrafe 3.2.2), Además, para cada capa de suelo también se analizó el contenido en C de las raíces, lo que permitió establecer tanto el contenido en raíces a lo largo del perfil, en kg por hectárea, como la cantidad de carbono que representan dichas raíces (Tabla 6.3).

El contenido de raíces a lo largo del perfil (Tabla 6.3; ; García-Campos *et al.*, 2022) es mayor en la parcela forestada que en la parcela de cultivo, tanto en la pareja de Laraño como en la de Pontevea, lo cual era de esperar debido al diferente tipo de vegetación presente en los dos tipos

de parcelas. Los cultivos tienen sistemas de raíces menos desarrollados y con ciclos de vida más cortos, mientras que las especies forestales presentan un mayor número de raíces, que son más largas y se adentran más profundamente en el suelo, además de mantenerse vivas durante períodos más prolongados

Tabla 6.3: Cantidad de biomasa de raíces presente en los 100 cm superiores de los suelos de las parcelas de cultivo (CT) y las forestados (AF) de Laraño y Pontevea, expresadas tanto en peso de materia seca por hectárea (kg ha^{-1}) como en cantidad de carbono por hectárea (kg C ha^{-1}).

	Raíces (kg ha^{-1})				**Raíces (kg C ha^{-1})**			
	Laraño		**Pontevea**		**Laraño**		**Pontevea**	
	CT	**AF**	**CT**	**AF**	**CT**	**AF**	**CT**	**AF**
0 – 10 cm	2087	3258	350	1021	778	1355	112	514
10 – 20 cm	696	222	110	395	284	98	40	200
20 – 30 cm	276	959	284	534	100	387	99	266
30 – 40 cm	262	2778	132	246	105	1157	40	105
40 – 50 cm	108	573	54	17	48	241	18	7
50 – 60 cm	92	304	46	17	37	145	15	3
60 – 70 cm	52	657	34	180	21	258	11	45
70 – 80 cm	25	552	10	407	10	227	3	179
80 – 90 cm	14	90	10	470	5	44	3	127
90 – 100 cm	15	96	10	639	6	45	3	218
Total	3627	9489	1040	3926	1394	3957	344	1664

Por otro lado, también se observa que, mientras que en las parcelas de cultivo tanto el contenido en raíces como la cantidad de C por hectárea que suponen disminuyen fuertemente con la profundidad del suelo, en las parcelas forestadas se observan zonas de acumulación de raíces y de carbono a diferentes profundidades. Además, también se observa que mientras en Laraño dicha acumulación se produce en capas del suelo relativamente superficiales (de 20 a 40 y de 60 a 80 cm), en Pontevea la acumulación se produce tan sólo en las capas inferiores del suelo (de 60 a 100 cm) y, además, la cantidad de raíces y de C acumulado se incrementa con la profundidad. Por último, cabe señalar que tanto en el suelo de la parcela forestada como en el de cultivo, la cantidad total de raíces y de C de las mismas es mucho mayor (el doble aproximadamente) en las parcelas de Laraño que en las de Pontevea. Sin embargo, mientras que en el suelo de cultivo tanto la cantidad de raíces como la cantidad de C contenido en las mismas se mantiene a lo largo del perfil más alto en Laraño que en Pontevea, en las parcelas forestadas esto no ocurre para todas las capas de suelo. Por último, se podía destacar que el contenido medio en carbono de las raíces es mayor en los suelos de las parcelas forestadas que en las de cultivo y que las raíces del suelo de la parcela de cultivo de Laraño son más ricas en C que en las del suelo de Pontevea.

Como ya se ha comentado en el epígrafe 3.1.3, en el que se describen las parcelas en las se estudió la variación a lo largo del perfil de las diferentes propiedades analizadas, en ambas parcelas el sotobosque es abundante y en ambos casos presenta como especies más habituales zarzas (*Rubus* sp.), tojos (*Ulex* sp.), helechos (especialmente *Pteris aquilina* L.) y ortigas (*Urtica dioica* L.). Por otro lado, aunque en las dos parcelas el sotobosque se corta cada cierto tiempo, cuando esto se hace los restos del sotobosque no se retiran tras el desbroce, sino que se dejan sobre el suelo. Hay que destacar, sin embargo, que el manejo en las dos parcelas es algo diferente, ya que en la parcela forestada de Laraño la limpieza del sotobosque se hace cada año, mientras que en la parcela forestada de Pontevea se hace cada 2 o 3 años.

6.1.2 Variación con la profundidad de las propiedades generales del suelo

Al igual que se hizo en el estudio general de los suelos forestados, en la primera parte de esta memoria, tampoco en este caso se describirá detalladamente la variación de las propiedades generales de los suelos con la profundidad, puesto que los resultados obtenidos ya han sido analizados en la memoria de la tesis doctoral del Dr. Zorita Hernández (2014). Se hará, al igual que se hizo para el estudio general, un breve resumen de las variaciones más relevantes de dichas propiedades.

La variación del contenido en N total del suelo con la profundidad es muy similar en ambas parcelas de Laraño (Fig. 6.1), aunque en todas las capas éste es significativamente menor en la parcela forestada que en la de cultivo ($p \leq 0{,}05$; Tabla 3 del Anexo II). En ambas parcelas, el contenido en N total disminuye progresivamente desde la capa superficial del suelo (0,19 ± 0,00 % en la parcela control y 0,18 ± 0,00 % en la forestada) hasta la capa de 30 – 40 cm (0,12 ± 0,00 % en la parcela control y 0,10 ± 0,00 % en la forestada); a partir de los 40 cm el contenido en N total se mantiene relativamente constante en ambos suelos.

Por su parte, en la parcela de cultivo de Pontevea (Fig. 6.1) el contenido en N total casi no se modifica en los primeros 40 cm del suelo (varía entre 0,16 ± 0,00 y 0,18 ± 0,01 %). Sin embargo, a partir de esa profundidad se observa una fuerte disminución, alcanzando en la capa 50 – 60 cm un contenido cercano al cero (0,05 ± 0,00 %) y en las siguientes capas hasta la base del perfil los valores casi no se modifican.

En la parcela forestada de Pontevea la variación del contenido en N total del suelo con la profundidad es muy similar a la de la parcela de cultivo, excepto en los 10 cm superiores del mismo (Fig. 6.1). Además, excepto en esta última capa, el contenido en N total es siempre menor en el suelo forestado que en el de cultivo, aunque las diferencias sólo son significativas en los primeros 60 cm. El contenido en nitrógeno total en la capa de 0 a 10 cm del suelo es de 0,27 ±

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

0,00 %, bastante mayor que el obtenido para la misma capa del suelo de cultivo, que es de 0,18 ± 0,01 %. Sin embargo, este contenido disminuye en la siguiente capa, alcanzando un valor de 0,15 ± 0,00 %. A partir de ese punto, el contenido se mantiene constante hasta la capa de 30 a 40 cm. Luego, vuelve a disminuir drásticamente hasta los 60 cm, donde alcanza valores próximos a cero. A partir de ahí, el contenido en N total se mantiene constante hasta la base del perfil del suelo.

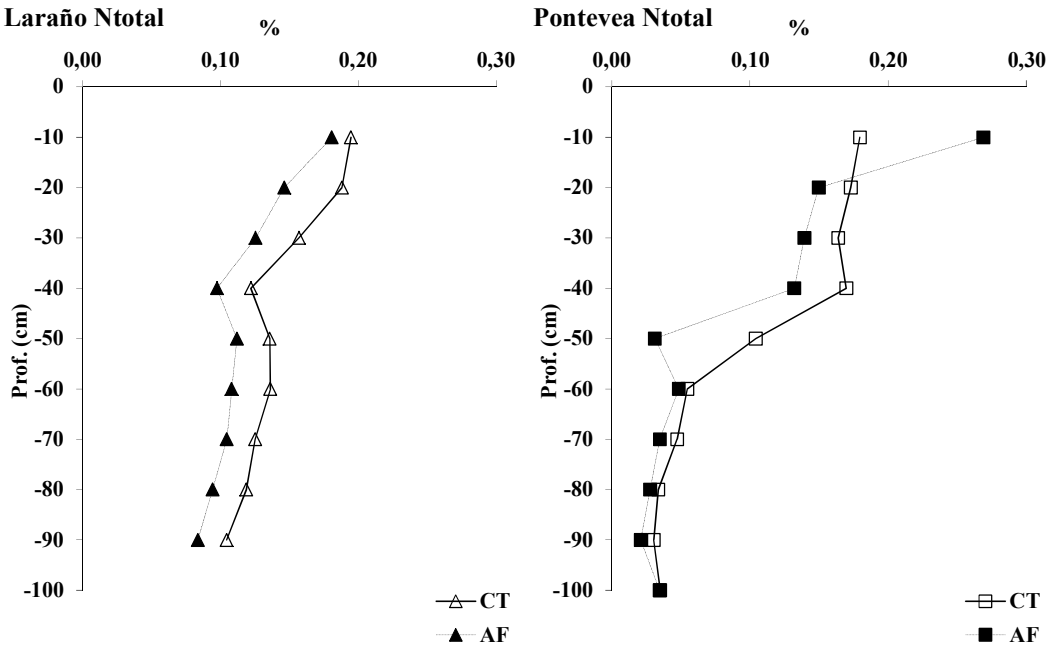

Fig. 6.1 Variación con la profundidad (prof.) del contenido en nitrógeno total (Ntotal) en los suelos de las parcelas forestadas (AF) y las cultivadas (CT) de Laraño y Pontevea.

En el suelo de cultivo de Laraño (Fig. 6.2) el pH en KCl en la capa superficial es 4,19 ± 0,01, valor que se incrementa en la capa de 10 – 20 cm (4,32 ± 0,01); desde esta profundidad hasta la capa 40 – 50 cm el pH en KCl disminuye, recuperando a esta profundidad el valor de pH que tenía en la capa 0 – 10 cm. A continuación, el pH en KCl aumenta paulatinamente, alcanzando en la base del perfil un valor de 4,50 ± 0,04.

Excepto en las capas de 20 a 50 cm, a lo largo de todo el perfil el pH en KCl del suelo forestado de Laraño es significativamente ($p \leq 0,05$; Tabla 3 del Anexo II) menor que el del suelo de cultivo (Fig. 6.2). El pH en KCl en la capa superficial del suelo forestado de Laraño es 4,53 ± 0,04 (Fig. 6.2) y en la siguiente capa disminuye pronunciadamente, alcanzando un valor significativamente menor que el del suelo de cultivo en la capa 20 – 30 cm, en la que el pH es 4,04 ± 0,00. A partir de esta profundidad el pH aumenta hasta la base del perfil (4,27 ± 0,00).

El pH en KCl de la pareja de parcelas forestada y de cultivo de Pontevea (Fig. 6.2), muestra un comportamiento en profundidad y unos valores diferentes a los de las parcelas de Laraño. Como

también sucedía en Laraño, los valores de pH son más altos en el suelo de cultivo que en el forestado, siendo las diferencias estadísticamente significativas para todas las profundidades ($p \leq 0{,}05$; Tabla 1 del Anexo II). En el suelo de cultivo (Fig. 6.2), el pH en KCl de la capa superficial es 4,21 ± 0,01, incrementando a continuación muy ligeramente hasta la capa de 30 – 40 cm (4,32 ± 0,01); a continuación, se incrementa muy bruscamente hasta los 60 cm (4,67 ± 0,01), y a partir ahí el pH se mantiene relativamente constante hasta la base del perfil, aunque con una ligera tendencia al incremento.

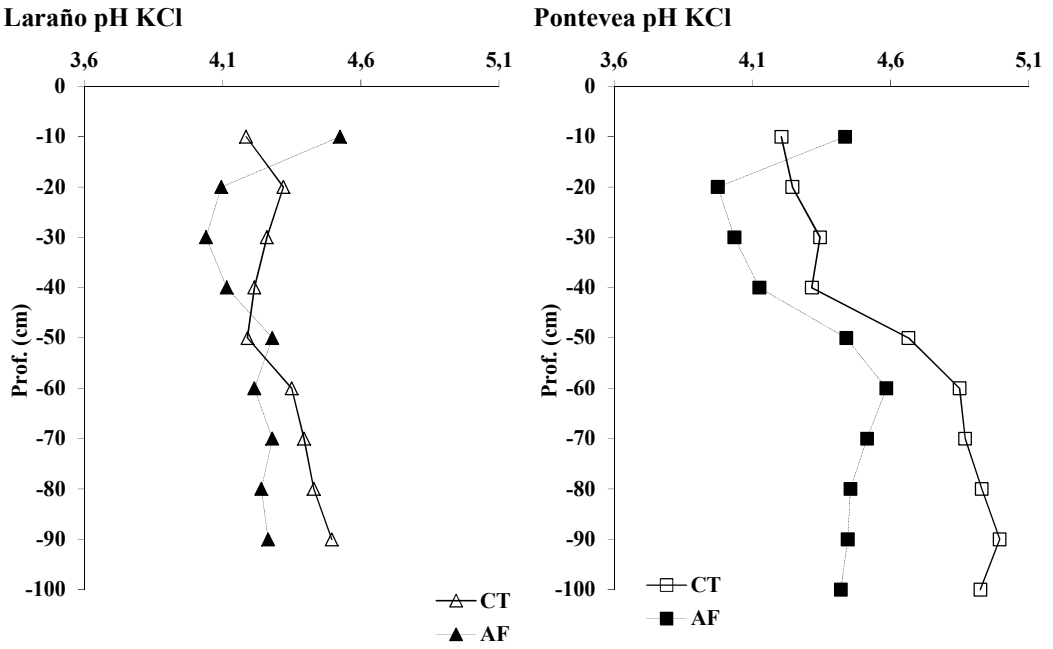

Fig. 6.2 Variación con la profundidad (prof.) del pH en cloruro potásico (pH KCl) en los suelos de las parcelas forestadas (AF) y las cultivadas (CT) de Laraño y Pontevea.

En la parcela forestada (Fig. 6.2), el pH en KCl en la capa 0 – 10 cm es 4,44 ± 0,05 y, por tanto, mayor que en el suelo de cultivo, siendo la diferencia estadísticamente significativa ($p \leq 0{,}05$; Tabla 1 del Anexo II). En la siguiente capa (10 – 20 cm) el pH disminuye pronunciadamente (3,98 ± 0,01); a partir de aquí las variaciones en profundidad son similares a lo observado para el suelo de cultivo: ligero incremento hasta los 40 cm, fuerte incremento entre los 40 y los 60 cm (hasta valores similares a los que tenía en la capa superficial) y valores relativamente constantes a continuación, aunque al contrario que en el suelo de cultivo ahora el pH tiende a disminuir con la profundidad.

En general en ambos sitios (Laraño y Pontevea) y tanto en los suelos forestados como en los de cultivo, la densidad aparente (Dens) varía poco en profundidad, aunque se observa una ligera tendencia al incremento. En el suelo de la parcela control de Laraño (Fig. 6.3), la densidad en la

USC DE COMPOSTELA

capa superficial es de 1,03 ± 0,02 g cm^{-3}, valor que incrementa progresivamente hasta la capa 50 – 60 cm (1,26 ± 0,04 g cm^{-3}), y que luego se mantiene hasta la base del perfil.

En el suelo de la parcela forestada de Laraño (Fig. 6.3), los valores son muy similares a los de la parcela de cultivo y, aunque en general son algo menores, las diferencias no son estadísticamente significativas ($p \leq 0,05$; Tabla 1 del Anexo II). En la capa superficial la densidad es 0,96 ± 0,05 g cm^{-3}, ligeramente menor que en la misma capa del suelo de cultivo; en las siguientes capas los valores oscilan ligeramente, aumentando hasta la capa 50 – 60 cm (1,19 ± 0,04 g cm^{-3}), disminuyendo ligeramente en las dos capas siguientes, para volver a incrementarse en el último nivel (1,26 ± 0,06 g cm^{-3}).

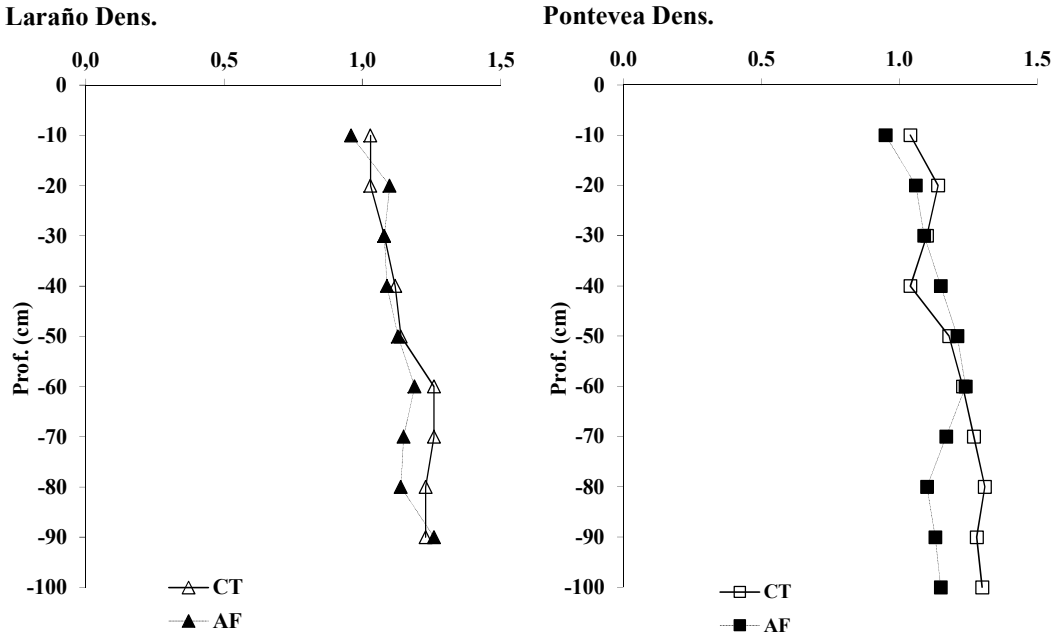

Fig. 6.3 Variación con la profundidad (prof.) de la densidad aparente (Dens.) en los suelos de las parcelas forestadas (AF) y las de cultivo (CT) de Laraño y Pontevea.

En el suelo de la parcela de cultivo de Pontevea (Fig. 6.3), la densidad aparente en la capa superficial es 1,04 ± 0,02 g cm^{-3} y, aunque en las capas de 20 – 30 y 30 – 40 cm hay una disminución de la densidad, en general ésta incrementa con la profundidad, alcanzándose en la base del perfil un valor de 1,30 ± 0,03 g cm^{-3}.

En el suelo de la parcela forestada de Pontevea (Fig. 6.3), la densidad en la capa 0 – 10 cm es 0,95 ± 0,07 g cm^{-3}; a continuación, los valores de la densidad se incrementan de forma continua hasta la capa 50 – 60 cm, donde es 1,24 ± 0,06 g cm^{-3}. A partir de este nivel la densidad disminuye y luego se estabiliza, siendo en la base del perfil 1,15 ± 0,04 g cm^{-3}.

Comparando la densidad aparente de las capas a la misma profundidad de las dos parcelas de Pontevea, se observa que en general no hay diferencias significativas ($p \leq 0,05$; Tabla 1 del Anexo

II), aunque en la mayoría de las capas la densidad es mayor en el suelo de cultivo que en el forestado, con la excepción de las capas entre 30 y 60 cm en las que es mayor en la parcela forestada.

6.1.3 Variación con la profundidad del contenido en carbono y de las formas de carbono soluble en diferentes extractantes

6.1.3.1 Carbono total

Al igual que ocurría en descripción de resultados en la primera parte de esta memoria, también ahora se va a describir con más detalle lo que le ocurre al contenido en carbono total (Ctotal) en los suelos forestados, puesto que el objetivo principal de esta memoria es investigar el comportamiento de la materia orgánica del suelo tras la forestación y, por consiguiente, las modificaciones del contenido en C total son fundamentales para la misma.

En el suelo de la parcela de cultivo de Laraño (Fig. 6.4), el contenido en C total en la capa superficial es de 2,50 ± 0,11 %. Aunque a lo largo del perfil el contenido disminuye paulatinamente, alcanzándose en la última capa un valor de 1,41 ± 0,24 %, esta disminución no es continua. Así, el contenido en C total se mantiene relativamente constante hasta los 30 cm, disminuye en la capa 30 – 40 cm y se vuelve a mantener constante hasta los 70 cm, disminuyendo de nuevo, a continuación, hasta los 80 cm y luego ya se mantiene igual hasta la base del perfil.

En el suelo de la parcela forestada de Laraño (Fig. 6.4), el contenido de C total en la capa 0 – 10 cm es de 2,48 ± 0,01 %, esto es, igual que en el suelo de cultivo; a continuación, el contenido en C total disminuye de manera progresiva, alcanzando en la capa 40 – 50 cm un valor de 1,12 ± 0,06 %. A partir de esta profundidad el C total aumenta ligeramente hasta la capa 60 – 70 cm (cuyo contenido en C total es 1,59 ± 0,15 %), volviendo a disminuir ligeramente hasta la base del perfil (80 – 90 cm), donde el contenido en C total es 1,36 ± 0,01 %.

En resumen, al comparar el suelo de cultivo y el forestado de Laraño el contenido en C total de las distintas capas es diferente. Los valores de C total en la capa superficial (0 – 10 cm) y en las tres capas más profundas no son significativamente diferentes ($p \leq 0{,}05$; Tabla 2 del Anexo II), pero en el resto de niveles el C total es significativamente mayor en el suelo de cultivo que en el forestado.

El comportamiento del C total en profundidad en las dos parcelas de Pontevea es diferente al de las de Laraño, aunque la tendencia es igualmente a disminuir a lo largo del perfil. En el suelo de la parcela de cultivo de Pontevea (Fig. 6.4) el contenido en C total en la capa superficial es de

1,85 ± 0,11 %, manteniéndose relativamente constante hasta los 40 cm. A continuación, hay una fuerte disminución del contenido en C total hasta la capa de 50 – 60 cm, donde alcanza un valor de 0,47 ± 0,03 %, y posteriormente disminuye ligeramente de forma paulatina hasta la base del perfil, donde el contenido en C total es 0,24 ± 0,01 %.

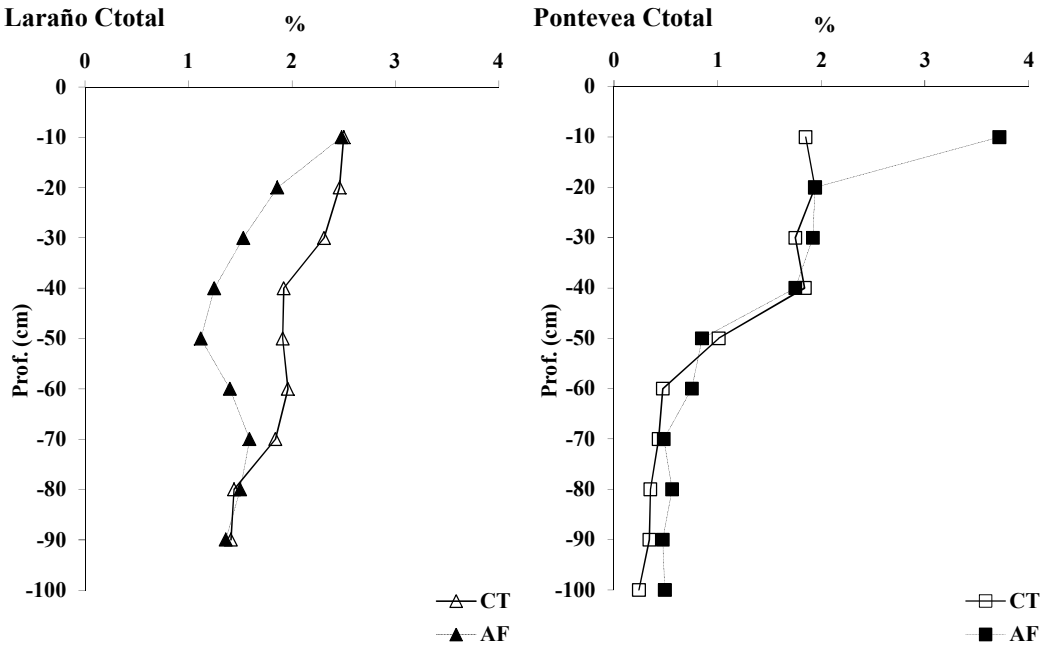

Fig. 6.4 Variación con la profundidad (prof.) del contenido en carbono total (Ctotal) en los suelos de las parcelas forestadas (AF) y las de cultivo (CT) de Laraño y Pontevea.

En el suelo de la parcela forestada de Pontevea (Fig. 6.4), el contenido en la capa superficial es de 3,72 ± 0,24 % y, por tanto, mucho mayor que en la misma capa del suelo de cultivo, siendo la diferencia estadísticamente significativa ($p \leq 0,05$; Tabla 2 del Anexo II). En la siguiente capa (10 – 20 cm) se observa una fuerte disminución del contenido en C total, que se iguala al obtenido en el suelo de cultivo (Fig. 6.4). A partir de esta capa la tendencia de variación en profundidad es muy similar a la mostrada por el suelo de cultivo de referencia y, aunque en general el contenido en C total es ligeramente mayor en el suelo forestado que en el de cultivo, las diferencias no son estadísticamente significativas ($p \leq 0,05$; Tabla 2 del Anexo II).

6.1.3.2 Carbono soluble en sulfato potásico

En el suelo de la parcela control de Laraño (Fig. 6.5), el máximo valor de carbono soluble en sulfato potásico (C-sulfato) es de 117 ± 9 mg kg^{-1} y se obtiene en la capa superficial. El contenido en C—sulfato disminuye ligeramente en profundidad hasta los 30 cm, donde se obtiene un valor de 97 ± 6 mg kg^{-1}; a partir de aquí, el contenido en C-sulfato fluctúa continuamente, aunque tendiendo a disminuir con la profundidad hasta la base del perfil, donde se registra un valor de 78 ± 6 mg kg^{-1}.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO

En la parcela forestada de Laraño (Fig. 6.5), los valores de C-sulfato son muy similares en los 40 cm superiores del perfil, oscilando entre 92 y 96 mg kg^{-1}. Entre 40 y 60 cm de profundidad el C-sulfato aumenta, alcanzándose el valor máximo del perfil en la capa 50 – 60 cm (126 ± 3 mg kg^{-1}); a partir de este nivel, el C-sulfato disminuye paulatinamente hasta la base del perfil, donde el contenido en C-sulfato es de 54 ± 0 mg kg^{-1}.

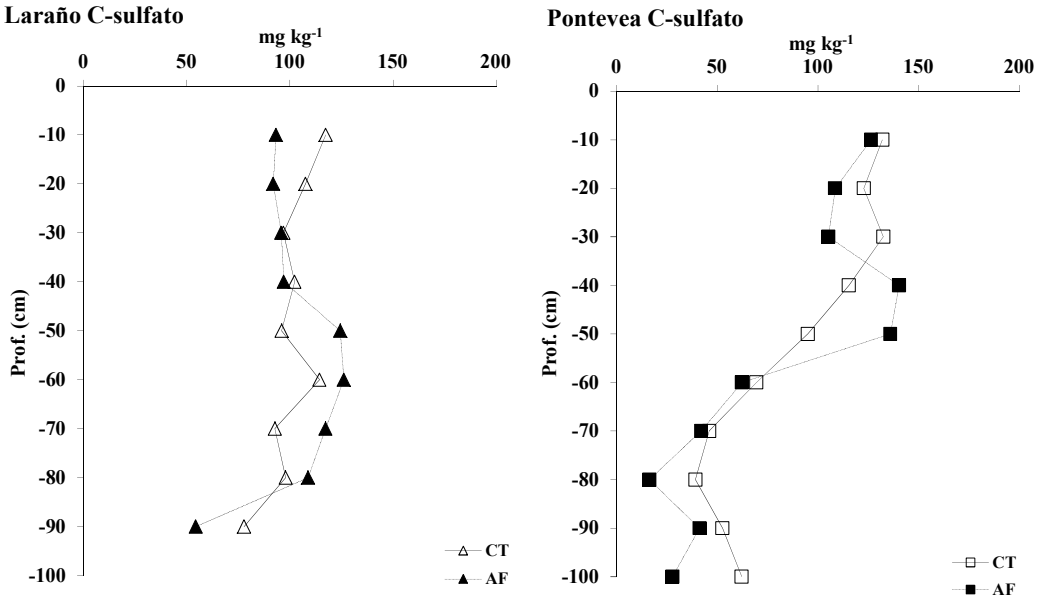

Fig. 6.5 Variación con la profundidad (prof.) del contenido en carbono extraído con sulfato potásico (C-sulfato) en los suelos de las parcelas forestadas (AF) y las de cultivo (CT) de Laraño y Pontevea.

Comparando las capas a la misma profundidad de las dos parcelas de Laraño, las diferencias son significativas ($p \leq 0{,}05$; Tabla 3 del Anexo II) en todos los niveles, excepto en las capas entre 20 y 40 cm. En los niveles superiores el C-sulfato es mayor en la parcela control, mientras que en los niveles inferiores los contenidos son mayores en la parcela forestada, excepto en el nivel 80 – 90 cm que vuelve a ser mayor en la parcela control.

La distribución del C-sulfato a lo largo del perfil en las dos parcelas de Pontevea es similar (Fig. 6.5), aunque varían ligeramente en los niveles entre 30 y 50 cm. En la parcela control hasta 30 cm de profundidad, los valores de C-sulfato son similares (comprendidos entre 123 y 132 mg kg^{-1}), pero a partir de aquí los contenidos disminuyen y se alcanza el valor mínimo del perfil (39 ± 11 mg kg^{-1}) en la capa 70 – 80 cm. En los siguientes niveles los contenidos en C-sulfato aumentan hasta la base del perfil, donde el contenido en C-sulfato es 62 ± 14 mg kg^{-1}.

En la parcela forestada de Pontevea (Fig. 6.5), en la capa 0 – 10 cm el contenido en C-sulfato es de 126 ± 22 mg kg^{-1}, valor que disminuye ligeramente en la capa 20 – 30 cm (105 ± 10 mg kg^{-1}). Sin embargo, en la capa siguiente aparece el valor más elevado del perfil (140 ± 13 mg kg^{-1}), que prácticamente se mantiene en el nivel 40 – 50 cm. A partir de esta profundidad, el contenido en

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO

C-sulfato disminuyen muy fuertemente hasta la capa 70 – 80 cm, en la que se alcanza el valor mínimo (16 ± 2 mg kg^{-1}). A partir de aquí, el C-sulfato oscila ligeramente hasta la base del perfil. A pesar de que la distribución en profundidad del C-sulfato similar en las dos parcelas, comparando las capas a la misma profundidad de ambas parcelas de Pontevea se observa que, con la excepción de los niveles 0 – 10 y 60 – 70 cm, los valores de C-sulfato son significativamente diferentes ($p \leq 0{,}05$; Tabla 3 del Anexo II), ya que son más altos en la parcela forestada en las capas entre 30 y 50 cm, mientras que en el resto de capas son más altos en la parcela control.

6.1.3.3 Carbono soluble en agua

a) Carbono soluble en agua a temperatura ambiente

La distribución a lo largo del perfil del carbono extraído en agua a temperatura ambiente (Ct fría) es similar en las dos parcelas de Laraño (Fig. 6.6). Sin embargo, en los 30 cm superiores los valores de Ct fría son superiores y significativamente diferentes a los de la parcela forestada ($p \leq 0{,}05$; Tabla 4 del Anexo II). En superficie los contenidos de Ct fría son 123 ± 1 mg kg^{-1} para la parcela control y 115 ± 1 mg kg^{-1} para la parcela forestada. Entre 10 y 40 cm el Ct fría disminuye progresivamente en ambas parcelas, pero lo hace más fuertemente en la parcela forestada. A los 40 cm de profundidad el contenido en Ct fría se iguala en las dos parcelas (25 ± 1 y 24 ± 1 mg kg^{-1}, para el suelo de la parcela control y el de la forestada, respectivamente), manteniéndose relativamente constante hasta el final del perfil.

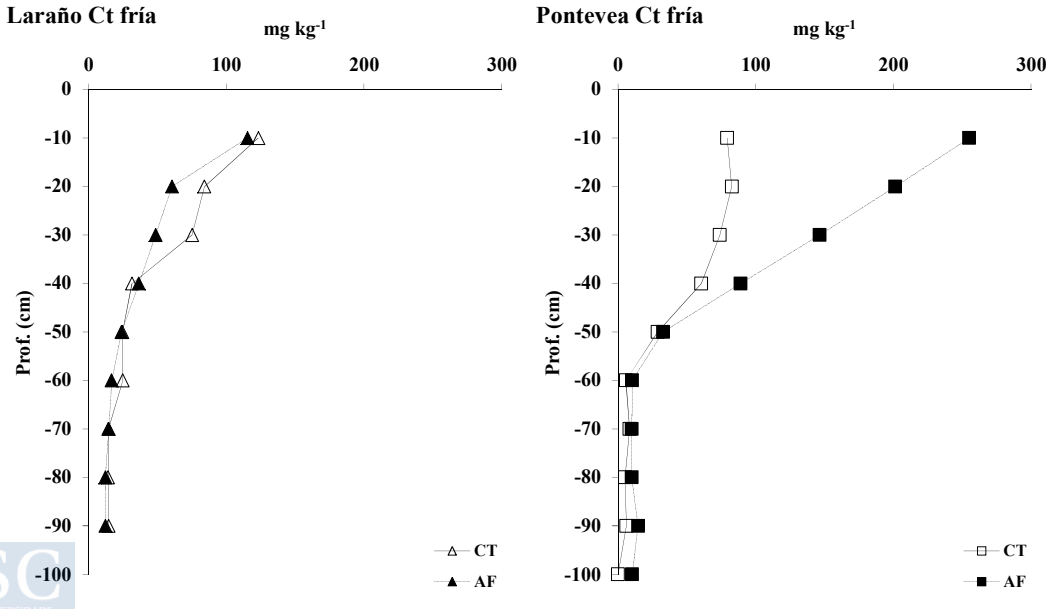

Fig. 6.6 Variación con la profundidad (prof.) del contenido en carbono soluble en agua a temperatura ambiente (Ct fría) en los suelos de las parcelas forestadas (AF) y las de cultivo (CT) de Laraño y Pontevea.

Hasta la capa de 30 – 40 cm de profundidad, el contenido en Ct fría es mayor en el suelo de cultivo que en el forestado, con la excepción de la capa más superficial en la que es igual en ambos suelos. Desde los 40 cm hasta la base del perfil, el valor de Ct fría es igual en ambos suelos.

En Pontevea la distribución del Ct fría es parecida en ambas parcelas en la parte más profunda del perfil del suelo, esto es, desde 50 cm de profundidad hasta la base del perfil (Fig. 6.6), pero es claramente diferente en las capas superficiales. En la parcela control, el contenido en Ct fría en la capa 0 – 10 cm es de 79 ± 1 mg kg^{-1}, manteniéndose un valor similar hasta los 30 cm. A partir de este último nivel, los valores de Ct fría disminuyen, de modo que en la capa 50 – 60 cm el contenido en Ct de esta fracción es tan sólo 6 ± 0 mg kg^{-1}, valor que se mantiene constante hasta la base del perfil.

En la parcela forestada de Pontevea (Fig. 6.6) el contenido en Ct fría en la capa superficial (255 ± 1 mg kg^{-1}) es más elevado que el de la parcela control. En profundidad, el Ct fría disminuye muy fuertemente hasta alcanzar en la capa 40 – 50 cm el valor de 33 ± 1 mg kg^{-1}, el cual es muy similar al determinado en la parcela control (29 ± 1 mg kg^{-1}). Entre esta capa y la de 50 – 60 cm el Ct fría disminuye ulteriormente, hasta casi desaparecer, y a partir de esa profundidad los valores se mantienen hasta la base del perfil, tal como ocurre en la parcela control.

Comparando las capas de igual profundidad de las dos parcelas, se observa que los valores de Ct fría son, para ambas parcelas de Pontevea, significativamente diferentes y mucho mayores ($p \leq 0{,}05$; Tabla 4 del Anexo II) hasta la capa de 40 – 50 cm de profundidad. Aunque en todas las capas los contenidos de Ct fría son superiores en la parcela forestada, a partir de los 60 cm no hay diferencias significativas.

b) Carbono soluble en agua caliente

Los valores de carbono extraído en agua caliente (Ct cal; Fig. 6.7) son, en los dos niveles superiores de la parcela control de Laraño, prácticamente iguales (503 ± 4 mg kg^{-1} en la capa 0 – 10 cm y 479 ± 20 mg kg^{-1} en la capa 10 – 20 cm). Estos valores disminuyen fuertemente hasta la capa 40 – 50 cm (58 ± 3 mg kg^{-1}) y, a partir de aquí, el contenido en Ct cal tiende a disminuir ligeramente, alcanzando en la base del perfil un valor de 39 ± 1 mg kg^{-1}.

En la parcela forestada de Laraño (Fig. 6.7), y similarmente a lo que sucede en la parcela control, el valor más elevado de Ct cal se presenta en la capa superficial (572 ± 13 mg kg^{-1}). En cambio, a diferencia de la parcela control, el Ct cal disminuye fuertemente en la siguiente capa (305 ± 3 mg kg^{-1}) y continúa haciéndolo hasta el nivel 40 – 50 cm, donde alcanza un valor de 76 ± 6 mg kg^{-1}. A partir de aquí los valores se mantienen relativamente constantes hasta la base del perfil, aunque con una ligera tendencia a disminuir (29 ± 1 mg kg^{-1} en la capa 80 – 90 cm).

USC DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

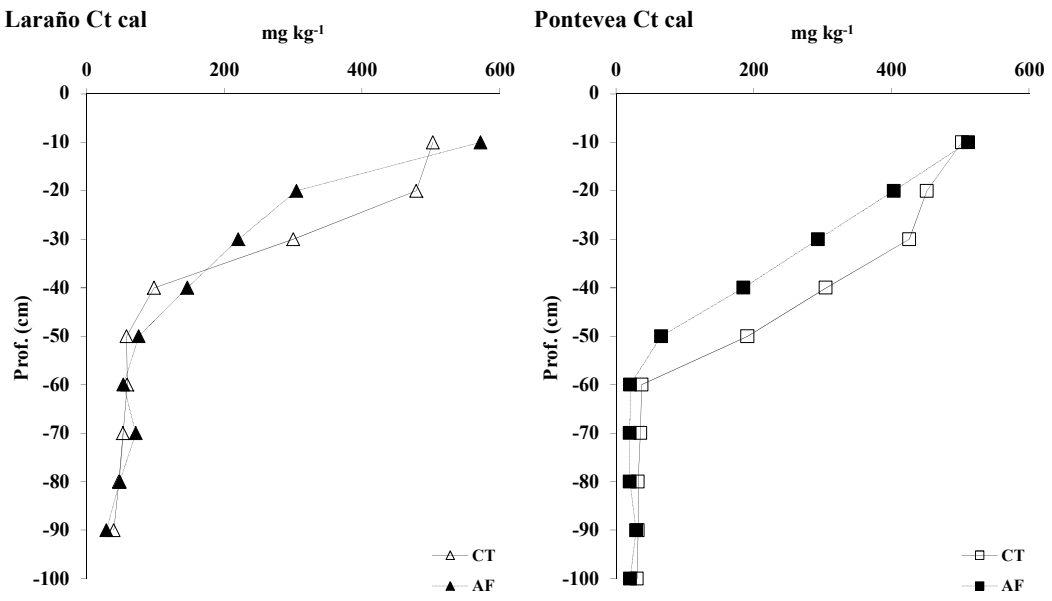

Fig. 6.7 Variación con la profundidad (prof.) del contenido en carbono soluble en agua caliente a 80ºC (Ct cal) en los suelos de las parcelas forestadas (AF) y las de cultivo (CT) de Laraño y Pontevea.

Comparando las capas de igual profundidad de las dos parcelas, los valores de Ct cal hasta el nivel 30 – 40 cm son diferentes ($p \leq 0{,}05$; Tabla 5 del Anexo II), siendo unas veces mayor en la parcela forestada (capas 0 – 10 y 30 – 40 cm) y otras en la parcela control (capas 0 – 20 y 20 – 30 cm). A partir del nivel 40 – 50 cm y hasta la base del perfil, el Ct cal es igual en ambas parcelas.

El comportamiento de Ct cal en ambas parcelas de Pontevea es muy similar al observado para las parcelas de Laraño, aunque a diferencia de lo que ocurría en éstas, en el nivel 0 – 10 cm el Ct cal es igual en ambas parcelas y la disminución del contenido en Ct cal con la profundidad se mantiene hasta los 60 cm, y no hasta los 50 cm como sucedía en Laraño.

En la parcela control de Pontevea (Fig. 6.7), el contenido en Ct cal en la capa superficial es de 503 ± 8 mg kg^{-1} y hasta 30 cm la disminución de los valores es suave (426 ± 23 mg kg^{-1}). A partir de esa profundidad el Ct cal disminuye progresiva y fuertemente hasta el nivel 50 – 60 cm (37 ± 3 mg kg^{-1}). A partir de esta profundidad y hasta la base del perfil, los valores de Ct cal se mantienen constantes. El valor de Ct cal en la capa 0 – 10 cm de la parcela forestada es de 512 ± 2 mg kg^{-1} (Fig. 6.7), valor similar al obtenido en la parcela control. Entre esta capa y la de 50 – 60 cm, el contenido en Ct cal sufre una disminución progresiva y muy pronunciada, alcanzando un valor de 21 ± 0 mg kg^{-1} en esta última capa. A partir de este nivel, los valores de Ct cal en este suelo se mantienen invariables hasta la base del perfil.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO

Resumiendo, en ambas parcelas de Pontevea la distribución en profundidad del Ct cal es parecida (Fig. 6.7), mostrando fuertes disminuciones hasta los 50 – 60 cm, pero los contenidos en Ct cal son superiores en la parcela control, salvo en la capa superficial. Si se compara la misma capa de las dos parcelas, se comprueba que en la mayoría de niveles las diferencias entre las dos parcelas son significativas ($p \leq 0{,}05$; Tabla 5 del Anexo II), exceptuando los niveles 0 – 10, 60 – 70 y 80 – 90 cm.

6.1.3.4 Carbono oxidable con permanganato potásico

En la parcela control de Laraño (Fig. 6.8), los valores de carbono oxidable con permanganato potásico (C-permanganato) en las dos capas más superficiales son similares (en la de 0 – 10 cm es 2174 ± 189 mg kg^{-1}, y en la de 10 – 20 cm es 2302 ± 7 mg kg^{-1}). Los valores disminuyen progresivamente hasta el nivel 30 – 40 cm (985 ± 24 mg kg^{-1}) y, a partir de esa profundidad, se mantienen relativamente constantes hasta la base del perfil, aunque con tendencia a disminuir (el contenido en C-permanganato de la capa 80 – 90 cm es 682 ± 7 mg kg^{-1}).

En la parcela forestada de Laraño (Fig. 6.8), el valor de C-permanganato más elevado (2477 ± 21 mg kg^{-1}) aparece en la capa 0 – 10 cm; en el siguiente nivel se produce una disminución brusca (1395 ± 21 mg kg^{-1}) y, a continuación, se produce una disminución paulatina hasta la capa 40 – 50 cm (676 ± 20 mg kg^{-1}). A partir de aquí los valores de C-permanganato se mantienen prácticamente iguales hasta la base del perfil (547 ± 4 mg kg^{-1}).

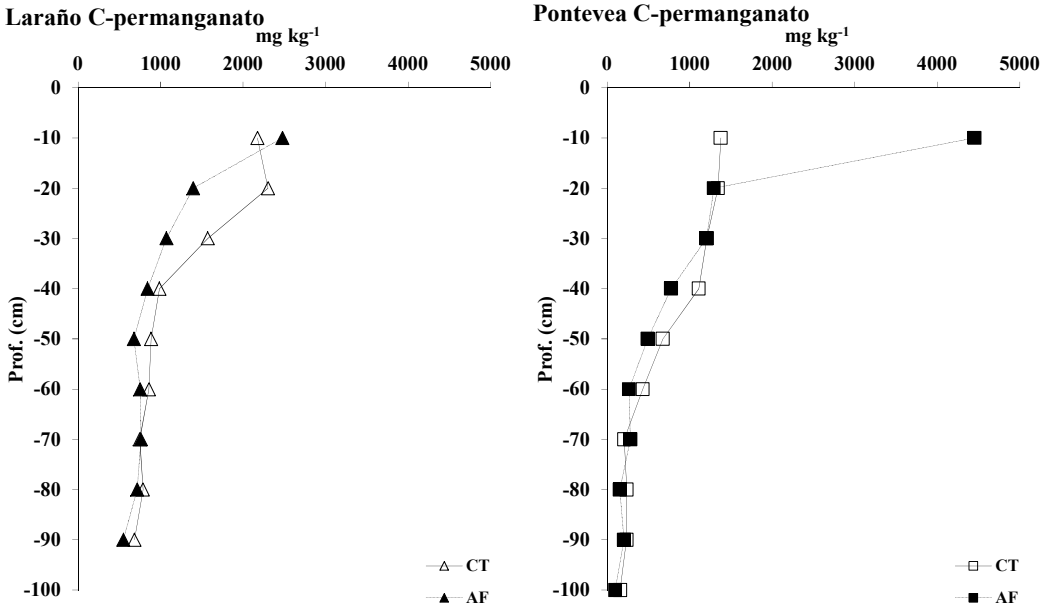

Fig. 6.8 Variación con la profundidad (prof.) del contenido en carbono oxidable con permanganato potásico (C-permanganato) en los suelos de las parcelas forestadas (AF) y las de cultivo (CT) de Laraño y Pontevea.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Comparando las dos parcelas a la misma profundidad, y excepto en el nivel 0 – 10 cm, el C-permanganato es generalmente mayor en la parcela control que en la forestada. Las diferencias son significativas ($p \leq 0,05$; Tabla 6 del Anexo II) en la mayoría de los niveles, con la excepción de las capas 0 – 10, 60 – 70 y 70 – 80 cm.

En la parcela control de Pontevea (Fig. 6.8), los valores de C-permanganato son iguales en los primeros 40 cm: en la capa 0 – 10 cm, 1377 ± 132 mg kg^{-1}, y en la de 30 – 40 cm, 1110 ± 96 mg kg^{-1}. En el siguiente nivel (40 – 50 cm) los valores disminuyen a casi la mitad del valor anterior, y después la disminución es progresiva hasta la base del perfil (157 ± 17 mg kg^{-1}).

En la parcela forestada de Pontevea (Fig. 6.8), el máximo valor se presenta en la capa superficial (4452 ± 397 mg kg^{-1}); en el siguiente nivel se produce una disminución extraordinariamente fuerte (1293 ± 78 mg kg^{-1}) y, a partir de aquí, C-permanganato decrece paulatinamente hasta los 60 cm (264 ± 1 mg kg^{-1}). Después los valores se mantienen prácticamente constantes hasta la base del perfil (96 ± 44 mg kg^{-1}).

Las diferencias para la misma capa de suelo entre ambas parcelas no son significativas ($p \leq 0,05$; Tabla 6 del Anexo II), excepto en la capa superficial, en la que el contenido en C-permanganato es mucho mayor en la parcela forestada que en la parcela control y, en las capas 30 – 40 y 50 – 60 cm en las que los valores son superiores en la parcela control que en la forestada.

6.1.3.5 Carbono soluble en ácido sulfúrico

a) Fracción lábil I

En la capa superficial de la parcela control de Laraño (Fig. 6.9), el contenido en carbono de la fracción lábil I extraíble con ácido sulfúrico 5 N (Ct FI) es de 5182 ± 171 mg kg^{-1}. A continuación, los valores disminuyen de forma oscilante hasta la capa 70 – 80 cm (donde el contenido en Ct FI es 3197 ± 234 mg kg^{-1}). Después en la capa más profunda (80 – 90 cm) el Ct FI aumenta bruscamente (5702 ± 441 mg kg^{-1}), alcanzando el valor más alto del perfil.

En la parcela forestada de Laraño (Fig. 6.9), el contenido de Ct FI en la capa superficial es 4200 ± 52 mg kg^{-1}. Similarmente a lo que ocurre en la parcela control, Ct FI disminuye, aunque sólo lo hace hasta el nivel 30 – 40 cm, donde alcanza el valor mínimo del perfil (2881 ± 132 mg kg^{-1}). Por el contrario, a partir de este nivel Ct FI incrementa bruscamente, llegando en la capa 50 – 60 cm al valor máximo del perfil (5841 ± 122 mg kg^{-1}). En los siguientes niveles los contenidos de Ct FI se mantienen relativamente constantes, aunque disminuyendo muy ligeramente hasta la base del perfil (donde el contenido en Ct de esta fracción es 5575 ± 433 mg kg^{-1}).

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

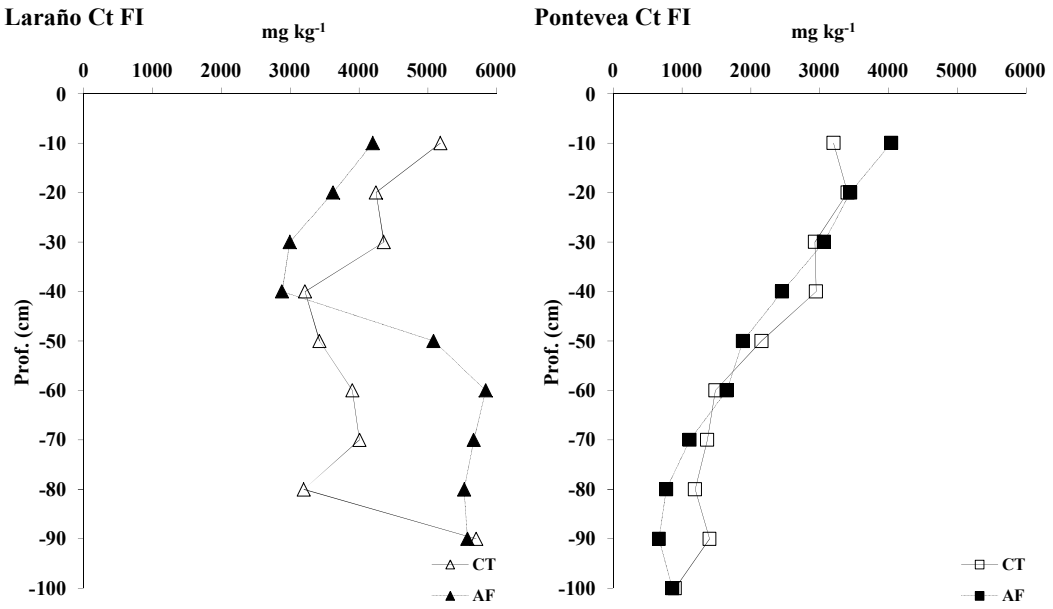

Fig. 6.9 Variación con la profundidad (prof.) del contenido en carbono soluble en ácido sulfúrico 5 N (Ct FI) en los suelos de las parcelas forestadas (AF) y las de cultivo (CT) de Laraño y Pontevea.

Comparando los niveles a la misma profundidad de las dos parcelas, se observa que para todas las profundidades las diferencias entre ambas son estadísticamente significativas ($p \leq 0{,}05$; Tabla 7 del Anexo II). No obstante, mientras que hasta el nivel 30 – 40 cm y en la última capa el contenido de Ct FI es mayor en la parcela control, en el resto del perfil sucede lo contrario y son superiores los contenidos de la parcela forestada.

Tanto en la parcela control como en la forestada de Pontevea, el contenido en Ct FI disminuye paulatinamente desde la superficie hasta la base del perfil (Fig. 6.9). Además, excepto en el nivel 0 – 10 cm en el que esta fracción es significativamente ($p \leq 0{,}05$; Tabla 7 del Anexo II) mayor en la parcela forestada que en la parcela control, en la mayoría de las capas los contenidos en Ct FI son muy similares en ambas parcelas (10 – 20, 20 – 30, 50 – 60, 60 – 70 y 90 – 100 cm) o son significativamente mayores en la parcela control ($p \leq 0{,}05$; Tabla 7 del Anexo II), para el resto de profundidades.

b) Fracción lábil II

En la parcela control de Laraño (Fig. 6.10), el contenido en carbono de la fracción lábil II (fracción extraíble con ácido sulfúrico 26 N, Ct FII) en el nivel 0 – 10 cm es de 8533 ± 382 mg kg^{-1} y, a continuación, los valores disminuyen hasta la capa 50 – 60 cm donde se presenta el menor valor del perfil (2959 ± 36 mg kg^{-1}). A partir de esta profundidad, Ct FII aumenta ligeramente hasta la base del perfil, donde alcanza el valor de 3474 ± 29 mg kg^{-1}.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

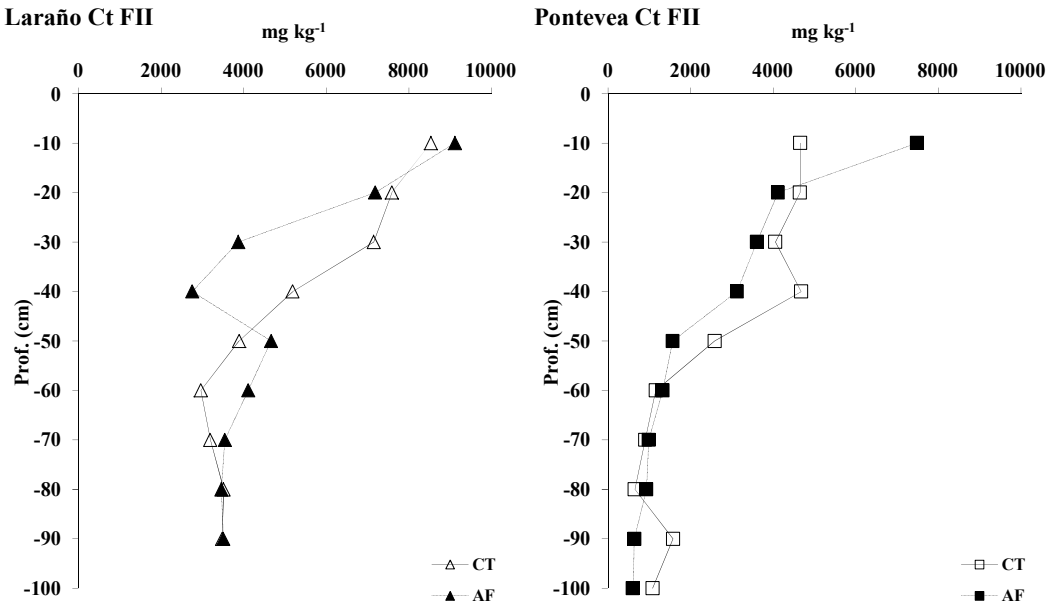

Fig. 6.10 Variación con la profundidad (prof.) del contenido en carbono soluble en ácido sulfúrico 26 N (Ct FII) en los suelos de las parcelas forestadas (AF) y las de cultivo (CT) de Laraño y Pontevea.

En la parcela forestada de Laraño (Fig. 6.10), Ct FII muestra una disminución muy pronunciada desde la superficie (9117 ± 140 mg kg^{-1}) hasta el nivel 30 – 40 cm (2752 ± 344 mg kg^{-1}). Sin embargo, en la siguiente capa (40 – 50 cm) se incrementa hasta casi el doble de la capa anterior y, en los siguientes niveles, los valores se mantienen hasta la base del perfil (3506 ± 23 mg kg^{-1}). Si se comparan las mismas capas del suelo entre sí, se observa que los contenidos en Ct FII en las dos parcelas de Laraño son ligeramente diferentes (Fig. 6.10), especialmente entre las capas comprendidas entre 10 y 60 cm, donde las diferencias entre los valores de las dos parcelas son estadísticamente significativas ($p \leq 0{,}05$; Tabla 8 del Anexo II). Los valores de Ct FII en las capas entre 10 y 40 cm son mayores en la parcela control, en las dos últimas capas (70 – 80 y 80 – 90 cm) son iguales en las dos parcelas y para el resto de niveles son mayores en la parcela forestada.

En la parcela control de Pontevea (Fig. 6.10), Ct FII apenas varía en los 40 cm superiores (oscila entre 4054 ± 189 y 4679 ± 139 mg kg^{-1}). A partir de esta profundidad, Ct FII disminuye, primero fuertemente hasta alcanzar el valor de 1156 ± 18 mg kg^{-1} en la capa 50 – 60 cm y, luego, más suavemente en las dos capas siguientes, de manera que en el nivel 70 – 80 cm el contenido de Ct FII es de 648 ± 2 mg kg^{-1}. En los dos niveles más profundos, Ct FII vuelve a incrementarse ligeramente, llegando a valores cercanos a los encontrados en el nivel 50 – 60 cm.

En la parcela forestada de Pontevea (Fig. 6.10), el contenido más alto en Ct FII de todo el perfil (7488 ± 534 mg kg^{-1}) aparece en la capa 0 – 10 cm. En el siguiente nivel Ct FII se reduce en torno a la mitad del valor anterior, disminución que continúa paulatinamente hasta la base del perfil, donde se alcanza un valor de 607 ± 35 mg kg^{-1}.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Aunque la tendencia a disminuir el Ct FII a lo largo del perfil en las dos parcelas de Pontevea es similar, comparando los contenidos a la misma profundidad de las dos parcelas hay diferencias significativas ($p \leq 0{,}05$; Tabla 8 del Anexo II) en todas las capas, excepto en la de 50 – 60 cm. El Ct FII es mayor en la parcela control que, en la forestada, excepto en la capa superficial.

6.1.3.6 Carbohidratos solubles en agua y en ácido sulfúrico

a) Carbohidratos solubles en agua a temperatura ambiente

En la parcela control de Laraño (Fig. 6.11), el contenido en carbohidratos extraídos con agua a temperatura ambiente (C-CH fría) es similar en las dos primeras capas del suelo (36,55 ± 0,19 mg kg^{-1} en el nivel 0 – 10 cm y 38,36 ± 1,15 mg kg^{-1} en el nivel 10 – 20 cm). A continuación, los valores disminuyen fuertemente, alcanzándose en la capa 50 – 60 cm un contenido en C-CH fría de 4,87 ± 0,09 mg kg^{-1}. A partir de esta última profundidad, los valores se mantienen prácticamente constantes hasta la base del perfil.

En la parcela forestada de Laraño (Fig. 6.11), el contenido en C-CH soluble en agua fría disminuye paulatinamente desde la capa superficial (29,07 ± 0,15 mg kg^{-1}) hasta la base del perfil (3,70 ± 0,24 mg kg^{-1}), siendo más intensa la disminución en los primeros 40 cm del mismo.

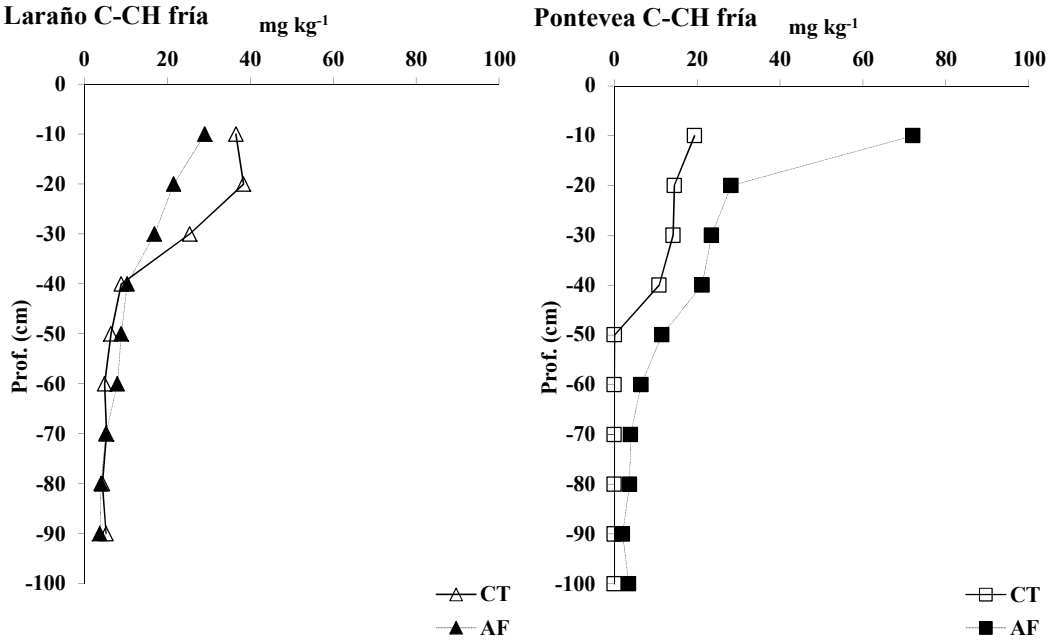

Fig. 6.11 Variación con la profundidad (prof.) del contenido en carbono en forma de carbohidratos extraídos con agua a temperatura ambiente (C-CH fría) en los suelos de las parcelas forestadas (AF) y las de cultivo (CT) de Laraño y Pontevea.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Comparando las capas a la misma profundidad de ambos tipos de parcelas de Laraño las diferencias entre ambas son significativas ($p \leq 0,05$; Tabla 9 del Anexo II), excepto en las capas entre 60 y 80 cm. de todas formas, hay que destacar que no siempre es la misma parcela la que tiene los mayores contenidos de C-CH fría, ya que hasta 40 cm de profundidad, esta fracción es significativamente mayor en la parcela control que en la forestada, mientras que entre 40 y 70 cm es mayor en la parcela forestada que en la control. A partir de 70 cm, y hasta la base del perfil, los contenidos en ambas parcelas son similares.

En la parcela control de Pontevea (Fig. 6.11), los valores de C-CH fría están comprendidos entre 19,37 ± 0,64 mg kg^{-1} (capa superficial) y 10,83 ± 0,24 mg kg^{-1} (capa 30 – 40 cm). A partir de 40 cm, y hasta la base del perfil, no se han detectado carbohidratos solubles en agua fría.

La distribución en la parcela forestada de Pontevea es distinta (Fig. 6.11). Así, el contenido en carbohidratos de la capa 0 – 10 cm es muy elevado (72,09 ± 0,20 mg kg^{-1}) y en el siguiente nivel el valor de C-CH fría disminuye muy fuertemente (28,20 ± 0,58 mg kg^{-1}). La disminución de los carbohidratos en las siguientes capas es suave, alcanzándose en la capa 60 – 70 cm un contenido de 3,96 ± 0,13 mg kg^{-1}. A partir de esa profundidad, los valores se mantienen prácticamente iguales, aunque tienden a disminuir, siendo el contenido en la base del perfil de 3,51 ± 0,11 mg kg^{-1}.

La diferencia entre los dos suelos de Pontevea queda comprobada al comparar contenidos de C-CH fría a igual profundidad, ya que éstos son significativamente mayores en la parcela forestada que en la parcela control ($p \leq 0,05$; Tabla 9 del Anexo II).

b) Carbohidratos solubles en agua caliente

En la parcela control de Laraño (Fig. 6.12), la cantidad de carbohidratos extraídos con agua a 80 ºC (C-CH cal) en la capa superficial es de 129 ± 0 mg kg^{-1}, decreciendo paulatinamente con la profundidad, de manera que en la capa de 30 – 40 cm la cantidad de C-CH cal es sólo de 24 ± 1 mg kg^{-1}. Esta disminución continúa de manera más suave hasta la base del perfil, alcanzando en la capa 70 – 80 cm un valor de 10 ± 1 mg kg^{-1}, y esta fracción no se detecta en el último nivel.

En la parcela forestada de Laraño (Fig. 6.12), los contenidos de C-CH cal disminuyen progresivamente desde la capa 0 – 10 cm (123 ± 0 mg kg-1) hasta el nivel 60 – 70 cm (3 ± 0 mg kg-1). En las dos capas más profundas del suelo no se han determinado carbohidratos solubles en agua caliente.

Aunque la distribución a lo largo del perfil es similar en ambos suelos, comparando los valores a la misma profundidad en las dos parcelas, para todas las profundidades el contenido en C-CH cal es significativamente mayor ($p \leq 0,05$; Tabla 10 del Anexo II) en la parcela control que en la forestada.

En la parcela control de Pontevea (Fig. 6.12), el valor de C-CH cal en la capa superficial es de 102 ± 2 mg kg^{-1} y los contenidos disminuyen progresivamente hasta 68 ± 3 mg kg^{-1} en la capa de 20 – 30 cm. A continuación, tras un pequeño incremento en la capa 30 – 40 cm en la que se alcanzan 85 ± 1 mg kg^{-1}, en la siguiente capa el contenido en C-CH cal disminuye muy bruscamente hasta los 21 ± 0 mg kg^{-1}. En el nivel 50 – 60 cm los carbohidratos solubles en agua caliente prácticamente desaparecen (9 ± 0 mg kg-1), y en las siguientes capas del perfil ya no son detectables.

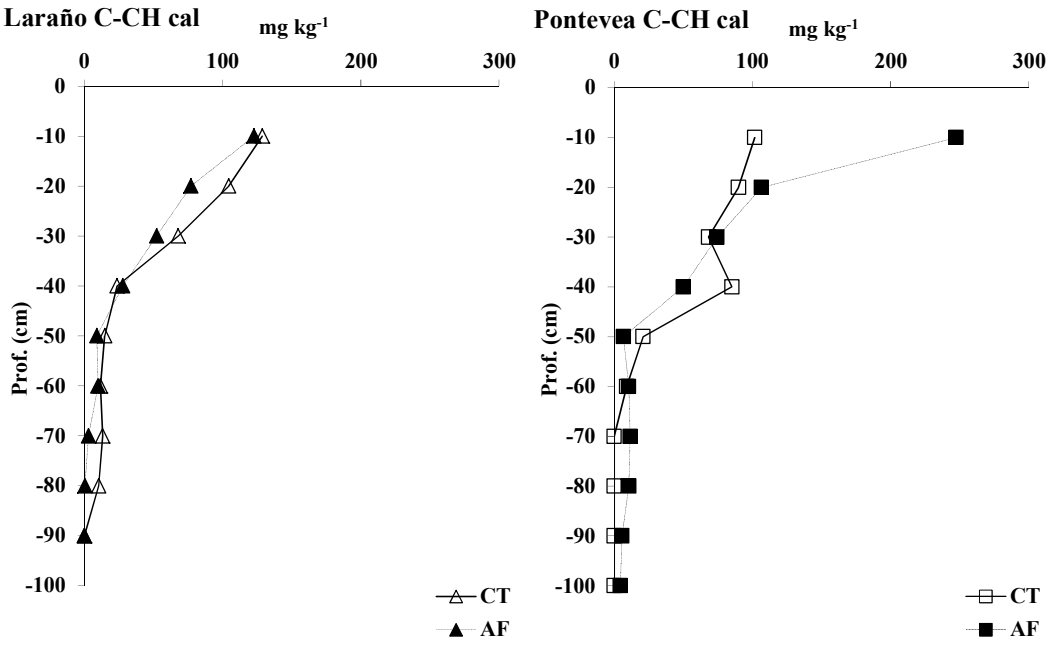

Fig. 6.12 Variación con la profundidad (prof.) del contenido en carbono en forma de carbohidratos extraídos con agua a 80ºC (C-CH cal) en los suelos de las parcelas forestadas (AF) y las de cultivo (CT) de Laraño y Pontevea.

En la parcela forestada de Pontevea (Fig. 6.12), la capa 0 – 10 cm presenta un valor de C-CH cal de 248 ± 3 mg kg^{-1}. En el siguiente nivel, el contenido de esta fracción disminuye bruscamente (hasta 107 ± 11 mg kg^{-1}) y a partir de aquí la disminución es paulatina, hasta alcanzar un valor de 7 ± 1 mg kg^{-1} en la capa 40 – 50 cm. A continuación, los valores oscilan ligeramente en torno a este último valor hasta la base del perfil.

Entre las dos parcelas de Pontevea, la diferencia más notable aparece en la capa superficial, ya que la parcela forestada presenta un contenido mucho mayor que el de la parcela control ($p \leq 0{,}05$; Tabla 10 del Anexo II). En profundidad, y comparando ambos suelos, la mayoría de las capas son estadísticamente diferentes ($p \leq 0{,}05$; Tabla 10 del Anexo II), exceptuando las capas 10 – 20, 20 – 30 y 50 – 60 cm, siendo en unos casos mayor el contenido en C-CH cal en la parcela forestada (10 – 20 cm y desde 70 – 80 cm hasta el final del perfil) y en otros en la parcela control (30 – 40 y 40 – 50 cm).

USC DE COMPOSTELA

c) Carbohidratos solubles en ácido sulfúrico: Fracción lábil I

En la parcela control de Laraño (Fig. 6.13), los carbohidratos de la fracción lábil I extraídos con ácido sulfúrico 5 N (C-CH FI) disminuyen progresivamente desde la capa superficial (707 ± 44 mg kg^{-1}) hasta la capa de 30 – 40 cm (466 ± 28 mg kg^{-1}). El contenido de esta fracción se incrementa entre los 40 y los 60 cm de profundidad, alcanzando en la capa 50 – 60 cm un valor de 595 ± 6 mg kg^{-1}. En el siguiente nivel C-CH FI vuelve a disminuir y en la capa 70 – 80 cm aumenta hasta casi alcanzar el valor de la capa superficial. Finalmente, en la base del perfil los carbohidratos disminuyen fuertemente (342 ± 16 mg kg^{-1}).

En la parcela forestada de Laraño (Fig. 6. 13), C-CH FI disminuye progresivamente desde la superficie (551 ± 21 mg kg^{-1}) hasta la capa 40 – 50 cm (337 ± 12 mg kg^{-1}). En el siguiente nivel C-CH FI aumenta ligeramente (389 ± 19 mg kg^{-1}) y después vuelve a disminuir paulatinamente hasta la base del perfil, donde el contenido en C-CH FI es de 240 ± 4 mg kg^{-1}.

Comparando las capas a la misma profundidad de las dos parcelas se aprecia que, en todas las capas, C-CH FI es menor en la parcela forestada que en la de control. Además, excepto en la capa 30 – 40 cm, en todas las capas las diferencias entre los valores de ambas parcelas son estadísticamente significativas ($p \leq 0{,}05$; Tabla 11 del Anexo II),

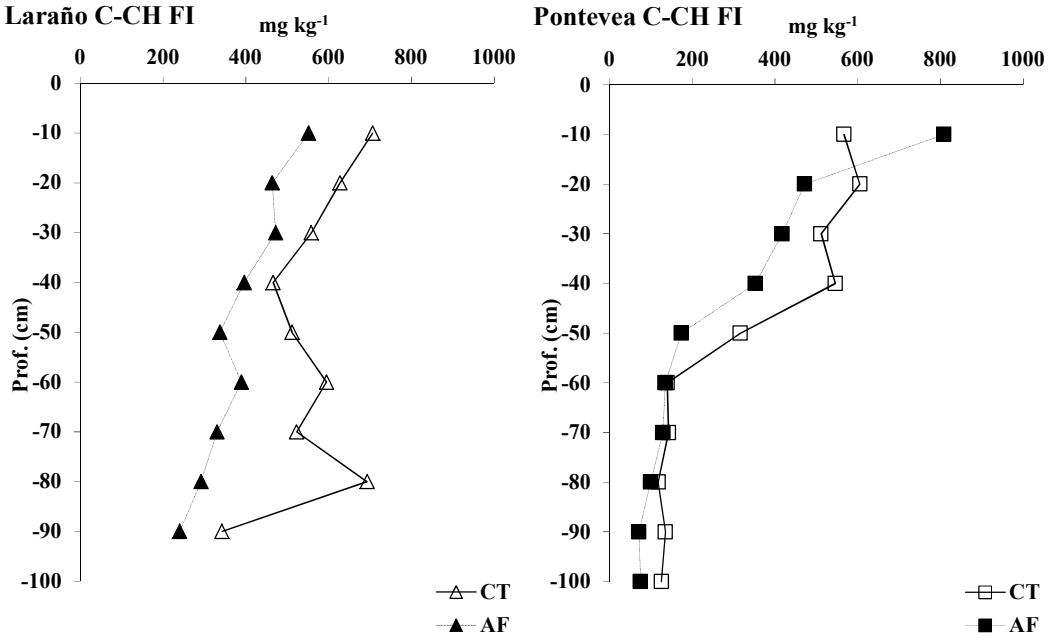

Fig. 6.13 Variación con la profundidad (prof.) del contenido en carbono en forma de carbohidratos extraídos con ácido sulfúrico 5 N (C-CH FI) en los suelos de las parcelas forestadas (AF) y las de cultivo (CT) de Laraño y Pontevea.

En la parcela control de Pontevea (Fig. 6.13), C-CH FI, aunque muestra algunas oscilaciones, en todas las capas entre 0 y 40 cm es similar (oscila entre 512 ± 26 mg kg^{-1} en la capa 20 – 30 cm y 605 ± 48 mg kg^{-1} en la capa 10 – 20 cm). A partir de los 40 cm, C-CH FI disminuye fuertemente

hasta el nivel 50 – 60 cm, en el que el contenido en carbohidratos de la fracción FI es de 139 ± 13 mg kg^{-1}, manteniéndose prácticamente constante hasta la base del perfil (el contenido en C-CH FI en la capa 90 – 100 cm es de 125 ± 3 mg kg^{-1}).

En la parcela forestada de Pontevea (Fig. 6.13), la capa 0 – 10 cm presenta el contenido más elevado de C-CH FI (808 ± 24 mg kg^{-1}), contenido que disminuye bruscamente en la capa de 10 – 20 cm, en la que es casi la mitad que en la capa superficial (472 ± 35 mg kg^{-1}). A partir de los 20 cm de profundidad, los carbohidratos de la fracción FI disminuyen paulatinamente hasta la base del perfil, en la que alcanzan un valor de 75 ± 4 mg kg^{-1}.

Los valores de C-CH FI en las distintas capas de ambas parcelas de Pontevea son significativamente diferentes ($p \leq 0{,}05$; Tabla 11 del Anexo II), con las excepciones de los niveles 50 – 60 y 60 – 70 cm, pero, mientras que en la capa superficial C-CH FI es mucho mayor en la parcela forestada que en la parcela control, en todas las demás capas es mayor en la parcela control.

d) Carbohidratos solubles en ácido sulfúrico: Fracción lábil II

En la parcela control de Laraño (Fig. 6.14), los carbohidratos de la fracción lábil II solubles en ácido sulfúrico 26 N (C-CH FII) en la capa superficial suponen 1314 ± 52 mg kg^{-1}. Esta cantidad disminuye intensa y progresivamente hasta el nivel 40 – 50 cm (474 ± 38 mg kg^{-1}), manteniéndose a continuación relativamente constante, aunque con una ligera tendencia a disminuir hasta la base del perfil (401 ± 16 mg kg^{-1}).

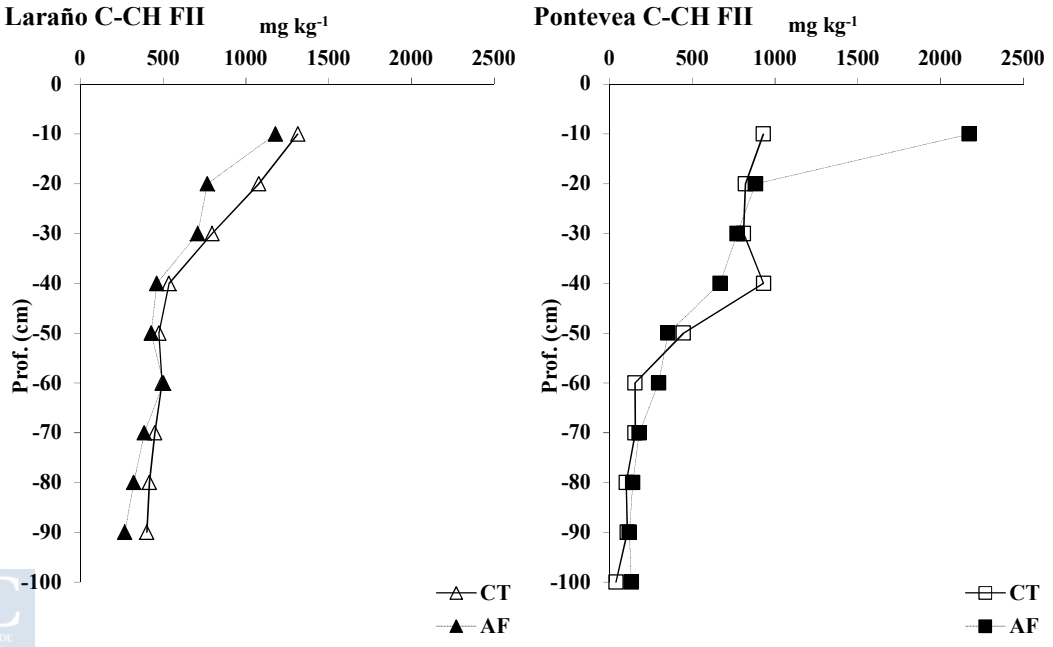

Fig. 6.14 Variación con la profundidad (prof.) del contenido en carbono en forma de carbohidratos extraídos con ácido sulfúrico 26 N (C-CH FII) en los suelos de las parcelas forestadas (AF) y las de cultivo (CT) de Laraño y Pontevea.

En la parcela forestada de Laraño (Fig. 6.14), el contenido en C-CH FII en la capa 0 – 10 cm es de 1178 ± 4 mg kg^{-1}, y a continuación disminuye paulatinamente hasta alcanzar los 428 ± 19 mg kg^{-1} en la capa 40 – 50 cm. A partir de esta profundidad, y aunque en la capa 60 – 70 cm el contenido en C-CH FII muestre un ligero aumento (501 ± 6 mg kg^{-1}), los valores de esta fracción van dismnuyendo suave y paulatinamente con la profundidad hasta la base del perfil (268 ± 20 mg kg^{-1}).

A pesar de la similitud en la distribución de los C-CH FII en ambas parcelas, los valores de esta fracción en la mayoría de las capas a igual profundidad (excepto las comprendidas entre 30 y 60 cm de profundidad) de la parcela control y la forestada son significativamente diferentes entre sí ($p \leq 0,05$; Tabla 12 del Anexo II), siendo los contenidos de esta fracción ligeramente mayores en la parcela control.

En los 40 cm superiores de la parcela control de Pontevea (Fig. 6.14), el contenido en C-CH FII es prácticamente constante y de alrededor de 900 mg kg^{-1}. A partir de esa profundidad, los valores disminuyen bruscamente hasta la capa de 50 – 60 cm (en al que el contenido en C-CH FII es de 154 ± 7 mg kg^{-1}), y luego lo hace de forma moderada hasta la base del perfil, donde los carbohidratos de la FII únicamente representan 39 ± 1 mg kg^{-1}.

En la parcela forestada de Pontevea (Fig. 6.14), el contenido en C-CH FII en la capa superficial es extraordinariamente grande (2174 ± 26 mg kg^{-1}). Sin embargo, en la siguiente capa disminuye fuertemente, alcanzando un valor casi tres veces menor (882 ± 45 mg kg^{-1}) y esa disminución continua paulatinamente hasta la base del perfil, en la que el contenido en carbohidratos de esta fracción es de tan solo 131 ± 15 mg kg^{-1}.

Comparando los contenidos en C-CH FII para la misma profundidad de las dos parcelas de Pontevea se observa que, para la mayoría de las profundidades (a excepción de las capas 10 – 20, 20 – 30 y 80 – 90 cm) las diferencias son significativas ($p \leq 0,05$; Tabla 12 del Anexo II), siendo C-CH FII mayor en la parcela forestada en las capas 0 – 10, 50 – 60, 60 – 70 y 90 – 100 cm, y en la parcela control en las capas 30 – 40 y 40 – 50 cm.

6.1.3.7 Polifenoles solubles en agua y en ácido sulfúrico

a) Polifenoles solubles en agua a temperatura ambiente

En la parcela control de Laraño (Fig. 6.15), los contenidos en polifenoles extraídos con agua a temperatura ambiente (C-PP fría) son muy similares en las tres capas superiores (5,57 ± 0,52 mg kg^{-1} en la capa superficial; 4,88 ± 0,35 mg kg^{-1} en la capa 20 – 30 cm y 6,13 ± 0,56 mg kg^{-1} en la capa 10 – 20 cm). En la capa de 30 – 40 cm, C-PP fría disminuye fuertemente representado un

tercio (1,58 ± 0,12 mg kg^{-1}) del contenido de las capas superiores. A partir de 40 cm, C-PP fría se mantiene prácticamente constante con ligeras oscilaciones a lo largo del perfil, excepto en la última capa en la que no se ha detectado su presencia.

En la parcela forestada de Laraño (Fig. 6.15), la distribución es fluctuante. En la capa superficial el valor de C-PP fría es de 8,51 ± 0,70 mg kg^{-1}, en la siguiente capa el contenido se reduce a menos de la mitad y en las dos capas siguientes (entre 20 y 40 cm) aumenta ligeramente, siendo los valores prácticamente iguales para ambas capas. En la capa 40 – 50 cm el contenido en polifenoles extraíbles en agua fría disminuye bruscamente hasta 1,30 ± 1,24 mg kg^{-1} y a partir de los 60 cm y hasta la base del perfil, los polifenoles no son detectables.

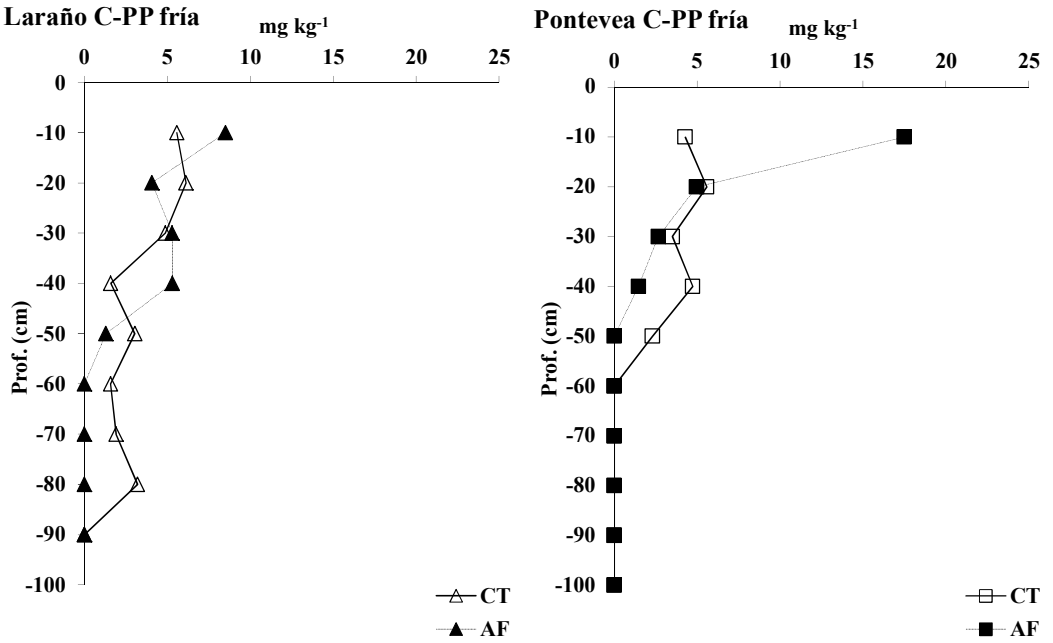

Fig. 6.15 Variación con la profundidad (prof.) del contenido en carbono en forma de polifenoles extraídos con agua a temperatura ambiente (C-PP fría) en los suelos de las parcelas forestadas (AF) y las de cultivo (CT) de Laraño y Pontevea.

Comparando los suelos de las dos parcelas de Laraño, se comprueba que en la mayoría de las capas no hay diferencias significativas ($p \leq 0,05$; Tabla 13 del Anexo II), con las excepciones de las profundidades 0 – 10, 30 – 40 y 70 – 80 cm. En la capa 10 – 20 cm y en todas las capas desde los 40 cm hasta la base del perfil, los contenidos en C-PP fría son mayores en la parcela control que en la forestada, mientras que en las capas 0 – 10, 20 – 30 y 30 – 40 cm es la parcela forestada la que muestra los valores superiores.

En la parcela control de Pontevea (Fig. 6.15), el contenido en C-PP fría en los 40 cm superiores del suelo es bastante homogéneo (aunque con ligeras oscilaciones), mostrando el valor máximo (5,59 ± 1,09 mg kg-1) en la capa 10 – 20 cm. Entre la capa de 40 – 50 cm y la de 50 – 60 cm el

contenido de esta fracción disminuye a la mitad, y a partir de los 60 cm no se detectan polifenoles extraíbles en agua fría.

En la parcela forestada de Pontevea (Fig. 6.15), el contenido en C-PP fría en la capa 0 – 10 cm es muy elevado (17,49 ± 0,39 mg kg-1). En la siguiente capa se produce una disminución muy intensa, hasta 4,98 ± 0,16 mg kg-1. Esta disminución continúa de forma más paulatina en las dos capas siguientes y a partir de los 50 cm de profundidad desaparecen los polifenoles solubles en agua fría.

La principal diferencia que se observa en los polifenoles solubles en agua fría tras la forestación es en la capa superficial, con una cantidad que cuadriplica a los de la misma capa de la parcela de cultivo, siendo la diferencia estadísticamente significativa ($p \leq 0,05$; Tabla 13 del Anexo II). El contenido de esta fracción en la capa 30 – 40 cm también es significativamente diferente en ambas parcelas, aunque ahora el valor es superior en la parcela control. Comparando el resto de profundidades las diferencias no son estadísticamente significativas ($p \leq 0,05$).

b) Polifenoles solubles en agua caliente

La parcela control de Laraño (Fig. 6.16) muestra una disminución progresiva de los valores de C-PP cal desde la capa superficial (51 ± 3 mg kg^{-1}) hasta la capa de 30 – 40 cm (5 ± 0 mg kg^{-1}). A partir de esta profundidad los contenidos prácticamente no varían.

En la parcela forestada de Laraño, el valor de C-PP cal en la capa 0 – 10 cm es 64 ± 1 mg kg^{-1}, en el siguiente nivel el contenido disminuye bruscamente (25 ± 1 mg kg^{-1}). A continuación, los valores disminuyen hasta 9 ± 0 mg kg^{-1} y a partir de la capa 40 – 50 cm (4 ± 0 mg kg^{-1}) los contenidos se mantienen homogéneos hasta la base del perfil.

La distribución de C-PP cal en ambas parcelas de Laraño es parecida, aunque el contenido en las capas 0 – 10, 10 – 20 y 30 – 40 cm es significativamente diferente ($p \leq 0,05$; Tabla 14 del Anexo II). En el caso de la capa superficial (0-10 cm) y la capa de 30-40 cm, los polifenoles son superiores en la parcela forestada, mientras que para la capa de 10-20 cm, lo son en la parcela de cultivo.

En la parcela control de Pontevea (Fig. 6.16), el contenido en C-PP cal es muy similar en todas las capas en los 40 cm superiores del suelo (entre 34 y 46 mg kg^{-1}), siendo la capa de 20 – 30 cm la que presenta el menor contenido en esta fracción. A partir de los 40 cm de profundidad, C-PP cal disminuye fuertemente hasta la capa 50 – 60 cm, manteniendo a continuación valores muy bajos hasta la base del perfil.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

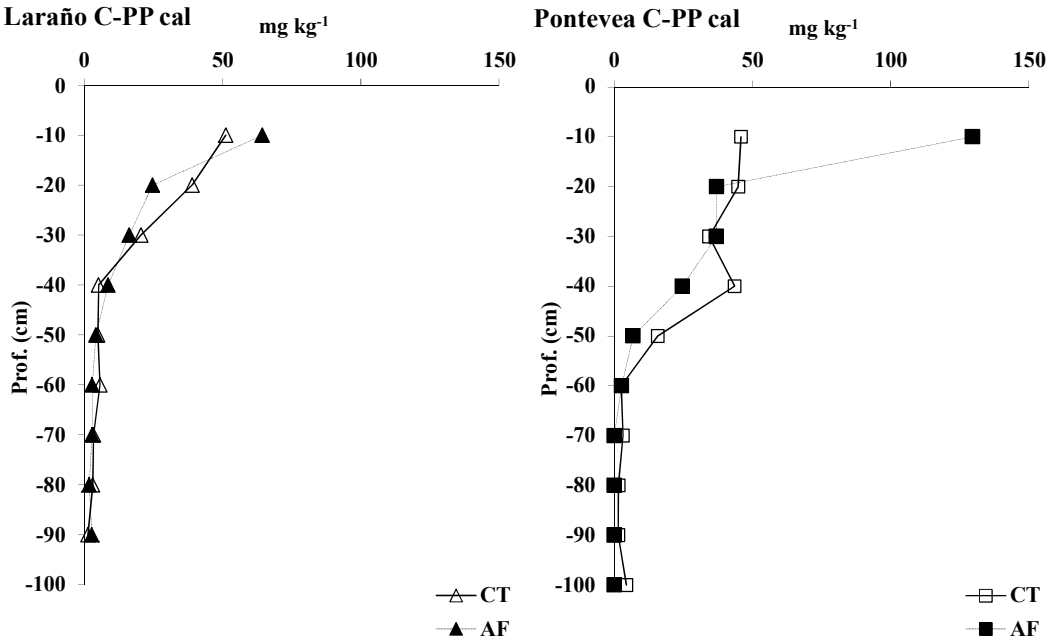

Fig. 6.16 Variación con la profundidad (prof.) del contenido en carbono en forma de polifenoles extraídos con agua a 80 ºC (C-PP cal) en los suelos de las parcelas forestadas (AF) y las de cultivo (CT) de Laraño y Pontevea.

En la parcela forestada de Pontevea (Fig. 6.16), el valor de C-PP cal de la capa superficial (0 – 10 cm) es de 130 ± 1 mg kg^{-1}. En la siguiente capa (10 – 20 cm) el valor disminuye muy bruscamente (37 ± 1 mg kg^{-1}) y desde aquí la disminución es continua hasta la capa 50 – 60 cm (3 ± 0 mg kg^{-1}). En las siguientes capas y hasta la base del perfil no se han detectado polifenoles solubles en agua caliente.

La diferencia más notable entre las distribuciones de C-PP cal de las dos parcelas de Pontevea es en la capa superficial, dónde el valor de esta fracción es muy superior en la parcela forestada, siendo la diferencia estadísticamente significativa ($p \leq 0{,}05$; Tabla 14 del Anexo II) Además, en las capas 10 – 20, 30 – 40, 40 – 50 y 80 – 90 cm de ambas parcelas el contenido en C-PP cal es significativamente diferente ($p \leq 0{,}05$; Tabla 14 del Anexo II), siendo mayor en la parcela control que en la forestada.

c) Polifenoles solubles en ácido sulfúrico: Fracción lábil I

En la parcela control de Laraño (Fig. 6.17), los valores de los polifenoles de la fracción lábil I solubles en ácido sulfúrico 5 N (C-PP FI) son similares hasta 30 cm de profundidad. Así, en la capa superficial (0 – 10 cm) el valor es de 179 ± 13 mg kg^{-1}, en la siguiente capa el contenido disminuye ligeramente y en la capa 20 – 30 cm se incrementa (195 ± 20 mg kg^{-1}), siendo éste el mayor valor de C-PP FI de todo el perfil. En la capa 30 – 40 cm los polifenoles disminuyen bruscamente (96 ± 5 mg kg^{-1}), volviendo a aumentar en las dos capas siguientes donde el contenido es similar (141 ± 7 y 146 ± 8 mg kg^{-1}). A partir de 60 cm y hasta la base del perfil los

USC DE COMPOSTELA

valores de C-PP FI disminuyen progresivamente alcanzando el valor de 97 ± 8 mg kg^{-1} en la última capa (90 – 100 cm).

En la parcela forestada de Laraño (Fig. 6.17), C-PP FI oscila a lo largo del perfil. Así, en la capa superficial (0 – 10 cm) el valor de C-PP FI es de 127 ± 0 mg kg^{-1}, en la siguiente capa el contenido en C-PP FI se incrementa (147 ± 10 mg kg^{-1}), volviendo a disminuir ligeramente en las dos capas siguientes (136 ± 5 y 103 ± 5 mg kg^{-1}). En la capa 40 – 50 cm el contenido en C-PP FI aumenta hasta alcanzar 140 ± 12 mg kg^{-1}, manteniéndose este valor hasta la capa de 60 – 70 cm. A partir de aquí los contenidos disminuyen fuertemente hasta la base del perfil (66 ± 13 mg kg^{-1}).

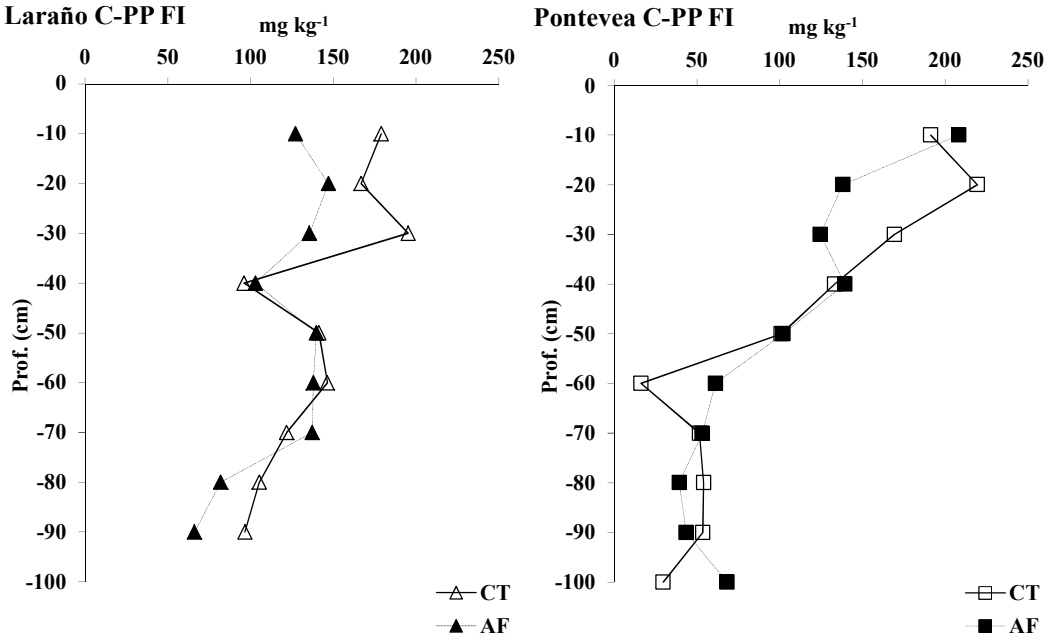

Fig. 6.17 Variación con la profundidad (prof.) del contenido en carbono en forma de polifenoles extraídos con ácido sulfúrico 5 N (C-PP FI) en los suelos de las parcelas forestadas (AF) y las de cultivo (CT) de Laraño y Pontevea.

La diferencia entre las dos parcelas de Laraño se evidencia al comparar los valores de C-PP FI de las capas de suelo a la misma profundidad ya que, excepto en el nivel 50 – 60 cm, son significativamente diferentes ($p \leq 0{,}05$; Tabla 15 del Anexo II), siendo en general mayor el contenido en C-PP FI en la parcela control que en la forestada.

En la parcela control de Pontevea (Fig. 6.17), el valor de PP FI en la capa 0 – 10 cm es de 191 ± 12 mg kg^{-1}; en la capa siguiente (10 – 20 cm) el contenido aumenta fuertemente, alcanzándose el valor máximo del perfil (219 ± 7 mg kg^{-1}), y a continuación disminuye progresiva y fuertemente hasta la capa 50 – 60 cm, en la que alcanza un valor de 16 ± 0 mg kg-1. A continuación, C-PP FI se incrementa en la capa 60 – 70 cm (52 ± 4 mg kg^{-1}), manteniéndose este último valor hasta la capa 80 – 90 cm. Finalmente, en la base del perfil C-PP FI vuelve a disminuir hasta 30 ± 4 mg kg^{-1}.

En la parcela forestada de Pontevea (Fig. 6.17), la capa superficial presenta el contenido más elevado de C-PP FI del perfil (208 ± 13 mg kg^{-1}). A continuación, los valores de C-PP FI disminuyen bruscamente en la capa 10 – 20 cm (138 ± 15 mg kg^{-1}) y menos intensamente en hasta la siguiente capa (20 – 30 cm) en al que el contenido en C-PP FI es de 125 ± 9 mg kg^{-1}. Tras un pequeño aumento en la capa 30 – 40 cm (139 ± 10 mg kg^{-1}), los contenidos de C-PP FI disminuyen paulatinamente hasta el nivel 70 – 80 cm (39 ± 25 mg kg^{-1}), y el valor alcanzado en esta última capa se mantiene hasta 90 cm de profundidad. En la base del perfil (90 – 100 cm) se produce, de nuevo, un ligero incremento (68 ± 12 mg kg^{-1}).

La distribución de C-PP FI en profundidad es, en ambas parcelas de Pontevea, muy cambiante. Comparando el contenido en C-PP FI entre capas a la misma profundidad de las dos parcelas, se observa que no hay diferencias significativas ($p \leq 0{,}05$; Tabla 15 del Anexo II) en las capas 0 – 10, 30 – 40, 40 – 50, 60 – 70 y 70 – 80 cm, esta fracción es significativamente mayor en la parcela control que en la forestada en las capas 10 – 20, 20 – 30, 70 – 80 y 80 – 90 cm y es significativamente mayor en la parcela forestada que en la parcela control en la capa 50 – 60 cm.

d) Polifenoles solubles en ácido sulfúrico: Fracción lábil II

En la capa 0 – 10 cm de la parcela control de Laraño (Fig. 6.18), el contenido en polifenoles de la fracción lábil II extraídos con ácido sulfúrico 26 N (PP FII) es de 863 ± 81 mg kg^{-1} y, a continuación, los valores disminuyen progresivamente hasta la capa 30 – 40 cm (525 ± 35 mg kg^{-1}). En la siguiente capa (40 – 50 cm) los polifenoles aumentan (653 ± 61 mg kg^{-1}), aunque vuelven a disminuir paulatinamente hasta el nivel 80 – 90 cm (457 ± 4 mg kg^{-1}), manteniéndose este valor hasta la base del perfil.

En la capa 0 – 10 cm de la parcela forestada de Laraño (Fig. 6.18) el contenido en C-PP F II es de 711 ± 22 mg kg^{-1}. Esta cantidad disminuye en la siguiente capa (10 – 20 cm) y vuelve a incrementarse en la capa de 20 – 30 cm, en la que se alcanza el valor máximo del perfil (789 ± 28 mg kg^{-1}). A continuación, el contenido en C-PP FII disminuye bruscamente en la capa 30 – 40 cm hasta un valor de 538 ± 20 mg kg^{-1}, que se mantiene prácticamente constante hasta la base del perfil.

Los contenidos en C-PP FII de las dos parcelas de Laraño son significativamente diferentes entre sí ($p \leq 0{,}05$; Tabla 16 del Anexo II), exceptuando las capas 30 – 40 y las dos más profundas (80 –, 90 y 90 – 100 cm), en las que el contenido en C-PP FII es igual en las dos parcelas. Además, excepto en las capas ya indicadas y en la capa 20 – 30 cm, en la que C-PP FII es mayor en la parcela forestada que en la parcela control, el contenido en C-PP FII es siempre mayor en la parcela control que en la forestada.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

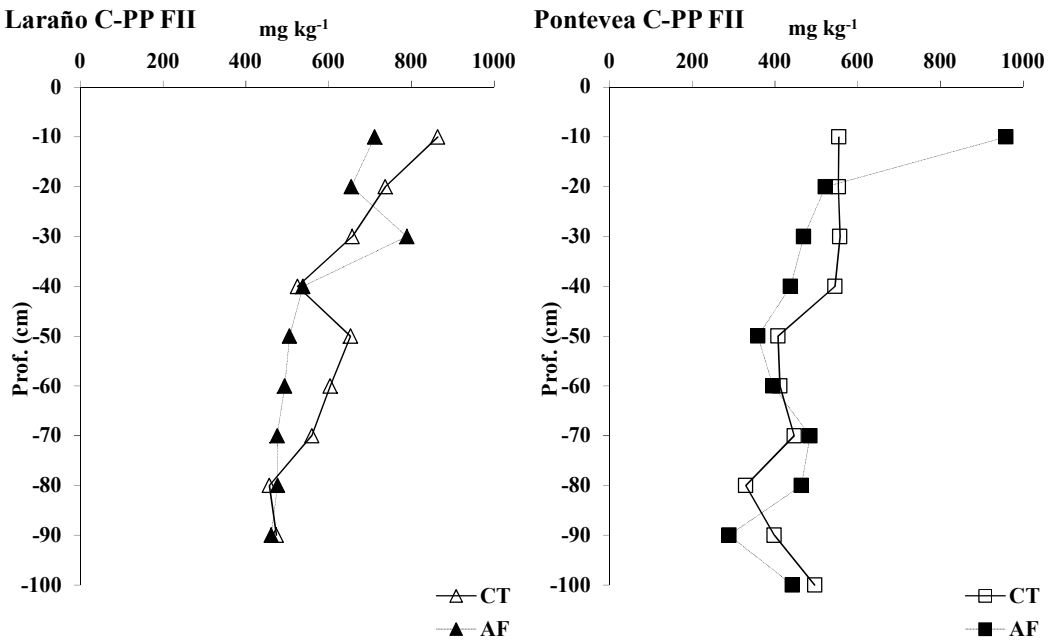

Fig. 6.18 Variación con la profundidad (prof.) del contenido en carbono en forma de polifenoles extraídos con ácido sulfúrico 26 N (C-PP FII) en los suelos de las parcelas forestadas (AF) y las de cultivo (CT) de Laraño y Pontevea.

En la parcela control de Pontevea (Fig. 6.18), los valores de C-PP FII son similares en todas las capas hasta los 40 cm de profundidad, oscilando entre 545 ± 33 y 557 ± 47 mg kg^{-1}. En la capa 40 – 50 cm el contenido de esta fracción disminuye fuertemente (407 ± 6 mg kg^{-1}), aumentando después ligeramente hasta el nivel 60 – 70 cm (447 ± 42 mg kg^{-1}). En la siguiente profundidad (70 – 80 cm) el valor de esta fracción disminuye bruscamente (hasta los 329 ± 2 mg kg^{-1}), para incrementarse después progresivamente hasta la base del perfil, en la que el contenido en C-PP FII es de 496 ± 29 mg kg^{-1}.

En la parcela forestada de Pontevea (Fig. 6.18), el contenido en C-PP FII de la capa superficial (958 ± 27 mg kg^{-1}) es casi el doble del obtenido en la parcela control. En la siguiente capa C-PP FII disminuye bruscamente (522 ± 30 mg kg^{-1}), y en el resto del perfil esta fracción se mantiene relativamente constante hasta la base del perfil, aunque en la capa de 80 – 90 cm muestra una fuerte disminución, alcanzando el valor mínimo de todo el perfil (289 ± 4 mg kg^{-1}).

Si se comparan los contenidos en C-PP FII de todas las capas de las dos parcelas de Pontevea, se aprecia que la mayor diferencia se encuentra en la capa superficial, en la cual el contenido en polifenoles es muy superior en la parcela forestada que en la parcela control. Además, las diferencias entre ambas son estadísticamente significativas ($p \leq 0{,}05$; Tabla 16 del Anexo II). También son significativas las diferencias entre los valores de C-PP FII de las capas 20 – 30, 30 – 40 y a partir de 70 cm hasta la base del perfil ($p \leq 0{,}05$; Tabla 16 del Anexo II). En las capas 0 – 10, 60 – 70 y 70 – 80 cm el contenido en C-PP FII es mayor en la parcela forestada que en la

USC UNIVERSIDADE DE COMPOSTELA

parcela control, en las capas 10 – 20, 50 – 60 y 60 – 70 no hay diferencias entre las dos parcelas y mientras que en los demás casos el contenido de esta fracción es mayor en la parcela control que en la forestada, aunque, como ya se indicó, no todas las diferencias son estadísticamente significativas.

6.1.4 Variación de la biomasa y la actividad microbiana del suelo con la profundidad

En este epígrafe se analizarán los resultados obtenidos en cuanto a la variación con la profundidad del carbono asociado a la biomasa microbiana (Cbio) y la respiración basal del suelo (C-CO_2). Igualmente, se analizará la variación de una serie de coeficientes estimados a partir de la relación entre estos dos parámetros o de alguno de estos parámetros con el contenido en C total del suelo. Estos coeficientes son el coeficiente microbiano ($q$mic) que relaciona el C de la biomasa microbiana (Cbio) y el C total, el coeficiente respiratorio (qR) que relaciona la respiración basal del suelo (C-CO_2 emitido) y el C total y el coeficiente metabólico ($q$$CO_2$) que relaciona la respiración basal (C-CO_2 emitido) y el C de la biomasa microbiana (Cbio) y, por tanto, son los mismos que ya se han analizado en la primera parte de la memoria correspondiente al estudio general de los suelo forestados

6.1.4.1 Carbono asociado a la biomasa microbiana

En el suelo de cultivo de Laraño (Fig. 6.19), el carbono asociado a la biomasa microbiana (Cbio) disminuye progresiva y fuertemente desde la superficie (521 ± 18 mg kg^{-1}) hasta la capa 30 – 40 cm (222 ± 24 mg kg^{-1}). Tras un pequeño incremento entre 40 y 60 cm, el Cbio vuelve a disminuir hasta la base del perfil, donde alcanza un valor de 203 ± 18 mg kg^{-1}, similar al obtenido en la capa de 30 – 40 cm.

En el suelo de la parcela forestada de Laraño (Fig. 6.19), y al igual que sucede en la parcela control, el valor más alto de Cbio (438 ± 11 mg kg^{-1}) se obtiene en la capa superficial y, además, es significativamente mayor que el obtenido para la misma capa del suelo de cultivo ($p \leq 0{,}05$; Tabla 17 del Anexo II). Tal y como se observa en la Fig. 6.19, el Cbio disminuye bruscamente en la capa 10 – 20 cm (329 ± 20 mg kg^{-1}), y a partir de esta capa continúa disminuyendo ligera y progresivamente hasta la base del perfil, siendo el contenido en Cbio de la última capa de suelo analizada (80 – 90 cm) de 220 ± 12 mg kg^{-1}.

Se observa que, en general, en todo el perfil del suelo el contenido en Cbio es más alto en el suelo de cultivo que en el forestado, aunque las diferencias sólo son cuantitativamente importantes y estadísticamente significativas en los primeros 30 cm del suelo (Tabla 17 del

Anexo II). Cabe destacar, de todas formas, el comportamiento de la capa 30 – 40 cm en la que se produce una fuerte reducción del Cbio en el suelo de cultivo, de modo que llega a ser significativamente menor que en el suelo forestado.

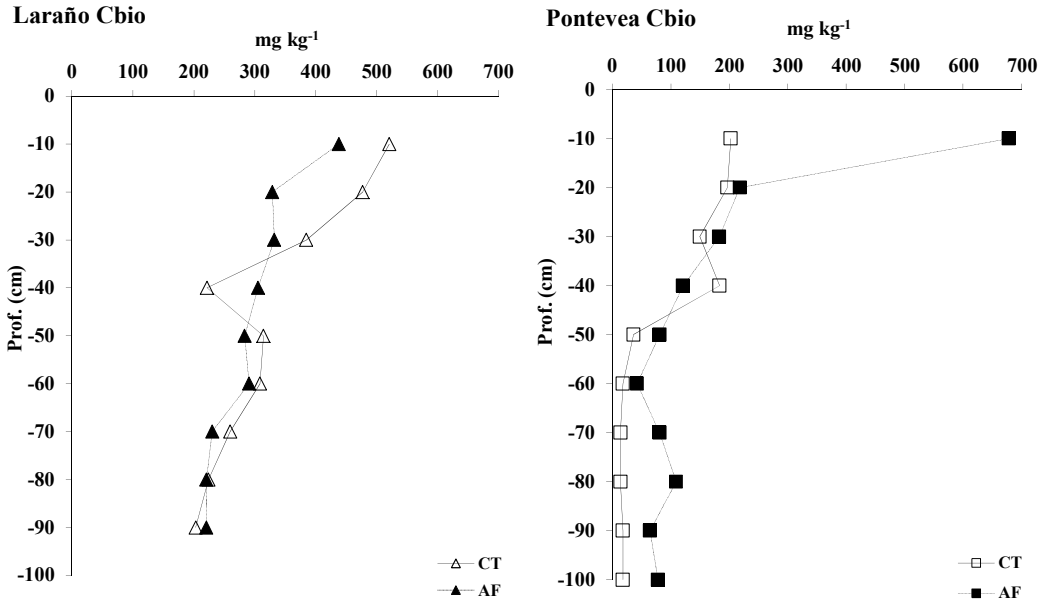

Fig. 6.19 Variación con la profundidad (prof.) del contenido en carbono de la biomasa microbiana (Cbio) en los suelos de las parcelas forestadas (AF) y de las de cultivo (CT) de Laraño y Pontevea.

El comportamiento del Cbio a lo largo del perfil en el suelo de cultivo y en el forestado de Pontevea es completamente diferente al observado para Laraño. En el suelo de la parcela de cultivo (Fig. 6.19), los valores de Cbio son muy parecidos entre sí a lo largo de los primeros 40 cm del suelo, observándose el nivel máximo en la capa superficial (203 ± 22 mg kg^{-1}) y el mínimo en la capa 20 – 30 cm (150 ± 30 mg kg^{-1}). A continuación, se observa una fuerte disminución del Cbio en la capa 40 – 50 cm, en la que se obtiene un valor de 36 ± 18 mg kg^{-1}, vuelve a disminuir en el siguiente nivel (18 ± 15 mg kg^{-1}) y, a continuación, los valores se mantienen prácticamente constantes hasta la base del perfil.

En el suelo de la parcela forestada (Fig. 6.19), el contenido en Cbio en la capa 0 – 10 cm es 678 ± 52 mg kg^{-1}, el más alto en todo el perfil y mucho mayor que el obtenido en la misma capa del suelo de cultivo, siendo las diferencias entre ambos estadísticamente significativas ($p \leq 0{,}05$; Tabla 17 del Anexo II). En el siguiente nivel el Cbio disminuye muy fuerte y bruscamente (hasta un tercio del contenido de la capa superficial), alcanzando un valor muy similar al obtenido para esta capa en el suelo de cultivo; a partir de esta capa, el Cbio en este suelo tiende a disminuir de manera progresiva hasta los 60 cm (42 ± 13 mg kg^{-1}), luego se incrementa de nuevo hasta los 80

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO

cm (109 ± 21 mg kg^{-1}) y vuelve a disminuir de forma progresiva hasta la base del perfil, en la que el contenido en Cbio es 78 ± 10 mg kg^{-1}.

A lo largo del perfil, y al contrario de lo que ocurría en Laraño, en Pontevea los valores de Cbio en la parcela forestada son superiores, en general, a los de la parcela control especialmente en la capa superficial, siendo significativas las diferencias entre capas a igual profundidad ($p \leq 0,05$; Tabla 17 del Anexo II), excepto en la capa 10 – 20 cm en la que el contenido en Cbio en ambos suelos es prácticamente igual.

6.1.4.2 Respiración basal del suelo

En ambas parcelas de Laraño (Fig. 6.20), los valores más altos de respiración basal (C-CO_2) del suelo se obtienen en el nivel superficial (146 ± 20 mg kg^{-1} 10 $días^{-1}$ en la parcela control y 84 ± 3 mg kg^{-1} 10 $días^{-1}$ en la parcela forestada). También en ambas parcelas la respiración disminuye progresivamente con la profundidad, de forma que a los 30 cm es de 33 ± 2 mg kg^{-1} 10 $días^{-1}$ en la parcela control y de 12 ± 4 mg kg^{-1} 10 $días^{-1}$ en la forestada. A partir de la profundidad anterior, y en ambas parcelas, la respiración prácticamente no varía hasta la base del perfil. Para cada nivel de profundidad, los valores son superiores en el suelo de la parcela control y significativamente diferentes ($p \leq 0,05$; Tabla 17 del Anexo II) a los del suelo de la parcela forestada, con la excepción del nivel 60 – 70 cm, donde los valores coinciden en ambos suelos.

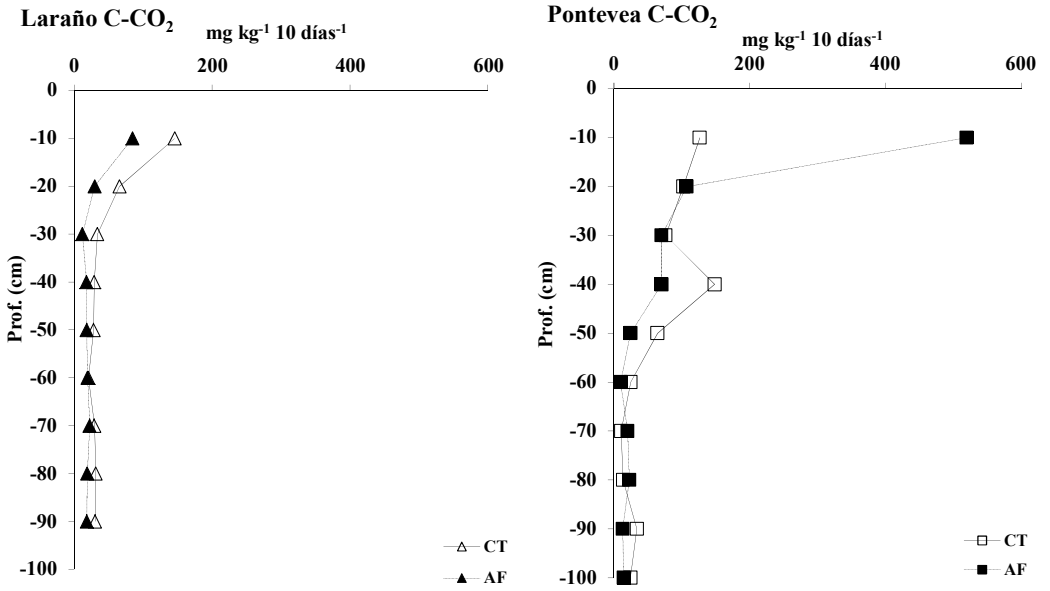

Fig. 6.20 Variación con la profundidad (prof.) de la respiración basal (C-CO_2) en los suelos de las parcelas forestadas (AF) y en los de las parcelas de cultivo (CT) de Laraño y Pontevea.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

En el suelo de la parcela control de Pontevea (Fig. 6.20), los valores de respiración disminuyen progresivamente desde la capa superior (127 ± 8 mg kg^{-1} 10 $días^{-1}$) hasta los 30 cm (76 ± 5 mg kg^{-1} 10 $días^{-1}$). En la siguiente capa (30 – 40 cm) la respiración se incrementa alcanzándose el valor máximo del perfil (149 ± 15 mg kg^{-1} 10 $días^{-1}$), que es el doble de la respiración en el nivel anterior. En la capa 40 – 50 cm la respiración disminuye de forma brusca (64 ± 3 mg kg^{-1} 10 $días^{-1}$), y esta disminución continúa, aunque más ligeramente, hasta el nivel 60 – 70 cm, manteniéndose los valores de respiración alrededor de 25 ± 14 mg kg^{-1} 10 $días^{-1}$ hasta la base del perfil.

En el suelo de la parcela forestada de Pontevea (Fig. 6.20) el valor máximo de respiración se obtiene en la capa superficial, que presenta un valor muy elevado (520 ± 9 mg kg^{-1} 10 $días^{-1}$). La respiración disminuye bruscamente con la profundidad, de forma que en la capa 10 – 20 cm es únicamente de 107 ± 38 mg kg^{-1} 10 $días^{-1}$. A partir de esa profundidad la respiración continúa disminuyendo paulatinamente, alcanzando en la base del perfil el valor de 15 ± 2 mg kg^{-1} 10 $días^{-1}$.

Comparando los suelos de las dos parcelas de Pontevea, se observa que las diferencias entre los valores de respiración son estadísticamente significativas para todas las profundidades ($p \leq 0{,}05$; Tabla 17 del Anexo II), excepto en los niveles de 10 – 20, 20 – 30 y 70 – 80 cm. Además, los valores son superiores en la parcela forestada, salvo en la capa 20 – 30 cm en la que son mayores en la parcela control.

6.1.4.3 Coeficiente microbiano

En el suelo de la parcela control de Laraño (Fig. 6.21), el coeficiente microbiano (*q*mic) alcanza el valor máximo en la capa 0 – 10 cm (20,82 ± 0,73 mg Cbio g^{-1} C), disminuyendo progresivamente hasta alcanzar el valor mínimo en la capa 40 – 50 cm (11,54 ± 1,25 mg Cbio g^{-1} C). En el siguiente nivel (50 – 60 cm), el valor de *q*mic se incrementa ligeramente (16,44 ± 1 mg Cbio g^{-1} C), manteniéndose con valores muy similares a este último hasta la base del perfil.

En el suelo de la parcela forestada de Laraño (Fig. 6.21), el comportamiento del coeficiente es diferente al mostrado en la parcela control. Así, los valores de *q*mic en las dos capas superiores son prácticamente iguales (17,65 ± 0,46 mg Cbio g^{-1} C en la capa 0 – 10 cm y 17,68 ± 1,06 mg Cbio g^{-1} C en la capa 10 – 20 cm), y a partir de 20 cm de profundidad el valor del *q*mic aumenta paulatinamente hasta la profundidad de 50 cm, dónde se alcanza el valor máximo del perfil (25,30 ± 1,90 mg Cbio g^{-1} C). A continuación, *q*mic disminuye fuertemente hasta los 70 cm, manteniéndose el valor alcanzado a esa profundidad (14,47 ± 1,97 mg Cbio g^{-1} C) hasta la base del perfil.

La diferencia de comportamiento de *q*mic en ambos perfiles de Laraño queda resaltada si tenemos en cuenta que en niveles similares de ambos perfiles (a excepción de los niveles entre las profundidades de 60 y 80 cm) los valores son significativamente diferentes ($p \leq 0{,}05$; Tabla 18 del Anexo II), pero mientras el *q*mic es mayor en las parcelas control en las capas 0 – 10, 10 – 20 y 70 – 80 cm, en el resto de capas el *q*mic es mayor en las parcelas forestadas.

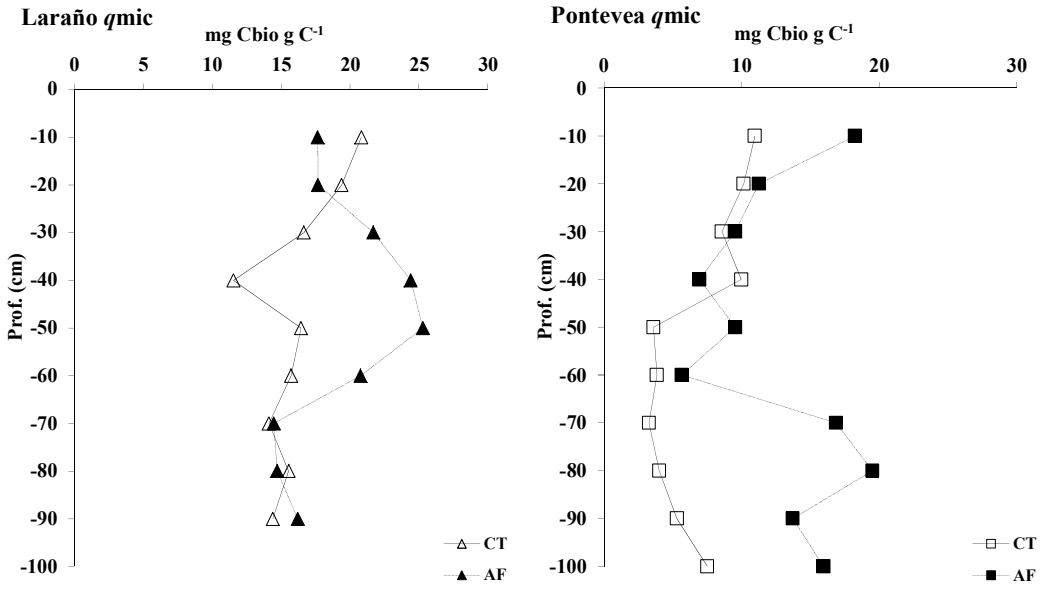

Fig. 6.21 Variación con la profundidad (prof.) del coeficiente microbiano (*q*mic) en los suelos de las parcelas forestadas (AF) y en los de las parcelas control (CT) de Laraño y Pontevea.

En el suelo de la parcela control de Pontevea (Fig. 6.21), los valores de *q*mic son prácticamente iguales hasta los 40 cm de profundidad, oscilando entre 8,55 y 10,95 mg Cbio g^{-1} C. En la capa 40 – 50 cm *q*mic disminuye fuertemente (3,59 ± 1,73 mg Cbio g^{-1} C), mostrando a continuación un ligero incremento progresivo hasta alcanzar en la base del perfil el valor de 7,50 ± 12,65 mg Cbio g^{-1} C.

En el suelo de la parcela forestada de Pontevea (Fig. 6.21), el comportamiento del *q*mic a lo largo del perfil es distinto al mostrado en la parcela control, mostrando fuertes oscilaciones a lo largo de todo el perfil. Además, los valores del *q*mic en el suelo de la parcela forestada son superiores a los obtenidos en el suelo de la parcela de cultivo, salvo en la capa 30 – 40 cm (9,97 ± 0,79 mg Cbio g^{-1} C en la parcela control y 6,93 ± 1,91 mg Cbio g^{-1} C en la parcela forestada). En la capa superficial del suelo forestado el *q*mic presenta un valor de 18,24 ± 1,39 mg Cbio g^{-1} C, disminuyendo fuertemente hasta la capa siguiente (10 – 20 cm) y después disminuye progresivamente con la profundidad, hasta alcanzar el valor de 6,93 ± 1,91 mg Cbio g^{-1} C en el nivel 30 – 40 cm. A continuación, en el nivel 40 – 50 cm el *q*mic aumenta hasta un valor de 9,53 ± 3,77 mg Cbio g^{-1} C y luego disminuye en la capa 50 – 60 cm, alcanzando un contenido de 5,65

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO

± 1,78 mg Cbio g^{-1} C. El *q*mic se incrementa bruscamente en la capa 70 – 80 cm, en la que alcanza el valor máximo del perfil (19,50 ± 3,69 mg Cbio g^{-1} C). En los últimos niveles del perfil los valores de *q*mic vuelven a disminuir, siendo prácticamente iguales en las dos últimas capas (13,71 ± 6,01 en la capa 80 – 90 cm y 15,95 ± 2,12 mg Cbio g^{-1} C en la capa 90 – 100 cm).

Comparando los suelos de las dos parcelas de Pontevea, se observa que, en general, los valores de *q*mic en los niveles a igual profundidad son superiores en la parcela forestada que en la parcela de cultivo, excepto en la capa 30 – 40 cm en la que son significativamente mayores en el suelo de cultivo ($p \leq 0,05$; Tabla 18 del Anexo II) y en las capas 10 – 20 y 20 – 30 cm en las que el valor de *q*mic es igual en el suelo de ambas parcelas. Cabe destacar, además, que a diferencia de lo que ocurre en Laraño, en Pontevea el *q*mic es mucho mayor en la parcela forestada que en la de cultivo.

6.1.4.4 Coeficiente respiratorio

El coeficiente respiratorio (*q*R) presenta un comportamiento muy similar a lo largo del perfil en los suelos de ambas parcelas de Laraño (Fig. 6.22), aunque los valores son significativamente mayores ($p \leq 0,05$; Tabla 18 del Anexo II) en la parcela control, excepto entre los 40 y los 70 cm en los que el valor de *q*R es igual en ambas parcelas. En los suelos de las dos parcelas, el valor más elevado de *q*R se obtiene en la capa 0 – 10 cm (5,83 ± 0,81 mg C-CO_2 g^{-1} C en la parcela control y 3,41 ± 0,14 mg C-CO_2 g^{-1} C en la parcela forestada). Los valores de *q*R disminuyen fuertemente en ambas parcelas hasta los 30 cm, siendo más acusada la disminución en la capa 10 – 20 cm. Se puede decir que en los suelos de las dos parcelas el valor de *q*R se mantiene relativamente constante desde la capa 20 – 30 cm hasta la base del perfil.

Al igual que sucedía con los valores del *q*mic, en los suelos de las parcelas de Pontevea también los valores de *q*R muestra grandes fluctuaciones con la profundidad (Fig. 6.22). El suelo de la parcela control presenta un valor de *q*R en el nivel superficial de 6,84 ± 0,41 mg C-CO_2 g^{-1} C, disminuyendo fuertemente el coeficiente hasta los 30 cm (4,37 ± 0,31 C-CO_2 g^{-1} C). En la siguiente capa (30 – 40 cm) el valor de *q*R se incrementa bruscamente (8,07 ± 0,84 mg C-CO_2 g^{-1} C), volviendo a disminuir hasta la capa 60 – 70 cm (2,51 ± 0,91 mg C-CO_2 g^{-1} C). A partir de esta profundidad, *q*R aumenta, especialmente entre las capas de 70 – 80 y 80 – 90 cm, alcanzando el valor más alto del perfil en las últimas capas (10,17 ± 3,67 mg C-CO_2 g^{-1} C).

El suelo de la parcela forestada de Pontevea presenta una variación del *q*R con la profundidad diferente a la del suelo de la parcela control (Fig. 6.22). Así, en la capa más superficial el valor de *q*R es de 13,97 ± 0,23 mg C-CO_2 g^{-1} C, que es el doble del que presenta la parcela control. Después los valores de *q*R disminuyen hasta los 60 cm, siendo la disminución muy brusca entre

0 – 10 y 10 – 20 cm (5,53 ± 1,98 mg C-CO_2 g^{-1} C) y más progresiva a continuación, alcanzando un valor de 1,31 ± 0,37 mg C-CO_2 g^{-1} C en la capa de 50 – 60 cm. En la siguiente capa (60 – 70 cm) *q*R se incrementa bruscamente (4,21 ± 1,52 mg C-CO_2 g^{-1} C), y los valores se mantienen prácticamente iguales a este último hasta la base del perfil.

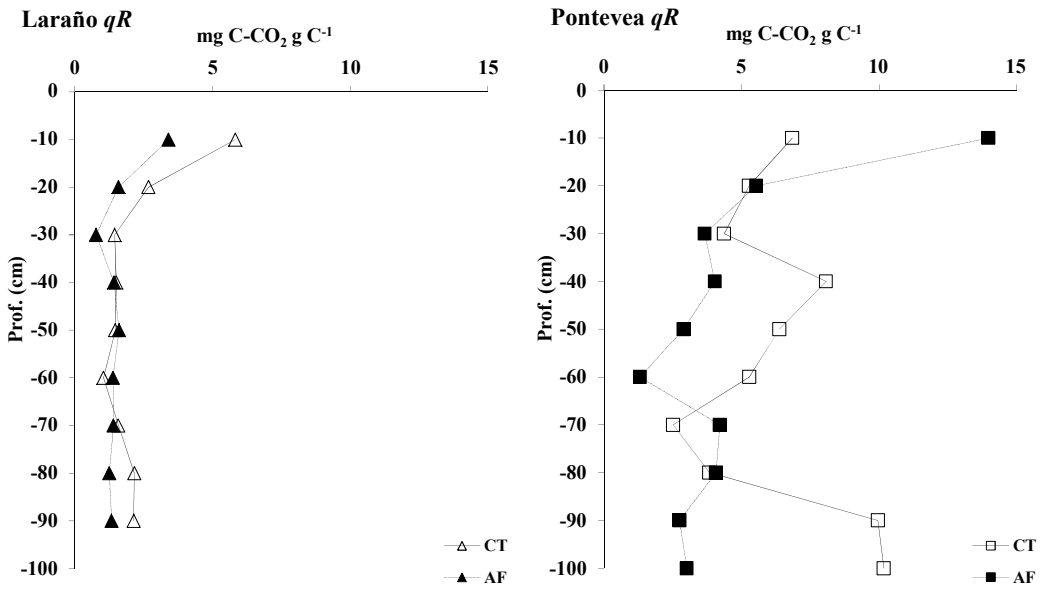

Fig. 6.22 Variación con la profundidad (prof.) del coeficiente respiratorio (*q*R) en los suelos de las parcelas forestadas (AF) y en los de las parcelas control (CT) de Laraño y Pontevea.

Comparando capas iguales de los suelos de ambas parcelas de Pontevea, se observa que los valores de *q*R son significativamente mayores en el suelo de la parcela de cultivo ($p \leq 0,05$; Tabla 18 del Anexo II), excepto en las capas 10 – 20 y 70 – 80 cm, en las que los valores del *q*R son muy similares en ambos suelos.

6.1.4.5 Coeficiente metabólico

En los suelos de ambas parcelas de Laraño, el coeficiente metabólico (qCO_2) es muy pequeño (1,17 ± 4,63 y 0,80 ± 1,25 μg C-CO_2 mg $Cbio^{-1}$ h^{-1} en las parcelas control y forestada, respectivamente), y prácticamente no varía con la profundidad (Fig. 6.23). Los valores son ligeramente superiores en la parcela control, aunque las diferencias entre ambos perfiles no son significativas ($p \leq 0,05$; Tabla 19 del Anexo II).

A diferencia de las parcelas de Laraño, en los suelos de las dos parcelas de Pontevea (Fig. 6.23) el comportamiento de qCO_2 a lo largo del perfil es diferente. En el suelo de la parcela de cultivo los valores de qCO_2 fluctúan entre 2,13 ± 0,75 μg C-CO_2 mg $Cbio^{-1}$ h^{-1} del nivel 20 – 30 cm y

USC DE COMPOSTELA

7,39 ± 0,60 μg C-CO_2 mg $Cbio^{-1}$ h^{-1} y 7,84 ± 2,57 μg C-CO_2 mg $Cbio^{-1}$ h^{-1} de las capas de 40 – 50 y 80 – 90 cm, respectivamente.

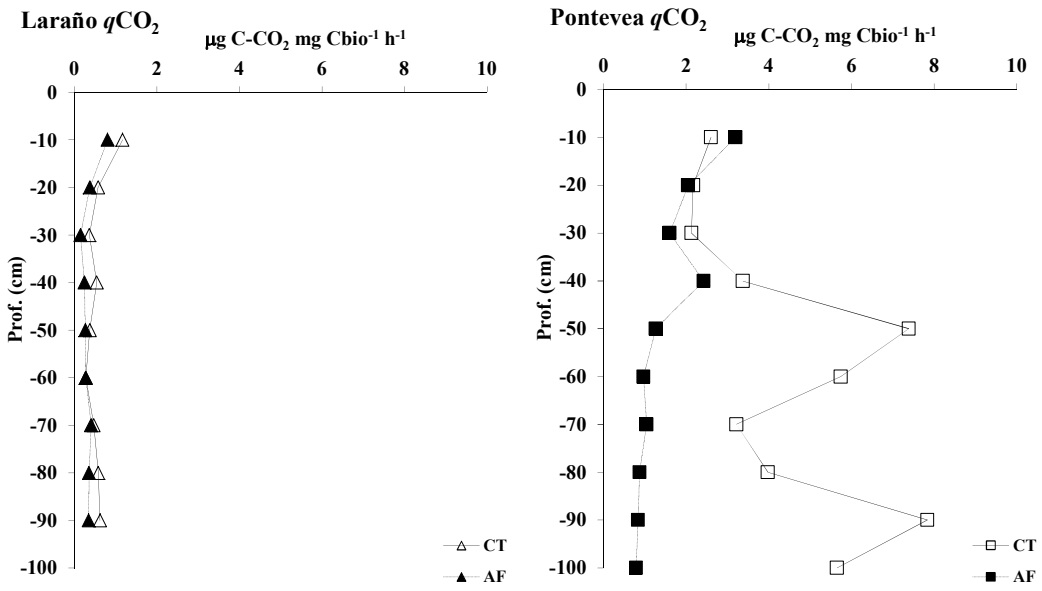

Fig. 6.23 Variación con la profundidad (prof.) del coeficiente metabólico (qCO_2) en los suelos de las parcelas forestadas (AF) y en los de las parcelas control (CT).

El qCO_2 en el suelo de la parcela forestada de Pontevea tiene un comportamiento más similar a lo que ocurre en los suelos de las dos parcelas de Laraño, presentado el valor más elevado en superficie (3,19 ± 0,69 μg C-CO_2 mg $Cbio^{-1}$ h^{-1}) y disminuyendo progresivamente con la profundidad hasta alcanza el menor valor (0,79 ± 0,65 μg C-CO_2 mg $Cbio^{-1}$ h^{-1}) en la capa más profunda de las estudiadas, aunque destaca un pequeño incremento del qCO_2 en la capa 30 – 40 cm, en la que el valor de este coeficiente es 2,42 ± 1,66 μg C-CO_2 mg $Cbio^{-1}$ h^{-1}.

Excepto en el nivel superficial, en Pontevea el valor de qCO_2 es siempre mayor en el suelo de la parcela de cultivo que en el que la parcela forestada, aunque las diferencias entre el valor de qCO_2 obtenido para las mismas capas en los dos suelos sólo son estadísticamente significativas ($p \leq 0,05$; Tabla 19 del Anexo II) en los niveles 40 – 50 y 90 – 100 cm, lo que se explicaría por las elevadas desviaciones mostradas por los valores de qCO_2 en todas las capas de ambos suelos.

6.2 DISCUSIÓN

En la primera parte de esta memoria, se presentaron y discutieron los resultados del estudio general en el que se investigó el efecto de la forestación de suelos agrícolas sobre la actividad microbiana y sobre el carbono orgánico más lábil del suelo. En este estudio general se analizaron una serie de propiedades bioquímicas relacionadas con la abundancia y actividad de los

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

microorganismos del suelo (mineralización del carbono, C asociado a la biomasa microbiana, etc.), así como con la estructura y la labilidad de la materia orgánica (mediante extracciones de las formas de C lábil del suelo solubles en diferentes soluciones), comparando lo que sucede en parcelas forestadas y en parcelas colindantes que mantienen el uso previo a la forestación. El análisis se centró en los 10 cm superiores del suelo, donde se esperaban cambios más rápidos en la dinámica de la materia orgánica y el metabolismo edáfico. Sin embargo, numerosos autores argumentan la necesidad de investigar capas más profundas del suelo, ya que señalan que limitarse únicamente a la capa superficial podría sesgar las conclusiones. Esto se debe a que las raíces de los árboles en los suelos forestados pueden penetrar mucho más profundamente que las raíces de los cultivos en suelos agrícolas (Ellert y Bettany, 1995; Baker *et al.,* 2007). Por lo tanto, para comprender mejor las modificaciones en la actividad microbiana y el carbono lábil del suelo, es necesario estudiar la distribución de carbono a lo largo del perfil del suelo (Batjes, 1996; Rumpel y Kögel-Knabner, 2011).

Basándose en estas consideraciones, se decidió investigar las modificaciones causadas por la forestación de terrenos agrícolas en la actividad microbiana y las formas lábiles de carbono a lo largo del perfil del suelo. Para ello, se seleccionaron dos parcelas, Laraño y Pontevea, de entre las utilizadas en el estudio general. Estas parcelas fueron elegidas por varias razones. En primer lugar, ambas se encuentran en una posición de vega y, por lo tanto, se esperaba que tuvieran una profundidad suficiente para realizar sondeos hasta una profundidad considerable. Otra de las razones fue que, en ambos casos, la forestación se llevó a cabo en el mismo año (2000) y utilizando la misma especie forestal [*Populus x euroamericana* (Dode) Guinier]. También se tuvo en cuenta que, a pesar de las similitudes, entre ambas parcelas también existían diferencias que podían ser de interés para el estudio. Así, la forestación de Laraño se realizó sobre un terreno en el que se alternaba el cultivo de maíz con el uso como prado (rotación maíz-prado), mientras que en Pontevea la forestación se realizó sobre un terreno que se dedicaba únicamente al cultivo de maíz, con periodos de barbecho entre un cultivo y el siguiente periodo que, normalmente, comprende desde el mes de octubre hasta abril del año siguiente (monocultivo de maíz). Esto permitió comparar suelos forestados con vegetación similar, pero con diferentes usos previos. Además, las parcelas están ubicadas cerca una de la otra, lo que implica características bioclimáticas similares (Carballeira *et al.*, 1983). Por último, se consideró que en ambos sitios tanto la parcela de cultivo como la forestada eran de fácil acceso y estaban cerca de los laboratorios donde se realizó el estudio (MBG sede Santiago-CSIC, previamente IIAG-CSIC), lo que facilitaba la toma de muestras.

USC

En muchos trabajos se restringe el estudio de la materia orgánica edáfica a una profundidad entre 10 y 30 cm (Post y Kwon, 2000; Guo y Gifford, 2002; Paul *et al.,* 2002; Liao y Boutton, 2008; Laganière *et al.,* 2010; Wellock *et al.,* 2011; entre otros), mientras que otros lo hacen a profundidades mayores, habitualmente hasta 1 m, profundidad que muchos autores señalan como mínima necesaria para investigar cómo se modifican las propiedades del suelo tras la forestación (Jobbágy y Jackson, 2000; Conant y Paustian, 2002; Harrison *et al.*, 2011; Poeplau y Don, 2013; Zeng *et al.,* 2014). Por otro lado, también hay que considerar el uso del suelo, entre otros aspectos, para poder establecer la profundidad de influencia del impacto y, por consiguiente, la selección de la profundidad hasta la que se deben realizar los análisis del suelo. Hay que tener en cuenta que hasta los 30 – 40 cm de profundidad estaría comprendida la capa arable y que en los suelos en los que se llevan a cabo tareas agrícolas como el arado, sufren la mezcla de estos centímetros superiores, que es donde se producen los cambios en las propiedades y características del suelo. De hecho, la guía para la evaluación de los cambios del carbono orgánico edáfico tras el cambio de uso de cultivo a forestal señala 30 cm como la profundidad recomendable para dicha evaluación (IPCC, 2006). Sin embargo, en el caso de suelos que soportan vegetación forestal, es recomendable analizar una mayor profundidad, que abarque la zona de influencia de las raíces, debido a su papel en los ciclos de nutrientes del suelo. Además, diversos autores destacan la importancia cuantitativa de los horizontes sub-superficiales en el almacenamiento de carbono del suelo, que puede llegar a representar hasta el 50% del total, por lo que señalan que para comprender mejor los cambios que se producen después de la forestación, es necesario estudiar la distribución de carbono a lo largo del perfil del suelo (Batjes, 1996; Rumpel y Kögel-Knabner, 2011). En zonas con clima templado, una gran cantidad de carbono edáfico puede estar almacenado por debajo de los 30 cm de profundidad (Lorenz y Lal, 2005; Shi *et al.,* 2013). Así, por ejemplo, en prados de una zona templada, Jobbágy y Jackson (2000) comprobaron que el 59 % del carbono orgánico edáfico estaba localizado entre los 20 y los 100 cm. Por ello, autores como Lal (2009) llegan a proponer la necesidad de analizar al menos 1 m de profundidad e, incluso, hasta 2 m, especialmente para terrenos forestales en los que las raíces pueden aportar carbono a capas más profundas (Lorenz y Lal, 2005).

En la mayoría de los trabajos en los que se ha estudiado el perfil de los suelos se ha hecho hasta 1 – 2 m (Sombroek *et al.,* 1993; Batjes y Sombroek, 1997; Harrison *et al.,* 2011; Rumpel y Kögel – Knabner, 2011), aunque algunos estudios han alcanzado hasta los 3 m (Jobbágy y Jackson, 2000; Davidson y Janssens, 2006) e, incluso y excepcionalmente, entre 8 y 11 m (Nepstad *et al.,* 1994; Ritcher y Markewitz, 1995; Jackson *et al.,* 2002). Debido a las características de los suelos analizados en este estudio y las limitaciones técnicas de muestreo, se

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

seleccionó una profundidad de un metro como la más adecuada para el estudio que se pretendía realizar. Sin embargo, debido al nivel freático y a las condiciones de humedad del suelo en las parcelas de Laraño, solo fue posible tomar muestras de suelo hasta una profundidad de 90 cm.

En el estudio general de los suelos forestados, se comprobó que una propiedad que experimenta una variación significativa con la forestación en los 10 centímetros superiores del suelo es la densidad aparente. Sin embargo, a mayor profundidad, cuando se compara el suelo forestado con su cultivo de procedencia apenas se observan variaciones en la densidad aparente entre las capas al mismo nivel. Lo que se observa, no obstante, es que en los suelos forestados se produce un incremento de la densidad con la profundidad en cada perfil (ver Tabla 1 del Anexo II). Esto se debe a que la densidad aparente depende principalmente del material de partida, la formación del suelo y los agregados presentes en el mismo. Además, puede modificarse debido a cambios en el uso del suelo, erosión, ciclos estacionales de humectación-secado o perturbaciones antropogénicas como la plantación y la compactación del suelo (Lal y Kimble, 2001). Por este motivo, la densidad aparente en las capas superficiales del suelo aparece ligada al uso y manejo del mismo (especialmente si el manejo incluye o no el arado del suelo), así como a la vegetación que sustente, que influye sobre los aportes de materia orgánica, tanto en superficie como en las capas más profundas a través de los exudados radiculares; y sobre el posible efecto mecánico de las raíces (dependiendo del tipo y la profundidad a que penetren las raíces, este será más o menos intenso y afectará a una mayor o menor profundidad del suelo).

Hasta hace unos años, muchos estudios no incluían mediciones de la densidad aparente (Hassink, 1994; Collins *et al.,* 2000; Bellamy *et al.,* 2005; Jones *et al.,* 2005; Arrouays *et al.,* 2006), lo que limitaba la capacidad de evaluar con precisión el contenido de carbono en los suelos (Don *et al.,* 2007), ya que, para analizar los *stocks* de carbono, la densidad es un parámetro fundamental junto con el contenido de carbono orgánico en el suelo. Aunque en esta memoria no se analizarán los *stocks* de carbono, se ha estudiado la densidad aparente y los datos obtenidos para las propiedades del suelo investigadas se han analizado no sólo en unidades de peso y en relación al carbono total, sino también en volumen, para lo cual fue necesario utilizar los valores de densidad aparente. En esta discusión, no abordaremos el estudio de la densidad aparente, ya que Zorita Hernández (2014) en su tesis doctoral ha analizado exhaustivamente su evolución a lo largo del perfil de las cuatro parcelas seleccionadas. Aunque sí señalaremos que, según la literatura, se sabe que la compactación está determinada por las condiciones del sitio (Hollis *et al.,* 2012) y que la variación de la densidad depende de características como la topografía, la geología, el tipo de suelo, las propiedades del mismo y la vegetación (Bachmann y Hartge, 2006; Stutter *et al.,* 2009; Aitkenhead y Coull, 2015). En cualquier caso, es importante destacar que,

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

excepto en los primeros 10 (Laraño) o 20 cm (Pontevea) en los que la densidad disminuye tras la forestación (Fig. 6.3; Zorita Hernández, 2014), en los suelos forestados y en los de cultivo de Pontevea y Laraño la distribución de la densidad a lo largo del perfil es relativamente uniforme y similar entre ambos tipos de parcelas, por lo que las variaciones a lo largo del perfil del suelo de las propiedades estudiadas son prácticamente iguales, independientemente de si se expresan en unidades de peso o de volumen.

A nivel general, numerosos estudios han demostrado la sensibilidad de las propiedades del suelo, especialmente del carbono, ante cambios en el manejo (Buyanovsky y Wagner, 1998; Boddey *et al.,* 2010; Don *et al.,* 2011; Johnson *et al.,* 2011; Erich *et al.,* 2012). Sin embargo, aún no se han determinado completamente los mecanismos de cambio de las propiedades del suelo tras la forestación (Shi *et al.*, 2013), debido a la complejidad de establecer el equilibrio entre los aportes y pérdidas de materia orgánica, que dependen del tipo de uso del suelo, la especie vegetal, el clima, las propiedades del suelo y las perturbaciones antropogénicas y naturales (Johnson y Curtis, 2001; Guo y Gifford, 2002; Paul *et al.,* 2002; Jandl *et al.,* 2007a; Laganière *et al.,* 2010; Poeplau *et al.,* 2011; Schmidt *et al.,* 2011, Stockmann *et al.,* 2015; Wiesmeier *et al.,* 2019). Debido a esta amplia gama de factores, resulta difícil abordar en profundidad este tema tan complejo.

Las evaluaciones de los cambios en las propiedades del suelo tras la forestación deben tener en cuenta el efecto de la entrada de residuos vegetales *(litter)* y el efecto de las raíces en los procesos físicos, químicos y bioquímicos (Schulze y Freibauer, 2005; Rumpel y Kögel-Knabner, 2011; Pötzelsberger y Hasenauer, 2015). Estos factores, junto con otros relacionados con la ubicación del suelo y el tiempo transcurrido desde la plantación forestal, deben considerarse al analizar los cambios en las propiedades edáficas, ya que los factores ambientales desempeñan un papel determinante en el comportamiento de las propiedades del suelo.

En la descripción de los resultados, se ha puesto de manifiesto que, de manera general, tanto la actividad microbiana como el contenido en materia orgánica disminuyen a medida que se profundiza en el perfil de los suelos estudiados. Este patrón de cambio en profundidad es consistente con los hallazgos de otros autores, aunque en este caso era en relación con la actividad enzimática (Aon y Colaneri, 2001; Venkatesan y Senthurpandian, 2006; Pang *et al.,* 2009; Kramer *et al.,* 2013), incluyendo las de estos mismos suelos que fueron estudiados por Zorita Hernández (2014), como parte de su tesis doctoral. Además, diversos autores (Eivazi y Tabatabai, 1990; Agnelli *et al.,* 2004; Spohn *et al.,* 2016) han observado un comportamiento similar de la actividad metabólica y la actividad microbiana con la profundidad en diversos suelos.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Un aspecto fundamental que se ha podido establecer a partir de los resultados obtenidos en este estudio y descritos en el apartado de resultados, es que las diferentes formas de carbono analizadas y la actividad microbiana se concentran principalmente en los primeros 30 cm de profundidad en las parcelas de Laraño, mostrando una mayor homogeneidad en el suelo cultivado en comparación con el forestado. Por otro lado, en el caso de Pontevea, aunque la parcela cultivada presenta un comportamiento similar a la de Laraño, la parcela forestada muestra una mayor concentración de actividad microbiana y contenido de materia orgánica en la capa superficial, en muchos casos mucho más elevada que en la parcela forestada de Laraño, seguida de una disminución abrupta a partir de los 10 cm del suelo.

A continuación, se discutirá con más detalle el comportamiento a lo largo del perfil del suelo del carbono total, las formas lábiles de carbono solubles en diferentes ecxtractantes y las propiedades biológicas y bioquímicas estudiadas.

6.2.1 Variación de los contenidos en carbono total y carbono soluble en diferentes extractantes en función de la profundidad del suelo.

El comportamiento del carbono total del suelo de las parcelas forestadas es desigual (Fig. 6.24). En Laraño, y para la mayor parte de las profundidades, el contenido en C total del suelo forestado sufre una ligera disminución en relación al del suelo de la parcela control y la capa más superficial apenas modifica su contenido en este elemento. Por el contrario, el suelo de la parcela de Pontevea forestada tiene unos contenidos de carbono total mayores que el suelo de la parcela de cultivo, especialmente en la capa superior (0 – 10 cm).

En general, en la bibliografía se ha establecido que tras la forestación se produce un incremento en el contenido en carbono total (Paul *et al.,* 2002; Zeng *et al.,* 2014; Lafleur *et al.,* 2015; Nadal-Romero *et al.,* 2016), el cual va asociado al aumento de biomasa vegetal que llega a la superficie del suelo. Esto parece que es lo que sucede en la parcela forestada de Pontevea, en la que los restos vegetales se abandonan en el suelo tras la corta del sotobosque. También, el uso previo de la parcela, con monocultivo de maíz y barbecho el resto del año (epígrafe 3.1.2), genera que tras la forestación se produzca un aumento importante de sustratos orgánicos disponibles. Sin embargo, en Laraño no se produce este incremento de carbono porque el manejo de las parcelas es diferente a la de Pontevea. Como ya se ha comentado en el epígrafe 3.1.3, la parcela de cultivo de Laraño mantiene vegetación todo el año con rotación de prado – maíz y como parte de las tareas agrícolas una gran parte de la biomasa se entierra con el arado, lo que supone un aporte importante de materia orgánica al suelo. Cuando se lleva a cabo la forestación, se interrumpe la aportación de materia orgánica derivada de los restos de maíz y prado, por lo que habría una

USC DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

menor entrada de restos orgánicos, al tiempo que, al menos durante los primeros años, no se producirían entradas suficientes de restos forestales para compensarlas. Además, en las parcelas forestadas, se deja de aplicar fertilizantes orgánicos e inorgánicos (Tabla 3.4) y cesan las tareas agrícolas habituales, lo cual es especialmente destacable en Laraño donde estos compuestos se añadían a lo largo de todo el año. En el caso de Pontevea, la situación es diferente, ya que el suelo sobre el que se raalizó la forestación estaba dedicado al monocultivo de maíz, por lo que había un período de barbecho durante el cual el suelo estaba desprovisto de vegetación o ésta era escasa y no estaba uniformemente distribuida y, además, cesaban las tareas agrícolas, incluyendo el aporte de fertilizantes orgánicos. El descenso de los contenidos en carbono o el que éstos se mantengan iguales en profundidad tras la forestación puede ser achacado a la menor entrada de sustratos orgánicos y también a la mineralización de los restos vegetales acumulados durante la etapa de cultivo y que fueron enterrados con las labores de arado. Además, al cesar la mezcla de las capas superiores que se hacía con el arado, se produce una estratificación en profundidad, debido a que la materia orgánica entrante se concentra en la capa superficial. Esta estratificación en las parcelas forestadas se observa tanto en Laraño como en Pontevea, aunque de manera mucho más intensa en este último sitio (Fig. 6.4).

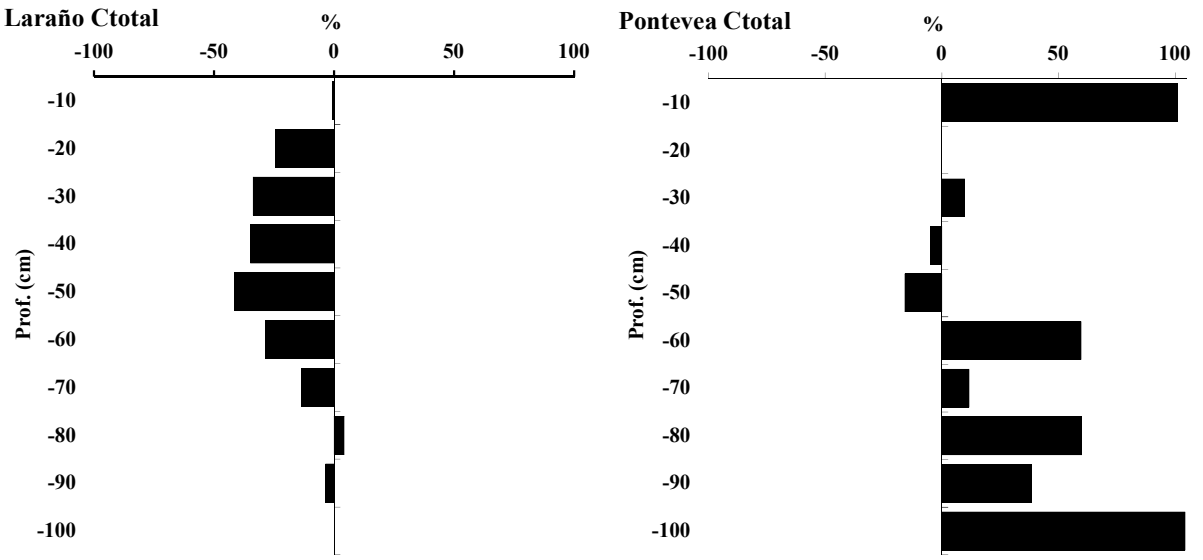

Fig. 6.24 Variación porcentual a lo largo del perfil del suelo de los contenidos en carbono total (Ctotal) en los suelos forestados de Laraño y Pontevea con respecto a los de los suelos de cultivo de procedencia.

El que el contenido en carbono se mantenga en profundidad tras la forestación ha sido también establecida por otros autores como Fontaine *et al.* (2007) y Harrison *et al.* (2011), los cuales atribuyen la invariabilidad en profundidad del carbono, a la reducción del aporte de sustratos orgánicos frescos que los microorganismos emplearían como fuente de carbono. Degryze *et al.*

(2004) hallaron un incremento del contenido en carbono en los primeros 7 cm del suelo, pero no observaron cambios en profundidad, justificándolo por la poca edad de las plantaciones, explicación que también utilizan otros autores, como Poeplau *et al.* (2011), para explicar la falta de modificación del contenido en carbono en las capas más profundas del suelo tras la forestación. En nuestro caso, estos argumentos podrían ser válidos para explicar lo que sucede en las parcelas forestadas. En Laraño tras la forestación se produce una estratificación del contenido en carbono, que afecta a los primeros 40 cm del suelo, aunque hay que señalar que en el suelo de la parcela de cultivo de Laraño la distribución del contenido en carbono también muestra una ligera tendencia descendente en los primeros 40 cm del suelo (en los primeros 10 cm ambos suelos el mismo contenido en carbono), lo cual posiblemente está relacionado con el manejo del suelo, ya que éste incluye una rotación maíz-prado (Fig. 6.4). Durante los periodos en los que el suelo se dedica a pradera, es probable que haya una importante acumulación de carbono en la superficie. Esta acumulación se debe, posiblemente, al aporte de compuestos orgánicos procedentes de los exudados radiculares y al desarrollo y posterior descomposición de las abundantes raíces de la mezcla de leguminosas y gramíneas utilizadas en la pradera (García-Campos *et al.*, 2022), ya que la cantidad de carbono proveniente del purín es muy similar en los suelos de cultivo de Laraño y Pontevea (ver Tabla 3.4; García-Campos *et al.*, 2022). En Pontevea tras la forestación se produce una muy fuerte acumulación de carbono en los primeros 10 cm del suelo en comparación con el suelo de cultivo (Fig. 6.4), aunque a mayor profundidad se mantiene una distribución del contenido en carbono muy similar a la del suelo de cultivo (sin apenas variaciones del contenido en carbono en los primeros 30-40 cm de suelo). En el caso de Pontevea, la cantidad de *litter* y *förna* en la superficie del suelo de la parcela forestada es tres veces mayor en comparación con la parcela forestada de Laraño (Tabla 6.2), lo que explica los valores muy superiores que se observan en los primeros 10 cm del suelo de la parcela de Pontevea en relación no sólo al suelo de la parcela de cultivo control, sino también al suelo forestado de Laraño.

Tanto en la parcela de Laraño como en la de Pontevea, el comportamiento tras la forestación de las diferentes formas de carbono analizadas es heterogéneo (Figs. 6.25a y 6.25b). En general, en la mayoría de las capas de suelo analizadas, se observa una disminución en los contenidos de las diferentes formas de carbono lábil después de la forestación. Sin embargo, es importante destacar que los contenidos de carbono disminuyen de manera significativa a lo largo del perfil del suelo en las cuatro parcelas (Figuras 6.10 a 6.22), tanto en lasa forestadas como en las de cultivo. Las diferencias entre la parcela forestada y la de cultivo de procedencia en cada una de las localizaciones son más pronunciadas en las capas superiores que a medida que se desciende en el

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

perfil, donde los contenidos de las diferentes formas de carbono lábil, en valores absolutos, son similares entre los suelos de las dos parcelas de cada localización, aunque cuando se consideran los valores en porcentajes de variación, las diferencias puedan parecer más amplias. Además, se puede observar que las capas más superficiales tienden a ser más similares en las parcelas control que en las parcelas forestadas para una gran parte de las propiedades analizadas (Tablas 1 a 19 del Anexo II). Esto indica que el arado utilizado en las tareas agrícolas homogeneiza las primeras capas, hasta una profundidad de 20-30 cm. Debido al cese de la homogenización de las capas más superficiales producida por el arado, en las parcelas forestadas se produce una estratificación de maneara que le contenido de las diferentes formas de carbono lábil investigadas es mucho más alto en superficie y va disminuyendo con la profundidad del suelo. La homogeneización del contenido en materia orgánica en las capas más superficiales de suelos agrícolas en los que el manejo incluye el arado ha sido observada por otros autores (Aon y Colanieri, 2001; Franzluebbers *et al.,* 2002, entre otros), variando la profundidad de las capas afectadas entre los 30 y 40 cm (Balesdent *et al.,* 2000) ya que ésta depende del tipo de maquinaria utilizada y la profundidad a la que llegue. Esta profundidad (30 – 40 cm) coincide con lo que se establece en las recomendaciones del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero, en las que se determina 30 cm como la profundidad recomendable para estudiar los efectos del cambio de uso de cultivo a forestal (IPCC, 2006).

A lo largo del perfil del suelo, se observan diferencias en el comportamiento de las formas de carbono tras la forestación en las parcelas de las dos localizaciones estudiadas. En el suelo de la parcela forestada de Laraño, se observan cambios leves en la capa más superficial en la mayoría de las formas lábiles de C solubles en diferentes extractantes, con incrementos o pérdidas ligeras en comparación con el suelo de cultivo de procedencia (Figs. 6.25a y 6.25b). Sin embargo, a medida que se desciende en profundidad, las pérdidas son más significativas. Este comportamiento puede atribuirse al uso previo del suelo, con una rotación de maíz y prado que mantenía vegetación durante todo el año y aportaba materia orgánica que, con las tareas de arado, se incorporaba en profundidad. Además, se añadían purines de vacuno y fertilizantes inorgánicos (Tabla 3.4) que incrementaban el contenido de nitrógeno y carbono. Por lo tanto, la forestación no produciría un cambio significativo en la cantidad de materia orgánica, ya que la pérdida de materia orgánica de origen agrícola estaría compensada por la entrada de restos forestales y del sotobosque.

En el caso de la parcela forestada de Pontevea, el contenido de la mayoría de las formas de carbono lábil se incrementa extraordinariamente en la capa más superficial en comparación con la parcela de cultivo (Figs. 6.25a y 6.25b), con algunas excepciones donde las variaciones están

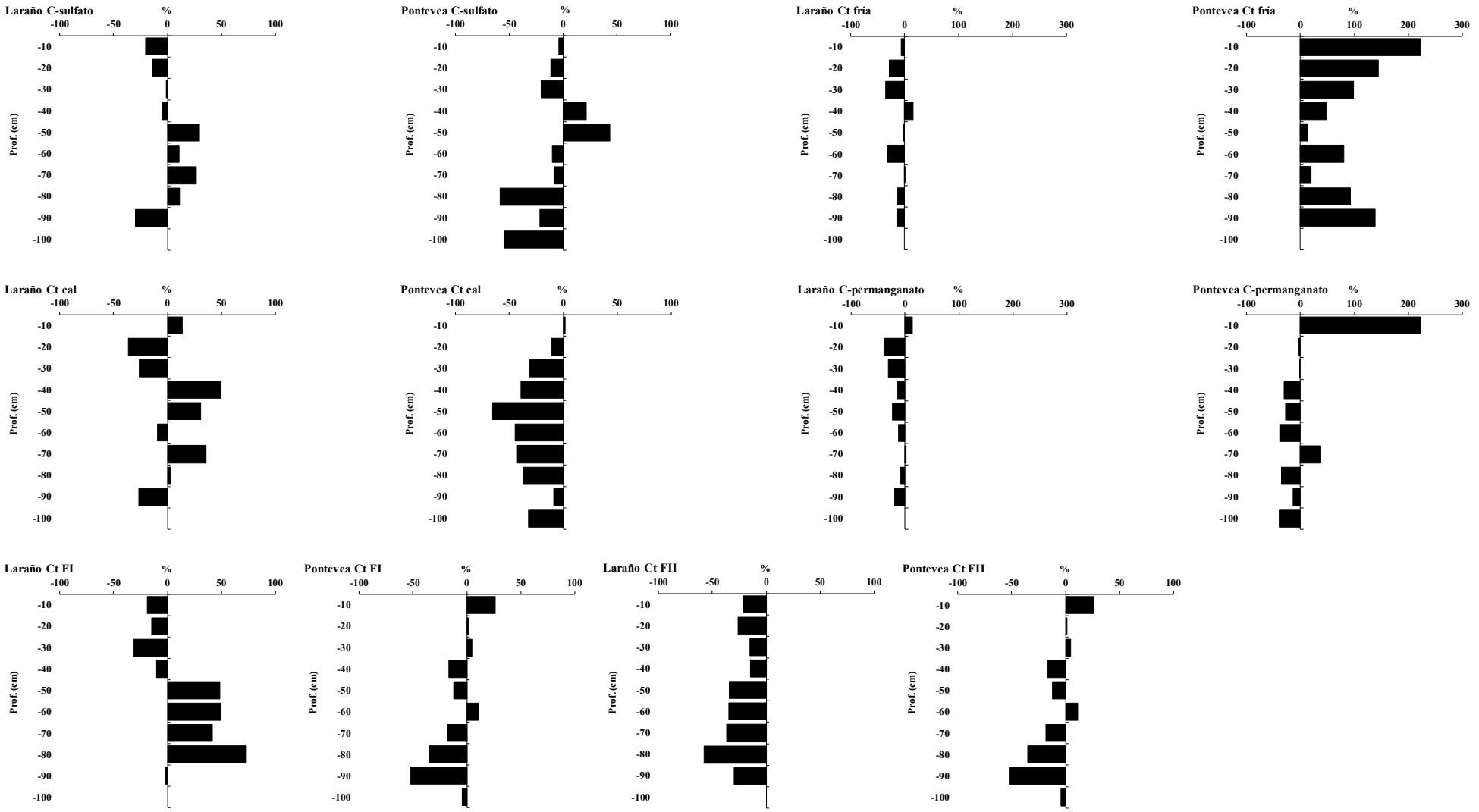

Fig. 6.25a Variación porcentual a lo largo del perfil del suelo de los contenidos en Ct soluble en diferentes extractantes (C-sulfato – carbono soluble en sulfato potásico, Ct fría – carbono soluble en agua fría, Ct cal – carbono soluble en agua a 80 ºC, C-permanganato – carbono oxidable con permanganato potásico, Ct FI – carbono soluble en ácido sulfúrico 5 N, Ct FII – carbono soluble en ácido sulfúrico 26 N) en los suelos de las parcelas forestadas de Laraño y Pontevea con respecto a los de los suelos de cultivo de procedencia.

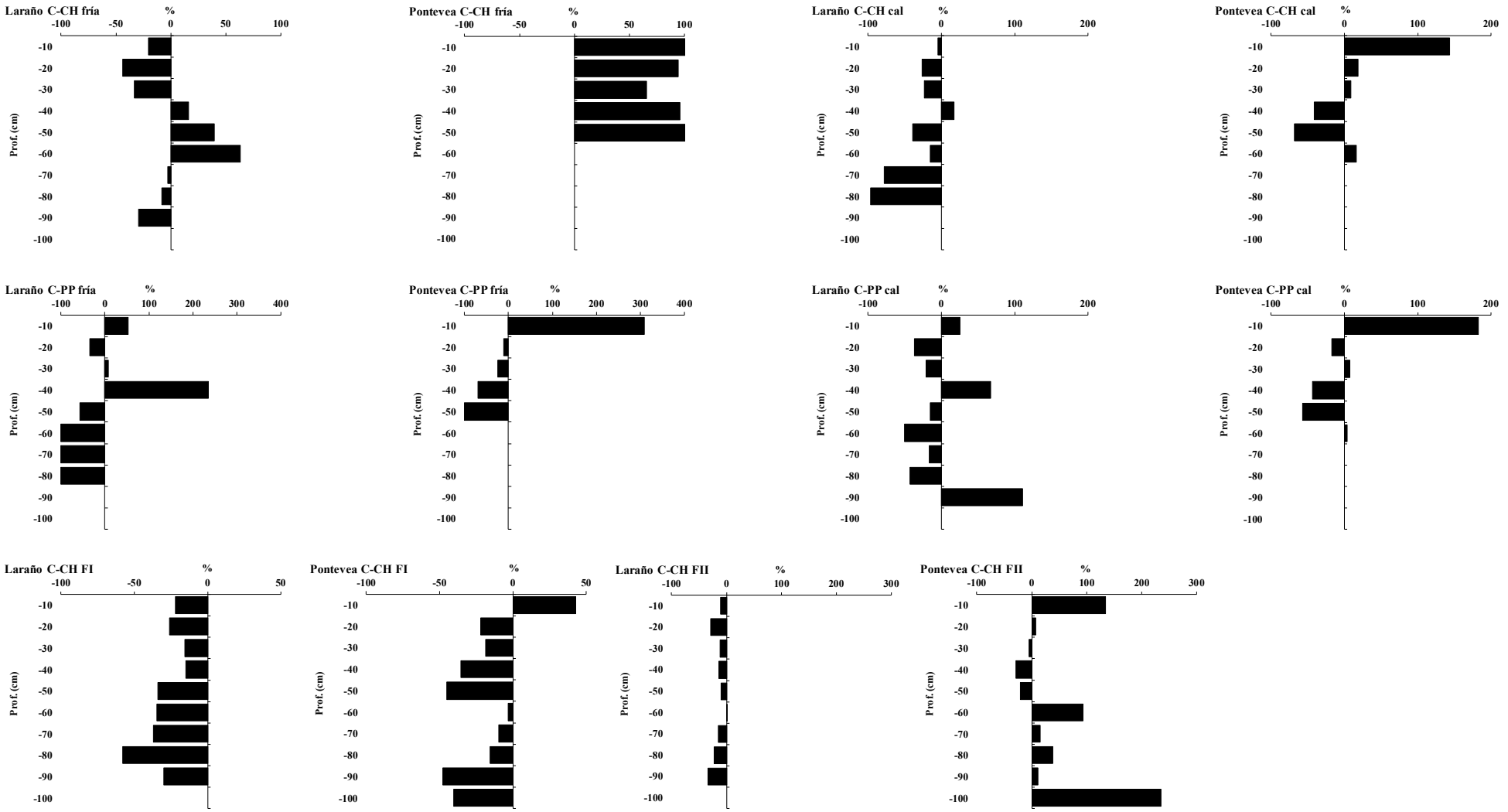

Fig. 6.25b. Variación porcentual a lo largo del perfil del suelo del C de carbohidratos y el C polifenólico soluble en diferentes extractantes (C-CH y C-PP fría – carbono soluble en agua fría, C-CH y C-PP cal – carbono soluble en agua a 80 ºC, C-CH y C-PP FI – carbono soluble en ácido sulfúrico 5 N, C-CH y C-PP FII – carbono soluble en ácido sulfúrico 26 N, en los suelos de las parcelas forestadas de Laraño y Pontevea con respecto a los de los suelos de las parcelas de cultivo de procedencia.

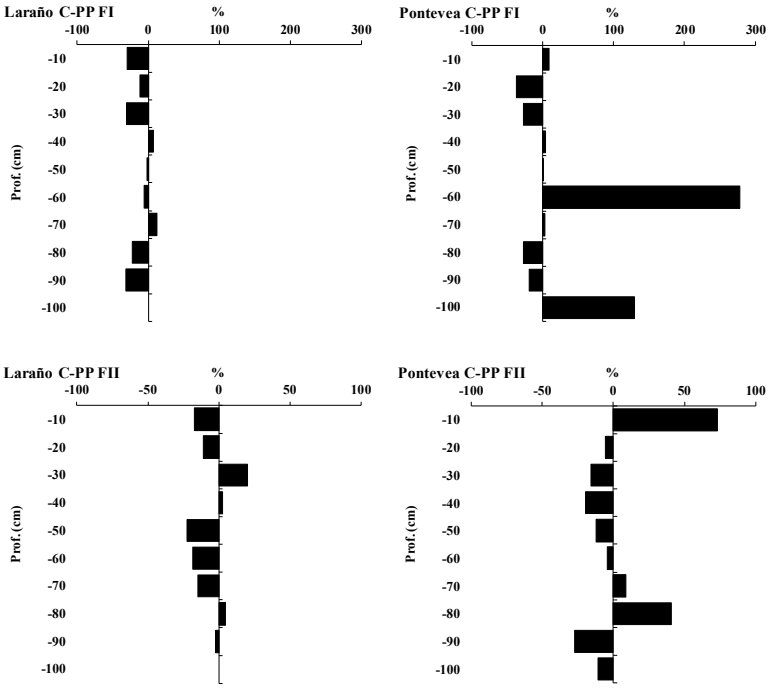

Fig. 6.25b. (Continuación) Variación porcentual a lo largo del perfil del suelo del C de carbohidratos y el C polifenólico soluble en diferentes extractantes (C-CH y C-PP fría – carbono soluble en agua fría, C-CH y C-PP cal – carbono soluble en agua a 80 ºC, C-CH y C-PP FI – carbono soluble en ácido sulfúrico 5 N, C-CH y C-PP FII – carbono soluble en ácido sulfúrico 26 N, en los suelos de las parcelas forestadas de Laraño y Pontevea con respecto a los de los suelos de las parcelas de cultivo de procedencia.

por debajo del 10%, como en C-sulfato, Ct cal y C-PP FI. Sin embargo, en las capas más profundas, el comportamiento tras la forestación es opuesto, con predominio de las pérdidas en la mayoría de las formas de carbono y profundidades, o cambios mínimos en muchas de las capas. Estas variaciones tan escasas sugieren que la entrada de materia orgánica a las capas subsuperficiales es similar a la que ocurre en la parcela de cultivo. Estos resultados coinciden con los hallazgos de Degryze *et al.* (2004), quienes justifican la ausencia de cambios significativos en profundidad debido al corto tiempo transcurrido desde la forestación, alrededorde 10 años, similar a la edad de las forestaciones en este estudio. Otros autores (Vesterdal *et al.,* 2002; Laganière *et al.,* 2010; Poeplau y Don, 2013) también han utilizado el tiempo como justificación para la falta de incremento en la materia orgánica por debajo de los 10 cm. A medida que los árboles envejecen, el desarrollo radicular es proporcionalmente mayor, lo que podría tener efectos más evidentes en las propiedades del suelo si se producen cambios significativos.

En resumen, se observa una disminución progresiva de los contenidos de todas las formas de carbono lábil en profundidad en las parcelas de control de ambas parejas, con un descenso más pronunciado a partir de los primeros 10 cm de profundidad (Fig. 6.4 y Figuras 6.11 a 6.15). Este

comportamiento es similar al encontrado por Zorita Hernández (2014) para las mismas muestras en relación a diferentes actividades enzimáticas. Según los encontrado por este autor, los primeros 40 cm de suelo concentran la mayor parte de la actividad enzimática del perfil, lo que indica una correlación entre la materia orgánica y la actividad enzimática.

Al analizar los porcentajes de cada una de las formas de carbono soluble en distintos extractantes en relación al carbono total a lo largo del perfil del suelo (Fig. 6.26), se observan ligeras diferencias tanto entre las parcelas de Laraño y Pontevea como entre las parcelas de cultivo y las forestadas. Así, entre las parcelas de cultivo de Laraño y Pontevea hay diferencias en la distribución de las formas de carbono de diferente labilidad a lo largo del perfil del suelo. La proporción del C total que es extraíble con los extractantes con menor poder de solubilización, esto es de las formas de C más lábiles, es muy similar en las parcelas de cultivo de Pontevea y de Laraño, aunque en la primera se mantiene más constante a lo largo del perfil que en esta última. Sin embargo, la proporción del carbono edáfico que es extraíble con los extractantes de mayor poder de extracción es mayor en el suelo de cultivo de Laraño que en el de Pontevea para las capas de suelo más superficiales (hasta los 40 cm de suelo, esto es, la capa arable), pero a medida que se incrementa la profundidad la cantidad de C solubilizado con los extractantes más fuertes se va haciendo mayor en Pontevea que en Laraño. Además, tanto en Pontevea como en Laraño también hay diferencias en cuanto a la labilidad del C edáfico entre los suelos de las parcelas forestadas y los suelos de cultivo de procedencia. Mientras que en los suelos de cultivo la proporción del C más lábil, extraíble en sulfato potásico y en agua fría, se mantiene relativamente constante a lo largo de toda la capa arable e, incluso, a lo largo de todo el perfil del suelo (en Pontevea), en los suelos forestados (especialmente en Laraño) se observa una clara reducción con la profundidad de la proporción de estas formas de C (Fig. 6.26). Por otro lado, también el comportamiento de las formas lábiles de C a lo largo del perfil del suelo en las dos parcelas que cambiaron de uso es diferente entre ellas. Así, en la parcela forestada de Laraño, la cantidad de C edáfico que es extraíble con los diferentes extractantes utilizados en este estudio, esto es la cantidad de C lábil, es mucho mayor que en Pontevea. Además, mientras que en Laraño tras la forestación se incrementa la proporción de formas lábiles de C con respecto al suelo de cultivo correspondiente, en Pontevea sucede lo contrario, ya que la proporción de formas lábiles de C en el suelo forestado es mucho menor que en el suelo de cultivo.

Es notable que la parcela forestada de Pontevea tiene contenidos de carbono lábil más altos que la parcela de cultivo, mientras que en la parcela forestada de Laraño sucede lo contrario. Además, en términos proporcionales al contenido de carbono total, los porcentajes de las formas de C solubles en diferentes extractantes son mayores en la capa arable de Laraño que en la de

Pontevea, mientras que en las capas más profundas sucede lo contrario (Fig. 6.26). Sin embargo, tras la forestación, la cantidad de C lábil (extraíble con los diferentes extractantes utilizados en el estudio) es mucho mayor en Laraño que en Pontevea. En consecuencia, en la parcela forestada de Pontevea, se observa un considerable incremento de la proporción de carbono que no es extraído por las diferentes soluciones empleadas (Fig. 6.26), lo que indica un aumento de la materia orgánica más recalcitrante y, por consiguiente, menos disponible para los microorganismos edáficos. Por el contrario, en Laraño, los porcentajes de carbono no extraíble con las soluciones extractantes empleadas en el estudio disminuyen tras la forestación. Este diferente comportamiento podría ser justificado, además de la ya indicada influencia del uso y el manejo del suelo de cultivo previo a la forestación, por la mayor entrada de restos vegetales en la parcela forestada de Pontevea, que triplica la cantidad en comparación con la lo hace en Laraño, así como por la mayor biomasa vegetal total en la parcela de Pontevea que en la de Laraño. Estos hallazgos concuerdan con lo indicado en los trabajos de diferentes autores (Six *et al.,* 2006; Dawson y Smith, 2007; Simpson *et al.,* 2007; Cheng *et al.,* 2013; Waring *et al.,* 2013), quienes establecen que la cantidad de biomasa forestal presente en los suelos bosques y el hecho de que los bosque se limpien o no, es lo que condiciona la entrada de materia orgánica al suelo y su descomposición que, en definitiva, son las que determinan la cantidad de C que se acumula en el mismo y la cantidad de C orgánico que potencialmente mineralizable.

6.2.2 Variación de los de las propiedades bioquímicas y biológicas en función de la profundidad del suelo.

La biomasa microbiana muestra un comportamiento diferente tras la forestación al comparar las parcelas forestadas de Laraño y Pontevea con sus respectivas parcelas de control, especialmente en la capa de 0 a 10 cm y en las capas más profundas, aunque cuando se consideran las capas de 10 a 20 cm y de 30 a 40 cm se observa una cierta similitud (Fig. 6.27).

En el suelo de la parcela forestada de Laraño, se observa un descenso en la biomasa microbiana en la mayoría de las capas de suelo analizadas con respecto a las del suelo de la parcela de cultivo, aunque las variaciones no superan el ±30%. Por otro lado, en el suelo de la parcela forestada de Pontevea, se observa un incremento del 235% en la capa superficial, en las capas subsiguientes y hasta los 50 cm no se observan diferencias entre el suelo forestado y el de cultivo, y a partir de la capa de 40 a 50 cm se observan aumentos muy grandes en la biomasa microbiana tras la forestación (Fig. 6.27), lo cual está posiblemente relacionado con la fuerte disminución de la biomasa en profundidad en la parcela de cultivo (Fig. 6.5).

USC DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

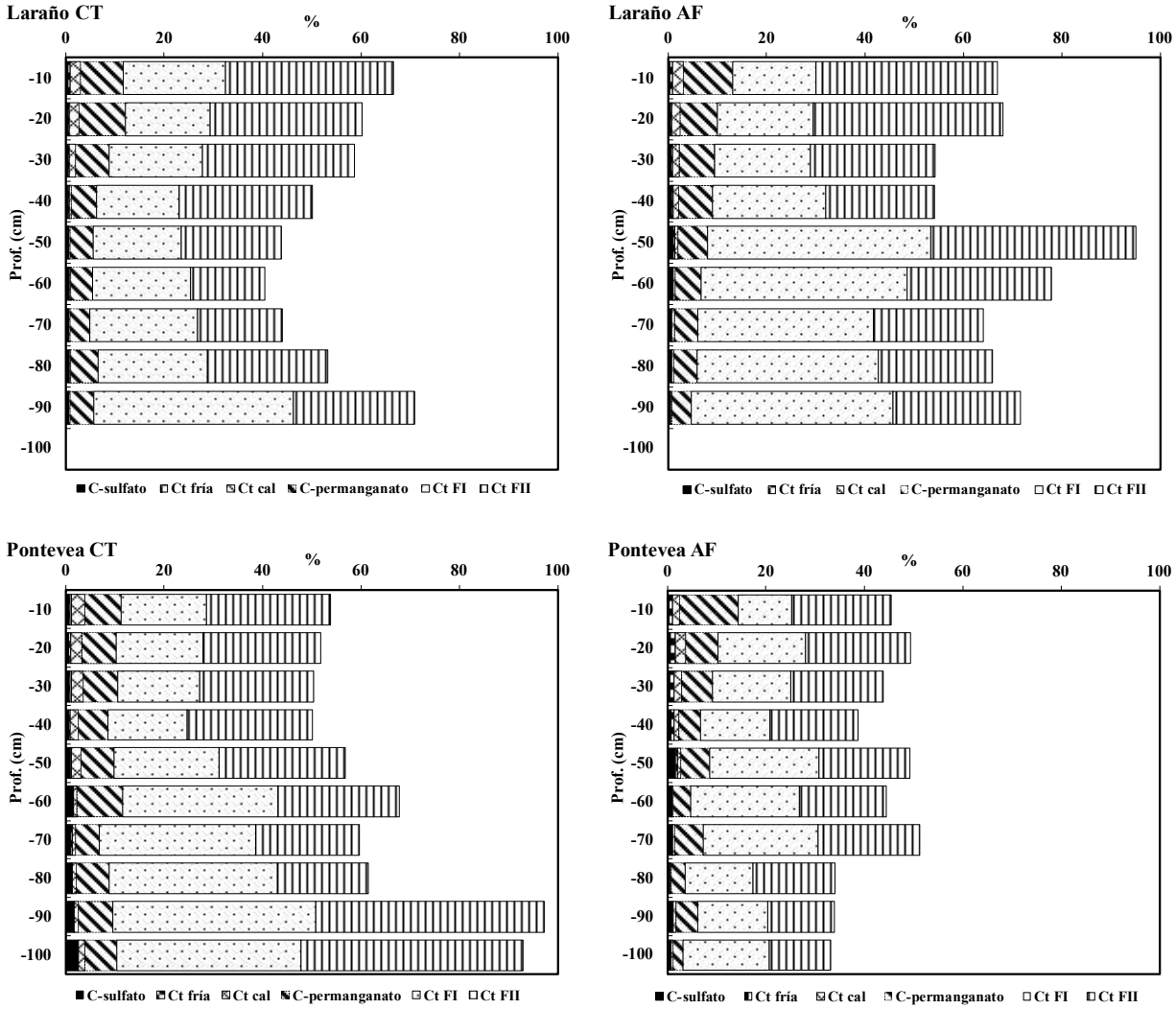

Fig. 6.26 Distribución porcentual a lo largo del perfil del suelo del carbono lábil (C total, Ct) soluble en diferentes extractantes (C-sulfato- sulfato potásico; Ct fría- agua a temperatura ambiente; Ct cal- agua a 80º C, C-permanganato- permanganato potásico, Ct FI- ácido sulfúrico 5 N, Ct FII- ácido sulfúrico 26 N) con respecto al carbono total del suelo. La diferencia entre la suma del porcentaje de C extraíble con las diferentes soluciones y el C total del suelo (100 %) corresponde a las formas de C menos lábiles del carbono edáfico.

Estos resultados son consistentes con estudios realizados por Deng *et al.* (2016), quienes encontraron un incremento en la biomasa microbiana en suelos forestados en comparación con los suelos de cultivo, especialmente en los primeros 10 cm, lo cual justificaban por el incremento en el contenido en carbono del suelo tras el cambio de uso. Otros estudios también han encontrado una correlación positiva entre el contenido en carbono, la biomasa microbiana y la producción vegetal (Fierer *et al.,* 2009). Estas explicaciones son consistentes con el comportamiento observado en las parcelas forestadas de este estudio, ya que, como se mencionó anteriormente, el suelo forestado de Pontevea tiene un mayor aporte de materia orgánica disponible para su descomposición en comparación con el suelo forestado de Laraño, lo cual va acompañado por mayores incrementos del C edáfico y el C asociado a la biomasa microbiana.

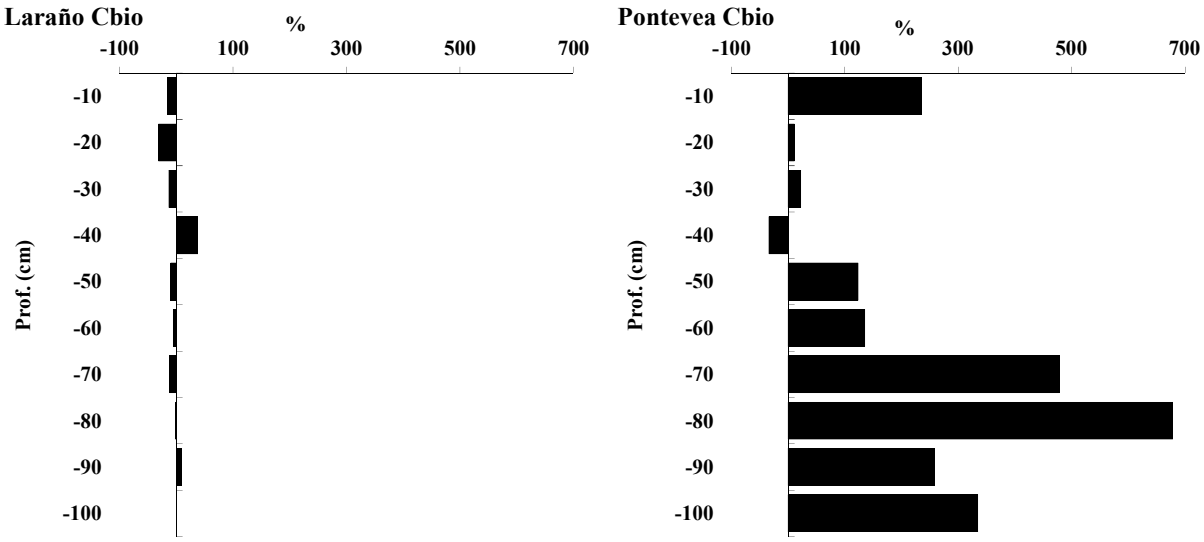

Fig. 6.27 Variación porcentual a lo largo del perfil del suelo de los contenidos en carbono de la biomasa microbiana (Cbio) en los suelos de las parcelas forestadas de Laraño y Pontevea con respecto a los de los suelos de cultivo de procedencia.

Otros autores, como Islam y Weil *et al.* (2000), Six *et al.* (2006), Wu *et al.* (2016) y van Leeuwen *et al.* (2017) también encontraron contenidos menores de biomasa microbiana en suelos agrícolas que en suelos forestados y lo atribuyeron a los efectos negativos de las prácticas agrícolas sobre las comunidades microbianas. Además de los ya indicados efectos negativos de las prácticas agrícolas sobre la biomasa microbiana, el mayor contenido en biomasa microbiana en los suelos forestados que en los agrícolas, también se podría justificar por la mayor cantidad de necromasa y productos de descomposición en los suelos forestados, lo que aumenta la disponibilidad de materia orgánica (Schmidt *et al.,* 2011; Leff *et al.,* 2012; Gunina *et al.,* 2014).

En las capas más profundas del suelo, el comportamiento de la biomasa microbiana es paralelo al del carbono total. La entrada de carbono en las capas más profundas se reduce en relación con lo que sucede en la superficie del suelo y, además, parte del carbono que entra en las capas más profundas puede ser estabilizado debido a la interacción con las superficies de los componentes minerales, lo que limita la cantidad de carbono disponible para los microorganismos y, por consiguiente, para el aumento de la biomasa microbiana (Schöning y Kögel-Knabner, 2006; Fontaine *et al.,* 2007; Kögel-Knabner *et al.,* 2008). Esta relación entre la biomasa microbiana y el contenido en carbono también ha sido establecida por otros autores, como por ejemplo Insam y Domsch (1988). Otros estudios (Agnelli *et al.,* 2004; Fang y Moncrieff, 2005; Spohn *et al.,* 2016; Soleimani *et al.,* 2019) han demostrado que la disminución de la biomasa microbiana en profundidad es más rápida que la del contenido en carbono total, debido a que los

USC DE COMPOSTELA

microorganismos necesitan nitrógeno para utilizar sustratos ricos en carbono, lo que limita su crecimiento si la disponibilidad de nitrógeno se ve limitada.

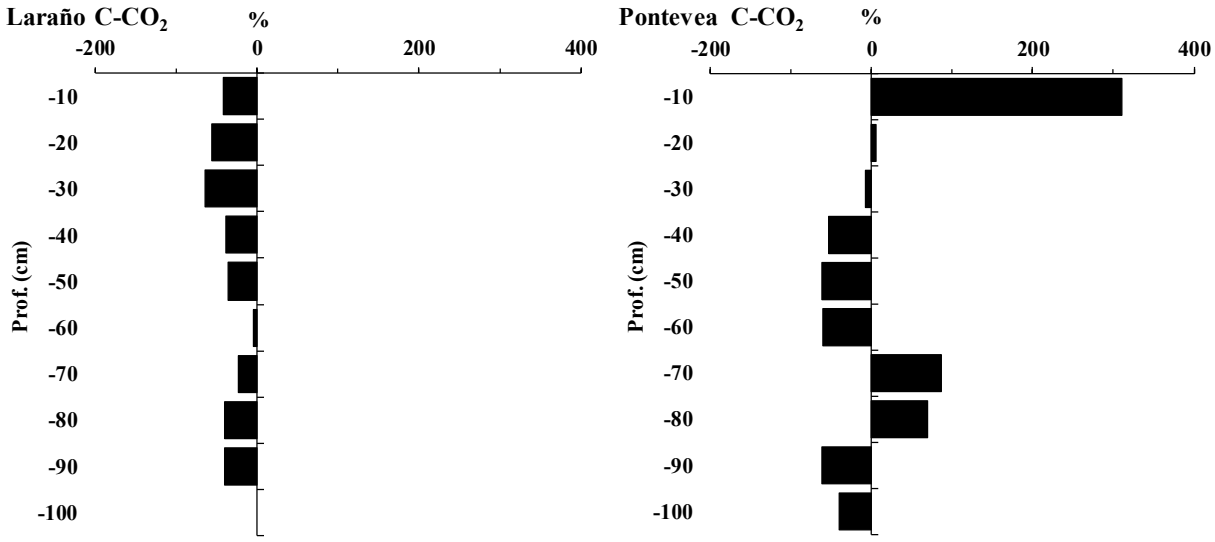

Fig. 6.28 Variación porcentual a lo largo del perfil del suelo de la respiración basal (C-CO_2 emitido) en los suelos de las parcelas forestadas de Laraño y Pontevea con respecto a la de los suelos de cultivo de procedencia.

Diversos autores han establecido, y es generalmente acepado, que la respiración microbiana ocurre, en gran medida, en los primeros centímetros del suelo y disminuye rápidamente con la profundidad (Álvarez *et al.,* 1998; Ross *et al.,* 1999; Agnelli *et al.,* 2004; Fang y Moncrieff, 2005; Jones *et al.,* 2018), lo cual también se observa en las parcelas analizadas en este estudio. Sin embargo, la mayoría de los estudios no miden la respiración por debajo de los 30 cm de profundidad, lo que pone de manifiesto la poca atención que se ha restado al comportamiento de la respiración en profundidad y a los factores y propiedades relacionados con ella.

En este estudio, el comportamiento de la respiración basal en los suelos de las parcelas forestadas, en comparación con los de las parcelas control, muestra diferencias significativas (Fig. 6.28). En el suelo de la parcela forestada de Laraño, se observa una disminución en la respiración en todas las capas de suelo analizadas después de la forestación, mientras que en Pontevea, la capa superficial del suelo de la parcela forestada muestra un aumento significativo en la respiración, que triplica los valores obtenidos en el suelo de la parcela de cultivo. Sin embargo, en las capas más profundas, entre los 10 y los 30 cm de profundidad, apenas se observan diferencias significativas en los valores de respiración entre los suelos de las dos parcelas de Pontevea. En las capas restantes del suelo de la parcela forestada de Pontevea (entre los 30 cm y la base del perfil), los valores de respiración son inferiores a los del suelo de la parcela control, excepto en las capas entre 60 y 80 cm, donde aumenta, aunque en este caso hay

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO

que tener en cuenta que los valores absolutos de respiración son muy bajos en los dos suelos, lo que da lugar a que aunque cuantitativamente las diferencias de respiración entre ambos suelos sean escasas, las diferencias porcentuales sean mucho más amplias y significativamente diferentes.

Una posible explicación para el comportamiento tan diferente de la respiración después de la forestación podría ser la distinta cantidad de *litter* y *förna* en las dos parcelas forestadas (Tabla 6.2). Aunque en ambas parcelas se conservan los restos forestales y del sotobosque después de la corta de los mismos, la cantidad de restos que se acumula en la parcela de Pontevea es tres veces mayor que la que lo hace en la de Laraño. Esta materia orgánica fresca es la fuente de carbono que utilizan los microorganismos para la mineralización, por lo que la mayor disponibilidad en la parcela forestada de Pontevea se refleja en los mayores valores de respiración en la capa más superficial (0 a 10 cm) del suelo forestado de esta parcela, algo que no sucede en la parcela de Laraño (Fig. 6.28). Esto es consistente con lo establecido por autores como Powers *et al.* (2018) en suelos de cultivo con diferentes prácticas de manejo de residuos vegetales, donde encontraron una disminución en la respiración al retirar los restos vegetales y reducir la disponibilidad de materia orgánica. Además, otros estudios (Mallik y Hu, 1997; Kimmins, 2004; Soleimani *et al.,* 2019) también han encontrado una disminución de la respiración con la profundidad tras la forestación, que también explicaron por la relación directa con la disminución de los restos vegetales y la entrada de carbono.

Los diferentes coeficientes analizados (coeficiente microbiano, respiratorio y metabólico) muestran un comportamiento variable después de la forestación (Fig. 6.29). En el caso del coeficiente microbiano (*q*mic), en el suelo de la parcela forestada de Laraño este coeficiente no se modifica o presenta incrementos porcentuales en relación al del suelo de la parcela control, incrementos que son mucho menores que los observados en la parcela de Pontevea, en la que este coeficiente se incrementa fuertemente con respecto a los valores obtenidos en el suelo de cultivo de procedencia. Además, en ambas parcelas los incrementos porcentuales en los suelos forestados frente a los suelos de cultivo de procedencia son más altos en las capas de suelo más profundas que en las superficiales, especialmente en el caso de Pontevea. Este coeficiente, definido por Beck (1984), es un indicador del estado del carbono edáfico, que puede estar en equilibrio, acumulándose o disminuyendo. Dada la diversidad de los resultados obtenidos en este estudio, no se puede definir claramente la situación de las capas de suelo de los diferentes perfiles estudiados. Esta variabilidad probablemente está relacionada con el manejo y organización de la cobertura vegetal, en concordancia por lo indicado por Anderson y Domsch (1989). Aunque las especies forestales de las dos parcelas tienen un manejo similar, el contenido

en carbono en la superficie de la parcela forestada de Pontevea es mucho mayor que en su parcela control, lo cual determina en gran medida el comportamiento de las demás propiedades relacionadas con la dinámica de la materia orgánica y la actividad microbiana. Los incrementos porcentuales del coeficiente microbiano observados en la parcela forestada de Pontevea están posiblemente influenciados por la fuerte disminución del contenido de carbono total que se observa en profundidad, mientras que en la parcela forestada de Laraño este efecto no es tan marcado (Fig. 6.4).

Se ha establecido que el coeficiente microbiano *q*mic disminuye debido a la presencia de materia orgánica más recalcitrante (Liao y Boutton, 2008), que es más difícil de descomponer y se encuentra principalmente en las capas más profundas con mayor presencia de restos leñosos. Esto concuerda con lo observado en este estudio, en el que tras la forestación en los suelos de la parcela forestada de Laraño se observa una disminución de las formas de C más recalcitrantes, mientras que en Pontevea sucede lo contrario (Fig. 6.26), comportamiento que se ha explicado por la cantidad de aporte de materia orgánica en la superficie, que es mucho mayor en Pontevea que en Laraño.

En el caso del coeficiente respiratorio (*q*R), se pone de manifiesto que las variaciones entre las dos parcelas de cada ubicación son similares, observándose, en general, fuertes disminuciones de este coeficiente a todas las profundidades del suelo investigadas, siendo en general mayor la disminución del coeficiente después de la forestación en el suelo de la parcela forestada de Pontevea que en el de la parcela de Laraño (Fig. 6.29). Hay que indicar, sin embargo, que al analizar la evolución de los valores absolutos de *q*R a lo largo del perfil, en el suelo de cultivo y en el forestado de las dos localizaciones (Fig. 6.8), se observa que en las parcelas de Laraño el comportamiento en ambos suelos es prácticamente paralelo, mientras que en los suelos de las parcelas de Pontevea es más fluctuante. Esto se debe al brusco descenso en los contenidos de carbono en profundidad en la parcela forestada de Pontevea, lo cual influye en el comportamiento diferencial de *q*R. Además, como se mencionó anteriormente, hay una mayor entrada de materia orgánica a través de los restos vegetales que se depositan en la superficie de la parcela forestada de Pontevea que en la de Laraño, lo que condiciona el comportamiento de este coeficiente en profundidad.

Por otro lado, hay que destacar el fuerte incremento del coeficiente respiratorio observado en la capa superficial (0 – 10 cm) del suelo de la parcela forestada de Pontevea con respecto al de su suelo de cultivo de procedencia, posiblemente relacionado con el fuerte incremento en las formas de C más lábiles (Figs. 6.14, 6.6.15, 6.16 y 6.18), la biomasa microbiana (Fig. 6.19) y la respiración (6.20) observado en esta capa del suelo forestado de Pontevea debido, posiblemente,

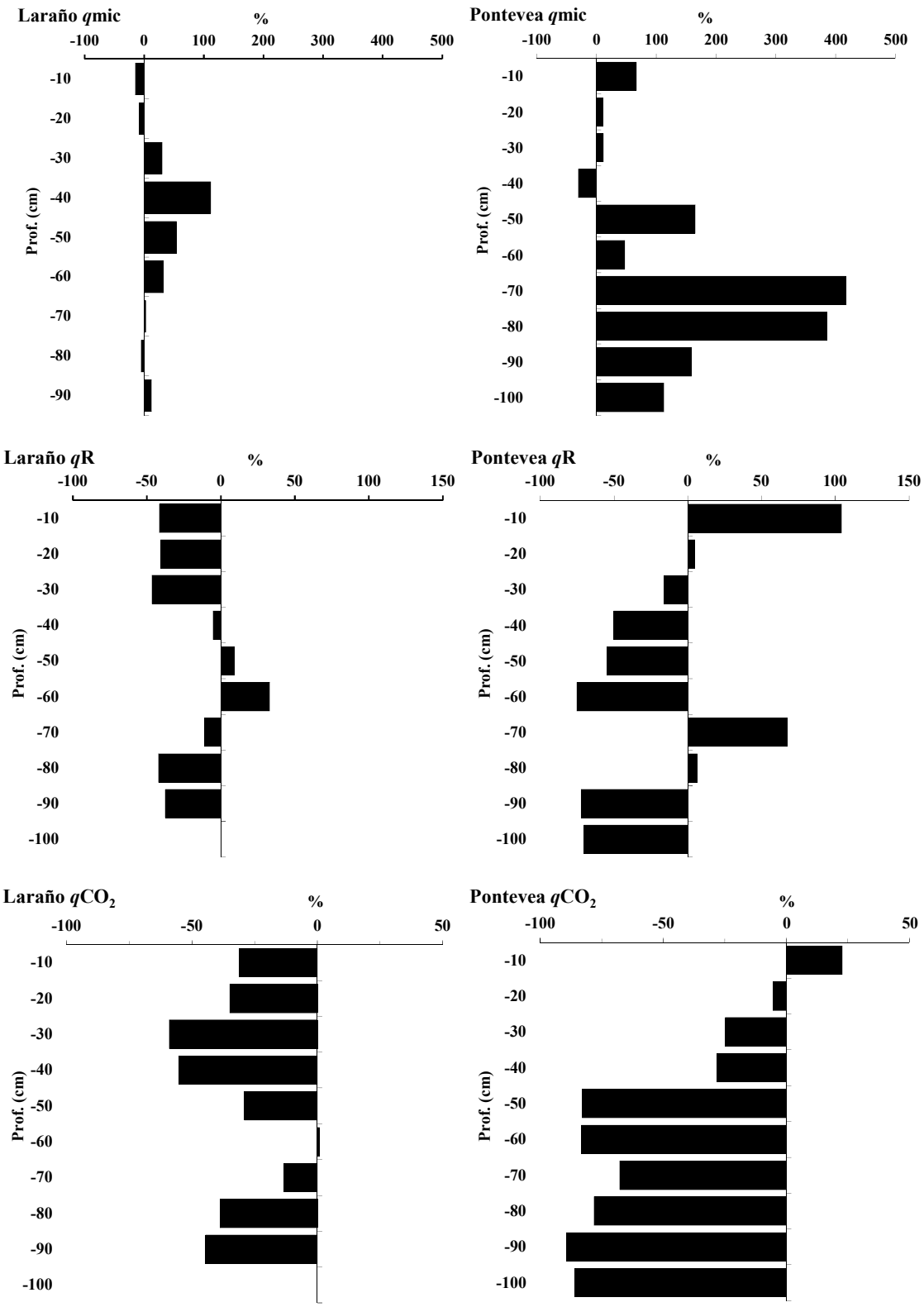

Fig. 6.29 Variación porcentual a lo largo del perfil del suelo del coeficiente microbiano (*q*mic), el coeficiente respiratorio (qR) y el coeficiente metabólico (qCO_2) en los suelos de las parcelas forestadas de Laraño y Pontevea con respecto a los de los suelos de cultivo de procedencia.

al gran aporte de materia orgánica fresca que se produce en este suelo, así como al uso previo del suelo de cultivo, tal y como ya se ha explicado con anterioridad.

En el caso del coeficiente metabólico (qCO_2), se observa una fuerte disminución proporcional en prácticamente todas las capas del suelo de la parcela forestada de Laraño con respecto al suelo de la parcela de cultivo. En el suelo de la parcela forestada de Pontevea sucede lo mismo, aunque al igual que ocurría con el coeficiente respiratorio, también ahora en la capa de 0 – 10 cm el coeficiente metabólico del suelo forestado se incrementa fuertemente con respecto al del suelo de cultivo de procedencia (Fig. 6.28). Sin embargo, una vez más se observa que los valores absolutos son similares en los suelos de ambos tipos de parcelas (Fig. 6.9), sin diferencias significativas ($p \leq 0.05$) entre capas a la misma profundidad, entre ambos usos ni entre profundidades para un mismo perfil (Tabla 26 del Anexo), lo cual sugiere que la comparación de las diferencias porcentuales entre suelos con diferente uso de este coeficiente distorsiona la situación real en cuanto a la diferencia entre suelos, ya que pequeñas diferencias en valores absolutos suponen grandes diferencias porcentuales. Los valores absolutos obtenidos para el coeficiente metabólico en los suelos de las cuatro parcelas son menores que los reportados por Dinesh *et al.* (2003) para suelos de uso forestal, pero similares a los reportados por Lavauhn *et al.* (1996), en un estudio en el que investigaron la evolución en profundidad de este coeficiente. Sin embargo, al contrario de lo que sucede en nuestro estudio, estos autores observaban un incremento del coeficiente con la profundidad, el cual atribuyeron a la menor eficiencia metabólica cuanto más recalcitrante es la materia orgánica disponible, lo que implica que los microorganismos incorporan un menor porcentaje del sustrato en su biomasa y deben mineralizar una mayor cantidad del mismo para satisfacer su demanda energética, lo que supone un incremento de la respiración. En nuestro caso, y con la excepción de la capa 0 – 10 cm, las disminuciones de la biomasa microbiana a lo largo del perfil del suelo no son cuantitativamente muy importantes y no se observan variaciones significativas de la respiración en el suelo forestado de cualquiera de las dos parcelas forestadas investigadas (Figs. 6.21 y 6.22). Esto, unido al hecho de que el coeficiente metabólico no se modifique con la profundidad, sugiere que la disminución del contenido en carbono y las pequeñas reducciones de la biomasa microbiana en profundidad no implican un cambio en la eficiencia de uso del carbono (Costantini *et al.,* 1996). Por otro lado, aunque con la forestación se observa un incremento en las formas de C recalcitrantes, estas no parecen estar directamente asociadas con la profundidad (Fig. 6.26) y, además, más del 20 % del carbono del suelo se encuentra en formas lábiles o muy lábiles, lo cual parece garantizar que hay suficiente sustrato lábil disponible para los microorganismos del suelo.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

RESUMEN GLOBAL

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

7. RESUMEN GLOBAL

Uno de los grandes retos que tiene la sociedad actual es cómo afrontar el cambio climático y mitigar, en lo posible, los efectos que se estima que se producirán. En los años 90 del siglo pasado (XX) un total de 84 países se adhirieron al Protocolo de Kioto. Si bien este protocolo ya se ha visto superado por acuerdos posteriores, las normas que contiene son un instrumento de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (UNFCCC) para una gestión ambiental que promueva el desarrollo sostenible, la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero y la potenciación de actividades sumidero de estos gases.

Además del control en origen con la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero, entre las estrategias promovidas para la mitigación y adaptación al cambio climático, una de las más importantes es favorecer y potenciar la consolidación de zonas forestales con una biomasa vegetal permanente, inmovilizando el carbono, lo que, además de favorecer la lucha contra el efecto invernadero y la absorción de dióxido de carbono, contribuiría a mejorar a largo plazo los recursos forestales y a realizar una gestión del espacio natural más compatible con el medio ambiente. La forestación de terrenos agrícolas, como estrategia de mitigación del cambio climático global, en un principio fue promovida a nivel europeo por el Reglamento 2080/1992 por el que se establecía un régimen comunitario de ayudas a las medidas forestales en agricultura y que confirió un marco legal para que las Administraciones Públicas de los distintos países comenzaran a subvencionar la transformación de terrenos agrícolas marginales, es decir, terrenos de baja productividad agraria (Cerdá, 2003), en terrenos forestales (forestación). En este documento se citaba como uno de los objetivos de dichas transformaciones el "luchar contra el efecto invernadero y absorber el dióxido de carbono", ya que se consideraba que en los suelos forestales se puede almacenar 2,5 veces más carbono que en la biomasa forestal (De Vos *et al.*, 2015), por lo que podrían desempeñar un papel fundamental en la fijación de CO_2 y en la mitigación del cambio climático es fundamental.

Según la FAO, la forestación se entiende como "la plantación de nuevos bosques en tierras que históricamente (durante un mínimo de 50 años) no han contenido masas forestales" (FAO, 1990). Otras definiciones también muy extendidas son: "es la conversión de otros usos de la tierra a bosques" o "el aumento de la cobertura del dosel por encima del 10 %" (FAO, 2000). Además, la forestación debería aplicarse en zonas que de modo natural serían bosques y no estaba recomendada que se hiciese en áreas de pastos naturales y en otros biomas no forestales (Silveira el al., 2020). Sin embargo, en Galicia, la mala aplicación de la normativa llevó a que, en vez de hacer la transformación sobre suelos agrícolas marginales, muchas de las forestaciones se

realizaron sobre suelos agrícolas de elevada calidad y, por consiguiente, muy productivos, de modo que se produjo una importante pérdida de tierras de alto valor agrológico (García y Pérez, 2001).

En el momento en el que se inició este trabajo (enmarcado en un proyecto de investigación más amplio), la mayoría de estudios llevados a cabo en suelos forestados de diferentes partes del mundo se habían centrado fundamentalmente en evaluar los efectos de la forestación sobre las modificaciones de los distintos stocks de carbono en suelos agrícolas marginales. No obstante, a pesar de la gran cantidad de terrenos forestados, del tiempo transcurrido y pese al grave impacto que desde un punto de vista de la agricultura supuso la forestación de suelos de cultivo de elevada productividad, tal y como las que se produjeron en Galicia, las investigaciones sobre la modificación de los stocks de carbono llevadas a cabo en suelos gallegos forestados eran muy escasas (como aún lo son a día de hoy). Por otro lado, dado que cualquier tipo de manejo que se realice en el suelo conlleva una serie de modificaciones en todas sus propiedades, era lógico pensar que como consecuencia del cese de las prácticas agrícolas y de la sustitución de cultivos anuales por una cubierta vegetal permanente de porte arbóreo, además de las posibles variaciones en los stocks de carbono edáficos derivadas de la forestación, también debería de producir cambios en la dinámica de la materia orgánica. Además, considerando la importancia de los microorganismos en la descomposición de la materia orgánica y en los ciclos de los bioelementos, era de esperar que la forestación también condujese a modificaciones en la actividad microbiana. Sin embargo, y al igual que sucedía con los *stocks* de carbono, en el momento de iniciar este estudio tampoco se había evaluado el efecto de las forestaciones realizadas en Galicia sobre las propiedades biológicas y bioquímicas relacionadas con la dinámica de la materia orgánica y los microorganismos del suelo. Por este motivo, en este trabajo se abordó el estudio de las variaciones causadas por la transformación de terrenos agrícolas en terrenos forestados sobre la abundancia y actividad de los microorganismos del suelo y sobre las formas de carbono orgánico más lábiles, las cuales representan el sustrato que pueden utilizar los microorganismos de forma inmediata para sus procesos metabólicos (Sparling *et al.*, 1998). Para ello, se analizaron algunas propiedades generales de los suelos (carbono y nitrógeno totales, pH, densidad aparente, análisis granulométrico, óxidos de hierro y aluminio y contenido en fósforo inorgánico) y una serie de propiedades biológicas y bioquímicas como la respiración basal del suelo, el C asociado a la biomasa microbiana, los coeficientes respiratorio, microbiano y metabólico y las formas lábiles la materia orgánica (mediante extracciones de distintas formas de C más lábil del suelo), comparando lo que sucede en parcelas forestadas y en parcelas colindantes que mantienen el uso previo a la forestación.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Se realizaron dos tipos de estudios. El primero de ellos se centró en los cm superiores del suelo, analizándose la capa superficial (0-10 cm) de un gran número de suelos forestados con diferentes características (especie forestal, edad de la forestación, localización geográfica, posición topográfica, etc.), comparándolas con las de sus suelos agrícolas de origen, esto es, suelos colindantes que mantenían el uso previo de cultivo (rotación maíz-prado o maíz con periodos de barbecho intermedios) y que se consideraron los suelos de referencia o suelos control. En total, se estudió un conjunto de 37 parcelas forestadas con diferentes especias arbóreas, aunque sólo había 25 parcelas de cultivo, debido a que en cinco de las localizaciones una única parcela de cultivo era la parcela de origen de varias forestaciones, que se diferenciaban entre sí bien por la especie utilizada en la forestación (esto es, varias parcelas colindantes habían sido plantadas con diferentes especies arbóreas) o bien por el tiempo transcurrido desde la forestación (esto es, varias parcelas colindantes tenían árboles de la misma especie pero diferente edad). Todas las parcelas investigadas estaban localizadas en los tramos medios de las cuencas hidrográficas de los ríos Ulla y Tambre y, en general, todas las parcelas tenían poca extensión. Las parcelas forestadas portaban árboles de diferentes edades, aunque en todos los casos las forestaciones eran muy jóvenes, ya que los árboles tenían entre 4 y 15 años en el momento de la toma de muestras. Además, las parcelas forestadas se localizaban en diferentes posiciones topográficas (vega o ladera, por lo que los suelos eran fluvisoles o regosoles, respectivamente) y portaban distintas especies forestales, tanto caducifolias como perennifolias. Entre las especies caducifolias destacaban los chopos, utilizados en la mayor parte de las forestaciones, aunque también había parcelas con otros árboles caducifolios, como el roble americano o el arce; en cuanto a las especies perennifolias, eran fundamentalmente píceas. Por último, otra de las diferencias entre las parcelas forestadas se refiere al manejo y mantenimiento de las mismas, ya que mientras en algunos casos se hacían frecuentes cortas y limpieza del sotobosque y de los restos vegetales que había sobre la superficie del suelo (aunque en algún caso éstos se dejaban sobre la superficie del suelo), en otros no se realizaban estas labores. Respecto a los suelos de cultivo cabe destacar que tenían contenidos variables en materia orgánica, eran ácidos, presentaban un elevado contenido en fósforo inorgánico y en la mayoría de ellos predominaba la fracción arena, siendo la textura mayoritaria la franco-arenosa.

El segundo de los estudios se centró en conocer las modificaciones que la forestación producía en estas mismas propiedades a lo largo del perfil del suelo (0-90/100 cm). Para ello, de entre las parcelas utilizadas en el estudio general, se seleccionaron dos sitios con parcelas pareadas (forestación y cultivo) contiguas entre sí. Ambas parcelas forestadas tenían muchas

USC DE COMPOSTELA

características en común, como son el estar localizadas en posición de vega (lo que aseguraba el tener una profundidad suficiente para realizar sondeos de hasta 1 metro de profundidad), que estaban situadas muy próximas entre sí (por lo que tenían características bioclimáticas similares; Carballeira *et al.*, 1983) y, por último, que en ambos casos la forestación se había producido en el mismo año (2000) y utilizando la misma especie de chopo [*Populus x euroamericana* (Dode) Guinier]. Sin embargo, también diferían en otra serie de características, fundamentalmente el tipo de cultivo de las parcelas de procedencia. Así, mientras una de las forestaciones se realizó sobre un terreno en el que se alternaba el cultivo de maíz con el uso como prado (rotación maíz-prado), la otra se hizo sobre un terreno que se dedicaba únicamente al cultivo de maíz (monocultivo de maíz), estando en barbecho todo el tiempo en el que no se estaba cultivando el maíz. Esto permitió comparar suelos forestados con vegetación similar, pero con diferentes usos previos.

Como se mencionó previamente, en este trabajo se utilizaron las mismas parcelas y suelos que fueron investigados por el Dr. Zorita Hernández en su tesis doctoral titulada *"Forestación de tierras agrícolas: modificación de las actividades enzimáticas del suelo"*. Por lo tanto, las modificaciones en las propiedades físico-químicas de los suelos después de la forestación ya han sido analizadas y discutidas en esa tesis. Por esta razón, en este trabajo solo se analizó de manera general la influencia de la forestación en estas propiedades.

La forestación produjo resultados muy variables en las propiedades generales investigadas. Considerando el promedio del conjunto total de parcelas, la mayoría de las propiedades físicas, químicas y físico-químicas se mantuvieron relativamente estables en comparación con los suelos de cultivo originales. Sin embargo, se observó un ligero descenso en el pH en agua que, aunque estadísticamente significativo, no es realmente relevante y no se reflejó en un descenso similar en el pH en KCl. Esta pequeña disminución del pH probablemente se deba al cese de la aplicación de enmiendas encalantes, una práctica común Galicia, cuyos suelos son generalmente ácidos o muy ácidos.

Además, también se observó una ligera tendencia al aumento en el contenido de materia orgánica en los suelos forestados, aunque los incrementos no eran estadísticamente significativos. De todos modos, cabe resaltar que cuando se considera el conjunto total de las parcelas de cada tipo y se comparan los suelos forestados con los de cultivo (valores medios de todas las forestaciones vs. valores medios de todos los cultivos), el incremento era muy poco aparente (o, incluso, si se consideraban los valores de carbono por unidad de volumen de suelo en vez de por unidad de peso no se observaba ninguna modificación, Tabla 5.2). Sin embrago, cuando se comparaba cada

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO

parcela forestada con su propio suelo de cultivo de procedencia y los valores se promediaban, se observó que en más de un 60 % de las parcelas se producían incrementos del contenido en carbono, aunque la intensidad del incremento era muy variable entre parcelas (incremento medio de un 14 %; Fig. 5.2). Es importante resaltar que, a pesar de la tendencia generalizada hacia un aumento, en algunas de las parcelas estudiadas no se observaron cambios en el contenido de materia orgánica después del cambio de uso del suelo, e incluso en otras se registró una ligera reducción tanto en el contenido de carbono como en nitrógeno total del suelo. Estas pérdidas se relacionaron con la rápida mineralización de la materia orgánica existente en el suelo, así como con la disminución de las entradas de material orgánico debido a la interrupción de las fertilizaciones orgánicas (Zorita Hernández, 2014).

Uno de los objetivos que se pretendían con las políticas que promovían las forestaciones era el secuestro de carbono atmosférico para, de este modo, contribuir a mitigar el cambio global. Sin embargo, cuando se analizan los datos reportados en la literatura se observa que los resultados son muy variables, de modo que, aunque algunos autores encontraron incrementos del contenido en materia orgánica tras la forestación (Laganière *et al.,* 2010; Shi *et al.,* 2010; Li *et al.,* 2012; Liu *et al.,* 2017; Li *et al.,* 2018), en muchos otros casos no observaron variaciones significativas (Davis *et al.*, 2007; Smal y Olszewska, 2008; Ephron *et al.*, 2009; Marin – Spiotta *et al.*, 2009) e, incluso, observaron descensos (López – Ulloa *et al.*, 2005; Richards *et al.*, 2007; Smolander *et al.,* 2010; Clarke *et al.,* 2015). Es ampliamente reconocido que las actividades agrícolas, como el arado, contribuyen a la pérdida de materia orgánica en los suelos debido a la rotura de agregados, por lo que nuevas estructuras quedan expuestas y parte del carbono previamente protegido en dichos agregados queda accesible para su degradación por la acción de los microorganismos y los enzimas del suelo (García – Franco *et al.*, 2014 Hartman y Six, 2023), por lo que sería de esperar que el cese de dichas prácticas fuese acompañado de una tendencia a la recuperación de la materia orgánica que se había perdido. Así, el incremento del contenido en materia orgánica en los suelos forestados sería consecuencia, en parte, por el cese de las prácticas agrícolas y la exportación de materia orgánica que ocurría durante la cosecha y, en parte, por el establecimiento de una cubierta vegetal permanente, que debería promover la acumulación de restos vegetales en la superficie del suelo. Los resultados de este estudio mostraron, sin embargo, que este incremento no siempre ocurría, lo que probablemente sería debido a que todas las forestaciones investigadas en este estudio eran muy recientes, lo que sugiere que la velocidad de recuperación de la materia orgánica es lenta, al menos durante los primeros años después del cambio de uso. Esto concuerda con lo mencionado por numerosos autores (Paul *et al.,* 2002;

USC DE COMPOSTELA

Laganière *et al.,* 2010; Pérez-Cruzado *et al.,* 2012), quienes señalaron que durante los primeros 10-15 años después de la forestación, la rápida mineralización de la materia orgánica existente en el suelo y la disminución de la entrada de material orgánico en la superficie como resultado de la interrupción de las fertilizaciones orgánicas pueden incluso llevar a una disminución del contenido de carbono del suelo. Sin embargo, en algunos casos en los que el sotobosque se desarrolla muy rápidamente y los árboles tienen una buena producción primaria neta (aportando materia orgánica al suelo), estas pérdidas podrían compensarse, lo que explicaría por qué en algunos casos el contenido en carbono edáfico no se modificaba tras la forestación o, incluso, aumentaba ligeramente.

La única propiedad general del suelo que se modificó de manera estadísticamente significativa fue la densidad aparente, que disminuyó en el 80 % de los suelos. Esta reducción ha sido atribuida por Zorita Hernández (2014) al aumento de la porosidad del suelo causado por el crecimiento de las raíces de los árboles y las plantas del sotobosque (Hoover, 2003; Shi *et al.*, 2013; Harrison *et al.,* 2014; Zhang *et al.,* 2018), así como a la incorporación en la superficie de materia orgánica de baja densidad aparente procedente de los restos vegetales, cuya densidad es mucho menor que la de la fracción mineral del suelo (Bachmann y Hartge, 2006; Stutter *et al.,* 2009; Aitkenhead y Coull, 2015).

Por su parte, las formas de carbono orgánico lábiles solubles en diferentes extractantes investigadas en este estudio mostraron un comportamiento bastante homogéneo. Cuando se consideraban los valores medios de todos los suelos forestados y se comparaban con los obtenidos para los suelos de cultivo (Tablas 5.3 a 5.11) se observó que, en general, tras la forestación se producía un incremento en todas las formas de carbono orgánico lábil, tanto si nos referimos al contenido en carbono total soluble en los diferentes extractanes utilizados, como si consideramos los carbohidratos reactivos a la antrona o los compuestos polifenólicos (con la excepción de los polifenoles solubles en agua fría y en agua caliente, que no se modificaron). Cabe señalar, sin embargo, que al igual que sucedía con el contenido en carbono total del suelo, tampoco en este caso las diferencias son estadísticamente significativas.

La falta de significación estadística de las diferencias entre los suelos de las parcelas forestadas y los de las parcelas de cultivo de origen posiblemente se deba a la gran heterogeneidad de las parcelas, que en muchos casos son muy diferentes entre sí. Esto aumentaría considerablemente la variabilidad y reduciría la probabilidad de que, considerados en su conjunto, las diferencias entre los dos tipos de parcelas fueran estadísticamente significativas, ya que se podrían enmascarar diferencias que, si se comparase el suelo cada parcela forestada con el de su correspondiente

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

parcela de cultivo de procedencia, sí resultarían estadísticamente significativas. Por ello, para cada una de las propiedades analizadas, se compararon los valores obtenidos para los suelos de cada una de las parcelas pareadas (forestación-cultivo). Cuando se analizaron las diferencias individuales entre parcelas para cada una de las formas de carbono (carbono total, carbohidratos reactivos a la antrona y compuestos de tipo polifenólico) solubles en los distintos extractantes investigados (sulfato potásico, agua caliente y agua fría, ácido sulfúrico 5 N y 26 N, oxidable con permanganato potásico 0,33 M), se observó que en más del 60 % de las parcelas investigadas la forestación causaba incrementos en todas las formas de carbono lábil (Fig. 5.3.a hasta Fig. 5.11.a), aunque éstas eran de diferente cuantía. Además, se comprobó que en los casos en los que se producían disminuciones, estas eran, en general, poco intensas (menos del 50 % de disminución con respecto a los contenidos de las formas lábiles de carbono de los suelos de cultivo correspondientes a cada parcela forestada). Como excepción a este comportamiento general, hay que destacar el contenido en compuestos polifenólicos solubles en agua caliente y en agua fría de los suelos de las parcelas forestadas, el cual mostró reducciones mucho más intensas con respecto al contenido en los suelos de las parcelas de cultivo (en torno a un 15 % de las parcelas forestadas investigadas, mostraron reducciones del contenido en compuestos polifenólicos solubles en agua fría y en agua caliente, de entre un 50 % y un 100 % con respecto al de los suelos de las parcelas control). Posiblemente, estas fuertes disminuciones hayan enmascarado los incrementos que se produjeron en el resto de las parcelas investigadas, motivo por el cual cuando se consideraba el valor promedio del conjunto de todas las parcelas, no se observaban cambios en el contenido en compuestos polifenólicos solubles en agua caliente y en agua fría tras la forestación. Esto, unido al hecho de que cuando se consideró el promedio de los valores individuales obtenidos para cada pareja de parcelas forestada-cultivo, las diferencias significativas entre los suelos tampoco eran significativas para ninguna de las formas de carbono investigadas (Fig. 5.3b hasta 5.11b), parece confirmar que la heterogeneidad de las parcelas, con características muy diferentes entre sí, sería en gran parte responsable de la falta de significación de las modificaciones causadas por la forestación.

Por lo que respecta a la abundancia y actividad de los microorganismos del suelo, al considerar el valor promedio para el conjunto de los suelos de todas las parcelas forestadas en comparación con los suelos de cultivo, se observó que la forestación causaba un aumento en el carbono de la biomasa microbiana (aunque tampoco en este caso era estadísticamente significativo) y no modificaba la respiración basal del suelo. Sin embargo, al comparar cada parcela forestada con su parcela de cultivo de origen se puso en evidencia que en un 60 – 65 % de las parcelas la

USC DE COMPOSTELA

forestación resultó en aumentos de la biomasa microbiana y la respiración basal del suelo, lo que implicó que, como promedio de los valores individuales obtenidos para todas las forestaciones, se producía un aumento global del 30 % en ambos parámetros (Fig. 5.12 a y b). En cuanto a los tres coeficientes estimados a partir de los valores de biomasa microbiana o respiración del suelo, dos de ellos (coeficiente respiratorio y coeficiente metabólico) disminuyeron ligeramente tras la forestación, mientras que el tercero (coeficiente microbiano) se incrementó ligeramente (Tabla 5.12). Una vez más, ninguna de las diferencias era estadísticamente significativa. A diferencia de lo observado para las diversas formas de carbono orgánico lábil, la biomasa microbiana y la respiración basal del suelo, hubo un gran número de parcelas forestadas en las que los coeficientes metabólico, microbiano o respiratorio disminuyeron en lugar de aumentar, de modo que, para el conjunto de las forestaciones, el coeficiente metabólico mostró una disminución y los otros dos coeficientes un ligero incremento (alrededor del 10 %). La disminución del coeficiente metabólico sugiere una tendencia hacia una mayor estabilidad en los ecosistemas forestales en comparación con los terrenos agrícolas. Esta tendencia podría explicarse por la interrupción de prácticas agrícolas como el arado, la fertilización o la exportación de cosechas, que son reemplazadas por un sistema en gran medida influenciado por la variación estacional y el ciclo biológico de las plantas. Como resultado, este sistema es menos variable que en las parcelas cultivadas, especialmente en las forestaciones en las que se plantaron especies perennes (Li *et al.,* 2012; Liu *et al.,* 2017; Nitsch *et al.,* 2018). El coeficiente microbiano y el coeficiente respiratorio reflejan, respectivamente, la disponibilidad de sustrato para ser utilizado por los microorganismos del suelo (Anderson y Domsch, 1989; Anderson *et al.,* 1986) y la tasa de respiración por unidad de carbono en el suelo (Dommergues, 1960), proporcionando este último una medida de la dinámica de la materia orgánica del suelo (Anderson *et al.,* 1986). Como hemos observado previamente, ni la biomasa microbiana, ni el carbono orgánico lábil, ni la respiración basal experimentan modificaciones relevantes o estadísticamente significativas. Esto podría explicar la escasa alteración de cualquiera de estos coeficientes después de la forestación de terrenos de cultivo de alta calidad, como los de este estudio.

Después del cambio de uso agrícola a forestal se registró una tendencia general al aumento, tanto en las formas lábiles de carbono orgánico, como en la biomasa microbiana y la actividad de los microorganismos del suelo. No obstante, esta tendencia está acompañada por una gran variabilidad en el comportamiento de las diferentes parcelas, lo que da lugar a que las diferencias entre los suelos de las parcelas forestadas y los de las parcelas agrícolas de origen no sean, en general, estadísticamente significativas. Por este motivo, se decidió comprobar si algunas de las

USC DE COMPOSTELA

características específicas de las forestaciones (que son muy diversas entre sí) y/o algunas propiedades de los suelos de cultivo de origen podrían ayudar a identificar factores determinantes del grado de modificación de las formas lábiles y la abundancia y actividad de los microorganismos del suelo después del cambio de uso.

El estudio general abarcaba una amplia variedad de forestaciones, cada una con sus propias particularidades. Estas diferencias incluían la ubicación topográfica de las forestaciones, ya que algunas estaban ubicadas en zonas de vega y otras en zonas de ladera. Además, aunque en el momento del muestreo todas las forestaciones eran muy recientes, también variaban en la antigüedad, con edades que oscilaban entre 4 y 15 años. También se distinguían por la especie utilizada en la forestación, algunas con especies caducifolias y otras con especies perennifolias y, además, ni en las forestaciones con caducifolias ni en las realizadas con perennifolias, la especie utilizada era siempre la misma. Otra característica diferenciadora entre las forestaciones era el tipo de manejo que se aplicaba, ya que en algunos casos no se realizaba ningún tipo de manejo y en otros se llevaban a cabo cortas periódicas del sotobosque y, aunque en general los restos de la corta se retiraban, esto no siempre ocurría así, ya que en algunos casos se dejaban sobre la superficie del suelo para su descomposición.

Zorita Hernández (2014) utilizando los mismos suelos de este estudio, demostró que el contenido de materia orgánica de los suelos agrícolas antes de la forestación era uno de los factores que más influía en la modificación de las actividades enzimáticas después del cambio de uso del suelo. Esto, además, coincidía con otros autores quienes también habían observado que el comportamiento de algunas propiedades del suelo se veía afectado por el contenido de materia orgánica de los suelos antes de la forestación (Riley y Bakkegard, 2006; Pérez-Cruzado *et al.,* 2014). Por ello, además de las características específicas de las forestaciones, se decidió considerar también el contenido en carbono edáfico previo a la forestación como uno de los posibles factores de influencia en las posibles modificaciones tras el cambio de uso del suelo de las propiedades biológicas y bioquímicas investigadas. Por otro lado, también se consideró que en las diferentes forestaciones las características específicas de las forestaciones se podían combinar de diferentes maneras. Así, por ejemplo, dos forestaciones con especies caducifolias podían diferenciarse por el tipo de manejo, por la ubicación topográfica o por la edad de las forestaciones. Esto llevó a considerar la necesidad de analizar las diferentes características de las forestaciones no solo de forma individual, sino también combinando varias de ellas.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO

El primero de los factores investigados, la posición fisiográfica en ladera o vega, no pareció tener una influencia decisiva en las variaciones de las diferentes formas de carbono orgánico lábil ni

en la actividad y abundancia microbiana tras el cambio de uso, ya que estas variables se comportaban de manera independiente de la posición topográfica de las parcelas forestadas. *A priori,* dado que los suelos en zonas de vega generalmente tienen mayores contenidos de materia orgánica y una mayor disponibilidad hídrica que los suelos en ladera, se esperaba que este factor afectara al comportamiento del componente lábil de la materia orgánica y a la actividad de los microorganismos del suelo después de la forestación. El hecho de que el régimen hídrico diferente entre los suelos de vega y ladera no tuviera un impacto en las modificaciones posteriores a la forestación concuerda con lo observado por Zorita Hernández (2014), quien para estos mismos suelos no encontró una relación entre la posición fisiográfica de las parcelas y las modificaciones en la actividad de diversas enzimas hidrolíticas y oxidoreductasas, lo que atribuyó a que la elevada pluviosidad en la zona de estudio, evitaba la presencia de periodos de sequía lo suficientemente largos como para afectar significativamente a la actividad de los microorganismos y al metabolismo del suelo. Otra posible explicación sugerida por Zorita Hernández en el mismo trabajo fue que el tiempo transcurrido desde el cambio de uso era relativamente corto, ya que las forestaciones más antiguas tenían solo 15 años en el momento de la toma de muestras de suelo. Este período tan breve podría no haber sido suficiente para tener un impacto apreciable y diferencial en la dinámica de nutrientes y materia orgánica en los suelos de las parcelas ubicadas en ambas posiciones topográficas, lo que explicaría la falta de relación con la posición fisiográfica.

Otro de los factores investigados fue el manejo de los residuos forestales y el sotobosque, es decir, si se producía la corta periódica y recogida de los restos de la misma (forestaciones limpias) o si, por el contrario, no se realizaba ningún tipo de mantenimiento de las parcelas forestadas (forestaciones no limpias). Se comprobó que este factor sí influía en el efecto de la forestación sobre los parámetros investigados, ya que, en general, después de la forestación, las propiedades relacionadas con el número y la actividad de los microorganismos del suelo y las formas de carbono orgánico lábil estudiadas se incrementaban más en los suelos de las parcelas en las que no se limpiaban los restos de plantas y el sotobosque que en aquellas que sí se limpiaban. Destaca la influencia estadísticamente significativa sobre la reducción del coeficiente metabólico y sobre los incrementos del carbono soluble en agua caliente, el carbono oxidable con permanganato y el carbono polifenólico soluble en agua fría y agua caliente, mayor en los suelos de las parcelas forestadas en las que no se hacía ningún tipo de manejo y, por tanto, presentaban biomasa vegetal viva y restos de plantas en su superficie que en aquellas parcelas en las que se cortaba el sotobosque y se retiraba de la finca. Este comportamiento concuerda con el

USC DE COMPOSTELA

mayor incremento de la actividad enzimática observado por Zorita Hernández (2014) en las parcelas forestadas en las que no se realizan labores de limpieza que en las que sí se hace este tipo de labores. Este comportamiento se atribuyó a la influencia sobre la dinámica de la materia orgánica y el metabolismo edáfico que tienen los restos vegetales que llegan al suelo (Wang *al.,* 2008; Xu *et al.,* 2013; Clarke *et al.,* 2015), por lo que cuando se remueven los restos forestales y del sotobosque se produce una reducción de la tasa de descomposición de la materia orgánica (Six *et al.,* 2006; Waring *et al.,* 2013), la cual es realizada fundamentalmente por los microorganismos del suelo (Bardgett *et al.,* 1999; Wardle *et al.,* 2004), por lo que la entrada de materia orgánica al suelo se reduce, al igual que la de los compuestos fenólicos, carbohidratos, etc. que la componen.

Los datos reportados en la literatura señalan que la especie empleada en la forestación es uno de los factores que tienen mayor influencia sobre los *stocks* de carbono edáfico (Laganière *et al.,* 2010; Vesterdal *et al.,* 2013; Liu *et al.,* 2017), por lo que otro de los factores analizados fue la especie empleada en las forestaciones, ya que algunas de ellas se hicieron con especies caducifolias y otras con especies perennifolias. Además, tanto las especies caducifolias como las perennifolias eran muy variadas, aunque, en general, el chopo era uno de los árboles más empleados. Aunque el tipo de árbol no justificó de manera significativa la variación de ninguno de los parámetros investigados, sí se observó una tendencia a que la biomasa microbiana, la respiración basal y las distintas formas de carbono orgánico lábil se incrementaran más en las forestaciones realizadas con especies caducifolias que en aquellas realizadas con especies perennifolias. Esto, además de concordar con el mayor incremento de las actividades enzimáticas encontrado por Zorita Hernández (2014) en las forestaciones con especies de hoja caduca que, en las realizadas con especies de hoja perenne, coincide con lo reportado en la literatura por diversos autores. En general, se ha encontrado que la especie empleada en la forestación influye de manera determinante en el efecto de la forestación. Esto se debe a que el hecho de que se utilicen especies caducifolias o perennifolias determina no solo la cantidad, sino también las características de la hojarasca y los restos vegetales producidos por esas plantas, los cuales tienen distinta labilidad y palatabilidad para los microorganismos, ya que la composición química es diferente según la especie de que se trate (Leirós, 1972; Kögel-Knabner, 2002; Xing *et al.,* 2010; De Marco *et al.,* 2012). Todo esto influye en la tasa de descomposición de los residuos que llegan al suelo, generalmente más rápida en las especies caducifolias que en las perennifolias (Flanagan y van Cleve, 1983; Sparling *et al.,* 1994; Prescott, 2010; Maly *et al.,* 2014). A su vez, la mayor tasa de descomposición de las especies caducifolias favorece que haya mayor cantidad

de compuestos orgánicos disponibles para los microorganismos del suelo y, por consiguiente, para la respiración basal (Vance y Chapin III, 2001). Por otro lado, también el sistema radicular de las especies caducifolias y perennifolias es diferente, alcanza diferentes profundidades, y las raíces se descomponen a diferentes velocidades, siendo, en general, más rápida la descomposición de las raíces de las especies caducifolias que las de las perennifolias (Leuschner y Hertel, 2003).

El último de los factores relacionados con las características de la forestación que se analizó fue el tiempo transcurrido desde las plantaciones, es decir, la edad de la forestación. Aunque en las parcelas de más de 10 años se observó una ligera tendencia a que los incrementos de las formas de carbono solubles en diferentes extractantes y de la biomasa microbiana y la actividad de los microorganismos del suelo sean algo mayores que en las parcelas más jóvenes, no fue posible establecer una relación directa entre las modificaciones observadas en estas propiedades y la edad de las plantaciones. Esta falta de respuesta se debe atribuir a la escasa edad de las plantaciones, ya que las más antiguas tienen solo 15 años, lo que con toda probabilidad aún no ha permitido que la dinámica de nutrientes y de la materia orgánica en estos suelos alcance un nuevo equilibrio (Berthrong *et al.,* 2009) y, por tanto, los cambios inducidos por la forestación a nivel metabólico aún no se habrían manifestado por completo en todas las forestaciones. Generalmente se admite que la cantidad de materia orgánica en los suelos forestados no empieza a incrementarse hasta pasados por lo menos 10 o 15 años, y normalmente se necesita más tiempo (entre 20 y 30 años) para que se empiece a apreciar de manera clara (Paul *et al.,* 2002; Laganière *et al.,* 2010; Pérez-Cruzado *et al.,* 2012; Nave *et al.,* 2013). El hecho de que en algunos casos se observe una acumulación de carbono edáfico en las forestaciones más jóvenes se explicaría porque, probablemente, en esas forestaciones la entrada de restos vegetales que se produce al desarrollarse la vegetación forestal es mayor que la que se producía en los suelos de cultivo mediante la adición de fertilizantes orgánicos y los restos de las cosechas que se incorporan al suelo (Davis y Condron, 2002; Thuille y Schulze, 2006; Hu *et al.,* 2008; Berthrong *et al.,* 2012), por lo que el cambio de uso de agrícola a forestal iría acompañado de un incremento en el contenido en materia orgánica, fundamentalmente de las formas más lábiles (Cotrufo y Lavallee, 2022).

Finalmente, se evaluó si el contenido de materia orgánica en los suelos agrícolas de origen tenía un impacto en el componente lábil de la materia orgánica y en la actividad de los microorganismos del suelo después de la forestación. Este es uno de los factores que se han señalado como determinante en la acumulación de carbono en el suelo después del cambio de

uso de terrenos de cultivo, ya sea para convertirlos en praderas permanentes o en terrenos forestales (Hernández *et al.,* 2013; Pérez-Cruzado *et al.,* 2014; Zorita Hernández, 2014; De *et al.,* 2020). Sin embargo, no todos los autores coinciden en cuál es el contenido crítico de carbono que determina el comportamiento del suelo después del cambio de uso (Riley y Bakkegard, 2006; Pérez-Cruzado *et al.,* 2014; Zorita Hernández, 2014, entre otros). Zorita Hernández (2014), en su investigación sobre la modificación de las actividades enzimáticas en los mismos suelos utilizados en este estudio, encontró que un contenido de carbono del 3,5 % era el valor crítico, al menos para los suelos por él investigados, esto es, para suelos de la zona templado-húmeda, ácidos y con textura franco o franco-arenosa, por lo que este valor fue el que se adoptó en este trabajo.

Se observó que cuando la forestación se llevó a cabo en suelos de cultivo con bajo contenido de materia orgánica, se producía un aumento generalizado en las diferentes formas de carbono orgánico lábil y en la biomasa microbiana en comparación con los suelos de cultivo originales, mientras que en los suelos que inicialmente tenían un mayor contenido de materia orgánica estos incrementos no siempre se producían, eran menores o incluso se registraban descensos en algunas de las formas lábiles de carbono estudiadas. El contenido en carbono del suelo depende de las cantidades que entran al mismo debido al crecimiento de las plantas frente a las que se eliminan por descomposición, lixiviación y otros procesos del suelo, cada uno de los cuales es sensible a los cambios en el uso del suelo, el clima y otras variables (Schimel *et al.,* 2001; Houghton, 2003; Smith *et al.,* 2003). En suelos con un bajo contenido de materia orgánica, aunque la contribución inicial de restos vegetales de árboles y el sotobosque es limitada, puede resultar suficiente para compensar la reducción en las entradas debida a la interrupción en la aplicación de abonos orgánicos y la pérdida de residuos de cosechas que antes se incorporaban al suelo y que ocurre tras el cambio de uso del suelo, lo que permitió una rápida acumulación de carbono en el suelo en un período relativamente corto (Shi *et al.,* 2013). Por el contrario, cuando la forestación se hace en suelos con un alto contenido de carbono, probablemente no se logra esta compensación, lo que se traduce no solo en la ausencia de un aumento, sino que en muchos casos incluso se produce una disminución del contenido en materia orgánica (Laganière *et al.,* 2009; Poeplau *et al.,* 2011).

Al contrario de lo que ocurrió con la biomasa microbiana y las formas lábiles de la materia orgánica, la tasa de respiración en los suelos forestados disminuyó en comparación con la de los suelos de cultivo originales, siendo, además, esta reducción más pronunciada en los suelos de forestaciones realizadas en los suelos de cultivo con los mayores contenidos de carbono. Esta

reducción se explicó no sólo por el cambio en el tipo de restos vegetales que llegan al suelo y la interrupción del laboreo y la fertilización orgánica después del cambio de uso del suelo, sino que posiblemente también haya que atribuirla a que el cambio en el manejo del suelo tras la forestación conlleva una modificación en la composición y estructura de las comunidades microbianas y, por lo tanto, en los procesos de descomposición y en la dinámica de la materia orgánica (Nordborg *et al.,* 2006; Vasconcellos *et al.,* 2013). En definitiva, la influencia de la cantidad de materia orgánica de los suelos agrícolas antes de la forestación en los cambios que ocurren después de la misma, tanto en las formas lábiles de la materia orgánica, como en la abundancia y actividad de los microorganismos edáficos, sería la resultante de la diferencia entre los requerimientos nutricionales de la nueva vegetación arbórea y la microbiota del suelo forestado y los de los suelos de cultivo donde se realizó la forestación (Parfitt *et al.,* 2003), de modo que según dichos requerimientos variaría la dirección y la intensidad de los cambios.

Como resumen del estudio global y de los factores que influyen en las modificaciones que ocurren tras el cambio de uso de agrícola a forestal, se puede decir que las mayores variaciones en el componente lábil de la materia orgánica y en la abundancia y actividad de los microorganismos del suelo se producen cuando las forestaciones están ubicadas en posiciones de ladera, se realizan con especies caducifolias y no se llevan a cabo labores de limpieza del sotobosque y de los restos vegetales que se depositan sobre el suelo. Además, estas variaciones son más pronunciadas cuanto mayor es el tiempo transcurrido desde la forestación y cuanto menores son los contenidos de materia orgánica en los suelos de cultivo sobre los que se realizaron las forestaciones.

Después de investigar los efectos de la forestación en la actividad microbiana y el carbono orgánico lábil del suelo a nivel global, se llevó a cabo un estudio más detallado en el que se investigaron las variaciones del contenido en carbono lábil y en la actividad microbiana del suelo a lo largo del perfil del suelo, hasta una profundidad de 90 – 100 cm. Para el estudio, se seleccionaron dos de las forestaciones utilizadas en el estudio global. Ambas parcelas forestadas compartían algunas características comunes, ya que estaban ubicadas en la vega de un río, expuestas a condiciones bioclimáticas similares y habían sido forestadas en el mismo año (2000) con árboles de la misma especie [*Populus x euroamericana* (Dode) Guinier]. Además, en ninguno de los casos se realizaban labores de mantenimiento frecuentes, aunque periódicamente se llevaba a cabo la poda del sotobosque, dejando descomponer los restos de esta poda en la superficie del suelo. De todas formas, también había algunas diferencias entre ambas parcelas, ya que una de ellas tenía un mayor número de árboles, pero con diámetros significativamente

inferiores a los de la otra parcela, que era la que tenía una mayor cantidad de biomasa vegetal viva (García – Campos *et al.,* 2022). En cuanto a las dos parcelas de cultivo, ambas adyacentes a las forestaciones, aunque estaban dedicadas al cultivo de maíz, también había algunas diferencias entre ellas. Así, una de las parcelas (cultivo original de la parcela forestada con mayor densidad de árboles) era una rotación de maíz y de pradera mixta de gramíneas y leguminosas, mientras que la otra (monocultivo de maíz), era el cultivo original de la forestación con mayor biomasa vegetal viva, y correspondía a una parcela en la que se cultivaba el maíz de abril-mayo a septiembre, permaneciendo el resto del año en barbecho.

Los resultados del estudio de la variación a lo largo del perfil del suelo mostraron que la cantidad de raíces y de carbono acumulado en las mismas era mayor en los suelos de las parcelas forestadas que en los de las parcelas agrícolas, lo que se atribuyó a la menor capacidad de enraizamiento de las plantas herbáceas y a la mayor tasa de mineralización de las raíces de las gramíneas en comparación con las especies forestales (Post y Kwon, 2000; Mendham *et al.,* 2003; Zhang *et al.,* 2018; García – Campos *et al.,* 2022). La forestación también afectó a la distribución de raíces en profundidad, ya que mientras en los suelos de cultivo las raíces se concentraban en los primeros 40 cm, en los suelos forestados la distribución era más irregular, con incrementos y disminuciones a diferentes profundidades. Esta distribución tan variable se atribuyó al crecimiento de raíces de los árboles, tanto en la superficie como en capas subsuperficiales y las plantas arbustivas del sotobosque de las parcelas forestadas, muy diferente y alcanzando más profundidad que en el caso de las especies herbáceas de los suelos de cultivo (Alameda *et al.,* 2012; Zorita Hernández, 2014).

Además, los resultados de este estudio también mostraron que, en general, tanto en los suelos de las dos parcelas de cultivo como en los de las dos parcelas forestadas, la materia orgánica y la actividad y la abundancia de los microorganismos del suelo se concentraban principalmente en los primeros 30-40 cm de profundidad y disminuían después, de manera más o menos abrupta, dependiendo del parámetro y del suelo de que se tratase. Este patrón de cambio con la profundidad coincide con lo observado por Zorita Hernández (2014) en relación con la actividad de diversas enzimas en estos mismos suelos, así como con lo observado por distintos autores (Aon y Colaneri, 2001; Agnelli *et al.,* 2004; Venkatesan y Senthurpandian, 2006; Pang *et al.,* 2009; Kramer *et al.,* 2013; Spohn *et al.,* 2016) en diferentes perfiles de suelos, en los que investigaban la variación con la profundidad de diversas propiedades biológicas y bioquímicas del suelo. Por otro lado, en este estudio también se comprobó que, en general, para todas las propiedades investigadas, las mayores diferencias entre los suelos de las parcelas forestadas y los

de las parcelas de cultivo colindantes se establecían en los primeros 30 – 40 cm del suelo. A partir de esta profundidad, los suelos forestados y los de cultivo presentaban contenidos similares, y mucho menores, de todas las formas de carbono lábil analizadas, así como niveles similares de biomasa microbiana y respiración basal, especialmente en la forestación realizada sobre el monocultivo de maíz. Este comportamiento ha sido atribuido por distintos autores (Degryze *et al.,* 2004; Poeplau *et al.,* 2011) a la corta edad de las plantaciones, lo que implica que no ha habido tiempo suficiente para que el sistema radicular de los árboles se desarrolle completamente y produzca cambios significativos en las propiedades del suelo a mayores profundidades (Vesterdal *et al.,* 2002; Laganière *et al.,* 2010; Poeplau y Don, 2013).

De todas formas, el cambio más relevante observado después de la forestación es la estratificación que ocurre en los suelos de las parcelas forestadas, en los que los valores de la mayoría de las propiedades investigadas son mucho más elevados en los primeros 10 cm del suelo que a profundidades mayores, a las que se observa una disminución progresiva de los valores da la mayoría de estas propiedades. Hay que señalar, sin embargo, que las dos parcelas forestadas se comportan de manera diferente, ya que los cambios observados en la estratificación (tales como el aumento del contenido de carbono y la mayoría de las formas de carbono orgánico lábil analizadas, así como de la biomasa microbiana y la respiración basal), fueron más pronunciados en el caso de la forestación realizada en los terrenos que previamente se dedicaban al monocultivo de maíz. En contraste, cuando la forestación se llevó a cabo en los terrenos de la rotación maíz-prado, estos cambios no fueron tan intensos ni evidentes y, además, en algunos casos no se produjeron o, incluso, se observaron disminuciones, como, por ejemplo, en la biomasa microbiana y la respiración basal.

En contraste con lo que sucedió en las forestaciones, en los suelos de las dos parcelas de cultivo, especialmente en el de la rotación maíz-prado, la mayoría de las propiedades permanecen relativamente constantes a lo largo de los primeros 30 – 40 cm de profundidad. Esto se debe a que las labores de arado que se aplican en los suelos de cultivo mezclan las capas de suelo hasta la profundidad a la que ara, que suele ser alrededor de 30 – 40 cm redistribuyendo, así, los restos de las cosechas y los nutrientes aportados por los fertilizantes, principalmente purín de vacuno, que se añaden al suelo durante el período de las cosechas. Como resultado, se produce una homogeneización de los contenidos de materia orgánica y, por lo tanto, de todas las propiedades biológicas y bioquímicas fuertemente dependientes de ella, tales como las investigadas en este estudio. Por otro lado, también es importante considerar que, en los suelos agrícolas, la extracción consecutiva de la cosecha y las labores de arado y preparación del suelo antes de la

siembra dificultan la acumulación superficial de restos orgánicos (Conant *et al.,* 2007). Cuando las labores de arado se interrumpen debido al cambio de uso del suelo de agrícola a forestal, también cesa la mezcla de las capas del suelo y la homogeneización provocada por dicha mezcla. Por otro lado, tras el cambio de uso, la vegetación forestal conduce a la acumulación de restos vegetales en la superficie del suelo. Por ello, debido a la riqueza en compuestos difícilmente mineralizables de los restos forestales que caen sobre el suelo, y siempre que las entradas anuales de carbono debidas a la producción primaria exceden a la cantidad que se pierde por descomposición (Paul *et al.,* 2002; Guo *et al.,* 2008), se produciría una gradual formación de un horizonte orgánico. Esto, a su vez, también resulta en un incremento de los sustratos orgánicos fácilmente disponibles para los microorganismos del suelo, lo que aumenta su actividad y la producción de enzimas, tal como observó Zorita Hernández (2014) en estos mismos suelos.

Por último, cabe resaltar que como consecuencia de la forestación también se produjo un cambio en la proporción del carbono total del suelo que corresponde a las formas más lábiles, cambio que se produjo a lo largo de todo el perfil del suelo y que fue diferente en función del uso previo del suelo. Así, en la forestación que se deriva de la rotación maíz-prado, se produjo un incremento en la proporción del carbono total del suelo que se encuentra en formas lábiles en comparación con el suelo de cultivo de procedencia, fundamentalmente en los horizontes más profundos (más de 50 cm de profundidad). Por el contrario, en el suelo de la forestación derivada del terreno dedicado al monocultivo de maíz, se observó una fuerte reducción de la proporción del carbono total del suelo que se encuentra en formas lábiles en comparación con su suelo de proveniencia, también en este caso más acusado en las capas más profundas.

El diferente comportamiento de las dos forestaciones investigadas se atribuyó a varios factores. En primer lugar, la vegetación de prado tiene una alta capacidad de exudación de raíces en comparación con las raíces de las especies agrícolas (Kuzyakov, 2001; Rees *et al.,* 2005), lo que podría influir en la diferenciación observada. Otro factor a considerar podría ser la frecuente fertilización con purín, que podría explicar la movilización en profundidad de los compuestos orgánicos solubilizados en el purín (van Hees *et al.,* 2005; Rumpel y Kögel-Knabner, 2011), aunque el hecho de que la cantidad anual de purín agregado en las dos parcelas de cultivo sea similar plantea dudas sobre esta explicación. Además, en la forestación derivada del monocultivo hay una menor densidad de árboles y las condiciones microclimáticas son más favorables, con más horas de exposición al sol y un menor riesgo de inundaciones, por lo que en esta forestación se almacenó una mayor cantidad de carbono en la biomasa viva (García – Campos *et al.,* 2022) que en la realizada en los terrenos previamente destinados a la rotación maíz-prado. Además, los

restos orgánicos que se depositan en la superficie del suelo, tanto macroscópicos como en diferentes fases de descomposición, eran tres veces más abundantes en la parcela forestada sobre el monocultivo que en la otra parcela (García – Campos *et al.,* 2022). Estas diferencias en la acumulación superficial de restos orgánicos en ambos lugares se explicaban por el mayor crecimiento forestal en la parcela derivada del monocultivo y por el hecho de que el sotobosque en esta forestación esté compuesto en su mayoría por matorrales como algunas especies de *Rubus* y de *Ulex*, mientras que en la otra forestación es principalmente herbáceo. Es evidente que un mayor crecimiento forestal implica una mayor cantidad de restos que caen al suelo, mientras que la presencia de un sustrato herbáceo debajo de los árboles dificulta la acumulación de restos orgánicos (Pérez-Cruzado *et al.,* 2012; Poeplau y Don, 2013). Por último, también hay que tener en cuenta que en los terrenos utilizados en la rotación de maíz-prado, los suelos están sujetos a inundaciones estacionales lo que, debido a la falta de aireación, podría dificultar la mineralización de la materia orgánica en las capas encharcadas, especialmente en las capas profundas (Bergstrom *et al.,* 1998). En contraste, en la parcela destinada al monocultivo, no se producen inundaciones, lo que podría facilitar la mineralización de todos los compuestos solubles que hubieran migrado a través del suelo.

Los resultados de este estudio demuestran la importancia del uso previo del suelo en el éxito de la forestación para la captación de carbono del suelo, de modo que la forestación de un suelo continuamente cultivado que incluye una rotación de maíz y pasto (especies gramíneas + leguminosas) provocará un menor aumento no sólo del carbono del suelo, sino también de la abundancia y actividad de los microrganismos del mismo, que la forestación de un suelo cultivado que descansa sin cultivos durante seis meses al año.

USC
UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

CONCLUSIONES

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

8. CONCLUSIONES

Conclusiones derivadas del estudio general de los suelos de parcelas forestadas

1- El cambio de uso de agrícola a forestal provocó una disminución generalizada y estadísticamente significativa en la densidad aparente de los suelos de las parcelas forestadas. Esta reducción se puede atribuir a la interrupción de actividades agrícolas que involucraban el uso de maquinaria pesada, al desarrollo de las raíces de las especies forestales plantadas, al aumento de los exudados radiculares y a la acumulación de restos vegetales en la superficie del suelo.

2- En general, las modificaciones de las propiedades del suelo relacionadas con la dinámica de la materia orgánica y la abundancia y actividad de los microorganismos del suelo después de la forestación de terrenos previamente dedicados a la agricultura son muy variables y no son estadísticamente significativas. Esta falta de significación estadística se puede explicar por la gran diversidad de las parcelas forestadas en cuanto a factores como la especie forestal utilizada en la forestación, la vegetación del sotobosque, el manejo de la parcela o la edad de la forestación, entre otros. Esta diversidad de las parcelas forestadas generó unos amplios rangos de valores en numerosos parámetros, por lo que al comparar el conjunto de los suelos de las parcelas forestadas y el de los suelos de cultivo de origen las diferencias no eran estadísticamente significativas

3- El cese de las labores agrícolas que ocasionaban la pérdida de materia orgánica en el suelo, junto con la mayor incorporación de restos vegetales en la superficie de los suelos forestados, provocó, en más del 50 % de las parcelas estudiadas, un incremento en el contenido de materia orgánica (carbono y nitrógeno totales) en el horizonte superficial del suelo después de la forestación.

4- En general, la biomasa microbiana del suelo y el carbono lábil soluble en diferentes extractantes (excepto el carbono polifenólico soluble en agua a diferentes temperaturas) tienden a aumentar en la capa superficial del suelo después de la forestación. En cuanto a la respiración basal del suelo, al comparar cada parcela forestada individualmente con su cultivo de origen, también se observa un aumento en más del 50% de los casos; sin embargo, cuando se considera el conjunto total de parcelas estudiadas, la respiración basal no se modifica o disminuye ligeramente tras la forestación

5- Los tres coeficientes relacionados con la abundancia y actividad de los microorganismos del suelo investigados (coeficientes metabólico, respiratorio y microbiano) no muestran

un patrón claro después de la forestación y, en general, las modificaciones son poco importantes. Este comportamiento podría estar relacionado con la corta edad de las plantaciones, de modo que el tiempo transcurrido desde que éstas se hicieron puede haber sido insuficiente para producir cambios significativos en el metabolismo del suelo.

6- La especie forestal empleada en la forestación, el manejo de los suelos forestados y el contenido de carbono previo a la forestación fueron los factores determinantes en las modificaciones de las propiedades relacionadas con la materia orgánica y la biomasa y actividad de los microorganismos del suelo. En contraste, la edad de las forestaciones tuvo un impacto limitado, posiblemente debido a que todas las forestaciones eran demasiado jóvenes para que las modificaciones debidas al tiempo transcurrido desde la forestación fueran detectables.

7- Por lo que respecta a la especie forestal utilizada en la plantación se observó que, en general, en las forestaciones con especies caducifolias (en la mayoría de los casos chopos), las modificaciones en el contenido de materia orgánica, las formas lábiles de carbono y la abundancia de microorganismos del suelo eran mayores que en las forestaciones con especies perennifolias. En general, se observaron incrementos de estas variables con respecto a los suelos agrícolas y las diferencias en la magnitud del cambio entre los dos tipos de parcelas se puede explicar por la distinta labilidad, palatabilidad para la microbiota y composición química de la hojarasca y de los restos vegetales que llegan a la superficie del suelo en ambos casos.

8- En cuanto al manejo de las forestaciones, se observó que en aquellas en las que no se realizan cortes periódicos frecuentes del sotobosque y no se retiran los restos vegetales de la superficie del suelo, la descomposición e incorporación de estos restos al suelo favorecía la acumulación de materia orgánica y el aumento de las formas lábiles de carbono, así como el incremento en la biomasa microbiana del suelo.

9- El contenido de carbono total de los suelos de cultivo antes del cambio de uso a forestal fue posiblemente el factor más determinante en las modificaciones causadas por la forestación. Así, en las forestaciones realizadas en suelos de cultivo con bajos contenidos de carbono, se observaron incrementos en el contenido de materia orgánica, las diversas formas de carbono orgánico lábil y la biomasa microbiana proporcionalmente mucho más importantes que en los suelos que tenían inicialmente un contenido de carbono más alto, donde las modificaciones fueron mucho menos intensas o, incluso, inexistentes.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Conclusiones derivadas del estudio de la variación a lo largo del perfil del suelo

10- Tanto en los suelos de las parcelas forestadas como en los de las parcelas de cultivo de procedencia, la materia orgánica y las formas lábiles de carbono orgánico, así como la abundancia y actividad de los microrganismos del suelo se concentran principalmente en los 30-40 cm superficiales del suelo, disminuyendo de manera significativa a medida que se profundiza en el perfil del suelo.

11- En los suelos de cultivo, debido a la mezcla de horizontes causada por el laboreo del suelo, el contenido de materia orgánica, tanto total como lábil, y la biomasa microbiana son relativamente uniformes en los 30-40 cm superiores del suelo.

12- La forestación provoca una incipiente estratificación del contenido de materia orgánica y de todas las propiedades relacionadas. Esto se debe al incremento, más o menos pronunciado, del contenido de materia orgánica y de la biomasa microbiana en los primeros 10 centímetros del suelo, causado por el cese del laboreo y la exportación de cosechas, así como por el aumento en la cantidad de restos vegetales procedentes de los árboles depositados sobre la superficie del suelo

13- La intensidad de la estratificación causada por la forestación depende, en gran medida, del uso y manejo previo del suelo agrícola. Así, se puso de manifiesto que la estratificación es mucho más pronunciada en el suelo en el que el cultivo de maíz se intercala con un período de barbecho que en el que, tras la cosecha del maíz, se implanta una pradera durante un determinado tiempo.

14- La proporción del carbono total del suelo presente en formas lábiles a lo largo del perfil del suelo en las parcelas forestadas también se ve influenciada por el manejo del suelo agrícola previo a la forestación. En el suelo en el que se hace una rotación maíz-prado, se observa un marcado aumento en la proporción del carbono lábil después de la forestación, especialmente en las capas más profundas del suelo, mientras que en el suelo procedente de un monocultivo de maíz se incrementa la proporción del carbono en formas más recalcitrantes.

Conclusión global de todo el estudio

15- Los resultados de este estudio sugieren que el cambio del uso del suelo de agrícola a forestal no tendría un efecto importante y significativo en el papel de los suelos como sumidero de carbono. De todos modos, hay que tener en cuenta que la corta edad de los árboles de las plantaciones estudiadas en este trabajo es, en gran medida, responsable de

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

la respuesta limitada observada. Es probable que con el paso de los años el importante servicio ecosistémico de los suelos de estas plantaciones como sumidero de C se haga más patente, por lo que sería de gran interés llevar a cabo investigaciones en plantaciones de mucha mayor edad.

USC
UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

BIBLIOGRAFÍA

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

9. BIBLIOGRAFÍA

Acuerdo de Marrakech, 2001. *Informe de la conferencia de las partes sobre su séptimo periodo de sesiones,* celebrado en Marrakech del 29 de octubre al 10 de noviembre de 2001 (COP 7). https://unfccc.int/resource/docs/spanish/cop7/cp713a01s.pdf

Agnelli A., Ascher J., Corti G., Ceccherini M.T., Nannipieri P., Pietramellara G., 2004. Distribution of microbial communities in a forest soil profile investigated by microbial biomass, soil respiration and DGGE of total and extracellular DNA. *Soil Biology and Biochemistry* 36, 859 – 868.

Aguilar R., Kelly E.F., Heil R.D., 1988. Effects of cultivation on soils in northern Great Plains rangeland. *Soil Science Society of America Journal* 52, 1081 – 1085.

Aitkenhead M.J., Coull M.C., 2015. Mapping soil carbon stocks across Scotland using a neural network model. *Geoderma* 262, 187 – 198.

Alameda D., Villar R., Iriondo J.M., 2012. Spatial pattern of soil compaction: Trees' footprint on soil physical properties. *Forest Ecology and Management* 283, 128-137.

Alef K., Nannipieri P., 1995. *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry.* Academic Press, London, 576 pp.

Álvarez C.R., Álvarez R., Grigera M.S., Lavado R.S., 1998. Association between organic matter fractions and the active soil microbial biomass. *Soil Biology and Biochemistry* 30, 767–773.

Anderegg W.R.L., Prall J.W., Harold J., Schneider S.H., 2010. Expert Credibility in Climate Change. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107, 12107 – 12109.

Anderson T.H., Domsch K.H., 1985. Determination of ecophysiological maintenance carbon requirements of soil microorganisms in a dormant state. *Biology and Fertility of Soils* 1, 81 – 89.

Anderson, T. H., Domsch, K. H., 1986. Carbon assimilation and microbial activity in soil. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 149, 457 – 468.

Anderson T.H., Domsch K.H., 1989. Ratios of microbial biomass carbon to total organic-C in arable soils. *Soil Biology and Biochemistry* 21, 471 – 479.

Anderson T.H., Domsch K.H., 1990. Application of eco-physiological quotients (qCO_2 and qD) on microbial biomasses from soils of different cropping histories. *Soil Biology and Biochemistry* 22, 251 – 255.

Anderson T.H., Domsch K.H., 1993. The metabolic quotient for CO_2 (qCO_2) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. *Soil Biology and Biochemistry* 25, 393 – 395.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Angers D.A., Eriksen – Hamel N.S., 2008. Full – inversion tillage and organic carbon distribution in soil profiles: a meta – analysis. *Soil Science Society American Journal* 72, 1370 – 1374.

Angst G., Mueller K.E., Nierop K.G.J., Simpson M.J., 2021. Plant- or microbial-derived? A review on the molecular composition of stabilized soil organic matter. *Soil Biology and Biochemistry* 156, 108189.

Aon M.A., Colaneri A.C., 2001. II. Temporal and spatial evolution of enzymatic activities and physico – chemical properties in an agricultural soil. *Applied Soil Ecology* 18, 255 – 270.

Arrouays D., Saby N., Walter C., Lemercier B., Schvartz C., 2006. Relationships between particle – size distribution and organic carbon in French arable topsoils. *Soil Use and Management* 22, 48 – 51.

Bach M., Annette Freibauer A., Clemens Siebner C., Flessa H., 2011. The German Agricultural Soil Inventory: sampling design for a representative assessment of soil organic carbon stocks. *Procedia Environmental Sciences* 7, 323 – 328.

Bachmann J., Hartge K.H., 2006. Estimating soil stress distribution by using depth-dependent soil bulk-density data. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 169, 233 – 238.

Bailey V., Smith J., Bolton H., 2002. Fungal-to-bacterial ratios in soils investigated for enhanced C sequestration. *Soil Biology and Biochemistry* 34, 997 – 1007.

Baker J.M., Ochsner T.E., Venterea R.T., Griffis T.J., 2007. Tillage and soil carbon sequestration—What do we really know? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 118, 1 – 5.

Bakht J., Shafi M., Jan M.T., Shah Z., 2009. Influence of crop residue management, cropping system and N fertilizer on soil N and C dynamics and sustainable wheat (*Triticum aestivum* L.) production. *Soil & Tillage Research* 104, 233 – 240.

Balesdent J., Chenu C., Balabane M., 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil & Tillage Research* 53, 215 – 230.

Bashkin M.A., Binkley D., 1998. Changes in soil carbon following afforestation in Hawaii. *Ecology* 79, 828 – 833.

Batjes N.H., 1996. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science* 47, 151–163.

Batjes N.H., Sombroek W.G., 1997. Possibilities for carbon sequestration in tropical and subtropical soils. *Global Change Biology* 3, 161 – 173.

Bauhus J., Paré D., Côté L., 1998. Effects of tree species, stand age and soil type on soil microbial biomass and its activity in a southern boreal forest. *Soil Biology and Biochemistry* 30, 1077 – 1089.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Beck T., 1984. Mikrobiologische und biochemische Charakterisierung landwirtschaftlich genutzter Boden. II. Mitteilung. Beziehung zum Humusgehalt. *Zeitschrift für Pjanenernii Hrung und Bodenkunde* 147, 461 – 475.

Bekku Y.S., Nakatsubo T., Kume A., Koizumi H., 2004. Soil microbial biomass, respiration rate, and temperature dependence on a successional glacier foreland in Ny-Alesund. Svalbard. *Arctic, Antarctic and Alpine Research* 36, 395 – 399.

Bellamy P.H., Loveland P.J., Bradley R.I., Lark R.M., Kirk G.J.D., 2005. Carbon losses from all soils across England and Wales 1978 – 2003. *Nature* 437, 245 – 248.

Berg B., Johansson M., Meentemeyer V., 2000. Litter decomposition in a transect of Norway spruce forests: substrate quality and climate control. *Canadian Journal of Forest Research* 30, 1136 – 1147.

Bergstrom D., Monreal C., King D., 1998. Sensitivity of soil enzyme activities to conservation practices. *Soil Science Society of America Journal* 62, 1286-1295.

Berthrong S.T., Jobbágy E.G., Jackson R.B., 2009. A global meta – analysis of soil exchangeable cations, pH, carbon, and nitrogen with afforestation. *Ecological Applications* 19, 2228 – 2241.

Berthrong S.T., Piñeiro G., Jobbágy E.G., 2012. Soil C and N changes with afforestation of grasslands across gradients of precipitation and plantation age. *Ecological Applications* 22, 76 – 86.

Bhatia A., Pathak H., Jain N., Singh P.K., Singh A.K., 2005. Global warming potential of manure amended soils under rice–wheat system in the Indo-Gangetic plains. *Atmospheric Environment* 39, 6976 – 6984.

Birkeland P.W., 1974. *Pedology, Weathering and Geomorphological Research.* Oxford University Press, New York, 285 pp.

Blair G.J., Lefroy R.D.B., Lisle L., 1995. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index for agricultural system. *Australian Journal of Agricultural Research* 46, 1459 – 1466.

Boddey R.M., Jantalia C.P., Conceição P.C., Zanatta J.A., Bayer C., Mielniczuk J., Dieckow J., Dos Santos H.P., Denardin J.E., Aita, C., 2010. Carbon accumulation at depth in Ferralsols under zero – till subtropical agriculture. *Global Change Biology* 16, 784 – 795.

Bremner J.M., Keeney D.R., 1965. Steam distillation methods for determination of ammonium, nitrate and nitrite. *Analytica Chimica Acta* 32, 485 – 495.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Briggs J.M., Knapp A.K., 1995. Interannual variability in primary production in tallgrass prairie: climate, soil moisture, topographic position and fire as determinants of aboveground biomass. *American Journal of Botany* 82, 1024 – 1030.

Brink R.H., Dubach P., Lynch D.L., 1960. Measurement of carbohydrates in soil hydrolysates with anthrone. *Soil Science* 89, 157 – 166.

Buyanovsky G.A., Wagner G.H., 1997. Crop residue input to soil organic matter on Sanborn Field. En: Paul E.A., Paustian K., Elliot E.T., Cole C.V. (Eds.). *Soil Organic Matter in Temperate Ecosystems: Long-term Experiments in North America,* Chap. 4, 11 pp., CRC Press, Boca Raton, FL.

Buyanovsky G.A., Wagner G.H., 1998. Carbon cycling in cultivated land and its global significance. *Global Change Biology* 4, 131 – 141.

Cambardella C.A., 1997. Experimental verification of simulated soil organic matter pools. En: Lal R., Kimble J.M., Follett R.F. Stewart B.A. (Eds.). *Soil Processes and the Carbon Cycle,* Chap. 35, 8 pp. CRC Press, Boca Raton, FL.

Cao, C., Jiang, D., Teng, X., Jiang, Y., Liang, W., Cui, Z., 2008. Soil chemical and microbiological properties along a chronosequence of *Caragana microphylla* Lam. plantations in the Horqin sandy land of Northeast China. *Applied Soil Ecology* 40, 78–85.

Cao C., Zhang Y., Qian W., Liang C., Wang C., Tao S., 2017. Land-use changes influence soil bacterial communities in a meadow grassland in Northeast China. *Solid Earth* 8, 1119 – 1129.

Cardelli R., Marchini F., Saviozzi A., 2012. Soil organic matter characteristics, biochemical activity and antioxidant capacity in Mediterranean land use systems *Soil & Tillage Research* 120, 8 – 14.

Ceccanti B., Masciandro G., García C., 1993. Anaerobic digestion of straw and piggery waste water: I. Preliminary studies. *Agrochimia* XXXVII, 147 – 156.

Cerli C., Celi L., Johansson M.B., Kögel-Knabner I., Rosenqvist L., Zanini E., 2006. Soil organic matter changes in a spruce chronosequence on Swedish former agricultural soil. I Carbon and lignin dynamics. *Soil Science* 171, 837 – 849.

Cesefor. *Software* CubiFor. http://www.cesefor.com/contenido/cubifor-herramienta-descripcion (Revisado 09/09/2023)

Chen C. R., Condron L. M., Davis M.R., Sherlock R.R., 2000. Effects of afforestation on phosphorus dynamics and biological properties in a New Zealand grassland soil. *Plant and Soil* 220, 151 – 163.

Chen C.R., Xu Z.H., Mathers N.J., 2004. Soil carbon pools in adjacent natural and plantation forests of subtropical Australia. *Soil Science Society of America Journal* 68, 282 – 291.

Chen L.F., He Z.B., Zhu X., Du J., Yang J.J., Li J., 2016. Impacts of afforestation on plant diversity, soil properties, and soil organic carbon storage in a semi-arid grassland of northwestern China. *Catena* 147, 300 – 307.

Chen L.F., He Z.B., Wu X.R., Du J., Zhu X., Lin P.F., Tian Q.Y., Kong J. Q., 2021. Linkages between soil respiration and microbial communities following afforestation of alpine grasslands in the northeastern Tibetan Plateau. *Applied Soil Ecology* 161, 103882.

Cheng X.L., Yang Y.H., Li M., Dou X.L., Zhang Q.F., 2013. Impacts of agricultural land – use change on soil organic carbon storage in Danjiangkou Reservoir area, China. *Plant Soil* 366, 415 – 424.

Cheshire M.V., 1979. *Nature and Origin of Carbohydrates in Soils.* Academic Press, London, 216 pp.

Clarke N., Gundersen P., Jönsson – Belyazid U., Janne Kjønaas O., Persson T., Sigurdsson B.D., Stupak I., Vesterdal L., 2015. Influence of different tree – harvesting intensities on forest soil carbon stocks in boreal and northern temperate forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* 351, 9 – 19.

Collins H.P., Elliott E.T., Paustian K., Bundy L.G., Dick W.A., Huggins D.R., Smucker A.J.M., Paul E.A., 2000. Soil carbon pools and fluxes in long - term corn belt agroecosystems. *Soil Biology and Biochemistry* 32, 157 – 168.

Conant R.T., Paustian K., 2002. Potential soil carbon sequestration in overgrazed grassland ecosystems. *Global Biogeochemical Cycles* 16, 1143.

Conant R.T., Easter M., Paustian K., Swan, A., Williams S., 2007. Impacts of periodic tillage on soil C stocks: A synthesis. *Soil and Tillage Research* 95, 1-10.

Conteh A., Lefroy R.D.B., Blair G.J., 1997. Dynamics of organic matter in soil as determined by variations in 13C/12C isotopic ratios and fractionation by ease of oxidation. *Australian Journal of Soil Research* 35, 881 – 890.

Cook J., Oreskes N., Doran P.T., Anderegg W.R., Verheggen B., Maibach E.W., Carlton J.S., Lewandowsky S., Skuce A.G., Green S.A., Nuccitelli D., Jacobs M., Richardson P., Winkler B., Painting R., Rice K., 2016. Consensus on Consensus: A Synthesis of Consensus Estimates on Human-Caused Global Warming. *Environmental Research Letters* 11, 048002.

Cook B.D., Allan D.L., 1992. Dissolved organic carbon in old field soils: total amounts as a measure of available resources for soil mineralization. *Soil Biology and Biochemistry* 24, 585 – 594.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Costantini A., Cosentino D., Segat A., 1996. Influence of tillage systems on biological properties of a Typic Argiudoll soil under continuous maize in central Argentina. *Soil & Tillage Research* 38, 265 – 271.

Côté L., Brown S., Pare D., Fyles J., Bauhus J., 2000. Dynamics of carbon and nitrogen mineralization in relation to stand type, stand age and soil texture in the boreal mixedwood. *Soil Biology and Biochemistry* 32, 1079 – 1090.

Cotrufo M.F., Lavallee J.M., 2022. Soil organic matter formation, persistence, and functioning: A synthesis of current understanding to inform its conservation and regeneration. *Advances in Agronomy* 172, 1-66.

Crowley T.J., North G.R., 1988. Abrupt climatic change and extinction events in the Earth history. *Science* 240, 996 – 1002.

Dalal R.C., 1998. Soil microbial biomass. What do the number really mean? *Australian Journal of Experimental Agriculture* 38, 645 – 665.

Davis M., 2001. Soil properties under pine forest and pasture at two hill country sites in Canterbury. *New Zealand Journal and Forestry Science* 31, 3 – 17.

Davis M. R., Condron L. M., 2002. Impact of grassland afforestation on soil carbon in New Zealand: a review of paired-site studies. *Australian Journal of Soil Research* 40, 675 – 690.

Davis M., Nordmeyer A., Henley D., Watt M., 2007. Ecosystem carbon accretion 10 years after afforestation of depleted subhumid grassland planted with three densities of *Pinus nigra*. *Global Change Biology* 13, 1414 – 1422.

Davidson E.A., Galloway L.F., Strand M.K., 1987. Assessing available carbon: comparison of techniques across selected forest soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 18, 45 – 64.

Davidson E.A., Belk E., Boone R.D., 1998. Soil water content and temperature as independent or confounded factors controlling soil respiration in a temperate mixed hardwood forest. *Global Change Biology* 4, 217 – 227.

Davidson E.A., Janssens I.A., 2006. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature* 440, 165 – 173.

Dawson J.J.C., Smith, P. 2007. Carbon losses from soil and its consequences for land-use management. *Science of the Total Environment* 382, 165 – 190.

De M., Riopel J.A., Cihacek L.J., Lawrinenko M., Baldwin - Kordick R., Hall S.J., McDaniel M.D., 2020. Soil health recovery after grassland reestablishment on cropland: The effects of time and topographic position. *Soil Science Society of America Journal* 84, 568-586.

USC
UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

De Marco A., Spaccini R., Vittozzi P., Esposito F., Berg B., De Santo A.V., 2012. Decomposition of black locust and black pine leaf litter in two coeval forest stands on Mount Vesuvius and dynamics of organic components assessed through proximate analysis and NMR spectroscopy. *Soil Biology and Biochemistry* 51, 1 – 15.

De Vos B., Cools N., Ilvesniemi H., Vesterdal L., Vanguelova E., Carnicelli S., 2015. Benchmark values for forest soil carbon stocks in Europe: Results from a large-scale forest soil survey. *Geoderma* 251 – 252, 33 – 46.

DeGryze S., Six J., Paustian K., Morris S.J., Paul E.A., Merckx R., 2004. Soil organic carbon pool changes following land – use conversions. *Global Change Biology* 10, 1120 – 1132.

Del Galdo I., Six J., Peressotti A., Cotrufo M.F., 2003. Assessing the impact of land-use change on soil C sequestration in agricultural soils by means of organic matter fractionation and stable C isotopes. *Global Change Biology* 9, 1204 – 1213.

Deng L., Zhang Z., Shangguan Z.P., 2014a. Long – term fencing effects on plant diversity and soil properties in China. *Soil & Tillage Research* 137, 7 – 15.

Deng L., Liu G.B., Shangguan Z.P., 2014b. Land – use conversion and changing soil carbon stocks in China's "grain-for-green" program: a synthesis. *Global Change Biology* 20, 3544 – 3556.

Deng Q., Cheng X., Hui D., Zhang Q., Li M., Zhang Q., 2016. Soil microbial community and its interaction with soil carbon and nitrogen dynamics following afforestation in central China. *Science of the Total Environment* 541, 230 – 237.

Díaz – Fierros F., Gil – Sotres F., 1984. *Capacidad productiva de los suelos de Galicia, mapa 1.200.000*. Universidade de Santiago de Compostela Ed., 79 pp + mapas. Santiago de Compostela, Spain.

Dinesh R., Ghoshal Chaudhuri S., Ganeshamurthy A.N., Chanchal Dey, 2003. Changes in soil microbial indices and their relationships following deforestation and cultivation in wet tropical forests. *Applied Soil Ecology* 24, 17 – 26.

Ding Ming Mao, Yi W.M., L.Y. Liao, Martens R., Insam H., 1992. Effect of afforestation on microbial biomass and activity in soils of tropical China. *Soil Biology and Biochemistry* 24, 865 – 872.

Dommergues Y., 1960. La notion de coefficient de minéralisation du carbone dans le sols. *L'Agronomie Tropicale* XV, 54–60.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Don A., Schumacher J., Scherer – Lorenzen M., Scholten T., Schulze E.D., 2007. Spatial and vertical variation of soil carbon at two grassland sites — Implications for measuring soil carbon stocks. *Geoderma* 141, 272 – 282.

Don A., Rebmann C, Kolle O., Scherer – Lorenzen M., Schulze E.D., 2009. Impact of afforestation-associated management changes on the carbon balance of grassland. *Global Change Biology* 15, 1990 – 2002.

Don A., Schumacher J., Freibauer A., 2011. Impact of tropical land – use change on soil organic carbon stocks – a meta-analysis. *Global Change Biology* 17, 1658 – 1670.

Doran P. T., Zimmerman M.K., 2009. Examining the Scientific Consensus on Climate Change. *EOS Transactions* 90, 22 – 23.

Eivazi F., Tabatabai M.A., 1990. Factors affecting glucosidase and galactosidase activities in soils. *Soil Biology and Biochemistry*. 22, 891 – 897.

Ellert B.H, Bettany J.R., 1995. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Canadian journal of Soil Science* 75, 529 – 538

Erenstein O., 2011. Cropping systems and crop residue management in the Trans-Gangetic Plains: Issues and challenges for conservation agriculture from village surveys. *Agricultural Systems* 104, 54 – 62.

Ephron D., Marsden C., M'Bou T.M., Saint-André L., d'Annunzio R., Nouvellon Y., 2009. Soil carbon dynamics following afforestation of a tropical savannah with *Eucalyptus* in Congo. *Plant Soil* 323, 309 – 322.

Erich M.S., Plante A.F., Fernández J.M., Mallory E.B., Ohno T., 2012. Effects of profile depth and management on the composition of labile and total soil organic matter. *Soil Science Society of America Journal* 76, 408 – 419.

Eurostat, 2020. Agriculture, forestry and fishery statistics — 2020 edition: Publications Office of the European Union. Luxembourg. 243 pp. https://ec.europa.eu/eurostat/documents/3217494/12069644/KS-FK-20-001-EN-N.pdf/a7439b01-671b-80ce-85e4-4d803c44340a?t=1608139005821

F.A.O., 1966. Guía para la descripción de perfiles. Roma. 97 pp.

F.A.O., 2000. FRA 2000: On definitions of Forest and Forest Change. http://www.fao.org/3/ad665e/ad665e04.htm

USC DE COMPOSTELA

Fang C., Moncrieff J.B., 2005. The variation of soil microbial respiration with depth in relation to soil carbon composition. *Plant and Soil* 268, 243 – 253.

Farley K.A., Kelly E.F., Hofstede R.G.M., 2004. Soil organic carbon and water retention after conversion of grasslands to pine plantations in the Ecuadorian Andes. *Ecosystems* 7, 729 – 739.

Fierer N., Schimel J.P., 2002. Effects of drying-rewetting frequency on soil carbon and nitrogen transformations. *Soil Biology and Biochemistry* 34, 777 – 787.

Fierer N., Strickland M.S., Liptzin D., Bradford M.A., Cleveland C.C., 2009. Global patterns in belowground communities. *Ecology Letters* 12, 1238 – 1249.

Finér L., Helmisaari H.S., Lohmus K., Majdi H., Brunner I., Børja I., Eldhuset T., Godbold D., Grebenc T., Konopka B., Kraigher H., Möttönen M.R., Ohashi M., Oleksyn J., Ostonen I., Uri V., Vanguelova E., 2007. Variation in fine root biomass of three European tree species: beech (*Fagus sylvatica* L.), Norway spruce (*Picea abies* L. Karst.), and Scots pine (*Pinus sylvestris* L.). *Plant Biosystems* 141, 394 – 405.

Flanagan P.W. and Van Cleve K., 1983. Nutrient cycling in relation to decomposition and organic matter quality in taiga ecosystems. *Canadian Journal of Forest Research* 13, 795 – 817.

Fontaine S., Barot S., Barré P., Bdioui N., Mary B., Rumpel C., 2007. Stability of organic carbon in deep soil layers controlled by fresh carbon supply. *Nature* 450, 277 – 281.

Franzluebbers A.J., 2002. Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality. *Soil & Tillage Research* 66, 95 – 106.

Frouz J., Livecková M., Albrechtová J., Chronáková A., Cajthaml T., Pizl V., Hánel L., Josef Stary J., Baldrian P., Lhotáková Z., Simácková H., Cepáková S., 2013. Is the effect of trees on soil properties mediated by soil fauna? A case study from post – mining sites. *Forest Ecology and Management* 309, 87 – 95.

Gál A., Vyn T.J., Michéli E., Kladivko E.J., McFee W.W., 2007. Soil carbon and nitrogen accumulation with long-term no-till versus moldboard plowing overestimated with tilled-zone sampling depths. *Soil & Tillage Research* 96, 42 – 51.

García – Campos, E., Zorita F., Gil – Sotres F., Leirós M.C., Trasar – Cepeda C., 2022. Evaluation of C Stocks in Afforested High Quality Agricultural Land. *Forests* 13, 2055.

García C., Gil F., Hernández T., Trasar C., 2003. Técnicas de Análisis de Parámetros Bioquímicos en Suelos. Medida de Actividades Enzimáticas y Biomasa Microbiana. Ediciones Mundi – Prensa. 371 pp.

Ghani A., Dexter M., Perrott K.W., 2003. Hot – water extractable carbon in soils: a sensitive measurement for determining impacts of fertilisation, grazing and cultivation. *Soil Biology and Biochemistry* 35, 1231 – 1243.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Gilliams S., Van Orshoven J., Muys B., Kros H., Heil G.W., Van Deursen W., 2005. AFFOREST sDSS: a metamodel based spatial decision support system for afforestation of agricultural land. *New Forests* 30, 33 – 53.

Goidts E., van Wesemael B., 2007. Regional assessment of soil organic carbon changes under agriculture in Southern Belgium (1955–2005). *Geoderma* 141, 341 – 354.

Grünzweig J. M., Gelfand I., Yakir D., 2007. Biogeochemical factors contributing to enhanced carbon storage following afforestation of a semi-arid shrubland. *Biogeosciences Discussions* 4, 2111 – 2145.

Guelland K., Esperschutz J., Bornhauser D., Bernasconi S.M., Kretzschmar R., Hagedorn F., 2013. Mineralisation and leaching of C from C-13 labelled plant litter along an initial soil chronosequence of a glacier forefield. *Soil Biology and Biochemistry* 57, 237 – 247.

Guitián – Ojea F., Carballas – Fernández T., 1976. *Técnicas de análisis de suelos*. Editorial Pico Sacro. Santiago de Compostela. 288 pp.

Guntiñas E., 2009. Influencia de la temperatura y de la humedad en la dinámica de la materia orgánica de los suelos de Galicia y su relación con el cambio climático. Tesis doctoral. Universidad de Santiago de Compostela. 749 pp.

Guo L.B., Gifford R.M., 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta – analysis. *Global Change Biology* 4, 345 – 360.

Guo L.B., Wang M.B., Gifford R.M., 2007. The change of soil carbon stocks and fine root dynamics after land use change from a native pasture to a pine plantation. *Plant and Soil* 299, 251 – 262.

Guo L.B., Cowie A.L., Montagu K.D., Gifford R.M., 2008. Carbon and nitrogen stocks in a native pasture and an adjacent 16-year-old *Pinus radiata* D. Don. plantation in Australia. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 124, 205-218.

Guo J., Yang Z., Lin C., Liu X., Chen G, Yang Y., 2016. Conversion of a natural evergreen broadleaved forest into coniferous plantations in a subtropical area: effects on composition of soil microbial communities and soil respiration. *Biology and Fertility of Soils* 52, 799 – 809.

Guo Y., Abdalla M., Espenberg M., Hastings A., Hallett P, Smith P., 2021. A systematic analysis and review of the impacts of afforestation on soil quality indicators as modified by climate zone, forest type and age. *Science of the Total Environment* 757, 143824.

Gunina A., Dippold M.A., Glaser B., Kuzyakov Y., 2014. Fate of low molecular weight organic substances in an arable soil: from microbial uptake to utilisation and stabilisation. *Soil Biology and Biochemistry* 77, 304 – 313.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Gurmesa G.A., Schmidt I.K., Gundersen P., Vesterdal L., 2013. Soil carbon accumulation and nitrogen retention traits of four tree species grown in common gardens. *Forest Ecology and Management* 309, 47 – 57.

Hanegraaf M.C., Hoffland E., Kuikman P.J., Brussaard L., 2009. Trends in soil organic matter contents in Dutch grasslands and maize fields on sandy soils. *European Journal of Soil Science* 60, 213–222.

Harrison R.B., Footen P.W., Strahm B.D., 2011. Deep soil horizons: contribution and importance to soil carbon pools and in assessing whole – ecosystem response to management and global change. *Forest Science* 57, 67 – 76.

Harrison P.A., Berry P.M., Simpson G., Haslett J.R., Blicharska M., Bucur R., Dunford B., Egoh B., García-Llorente M., Geamănă N., Geertsema W., Lommelen E., Meiresonne L., Turkelboom F., 2014. Linkages between biodiversity attributes and ecosystem services: a systematic review. *Ecosystem Services* 9, 191–203.

Hartmann M., Six J., 2023. Soil structure and microbiome functions in agroecosystems. *Nature Reviews Earth & Environment* 4, 4–18.

Hassink J., 1994. Effects of soil texture and grassland management on soil organic C and N and rates of C and N mineralization. *Soil Biology and Biochemistry* 26, 1221 – 1231.

Hanyue Huang, Di Tian, Luhong Zhou, Haojie Su, Suhui Ma, Yuhao Feng, Zhiyao Tang, Jiangling Zhu, Chengjun Ji, Jingyun Fang, 2022. Effects of afforestation on soil microbial diversity and enzyme activity: A meta-analysis. *Geoderma* 423, 115961.

Haynes R.J., 1999. Labile organic matter fractions and aggregate stability under short – term, grass – based leys. *Soil Biology and Biochemistry* 31, 1821 – 1830.

Haynes R.J., 2000. Labile organic matter as an indicator of organic matter quality in arable and pastoral soils in New Zealand. *Soil Biology and Biochemistry* 32, 211 – 219.

Haynes R.J., Francis G.S., 1993. Changes in microbial biomass C, soil carbohydrate composition and aggregate stability induced by growth of selected crop and forage species under field conditions. *Journal of Soil Science* 44, 665 – 675.

Hedley M.J., Stewart J.W.B., 1982. Method to measure microbial phosphate in soils. *Soil Biology and Biochemistry* 14, 377 – 385.

Hernández D.L., Esch E.H., Alster C. J., McKone M.J., Camill P., 2013. Rapid accumulation of soil carbon and nitrogen in a prairie restoration chronosequence. *Soil Science Society of America Journal* 77, 2029-2038.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO

Hiltbrunner D., Zimmermann S, Hagedorn F., 2013. Afforestation with Norway spruce on a subalpine pasture alters carbon dynamics but only moderately affects soil carbon storage. *Biogeochemistry* 115, 251 – 266.

Hollis J.M., Hannam J., Bellamy P.H., 2012. Empirically-derived pedotransfer functions for predicting bulk density in European soils. *European Journal of Soil Science* 63, 96 – 109.

Hook P.B., Burke I.C., 2000. Biogeochemistry in a shortgrass landscape: control by topography, soil texture, and microclimate. *Ecology* 81, 2686 – 2703.

Hoover C.M., 2003. Soil Carbon Sequestration and Forest Management: Challenges and Opportunities. En: Kimble J.M., Heath L.S., Birdsey R.A., Lal R. (Eds.), *The Potential of U. S. Forest Soils to Sequester Carbon and Mitigate the Greenhouse Effect.* Chap. 14, pp. 211-238. CRC Press, Boca Ratón.

Hope S.M., Li C.Y., 1997. Respiration, nitrogen fixation, and mineralizable nitrogen spatial and temporal patterns within two Oregon Douglas – fir stands. *Canadian Journal of Forest Research* 27, 501 – 509.

Houghton R.A., 2003. Revised estimates of the annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land use and land management 1850–-2000. *Tellus B* 55, 378–-390.

Houghton J.T., Meria Filho L.G., Callander B.A., Harris N., Katteberg A., Maskell K., 1995. *Climate Change 1995: The Science of Climate Change: Report of Working Group 1. Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press. Cambridge/New York. 588 pp.

Hu Y.L., Zeng D.H., Fan Z.P., Chen G.S., Zhao Q., Pepper D., 2008. Changes in ecosystem carbon stocks following grassland afforestation of semiarid sandy soil in the southeastern Keerqin sandy lands. China. *Journal of Arid Environments* 72, 2193 – 2200.

Huang M., Ji J.J., Li K.R., Liu Y.F., Yang F.T., Tao B., 2007. The ecosystem carbon accumulation after conversion of grasslands to pine plantations in subtropical red soil of south China. *Tellus Series B-Chemical and Physical Meteorology* 59, 439 – 448.

Insam H., Domsch K.H, 1988. Relationship between soil organic carbon and microbial biomass on chronosequences of reclaimation sites. *Microbial Ecology* 15, 177 – 188.

IPCC, 2001. Cambio climático 2001. Informe de síntesis. Tercer Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático. Ginebra. 184 pp.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

IPCC, 2006. Agriculture, forestry and other land use. En: Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T., Tanabe K. (Eds.), 2006. *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. IGES, Japan. https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html

IPCC, 2018. Resumen para responsables de políticas. En: Calentamiento global de 1,5 °C, Informe especial del IPCC sobre los impactos del calentamiento global de 1,5 ºC con respecto a los niveles preindustriales y las trayectorias correspondientes que deberían seguir las emisiones mundiales de gases de efecto invernadero, en el contexto del reforzamiento de la respuesta mundial a la amenaza del cambio climático, el desarrollo sostenible y los esfuerzos por erradicar la pobreza https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/sites/2/2019/09/IPCC-Special-Report-1.5-SPM_es.pdf

IPCC, 2019. Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems [Shukla P.R., Skea J., Calvo Buendia E., Masson-Delmotte V., Pörtner H.-O., Roberts D. C., Zhai P., Slade R., Connors S., van Diemen R., Ferrat M., Haughey E., Luz S., Neogi S., Pathak M., Petzold J., Portugal Perei J., Vyas P., Huntley E., Kissick K., Belkacemi M., Malley J., (Eds.)]. In press. https://www.ipcc.ch/srccl

IPCC, 2021. Climate Change 2021. The Physical Science Basis. Summary for Policymakers. Working Group I Contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Masson-Delmotte, V., Zhai P., Pirani A., Connors S. L., Péan C., Chen Y., Goldfarb L., Gomis M. I., Matthews J.B.R., Berger S., Huang M., Yelekçi O., Yu R., Zhou B., Lonnoy E., Maycock T. K., Waterfield T., Leitzell K., Caud N. (Eds.)]. IPCC Switzerland, 31 pp. https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/downloads/report/IPCC_AR6_WGI_SPM_final.pdf

ISSS Working Group RB, 1998. *World Reference Base for Soil Resources: Introduction*, first edition. Acco Leuven, 165 pp.

Islam K.R., Weil R.R., 2000. Land use effects on soil quality in a tropical forest ecosystem of Bangladesh. *Agriculture, Ecosystem and Environment* 79, 9 – 16.

Jackson R.B., Banner J.L., Jobbágy E.G., Pockman W.T., Wall D.H., 2002. Ecosystem carbon loss with woody plant invasion of grasslands. *Nature* 418, 623 – 626.

Jandl R., Lindner M., Vesterdal L., Bauwens B., Baritz R., Hagedorn F., Johnson D.W., Minkkinen K., Byrne K.A., 2007a. How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma* 137, 253 – 268.

Jandl R., Vesterdal L., Olsson M., Bens O., Badeck F., Rock J., 2007b. Carbon sequestration and forest management. *CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources* 2, 1 – 16.

Jenkinson D.S., Powlson D.S., 1976. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil I. Fumigation with chloroform. *Soil Biology and Biochemistry* 8, 167 – 177.

Jenkinson D.S., Ladd J.N., 1981. Microbial biomass in soil: measurement and turnover. En: Paul E.A., Ladd J.N. (Eds.). *Soil Biochemistry*, vol. 5, pp. 415-471. Marcel Dekker Inc., New York.

Jensen L.S., McQueen D.J., Shepherd T.G., 1996. Effects of soil compaction on N – mineralization and microbial-C and –N I. Field measurements. *Soil and Tillage Research* 38, 175 – 188.

Jiménez M.N., 2009. Técnicas de forestación de tierras agrarias desde la perspectiva de las relaciones suelo – planta. Tesis doctoral. Universidad de Granada. 291 pp.

Jobbágy E.G., Jackson R.B., 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications* 10, 423 – 436.

Joergensen R.G., 1995. The Fumigation Extraction Method. En: Alef K., Nannipieri P. (Eds.), *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry,* pp. 375 - 417 Academic Press, London.

Johnson D.W., Curtis P.S., 2001. Effects of forest management on soil C and N storage: meta – analysis. *Forest Ecology and Management* 140, 227 – 238.

Johnson D.W., Murphy J.D., Rau B.M., Miller W.W., 2011. Subsurface carbon contents: some case studies in forest soils. *Forest Science* 57, 3 – 10.

Jones C., McConnell C., Coleman K., Cox P., Falloon P., Jenkinson D., Powlson D., 2000. Global climate change and soil carbon stocks; predictions from two contrasting models for the turnover of organic carbon in soil. *Global Change Biology* 11, 154 – 166.

Jones D.L., Magthab E.A., Gleeson D.B., Hill P.W., Sánchez-Rodríguez A.R., Roberts P., Ge T., Murphy D.V., 2018. Microbial competition for nitrogen and carbon is as intense in the subsoil as in the topsoil. *Soil Biology and Biochemistry* 117, 72 – 82.

Jordan D., Hubbard V.C., Ponder Jr. F., Berry E.C., 2000. The influence of soil compaction and the removal of organic matter on two native earthworms and soil properties in an oak-hickory forest. *Biology and Fertility of Soils* 31, 323 – 328.

Kalbitz K., Solinger S., Park J.-H., Michalzik B., Matzner E., 2000. Controls on the dynamics of dissolved organic matter: a review. *Soil Science* 165, 277 – 304.

Kalbitz K., Schmerwitz J., Schwesig D., Matzner E., 2003. Biodegradation of soil-derived dissolved organic matter as related to its properties. *Geoderma* 113, 273 – 291.

Khalil M.A.K., Rasmussen R.A., Shearer M.J., 2002. Atmospheric nitrous oxide: patterns of global change during recent decades and centuries. *Chemosphere* 43, 807 – 821**.**

Kimmins J.P., 2004. *Forest Ecology: A Foundation for Sustainable Forest Management and Environmental Ethics in Forestry*, 3rd ed. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ. 611 pp.

Kirschbaum M.U.F., Guo L.B., Gifford RM., 2008. Why does rainfall affect the trend in soil carbon after converting pastures to forests? A possible explanation based on nitrogen dynamics. *Forest Ecology and Management* 255, 2990 – 3000.

Knapp A.K., Fahnestock J.T., Hamburg S.P., Statland L.B., Seastedt T.R., Schimel D.S., 1993. Landscape patterns in soil – plant water relations and primary production in tallgrass prairie. *Ecology* 74, 549 – 560.

Kögel – Knabner I., 2002. The macromolecular organic composition of plant and microbial residues as inputs to soil organic matter. *Soil Biology and Biochemistry* 34, 139 – 162.

Kögel – Knabner I., Guggenberger G., Kleber M., Kandeler E., Kalbitz K., Scheu S., Eusterhues K., Leinweber P., 2008. Organo – mineral associations in temperate soils: integrating biology, mineralogy, and organic matter chemistry. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 171, 61 – 82.

Korkanç S.Y., 2014. Effects of afforestation on soil organic carbon and other soil properties. *Catena* 123, 62 – 69.

Kramer S., Marhan S., Haslwimmer H., Ruess L., Kandeler E., 2013. Temporal variation in surface and subsoil abundance and function of the soil microbial community in an arable soil. *Soil Biology and Biochemistry* 61, 76 – 85.

Kroeze C., 1994. Nitrous oxide and global warming. *The Science of the Total Environment* 143, 193 – 209.

Kuwatsuka, S., Shindo, H., 1973. Behaviour of phenolic substances in the decaying process of plants. Identification and quantitative determination of phenolic acids in rice straw and its decayed products by gas chromatography. *Soil Science and Plant Nutrition* 19, 219 – 227.

Kuzyakov Y.V., 2001. Tracer studies on carbon translocation by plants from the atmosphere into the soil (A review). *Eurasian Soil Science* 34, 28-42.

USC DE COMPOSTELA

Ladd J.N., Foster R.C., Nannipieri P., Oades J.M., 1996. Soil structure and biological activity. En: Stotzky, G., Bollag, J.M. (Eds.), *Soil Biochemistry*, vol. 9, pp. 23 – 79. Marcel Dekker, Nueva York.

Ladoni M., Basir A., Kravchenko A., 2015. Which soil carbon fraction is the best for assessing management differences? A statistical power perspective. *Soil Science Society of America Journal* 79, 848 – 857.

Lafleur B., Labrecque M., Arnold A.A., Bélanger N., 2015. Organic carbon accumulation in topsoil following afforestation with willow, emphasis on leaf litter decomposition and soil organic matter quality. *Forests* 6, 769 – 793.

Laganière J., 2011. *Influence de la composition forestière sur la séquestration du carbone dans les sols du bouclier boréal.* Tesis Doctoral. Université du Québec Á Montréal, Canadá.

Laganière J., Angers D.A., Paré D., 2010. Carbon accumulation in agricultural soils after afforestation: a meta – analysis. *Global Change Biology* 16, 439 – 453.

Laik R., Kumar K., Das D.K., Chaturvedi O.P., 2009. Labile soil organic matter pools in a calciorthent after 18 years of afforestation by different plantations. *Applied Soil Ecology* 42, 71 – 78.

Lal R., 2001. *Soil Carbon Sequestration and the Greenhouse Effect*. Special Publication. Soil Science Society of America, Madison, 452 pp.

Lal R., 2009. Challenges and opportunities in soil organic matter research. *European Journal of Soil Science* 60, 158 – 169.

Lal R., Kimble J.M., 2001. Importance of soil bulk density and methods of its importance. En: Lal, R., Kimble, J.M., Follett, R.F., Stewart, B.A. (Eds.), *Assessment Methods for Soil Carbon*, Chap. 3, 14 pp. Lewis Publishers, London.

Lauber C.L., Strickland M.S., Bradford M.A., Fierer N., 2008. The influence of soil properties on the structure of bacterial and fungal communities across land-use types. *Soil Biology and Biochemistry* 40, 2407 – 2415.

Lavahun M.F.E., Joergensen R.G., Meyer B., 1996. Activity and biomass of soil microorganisms at different depths. *Biology and Fertility of Soils* 23, 38 – 42.

Leff J.W., Wieder W.R., Taylor P.G., Townsend A.R., Nemergut D.R., Grandy A.S., Cleveland C.C., 2012. Experimental litterfall manipulation drives large and rapid changes in soil carbon cycling in a wet tropical forest. *Global Change Biology* 18, 2969 – 2979.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO

Leirós M.C., 1972. *La vegetación como factor de formación del suelo. Composición mineral de las hojas*. Tesina de Licenciatura. Universidad de Santiago de Compostela. 67 pp.

Lemma B., Berggren Kleja D., Ingvar Nilsson I., Olsson M., 2006. Soil carbon sequestration under different exotic tree species in the southwestern highlands of Ethiopia. *Geoderma* 136, 886 – 898.

Leuschner C, Hertel D. 2003. Fine root biomass of temperate forests in relation to soil acidity and fertility, climate, age and species. *Progress in Botany* 64, 405 – 438.

Li D., Niu S., Luo Y., 2012. Global patterns of the dynamics of soil carbon and nitrogen stocks following afforestation: a meta-analysis. *New Phytologist* 195, 172 – 181.

Li J., Tong X., Awasthi M.K., Wu F., Ha S., Ma J., Sun X., He C., 2018. Dynamics of soil microbial biomass and enzyme activities along a chronosequence of desertified land revegetation. *Ecological Engineering* 111, 22 – 30.

Liao J.D., Boutton T.W., 2008. Soil microbial biomass response to woody plant invasion of grassland. *Soil Biology and Biochemistry* 40, 1207 – 1216.

Liebig M.A., Tanaka D.L., Wienhold B.J., 2004. Tillage and cropping effects on soil quality indicators in the northern Great Plains. *Soil & Tillage Research* 78, 131 – 141.

Liu B., Zhao W., Liu Z., Yang Y., Luo W., Zhou H., Zhang Y., 2015. Changes in species diversity, aboveground biomass, and vegetation cover along an afforestation successional gradient in a semiarid desert steppe of China. *Ecological Engineering* 81, 301 – 311.

Liu W., Xu W., Han Y., Wang C., Wan S., 2007. Responses of microbial biomass and respiration of soil to topography, burning, and nitrogen fertilization in a temperate steppe. *Biology and Fertility of Soils* 44, 259 – 268.

Liu X., Yang T., Wang Q., Huang F., Li L., 2017. Dynamics of soil carbon and nitrogen stocks after afforestation in arid and semi-arid regions: A meta-analysis. *Science of the Total Environment* 618, 1658 – 1664.

Loginow W., Winieski W., Gonet S.S., Ciescinska B., 1987. Fractionation of organic C based on susceptibility to oxidation. *Polish Journal of Soil Science* 20, 47 – 52.

López – Ulloa M., Veldkamp E., de Koning G.H.J., 2005. Soil carbon stabilization in converted tropical pastures and forests depends on soil type. *Soil Science Society of America Journal* 69, 1110 – 1117.

USC
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

Lorenz K., Lal R., 2005. The depth distribution of soil organic carbon in relation to land use and management and the potential of carbon sequestration in subsoil horizons. *Advances in Agronomy* 88, 35 – 66.

Ma Y., Piao S., Sun Z., Lin X., Wang T., Yue C., Yang Y., 2014. Stand ages regulate the response of soil respiration to temperature in a *Larix principis-rupprechtii* plantation. *Agricultural and Forest Meteorology* 184, 179–187.

Macdonald C.A., Thomas N., Robinson L., Tate K.R., Ross D.J., Dando J., Singh B.K., 2009. Physiological, biochemical and molecular responses of the soil microbial community after afforestation of pastures with *Pinus radiata*. *Soil Biology and Biochemistry* 41, 1642 – 1651.

Mallik A.U., Hu D., 1997. Soil respiration following site preparation treatments in boreal mixedwood forest. *Forest Ecology and Management* 97, 265 – 275.

Maly S., Fiala P., Reininger D., Obdrzalkova E., 2014. The relationships among microbial parameters and the rate of organic matter mineralization in forest soils, as influenced by forest type. *Pedobiologia* 57, 235 – 244.

Mariani L., Chang S.X., Kabzems R., 2006. Effects of tree harvesting, forest floor removal, and compaction on soil microbial biomass, microbial respiration, and N availability in a boreal aspen forest in British Columbia. *Soil Biology and Biochemistry* 38, 1734 – 1744.

Marin – Spiotta E., Silver W.L., Swanston C.W., Ostertag R., 2009. Soil organic matter dynamics during 80 years of reforestation of tropical pastures. *Global Change Biology* 15, 1584 – 1597.

Markewitz D., Sartori F., Craft C., 2002. Soil change and carbon storage in longleaf pine stands planted on marginal agricultural lands. *Ecological Applications* 12, 1276 – 1285.

Martens R., 1995. Current methods for measuring microbial biomass C in soil: Potentials and limitations. *Biology and Fertility of Soils* 19, 87 – 99.

Martins M.B., Marques C., 2006. Is agricultural policy promoting a new role for farmers? A case study. *Journal of Policy Modeling* 28, 847 – 860.

Mayhew P.J., Jenkins G.B., Benton T.G., 2008. A long – term association between global temperature and diversity origination and extinction in the fossil register. *Proceedings of the Royal Society Biological Sciences* 275, 47 – 53.

McKeague J.A., Day J.H., 1966. Dithionite and oxalate extractable Fe and Al as an aid in differentiating various classes of soils. *Canadian Journal of Soil Science* 46, 13 – 22.

McKinley D., Ryan M., Birdsey R., Giardina C., Harmon M., Heath L., Houghton R., Jackson R., Morrison J., Murray B., 2011. A synthesis of current knowledge on forests and carbon storage in the United States. *Ecological Applications* 21, 1902 – 1924.

Mendham D.S., Sankaran K.V., O'Connell A.M., Grove T.S., 2002. *Eucalyptus globulus* harvest residue management effects on soil carbon and microbial biomass at 1 and 5 years after plantation establishment. *Soil Biology and Biochemistry* 34, 1903 – 1912.

Mendham D.S., O'Connell A.M., Grove T.S., 2003. Change in soil carbon after land clearing or afforestation in highly weathered lateritic and sandy soils of south-western Australia. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 95, 143-156.

Menyailo O.V., Hungate B.A., Zech W., 2002. Tree species mediated soil chemical changes in a Siberian artificial afforestation experiment. *Plant and Soil* 242, 171 – 182.

Merrill A.G., Zak D.R., 1992. Factors controlling denitrification in upland and wetland forests. *Canadian Journal of Forest Research* 22, 1597 – 1604.

Milne R.M., Haynes R.J., **2004.** Soil organic matter, microbial properties and aggregate stability under annual and perennial pastures. *Biology and Fertility of Soils* 39, 172 – 178.

Montero G., Ruíz – Peinado R., Muñoz M., 2005. *Producción de biomasa y fijación de CO_2 por los bosques españoles.* Monografías INIA, Serie Forestal nº 13, INIA-MEC, Madrid.

Mosier A., Kroeze C., Nevison C., Oenema O., Seitzinger S., van Cleemput O., 1998. Closing the global N_2O budget: nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 52, 225 – 248.

Murphy J., Riley J.P., 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta* 27, 31 – 36.

Murty D., Kirschbaum M.U.F., McMurtrie R.H., McGilvray H., 2002. Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen? A review of the literature. *Global Change Biology* 8, 105 – 123.

Nadal – Romero E., Cammeraat E., Pérez – Cardiel E., Lasanta T., 2016. Effects of secondary succession and afforestation practices on soil properties after cropland abandonment in humid Mediterranean mountain areas. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 228, 91 – 100.

Nannipieri P., Grego S., Ceccanti B., 1990. Ecological significance of the biological activity in soil. En: Bollag J., Stotzky G. (Eds.), *Soil Biochemistry*, vol. 6, pp. 293 - 355. Marcel Dekker, Nueva York.

Navarro-Pedreño J., Almendro-Candel M.B., Zorpas A., 2021. The Increase of Soil Organic Matter Reduces Global Warming, Myth or Reality? *Science* 3, 18 – 32.

Nave L.E., Swatson C.W., Mishra U., Nadelhoffer K.J., 2013. Afforestation Effects on Soil Carbon Storage in the United States: A Synthesis. *Soil Science Society of America Journal* 77, 1035 – 1047.

Nepstad D.C., Carvalho C.R., Davidson E.A., Jipp P.H., Lefebvre P.A., Negrelros G.G., da Silva E.D., Stone T.A., Trumbore S.E., Vieira S., 1994. The role of deep roots in the hydrological and carbon cycles of Amazonian forests and pastures. *Nature* 372, 666 – 669.

Nitsch P., Kaupenjohann M., Wulf M., 2018. Forest continuity, soil depth and tree species are important parameters for SOC stocks in an old forest (Templiner Buchheide, northeast Germany). *Geoderma* 310, 65 – 76.

Niu X., Duiker S.W., 2006. Carbon sequestration potential by afforestation of marginal agricultural land in the Midwestern U.S. *Forest Ecology and Management* 223, 415 – 427.

Nordborg F., Nilsson U., Gemmel P., Örlander G., 2006. Carbon and nitrogen stocks in soil, trees and field vegetation in conifer plantations 10 years after deep soil cultivation and patch scarification. *Scandinavian Journal of Forest Research* 21, 356 – 363.

Noyes P.D., McElwee M.K., Millar H.D., Clar B.W., Van Tiem L.A., Walcott K.C., Edwin K.N., Levin E.D., 2009. The toxicology of climate change: Environmental contaminants in a warming. *World Environment International* 35, 971 – 986.

Nunes J.S., Araujo A.S.F., Nunes L.A.P.L., Lima L.M., Carneiro R.F.V., Salviano A.A.C., Tsai S.M., 2012. Impact of land degradation on soil microbial biomass and activity in Northeast Brazil. *Pedosphere* 22, 88 – 95.

Oades J.M., Kirkman M.A., Wagner G.H., 1970. The use of gas – liquid chromatography for the determination of sugars extracted from soils by sulphuric acid. *Soil Science Society American of Proceedings* 34, 230 – 235.

Odum E., 1969. The strategy of ecosystem development. *Science* 164, 262 – 270.

Oostra S., Majdi H., Olsson M., 2006. Impact of tree species on soil carbon stocks and soil acidity in southern Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research* 21, 364 – 371.

Oreskes N., 2004. The scientific consensus on climate change. *Science* 304, 1686.

USC
UNIVERSIDADE DE COMPOSTELA

Oreskes N., 2018. The Scientific Consensus on Climate Change: How Do We Know We're Not Wrong? En: Lloyd E.A., Winsberg E. (Eds). *Climate Modelling. Philosophical and Conceptual Issues,* chap. 4, pp. 65 99. Palgrave Macmillan, Cham, 532 pp.

Ovando P., Campos P., Montero G., 2007. Forestaciones con encina y alcornoque en el área de la dehesa en el marco del Reglamento (CEE) 2080/92 (1993-2000). *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros* 214, 173 – 186.

Pang X., Wu N., Liu Q., Bao W., 2009. The relation among soil microorganism, enzyme activity and soil nutrients under subalpine coniferous forest in Western Sichuan. *Acta Ecologica Sinica* 29, 286 – 292.

Parfitt R.L., Percival H.J., Dahlgren R.A., Hill L.F., 1997. Soil and solution chemistry under pasture and radiata pine in New Zealand. *Plant and Soil* 191, 279 – 290.

Parfitt R., Scott N., Ross D., Salt G., Tate K., 2003. Land-use change effects on soil C and N transformations in soils of high N status: comparisons under indigenous forest, pasture and pine plantation. *Biogeochemistry* 66, 203-221.

Parham J.A., Deng S.P., Raun W.R., Johnson G.V., 2002. Long-term cattle manure application in soil I. Effect on soil phosphorus levels, microbial biomass C, and dehydrogenase and phosphatase activities. *Biology and Fertility of Soils* 35, 328 – 337.

Paul K.I., Polgase P.J., Nyakuengama J.G., Khanna P.K., 2002. Change in soil carbon following afforestation. *Forest Ecology and Management* 168, 241 – 257.

Peichl M., Leava N.A., Kiely G, 2012. Above- and belowground ecosystem biomass carbon and nitrogen allocation in recently afforested grassland and adjacent intensively managed grassland. *Plant and Soil* 350, 281 – 296.

Pérez – Cruzado C., Sande B., Omil B., Rovira P., Martin – Pastor M., Barros N., Salgado J., Merino A., 2014. Organic matter properties in soils afforested with *Pinus radiata*. *Plant and Soil* 374, 381 – 398.

Perrott K.W., Ghani A., O'Connor M.B., Waller J.E., 1997. Tree stocking effects on soil chemical and microbial properties at the Tikitere Agroforestry Research Area. *New Zealand Journal of Forestry Science* 29, 116 – 130.

Poeplau C., Don A., Vesterdal L., Leifeld J., Van Wesemael B., Schumacher J., Gensior A., 2011. Temporal dynamics of soil organic carbon after land – use change in the temperate zone – carbon response functions as a model approach. *Global Change Biology* 17, 2415 – 2427.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO

Poeplau C., Don A., 2013. Sensitivity of soil organic carbon stocks and fractions to different land – use changes across Europe. *Geoderma* 192, 189 – 201.

Post W.M., Kwon K.C., 2000. Soil carbon sequestration and land – use change: processes and potential. *Global Change Biology* 6, 317 – 328.

Potter C., Klooster S., Hiatt S., Fladeland M., Genovese V., Gross P., 2007. Satellite-derived estimates of potential carbon sequestration through afforestation of agricultural lands in the United States. *Climatic Change* 80, 323 – 336.

Powers M., Kolka R., Bradford J., Palik B., Jurgensen M., 2018. Forest floor and mineral soil respiration rates in a northern Minnesota red pine chronosequence. *Forests* 9, 16.

Pötzelsberger E., Hasenauer H., 2015. Soil change after 50 years of converting Norway spruce dominated age class forests into single tree selection forests. *Forest Ecology and Management* 338, 176 – 182.

Prescott C.E., 2010. Litter decomposition: what controls it and how can we alter it to sequester more carbon in forest soils? *Biogeochemistry* 101, 133 – 149.

Quian J.H., Doran J.W., Walters D.T., 1997. Maize plant contributions to root zone available carbon and microbial transformations of nitrogen. *Soil Biology and Biochemistry* 29, 1451 – 1462.

Rahman M. M., Bárcenas T. G., Vesterdal L., 2018. Tree species and time since afforestation drive soil C and N mineralization on former cropland. *Geoderma* 305, 153 – 161.

Rees R.M., Bingham I.J., Baddeley J.A., Watson C.A., 2005. The role of plants and land management in sequestering soil carbon in temperate arable and grassland ecosystems. *Geoderma* 128, 130-154.

Reichstein M., Bednorz F., Broll G., Kätterer T., 2000. Temperature dependence of carbon mineralization: conclusions from a long-term incubation of subalpine soil samples. *Soil Biology and Biochemistry* 32, 947 – 958.

Rey – Benayas J.M., Martins A., Nicolau J.M., Schulz J.J., 2007. Abandonment of agricultural land: an overview of drivers and consequences. *CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources* 2, 57 – 71.

Ribéreau – Gayon P., 1968. *Les composes phénoliques des vegeteaux.* Dunod, París.

Richards A.E., Dalal R.C., Schmidt S., 2007. Soil carbon turnover and sequestration in native subtropical tree plantations. *Soil Biology and Biochemistry* 39, 2078 – 2090.

Richter D.D., Markewitz D., 1995. How deep is soil? *Bioscience* 45, 600 – 609.

Riffaldi R., Saviozzi A., Levi – Minzi R., Cardelli R., 2003. Conventional crop management effects on soil organic matter characteristics. *Agronomie* 23, 45 – 50.

USC

Riley H., Bakkegard M., 2006. Declines of soil organic matter content under arable cropping in southeast Norway. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B-Soil and Plant Science*, 56, 217 – 223.

Rimmer, D.L., 2006. Free radicals, antioxidants, and soil organic matter recalcitrance. *European Journal of Soil Science* 57, 91 – 94.

Ritter E., 2007. Carbon, nitrogen and phosphorus in volcanic soils following afforestation with native birch (*Betula pubescens*) and introduced larch (*Larix sibirica*) in Iceland. *Plant and Soil* 295, 239 – 251.

Rogasik J., Schroetter S., Funder U., Schnug E., Paul Kurtinecz, 2004. Long-term fertilizer experiments as a data base for calculating the carbon sink potential of arable soils, *Archives of Agronomy and Soil Science* 50, 11 – 19.

Romanya J., Cortina J., Falloon P., Coleman K., Smith P., 2000. Modelling changes in soil organic matter after planting fast – growing *Pinus radiata* on Mediterranean agricultural soils. *European Journal of Soil Science* 51, 627 – 641.

Ross D.J., Kelliher F.M., Tate K.R., 1999. Microbial processes in relation to carbon, nitrogen and temperature regimes in litter and a sandy mineral soil from a central Siberian *Pinus sylvestris* L. forest. *Soil Biology and Biochemistry* 31, 757 – 767.

Rousk J., Bååth E., 2011. Growth of saprotrophic fungi and bacteria in soil. *FEMS Microbiology Ecology* 78, 17 – 30.

Rovira P., Vallejo V.R., 2002. Labile and recalcitrant pools of carbon and nitrogen in organic matter decomposing at different depths in soil: an acid hydrolysis approach. *Geoderma* 107, 109 – 141.

Rumpel C., Kögel – Knabner I., 2011. Deep soil organic matter — a key but poorly understood component of terrestrial C cycle. *Plant and Soil* 338, 143 – 158.

Saby N.P.A., Bellamy P.H., Morvan X., Arrouays D., Jones R.J.A., Verheijen F.G.A., Kibblewhite M.G., Verdoodt A., Berenyiuveges J., Freudenschuss A., Simota C., 2008. Will European soil-monitoring networks be able to detect changes in topsoil organic carbon content? *Global Change Biology* 14, 2432 – 2442.

Saiz G., Byrne K.A., Butterbach-Bahl K., Kiese R., Bluhdea V., Farrell E.P., 2006. Stand age-related effects on soil respiration in a first rotation Sitka spruce chronosequence in central Ireland. *Global Change Biology* 12, 1007 – 1020.

Sakamoto K., Oba Y., 1994. Effect of fungal to bacterial biomass ratio on the relationship between CO_2 evolution and total soil microbial biomass. *Biology and Fertility of Soils* 17, 39 – 44.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Sánchez J.E., Paul E.A., Willson T.C., Smeenk J., Harwood R.R., 2002. Corn root effects on the nitrogen supplying capacity of a conditioned soil. *Agronomy Journal* 94, 391 – 396.

Sauerlandt W., Berwecke H., 1952. Untersuchungen ubre den Nährstoff- und Kohlenstoffgehalt des Stalldüngers. *Zeitschrift für Pfazenernährung, Düngung, Bodenkunde* 56, 204 – 226.

Saviozzi A., Levi – Minzi R., Cardelli R., Riffaldi R., 2001. A comparison of soil quality in adjacent cultivated, forest and native grassland soils. *Plant and Soil* 233, 251 – 259.

Schimel D.S., House J.I., Hibbard K.A, Bousquet P., Ciais P., Peylin P., Braswell B.H., Apps M.J., Baker D., Bondeau A., Canadell J., Churkina G., Cramer W., Denning A.S., Field C.B., Friedlingstein P., Goodale C., Heimann M., Houghton R.A., Melillo J.M., Moore III B., Murdiyarso D., Noble I., Pacala S.W., Prentice J.C., Raupach M.R., Rayner P.J., Scholes R.J., Steffen W.L., Wirth C., 2001. Recent patterns and mechanisms of carbon exchange by terrestrial ecosystems. *Nature* 414, 169–-172.

Schipper L.A., Sparling G.P., 2000. Performance of soil condition indicators across taxonomic groups and land uses. *Soil Science Society of America Journal* 64, 300 – 311.

Schmidt M.W.I., Torn M.S., Abiven S., Dittmar T., Guggenberger G., Janssens I.A., Kleber M., Kögel – Knabner I., Lehmann J., Manning D.A.C., 2011. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature* 478, 49 – 56.

Schöning I., Kögel – Knabner I., 2006. Chemical composition of young and old carbon pools throughout Cambisol and Luvisol profiles under forests. *Soil Biology and Biochemistry* 38, 2411 – 2424.

Schulze E.D., 2014. Large-scale biogeochemical research with particular reference to forest ecosystems, an overview. *Forest Ecology and Management* 316, 3 – 8.

Schulze E.D., Freibauer A., 2005. Carbon unlocked from soils. *Nature* 437, 205 – 206.

Sharma V., Hussain S., Sharma K.R., Arya V.M., 2014. Labile carbon pools and soil organic carbon stocks in the foothill Himalayas under different land use systems. *Geoderma* 232, 81 – 87.

Shi J., Cui L., 2010. Soil carbon change and its affecting factors following afforestation in China. *Landscape and Urban Planning* 98, 75 – 85.

Shi S., Zhang W., Zhang P., Yu Y., Ding F., 2013. A synthesis of change in deep soil organic carbon stores with afforestation of agricultural soils. *Forest Ecology and Management* 296, 53 – 63.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Shi W.Y., Du S., Morina J.C., Guan J.H., Wang K.B., Ma M.G., Yamanaka N., Tateno R., 2017. Physical and biogeochemical controls on soil respiration along a topographical gradient in a semiarid forest. *Agricultural and Forest Meteorology* 247, 1 – 11.

Silveira M.L., Comerford N.B., Reddy K.R., Cooper W.T., El-Rifai H., 2008. Characterization of soil organic carbon pools by acid hydrolysis. *Geoderma* 144, 405 – 414.

Silveira F.A.O., Arruda A.J., Bond W., Durigan G., Fidelis A., Kirkman K., Oliveira R.S., Overbeck G.E., Sansevero G.B.B., Siebert F., Siebert S.J., Young T.P., Buisson E., 2020. Myth-busting tropical grassy biome restoration. *Restoration Ecology* 28, 1067 – 1073.

Simpson A.J., Simpson M.J., Smith E., Kelleher B.P., 2007. Microbially derived inputs to soil organic matter: are current estimates too low? *Environmental Science and Technology* 41, 8070 – 8076.

Six J., Frey S.D., Thiet R.K., Batten K.M., 2006. Bacterial and fungal contributions to carbon sequestration in agroecosystems. *Soil Science Society of American Journal* 70, 555 – 569.

Skiba U., Smith K.A., 2000. The control of nitrous oxide emissions from agricultural and natural soils. *Chemosphere – Global Change Science* 2, 379 – 386.

Skjemstad J.O., Krull E.S., Swift R.S., Szarvas S., 2008. Mechanisms of protection of soil organic matter under pasture following clearing of rainforest on an Oxisol. *Geoderma* 143, 231 – 242.

Skopp J., Jawson M.D., Doran D.W., 1990. Steady – state aerobic microbial activity as a function of soil water content. *Soil Science Society of American Journal* 54, 1619 – 1625.

Smal H., Olszewska M., 2008. The effect of afforestation with Scots pine (*Pinus silvestris* L.) of sandy post-arable soils on their selected properties. II. Reaction, carbon, nitrogen and phosphorus. *Plant Soil* 305, 171 – 187.

Smith J.L., Paul E.A., 1990. The significance of soil microbial biomass estimations. En: Stotzky G., Bollag J.M. (Eds.). *Soil Biochemistry*, vol. 6, pp. 357 – 396. Marcel Dekker, Nueva York.

Smolander A., Kitunen V., Tamminen P., Kukkola M., 2010. Removal of logging residue in Norway spruce thinning stands: long-term changes in organic layer properties. *Soil Biology and Biochemistry* 42, 1222 – 1228.

Snyder C.S., Bruulsema T.W., Jensen T.L., Fixen P.E., 2009. Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 133, 247–266.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Soleimani A., Hosseini S.M., Bavani A.R.M., Jafari M., Francaviglia R., 2019. Influence of land use and land cover change on soil organic carbon and microbial activity in the forests of northern Iran. *Catena* 177, 227 – 237.

Sombroek W.G., Nachtergaele F.O., Hebel A., 1993. Amounts, dynamics and sequestration of carbon in tropical and subtropical. *Ambio* 22, 417 – 426.

Song H., Kemp D.B., Tian L., Chu D., Song H., Dai X., 2021. Thresholds of temperature change for mass extinctions. *Nature Communications* 12, 4694 – 4701.

Sparling G.P., 1992. Ratio between microbial biomass carbon to soil organic carbon as a sensitive indicator of changes in soil organic matter. *Australian Journal of Soil Research* 30, 195 – 207.

Sparling G.P., 1997. Soil microbial biomass, activity and nutrient cycling as indicators of soil health. En: Pankhurst, C.E., Doube, B.M., Gupta, V.V.S.R. (Eds.), *Biological Indicators of Soil Health*, pp. 97 – 119. CAB International, Wallingford.

Sparling G.P., Hart P.B.S., August J.A., Leslie D.M., 1994. A comparison of soil and microbial carbon, nitrogen, and phosphorus contents, and macro-aggregate stability of a soil under native forest and after clearance for pastures and plantation forest. *Biology and Fertility of Soils* 17, 91 – 100.

Sparling G., Vojvodić-Vuković M., Schipper L.A., 1998. Hot-water soluble C as a simple measure of labile soil organic matter: the relationship with microbial biomass C. *Soil Biology and Biochemistry* 30, 1469-1472.

Spohn M., Klaus K., Wanek W., Richter A., 2016. Microbial carbon use efficiency and biomass turnover times depending on soil depth – Implications for carbon cycling. *Soil Biology and Biochemistry* 96, 74 – 81.

SPSS Inc., 2006. SPSS 15.0.1 (Statistical Package for the Social Sciences), version 15. www.ibm.com/es-es/spss

StatSoft Inc., 2001. STATISTICA (data analysis software system), version 6.0. http://www.statsoft.com

Stockmann U., Padarian J., McBratney A., Minasny B., de Brogniez D., Montanarella L., Young Hong S., Rawlins B.G., Field D.J., 2015. Global soil organic carbon assessment. *Global Food Security* 6, 9 – 16.

Stout J.D., Goh K.M., Rafter T.A., 1981. Chemistry and turnover of naturally occurring resistant organic compounds in soil. En: Paul E.A., Ladd J.N. (Eds.), *Soil Biochemistry*, vol. 5, pp. 1 – 73. Marcel Dekker, New York.

USC DE COMPOSTELA

Strong W.L., La Roi G.H., 1983. Root – system morphology of common boreal forest trees in Alberta, Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 13, 1164 – 1173.

Stutter M.I., Lumsdon D.G., Billett M.F., Low D., Deeks L.K., 2009. Spatial variability in properties affecting organic horizon carbon storage in upland soils. *Soil Science Society of America Journal* 73, 1724 – 1732.

Susyan E.A., Wirth S., Ananyeva N.D., Stolnikova E.V., 2011. Forest succession on abandoned arable soils in European Russia - impacts on microbial biomass, fungal bacterial ratio, and basal CO_2 respiration activity. *European Journal of Soil Biology* 47, 169 – 174.

Tan X., Chang S.X., Kabzems R., 2005. Effects of soil compaction and forest floor removal on soil microbial properties and N transformations in a boreal forest long – term soil productivity study. *Forest Ecology and Management* 217, 158 – 170.

Tang G., Li K., 2013. Tree species controls on soil carbon sequestration and carbon stability following 20 years of afforestation in a valley-type savanna. *Forest Ecology and Management* 291, 13–19.

Teixeira Z., Teixeira H., Marques J.C., 2014. Systematic processes of land use/land cover change to identify relevant driving forces: implications on water quality. *Science of Total Environment* 471, 1320 – 1335.

Thuille A., Schulze E.D., 2006. Carbon dynamics in successional and afforested spruce stands in Thuringia and the alps. *Global Change Biology* 12, 325 – 342.

Tirol – Padre A., Ladha J.K., 2004. Assessing the reliability of permanganate – oxidizable carbon as an index of soil labile carbon. *Soil Science Society of America Journal* 68, 969 – 978.

Trasar – Cepeda C., Leirós M.C., Gil – Sotres F., 2000. Biochemical properties of acid soils under climax vegetation (*Atlantic oakwood*) in an area of the European temperate – humid zone (Galicia, NW Spain): specific parameters. *Soil Biology and Biochemistry* 32, 747 – 755.

Turner J., Lambert M., 2000. Change in organic carbon in forest plantation soils in eastern Australia. *Forest Ecology and Management* 133, 231 – 247.

Turner J., Lambert M.J., Johnson D.W., 2005. Experience with patterns of change in soil carbon resulting from forest plantation establishment in eastern Australia. *Forest Ecology and Management* 220, 259 – 269.

UNFCCC, 2015. *Adoption of the Paris Agreement (1/CP.21)*. United Nations Framework Convention on Climate Change, Bonn. https://unfccc.int/resource/docs/2015/cop21/eng/l09r01.pdf (revisado 09/09/2023)

van Ginkel J. H., Merckx R., van Veen J. A., 1994. Microbial biomass method based on soluble carbon in the soil solution. *Soil Biology and Biochemistry* 26, 417 – 419.

van Hees P.A.W., Jones D.L., Finlay R., Godbold D.L., Lundström U.S., 2005. The carbon we do not see – the impact of low molecular weight compounds on carbon dynamics and respiration in forest soils: a review. *Soil Biology and Biochemistry* 37, 1-13.

van Leeuwen J.P., Djukic I., Bloem J., Lehtinen T., Hemerik L., 2017. Effects of land use on soil microbial biomass, activity and community structure at different soil depths in the Danube floodplain. *European Journal of Soil Biology* 79, 14 – 20.

Vance E.D., Brookes P.C., Jenkinson D.J., 1987a. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology and Biochemistry* 19, 703 – 707.

Vance E.D., Brookes P.C., Jenkinson D.J., 1987b. Microbial biomass measurements in forest soils: Determination of *K*c values and tests of hypotheses to explain the failure of the chloroform fumigation – incubation method in acid soils. *Soil Biology and Biochemistry* 33, 1665 – 1672.

Vance E.D., Chapin F.S. III, 2001. Substrate limitations to microbial activity in taiga forest floors. *Soil Biology and Biochemistry* 33, 173 – 188.

Vanden Bygaart A. J., 2006. Monitoring soil organic carbon stock changes in agricultural landscapes: Issues and a proposed approach. *Canadian Journal of Soil Science* 86, 451 – 463.

Vasconcellos R.L.F., Bonfim J.A., Andreote F.D., Mendes L.W., Baretta D., Cardoso E.J.B.N., 2013. Microbiological indicators of soil quality in a riparian forest recovery gradient. *Ecological Engineering* 53, 313 – 320.

Venkatesan S., Senthurpandian V.K., 2006. Comparison of enzyme activity with depth under tea plantations and forested sites in south India. *Geoderma* 137, 212 – 216.

Vesterdal L., Ritter E., Gundersen P., 2002. Change in soil organic carbon following afforestation of former arable land. *Forest Ecology and Management* 169, 137 – 147.

Vesterdal L., Clarke N., Sigurdsson B.D., Gundersen P., 2013. Do tree species influence soil carbon stocks in temperate and boreal forests? *Forest Ecology and Management* 309, 4 – 18.

von Lützov M., Kögel – Knabner I., Ekschmitt K., Matzner E., Guggenberger G., Marschner B., Flessa H., 2006. Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions – a review. *European Journal of Soil Science* 57, 426 – 445.

Wade J., Maltais-Landry G., Lucas D.E., Bongiorno G., Bowles T.M., Calderón F.J., Culman S.W., Daughtridge R., Ernakovich J.G., Fonte S.J, Giang D., Herman B.L., Guan

L., Jastrow J.D., Loh B.H.H., Kelly C., Mann M.E., Matamala R., Miernicki E.A., Peterson B., Pulleman M.M., Scow K.M., Snapp S.S., Thomas V., Tu X., Wang D., Jelinski N.A., Liles G.C., Barrios-Masias F.H., Rippner D.A., Silveira M.L., Margenot A.J., 2020. Assessing the sensitivity and repeatability of permanganate oxidizable carbon as a soil health metric: An interlab comparison across soils. *Geoderma* 366, 114235.

Wagai R., Kishimoto-Mo A.W., Yonemura S., Shirato Y., Hiradate S., Yagasaki Y., 2013. Linking temperature sensitivity of soil organic matter decomposition to its molecular structure, accessibility, and microbial physiology. *Global Change Biology* 19, 1114 – 1125.

Wang W.J., Dalal R.C., Moody P.W., Smith C.J., 2003. Relationships of soil respiration to microbial biomass, substrate availability and clay content. *Soil Biology and Biochemistry* 35, 273 – 284.

Wang C.M., Ouyang H., Shao B., Tian Y.Q., Zhao J.G., Xu H.Y., 2006. Soil carbon changes following afforestation with olga bay larch (*Larix olgensis* Henry) in Northeastern China. *Journal of Integrative Plant Biology* 48, 503 – 512.

Wang W., Liu W., Sun W., Zu Y., Cui S., 2008. Influences of forest floor cleaning on the soil respiration and soil physical property of a larch plantation in Northeast China. *Acta Ecologica Sinica* 28, 4750 – 4756.

Wang B., Jiang Y., Wei X., Zhao G., Guo H., Bai X., 2011. Effects of forest type, stand age, and altitude on soil respiration in subtropical forests of China. *Scandinavian Journal of Forest Research* 26, 40 – 47.

Wardle D.A., Ghani A., 1995. A critique of the microbial metabolic quotient (qCO_2) as a bioindicator of disturbance and ecosystem development. *Soil Biology and Biochemistry* 27, 1601 – 1610.

Waring B.G., Averill C., Hawkes C.V., 2013. Differences in fungal and bacterial physiology alter soil carbon and nitrogen cycling: insights from meta-analysis and theoretical models. *Ecology Letters* 16, 887 – 894.

Wei X., Shao M., Fu X., Horton R., Li Y., Zhang X., 2009. Distribution of soil organic C, N and P in three adjacent land use patterns in the northern Loess Plateau, China. *Biogeochemistry* 96, 149 – 162.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Wei Y., Yu L.F., Zhang J.C., Yu Y.C., DeAngelis, D.L., 2011. Relationship between vegetation restoration and soil microbial characteristics in degraded Karst regions. A case study. *Pedosphere* 21, 132 – 138.

Welke S.E., Hope G.D., 2005. Influences of stand composition and age on forest floor processes and chemistry in pure and mixed stands of Douglas – fir and paper birch in interior British Columbia. *Forest Ecology and Management* 219, 29 – 42.

Wellock M.L., LaPerle C.M., Kiely G., 2011. What is the impact of afforestation on the carbon stocks of Irish mineral soils? *Forest Ecology and Management* 262, 1589 – 1596.

Wiesmeier M., Spörlein P., Geuß U., Hangen E., Haug S., Reischl A., Schilling B., von Lutzow M., Kögel – Knabner I., 2012. Soil organic carbon stocks in southeast Germany (Bavaria) as affected by land use, soil type and sampling depth. *Global Change Biology* 18, 2233 – 2245.

Wiesmeier M., Urbanski L., Hobley E., Lang B., von Lützow M., Marin-Spiotta E., van Wesemael B., Rabot E., Ließ M., Garcia-Franco N., Wollschläger U., Vogel H.J., Kögel-Knabner I., 2019. Soil organic carbon storage as a key function of soils - A review of driversand indicators at various scales. *Geoderma* 333, 149 – 162.

Wu J., Joergensen R.G., Pommerening B., Chaussod R., Brookes P.C., 1990. Measurement of soil microbial biomass C- an automated procedure. *Soil Biology and Biochemistry* 22, 1167 – 1169.

Wu J., Zhang Q., Yang F., Lei Y., Zhang Q., Cheng X., 2016. Afforestation impacts microbial biomass and its natural ^{13}C and ^{15}N abundance in soil aggregates in central China. *Science of Total Environment* 568, 52 – 56.

Xiang Y., Liu Y., Yue X., Yao B., Zhang L., He J., Luo Y., Xu X., Zong J., 2021. Factors controlling soil organic carbon and total nitrogen stocks following afforestation with *Robinia pseudoacacia* on cropland across China. *Forest Ecology and Management* 494, 119274.

Xing S.H., Chen C.R., Zhou B.Q., Zhang, H., Nang Z.M., Xu Z.H., 2010. Soil soluble organic nitrogen and active microbial characteristics under adjacent coniferous and broadleaf plantation forests. *Journal of Soils and Sediments* 10, 748 – 757.

Xu X., Inubushi K., Sakamoto K., 2006. Effect of vegetation and temperature on microbial biomass carbon and metabolic quotients of temperate volcanic forest soils *Geoderma* 136, 310 – 319.

USC UNIVERSIDADE

Xu G., Jiang H., Zhang Y. Korpelainen H., Li C., 2013. Effect of warming on extracted soil carbon pools of *Abies faxoniana* forest at two elevations. *Forest Ecology and Management* 310, 357 – 365.

Xu S., Liu L. L., Sayer E. J., 2013. Variability of above-ground litter inputs alters soil physicochemical and biological processes: a meta-analysis of litterfall – manipulation experiments. *Biogeosciences* 10, 7423 – 7433.

Xu W., Wan S., 2008. Water- and plant-mediated responses of soil respiration to topography, fire, and nitrogen fertilization in a semiarid grassland in northern China. *Soil Biology and Biochemistry* 40, 679 – 687.

Yadvinder-Singh, Bijay-Singh, J. Timsina, 2005. Crop Residue Management for Nutrient Cycling and Improving Soil Productivity in Rice-Based Cropping Systems in the Tropics. *Advances in Agronomy* 85, 269 – 407.

Yan M., Zhang X., Zhou G., Gong J., You X., 2011. Temporal and spatial variation in soil respiration of poplar plantations at different developmental stages in Xinjiang, China. *Journal of Arid Environments* 75, 51 – 57.

Yu K., Yao X., Deng Y., Lai Z., Lin L., Liu J., 2019. Effects of stand age on soil respiration in *Pinus massoniana* plantations in the hilly red soil region of Southern China. *Catena* 178, 313 – 321.

Zeng X., Zhang W., Cao J., Liu X., Shen H., Zhao X., 2014. Changes in soil organic carbon, nitrogen, phosphorus, and bulk density after afforestation of the "Beijing – Tianjin Sandstorm Source Control" program in China. *Catena* 118, 186 – 194.

Zhang K., Dang H., Tan S., Cheng X., Zhang, Q., 2010. Change in soil organic carbon following the "grain-for-green" programme in China. *Land Degradation and Development* 21, 13–23.

Zhang W., Gao D., Chen Z., Li H., Deng J., Qiao W., Han X., Yang G., Feng Y., Huang J., 2018. Substrate quality and soil environmental conditions predict litter decomposition and drive soil nutrient dynamics following afforestation on the Loess Plateau of China. *Geoderma* 325, 152 – 161.

Zhang Y., Liao X., Wang Z., Wei X., Jia X., Shao M., 2020. Synchronous sequestration of organic carbon and nitrogen in mineral soils after conversion agricultural land to forest. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 295, 106866.

Zhao M., Zhou J., Kalbitz K., 2008. Carbon mineralization and properties of water – extractable organic carbon in soils of the south Loess Plateau in China. *European Journal of Soil Biology* 44, 158 – 165.

Zhao X., Li F., Zhang W., Ai Z., Shen H., Liu X., Cao J., Manevski K., 2016. Soil respiration at different stand ages (5, 10, and 20/30 years) in coniferous (*Pinus tabulaeformis* Carrière) and deciduous (*Populus davidiana* Dode) plantations in a sandstorm source area. *Forests* 7, 153.

Zhao F., Ren C., Shelton S., Wang Z., Pang G., Chen J., Wang J., 2017. Grazing intensity influence soil microbial communities and their implications for soil respiration. *Agiculture, ecosystems and Environment* 249, 50 – 56.

Zinn Y.L., Resck D.V.S., da Silva J.E., 2002. Soil organic carbon as affected by afforestation with *Eucalyptus* and *Pinus* in the *Cerrado* region of Brazil. *Forest Ecology and Management* 166, 285 – 294.

Zorita Hernández F., 2014. *Forestación de tierras agrícolas: Modificación de las actividades enzimáticas del suelo.* Tesis doctoral. Universidad de Santiago de Compostela. 367 pp.

USC
UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

ANEXOS

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

10. ANEXO I: ESTUDIO GENERAL DE LOS SUELOS FORESTADOS

Tabla 1: Propiedades generales I [pH en agua (pH agua), pH en cloruro potásico (pH KCl), nitrógeno total (Ntotal) y relación carbono – nitrógeno (C/N)] de los suelos de las parcelas forestadas y los de las parcelas de cultivo de origen (CT) utilizados en el estudio general de los suelos forestados; valores medios y valores medios ± desviación estándar (Ntotal). Para cada propiedad, letras iguales indican que no hay diferencias estadísticamente significativas ($p \leq 0,05$) entre los valores medios del suelo forestado y los de su correspondiente suelo control.

Muestra	pH H_2O	pH KCl	Ntotal (%)	C/N
Pontevea (CT)	5,45 a	4,49 a	0,17±0,00 a	12
Pontevea	5,41 a	4,46 a	0,22±0,00 b	13
Río Vea (CT)	5,76 a	4,31 a	0,22±0,01 a	13
Río Vea C	5,68 a	4,36 a	0,36±0,01 b	13
Río Vea C+R	5,49 b	4,60 b	0,23±0,00 a	13
Río Vea R	5,31 c	4,31 a	0,26±0,01 a	14
Laraño 1 (CT)	5,39 a	4,36 a	0,23±0,00 a	11
Laraño 1	5,70 b	4,63 b	0,22±0,00 b	10
Laraño 2 (CT)	5,56 a	4,39 a	0,27±0,00 a	10
Laraño 2	5,40 b	4,26 b	0,19±0,00 b	10
Casal (CT)	5,35 a	4,32 a	0,38±0,00 a	11
Casal C5	4,68 b	4,06 b	0,42±0,00 b	9
Casal C6	4,75 b	4,06 b	0,40±0,00 b	10
Casal C7	4,52 c	4,01 c	0,44±0,02 b	10
Tourís (CT)	4,83 a	4,00 a	0,29±0,03 a	9
Tourís	5,05 b	4,09 b	0,23±0,02 a	13
Bertamiráns (CT)	4,53 a	3,93 a	0,43±0,00 a	12
Bertamiráns	4,33 a	3,82 a	0,39±0,00 b	13
Lamego 1 (CT)	5,03 a	4,15 a	0,49±0,01 a	12
Lamego 1	4,85 a	4,01 b	0,37±0,01 b	12
Lamego 2 (CT)	5,16 a	4,18 a	0,39±0,01 a	14
Lamego 2	4,97 b	4,09 a	0,41±0,01 a	11
Baloira (CT)	4,93 a	3,88 a	0,20±0,00 a	11
Baloira	5,12 b	4,15 b	0,30±0,01 b	11
A Estrada (CT)	5,21 a	4,13 a	0,30±0,02 ab	12
A Estrada A	5,25 a	4,20 b	0,29±0,01 a	12
A Estrada P	4,66 b	3,88 c	0,34±0,01 b	15
A Estrada F	5,07 c	4,13 a	0,43±0,00 c	13
Anllada 1 (CT)	4,89 a	4,10 a	0,24±0,00 a	13
Anllada 1	4,61 b	3,97 b	0,22±0,00 b	12
Anllada 2 (CT)	5,16 a	4,22 abc	0,27±0,01 a	13
Anllada 2 P	4,85 b	4,20 a	0,24±0,00 a	12
Anllada 2 Ci	5,20 a	4,28 b	0,25±0,01 a	12
Anllada 2 R	4,90 c	4,12 c	0,42±0,00 b	13
S. Cristina de Vea (CT)	5,29 a	4,25 a	0,19±0,01a	12
S. Cristina de Vea	5,67 b	4,44 b	0,30±0,01 b	10
Souto de Vea (CT)	5,40 a	4,16 a	0,16±0,00 a	14
Souto de Vea	5,71 b	4,55 b	0,14±0,00 b	17
Rodiño (CT)	5,19 a	4,01 a	0,28±0,00 a	11
Rodino C12	4,71 b	3,66 b	0,50±0,01 b	11
Rodino C5	5,29 c	4,01 a	0,34±0,00 c	12
Burgo (CT)	5,86 a	4,74 a	0,39±0,01 a	12
Burgo Pc	5,62 b	4,44 b	0,30±0,00 b	14
Burgo Al	5,23 c	4,04 c	0,41±0,01 a	11
Noenlle (CT)	5,30 a	4,12 a	0,26±0,00 a	12
Noenlle	5,64 b	4,40 b	0,26±0,01 a	11

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Muestra	pH H_2O	pH KCl	Ntotal (%)	C/N
Loureriro (CT)	6,37 a	5,24 a	0,29±0,00 a	13
Loureiro	5,71 b	4,42 b	0,33±0,00 b	13
Codeso (CT)	5,82 a	4,59 a	0,35±0,01 a	11
Codeso	5,32 b	4,19 b	0,36±0,01 a	12
Ribeira (CT)	5,85 a	4,10 a	0,17±0,01 a	14
Ribeira	5,26 b	3,73 b	0,17±0,00 a	14
Matalobos 1 (CT)	4,53 a	3,34 a	0,46±0,00 a	15
Matalobos 1	4,23 b	3,48 b	0,47±0,00 b	15
Matalobos 2 (CT)	5,04 a	4,00 a	0,49±0,01 a	11
Matalobos 2	4,58 b	3,53 b	0,25±0,00 b	14
Os Outeiros (CT)	5,56 a	4,09 a	0,20±0,00 a	12
Os Outeiros	5,09 b	3,98 b	0,32±0,00 b	14
A Barquiña (CT)	6,42 a	5,09 a	0,19±0,00 a	14
A Barquiña C	5,28 b	4,05 b	0,23±0,00 b	14
A Barquiña P	4,74 c	3,63 c	0,27±0,00 c	14
A Barquiña Cñ	5,11 d	3,84 d	0,25±0,00 d	14

USC
UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Tabla 2: Propiedades generales II [densidad aparente (Dens), clase textural, óxidos amorfos de hierro (Fe_2O_3) y de aluminio (Al_2O_3), fósforo inorgánico extraíble con bicarbonato sódico (Pi)] de los suelos de las parcelas forestadas y los de las parcelas de cultivo de origen (CT) utilizados en el estudio general de los suelos forestados; valores medios (Dens) y valores medios ± desviación estándar. Para cada propiedad, letras iguales indican que no hay diferencias estadísticamente significativas ($p \leq 0,05$) entre los valores medios del suelo forestado y los de su correspondiente suelo control.

Muestra	Dens ($g\ cm^{-3}$)	Clase textural	Fe_2O_3 (%)	Al_2O_3 (%)	Pi ($mg\ kg^{-1}$)
Pontevea (CT)	1,30	Franco arenosa	0,45±0,02 a	0,44±0,03 a	143±1 a
Pontevea	0,94	Franco arenosa	0,57±0,00 b	0,55±0,00 b	129±3 b
Río Vea (CT)	1,13	Franco arenosa	0,43±0,00 a	0,69±0,01 a	60±1 a
Río Vea C	1,17	Franco arenosa	0,58±0,03 b	0,47±0,01 b	156±0 b
Río Vea C+R	0,91	Franco arenosa	0,51±0,01 b	0,47±0,01 b	76±3 c
Río Vea R	0,94	Franco arenosa	0,55±0,01 b	0,45±0,01 b	124±2 d
Laraño 1 (CT)	0,97	Franco arenosa	0,92±0,00 a	0,43±0,00 a	70±0 a
Laraño 1	0,92	Franco arenosa	0,75±0,00 b	0,41±0,00 b	55±2 b
Laraño 2 (CT)	1,14	Franco arenosa	0,55±0,02 a	0,46±0,02 a	57±2 a
Laraño 2	1,01	Franco arenosa	0,60±0,02 a	0,36±0,02 b	38±1 b
Casal (CT)	0,85	Franco arenosa	0,69±0,02 a	1,21±0,03 a	70±1 a
Casal C5	0,82	Franco arenosa	0,82±0,00 b	1,30±0,03 a	21±1 b
Casal C6	0,76	Franco arenosa	0,93±0,03 b	1,46±0,01 b	26±1 c
Casal C7	0,83	Franco arenosa	0,89±0,12 a	1,47±0,01 b	25±1 bc
Tourís (CT)	1,08	Franco arenosa	0,48±0,02 a	0,65±0,00 a	59±1 a
Tourís	1,03	Franco arenosa	0,49±0,00 a	0,66±0,01 a	30±1 b
Bertamiráns (CT)	0,72	Franca	1,11±0,03 a	1,17±0,01 a	158±1 a
Bertamiráns	0,66	Franca	0,89±0,01 b	1,00±0,01 b	193±3 b
Lamego 1 (CT)	0,69	Franco arenosa	0,85±0,04 a	1,39±0,03 a	45±1 a
Lamego 1	0,95	Franco arenosa	0,82±0,01 a	1,38±0,03 a	20±1 b
Lamego 2 (CT)	0,72	Franca	0,98±0,06 a	1,42±0,00 a	20±2 a
Lamego 2	0,64	Franca	1,08±0,02 a	1,55±0,27 a	19±1 a
Baloira (CT)	1,12	Franco arenosa	0,54±0,02 a	0,44±0,04 a	37±1 a
Baloira	0,65	Franco arenosa	0,56±0,02 a	0,43±0,02 a	34±0 a
A Estrada (CT)	0,87	Franco arenosa	0,60±0,02 a	0,57±0,05 a	29±1 a
A Estrada A	0,77	Franco arenosa	0,56±0,02 a	0,66±0,02 a	52±2 b
A Estrada P	1,02	Franco arenosa	0,51±0,03 a	0,74±0,11 a	51±1 b
A Estrada F	0,80	Franco arenosa	0,71±0,05 a	0,580,07 a	23±0 c
Anllada 1 (CT)	0,98	Franco arenosa	0,51±0,01 a	0,38±0,06 a	42±2 a
Anllada 1	0,93	Franco arenosa	0,45±0,01 a	0,34±0,01 a	18±1 b
Anllada 2 (CT)	1,12	Franco arenosa	0,40±0,01 a	0,35±0,03 a	248±16 a
Anllada 2 P	0,87	Franco arenosa	0,33±0,01 b	0,47±0,00 bc	115±8 b
Anllada 2 Ci	1,04	Franco arenosa	0,45±0,03abc	0,39±0,07 ac	157±8 c
Anllada 2 R	1,23	Franco arenosa	0,49±0,00 c	0,40±0,05 ac	73±1 d
S. Cristina de Vea (CT)	1,33	Franco arenosa	0,36±0,02 a	0,31±0,05 a	35±1 a
S. Cristina de Vea	1,01	Franco arenosa	0,67±0,01 b	0,55±0,03 b	95±2 b
Souto de Vea (CT)	1,16	Franco arenosa	0,36±0,00 a	0,44±0,07 a	94±5 a
Souto de Vea	1,29	Franco arenosa	0,46±0,01 b	0,45±0,06 a	224±2 b
Rodiño (CT)	1,01	Franca	0,47±0,03 a	1,20±0,06 a	36±0 a
Rodino C12	0,54	Franco limosa	1,23±0,00 b	0,76±0,05 b	38±0 b
Rodino C5	0,72	Franca	0,53±0,02 a	0,44±0,02 c	14±0 c
Burgo (CT)	1,09	Franca	0,45±0,00 a	1,23±0,01 a	237±1 a
Burgo Pc	0,98	Franca	0,53±0,04 a	0,96±0,04 b	10±0 b
Burgo Al	0,57	Franca	0,94±0,02 b	0,73±0,06 c	11±1 b
Noenlle (CT)	1,30	Franca	0,58±0,06 a	0,71±0,05 a	59±0 a
Noenlle	0,98	Franca	0,63±0,05 a	0,63±0,01 a	58±0 b
Loureriro (CT)	1,00	Franca	0,47±0,02 a	2,28±0,09 a	47±2 a
Loureiro	0,89	Franca	0,46±0,01 a	2,20±0,04 a	38±2 b
Codeso (CT)	0,91	Franca	0,71±0,01 a	1,22±0,03 a	60±2 a
Codeso	0,60	Franca	0,56±0,01 b	0,98±0,01 b	19±0 b

Muestra	Dens (g cm^{-3})	Clase textural	Fe_2O_3 (%)	Al_2O_3 (%)	Pi (mg kg^{-1})
Ribeira (CT)	1,05	Franco arenosa	0,37±0,00 a	0,50±0,00 a	78±4 a
Ribeira	1,03	Franco arenosa	0,20±0,01 b	0,32±0,03 b	15±1 b
Matalobos 1 (CT)	0,63	Franco arenosa	0,36±0,03 a	0,74±0,10 a	6±0 a
Matalobos 1	0,67	Franco arenosa	0,32±0,01 a	0,86±0,08 a	5±0 b
Matalobos 2 (CT)	0,91	Franca	0,50±0,02 a	1,40±0,01 a	9±0 a
Matalobos 2	0,56	Franco arenosa	0,19±0,01 b	0,52±0,02 b	20±0 b
Os Outeiros (CT)	0,92	Franco arenosa	0,43±0,01 a	0,68±0,04 a	88±0 a
Os Outeiros	0,87	Franco arenosa	0,43±0,01 a	0,50±0,02 b	32±1 b
A Barquiña (CT)	1,05	Franco arenosa	0,19±0,00 a	1,05±0,08 a	144±3 a
A Barquiña C	1,09	Franco arenosa	0,18±0,00 b	0,49±0,06 b	50±0 b
A Barquiña P	0,99	Franco arenosa	0,32±0,00 c	0,87±0,04 a	72±0 c
A Barquiña Cñ	0,92	Franco arenosa	0,26±0,00 d	0,90±0,01 a	54±0 d

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Tabla 3: Contenido en carbono total (Ctotal), carbono de la biomasa microbiana (Cbio) y valores de respiración basal (C-CO_2) de los suelos de las parcelas forestadas y los de las parcelas de cultivo de origen (CT) utilizados en el estudio general de los suelos forestados. Valores medios ± desviación estándar y porcentaje de variación del suelo de la parcela forestada con respecto al de la correspondiente parcela control. Para cada propiedad, letras iguales indican que no hay diferencias estadísticamente significativas ($p \leq 0,05$) entre los valores medios del suelo forestado y los de su correspondiente suelo control.

Muestra	Ctotal (%)	%	Cbio (mg kg^{-1})	%	C-CO_2 (mg kg^{-1} 10 $días^{-1}$)	%
Pontevea (CT)	1,99±0,10 a		191±44 a		97±3 a	
Pontevea	2,82±0,10 b	42	334±47 b	74	207±5 b	114
Río Vea (CT)	2,95±0,08 a		268±49 a		104±8 a	
Río Vea C	4,54±0,11 b	54	323±29 b	20	177±1 b	70
Río Vea C+R	2,97±0,41 a	1	326±25 b	22	167±15 b	61
Río Vea R	3,57±0,06 c	21	372±19 c	39	141±4 c	36
Laraño 1 (CT)	2,47±0,09 a		300±38 a		140±6 a	
Laraño 1	2,21±0,26 a	-11	259±25 b	-14	180±16 b	28
Laraño 2 (CT)	2,70±0,06 a		406±26 a		209±7 a	
Laraño 2	1,80±0,10 b	-33	136±30 b	-67	108±12 b	-48
Casal (CT)	4,02±0,20 a		307±26 a		114±3 a	
Casal C5	3,98±0,18 a	-1	228±20 b	-26	100±6 b	-12
Casal C6	4,16±0,10 ab	4	257±26 c	-17	89±13 bc	-22
Casal C7	4,40±0,21 b	10	199±21 d	-35	76±7 c	-33
Tourís (CT)	2,62±0,07 a		199±26 a		59±5 a	
Tourís	2,98±0,14 b	14	366±26 b	84	147±8 b	150
Bertamiráns (CT)	5,28±0,14 a		224±50 a		270±16 a	
Bertamiráns	5,19±0,03 a	-2	203±28 a	-9	194±8 b	-28
Lamego 1 (CT)	5,92±0,27 a		509±28 a		332±5 a	
Lamego 1	4,53±0,38 b	-23	220±53 b	-57	166±7 b	-50
Lamego 2 (CT)	5,26±0,31 a		300±31 a		146±3 a	
Lamego 2	4,67±0,32 b	-11	222±22 b	-26	86±8 b	-41
Baloira (CT)	2,10±0,15 a		191±21 a		102±7 a	
Baloira	3,25±0,12 b	55	518±38 b	172	298±8 b	191
A Estrada (CT)	3,52±0,15 a		283±23 a		156±4 a	
A Estrada A	3,45±0,04 a	-2	408±42 b	44	197±12 b	27
A Estrada P	5,13±0,49 bc	46	376±10 c	33	102±5 c	-34
A Estrada F	5,41±0,14 c	54	788±49 d	179	282±11 d	81
Anllada 1 (CT)	3,07±0,13 a		273±20 a		212±16 a	
Anllada 1	2,64±0,03 b	-14	427±61 b	56	169±10 b	-20
Anllada 2 (CT)	3,34±0,14 a		285±24 a		264±21 a	
Anllada 2 P	2,96±0,21 b	-11	351±35 b	23	170±16 b	-36
Anllada 2 Ci	3,11±0,19 ab	-7	232±32 c	-18	134±12 c	-49
Anllada 2 R	5,27±0,14 c	58	694±26 d	144	530±4 d	101
S. Cristina de Vea (CT)	2,20±0,29 a		246±25 a		159±10 a	
S. Cristina de Vea	2,92±0,11 b	33	251±38 a	2	199±5 b	25
Souto de Vea (CT)	2,31±0,11 a		116±21 a		120±5 a	
Souto de Vea	2,34±0,05 a	1	133±19 a	14	175±16 b	46
Rodiño (CT)	3,10±0,08 a		512±51 a		267±14 a	
Rodino C12	5,40±0,19 b	74	702±52 b	37	350±12 b	31
Rodino C5	3,95±0,05 c	28	873±73 c	71	409±15 c	53
Burgo (CT)	4,65±0,01 a		238±15 a		116±4 a	
Burgo Pc	3,99±0,04 b	-14	354±46 b	48	318±13 b	174
Burgo Al	4,47±0,02 c	-4	508±25 c	113	385±11 c	232
Noenlle (CT)	2,99±0,08 a		441±25 a		232±3 a	
Noenlle	2,98±0,09 a	0	461±36 a	5	245±5 b	6
Loureriro (CT)	3,66±0,05 a		247±31 a		208±16 a	
Loureiro	4,25±0,06 b	16	228±57 a	-8	271±13 b	30
Codeso (CT)	3,92±0,05 a		308±21 a		206±5 a	
Codeso	4,35±0,08 b	11	470±43 b	53	317±11 b	54

USC

Muestra	Ctotal (%)	%	Cbio (mg kg^{-1})	%	C-CO_2 (mg kg^{-1} 10 $días^{-1}$)	%
Ribeira (CT)	2,45±0,02 a		265±49 a		146±7 a	
Ribeira	2,46±0,10 a	1	212±40 b	-20	122±7 b	-17
Matalobos 1 (CT)	6,99±0,06 a		641±30 a		404±32 a	
Matalobos 1	7,15±0,02 b	2	608±72 a	-5	239±7 b	-41
Matalobos 2 (CT)	5,65±0,21 a		722±80 a		707±17 a	
Matalobos 2	3,40±0,03 b	-40	390±23 b	-46	190±8 b	-73
Os Outeiros (CT)	2,52±0,10 a		224±34 a		153±15 a	
Os Outeiros	4,45±0,10 b	77	516±57 b	131	330±10 b	116
A Barquiña (CT)	2,60±0,07 a		287±32 a		260±3 a	
A Barquiña C	3,29±0,08 b	27	331±30 b	15	213±5 b	-18
A Barquiña P	3,81±0,12 c	47	311±69 ab	8	156±10 c	-40
A Barquiña Cñ	3,56±0,05 d	37	366±54 b	28	147±3 d	-43

USC
UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Tabla 4: Coeficiente microbiano (*q*mic), coeficiente respiratorio (*q*R) y coeficiente metabólico (qCO_2) de los suelos de las parcelas forestadas y los de las parcelas de cultivo de origen (CT) utilizados en el estudio general de los suelos forestados. Valores medios ± desviación estándar y porcentaje de variación del suelo de la parcela forestada con respecto al de la correspondiente parcela control. Para cada propiedad, letras iguales indican que no hay diferencias estadísticamente significativas ($p \leq 0,05$) entre los valores medios del suelo forestado y los de su correspondiente suelo control.

Muestra	*q*mic (mg Cbio g^{-1} C)	%	*q*R (mg C-CO_2 g^{-1} C)	%	qCO_2 (µg C-CO_2 mg Cbio^{-1} h^{-1})	%
Pontevea (CT)	9,63		4,88		2,11	
Pontevea	11,85	23	7,36	51	2,59	23
Río Vea (CT)	9,09		3,53		1,62	
Río Vea C	7,10	-22	3,89	10	2,28	41
Río Vea C+R	10,94	20	5,61	59	2,14	32
Río Vea R	10,40	14	3,96	12	1,59	-2
Laraño 1 (CT)	12,17		5,69		1,95	
Laraño 1	11,76	-3	8,18	44	2,90	49
Laraño 2 (CT)	15,06		7,75		2,14	
Laraño 2	7,51	-50	6,01	-22	3,33	55
Casal (CT)	7,65		2,84		1,55	
Casal C5	5,72	-25	2,51	-12	1,83	18
Casal C6	6,17	-19	2,13	-25	1,44	-7
Casal C7	4,51	-41	1,73	-39	1,60	3
Tourís (CT)	7,60		2,24		1,23	
Tourís	12,30	62	4,94	120	1,67	36
Bertamiráns (CT)	4,25		5,11		5,01	
Bertamiráns	3,92	-8	3,73	-27	3,97	-21
Lamego 1 (CT)	8,60		5,61		2,72	
Lamego 1	4,85	-44	3,66	-35	3,15	16
Lamego 2 (CT)	5,70		2,77		2,02	
Lamego 2	4,75	-17	1,83	-34	1,61	-20
Baloira (CT)	9,08		4,87		2,24	
Baloira	15,93	75	9,17	88	2,40	7
A Estrada (CT)	8,04		4,43		2,30	
A Estrada A	11,84	47	5,72	29	2,01	-12
A Estrada P	7,33	-9	2,00	-55	1,13	-51
A Estrada F	14,58	81	5,22	18	1,49	-35
Anllada 1 (CT)	8,91		6,90		3,23	
Anllada 1	16,18	82	6,41	-7	1,65	-49
Anllada 2 (CT)	8,52		7,90		3,86	
Anllada 2 P	11,86	39	5,73	-27	2,02	-48
Anllada 2 Ci	7,49	-12	4,31	-45	2,40	-38
Anllada 2 R	13,16	54	10,06	27	3,19	-18
S. Cristina de Vea (CT)	11,16		7,23		2,70	
S. Cristina de Vea	8,60	-23	6,81	-6	3,30	22
Souto de Vea (CT)	5,02		5,17		4,29	
Souto de Vea	5,68	13	7,48	45	5,49	28
Rodiño (CT)	16,52		8,62		2,17	
Rodino C12	13,00	-21	6,47	-25	2,07	-5
Rodino C5	22,09	34	10,34	20	1,95	-10
Burgo (CT)	5,12		2,49		2,03	
Burgo Pc	8,86	73	7,97	219	3,75	85
Burgo Al	11,37	122	8,62	245	3,16	56
Noenlle (CT)	14,73		7,74		2,19	
Noenlle	15,48	5	8,22	6	2,21	1
Loureriro (CT)	6,76		5,69		3,51	
Loureiro	5,35	-21	6,36	12	4,96	41

USC

Muestra	***q*mic (mg Cbio g^{-1} C)**	**%**	***q*R (mg C-CO_2 g^{-1} C)**	**%**	***q*CO_2 (µg C-CO_2 mg $Cbio^{-1}$ h^{-1})**	**%**
Codeso (CT)	7,86		5,25		2,78	
Codeso	10,80	37	7,28	39	2,81	1
Ribeira (CT)	10,84		5,97		2,30	
Ribeira	8,62	-20	4,94	-17	2,39	4
Matalobos 1 (CT)	9,18		5,78		2,62	
Matalobos 1	8,50	-7	3,34	-42	1,64	-38
Matalobos 2 (CT)	12,77		12,52		4,08	
Matalobos 2	11,46	-10	5,59	-55	2,03	-50
Os Outeiros (CT)	8,89		6,09		2,85	
Os Outeiros	11,59	30	7,42	22	2,67	-7
A Barquiña (CT)	11,04		10,00		3,77	
A Barquiña C	10,05	-9	6,45	-35	2,68	-29
A Barquiña P	8,17	-26	4,10	-59	2,09	-45
A Barquiña Cñ	10,26	-7	4,13	-59	1,68	-56

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Tabla 5: Contenido en carbono extraíble en sulfato potásico (C-sulfato) y carbono oxidable con permanganato potásico (C-permanganato) de los suelos de las parcelas forestadas y los de las parcelas de cultivo de origen (CT) utilizados en el estudio general de los suelos forestados. Valores medios ± desviación estándar y porcentaje de variación del suelo de la parcela forestada con respecto al de la correspondiente parcela control. Para cada propiedad, letras iguales indican que no hay diferencias estadísticamente significativas ($p \leq 0,05$) entre los valores medios del suelo forestado y los de su correspondiente suelo control.

Muestra	C-sulfato (mg kg^{-1})	%	C-permanganato (mg kg^{-1})	%
Pontevea (CT)	128±8 a		1817±61 a	
Pontevea	109±12 b	-15	2876±7 b	58
Río Vea (CT)	126±6 a		2877±74 a	
Río Vea C	129±9 a	3	3788±75 b	32
Río Vea C+R	105±6 b	-17	3437±75 c	19
Río Vea R	126±6 a	0	3556±45 bc	24
Laraño 1 (CT)	109±11 a		2745±185 a	
Laraño 1	89±9 b	-18	2944±59 a	7
Laraño 2 (CT)	117±9 a		3272±0 a	
Laraño 2	116±9 a	0	1964±43 b	-40
Casal (CT)	141±5 a		4062±47 a	
Casal C5	241±8 b	71	3389±12 b	-17
Casal C6	239±7 bc	69	3717±52 c	-8
Casal C7	215±5 d	52	3847±54 ac	-5
Tourís (CT)	142±7 a		2641±192 a	
Tourís	141±4 a	-1	3420±1 b	29
Bertamiráns (CT)	213±5 a		5021±80 a	
Bertamiráns	167±4 b	-21	5556±103 b	11
Lamego 1 (CT)	231±7 a		6136±90 a	
Lamego 1	231±7 a	0	3578±40 b	-42
Lamego 2 (CT)	172±10 a		4355±117 a	
Lamego 2	189±10 b	10	3660±62 b	-16
Baloira (CT)	140±7 a		2094±32 a	
Baloira	141±1 a	1	3600±20 b	72
A Estrada (CT)	148±8 a		3574±89 a	
A Estrada A	138±3 b	-7	2860±174 b	-20
A Estrada P	176±3 c	19	3733±15 a	4
A Estrada F	171±14 c	15	4782±213 c	34
Anllada 1 (CT)	178±1 a		2671±24 a	
Anllada 1	190±15 b	7	3030±226 a	13
Anllada 2 (CT)	126±11 a		3826±1006 ab	
Anllada 2 P	165±15 b	31	2745±32 a	-28
Anllada 2 Ci	103±9 c	-18	2557±163 a	-33
Anllada 2 R	197±9 d	57	5282±31 b	38
S. Cristina de Vea (CT)	97±4 a		1636±7 a	
S. Cristina de Vea	104±7 b	7	2432±41 b	49
Souto de Vea (CT)	104±6 a		1950±18 a	
Souto de Vea	50±2 b	-52	2371±72 b	22
Rodiño (CT)	209±18 a		2985±96 a	
Rodino C12	285±21 b	36	6169±1063 ab	107
Rodino C5	223±21 a	7	4978±49 b	67
Burgo (CT)	103±5 a		4711±78 a	
Burgo Pc	158±11 b	53	4260±123 b	-10
Burgo Al	136±8 c	32	4993±51 a	6
Noenlle (CT)	138±8 a		2857±69 a	
Noenlle	99±11 b	-28	3260±71 b	14
Loureriro (CT)	121±12 a		3895±24 a	
Loureiro	170±4 b	41	4623±134 b	19
Codeso (CT)	126±2 a		4420±37 a	
Codeso	132±10 a	5	5072±8 b	15

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Muestra	C-sulfato (mg kg^{-1})	%	C-permanganato (mg kg^{-1})	%
Ribeira (CT)	138±8 a		2324±31 a	
Ribeira	99±11 b	-28	2580±12 b	11
Matalobos 1 (CT)	121±12 a		8496±88 a	
Matalobos 1	170±4 b	41	7588±1266 a	-11
Matalobos 2 (CT)	126±2 a		5236±65 a	
Matalobos 2	132±10 a	5	3721±144 b	-29
Os Outeiros (CT)	104±10 a		2698±219 a	
Os Outeiros	136±10 b	31	6017±210 b	123
A Barquiña (CT)	73±7 a		2960±33 a	
A Barquiña C	136±5 b	87	3900±15 b	32
A Barquiña P	169±11 c	132	3892±83 b	31
A Barquiña Cñ	174±10 c	138	3579±30 c	21

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Tabla 6: Contenido en las diferentes formas de carbono soluble en agua fría y en agua caliente analizadas: carbono total (Ct fría y cal), carbono en forma de carbohidratos reactivos a la antrona (C-CH fría y cal) y compuestos de tipo polifenólico reactivos al Folin – Ciocalteu (C-PP fría y cal) de los suelos de las parcelas forestadas y los de las parcelas de cultivo de origen (CT) utilizados en el estudio general de los suelos forestados. Valores medios ± desviación estándar y porcentaje de variación del suelo de la parcela forestada con respecto al de la correspondiente parcela control. Para cada propiedad, letras iguales indican que no hay diferencias estadísticamente significativas ($p \leq 0,05$) entre los valores medios del suelo forestado y los de su correspondiente suelo control.

Muestra	Extracción agua fría (mg kg^{-1})						Extracción agua cal (mg kg^{-1})					
	Ct fría	%	C-CH fría	%	C-PP fría	%	Ct cal	%	C-CH cal	%	C-PP cal	%
Pontevea (CT)	104±5 a		63±2 a		15±1 a		713±10 a		158±0 a		81±3 a	
Pontevea	121±1 b	16	44±1 b	-30	7±0 b	-49	673±14 b	-6	106±4 b	-33	62±5 b	-23
Río Vea (CT)	172±7 a		59±2 a		14±1 a		891±25 a		164±9 a		88±4 a	
Río Vea C	132±2 b	-24	45±2 b	-23	10±0 b	-29	757±11 b	-15	127±11 b	-23	69±4 b	-22
Río Vea C+R	157±7 a	-9	63±1 a	7	16±1 ac	11	1203±1 c	35	167±2 a	2	97±2 c	10
Río Vea R	210±6 c	22	82±3 c	40	17±1 c	17	1093±10 d	23	243±4 c	48	98±1 c	11
Laraño 1 (CT)	151±22 a		48±1 a		11±0 a		836±12 a		154±3 a		70±2 a	
Laraño 1	225±11 b	49	46±0 b	-6	1±0 b	-87	887±12 b	6	157±1 a	2	89±1 b	27
Laraño 2 (CT)	215±8 a		61±1 a		20±0 a		1377±6 a		243±3 a		137±3 a	
Laraño 2	113±2 b	-47	32±0 b	-49	10±0 b	-49	774±11 b	-44	124±4 b	-49	68±3 b	-51
Casal (CT)	208±13 a		59±3 a		9±0 a		807±11 a		207±3 a		72±1 a	
Casal C5	192±7 a	-8	53±0 b	-10	4±0 b	-52	484±14 b	-40	156±3 b	-25	36±1 b	-49
Casal C6	172±3 b	-17	50±1 c	-15	2±0 c	-82	533±8 c	-34	155±3 b	-25	41±1 c	-42
Casal C7	204±16 a	-2	42±1 d	-29	2±0 c	-74	614±13 d	-24	148±7 b	-28	37±1 b	-49
Tourís (CT)	239±9 a		43±1 a		4±0 a		641±14 a		147±3 a		54±4 a	
Tourís	303±0 b	27	69±0 b	63	11±1 b	196	962±14 b	50	231±6 b	57	84±1b	57
Bertamiráns (CT)	215±6 a		78±0 a		8±1 a		849±18 a		238±3 a		73±2 a	
Bertamiráns	208±6 a	-3	73±5 a	-6	10±0 b	30	960±3 b	13	228±6 a	-4	89±2 b	22
Lamego 1 (CT)	288±6 a		118±1 a		14±1 a		1291±14 a		357±9 a		98±0 a	
Lamego 1	149±3 b	-48	63±2 b	-47	5±0 b	-66	612±13 b	-53	162±2 b	-55	40±1 b	-59
Lamego 2 (CT)	196±2 a		84±2 a		7±0 a		803±11 a		215±2 a		54±1 a	
Lamego 2	121±4 b	-38	72±3 b	-15	3±0 b	-53	576±11 b	-28	174±4 b	-19	29±1 b	-46
Baloira (CT)	165±2 a		37±0 a		8±1 a		662±11 a		150±1 a		23±1 a	
Baloira	283±1 b	71	100±2 b	168	18±1 b	123	1449±9 b	119	331±1 b	120	24±1 a	4
A Estrada (CT)	176±8 a		48±3 a		11±0 a		915±3 a		213±1 a		27±1 a	
A Estrada A	252±2 b	43	68±4 b	42	13±1 b	22	1047±4 b	14	241±3 b	13	23±1 b	-17
A Estrada P	126±4 c	-28	60±0 c	25	8±0 c	-23	872±11 c	-5	235±5 ab	10	19±1 c	-32
A Estrada F	299±5 d	70	143±8 d	198	19±0 d	78	1711±29 d	87	427±3 c	100	44±0 d	60
Anllada 1(CT)	222±8 a		64±1 a		25±0 a		1064±10 a		227±3 a		88±1 a	
Anllada 1	252±8 b	13	92±1 b	42	58±1 b	128	1168±30 b	10	271±2 b	20	91±1 b	3
Anllada 2 (CT)	201±4 a		56±1 a		35±0 a		1262±2 a		231±1 a		119±1 a	
Anllada 2 P	231±6 b	15	84±1 b	50	43±1 b	22	1074±11 b	-15	245±1 b	6	90±2 b	-25
Anllada 2 Ci	166±5 c	-17	44±2 c	-21	35±1 a	0	1058±11 b	-16	196±3 c	-15	92±0 b	-23
Anllada 2 R	377±4 d	88	173±5 d	208	67±1 c	93	2471±3 c	96	674±9 d	192	186±2 c	56
S. Cristina de Vea (CT)	123±4 a		42±0 a		7±1 a		777±18 a		140±1 a		46±0 a	
S. Cristina de Vea	209±6 b	70	55±1 b	31	12±1 b	82	953±19 b	23	172±1 b	23	71±0 b	53
Souto de Vea (CT)	158±9 a		38±1 a		9±0 a		905±20 a		140±1 a		54±1 a	
Souto de Vea	211±4 b	34	33±0 b	-13	9±0 a	5	1000±20 b	10	122±0 b	-13	63±1 b	16
Rodiño (CT)	201±2 a		78±0 a		7±0 a		985±26 a		206±0 a		49±1 a	
Rodino C12	419±2 b	108	171±1 b	118	19±1 b	169	1814±3 b	84	455±6 b	121	125±0 b	156
Rodino C5	323±3 c	61	143±0 c	82	19±0 b	181	1839±9 c	87	368±7 c	79	129±1 c	164
Burgo (CT)	136±6 a		36±1 a		12±0 a		1080±14 a		135±1 a		80±2 a	
Burgo Pc	114±4 b	-16	74±0 b	104	9±0 b	-25	911±32 b	-16	196±1 b	45	62±1 b	-23
Burgo Al	325±8 c	138	152±2 c	318	10±1 b	-17	1423±14 c	32	338±9 c	150	88±1 c	11
Noenlle (CT)	207±5 a		66±1 a		11±0 a		926±15 a		218±2 a		65±2 a	
Noenlle	290±9 b	40	75±0 b	13	12±1 a	12	958±3 b	4	222±3 a	2	69±1 b	6
Loureriro (CT)	194±5 a		37±0 a		8±0 a		617±5 a		126±0 a		49±0 a	
Loureiro	386±4 b	100	66±0 b	78	10±0 b	23	869±4 b	41	202±1 b	60	60±2 b	23
Codeso (CT)	206±14 a		48±0 a		9±0 a		731±3 a		176±1 a		65±2 a	
Codeso	402±17 b	95	117±2 b	143	12±0 b	34	1253±7 b	71	355±1 b	101	69±0 b	6

Muestra	Extracción agua fría (mg kg^{-1})						Extracción agua cal (mg kg^{-1})					
	Ct fría	**%**	**C-CH fría**	**%**	**C-PP fría**	**%**	**Ct cal**	**%**	**C-CH cal**	**%**	**C-PP cal**	**%**
Ribeira (CT)	152±12 a		36±0 a		12±1 a		980±19 a		133±1 a		58±1 a	
Ribeira	143±5 a	-6	44±1 b	22	11±0 a	-6	783±16 b	-20	154±0 b	16	67±1 b	15
Matalobos 1 (CT)	278±7 a		92±1 a		16±1 a		2166±9 a		522±41 a		173±1 a	
Matalobos 1	384±0 b	38	92±1 b	0	14±1 a	-14	1896±17 b	-12	437±18 b	-16	128±1 b	-26
Matalobos 2 (CT)	236±6 a		116±0 a		7±0 a		1068±0 a		341±34 a		79±1 a	
Matalobos 2	192±7 b	-19	72±1 b	-38	11±1 b	52	1098±23a	3	278±27 a	-18	89±1 b	13
Os Outeiros (CT)	34±1 a		13±0 a		6±0 a		789±4 a		138±1 a		56±4 a	
Os Outeiros	107±1 b	215	7±0 b	-49	6±1 a	-1	1184±9 b	50	273±1 a	98	93±5 b	65
A Barquiña (CT)	122±2 a		24±0 a		9±1 a		977±8 a		139±1 a		112±1 a	
A Barquiña C	111±2 b	-8	9±0 b	-63	9±0 a	-5	968±10 a	-1	189±2 b	36	70±3 b	-38
A Barquiña P	22±1 c	-82	3±0 c	-88	12±1 b	25	797±0 b	-18	180±1 c	29	51±1 c	-54
A Barquiña Cñ	112±3 b	-8	10±1 b	-57	10±1 ab	3	777±4 c	-20	164±1 d	17	47±2 d	-58

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Tabla 7: Contenido en las diferentes formas de carbono extraíble en ácido sulfúrico (H_2SO_4) 5 N (FI) y 26 N (FII) analizadas: carbono total (Ct FI y FII), carbono en forma de carbohidratos reactivos a la antrona (C-C-CH FI y FII) y compuestos de tipo polifenólico reactivos al Folin – Ciocalteu (C-PP FI y FII) de los suelos de las parcelas forestadas y los de las parcelas de cultivo de origen (CT) utilizados en el estudio general de los suelos forestados; valores medios ± desviación estándar y porcentaje de variación del suelo de la parcela forestada con respecto al de la correspondiente parcela control. Para cada propiedad, letras iguales indican que no hay diferencias estadísticamente significativas ($p \leq 0,05$) entre los valores medios del suelo forestado y los de su correspondiente suelo control.

	Ct FI	**%**	**C-CH FI**	**%**	**C-PP FI**	**%**	**Ct FII**	**%**	**C-CH FII**	**%**	**C-PP FII**	**%**
Pontevea (CT)	3647±352 a		569±37 a		219±18 a		5535±317 a		1098±95 a		625±13 a	
Pontevea	4496±122 b	23	602±34 a	6	270±5 b	23	7374±510 b	33	1568±86 b	43	712±4 b	14
Río Vea (CT)	4983±60 a		642±15 a		298±12 a		6594±246 a		1265±50 a		556±43 ac	
Río Vea C	2691±7 b	-46	488±28 b	-24	416±24 b	40	4121±36 b	-37	1223±46 a	-3	644±47 a	16
Río Vea C+R	5246±146 c	5	683±22 a	6	357±24 c	20	7501±587 a	14	1503±30 b	19	900±20 b	62
Río Vea R	7238±160 d	45	1444±42 c	125	311±26ac	4	7271±538 a	10	1747±28 c	38	534±29 c	-4
Laraño 1 (CT)	4389±223 a		708±16 a		132±0 a		6487±493 a		1282±21 a		766±30 a	
Laraño 1	4280±139 a	-3	643±43 a	-9	299±35 b	126	5908±107 a	-9	1393±22 b	9	678±40 b	-11
Laraño 2 (CT)	4693±207 a		653±40 a		303±22 a		6966±323 a		1829±88 a		767±64 a	
Laraño 2	3405±73 b	-27	455±34 b	-30	190±4 b	-37	4915±291 b	-29	1018±31 b	-44	609±22 b	-21
Casal (CT)	6452±332 abc		1088±41 a		523±9 a		8538±747 ab		1659±22 a		726±20 a	
Casal C5	7827±586 a	21	1211±53 b	11	451±40 b	-14	7793±127 a	-9	1640±53 ab	-1	593±21 b	-18
Casal C6	8559±187 b	33	1439±48 c	32	466±19 b	-11	9092±798 b	6	1715±54 a	3	702±14 ac	-3
Casal C7	8282±184 c	28	1046±24 a	-4	276±12 c	-47	8024±160 ab	-6	1842±78 b	11	690±9 c	-5
Tourís (CT)	5085±285 a		752±42 a		171±8 a		6195±52 a		1124±25 a		621±15 a	
Tourís	5253±355 a	3	916±4 b	22	400±22 b	133	7556±285 b	22	1724±125 b	53	595±30 a	-4
Bertamiráns (CT)	8151±209 a		1572±105a		716±52 a		9980±100 a		2741±156 a		1032± 85 a	
Bertamiráns	7585±415 a	-7	1297±66 b	-17	665±31 a	-7	9988±45 a	0	2398±136 b	-12	1007±28 a	-2
Lamego 1 (CT)	10930±290 a		1858±155 a		741±23 a		11852±79 a		3284±120 a		898±42 a	
Lamego 1	8296±220 b	-24	1106±35 b	-40	186±19 b	-75	7191±212 b	-39	2145±40 b	-35	657±8 b	-27
Lamego 2 (CT)	9376±79 a		1249±39 a		240±24 a		10839±827 a		2956±58 a		821±26 a	
Lamego 2	10699±147 b	14	1666±99 b	33	734±23 b	206	8311±19 b	-23	2008±45 b	-32	623±14 b	-24
Baloira (CT)	3324±134 a		559±12 a		474±11 a		5874±161 a		1093±59 a		618±28 a	
Baloira	4847±102 b	46	1165±21 b	108	685±44 b	44	9567±144 b	63	2110±49 b	93	830±27 b	34
A Estrada (CT)	4747±393 a		1051±25 a		554±22 a		7794±166 a		1889±94 a		709±35 a	
A Estrada A	4786±352 a	1	956±42 b	-9	556±26 a	0	8047±91 a	3	1774±49 a	-6	748±32 a	6
A Estrada P	6799±602 b	43	1045±90 ab	-1	603±31 a	9	8653±749 a	11	1920±80 a	2	753±44 a	6
A Estrada F	7001±151 b	47	1696±55 c	61	658±8 b	19	13336±148 b	71	3551±112 b	88	1016±48 b	43
Anllada 1 (CT)	4052±371 a		704±37 a		500±35 a		7865±224 a		1819±186 a		975±33 a	
Anllada 1	3917±120 a	-3	647±42 a	-8	494±26 a	-1	5829±39 b	-26	1682±81 a	-8	975±12 a	0
Anllada 2 (CT)	3268±174 a		656±27 a		527±9 a		7735±145 a		1980±119 a		962±30 a	
Anllada 2 P	3897±27 a	19	650±28 a	-1	571±0 b	8	5841±7 b	-24	1776±170 ab	-10	979±47 a	2
Anllada 2 Ci	2902±148 b	-11	602±55 a	-8	488±0 c	-7	7506±11 a	-3	1512±135 b	-24	878±51 a	-9
Anllada 2 R	5319±151 b	63	1510±136 b	130	696±12 d	32	13287±10 c	72	4211±264 c	113	1323±73 b	38
S. Cristina de Vea (CT)	3418±232 a		455±23 a		117±3 a		4668±185 a		1120±18 a		514±27 a	
S. Cristina de Vea	5908±109 b	73	493±37 a	8	400±24 b	241	7660±94 b	64	1234±55 b	10	411±18 b	-20
Souto de Vea (CT)	3294±177 a		476±37 a		132±7 a		4478±43 a		1046±56 a		542±28 a	
Souto de Vea	2546±210 b	-23	375±14 b	-21	126±0 a	-5	5019±224 b	12	840±24 b	-20	442±20 b	-19
Rodiño (CT)	6938±629 a		1122±66 a		482±44 a		9148±760 a		1987±77 a		746±2 a	
Rodino C12	11252±99 b	62	2292±25 b	104	523±20 a	8	18512±1841 b	102	4128±61 b	108	1391±22 b	87
Rodino C5	7455±169 a	7	1462±39 c	30	330±29 b	-32	10741±293 c	17	3411±44 c	72	1300±90 b	74
Burgo (CT)	6897±246 a		1092±48 ab		520±19 a		16430±119 a		1809±94 a		841±64 a	
Burgo Pc	7151±308 a	4	1169±21 a	7	415±12 b	-20	11624±513 b	-29	2348±103 b	30	850±11 a	1
Burgo Al	10435±1035 b	51	1086±29 b	-1	517±8 a	-1	15427±20 c	-6	3828±71 c	112	1445±56 b	72
Noenlle (CT)	5078±531 a		925±27 a		429±28 a		8464±342 a		1680±16 a		926±55 a	
Noenlle	4455±230 a	-12	843±32 b	-9	391±19 b	-9	8532±160 a	1	2102±12 b	25	1046±14 b	13
Loureriro (CT)	7300±262 a		1001±46 a		353±28 a		8915±313 a		2419±60 a		1012±16 a	
Loureiro	8706±264 b	19	1370±47 b	37	317±14 a	-10	8362±160 a	-6	2317±50 a	-4	898±19 b	-11
Codeso (CT)	8175±232 a		1156±37 a		912±75 a		9288±113 a		1972±109 a		909±38 a	
Codeso	7692±69 b	-6	1117±27 a	-3	523±11 b	-43	10989±102 b	18	2797±38 b	42	1075±17 b	18
Ribeira (CT)	4323±247 a		569±20 a		200±1 a		4100±210 a		1236±56 a		586±49 a	
Ribeira	3147±268 b	-27	474±32 b	-17	106±3 b	-47	6145±300 b	50	1332±64 a	8	656±52 a	12
Matalobos 1 (CT)	9771±385 a		1575±39 a		315±24 a		12633±1040 a		3795±103 a		1142±31 a	
Matalobos 1	9373±231 a	-4	1733±52 b	10	386±10 b	23	14236±291 a	13	4266±144 b	12	1148±63 a	0
Matalobos 2 (CT)	10811±177 a		1844±34 a		361±1 a		13901±41 a		3745±73 a		1235±22 a	
Matalobos 2	6935±247 b	-36	794±57 b	-57	224±15 b	-38	8053±128 b	-42	2068±41 b	-45	1039±67 b	-16

	Ct FI	%	C-CH FI	%	C-PP FI	%	Ct FII	%	C-CH FII	%	C-PP FII	%
Os Outeiros (CT)	6190±127 a		535±36 a		201±23 a		4395±220 a		1292±110 a		689±36 a	
Os Outeiros	10041±52 b	62	976±46 b	82	233±11 a	16	5870±349 b	34	2368±83 b	83	892±87 b	30
A Barquiña (CT)	4145±9 a		424±3 a		164±15 a		3626±242 a		1232±104 a		537±50 a	
A Barquiña C	6162±50 b	49	608±5 b	43	223±23 b	36	4490±195 b	24	1800±87 b	46	809±64 b	51
A Barquiña P (CT)	8050±114 c	94	738±30 c	74	232±3 b	42	6372±638 c	76	1745±146 bc	42	652±52 ac	21
A Barquiña Cñ	8004±31c	93	626±12 b	48	276±21 c	69	6678±543 c	84	1520±59 c	23	705±54 bc	31

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

11. ANEXO II: ESTUDIO DE LA INFLUENCIA DE LA FORESTACIÓN SOBRE LA MATERIA ORGÁNICA A LO LARGO DEL PERFIL DEL SUELO

Tabla 1: Propiedades generales [nitrógeno total (Ntotal), pH en cloruro potásico (pH KCl) y densidad aparente (Da.)] de las diferentes capas (entre 0 y 90/100 cm) de los suelos de las parcelas forestadas y las de cultivo de Laraño y Pontevea. Valores medios ± desviación estándar; valores de Ntotal expresados tanto por unidad de peso como de volumen. Letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre las diferentes capas de un mismo perfil ($p \leq 0,05$). Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre capas similares del suelo de cultivo y del forestado de cada uno de los sitios ($p \leq 0,05$).

Parcela	Profundidad (cm)	Ntotal (%)	Ntotal (mg cm^{-3})	pH KCl	Dens (g cm^{-3})
Laraño cultivo	**0 – 10**	A 0,19 ± 0,00 a	A 2,00 ± 0,03 a	A 4,19 ± 0,01 a	A 1,03 ± 0,02 a
	10 – 20	A 0,19 ± 0,00 a	A 1,94 ± 0,04 a	B 4,32 ± 0,01 a	A 1,03 ± 0,04 a
	20 – 30	B 0,16 ± 0,00 a	B 1,69 ± 0,00 a	AB 4,26 ± 0,08 a	AB 1,08 ± 0,03 a
	30 – 40	C 0,12 ± 0,00 a	C 1,37 ± 0,00 a	AB 4,22 ± 0,06 a	B 1,12 ± 0,03 a
	40 – 50	D 0,14 ± 0,00 a	C 1,55 ± 0,04 a	A 4,19 ± 0,03 a	B 1,14 ± 0,03 a
	50 – 60	D 0,14 ± 0,00 a	B 1,71 ± 0,04 a	B 4,35 ± 0,01 a	C 1,26 ± 0,04 a
	60 – 70	E 0,13 ± 0,00 a	B 1,58 ± 0,00 a	C 4,40 ± 0,02 a	C 1,26 ± 0,03 a
	70 – 80	C 0,12 ± 0,00 a	C 1,46 ± 0,00 a	C 4,43 ± 0,00 a	C 1,23 ± 0,01 a
	80 – 90	F 0,10 ± 0,00 a	C 1,28 ± 0,00 a	C 4,50 ± 0,04 a	C 1,23 ± 0,05 a
Laraño forestada	**0 – 10**	A 0,18 ± 0,00 b	A 1,73 ± 0,03 a	A 4,53 ± 0,04 b	A 0,96 ± 0,05 a
	10 – 20	B 0,15 ± 0,00 b	B 1,61 ± 0,04 b	B 4,10 ± 0,01 b	AB 1,10 ± 0,04 a
	20 – 30	C 0,13 ± 0,00 b	B 1,35 ± 0,04 b	C 4,04 ± 0,00 a	AB 1,08 ± 0,02 a
	30 – 40	D 0,10 ± 0,00 b	C 1,06 ± 0,04 b	B 4,12 ± 0,01 a	AB 1,09 ± 0,05 a
	40 – 50	E 0,11 ± 0,00 b	C 1,26 ± 0,00 b	D 4,28 ± 0,03 a	AB 1,13 ± 0,03 a
	50 – 60	E 0,11 ± 0,00 b	B 1,29 ± 0,04 b	BD 4,22 ± 0,04 b	B 1,19 ± 0,04 a
	60 – 70	D 0,10 ± 0,00 b	B 1,20 ± 0,00 b	D 4,28 ± 0,04 b	B 1,15 ± 0,03 a
	70 – 80	F 0,09 ± 0,00 b	B 1,07 ± 0,04 b	D 4,24 ± 0,01 b	AB 1,14 ± 0,05 a
	80 – 90	G 0,08 ± 0,00 b	B 1,05 ± 0,00 a	D 4,27 ± 0,01 b	B 1,26 ± 0,06 a
Pontevea cultivo	**0 – 10**	A 0,18 ± 0,01 a	A 1,87 ± 0,06 a	A 4,21 ± 0,01 a	A 1,04 ± 0,02 a
	10 – 20	A 0,17 ± 0,00 a	A 1,97 ± 0,00 a	A 4,25 ± 0,01 a	AB 1,14 ± 0,04 a
	20 – 30	A 0,16 ± 0,00 a	A 1,80 ± 0,01 a	B 4,35 ± 0,01 a	A 1,10 ± 0,02 a
	30 – 40	A 0,17 ± 0,00 a	A 1,76 ± 0,01 a	B 4,32 ± 0,01 a	A 1,04 ± 0,02 a
	40 – 50	B 0,10 ± 0,00 a	B 1,23 ± 0,00 a	C 4,67 ± 0,01 a	BC 1,18 ± 0,03 a
	50 – 60	C 0,05 ± 0,00 a	C 0,67 ± 0,00 a	D 4,85 ± 0,01 a	CD 1,23 ± 0,06 a
	60 – 70	C 0,05 ± 0,00 a	C 0,60 ± 0,00 a	D 4,87 ± 0,01 a	D 1,27 ± 0,01 a
	70 – 80	D 0,03 ± 0,00 a	D 0,44 ± 0,00 a	E 4,93 ± 0,01 a	D 1,31 ± 0,02 a
	80 – 90	D 0,03 ± 0,00 a	D 0,39 ± 0,04 a	F 5,00 ± 0,01 a	D 1,28 ± 0,02 a
	90 – 100	D 0,03 ± 0,00 a	D 0,45 ± 0,00 a	E 4,93 ± 0,01 a	D 1,30 ± 0,03 a
Pontevea forestada	**0 – 10**	A 0,27 ± 0,00 b	A 2,55 ± 0,00 b	AB 4,44 ± 0,05 b	A 0,95 ± 0,07 a
	10 – 20	B 0,15 ± 0,00 b	B 1,59 ± 0,00 b	C 3,98 ± 0,01 b	AB 1,06 ± 0,04 a
	20 – 30	B 0,14 ± 0,00 b	B 1,52 ± 0,04 b	D 4,04 ± 0,01 b	AB 1,09 ± 0,04 a
	30 – 40	B 0,13 ± 0,00 b	B 1,52 ± 0,04 b	E 4,13 ± 0,01 b	AB 1,15 ± 0,03 b
	40 – 50	C 0,03 ± 0,00 b	C 0,38 ± 0,04 b	A 4,44 ± 0,06 b	AB 1,21 ± 0,06 a
	50 – 60	D 0,05 ± 0,00 a	D 0,60 ± 0,00 a	B 4,59 ± 0,01 b	B 1,24 ± 0,06 a
	60 – 70	C 0,03 ± 0,00 b	C 0,41 ± 0,00 b	A 4,52 ± 0,04 b	AB 1,17 ± 0,05 a
	70 – 80	C 0,03 ± 0,00 a	C 0,30 ± 0,00 a	A 4,46 ± 0,01 b	AB 1,10 ± 0,04 b
	80 – 90	C 0,02 ± 0,00 b	C 0,24 ± 0,00 b	A 4,45 ± 0,02 b	AB 1,13 ± 0,05 a
	90 – 100	C 0,03 ± 0,00 a	C 0,40 ± 0,00 a	A 4,42 ± 0,00 b	AB 1,15 ± 0,04 a

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Tabla 2: Contenido de carbono total (Ctotal) de las diferentes capas (entre 0 y 90/100 cm) de los suelos de las parcelas forestadas y las de cultivo de Laraño y Pontevea. Valores medios ± desviación estándar, expresados tanto por unidad de peso como de volumen. Letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre las diferentes capas de un mismo perfil (p≤0,05). Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre capas similares del suelo de cultivo y del forestado de cada uno de los sitios (p≤0,05).

Parcela	Profundidad (cm)	Laraño		Pontevea	
		Ctotal (%)	Ctotal (mg cm^{-3})	Ctotal (%)	Ctotal (mg cm^{-3})
Cultivo	**0 – 10**	A 2,50 ± 0,11 a	A 25,75 ± 1,13 a	AB 1,85 ± 0,11 a	A 19,24 ± 1,14 a
	10 – 20	A 2,46 ± 0,06 a	A 25,34 ± 0,62 a	AB 1,94 ± 0,08 a	A 22,12 ± 0,91 a
	20 – 30	B 2,31 ± 0,08 a	A 24,95 ± 0,86 a	B 1,75 ± 0,03 a	A 19,25 ± 0,33 a
	30 – 40	C 1,92 ± 0,01 a	B 21,50 ± 0,12 a	A 1,84 ± 0,01 a	A 19,14 ± 0,10 a
	40 – 50	C 1,91 ± 0,10 a	B 21,77 ± 1,14 a	C 1,01 ± 0,06 a	B 11,92 ± 0,71 a
	50 – 60	C 1,96 ± 0,12 a	A 24,70 ± 1,51 a	D 0,47 ± 0,03 a	C 5,78 ± 0,37 a
	60 – 70	CD 1,84 ± 0,35 a	A 23,18 ± 4,41 a	D 0,43 ± 0,02 a	C 5,46 ± 0,25 a
	70 – 80	D 1,44 ± 0,03 a	C 17,71 ± 0,37 a	E 0,35 ± 0,03 a	D 4,59 ± 0,39 a
	80 – 90	D 1,41 ± 0,24 a	C 17,34 ± 2,95 a	E 0,34 ± 0,01 a	D 4,35 ± 0,13 a
	90 – 100			F 0,24 ± 0,01 a	D 3,12 ± 0,13 a
Forestada	**0 – 10**	A 2,48 ± 0,01 a	A 23,81 ± 0,10 a	A 3,72 ± 0,24 b	A 35,34 ± 2,28 b
	10 – 20	B 1,86 ± 0,06 b	B 20,46 ± 0,66 b	B 1,94 ± 0,15 a	B 20,56 ± 1,59 a
	20 – 30	C 1,53 ± 0,06 b	B 16,52 ± 0,65 b	B 1,92 ± 0,23 a	B 20,93 ± 2,51 a
	30 – 40	DE 1,25 ± 0,14 b	C 13,63 ± 1,53 b	B 1,75 ± 0,26 a	B 20,13 ± 2,99 a
	40 – 50	D 1,12 ± 0,06 b	C 12,66 ± 0,68 b	C 0,85 ± 0,03 b	C 10,29 ± 0,36 b
	50 – 60	EF 1,40 ± 0,06 b	B 16,66 ± 0,71 b	CD 0,75 ± 0,09 b	C 9,30 ± 1,12 b
	60 – 70	CF 1,59 ± 0,15 a	B 18,29 ± 1,73 b	EF 0,48 ± 0,04 a	D 5,62 ± 0,47 a
	70 – 80	C 1,50 ± 0,03 a	B 17,10 ± 0,34 a	DF 0,56 ± 0,13 b	D 6,16 ± 1,43 b
	80 – 90	E 1,36 ± 0,01 a	B 17,14 ± 0,13 a	E 0,47 ± 0,04 b	D 5,31 ± 0,45 b
	90 – 100			E 0,49 ± 0,06 b	D 5,64 ± 0,69 b

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Tabla 3: Contenido de carbono extraíble con sulfato potásico (C-sulfato) de las diferentes capas (entre 0 y 90/100 cm) de los suelos de las parcelas forestadas y las de cultivo de Laraño y Pontevea. Valores medios ± desviación estándar, expresados por unidad de peso, por unidad de volumen y en relación al contenido en carbono total del suelo. Letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre las diferentes capas de un mismo perfil ($p \leq 0,05$). Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre capas similares del suelo de cultivo y del forestado de cada uno de los sitios ($p \leq 0,05$).

Laraño				
Parcela	**Prof. (cm)**	**C-sulfato (mg kg^{-1})**	**C-sulfato (mg cm^{-3})**	**C-sulfato / Ctotal (mg g^{-1} C)**
Laraño cultivo	**0 – 10**	A 117 ± 9 a	A 0,12 ± 0,01 a	AD 4,69 ± 0,36 a
	10 – 20	AB 108 ± 12 a	AB 0,11 ± 0,01 a	AB 4,37 ± 0,47 a
	20 – 30	BC 97 ± 6 a	B 0,10 ± 0,01 a	B 4,20 ± 0,27 a
	30 – 40	CD 102 ± 10 a	AB 0,11 ± 0,01 a	CG 5,33 ± 0,50 a
	40 – 50	CD 96 ± 7 a	B 0,11 ± 0,01 a	CD 5,03 ± 0,38 a
	50 – 60	A 114 ± 6 a	C 0,14 ± 0,01 a	E 5,83 ± 0,30 a
	60 – 70	CD 93 ± 13 a	AB 0,12 ± 0,02 a	CD 5,04 ± 0,71 a
	70 – 80	BD 98 ± 11 a	A 0,12 ± 0,01 a	F 6,80 ± 0,75 a
	80 – 90	E 78 ± 6 a	D 0,10 ± 0,01 a	G 5,52 ± 0,40 a
	90 – 100			
Laraño forestada	**0 – 10**	A 93 ± 4 b	A 0,09 ± 0,00 b	A 3,76 ± 0,17 b
	10 – 20	AB 92 ± 8 b	B 0,10 ± 0,01 a	B 4,94 ± 0,42 b
	20 – 30	AB 96 ± 4 a	B 0,10 ± 0,00 b	C 6,26 ± 0,29 b
	30 – 40	B 97 ± 2 a	B 0,11 ± 0,00 b	D 7,77 ± 0,12 b
	40 – 50	CD 124 ± 5 b	C 0,14 ± 0,01b	E 11,11 ± 0,43 b
	50 – 60	C 126 ± 3 b	D 0,15 ± 0,00 a	F 9,01 ± 0,21 b
	60 – 70	D 117 ± 10 b	C 0,13 ± 0,01 b	DG 7,37 ± 0,62 b
	70 – 80	E 109 ± 5 b	E 0,12 ± 0,01a	G 7,25 ± 0,33 a
	80 – 90	F 54 ± 0 b	F 0,07 ± 0,00 b	H 4,00 ± 0,03 b
	90 – 100			
Pontevea cultivo	**0 – 10**	A 132 ± 10 a	A 0,14 ± 0,01 a	A 7,13 ± 0,55 a
	10 – 20	AB 123 ± 16 a	A 0,14 ± 0,02 a	B 6,33 ± 0,84 a
	20 – 30	A 132 ± 14 a	A 0,15 ± 0,01 a	A 7,56 ± 0,77 a
	30 – 40	B 115 ± 7 a	B 0,12 ± 0,01 a	B 6,27 ± 0,35 a
	40 – 50	C 95 ± 8 a	B 0,11 ± 0,01 a	C 9,40 ± 0,78 a
	50 – 60	D 69 ± 7 a	C 0,09 ± 0,01 a	D 14,77 ± 1,45 a
	60 – 70	E 46 ± 6 a	D 0,06 ± 0,01 a	E 10,70 ± 1,51 a
	70 – 80	E 39 ± 11 a	D 0,05 ± 0,01 a	CE 11,22 ± 3,02 a
	80 – 90	F 53 ± 6 a	E 0,07 ± 0,01 a	F 15,49 ± 1,77a
	90 – 100	F 62 ± 14 a	F 0,08 ± 0,02 a	G 25,89 ± 5,69 a
Pontevea forestada	**0 – 10**	A 126 ± 22 a	A 0,12 ± 0,02 b	A 3,40 ± 0,59 b
	10 – 20	B 109 ± 7 b	A 0,12 ± 0,01 b	B 5,60 ± 0,38 a
	20 – 30	B 105 ± 10 b	A 0,11 ± 0,01 b	B 5,48 ± 0,53 b
	30 – 40	A 140 ± 13 b	B 0,16 ± 0,02 b	C 8,01 ± 0,77 b
	40 – 50	A 136 ± 13 b	B 0,16 ± 0,02 b	D 15,99 ± 1,54 b
	50 – 60	C 62 ± 3 b	C 0,08 ± 0,00 b	C 8,31 ± 0,43 a
	60 – 70	D 42 ± 2 a	D 0,05 ± 0,00 b	E 8,76 ± 0,36 b
	70 – 80	E 16 ± 2 b	E 0,02 ± 0,00 b	F 2,93 ± 0,30 b
	80 – 90	D 41 ± 11 b	D 0,05 ± 0,01 b	CE 8,78 ± 2,42 b
	90 – 100	F 28 ± 1 b	F 0,03 ± 0,00 b	B 5,69 ± 0,19 a

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Tabla 4: Contenido de carbono extraíble con agua fría (Ct fría) de las diferentes capas (entre 0 y 90/100 cm) de los suelos de las parcelas forestadas y las de cultivo de Laraño y Pontevea. Valores medios ± desviación estándar, expresados por unidad de peso, por unidad de volumen y en relación al contenido en carbono total del suelo. Letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre las diferentes capas de un mismo perfil ($p \leq 0,05$). Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre capas similares del suelo de cultivo y del forestado de cada uno de los sitios ($p \leq 0,05$).

Laraño				
Parcela	**Prof. (cm)**	**Ct fría (mg kg^{-1})**	**Ct fría (mg cm^{-3})**	**Ct fría / Ctotal (mg g^{-1} C)**
Laraño cultivo	**0 – 10**	A 123 ± 1 a	A 0,13 ± 0,00 a	A 4,93 ± 0,05 a
	10 – 20	B 84 ± 6 a	B 0,09 ± 0,01 a	B 3,42 ± 0,25 a
	20 – 30	B 75 ± 1 a	B 0,08 ± 0,00 a	B 3,26 ± 0,03 a
	30 – 40	C 32 ± 3 a	C 0,04 ± 0,00 a	C 1,64 ± 0,16 a
	40 – 50	D 25 ± 1 a	D 0,03 ± 0,00 a	D 1,28 ± 0,07 a
	50 – 60	D 25 ± 1 a	E 0,03 ± 0,00 a	D 1,27 ± 0,03 a
	60 – 70	E 14 ± 1 a	E 0,02 ± 0,00 a	E 0,79 ± 0,03 a
	70 – 80	E 14 ± 1 a	E 0,02 ± 0,00 a	F 0,98 ± 0,05 a
	80 – 90	E 15 ± 0 a	E 0,02 ± 0,00 a	F 1,03 ± 0,01 a
	90 – 100			
Laraño forestada	**0 – 10**	A 115 ± 1 b	A 0,11 ± 0,00 b	A 4,65 ± 0,03 b
	10 – 20	B 61 ± 2 b	B 0,07 ± 0,00 b	B 3,26 ± 0,11 a
	20 – 30	C 49 ± 1 b	C 0,05 ± 0,00 b	BC 3,18 ± 0,04 b
	30 – 40	D 37 ± 3 a	D 0,04 ± 0,00 a	C 2,93 ± 0,22 b
	40 – 50	E 24 ± 1 a	E 0,03 ± 0,00 a	D 2,14 ± 0,12 b
	50 – 60	E 17 ± 3 a	FGH 0,02 ± 0,00 b	E 1,20 ± 0,22 a
	60 – 70	E 15 ± 0 a	F 0,02 ± 0,00 a	F 0,92 ± 0,02 b
	70 – 80	F 12 ± 1 a	G 0,01 ± 0,00 b	G 0,81 ± 0,07 b
	80 – 90	EF 12 ± 0 a	H 0,02 ± 0,00 b	F 0,91 ± 0,01 b
	90 – 100			
Pontevea cultivo	**0 – 10**	A 79 ± 1 a	A 0,08 ± 0,00 a	A 4,28 ± 0,05 a
	10 – 20	A 83 ± 2 a	A 0,09 ± 0,00 a	A 4,26 ± 0,12 a
	20 – 30	AB 74 ± 5 a	A 0,08 ± 0,01 a	A 4,22 ± 0,28 a
	30 – 40	B 61 ± 6 a	B 0,06 ± 0,01 a	B 3,29 ± 0,32 a
	40 – 50	C 29 ± 1 a	C 0,03 ± 0,00 a	C 2,85 ± 0,13 a
	50 – 60	D 6 ± 0 a	D 0,01 ± 0,00 a	D 1,22 ± 0,05 a
	60 – 70	E 8 ± 1 a	E 0,01 ± 0,00 a	E 1,96 ± 0,12 a
	70 – 80	DE 5 ± 1 a	D 0,01 ± 0,00 a	F 1,48 ± 0,33 a
	80 – 90	DE 6 ± 1 a	DE 0,01 ± 0,00 a	EF 1,79 ± 0,41 a
	90 – 100	F 0 ± 0 a	F 0,00 ± 0,00 a	G 0,00 ± 0,00 a
Pontevea forestada	**0 – 10**	A 255 ± 1 b	A 0,24 ± 0,00 b	A 6,86 ± 0,03 b
	10 – 20	B 201 ± 7 b	B 0,21 ± 0,01 b	B 10,39 ± 0,34 b
	20 – 30	C 146 ± 3 b	C 0,16 ± 0,00 b	C 7,63 ± 0,17 b
	30 – 40	D 89 ± 2 b	D 0,10 ± 0,00 b	D 5,08 ± 0,09 b
	40 – 50	E 33 ± 1 a	E 0,04 ± 0,00 b	E 3,85 ± 0,12 b
	50 – 60	F 10 ± 0 b	F 0,01 ± 0,00 b	F 1,38 ± 0,00 b
	60 – 70	G 10 ± 4 a	FGH 0,01 ± 0,00 a	FGH 2,09 ± 0,73 a
	70 – 80	G 10 ± 0 b	G 0,01 ± 0,00 b	G 1,78 ± 0,03 a
	80 – 90	G 15 ± 3 a	FH 0,02 ± 0,00 b	H 3,09 ± 0,60 b
	90 – 100	G 10 ± 0 b	H 0,01 ± 0,00 b	I 2,09 ± 0,02 b

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Tabla 5: Contenido de carbono extraíble con agua caliente (Ct cal) de las diferentes capas (entre 0 y 90/100 cm) de los suelos de las parcelas forestadas y las de cultivo de Laraño y Pontevea. Valores medios ± desviación estándar, expresados por unidad de peso, por unidad de volumen y en relación al contenido en carbono total del suelo. Letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre las diferentes capas de un mismo perfil ($p \leq 0,05$). Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre capas similares del suelo de cultivo y del forestado de cada uno de los sitios ($p \leq 0,05$).

Laraño				
Parcela	**Prof. (cm)**	**Ct cal (mg kg^{-1})**	**Ct cal (mg cm^{-3})**	**Ct cal / Ctotal (mg g^{-1} C)**
Laraño cultivo	**0 – 10**	A 503 ± 4 a	A 0,52 ± 0,00 a	A 20,13 ± 0,14 a
	10 – 20	A 479 ± 20 a	A 0,49 ± 0,02 a	A 19,48 ± 0,83 a
	20 – 30	B 300 ± 26 a	B 0,32 ± 0,03 a	B 12,99 ± 1,14 a
	30 – 40	C 98 ± 4 a	C 0,11 ± 0,00 a	C 5,10 ± 0,23 a
	40 – 50	D 58 ± 3 a	DE 0,07 ± 0,00 a	DE 3,04 ± 0,13 a
	50 – 60	DE 59 ± 3 a	D 0,07 ± 0,00 a	DFG 3,02 ± 0,17 a
	60 – 70	DF 53 ± 1 a	E 0,07 ± 0,00 a	DG 2,87 ± 0,03 a
	70 – 80	EFG 47 ± 3 a	F 0,06 ± 0,00 a	EF 3,26 ± 0,18 a
	80 – 90	G 39 ± 1 a	G 0,05 ± 0,00 a	G 2,80 ± 0,04 a
	90 – 100			
Laraño forestada	**0 – 10**	A 572 ± 13 b	A 0,55 ± 0,01 b	A 23,08 ± 0,52 b
	10 – 20	B 305 ± 3 b	B 0,34 ± 0,00 b	B 16,40 ± 0,19 b
	20 – 30	C 221 ± 2 b	C 0,24 ± 0,00 b	C 14,42 ± 0,13 b
	30 – 40	D 146 ± 14 b	D 0,16 ± 0,02 b	D 11,70 ± 1,14 b
	40 – 50	EF 76 ± 6 a	E 0,09 ± 0,01 b	E 6,77 ± 0,53 b
	50 – 60	EG 54 ± 1 a	F 0,06 ± 0,00 b	F 3,82 ± 0,04 b
	60 – 70	F 71 ± 6 b	E 0,08 ± 0,01 b	G 4,49 ± 0,37 b
	70 – 80	G 48 ± 2 a	G 0,05 ± 0,00 a	H 3,21 ± 0,11 a
	80 – 90	H 29 ± 1 b	H 0,04 ± 0,00 b	I 2,12 ± 0,07 b
	90 – 100			
Pontevea cultivo	**0 – 10**	A 503 ± 8 a	A 0,52 ± 0,01 a	A 27,17 ± 0,46 a
	10 – 20	B 452 ± 3 a	A 0,52 ± 0,00 a	A 23,29 ± 0,16 a
	20 – 30	B 426 ± 23 a	B 0,47 ± 0,03 a	B 24,34 ± 1,33 a
	30 – 40	C 305 ± 4 a	C 0,32 ± 0,00 a	C 16,57 ± 0,24 a
	40 – 50	D 191 ± 4 a	D 0,23 ± 0,01 a	D 18,92 ± 0,44 a
	50 – 60	E 37 ± 3 a	E 0,05 ± 0,00 a	E 7,93 ± 0,72 a
	60 – 70	E 36 ± 3 a	E 0,05 ± 0,00 a	E 8,26 ± 0,63 a
	70 – 80	E 32 ± 1 a	E 0,04 ± 0,00 a	E 9,12 ± 0,29 a
	80 – 90	E 32 ± 2 a	E 0,04 ± 0,00 a	E 9,39 ± 0,71 a
	90 – 100	E 30 ± 3 a	E 0,04 ± 0,00 a	F 12,69 ± 1,05 a
Pontevea forestada	**0 – 10**	A 512 ± 2 a	A 0,49 ± 0,00 b	A 13,75 ± 0,05 b
	10 – 20	B 404 ± 13 b	B 0,43 ± 0,01 b	B 20,82 ± 0,69 b
	20 – 30	C 294 ± 6 b	C 0,32 ± 0,01 b	C 15,29 ± 0,33 b
	30 – 40	D 185 ± 12 b	D 0,21 ± 0,01 b	D 10,58 ± 0,69 b
	40 – 50	E 66 ± 2 b	E 0,08 ± 0,00 b	E 7,71 ± 0,25 b
	50 – 60	E 21 ± 0 b	F 0,03 ± 0,00 b	F 2,76 ± 0,00 b
	60 – 70	E 20 ± 7 a	FGH 0,02 ± 0,01 b	FGHI 4,20 ± 1,47 b
	70 – 80	E 20 ± 1 b	G 0,02 ± 0,00 b	G 3,57 ± 0,12 b
	80 – 90	E 29 ± 6 a	FH 0,03 ± 0,01 a	H 6,20 ± 1,21 b
	90 – 100	E 21 ± 0 b	H 0,02 ± 0,00 b	I 4,20 ± 0,03 b

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Tabla 6: Contenido de carbono oxidable con permanganato potásico (C-permanganato) de las diferentes capas (entre 0 y 90/100 cm) de los suelos de las parcelas forestadas y las de cultivo de Laraño y Pontevea. Valores medios ± desviación estándar, expresados por unidad de peso, por unidad de volumen y en relación al contenido en carbono total del suelo. Letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre las diferentes capas de un mismo perfil ($p \leq 0,05$). Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre capas similares del suelo de cultivo y del forestado de cada uno de los sitios ($p \leq 0,05$).

Parcela	Prof. (cm)	C-permanganato (mg C kg^{-1})	C-permanganato (mg C cm^{-3})	C-permanganato (mg g^{-1} C)
Laraño cultivo	**0 – 10**	A 2174 ± 189 a	AB 2,24 ± 0,19 a	A 86,98 ± 7,56 a
	10 – 20	A 2302 ± 7 a	A 2,37 ± 0,01 a	A 93,59 ± 0,30 a
	20 – 30	B 1571 ± 6 a	B 1,70 ± 0,01 a	B 68,00 ± 0,25 a
	30 – 40	C 985 ± 24 a	C 1,10 ± 0,03 a	CF 51,29 ± 1,27 a
	40 – 50	D 884 ± 14 a	D 1,01 ± 0,02 a	DG 46,26 ± 0,75 a
	50 – 60	D 859 ± 20 a	CD 1,08 ± 0,03 a	D 43,80 ± 1,02 a
	60 – 70	E 747 ± 0 a	E 0,94 ± 0,00 a	E 40,62 ± 0,01 a
	70 – 80	DE 786 ± 26a	DE 0,97 ± 0,03 a	C 54,61 ± 1,82 a
	80 – 90	F 682 ± 7 a	F 0,84 ± 0,01 a	FG 48,38 ± 0,52 a
	90 – 100			
Laraño forestada	**0 – 10**	A 2477 ± 21 a	A 2,38 ± 0,02 a	A 99,87 ± 0,84 a
	10 – 20	B 1395 ± 19 b	B 1,53 ± 0,02 b	B 75,00 ± 1,00 b
	20 – 30	C 1071 ± 26 b	C 1,16 ± 0,03 b	BC 69,99 ± 1,73 a
	30 – 40	CD 843 ± 16 b	D 0,92 ± 0,02 b	C 67,46 ± 1,29 b
	40 – 50	E 676 ± 20 b	E 0,76 ± 0,02 b	D 60,34 ± 1,75 b
	50 – 60	DE 753 ± 34 b	DE 0,90 ± 0,04 b	DE 53,76 ± 2,41 b
	60 – 70	DE 761 ± 38 a	D 0,88 ± 0,04 a	E 47,87 ± 2,40 a
	70 – 80	DE 716 ±41 a	DEF 0,82 ± 0,05 a	E 47,76 ± 2,74 a
	80 – 90	F 547 ±4 b	F 0,69 ± 0,00 b	F 40,25 ± 0,29 b
	90 – 100			
Pontevea cultivo	**0 – 10**	A 1377 ± 132 a	AB 1,43 ± 0,14 a	AB 74,44 ± 7,13 a
	10 – 20	A 1342 ± 56 a	A 1,53 ± 0,06 a	A 69,18 ± 2,88 a
	20 – 30	A 1207 ± 21 a	AB 1,33 ± 0,02 a	A 68,99 ± 1,20 a
	30 – 40	A 1110 ± 96 a	BC 1,15 ± 0,10 a	A 60,30 ± 5,23 a
	40 – 50	B 675 ± 55 a	C 0,80 ± 0,06 a	A 66,81 ± 5,41 a
	50 – 60	C 430 ± 0 a	D 0,53 ± 0,00 a	B 91,49 ± 0,00 a
	60 – 70	D 205 ± 32 a	E 0,26 ± 0,04 a	A 47,73 ± 7,50 a
	70 – 80	D 236 ± 32 a	EF 0,31 ± 0,04 a	AB 67,41 ± 9,20 a
	80 – 90	D 235 ± 10 a	EF 0,30 ± 0,01 a	A 69,02 ± 2,97 a
	90 – 100	D 157 ± 17 a	F 0,20 ± 0,02 a	A 65,44 ± 7,22 a
Pontevea forestada	**0 – 10**	A 4452 ± 397 b	A 4,23 ± 0,38 b	A 119,67 ± 10,66 b
	10 – 20	B 1293 ± 78 a	B 1,37 ± 0,08 a	B 66,63 ± 4,02 a
	20 – 30	B 1203 ± 74 a	B 1,31 ± 0,08 a	B 62,64 ± 3,88 a
	30 – 40	C 774 ± 39 b	C 0,89 ± 0,04 a	CF 44,25 ± 2,21 a
	40 – 50	D 491 ± 56 a	D 0,59 ± 0,07 a	BC 57,80 ± 6,62 a
	50 – 60	E 264 ± 1 b	E 0,33 ± 0,00 b	D 35,20 ± 0,20 b
	60 – 70	DE 281 ± 37 a	EF 0,33 ± 0,04 a	BC 58,63 ± 7,70 a
	70 – 80	F 153 ± 8 a	G 0,17 ± 0,01 b	E 27,34 ± 1,35 b
	80 – 90	EF 203 ± 17 a	FG 0,23 ± 0,02 b	CD 43,28 ± 3,67 b
	90 – 100	F 96 ± 44 a	G 0,11 ± 0,05 a	DEF 19,58 ± 9,08 b

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Tabla 7: Contenido de carbono extraíble con ácido sulfúrico 5 N (Ct FI) de las diferentes capas (entre 0 y 90/100 cm) de los suelos de las parcelas forestadas y las de cultivo de Laraño y Pontevea. Valores medios ± desviación estándar, expresados por unidad de peso, por unidad de volumen y en relación al contenido en carbono total del suelo. Letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre las diferentes capas de un mismo perfil ($p \leq 0,05$). Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre capas similares del suelo de cultivo y del forestado de cada uno de los sitios ($p \leq 0,05$).

Parcela	Prof. (cm)	Ct FI (mg kg^{-1})	Ct FI (mg cm^{-3})	Ct FI / Ctotal (mg g^{-1} C)
Laraño cultivo	**0 – 10**	A 5182 ± 171 a	A 5,34 ± 0,18 a	A 207 ± 7 a
	10 – 20	B 4247 ± 59 a	B 4,37 ± 0,06 a	BD 173 ± 2 a
	20 – 30	B 4360 ± 76 a	C 4,71 ± 0,08 a	C 189 ± 3 a
	30 – 40	C 3214 ± 120 a	D 3,60 ± 0,13 a	B 167 ± 6 a
	40 – 50	C 3425 ± 68 a	E 3,90 ± 0,08 a	D 179 ± 4 a
	50 – 60	D3903 ± 150 a	C 4,92 ± 0,19 a	AC 199 ± 8 a
	60 – 70	BD 4007 ± 183 a	AC 5,05 ± 0,23 a	A 218 ± 10 a
	70 – 80	C 3197 ± 234 a	BDE 3,93 ± 0,29 a	A 222 ± 16 a
	80 – 90	A 5702 ± 441 a	F 7,01 ± 0,54 a	E 404 ± 31 a
	90 – 100			
Laraño forestada	**0 – 10**	A 4200 ± 52 b	A 4,03 ± 0,05 b	A 169 ± 2 b
	10 – 20	B 3623 ± 276 b	A 3,99 ± 0,30 a	B 195 ± 15 b
	20 – 30	C 2994 ± 278 b	B 3,23 ± 0,30 b	AB 196 ± 18 a
	30 – 40	C 2881 ± 132 b	B 3,14 ± 0,14 b	C 230 ± 11 b
	40 – 50	D 5082 ± 268 b	C 5,74 ± 0,30 b	D 454 ± 24 b
	50 – 60	E 5841 ± 122 b	D 6,95 ± 0,15 b	D 417 ± 9 b
	60 – 70	E 5668 ± 216 b	E 6,52 ± 0,25 b	E 356 ± 14 b
	70 – 80	DE 5527 ± 295 b	CE 6,30 ± 0,34 b	F 368 ± 20 b
	80 – 90	D 5575 ± 433 b	DE 7,02 ± 0,55 a	DEF 410 ± 32 a
	90 – 100			
Pontevea cultivo	**0 – 10**	AB 3201 ± 159 a	A 3,33 ± 0,17 a	AB 173 ± 9 a
	10 – 20	A 3406 ± 52 a	B 3,88 ± 0,06 a	A 176 ± 3 a
	20 – 30	B 2932 ± 146 a	A 3,23 ± 0,16 a	AB 168 ± 8 a
	30 – 40	B 2948 ± 170 a	A 3,07 ± 0,18 a	B 160 ± 9 a
	40 – 50	C 2155 ± 5 a	C 2,54 ± 0,01 a	C 213 ± 1 a
	50 – 60	D 1486 ± 39 a	D 1,83 ± 0,05 a	D 316 ± 8 a
	60 – 70	DE 1366 ± 148 a	DE 1,73 ± 0,19 a	DF 318 ± 34 a
	70 – 80	EF 1190 ± 53 a	E 1,56 ± 0,07 a	DF 340 ± 15 a
	80 – 90	DF 1401 ± 124 a	DE 1,79 ± 0,16 a	E 412 ± 36 a
	90 – 100	G 898 ± 73 a	F 1,17 ± 0,10 a	EF 374 ± 30
Pontevea forestada	**0 – 10**	A 4040 ± 238 b	A 3,84 ± 0,23 b	A 109 ± 6 b
	10 – 20	B 3445 ± 53 a	A 3,65 ± 0,06 b	B 178 ± 3 a
	20 – 30	C 3064 ± 210 a	AB 3,34 ± 0,23 a	BCE 160 ± 11 a
	30 – 40	D 2456 ± 217 b	B 2,82 ± 0,25 a	C 140 ± 12 b
	40 – 50	EF 1887 ± 11 b	C 2,28 ± 0,01 b	D 222 ± 1 b
	50 – 60	F 1650 ± 101 a	D 2,05 ± 0,13 a	D 220 ± 13 b
	60 – 70	G 1114 ± 193 a	E 1,30 ± 0,23 a	AD 232 ± 40 b
	70 – 80	HI 772 ± 61 b	FG 0,85 ± 0,07 b	C 138 ± 11 b
	80 – 90	HI 666 ± 34 b	F 0,75 ± 0,04 b	C 142 ± 7 b
	90 – 100	GI 860 ± 68 a	EG 0,99 ± 0,08 a	AE 176 ± 14 b

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Tabla 8: Contenido de carbono extraíble con ácido sulfúrico (Ct FII) de las diferentes capas (entre 0 y 90/100 cm) de los suelos de las parcelas forestadas y las de cultivo de Laraño y Pontevea. Valores medios ± desviación estándar, expresados por unidad de peso, por unidad de volumen y en relación al contenido en carbono total del suelo. Letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre las diferentes capas de un mismo perfil ($p \leq 0,05$). Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre capas similares del suelo de cultivo y del forestado de cada uno de los sitios ($p \leq 0,05$).

Parcela	Prof. (cm)	Ct FII (mg kg^{-1})	Ct FII (mg cm^{-3})	Ct FII / Ctotal (mg g^{-1} C)
Laraño cultivo	**0 – 10**	A 8533 ± 382 a	A 8,79 ± 0,39 a	A 341 ± 15 a
	10 – 20	B 7586 ± 98 a	B 7,81 ± 0,10 a	B 308 ± 4 a
	20 – 30	C 7147 ± 22 a	B 7,72 ± 0,02 a	B 309 ± 1 a
	30 – 40	D 5182 ± 5 a	C 5,80 ± 0,01 a	C 270 ± 0 a
	40 – 50	E 3888 ± 136 a	D 4,43 ± 0,16 a	D 204 ± 7 a
	50 – 60	F 2959 ± 36 a	E 3,73 ± 0,04 a	E 151 ± 2 a
	60 – 70	FG 3189 ± 200 a	DE 4,02 ± 0,25 a	F 173 ± 11 a
	70 – 80	G 3516 ± 235 a	D 4,32 ± 0,29 a	G 244 ± 16 a
	80 – 90	G 3474 ± 29 a	D 4,27 ± 0,04 a	G 246 ± 2 a
	90 – 100			
Laraño forestada	**0 – 10**	A 9117 ± 140 a	A 8,75 ± 0,13 a	A 368 ± 6 b
	10 – 20	B 7183 ± 140 b	B 7,90 ± 0,15 a	B 386 ± 8 b
	20 – 30	C 3868 ± 56 b	C 4,18 ± 0,06 b	CF 253 ± 4 b
	30 – 40	D 2752 ± 344 b	D 3,00 ± 0,37 b	CF 220 ± 27 b
	40 – 50	E 4661 ± 146 b	E 5,27 ± 0,17 b	D 416 ± 13 b
	50 – 60	F 4107 ± 231 b	E 4,89 ± 0,28 b	E 293 ± 17 b
	60 – 70	CFG 3542 ± 352 a	CF 4,07 ± 0,40 a	CF 223 ± 22 b
	70 – 80	G 3457 ± 227 a	C 3,94 ± 0,26 a	C 230 ± 15 a
	80 – 90	G 3506 ± 23 a	F 4,42 ± 0,03 b	F 258 ± 2 b
	90 – 100			
Pontevea cultivo	**0 – 10**	A 4657 ± 63 a	A 4,84 ± 0,07 a	A 252 ± 3 a
	10 – 20	A 4651 ± 185 a	B 5,30 ± 0,21 a	AB 240 ± 10 a
	20 – 30	B 4054 ± 189 a	C 4,46 ± 0,21 a	BC 232 ± 11 a
	30 – 40	A 4679 ± 139 a	A 4,87 ± 0,14 a	A 254 ± 8 a
	40 – 50	C 2584 ± 222 a	D 3,05 ± 0,26 a	ABD 256 ± 22 a
	50 – 60	D 1156 ± 18 a	E 1,42 ± 0,02 a	AB 246 ± 4 a
	60 – 70	E 899 ± 49 a	F 1,14 ± 0,06 a	C 209 ± 11 a
	70 – 80	F 648 ± 2 a	G 0,85 ± 0,00 a	D 185 ± 1 a
	80 – 90	G 1574 ± 15[a]	H 2,02 ± 0,02 a	E 463 ± 4 a
	90 – 100	D 1081 ± 99 a	E 1,40 ± 0,13 a	E 450 ± 41 a
Pontevea forestada	**0 – 10**	A 7488 ± 534 b	A 7,11 ± 0,51 b	AB 201 ± 14 b
	10 – 20	B 4118 ± 93 b	B 4,37 ± 0,10 b	A 212 ± 5 b
	20 – 30	C 3607 ± 163 b	C 3,93 ± 0,18 b	BD 188 ± 8 b
	30 – 40	D 3125 ± 43 b	D 3,59 ± 0,05 b	BD 179 ± 2 b
	40 – 50	E 1567 ± 58 b	E 1,90 ± 0,07 b	BD 184 ± 7 b
	50 – 60	E 1324 ± 151 a	E 1,64 ± 0,19 a	BC 177 ± 20 b
	60 – 70	F 988 ± 15 b	F 1,16 ± 0,02 a	AC 206 ± 3 a
	70 – 80	F 931 ± 58 b	G 1,02 ± 0,06 b	D 166 ± 10 b
	80 – 90	G 637 ± 33 b	H 0,72 ± 0,04 b	E 136 ± 7 b
	90 – 100	H 607 ± 35 b	H 0,70 ± 0,04 b	E 124 ± 7 b

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Tabla 9: Contenido de carbono en carbohidratos reactivos a la antrona solubles en agua a temperatura ambiente (C-CH fría) de las diferentes capas (entre 0 y 90/100 cm) de los suelos de las parcelas forestadas y las de cultivo de Laraño y Pontevea. Valores medios ± desviación estándar, expresados por unidad de peso, por unidad de volumen y en relación al contenido en carbono total del suelo. Letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre las diferentes capas de un mismo perfil ($p \leq 0,05$). Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre capas similares del suelo de cultivo y del forestado de cada uno de los sitios ($p \leq 0,05$).

Parcela	Prof. (cm)	C-CH fría (mg kg^{-1})	C-CH fría (mg cm^{-3})	C-CH fría / Ctotal (mg g^{-1} C)
Laraño cultivo	**0 – 10**	A 36,55 ± 0,19 a	A 0,04 ± 0,00 a	A 1,46 ± 0,01 a
	10 – 20	A 38,36 ± 1,15 a	B 0,04 ± 0,00 a	B 1,56 ± 0,05 a
	20 – 30	B 25,42 ± 0,34 a	C 0,03 ± 0,00 a	C 1,10 ± 0,01 a
	30 – 40	C 8,88 ± 0,20 a	D 0,01 ± 0,00 a	D 0,46 ± 0,01 a
	40 – 50	D 6,39 ± 0,47 a	EG 0,01 ± 0,00 a	E 0,33 ± 0,02 a
	50 – 60	E 4,87 ± 0,09 a	EFG 0,01 ± 0,00 a	F 0,25 ± 0,00 a
	60 – 70	F 5,33 ± 0,15 a	E 0,01 ± 0,00 a	G 0,29 ± 0,01 a
	70 – 80	G 4,36 ± 0,19 a	F 0,01 ± 0,00 a	EG 0,30 ± 0,01 a
	80 – 90	F 5,22 ± 0,19 a	G 0,01 ± 0,00 a	H 0,37 ± 0,01 a
	90 – 100			
Laraño forestada	**0 – 10**	A 29,07 ± 0,15 b	A 0,03 ± 0,00 b	A 1,17 ± 0,01 b
	10 – 20	B 21,54 ± 1,42 b	B 0,02 ± 0,00 b	AB 1,16 ± 0,08 b
	20 – 30	C 16,91 ± 0,18 b	C 0,02 ± 0,00 b	B 1,11 ± 0,01 a
	30 – 40	D 10,32 ± 0,21 b	D 0,01 ± 0,00 b	C 0,83 ± 0,02 b
	40 – 50	E 8,89 ± 0,27 b	E 0,01 ± 0,00 b	C 0,79 ± 0,02 b
	50 – 60	F 7,92 ± 0,17 b	F 0,01 ± 0,00 b	D 0,57 ± 0,01 b
	60 – 70	G 5,17 ± 0,21 a	G 0,01 ± 0,00 b	E 0,33 ± 0,01 b
	70 – 80	H 3,99 ± 0,11 a	H 0,00 ± 0,00 b	F 0,27 ± 0,01 b
	80 – 90	H 3,70 ± 0,24 b	I 0,00 ± 0,00 a	F 0,27 ± 0,02 b
	90 – 100			
Pontevea cultivo	**0 – 10**	A 19,37 ± 0,64 a	A 0,02 ± 0,00 a	A 1,05 ± 0,03 a
	10 – 20	B 14,52 ± 0,55 a	B 0,02 ± 0,00 a	B 0,75 ± 0,03 a
	20 – 30	B 14,20 ± 0,16 a	B 0,02 ± 0,00 a	C 0,81 ± 0,01 a
	30 – 40	C 10,83 ± 0,24 a	C 0,01 ± 0,00 a	D 0,59 ± 0,01 a
	40 – 50	D 0,06 ± 0,04 a	D 0,00 ± 0,00 a	E 0,01 ± 0,00 a
	50 – 60	D 0,00 ± 0,00 a	D 0,00 ± 0,00 a	F 0,00 ± 0,00 a
	60 – 70	D 0,00 ± 0,00 a	D 0,00 ± 0,00 a	F 0,00 ± 0,00 a
	70 – 80	D 0,00 ± 0,00 a	D 0,00 ± 0,00 a	F 0,00 ± 0,00 a
	80 – 90	D 0,00 ± 0,00 a	D 0,00 ± 0,00 a	F 0,00 ± 0,00 a
	90 – 100	D 0,00 ± 0,00 a	D 0,00 ± 0,00 a	F 0,00 ± 0,00 a
Pontevea forestada	**0 – 10**	A 72,09 ± 0,20 b	A 0,07 ± 0,00 b	A 1,94 ± 0,01 b
	10 – 20	B 28,20 ± 0,58 b	B 0,03 ± 0,00 b	B 1,45 ± 0,03 b
	20 – 30	C 23,50 ± 0,65 b	C 0,03 ± 0,00 b	C 1,22 ± 0,03 b
	30 – 40	D 21,21 ± 0,65 b	C 0,02 ± 0,00 b	C 1,21 ± 0,04 b
	40 – 50	E 11,52 ± 1,17 b	D 0,01 ± 0,00 b	C 1,36 ± 0,14 b
	50 – 60	F 6,51 ± 0,61 b	E 0,01 ± 0,00 b	D 0,87 ± 0,08 b
	60 – 70	G 3,96 ± 0,13 b	F 0,00 ± 0,00 b	D 0,82 ± 0,03 b
	70 – 80	H 3,72 ± 0,20 b	G 0,00 ± 0,00 b	EG 0,66 ± 0,04 b
	80 – 90	I 2,02 ± 0,10 b	H 0,00 ± 0,00 b	F 0,43 ± 0,02 b
	90 – 100	H 3,51 ± 0,11 b	G 0,00 ± 0,00 b	G 0,72 ± 0,02 b

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Tabla 10: Contenido de carbono en carbohidratos reactivos a la antrona soluble en agua a 80 ºC (C-CH cal) de las diferentes capas (entre 0 y 90/100 cm) de los suelos de las parcelas forestadas y las de cultivo de Laraño y Pontevea. Valores medios ± desviación estándar, expresados por unidad de peso, por unidad de volumen y en relación al contenido en carbono total del suelo. Letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre las diferentes capas de un mismo perfil (p≤0,05). Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre capas similares del suelo de cultivo y del forestado de cada uno de los sitios (p≤0,05).

Parcela	Prof. (cm)	C-CH cal (mg kg^{-1})	C-CH cal (mg cm^{-3})	C-CH cal / Ctotal (mg g^{-1} C)
Laraño cultivo	**0 – 10**	A 129 ± 0 a	A 0,13 ± 0,00 a	A 5,15 ± 0,01 a
	10 – 20	B 104 ± 0 a	B 0,11 ± 0,00 a	B 4,24 ± 0,02 a
	20 – 30	C 68 ± 1 a	C 0,07 ± 0,00 a	C 2,94 ± 0,04 a
	30 – 40	D 24 ± 1 a	D 0,03 ± 0,00 a	D 1,23 ± 0,04 a
	40 – 50	E 15 ± 1 a	E 0,02 ± 0,00 a	E 0,77 ± 0,03 a
	50 – 60	F 12 ± 0 a	EF 0,01 ± 0,00 a	F 0,59 ± 0,02 a
	60 – 70	EF 13 ± 1 a	E 0,02 ± 0,00 a	E 0,72 ± 0,04 a
	70 – 80	F 10 ± 1 a	F 0,01 ± 0,00 a	E 0,72 ± 0,05 a
	80 – 90	G 0 ± 0 a	G 0,00 ± 0,00 a	G 0,00 ± 0,00 a
	90 – 100			
Laraño forestada	**0 – 10**	A 123 ± 0 b	A 0,12 ± 0,00 b	A 4,95 ± 0,01 b
	10 – 20	B 77 ± 1 b	B 0,08 ± 0,00 b	B 4,14 ± 0,05 b
	20 – 30	C 52 ± 1 b	C 0,06 ± 0,00 b	C 3,42 ± 0,05 b
	30 – 40	D 28 ± 1 b	D 0,03 ± 0,00 b	D 2,22 ± 0,07 b
	40 – 50	E 9 ± 1 b	E 0,01 ± 0,00 b	E 0,80 ± 0,07 a
	50 – 60	E 10 ± 0 b	F 0,01 ± 0,00 b	E 0,70 ± 0,01 b
	60 – 70	F 3 ± 0 b	G 0,00 ± 0,00 a	F 0,19 ± 0,00 b
	70 – 80	G 0 ± 0 b	H 0,00 ± 0,00 b	G 0,03 ± 0,01 b
	80 – 90	H 0 ± 0 a	H 0,00 ± 0,00 a	H 0,00 ± 0,00 a
	90 – 100			
Pontevea cultivo	**0 – 10**	A 102 ± 2 a	A 0,11 ± 0,00 a	A 5,50 ± 0,12 a
	10 – 20	B 90 ± 1 a	A 0,10 ± 0,00 a	B 4,64 ± 0,03 a
	20 – 30	C 68 ± 3 a	B 0,08 ± 0,00 a	C 3,90 ± 0,15 a
	30 – 40	D 85 ± 1 a	C 0,09 ± 0,00 a	B 4,63 ± 0,07 a
	40 – 50	E 21 ± 0 a	D 0,02 ± 0,00 a	D 2,07 ± 0,02 a
	50 – 60	F 9 ± 0 a	E 0,01 ± 0,00 a	E 1,93 ± 0,00 a
	60 – 70	G 0 ± 0 a	F 0,00 ± 0,00 a	F 0,00 ± 0,00 a
	70 – 80	G 0 ± 0 a	F 0,00 ± 0,00 a	F 0,00 ± 0,00 a
	80 – 90	G 0 ± 0 a	F 0,00 ± 0,00 a	F 0,00 ± 0,00 a
	90 – 100	G 0 ± 0 a	F 0,00 ± 0,00 a	F 0,00 ± 0,00 a
Pontevea forestada	**0 – 10**	A 248 ± 3 b	A 0,24 ± 0,00 b	A 6,66 ± 0,07 b
	10 – 20	B 107 ± 11 a	B 0,11 ± 0,01 a	B 5,50 ± 0,55 a
	20 – 30	C 74 ± 1 a	C 0,08 ± 0,00 b	C 3,88 ± 0,07 a
	30 – 40	D 50 ± 1 b	D 0,06 ± 0,00 b	D 2,86 ± 0,08 b
	40 – 50	E 7 ± 1 b	E 0,01 ± 0,00 b	E 0,78 ± 0,08 b
	50 – 60	F 11 ± 1 a	F 0,01 ± 0,00 b	F 1,41 ± 0,11 b
	60 – 70	F 12 ± 1 b	F 0,01 ± 0,00 b	G 2,41 ± 0,11 b
	70 – 80	F 11 ± 1 b	F 0,01 ± 0,00 b	H 1,89 ± 0,12 b
	80 – 90	E 6 ± 1 b	EG 0,01 ± 0,00 b	F 1,20 ± 0,16 b
	90 – 100	E 4 ± 0 b	G 0,01 ± 0,00 a	E 0,90 ± 0,09 b

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Tabla 11: Contenido de carbono en carbohidratos reactivos a la antrona soluble en ácido sulfúrico 5 N (C-CH FI) de las diferentes capas (entre 0 y 90/100 cm) de los suelos de las parcelas forestadas y las de cultivo de Laraño y Pontevea. Valores medios ± desviación estándar, expresados por unidad de peso, por unidad de volumen y en relación al contenido en carbono total del suelo. Letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre las diferentes capas de un mismo perfil ($p \leq 0,05$). Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre capas similares del suelo de cultivo y del forestado de cada uno de los sitios ($p \leq 0,05$).

Parcela	Prof. (cm)	C-CH FI (mg kg^{-1})	C-CH FI (mg cm^{-3})	C-CH FI / Ctotal (mg g^{-1} C)
Laraño cultivo	**0 – 10**	A 707 ± 44 a	A 0,73 ± 0,05 a	AD 28,26 ± 1,78 a
	10 – 20	B 628 ± 12 a	B 0,65 ± 0,01 a	BCD 25,51 ± 0,48 a
	20 – 30	C 558 ± 20 a	C 0,60 ± 0,02 a	B 24,17 ± 0,86 a
	30 – 40	D 466 ± 28 a	D 0,52 ± 0,03 a	BCD 24,27 ± 1,48 a
	40 – 50	CD 512 ± 25 a	CD 0,58 ± 0,03 a	AC 26,79 ± 1,30 a
	50 – 60	DE 595 ± 6 a	A 0,75 ± 0,01 a	D 30,36 ± 0,32 a
	60 – 70	CE 523 ± 46 a	ABD 0,66 ± 0,06 a	ACD 28,42 ± 2,50 a
	70 – 80	AB 693 ± 51 a	E 0,85 ± 0,06 a	E 48,11 ± 3,51 a
	80 – 90	F 342 ± 16 a	F 0,42 ± 0,02 a	BC 24,28 ± 1,12 a
	90 – 100			
Laraño forestada	**0 – 10**	A 551 ± 21 b	A 0,53 ± 0,02 b	A 22,23 ± 0,84 b
	10 – 20	B 464 ± 8 b	A 0,51 ± 0,01 b	B 24,94 ± 0,43 a
	20 – 30	B 472 ± 10 b	A 0,51 ± 0,01 b	C 30,86 ± 0,68 b
	30 – 40	CD 396 ± 34 a	BC 0,43 ± 0,04 b	C 31,68 ± 2,72 b
	40 – 50	E 337 ± 12 b	B 0,38 ± 0,01 b	C 30,12 ± 1,04 b
	50 – 60	CD 389 ± 19 b	C 0,46 ± 0,02 b	C 27,80 ± 1,36 b
	60 – 70	DEF 330 ± 25 b	BD 0,38 ± 0,03 a	AD 20,78 ± 1,56 b
	70 – 80	F 292 ± 11 b	D 0,33 ± 0,01 b	D 19,45 ± 0,75 b
	80 – 90	G 240 ± 4 b	E 0,30 ± 0,01 b	E 17,65 ± 0,33 b
	90 – 100			
Pontevea cultivo	**0 – 10**	A 567 ± 28 a	A 0,59 0,03 a	AB 30,63 ± 1,49 a
	10 – 20	A 605 ± 48 a	B 0,69 ± 0,05 a	AC 31,18 ± 2,47 a
	20 – 30	B 512 ± 26 a	A 0,56 ± 0,03 a	A 29,23 ± 1,46 a
	30 – 40	AB 546 ± 20 a	A 0,57 ± 0,02 a	B 29,67 ± 1,09 a
	40 – 50	C 316 ± 7 a	C 0,37 ± 0,01 a	C 31,29 ± 0,67 a
	50 – 60	D 139 ± 13 a	DEF 0,17 ± 0,02 a	D 29,66 ± 2,76 a
	60 – 70	D 143 ± 0 a	D 0,18 ± 0,00 a	E 33,23 ± 0,03 a
	70 – 80	E 118 ± 2 a	E 0,15 ± 0,00 a	D 33,67 ± 0,61 a
	80 – 90	D 135 ± 6 a	DF 0,17 ± 0,01 a	DE 39,82 ± 1,65 a
	90 – 100	D 125 ± 3 a	F 0,16 ± 0,00 a	F 52,27 ± 1,38 a
Pontevea forestada	**0 – 10**	A 808 ± 24 b	A 0,77 ± 0,02 b	A 21,72 ± 0,64 b
	10 – 20	B 472 ± 35 b	B 0,50 ± 0,04 b	B 24,32 ± 1,80 a
	20 – 30	B 417 ± 10 b	B 0,45 ± 0,01 b	C 21,73 ± 0,51 b
	30 – 40	C 353 ± 14 b	C 0,41 ± 0,02 b	C 20,15 ± 0,78 b
	40 – 50	D 174 ± 16 b	D 0,21 ± 0,02 b	BC 20,43 ± 1,84 a
	50 – 60	E 135 ± 12 a	DE 0,17 ± 0,02 a	BC 17,99 ± 1,66 b
	60 – 70	E 129 ± 9 a	E 0,15 ± 0,01 b	C 26,90 ± 1,88 a
	70 – 80	F 99 ± 5 b	F 0,11 ± 0,01 b	D 17,73 ± 0,81 a
	80 – 90	G 71 ± 4 b	G 0,08 ± 0,00 b	D 15,10 ± 0,92 b
	90 – 100	G 75 ± 4 b	H 0,09 ± 0,00 b	D 15,33 ± 0,73 b

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Tabla 12: Contenido de carbono en carbohidratos reactivos a la antrona soluble en ácido sulfúrico 26 N (C-CH FII) de las diferentes capas (entre 0 y 90/100 cm) de los suelos de las parcelas forestadas y las de cultivo de Laraño y Pontevea. Valores medios ± desviación estándar, expresados por unidad de peso, por unidad de volumen y en relación al contenido en carbono total del suelo. Letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre las diferentes capas de un mismo perfil ($p \leq 0,05$). Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre capas similares del suelo de cultivo y del forestado de cada uno de los sitios ($p \leq 0,05$).

Parcela	Prof. (cm)	C-CH FII (mg kg^{-1})	C-CH FII (mg cm^{-3})	C-CH FII / Ctotal (mg g^{-1} C)
Laraño cultivo	**0 – 10**	A 1314 ± 52 a	A 1,35 ± 0,05 a	A 52,54 ± 2,10 a
	10 – 20	B 1077 ± 29 a	B 1,11 ± 0,03 a	B 43,78 ± 1,18 a
	20 – 30	C 796 ± 14 a	C 0,86 ± 0,02 a	C 34,45 ± 0,62 a
	30 – 40	D 535 ± 42 a	DE 0,60 ± 0,05 a	DE 27,88 ± 2,18 a
	40 – 50	DEF 474 ± 38 a	DEF 0,54 ± 0,04 a	D 24,83 ± 1,96 a
	50 – 60	D 493 ± 15 a	D 0,62 ± 0,02 a	D 25,18 ± 0,75 a
	60 – 70	E 450 ± 19 a	E 0,57 ± 0,02 a	D 24,46 ± 1,03 a
	70 – 80	F 417 ± 8 a	F 0,51 ± 0,01 a	E 28,95 ± 0,57 a
	80 – 90	F 401 ± 16 a	F 0,49 ± 0,02 a	E 28,45 ± 1,11 a
	90 – 100			
Laraño forestada	**0 – 10**	A 1178 ± 4 b	A 1,13 ± 0,00 b	A 47,51 ± 0,15 b
	10 – 20	B 767 ± 11 b	B 0,84 ± 0,01 b	B 41,24 ± 0,58 b
	20 – 30	B 708 ± 52 b	B 0,76 ± 0,06 a	AB 46,28 ± 3,40 b
	30 – 40	C 461 ± 20 a	C 0,50 ± 0,02 b	C 36,89 ± 1,64 b
	40 – 50	C 428 ± 19 a	C 0,48 ± 0,02 a	C 38,21 ± 1,71 b
	50 – 60	D 501 ± 6 a	D 0,60 ± 0,01 a	C 35,82 ± 0,42 b
	60 – 70	E 386 ± 12 b	E 0,44 ± 0,01 b	D 24,30 ± 0,76 a
	70 – 80	F 322 ± 8 b	F 0,37 ± 0,01 b	E 21,49 ± 0,50 b
	80 – 90	G 268 ± 20 b	F 0,34 ± 0,03 b	E 19,70 ± 1,47 b
	90 – 100			
Pontevea cultivo	**0 – 10**	A 930 ± 65 a	AB 0,97 ± 0,07 a	AB 50,25 ± 3,53 a
	10 – 20	AB 822 ± 69 a	AB 0,94 ± 0,08 a	AC 42,35 ± 3,58 a
	20 – 30	B 810 ± 20 a	A 0,89 ± 0,02 a	A 46,27 ± 1,17 a
	30 – 40	A 931 ± 24 a	B 0,97 ± 0,02 a	B 50,60 ± 1,30 a
	40 – 50	C 447 ± 5 a	C 0,53 ± 0,01 a	C 44,21 ± 0,49 a
	50 – 60	D 154 ± 7 a	D 0,19 ± 0,01 a	D 32,71 ± 1,41 a
	60 – 70	D 155 ± 6 a	D 0,20 ± 0,01 a	E 35,98 ± 1,33 a
	70 – 80	E 101 ± 8 a	E 0,13 ± 0,01 a	D 28,82 ± 2,35 a
	80 – 90	E 107 ± 12 a	E 0,14 ± 0,02 a	DE 31,60 ± 3,54 a
	90 – 100	F 39 ± 1 a	F 0,05 ± 0,00 a	F 16,34 ± 0,55 a
Pontevea forestada	**0 – 10**	A 2174 ± 26 b	A 2,06 ± 0,03 b	A 58,43 ± 0,71 b
	10 – 20	B 882 ± 45 a	B 0,93 ± 0,05 a	B 45,46 ± 2,33 a
	20 – 30	C 771 ± 20 a	C 0,84 ± 0,02 b	C 40,17 ± 1,04 b
	30 – 40	D 668 ± 19 b	D 0,77 ± 0,02 b	C 38,17 ± 1,07 b
	40 – 50	E 354 ± 27 b	E 0,43 ± 0,03 b	BC 41,60 ± 3,14 a
	50 – 60	E 297 ± 24 b	E 0,37 ± 0,03 b	BC 39,60 ± 3,24 b
	60 – 70	F 179 ± 12 b	F 0,21 ± 0,01 a	C 37,29 ± 2,41 a
	70 – 80	G 140 ± 9 b	G 0,15 ± 0,01 a	D 25,00 ± 1,69 a
	80 – 90	G 119 ± 2 a	H 0,13 ± 0,00 a	D 25,42 ± 0,40 b
	90 – 100	G 131 ± 15 b	GH 0,15 ± 0,02 b	D 26,82 ± 3,00 b

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Tabla 13: Contenido de carbono en los compuestos de tipo polifenólico reactivos con Folin – Ciocalteu solubles en agua a temperatura ambiente (C-PP fría) de las diferentes capas (entre 0 y 90/100 cm) de los suelos de las parcelas forestadas y las de cultivo de Laraño y Pontevea. Valores medios ± desviación estándar, expresados por unidad de peso, por unidad de volumen y en relación al contenido en carbono total del suelo. Letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre las diferentes capas de un mismo perfil ($p \leq 0,05$). Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre capas similares del suelo de cultivo y del forestado de cada uno de los sitios ($p \leq 0,05$).

Parcela	Prof. (cm)	C-PP fría (mg kg^{-1})	C-PP fría (mg cm^{-3})	C-PP fría / Ctotal (mg g^{-1} C)
Laraño cultivo	**0 – 10**	AB 5,57 ± 0,52 a	A 0,01 ± 0,00 a	A 0,22 ± 0,02 a
	10 – 20	A 6,13 ± 0,56 a	A 0,01 ± 0,00 a	AB 0,25 ± 0,02 a
	20 – 30	B 4,88 ± 0,35 a	A 0,01 ± 0,00 a	A 0,21 ± 0,02 a
	30 – 40	C 1,58 ± 0,12 a	B 0,00 ± 0,00 a	BC 0,08 ± 0,01 a
	40 – 50	CD 3,04 ± 1,06 a	B 0,00 ± 0,00 a	AC 0,16 ± 0,06 a
	50 – 60	C 1,58 ± 0,59 a	B 0,00 ± 0,00 a	C 0,08 ± 0,03 a
	60 – 70	C 1,91 ± 0,65 a	B 0,00 ± 0,00 a	C 0,10 ± 0,04 a
	70 – 80	D 3,20 ± 0,21 a	C 0,00 ± 0,00 a	BC 0,22 ± 0,01 a
	80 – 90	E 0,00 ± 0,00 a	C 0,00 ± 0,00 a	D 0,00 ± 0,00 a
	90 – 100			
Laraño forestada	**0 – 10**	A 8,51 ± 0,70 b	A 0,01 ± 0,00 a	A 0,34 ± 0,03 b
	10 – 20	B 4,07 ± 0,41 a	B 0,00 ± 0,00 b	B 0,22 ± 0,02 a
	20 – 30	C 5,29 ± 0,18 a	C 0,01 ± 0,00 b	A 0,35 ± 0,01 b
	30 – 40	C 5,30 ± 0,26 b	D 0,01 ± 0,00 b	C 0,42 ± 0,02 b
	40 – 50	D 1,30 ± 1,24 a	E 0,00 ± 0,00 a	BD 0,12 ± 0,11 a
	50 – 60	D 0,00 ± 0,00 a	E 0,00 ± 0,00 b	D 0,00 ± 0,00 b
	60 – 70	D 0,00 ± 0,00 a	E 0,00 ± 0,00 b	D 0,00 ± 0,00 b
	70 – 80	D 0,00 ± 0,00 b	E 0,00 ± 0,00 b	D 0,00 ± 0,00 b
	80 – 90	D 0,00 ± 0,00 a	E 0,00 ± 0,00 a	D 0,00 ± 0,00 a
	90 – 100			
Pontevea cultivo	**0 – 10**	AB 4,28 ± 0,58 a	AB 0,00 ± 0,00 a	A 0,23 ± 0,03 a
	10 – 20	A 5,59 ± 1,09 a	A 0,01 ± 0,00 a	A 0,29 ± 0,06 a
	20 – 30	BC 3,52 ± 0,38 a	A 0,00 ± 0,00 a	A 0,20 ± 0,02 a
	30 – 40	CD 4,74 ± 1,02 a	A 0,00 ± 0,00 a	A 0,26 ± 0,06 a
	40 – 50	D 2,31 ± 0,42 a	B 0,00 ± 0,00 a	A 0,23 ± 0,04 a
	50 – 60	E 0,00 ± 0,00 a	C 0,00 ± 0,00 a	B 0,00 ± 0,00 a
	60 – 70	E 0,00 ± 0,00 a	C 0,00 ± 0,00 a	B 0,00 ± 0,00 a
	70 – 80	E 0,00 ± 0,00 a	C 0,00 ± 0,00 a	B 0,00 ± 0,00 a
	80 – 90	E 0,00 ± 0,00 a	C 0,00 ± 0,00 a	B 0,00 ± 0,00 a
	90 – 100	E 0,00 ± 0,00 a	C 0,00 ± 0,00 a	B 0,00 ± 0,00 a
Pontevea forestada	**0 – 10**	A 17,49 ± 0,39 b	A 0,02 ± 0,00 b	A 0,47 ± 0,01 b
	10 – 20	B 4,98 ± 0,16 a	B 0,01 ± 0,00 a	B 0,26 ± 0,01 a
	20 – 30	C 2,66 ± 0,07 a	C 0,00 ± 0,00 b	C 0,14 ± 0,00 b
	30 – 40	D 1,46 ± 0,01 b	D 0,00 ± 0,00 b	D 0,08 ± 0,00 b
	40 – 50	E 0,00 ± 0,00 b	E 0,00 ± 0,00 b	E 0,00 ± 0,00 b
	50 – 60	E 0,00 ± 0,00 a	E 0,00 ± 0,00 a	E 0,00 ± 0,00 a
	60 – 70	E 0,00 ± 0,00 a	E 0,00 ± 0,00 a	E 0,00 ± 0,00 a
	70 – 80	E 0,00 ± 0,00 a	E 0,00 ± 0,00 a	E 0,00 ± 0,00 a
	80 – 90	E 0,00 ± 0,00 a	E 0,00 ± 0,00 a	E 0,00 ± 0,00 a
	90 – 100	E 0,00 ± 0,00 a	E 0,00 ± 0,00 a	E 0,00 ± 0,00 a

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Tabla 14: Contenido de carbono en los compuestos de tipo polifenólico reactivos con Folin – Ciocalteu solubles en agua a 80 ºC (C-PP cal) de las diferentes capas (entre 0 y 90/100 cm) de los suelos de las parcelas forestadas y las de cultivo de Laraño y Pontevea. Valores medios ± desviación estándar, expresados por unidad de peso, por unidad de volumen y en relación al contenido en carbono total del suelo. Letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre las diferentes capas de un mismo perfil ($p \leq 0,05$). Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre capas similares del suelo de cultivo y del forestado de cada uno de los sitios ($p \leq 0,05$).

Parcela	Prof. (cm)	C-PP cal (mg kg^{-1})	C-PP cal (mg cm^{-3})	C-PP cal / Ctotal (mg g^{-1} C)
Laraño cultivo	**0 – 10**	A 51 ± 3 a	A 0,05 ± 0,00 a	A 2,05 ±0,12 a
	10 – 20	B 39 ± 0 a	B 0,04 ± 0,00 a	B 1,58 ± 0,01 a
	20 – 30	C 20 ± 1 a	C 0,02 ± 0,00 a	C 0,89 ± 0,06 a
	30 – 40	D 5 ± 0 a	D 0,01 ± 0,00 a	D 0,27 ± 0,02 a
	40 – 50	D 5 ± 0 a	D 0,01 ± 0,00 a	D 0,25 ± 0,03 a
	50 – 60	DF 6 ± 3 a	DEF 0,01 ± 0,00 a	DE 0,29 ± 0,14 a
	60 – 70	EF 3 ± 0 a	E 0,00 ± 0,00 a	F 0,18 ± 0,01 a
	70 – 80	DF 3 ± 1 a	DEF 0,00 ± 0,00 a	DF 0,21 ± 0,04 a
	80 – 90	F 1 ± 1 a	F 0,00 ± 0,00 a	EF 0,09 ± 0,07 a
	90 – 100			
Laraño forestada	**0 – 10**	A 64 ± 1 b	A 0,06 ± 0,00 b	A 2,59 ± 0,03 b
	10 – 20	B 25 ± 1 b	B 0,03 ± 0,00 b	B 1,32 ± 0,06 b
	20 – 30	C 16 ± 1 a	C 0,02 ± 0,00 b	C 1,06 ± 0,04 b
	30 – 40	D 9 ± 0 b	D 0,01 ± 0,00 b	D 0,68 ± 0,01 b
	40 – 50	E 4 ± 0 a	E 0,00 ± 0,00 a	E 0,37 ± 0,03 b
	50 – 60	F 3 ± 0 a	F 0,00 ± 0,00 a	F 0,20 ± 0,01 a
	60 – 70	EF 3 ± 1 a	F 0,00 ± 0,00 a	F 0,17 ± 0,04 a
	70 – 80	GF 2 ± 0 a	F 0,00 ± 0,00 a	G 0,11 ± 0,03 b
	80 – 90	EF 3 ± 1 a	F 0,00 ± 0,00 a	FG 0,20 ± 0,07 a
	90 – 100			
Pontevea cultivo	**0 – 10**	A 46 ± 1 a	A 0,05 ± 0,00 a	AF 2,48 ± 0,05 a
	10 – 20	A 45 ± 2 a	A 0,05 ± 0,00 a	A 2,31 ± 0,10 a
	20 – 30	B 34 ± 1 a	B 0,04 ± 0,00 a	B 1,96 ± 0,07 a
	30 – 40	A 44 ± 2 a	C 0,05 ± 0,00 a	AF 2,37 ± 0,11 a
	40 – 50	C 16 ± 1 a	D 0,02 ± 0,00 a	C 1,56 ± 0,08 a
	50 – 60	D 3 ± 1 a	E 0,00 ± 0,00 a	D 0,55 ± 0,14 a
	60 – 70	D 3 ± 3 a	E 0,00 ± 0,00 a	DE 0,73 ± 0,72 a
	70 – 80	D 2 ± 1 a	E 0,00 ± 0,00 a	D 0,44 ± 0,39 a
	80 – 90	D 1 ± 0 a	E 0,00 ± 0,00 a	D 0,43 ± 0,03 a
	90 – 100	D 4 ± 2 a	E 0,01 ± 0,00 a	BCEF 1,83 ± 0,76 a
Pontevea forestada	**0 – 10**	A 130 ± 1 b	A 0,12 ± 0,00 b	A 3,49 ± 0,03 b
	10 – 20	B 37 ± 1 b	B 0,04 ± 0,00 b	B 1,91 ± 0,06 b
	20 – 30	B 37 ± 3 a	B 0,04 ± 0,00 b	B 1,93 ± 0,14 b
	30 – 40	C 25 ± 1 b	C 0,03 ± 0,00 b	C 1,41 ± 0,06 b
	40 – 50	D 7 ± 2 b	D 0,01 ± 0,00 a	D 0,81 ± 0,20 a
	50 – 60	D 3 ± 0 a	E 0,00 ± 0,00 a	E 0,36 ± 0,01 b
	60 – 70	E 0 ± 0 a	E 0,00 ± 0,00 a	F 0,00 ± 0,00 b
	70 – 80	E 0 ± 0 a	E 0,00 ± 0,00 a	F 0,00 ± 0,00 b
	80 – 90	E 0 ± 0 b	E 0,00 ± 0,00 a	F 0,00 ± 0,00 a
	90 – 100	E 0 ± 0 a	E 0,00 ± 0,00 a	F 0,00 ± 0,00 a

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Tabla 15: Contenido de carbono en los compuestos de tipo polifenólico reactivos con Folin – Ciocalteu solubles en ácido sulfúrico 5 N (C-PP FI) de las diferentes capas (entre 0 y 90/100 cm) de los suelos de las parcelas forestadas y las de cultivo de Laraño y Pontevea. Valores medios ± desviación estándar, expresados por unidad de peso, por unidad de volumen y en relación al contenido en carbono total del suelo. Letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre las diferentes capas de un mismo perfil ($p \leq 0,05$). Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre capas similares del suelo de cultivo y del forestado de cada uno de los sitios ($p \leq 0,05$).

Parcela	Prof. (cm)	C-PP FI (mg kg^{-1})	C-PP FI (mg cm^{-3})	C-PP FI / Ctotal (mg g^{-1} C)
Laraño cultivo	**0 – 10**	A 179 ± 13 a	AD 0,18 ± 0,01 a	AB 7,16 ± 0,53 a
	10 – 20	A 167 ± 3 a	A 0,17 ± 0,00 a	A 6,78 ± 0,10 a
	20 – 30	A 195 ± 20 a	B 0,21 ± 0,02 a	B 8,45 ± 0,85 a
	30 – 40	B 96 ± 5 a	C 0,11 ± 0,01 a	C 5,00 ± 0,28 a
	40 – 50	C 141 ± 7 a	ADE 0,16 ± 0,01 a	AB 7,40 ± 0,38 a
	50 – 60	C 146 ± 8 a	B 0,18 ± 0,01 a	B 7,47 ± 0,41 a
	60 – 70	D 122 ± 6 a	E 0,15 ± 0,01 a	AD 6,62 ± 0,32 a
	70 – 80	E 105 ± 1 a	F 0,13 ± 0,00 a	B 7,31 ± 0,08 a
	80 – 90	BE 97 ± 8 a	CF 0,12 ± 0,01 a	BD 6,85 ± 0,57 a
	90 – 100			
Laraño forestada	**0 – 10**	A 127 ± 0 b	A 0,12 ± 0,00 b	A 5,13 ± 0,00 b
	10 – 20	B 147 ± 10 b	B 0,16 ± 0,01 a	B 7,90 ± 0,52 a
	20 – 30	AB 136 ± 6 b	B 0,15 ± 0,01 b	BC 8,86 ± 0,41 b
	30 – 40	C 103 ± 5 b	AC 0,11 ± 0,01 a	C 8,23 ± 0,40 a
	40 – 50	D 140 ± 12 b	B 0,16 ± 0,01 a	D 12,48 ± 1,04 a
	50 – 60	D 138 ± 1 b	B 0,16 ± 0,00 b	E 9,85 ± 0,10 b
	60 – 70	D 137 ± 10 a	B 0,16 ± 0,01 a	BC 8,63 ± 0,60 a
	70 – 80	E 82 ± 13 b	AC 0,09 ± 0,02 b	F 5,46 ± 0,89 b
	80 – 90	E 66 ± 13 b	C 0,08 ± 0,02 b	F 4,87 ± 0,96 b
	90 – 100			
Pontevea cultivo	**0 – 10**	A 191 ± 12 a	A 0,20 ± 0,01 a	AB 10,34 ± 0,67 a
	10 – 20	B 219 ± 7 a	B 0,25 ± 0,01 a	AF 11,31 ± 0,37 a
	20 – 30	A 169 ± 14 a	A 0,19 ± 0,01 a	B 9,68 ± 0,77 a
	30 – 40	C 133 ± 8 a	C 0,14 ± 0,01 a	C 7,24 ± 0,45 a
	40 – 50	D 101 ± 7 a	C 0,12 ± 0,01 a	BD 10,00 ± 0,71 a
	50 – 60	E 16 ± 0 a	D 0,02 ± 0,00 a	E 3,44 ± 0,04 a
	60 – 70	F 52 ± 4 a	E 0,07 ± 0,01 a	ADF 11,98 ± 1,02 a
	70 – 80	F 54 ± 11 a	E 0,07 ± 0,01 a	FG 15,44 ± 3,04 a
	80 – 90	F 54 ± 0 a	E 0,07 ± 0,00 a	G 15,76 ± 0,01 a
	90 – 100	G 30 ± 4 a	F 0,04 ± 0,01 a	ABG 12,34 ± 1,69 a
Pontevea forestada	**0 – 10**	A 208 ± 13 a	A 0,20 ± 0,01 a	A 5,60 ± 0,36 b
	10 – 20	B 138 ± 15 b	BC 0,15 ± 0,02 b	BC 7,12 ± 0,79 b
	20 – 30	B 125 ± 9 b	BC 0,14 ± 0,01 b	B 6,48 ± 0,49 b
	30 – 40	B 139 ± 10 a	B 0,16 ± 0,01 a	C 7,97 ± 0,58 a
	40 – 50	C 102 ± 6 a	C 0,12 ± 0,01 a	D 12,01 ± 0,75 b
	50 – 60	D 61 ± 10 b	D 0,08 ± 0,01 b	BCE 8,16 ± 1,31 b
	60 – 70	D 53 ± 2 a	E 0,06 ± 0,00 a	D 11,08 ± 0,49 a
	70 – 80	D 39 ± 25 a	DEF 0,04 ± 0,03 a	BCDE 7,03 ± 4,52 a
	80 – 90	E 44 ± 1 b	F 0,05 ± 0,00 b	E 9,26 ± 0,20 b
	90 – 100	D 68 ± 12 b	D 0,08 ± 0,01 b	D 13,91 ± 2,51 a

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Tabla 16: Contenido de carbono en los compuestos de tipo polifenólico reactivos con Folin – Ciocalteu lábiles en ácido sulfúrico 26 N (C-PP FII) de las diferentes capas (entre 0 y 90/100 cm) de los suelos de las parcelas forestadas y las de cultivo de Laraño y Pontevea. Valores medios ± desviación estándar, expresados por unidad de peso, por unidad de volumen y en relación al contenido en carbono total del suelo. Letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre las diferentes capas de un mismo perfil ($p \leq 0,05$). Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre capas similares del suelo de cultivo y del forestado de cada uno de los sitios ($p \leq 0,05$).

Parcela	Prof. (cm)	C-PP FII (mg kg^{-1})	C-PP FII (mg cm^{-3})	C-PP FII / Ctotal (mg g^{-1} C)
Laraño cultivo	**0 – 10**	A 863 ± 81 a	AB 0,89 ± 0,08 a	A 34,54 ± 3,26 a
	10 – 20	AE 737 ± 42 a	A 0,76 ± 0,04 a	AB 29,95 ± 1,71 a
	20 – 30	B 657 ± 21 a	BD 0,71 ± 0,02 a	B 28,45 ± 0,89 a
	30 – 40	CD 525 ± 35 a	C 0,59 ± 0,04 a	BC 27,33 ± 1,83 a
	40 – 50	BEFG 653 ± 61 a	ABD 0,74 ± 0,07 a	A 34,18 ± 3,22 a
	50 – 60	F 604 ± 19 a	A 0,76 ± 0,02 a	A 30,81 ± 0,99 a
	60 – 70	CG 559 ± 15 a	D 0,70 ± 0,02 a	AC 30,41 ± 0,82 a
	70 – 80	H 457 ± 4 a	C 0,56 ± 0,01 a	A 31,72 ± 0,31 a
	80 – 90	DH 474 ± 39 a	C 0,58 ± 0,05 a	A 33,60 ± 2,80 a
	90 – 100			
Laraño forestada	**0 – 10**	A 711 ± 22 b	A 0,68 ± 0,02 b	A 28,69 ± 0,87 b
	10 – 20	B 655 ± 11 b	B 0,72 ± 0,01 a	B 35,21 ± 0,61 b
	20 – 30	C 789 ± 28 b	C 0,85 ± 0,03 b	C 51,57 ± 1,85 b
	30 – 40	D 538 ± 20 a	D 0,59 ± 0,02 a	D 43,03 ± 1,61 b
	40 – 50	D 506 ± 34 b	D 0,57 ± 0,04 b	D 45,14 ± 3,06 b
	50 – 60	D 494 ± 19 b	D 0,59 ± 0,02 b	BE 35,27 ±1,36 b
	60 – 70	D 476 ± 35 b	D 0,55 ± 0,04 b	AF 29,92 ± 2,19 a
	70 – 80	D 477 ± 29 a	D 0,54 ± 0,03 a	AE 31,78 ± 1,93 a
	80 – 90	D 461 ± 28 a	D 0,58 ± 0,04 a	BEF 33,91 ± 2,09 a
	90 – 100			
Pontevea cultivo	**0 – 10**	A 554 ± 12 a	A 0,58 ± 0,01 a	A 29,95 ± 0,65 a
	10 – 20	A 553 ± 16 a	B 0,63 ± 0,02 a	A 28,51 ± 0,84 a
	20 – 30	AB 557 ± 47 a	ABD 0,61 ± 0,05 a	A 31,83 ± 2,67 a
	30 – 40	AB 545 ± 33 a	ADG 0,57 ± 0,03 a	A 29,61 ± 1,79 a
	40 – 50	C 407 ± 6 a	C 0,48 ± 0,01 a	B 40,34 ± 0,62 a
	50 – 60	CE 412 ± 34 a	CDF 0,51 ± 0,04 a	C 87,61 ± 7,30 a
	60 – 70	CE 447 ± 42 a	ABD 0,57 ± 0,05 a	CD 103,85 ± 9,73 a
	70 – 80	D 329 ± 2 a	E 0,43 ± 0,00 a	C 94,07 ± 0,47 a
	80 – 90	E 398 ± 3 a	F 0,51 ± 0,00 a	D 117,06 ± 0,85 a
	90 – 100	B 496 ± 29 a	BG 0,65 ± 0,04 a	E 206,79 ± 12,27 a
Pontevea forestada	**0 – 10**	A 958 ± 27 b	A 0,91 ± 0,03 b	A 25,76 ± 0,73 b
	10 – 20	B 522 ± 30 a	BD 0,55 ± 0,03 b	A 26,89 ± 1,53 a
	20 – 30	C 470 ± 10 b	BC 0,51 ± 0,01 b	A 24,46 ± 0,50 b
	30 – 40	D 438 ± 16 b	BC 0,50 ± 0,02 b	A 25,01 ± 0,91 b
	40 – 50	E 359 ± 39 a	C 0,43 ± 0,05 a	B 42,19 ± 4,62 a
	50 – 60	D 395 ± 42 a	BCD 0,49 ± 0,05 a	BE 52,64 ± 5,65 b
	60 – 70	BC 485 ± 12 a	D 0,57 ± 0,01 a	C 100,96 ± 2,46 a
	70 – 80	BCD 464 ± 37 b	BCD 0,51 ± 0,04 b	D 82,81 ± 6,63 a
	80 – 90	E 289 ± 4 b	E 0,33 ± 0,00 b	E 61,51 ± 0,94 b
	90 – 100	D 442 ± 8 b	BC 0,51 ± 0,01 b	D 90,23 ± 1,56 b

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Tabla 17: Contenido de carbono asociado a la biomasa microbiana (Cbio) y valores de respiración basal del suelo ($C\text{-}CO_2$) de las diferentes capas (entre 0 y 90/100 cm) de los suelos de las parcelas forestadas y las de cultivo de Laraño y Pontevea. Valores medios ± desviación estándar, expresados por unidad de peso y por unidad de volumen. Letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre las diferentes capas de un mismo perfil ($p \leq 0,05$). Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre capas similares del suelo de cultivo y del forestado de cada uno de los sitios ($p \leq 0,05$).

Parcela	Prof. (cm)	Cbio (mg kg^{-1})	Cbio (mg cm^{-3})	$C\text{-}CO_2$ (mg kg^{-1} 10 días^{-1})	$C\text{-}CO_2$ (mg cm^{-3} 10 días^{-1})
Laraño cultivo	**0 – 10**	A 521 ± 18 a	A 0,536 ± 0,019 a	A 146 ± 20 a	A 0,150 ± 0,021 a
	10 – 20	B 477 ± 35 a	B 0,491± 0,036 a	B 66 ± 2 a	B 0,068 ± 0,002 a
	20 – 30	C 384 ± 23 a	C 0,415 ± 0,025 a	C 33 ± 2 a	CD 0,036 ± 0,002 a
	30 – 40	D 222 ± 24 a	D 0,248 ± 0,027 a	C 29 ± 7 a	CD 0,032 ± 0,008 a
	40 – 50	E 314 ± 21 a	E 0,358 ± 0,024 a	D 28 ± 3 a	C 0,032 ± 0,004 a
	50 – 60	E 308 ± 25 a	C 0,389 ± 0,032 a	CD 20 ± 14 a	CD 0,026 ± 0,018 a
	60 – 70	F 260 ± 39 a	E 0,327 ± 0,049 a	D 29 ± 2 a	D 0,037 ± 0,003 a
	70 – 80	D 224 ± 32 a	F 0,275 ± 0,040 a	C 31 ± 2 a	D 0,038 ± 0,002 a
	80 – 90	D 203 ± 18 a	F 0,250 ± 0,022 a	D 30 ± 3 a	D 0,037 ± 0,003 a
	90 – 100				
Laraño forestada	**0 – 10**	A 438 ± 11 b	A 0,420 ± 0,011 b	A 84 ± 3 b	A 0,081 ± 0,003 b
	10 – 20	B 329 ± 20 b	B 0,362 ± 0,022 b	B 29 ± 2 b	B 0,032 ± 0,002 b
	20 – 30	B 332 ± 11 b	B 0,358 ± 0,012 b	C 12 ± 4 b	C0,013 ± 0,004 b
	30 – 40	C 305 ± 8 b	C 0,333 ± 0,008 b	D 18 ± 5 b	D 0,019 ± 0,005 b
	40 – 50	D 283 ± 21 b	D 0,320 ± 0,024 b	D 18 ± 1 b	D 0,020 ± 0,002 b
	50 – 60	CD 291 ± 26 a	BCD 0,346 ± 0,030 b	DE 19 ± 7 a	DE 0,023 ± 0,008 a
	60 – 70	E 230 ± 31 a	EF 0,265 ± 0,036 b	EF 22 ± 1 b	E 0,026 ± 0,001 b
	70 – 80	E 221 ± 16 a	E 0,251 ± 0,018 a	DF 19 ± 5 b	D 0,021 ± 0,005 b
	80 – 90	E 220 ± 12 b	F 0,278 ± 0,015 b	CDF 18 ± 7 b	DE 0,023 ± 0,009 b
	90 – 100				
Pontevea cultivo	**0 – 10**	A 203 ± 22 a	A 0,211 ± 0,023 a	A 127 ± 8 a	A 0,132 ± 0,008 a
	10 – 20	AC 197 ± 36 a	A 0,224 ± 0,041 a	B 102 ± 8 a	B 0,117 ± 0,009 a
	20 – 30	B 150 ± 30 a	B 0,165 ± 0,033 a	C 76 ± 5 a	C 0,084 ± 0,006 a
	30 – 40	C 183 ± 14 a	C 0,191 ± 0,015 a	D 149 ± 15 a	D 0,154 ± 0,016 a
	40 – 50	D 36 ± 18 a	D 0,043 ±0,021 a	E 64 ± 3 a	E ,076 ± 0,003 a
	50 – 60	E 18 ± 15 a	E 0,022 ± 0,019 a	F 25 ± 14 a	F 0,031 ± 0,018 a
	60 – 70	E 14 ± 14 a	E 0,018 ± 0,018 a	G 11 ± 4 a	G 0,014 ± 0,005 a
	70 – 80	E 14 ± 23 a	DE 0,018 ± 0,031 a	F 13 ± 22 a	FGH 0,018 ± 0,028 a
	80 – 90	E 18 ± 13 a	DE 0,023 ± 0,017a	F 34 ± 8 a	H 0,043 ± 0,011 a
	90 – 100	DE 18 ± 30 a	DE 0,023 ± 0,039 a	F 24 ± 9 a	H 0,032 ± 0,011 a
Pontevea forestada	**0 – 10**	A 678 ± 52 b	A 0,644 ± 0,049 b	A 520 ± 9 b	A 0,494 ± 0,008 b
	10 – 20	B 218 ± 35 a	B 0,231 ± 0,038 a	B 107 ± 38 a	B 0,114 ± 0,041 a
	20 – 30	C 183 ± 23 b	B 0,199 ± 0,025 b	C 70 ± 11 a	B 0,077 ± 0,012 a
	30 – 40	D 121 ± 34 b	C 0,139 ± 0,039 b	BC 70 ± 13 b	B 0,081 ± 0,015 b
	40 – 50	EF 81 ± 32 b	DE 0,098 ± 0,039 b	D 25 ± 11 b	C 0,030 ± 0,013 b
	50 – 60	F 42 ± 13 b	F 0,053 ± 0,017 b	E 10 ± 3 b	D 0,012 ± 0,003 b
	60 – 70	E 81 ± 5 b	D 0,095 ± 0,006 b	D 20 ± 7 b	CE 0,024 ± 0,009 b
	70 – 80	D 109 ± 21 b	CE 0,120 ± 0,023 b	DG 23 ± 14 a	CDE 0,025 ± 0,016 a
	80 – 90	E 64 ± 28 b	DF 0,073 ± 0,032 b	FG 13 ± 1 b	DE 0,015 ± 0,002 b
	90 – 100	E 78 ± 10 b	D 0,090 ± 0,012 b	DF 15 ± 2 b	E 0,017 ± 0,002 b

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Tabla 18: Valores del coeficiente microbiano (*q*mic) y del coeficiente respiratorio (*q*R) de las diferentes capas (entre 0 y 90/100 cm) de los suelos de las parcelas forestadas y las de cultivo de Laraño y Pontevea. Valores medios ± desviación estándar. Letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre las diferentes capas de un mismo perfil ($p \leq 0,05$). Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre capas similares del suelo de cultivo y del forestado de cada uno de los sitios ($p \leq 0,05$).

Parcela	Prof. (cm)	Laraño		Pontevea	
		***q*mic (mg Cbio g^{-1} C)**	***q*R (mg C-CO_2 g^{-1} C 10 días^{-1})**	***q*mic (mg Cbio g^{-1} C)**	***q*R (mg C-CO_2 g^{-1} C 10 días^{-1})**
Cultivo	**0 – 10**	A 20,82 ± 0,73 a	A 5,83 ± 0,81 a	A 10,95 ± 0,21 a	A 6,84 ± 0,41 a
	10 – 20	B 19,39 ± 1,42 a	B 2,67 ± 0,10 a	AB 10,14 ± 1,87 a	BH 5,27 ± 0,40 a
	20 – 30	C 16,64 ± 1,00 a	C 1,44 ± 0,09 a	B 8,55 ± 1,72 a	C 4,37 ± 0,31 a
	30 – 40	D 11,54 ± 1,25 a	C 1,50 ± 0,35 a	A 9,97 ± 0,79 a	DGH 8,07 ± 0,84 a
	40 – 50	C 16,44 ± 1,10 a	C 1,47 ± 0,18 a	C 3,59 ± 1,73 a	E 6,37 ± 0,25 a
	50 – 60	CE 15,73 ± 1,28 a	C 1,04 ± 0,73 a	C 3,83 ± 3,22 a	ABCDEF 5,28 ± 3,04 a
	60 – 70	EF 14,11 ± 2,12 a	C 1,58 ± 0,13 a	C 3,26 ± 3,35 a	F 2,51 ± 0,91 a
	70 – 80	CEF 15,55 ± 2,26 a	D 2,16 ± 0,14 a	BC 4,01± 6,71 a	ABCDEFH 3,83 ± 6,15 a
	80 – 90	F 14,39 ± 1,26 a	D 2,14 ± 0,18 a	C 5,29 ± 3,94 a	G 9,96 ± 2,43 a
	90 – 100			ABC 7,50 ± 12,65 a	H 10,17 ± 3,67 a
Forestada	**0 – 10**	A 17,65 ± 0,46 b	A 3,41 ± 0,14 b	A 18,24 ± 1,39 b	A 13,97 ± 0,23 b
	10 – 20	A 17,68 ± 1,06 b	B 1,58 ± 0,10 b	B 11,24 ± 1,82 a	B 5,53 ± 1,98 a
	20 – 30	B 21,70 ± 0,71 b	C 0,77 ± 0,25 b	C 9,53 ± 1,20 b	BC 3,66 ± 0,57 b
	30 – 40	CD 24,41 ± 0,60 b	BD 1,42 ± 0,38 a	DE 6,93 ± 1,91 b	BC 4,03 ± 0,76 b
	40 – 50	C 25,30 ± 1,90 b	B 1,60 ± 0,12 a	BCD 9,53 ± 3,77 b	CE 2,89 ± 1,30 b
	50 – 60	D 20,76 ± 1,82 b	BD 1,38 ± 0,47 a	E 5,65 ± 1,78 a	D 1,31 ± 0,37 b
	60 – 70	E 14,47 ± 1,97 a	D 1,41 ± 0,04 a	FG 16,85 ± 1,10 b	BCF 4,21 ± 1,52 b
	70 – 80	E 14,71 ± 1,06 a	D 1,25 ± 0,32 b	AF 19,50 ± 3,69 b	BCE 4,07 ± 2,55 a
	80 – 90	F 16,21 ± 0,89 b	ABD 1,33 ± 0,53 b	BCG 13,71 ± 6,01 b	E 2,74 ± 0,29 b
	90 – 100			G 15,95 ± 2,12 a	EF 3,01 ± 0,33 b

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Tabla 19: Valores del coeficiente metabólico (qCO_2) de las diferentes capas (entre 0 y 90/100 cm) de los suelos de las parcelas forestadas y las de cultivo de Laraño y Pontevea. Valores medios ± desviación estándar. Letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre las diferentes capas de un mismo perfil ($p \leq 0,05$). Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre capas similares del suelo de cultivo y del forestado de cada uno de los sitios ($p \leq 0,05$).

Parcela	Profundidad (cm)	Laraño	Pontevea
		qCO_2 (µg C-CO_2 mg^{-1} Cbio h^{-1})	**qCO_2 (µg C-CO_2 mg^{-1} Cbio h^{-1})**
Cultivo	**0 – 10**	A 1,17 ± 4,63 a	A 2,60 ± 1,40 a
	10 – 20	A 0,57 ± 0,29 a	A 2,17 ± 0,89 a
	20 – 30	A 0,36 ± 0,38 a	A 2,13 ± 0,75 a
	30 – 40	A 0,54 ± 1,17 a	A 3,37 ± 4,44 a
	40 – 50	A 0,37 ± 0,69 a	A 7,39 ± 0,60 a
	50 – 60	A 0,28 ± 2,39 a	A 5,74 ± 3,93 a
	60 – 70	A 0,47 ± 0,25 a	A 3,21 ± 1,14 a
	70 – 80	A 0,58 ± 0,25 a	A 3,98 ± 3,82 a
	80 – 90	A 0,62 ± 0,59 a	A 7,84 ± 2,57 a
	90 – 100		A 5,65 ± 1,21 a
Forestada	**0 – 10**	A 0,80 ± 1,25 a	A 3,19 ± 0,69 a
	10 – 20	A 0,37 ± 0,41 a	AB 2,05 ± 4,52 a
	20 – 30	A 0,15 ± 1,48 a	AB 1,60 ± 1,97 a
	30 – 40	A 0,24 ± 2,59 a	AB 2,42 ± 1,66 a
	40 – 50	A 0,26 ± 0,27 a	AB 1,26 ± 1,44 b
	50 – 60	A 0,28 ± 1,07 a	AB 0,96 ± 0,86 a
	60 – 70	A 0,40 ± 0,08 a	AB 1,04 ± 5,80 a
	70 – 80	A 0,35 ± 1,26 a	AB 0,87 ± 2,88 a
	80 – 90	A 0,34 ± 2,50 a	B 0,83 ± 0,20 a
	90 – 100		B 0,79 ± 0,65 b

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

OS MÁIS PROFUNDOS E SENTIDOS AGRADECEMENTOS

En primeiro lugar aos meus "xefes", Fernando Gil-Sotres, Mª del Carmen Leirós de la Peña e Carmen Trasar-Cepeda por acollerme no seu grupo e por tanto como aprendín en todos estes anos. Sodes un exemplo de tenacidade e gusto pola ciencia.

A Ana, Diana e Félix, tantas horas, tantas conversas e tanto esforzo. Aínda que agora non estamos tan preto, xa sabedes que estades no meu corazón para sempre e sempre estarei para vós sempre.

Ao meu segundo grupo, BCS, Ángela e Montse por preocuparse tanto por min, a miña familia e a miña tese. Contaxiádesme tanta alegría e ganas.

A todas as rapazas de Micro, as que están, as que están lonxe e as que non están pero que non esquezo. Que tempos de "cafés" con tantos temas que falar en tan pouco espazo. Grazas por todo.

A todas as compañeiras do IIAG. Sigamos desfrutando e facendo grupo. Calquera cousa que precisedes, estarei sempre.

A Fina e Belén, por darme os 5 minutos diarios de desconexión e apoio, cada unha nunha etapa diferente.

A Leti, ti xa sabes.

Aos meus compañeiros do SPRL Norte-Galicia (más Zaragoza, con todas las vocales acentuadas), traballamos moito pero sempre con moitas risas e bo ambiente.

Á miña familia por tantas cousas.

E por último, a Mon, Héctor, Esther e Nora por todo.

USC
UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

En la década de los 90 del siglo XX, el Protocolo de Kioto estableció directrices para reducir las emisiones de gases de efecto invernadero y fomentar la captura de carbono (C). Además, la UE promulgó el Reglamento 2080/1992, que otorgaba subsidio para la forestación de terrenos agrícolas marginales. Este cambio de uso del suelo se promovió suponiendo que áreas emisoras se transformarían en sumideros de C. En este estudio se analiza el impacto de la forestación en diversas propiedades bioquímicas relacionadas con la abundancia y actividad de los microorganismos del suelo. Además, se estudian aspectos relacionados con la estructura y la labilidad de la materia orgánica, mediante fraccionamientos y extracciones con diversas soluciones, comparando parcelas forestadas con parcelas adyacentes que mantienen el uso previo.