



3.6

Efecto de los incendios forestales sobre los suelos de Galicia

Tarsy Carballas¹, Ángela Martín¹ y Montserrat Díaz-Raviña¹

¹ Departamento de Bioquímica del Suelo, Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia (CSIC), Campus Universitario Sur, Avda. de Vigo s/n, Apartado 122, 15780-Santiago de Compostela. tcf@iiag.csic.es

Efecto de los incendios forestales sobre los suelos de Galicia

Tarsy Carballas¹, Ángela Martín¹ y Montserrat Díaz-Raviña¹

¹ Departamento de Bioquímica del Suelo, Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia (CSIC), Campus Universitario Sur, Avda. de Vigo s/n, Apartado 122, 15780-Santiago de Compostela. tcf@iiag.csic.es

RESUMEN

La incidencia de los incendios forestales es particularmente acusada en Galicia ya que, con una superficie que representa el 5,8 % de la de España, soporta el 55 % del número total de incendios. A pesar de que en los últimos años disminuyó la superficie anual quemada, que algunos años ascendió a 300.000 ha, la situación es alarmante ya que más del 45 % de la superficie forestal ha sido afectada por este proceso de degradación, que provoca la destrucción de la cubierta vegetal y la degradación física, química y biológica del suelo. El objetivo de este trabajo es exponer someramente los resultados de diversos estudios de laboratorio y campo realizados con el fin de evaluar el impacto de los incendios forestales sobre las propiedades físicas, químicas, bioquímicas y microbiológicas del suelo, así como la evolución en el tiempo del ecosistema edáfico afectado. En estos estudios se utilizaron muestras de suelos desarrollados sobre rocas ácidas y bajo vegetación de bosque o matorral, en un clima templado-húmedo, representativos de los ecosistemas más afectados por incendios forestales no controlados de diversa severidad en la Comunidad de Galicia. Los resultados de todas las experiencias realizadas indicaron que algunas propiedades del suelo apenas resultan afectadas mientras que el efecto directo del fuego sobre el suelo modifica profundamente otras propiedades. Por otra parte, mientras que los cambios inducidos por el incendio en algunas propiedades sólo persistieron durante el primer año, la recuperación de otras no se produjo hasta 5-10 años después del incendio, incluso en ausencia de erosión post-incendio y de destrucción total de la materia orgánica. La población microbiana se redujo drásticamente tras el incendio y aunque luego se recuperó se observaron importantes cambios en su densidad, masa, actividad y diversidad. El fuego también redujo el contenido y modificó la composición de uno de los atributos fundamentales de la calidad de los suelos de esta zona, la materia orgánica, disminuyendo las fracciones más lábiles y aumentando las más recalcitrantes, ralentizando así el proceso de mineralización del C y N orgánicos y la liberación de nutrientes necesarios para la revegetación. Los resultados demostraron claramente que los incendios constituyen una importante amenaza para estos suelos de zona templado húmeda (ácidos, arenosos, ricos en materia orgánica pero con baja disponibilidad de nutrientes) ya que provocan un descenso a medio y largo plazo de su fertilidad física, química y biológica, ya de por sí baja, constituyéndose el fuego en un factor determinante de la calidad de estos suelos, que, además, cuando la cubierta vegetal no se ha reestablecido son altamente susceptibles a sufrir pérdidas de nutrientes por lavado y erosión postincendio.

INTRODUCCIÓN

Los incendios forestales, que se extienden por todo el mundo aunque afectan con más frecuencia a los ecosistemas forestales de zonas mediterráneas y atlánticas, son una de las principales causas de destrucción de la vegetación y de la degradación del suelo así como de la pérdida irreversible de enormes cantidades de suelo por erosión postincendio. Todo ello provoca enormes daños ecológicos, entre ellos la disminución de la biodiversidad y de la calidad del suelo, graves repercusiones sociales y elevadas pérdidas económicas y gastos en prevención y extinción de los incendios forestales, así como en protección post-incendio del suelo y restauración

de los ecosistemas afectados. Galicia, situada en el NO de la Península Ibérica, al N de Portugal, dentro de la región templado húmeda de España pero con influencia climática mediterránea en el Oeste de la región, atlántica en el N y continental en el Este, con 1.884 km de costa bañados por el Océano Atlántico y con una orografía montañosa muy complicada, con fuertes pendientes y valles suaves, ocupa una superficie de 2.943.000 ha, con 2.000.000 ha de superficie forestal, de la cual aproximadamente el 40 % está ocupada por bosques y el 60 % por monte bajo, principalmente matorral. Aunque la vegetación climax es el robledal, actualmente, debido a sucesivas deforestaciones y reforestaciones, predominan las coníferas, principalmente pinos, y el eucalipto, con un bajo porcentaje de robles, castaños, abedules y otros, entre las plantas arbóreas, con sotobosque en el que abunda *Pteridium*, y numerosas herbáceas, y el matorral de leguminosas, tojos y retamas, y los brezos, entre las plantas arbustivas. En esta región con abundantes y frecuentes lluvias (precipitación anual, 600-3.000 mm), temperaturas moderadas (temperatura media anual, 15°C) y pocos periodos de sequía prolongada, con un complejo mosaico de rocas ácidas, básicas y ultrabásicas pero con predominio de las primeras, y un no menos complejo mosaico de tipos de suelos, predominantemente ácidos, arenosos y desaturados, aunque ricos en materia orgánica (MO), pero con un alto potencial erosivo, la vegetación se desarrolla bien y, tradicionalmente, esta densa cubierta vegetal protegía el suelo contra la erosión. Asimismo, el aprovechamiento tradicional del monte: madera para mobiliario y calefacción, sotobosque y matorral para cama de ganado estabulado, pastoreo, etc., impedía la acumulación de combustible. Sin embargo, desde hace más de 30 años, el despoblamiento del medio rural, el cambio de estabulación del ganado y el uso de otros combustibles para calefacción, además de otras causas estructurales, provocaron una elevada acumulación de biomasa forestal y una enorme proliferación de los incendios forestales. Así, entre 1968 y 2006 se produjeron más de 220.000 incendios forestales (el 55 % del total de los ocurridos en España) que dejaron más de 1.700.000 ha de superficie quemada (700.000 ha de superficie arbolada y 1.000.000 ha de monte raso) aunque la superficie forestal de Galicia representa únicamente el 16 % de la de España, y actualmente esta Comunidad, junto con el N de Portugal, son las regiones de la Comunidad Europea donde se producen mas incendios forestales y, a nivel mundial, son las que registran mas incendios forestales por habitante y ha. Por otra parte, más del 90 % de los incendios en Galicia tienen su origen en actividades humanas, bien por negligencia o intencionadamente. La desaparición de la cubierta vegetal y la presencia de grandes superficies de suelos desnudos debido a la ocurrencia de grandes incendios, la presencia de zonas en las que los incendios se repiten con una frecuencia mayor que el periodo de revegetación natural, así como la falta de medidas de protección de las mismas inmediatamente después del incendio, han aumentado el riesgo de erosión postincendio hasta niveles catastróficos cuando las precipitaciones otoñales son intensas y repetidas a intervalos cortos de tiempo, como ocurrió en el otoño de 2006 en el que sólo en tres pequeñas cuencas fluviales de la Ría de Pontevedra la erosión se estimó en 34.000 toneladas de suelo, de las cuales el 10 % fue a parar al mar (Díaz-Fierros, 2006, Comunicación personal; Díaz-Fierros et al., 1982; Carballas, 1997, 2003, 2006, 2007).

El Grupo de Bioquímica del Suelo del Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia (IIAG) del CSIC, creado en 1980, sensibilizado ante esta mas que preocupante situación, abrió una línea de investigación sobre incendios forestales en un amplio sentido, contemplando suce-



Figura 1. A la izquierda bosque de castaños sobre Cambisol Húmico desarrollado sobre roca ácida. A la derecha Pinar y matorral de tojo y brezos sobre Cambisol Húmico sobre granito.

sivamente los siguientes aspectos: a) riesgo potencial de erosión en Galicia (Díaz-Fierros et al., 1982); b) influencia de los incendios forestales sobre las propiedades físicas, físico-químicas, químicas y biológicas del suelo, haciendo especial hincapié en estas últimas; c) medidas de protección inmediata de los suelos afectados por incendios contra la erosión y de restauración del ecosistema (Carballas et al., 2009); d) eficacia y efecto sobre el sistema suelo planta de los retardantes de llama usados en la extinción; y e) dentro del Grupo THOR, formado por grupos de las tres Universidades gallegas y el Grupo de Bioquímica del suelo del CSIC, elaboración de herramientas informáticas (Alonso-Betanzos, 2003; Paz Andrade et al., 2003; Varela et al., 2006) para la prevención (predicción a corto y medio plazo del riesgo de incendios forestales), para la extinción (gestión de los medios disponibles para la extinción) y para la protección/restauración del ecosistema quemado (gestión de las áreas afectadas por incendios).

El objetivo de este capítulo es exponer y sintetizar los resultados y conclusiones de los estudios realizados, haciendo especial hincapié en los efectos de los incendios forestales sobre las propiedades de los suelos y la evolución de las mismas a corto, medio y largo plazo hacia su recuperación, tanto en condiciones naturales como en suelos protegidos contra la erosión post-incendio, en un ambiente climático templado húmedo. Estos estudios tienen particular importancia porque en su mayoría se ha trabajado con suelos afectados por incendios naturales no controlados de alta severidad, lo que no es frecuente en la literatura sobre este tema, haciendo el seguimiento de la mayoría de las variables estudiadas durante al menos dos años después del incendio.

MATERIAL Y MÉTODOS

Zonas de estudio

Todas las zonas de estudio se localizan dentro del perímetro de la Comunidad de Galicia, seleccionando aquellas áreas en las que con más frecuencia se producen incendios forestales. Para el estudio de los efectos de los incendios forestales sobre las propiedades del suelo y su evolución en el tiempo se seleccionaron ecosistemas forestales formados por suelos ácidos, areno-

sos, desaturados y ricos en materia orgánica (MO), desarrollados sobre rocas ácidas, particularmente granitos, y bajo vegetación de pinar y diversos tipos de sotobosque, porque este tipo de suelos ocupan aproximadamente el 75 % del territorio y este tipo de ecosistemas son los más afectados por incendios forestales. En casi todos los casos se seleccionaron grandes zonas con análogo tipo de suelo y de vegetación, parte de las cuales habían sufrido recientes incendios forestales de alta severidad (Cambisoles Húmicos M, R, HC y Xía; Leptosoles Húmicos L1, L2) y, en algunos casos, de baja severidad (Leptosol Húmico L1), siguiendo el criterio de Chandler et al. (1983), situados en zonas llanas o con pendiente suave (< 5 %) para evitar o minimizar el riesgo de erosión post-incendio, con el fin de poder realizar su seguimiento durante al menos 1-2 años, en condiciones de revegetación natural; en todos los casos la zona no quemada se utilizó como control. Para estudiar la evolución de los suelos afectados por incendios a más largo plazo (2-13 años) se seleccionaron, con ayuda de los datos históricos de incendios de la Xunta de Galicia, pinares bajo el mismo tipo de suelo (Cambisoles Húmicos) y roca y análoga situación geográfica, que habían sufrido incendios forestales de alta severidad 3 (suelos III y IV), 4 (suelo V), 5 y 6 (suelo Lag), 5 y 8 (suelo Rio), 10 (suelo Sal) y 10 y 13 (suelo Arm) años antes del muestreo y cuya evolución se produjo también en condiciones de revegetación natural. Para el estudio de la evolución de las propiedades de suelos afectados por incendios de alta severidad a los que se le aplicaron inmediatamente o a corto plazo medidas de protección del suelo, se usaron los mismos tipos de suelos y de vegetación pero localizados en pendientes mayores del 5 %, y para estudiar la recuperación del ciclo biológico de los nutrientes en el ecosistema quemado, protegido y reforestado, se utilizó un suelo forestal marcado con ^{13}C y ^{15}N y luego quemado, obtenido en el laboratorio. Finalmente, la evolución de las propiedades del sistema suelo quemado-planta se estudió, en colaboración con un grupo del Instituto de Experimentación e Información de Ciencias Medioambientales de Lourizán, tras la quema controlada de varios matorrales con predominio de tojo (*Ulex europaeus*) y brezos (*Erica* sp., *Calluna vulgaris*), alguna retama (*Genista* sp.) y diversas herbáceas, en suelos sobre rocas ácidas, particularmente granitos.

Métodos

Se realizaron: i) experiencias de laboratorio con muestras de suelo procedentes de incendios naturales, en la mayoría de los casos, o de quemas controladas en el campo o de muestras de suelo procedentes de experiencias de simulación de incendios en el laboratorio; ii) experiencias en invernadero; y iii) experiencias de campo. Para el estudio de la evolución postincendio de las propiedades del suelo quemado en condiciones naturales, se delimitaron y protegieron con vallas metálicas parcelas de 10x10 m y se tomaron muestras de suelo del horizonte A entre 0-5 cm y 5-10 cm de profundidad a lo largo de un perfil continuo de 10 m de longitud, en el suelo quemado, y, en las mismas condiciones, se tomaron al azar muestras de suelo no quemado en la correspondiente zona no afectada por el incendio, que se usaron como control, eliminando en ambos casos la hojarasca si la hubiera, inmediatamente después del incendio y a diferentes intervalos de tiempo: 1, 4 ó 7, 8, 12 ó 15, 18 y 24 meses, y 3, 4, 5, 6, 8, 10 y 13 años después del incendio, en algunos casos. Excepto las muestras utilizadas para determinados análisis que es necesario realizar con muestras de suelo frescas, en general las muestras fueron secadas al aire, tamizadas y la fracción menor de 4 mm, utilizada para la mayoría de los análisis, se homogeneizó y se conservó en cámara

fría a 4°C. Para el estudio de la densidad microbiana las muestras se recogieron en condiciones de esterilidad y se transportaron en nevera, para su uso inmediato, manteniéndolas almacenadas en cámara fría a 4°C, cuando fue necesario. Para la simulación de incendios en el laboratorio se recogieron muestras al azar de suelos no quemados de la capa de 0-5 cm, en las condiciones indicadas anteriormente, utilizando una submuestra como control; el suelo se calentó a distintas temperaturas por debajo o por encima de la temperatura de ignición (determinada previamente mediante un calorímetro diferencial de barrido; Salgado et al., 1995), en un horno provisto de un programa de control de tiempo y de velocidad de calentamiento, controlando la temperatura por termopares localizados en la masa del suelo; las condiciones de calentamiento fueron: aumento de la temperatura de 3°C min⁻¹ para evitar la repentina combustión producida cuando se alcanza la temperatura de ignición, manteniendo 10 o 30 min de calentamiento cuando se alcanza la temperatura seleccionada, y disponiendo las muestras en capas finas (< 0,5 cm de espesor) sobre bandejas de acero inoxidable, para evitar un gradiente de temperatura en el perfil (Fernández et al., 1997, 2001; González-Prieto et al., 1999; Prieto-Fernández, 2004).

En todos o parte de los suelos se determinaron, por los métodos que se explican detalladamente en los artículos citados en la bibliografía, los siguientes parámetros: contenido en humedad, capacidad de campo, análisis granulométrico, pH (en agua, KCl o p-nitrofenol), conductividad eléctrica, C total, MO, N total, relación C/N, N orgánico, N inorgánico amoniacal y nítrico, P total, complejo de cambio, grado de saturación, nutrientes disponibles y óxidos extraíbles de Fe y Al (Gutián Ojea y Carballas, 1976); estabilidad estructural (valor W o pérdida de peso en simulador de lluvia), C soluble en agua y en K₂SO₄, composición de la MO (compuestos elementales, carbohidratos y fracciones húmicas), poder complejante de las fracciones húmicas, composición del N orgánico (métodos de hidrólisis ácidas sucesivas, puestos a punto por González-Prieto y Carballas (1988, 1992), densidad microbiana por recuento de viables (grupos taxonómicos y fisiológicos), C y N de la biomasa microbiana (método de fumigación-extracción, previa verificación, por primera vez, de su validez para su aplicación a suelos quemados y su puesta a punto; Díaz-Raviña et al., 1992); estructura de la comunidad microbiana (análisis de los ácidos grasos de los fosfolípidos; Díaz-Raviña et al., 2006), actividades enzimáticas de los ciclos del C, del N y del P; actividad biológica y cinéticas de mineralización del C y del N (por incubación aerobia en condiciones controladas de humedad, temperatura y aireación, durante determinados periodos de tiempo, valoración del CO₂ desprendido y del N inorgánico producido, respectivamente, ajuste de las correspondientes curvas acumulativas a modelos matemáticos y determinación de los parámetros cinéticos); métodos de bioremediación para protección/recuperación de suelos quemados y recuperación del ciclo biológico de los nutrientes.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

De los resultados de todas las experiencias realizadas se dedujo que algunas propiedades del suelo apenas resultan afectadas por los incendios mientras que el efecto directo del fuego sobre el suelo modifica profundamente otras propiedades. Por otra parte, los efectos indirectos, en particular la erosión pluvial y eólica postincendio, provocados principalmente por la desaparición de la cubierta vegetal protectora del suelo debido a la destrucción de la vegetación arbórea, arbus-

tiva y herbácea, unido a la modificación de determinadas propiedades físicas del suelo como la agregación y como consecuencia la estructura, la porosidad, la capacidad de infiltración del agua en el suelo y otras, generalmente producen daños más graves que los efectos directos. La evolución en el tiempo de los suelos afectados por los incendios va a depender del tipo de suelo y de la magnitud de los cambios provocados en las propiedades del suelo tanto por los efectos directos como por los indirectos, pero también de otros factores que actúen sobre el suelo quemado y de los procesos que tengan lugar en los mismos después del incendio (precipitaciones postincendio, lavado de nutrientes, aportación de material vegetal fresco o parcialmente calcinado, ligera erosión postincendio, recolonización del terreno por microorganismos procedentes de áreas adyacentes no quemadas, revegetación natural, reforestación, etc.), que llevarán al suelo a su regeneración o a una mayor degradación.

Propiedades físicas

En general, en los suelos situados en zonas llanas, la textura no resultó significativamente afectada por incendios no controlados de baja y alta severidad o por quemas controladas, aunque en algunos casos fueron observados pequeños aumentos y descensos con respecto a los correspondientes suelos no quemados, de alguna de las fracciones granulométricas, sobre todo en la capa superficial de los suelos quemados (Carballas et al., 1994; Martín, 1996; Basanta et al., 2004). Por el contrario, la estructura de los suelos quemados resultó profundamente afectada en los suelos estudiados debido a la destrucción de la MO, que en estos suelos de zona ácida en los que la arcilla es escasa y la MO abundante, esta actúa como principal material cementante en la formación de agregados. En consecuencia, la estabilidad estructural disminuyó en los suelos quemados con respecto a los correspondientes suelos control y este efecto persistió durante al menos un año después del incendio (Martín, 1996). La implantación temprana de una cubierta vegetal herbácea sola o combinada con la adición de fertilizantes inorgánicos u orgánicos, particularmente gallinaza, mejoró notablemente la estructura del suelo quemado (Vázquez et al., 1996; Villar et al., 2004a; Carballas et al., 2009). Por la misma razón, la pérdida de MO, y también por la destrucción de la cubierta vegetal que deja el suelo desnudo expuesto a una mayor insolación y, por lo tanto, a un aumento de la temperatura del mismo en superficie y el consiguiente aumento de la evaporación del agua del suelo, en las capas superficiales del suelo la capacidad de retención de agua disminuyó en los suelos quemados hasta el 40 % de los valores de los suelos no quemados; valores similares a los encontrados en los suelos no quemados sólo fueron observados 5 y 10 años después del incendio (Carballas et al., 1994).

Propiedades físico-químicas

En todos los suelos estudiados, que en su mayoría presentan una elevada acidez pero también un alto poder de amortiguación debido al elevado contenido en MO, después de incendios no controlados de baja o alta severidad o quemas controladas el pH no se modificó significativamente o aumentó ligeramente (alrededor de 0,5-1 unidades), no llegando a alcanzar los incrementos citados en la bibliografía, lo que se atribuyó a que el poder de amortiguación se mantiene elevado incluso después del quemado. Durante el primer año después de incendios no contro-

lados, el pH de todos los suelos afectados, aunque exhibió ligeras oscilaciones estacionales, se mantuvo siempre por encima del pH de los correspondientes suelos no quemados, observándose la máxima diferencia entre ambos en la capa superficial; entre 5 y 10 años después de los incendios, el pH de los suelos quemados fue similar al de los correspondientes suelos no quemados (Carballas et al., 1994; Martín, 1996; Fernández et al., 1997; Prieto-Fernández et al., 2004). Por el contrario, después de quemas controladas el efecto inicial desapareció 1 año después del quemado (Couto y González-Prieto, 2006). Por otra parte, en los suelos M, R y Xía, sometidos a calentamiento en el laboratorio en condiciones controladas, se observó una ligera disminución del pH a 150°C y a 210-220°C, mientras que a 350°C el pH aumentó en más de 1 unidad y a 490°C se incrementó en 2 unidades con respecto al suelo control (Fernández et al., 1997, 2001; Prieto-Fernández et al., 2004). La conductividad eléctrica, que indirectamente indica el contenido en sales, alcanzó valores muy elevados en la capa superficial de los suelos afectados por los incendios, inmediatamente después de los mismos, mientras que el incremento en la capa subsuperficial fue de mayor o menor magnitud atribuyéndose esta variabilidad al lavado de sales solubles de la capa superficial por el agua de lluvia de las precipitaciones postincendio; por esta misma razón, este efecto no duró mucho tiempo ya que pocos meses después del incendio en los suelos quemados se observaron valores similares a los de los correspondientes suelos no quemados y el mismo comportamiento presentaron los suelos afectados por incendios forestales 5 y 10 años antes del primer muestreo (Carballas et al., 1994; Martín, 1996; Basanta et al., 2004; Prieto-Fernández et al., 2004).

Propiedades químicas

Los incendios no controlados de alta severidad pueden provocar la total destrucción de la materia orgánica o una disminución de la misma en función de la severidad del incendio aunque, en algunos casos, también pueden producirse aumentos de MO por incorporación de material vegetal parcialmente incinerado. La evolución en el tiempo de estos efectos es variable según el suelo considerado. En estudios realizados con los suelos M y R, afectados por incendios no controlados de alta severidad, inmediatamente después del incendio se detectaron pérdidas de MO en las capas de 0-5 y 5-10 cm, que variaron desde un 15 % hasta más del 50 % del C total (Carballas et al., 1994; Fernández et al., 1997, 1999). En la capa superficial del suelo R el contenido en C se recuperó rápidamente mientras que en el suelo M la recuperación fue más lenta; sin embargo, al cabo de 2 años el contenido en C de la capa superficial de ambos suelos presentó valores similares a los correspondientes suelos no quemados, atribuyéndose el aumento de C en el primer año a la incorporación de raíces muertas y en el segundo año a material vegetal fresco al haberse iniciado la revegetación. En la capa subsuperficial, la recuperación del contenido en C se produjo mucho más tarde que en la capa superficial mostrando al cabo de 2 años valores entre 15 y 19 % menores que la de los correspondientes suelos control. En los suelos muestreados 5 (Lag, Rio) y 10 (Sal, Arm) años después del incendio, el contenido de C de la capa superficial de estos suelos presentó valores de C orgánico ligeramente inferiores o similares a los suelos no quemados, lo que se atribuyó al desarrollo de la cubierta vegetal (Fernández, 1997; Prieto-Fernández et al., 2004). Asimismo, los resultados de otro estudio realizado con los suelos L1, L2

y HC también mostraron un efecto variable de los incendios no controlados de baja (L1) y alta (L1, L2, HC) severidad sobre el contenido de C orgánico, aumentos o descensos de esta variable, dependiendo de la severidad del incendio y del suelo considerado; estas modificaciones persistían, aunque en menor magnitud, al cabo de un año (Martín, 1996; Martín et al., 2008). Por el contrario, estudios realizados en un suelo afectado por una quema controlada, inicialmente no mostraron variaciones significativas entre el C orgánico de los suelos no quemados y quemados; sin embargo, a medio plazo (1 año) se observó una reducción del contenido de MO, lo que se atribuyó a pérdidas de suelo por erosión postincendio (Couto-Vázquez y González-Prieto, 2006). La variabilidad de los resultados podría atribuirse, entre otros factores, a la temperatura alcanzada por el suelo durante el incendio, ya que el calentamiento en el laboratorio de los suelos M y Xía mostró que a 150°C el contenido en C no varía, a 210-220°C las pérdidas de C con respecto al del suelo no quemado variaron, según el tiempo de calentamiento y según el suelo, entre el 4 y el 46 % y a 350°C entre el 72 y el 90 %, mientras que a 490°C prácticamente toda la MO se destruyó (Fernández, 1997; Fernández et al., 1997, 2001; Prieto-Fernández et al., 2004).

Los incendios forestales no controlados de alta severidad no sólo provocaron cambios en el contenido sino también en la composición de la MO, tanto en las capas superficiales como en las subsuperficiales, que dependieron de la severidad del incendio. En los suelos no quemados, M y R, con diferente contenido en MO en la capa de 0-5 cm (27,3 %) que en la de 5-10 cm (17,1 %), su composición fue prácticamente la misma en ambas capas, con una mayor proporción de lignina (56 % de la MO total), seguida de la celulosa + hemicelulosas (28-31 %), los lípidos (7-10 %) y los compuestos hidrosolubles (6 %), predominando, por lo tanto, las fracciones más recalcitrantes al ataque microbiano. Los incendios afectaron en ambas capas a todas las fracciones aunque en distinta magnitud; así, en valores absolutos, la fracción más afectada fue la de la celulosa + hemicelulosas, con pérdidas del 72-81 %, seguida por los compuestos hidrosolubles, con pérdidas del 56 %, la lignina, que perdió el 46 % y los lípidos el 25 %. Sin embargo, debido al descenso del C total de los suelos provocado por los incendios, la proporción relativa de estos componentes también fue modificada, aumentando la proporción de lignina, que representó el 66 % de la MO de los suelos quemados, seguida de la celulosa + hemicelulosas en mucha menor proporción (19-11 %) y finalmente los lípidos (11-15 %) y los compuestos hidrosolubles (5-7 %), cuya proporción aumentó ligeramente, sobre todo en la capa subsuperficial. Por lo tanto, el fuego aumentó proporcionalmente las fracciones más recalcitrantes, particularmente la lignina, dejando una MO más difícilmente accesible a los microorganismos, lo que va a influir sobre la actividad mineralizadora del C en los suelos quemados (Fernández et al., 1997). La evolución en el tiempo de la MO fue paralela a los cambios de la cubierta vegetal que se desarrolló sobre el suelo quemado; un año después del incendio se inició la recuperación de la composición de la MO que a los 2 años (suelos M y R) y a los 5 (suelo Río) años todavía presentó diferencias con los correspondientes suelos no quemados mientras que a los 10 años (suelo Sal) las diferencias se redujeron y no fueron significativas (Carballas et al., 1994; Fernández, 1997). Efectos similares se obtuvieron en experiencias de simulación de incendios con los suelos M y Xía, con el fin de estudiar el efecto del calentamiento sobre los componentes de la MO y la resistencia térmica de estos compuestos (Fernández, 1997; Fernández et al., 1997, 2001); el calentamiento del suelo a 220°C provocó pérdidas entre el 75 y el 85 % de la celulosa y otras sus-



Figura 2. A la izquierda Cambisol Húmico sobre granito y a la derecha quema controlada de un matorral sobre granito

tancias celulósicas, siendo esta la fracción mas vulnerable de la MO, y pérdidas entre el 11 y el 73 % de la fracción lipídica, lo que indica diferencias en la resistencia térmica en función del tipo de suelo, mientras que las pérdidas de lignina fueron mucho menores, alrededor del 11 %, por lo que proporcionalmente aumentó, resultando ser la fracción térmicamente mas resistente; a 350°C la celulosa y otras sustancias celulósicas prácticamente desaparecieron, la pérdida de lípidos fue mayor que a 220°C y la de lignina insignificante.

En otros estudios de simulación de incendios en el laboratorio (Díaz-Raviña et al., 1992, 1996; Basanta et al., 2002), se demostró que el efecto inmediato de los incendios no controlados sobre el C y el N lábiles depende de la severidad del incendio. El calentamiento del suelo a 160°C incrementó el C y el N extraíbles con respecto al suelo no quemado, aumentando este efecto con el tiempo de calentamiento; a 350°C el C extraíble disminuyó y el N aumentó, dependiendo únicamente el efecto sobre el N del tiempo de calentamiento; y a 600°C tanto el C como el N extraíbles no fueron detectables, siendo este efecto independiente del tiempo de exposición al calentamiento. En concordancia con estos resultados, en incendios no controlados y quemas controladas se observó un aumento inicial en el contenido de C y N extraíbles, tanto expresado en valores absolutos como relativos (porcentaje del C orgánico y N orgánico, respectivamente), pero este incremento, que fue mucho más acusado en la capa de 0-5 cm que en la de 5-10 cm, tendió a desaparecer después de 1-2 años (Prieto-Fernández et al., 1998; Díaz-Raviña et al. 2005).

El contenido de hidratos de C, que representa una fracción importante de la MO del suelo (5-25 % del C orgánico; labilidad intermedia con un tiempo de reciclado de décadas), se estudió en el horizonte superficial de los suelos L1, L2 y HC afectados por incendios no controlados de baja (L1b) y alta intensidad (L1B, L2B, HCB), durante un período de 15 meses (Martín et al., 2009). El fuego produjo un descenso inmediato del 29-35 %, 80 % y 62 % en el contenido de carbohidratos (expresado en valores absolutos) de los suelos quemados con respecto al de los suelos L1, L2 y HC, respectivamente, mientras que cuando los datos se expresaron como porcentaje del C orgánico del suelo el descenso fue del 34 % en el suelo L1b y del 49-59 % en los suelos L1B, L2B y HCB. Este descenso se debió a reducciones del contenido de hexosas y, sobre todo, de pentosas, en las dos fracciones de hidrólisis (hidrolizado A, polisacáridos no celulósicos; hidro-

lizado B, polisacáridos celulósicos). No se observaron diferencias apreciables en la distribución de los hidratos de C entre las muestras no quemadas y quemadas; sin embargo, el quemado a altas temperaturas parece haber destruido los polisacáridos celulósicos más resistentes, incrementando la importancia relativa de las hexosas en los hidrolizados. Las modificaciones inducidas por el fuego en los hidratos de C fueron mucho más acentuadas que las observadas en el contenido de MO, que disminuyó entre un 10-15 % (L1, HC) y un 57 % (L2) inmediatamente después del incendio. Por lo tanto, como ya se indicó, el fuego no sólo afectó al contenido total de MO, sino también a sus componentes, particularmente a la fracción de los hidratos de C. Por otra parte, el hecho de que los efectos del fuego fueran más pronunciados referidos a los hidratos de C que referidos a la MO sugiere que el contenido de hidratos de C puede ser un buen índice para detectar los cambios inducidos por el fuego en la calidad de la MO. Aunque se necesita más información, dicho índice debería permitir diferenciar entre incendios de baja y alta severidad. Esto concuerda con estudios previos realizados en la misma zona, que demuestran que la biomasa microbiana, la fracción más lábil de la MO del suelo (1-1,5 % del C orgánico; tiempo de reciclado 1-3 años), es un índice mejor que el contenido total de MO para detectar los cambios en la calidad del suelo tras el impacto del quemado en el laboratorio, quemadas controladas o incendios no controlados (Díaz-Raviña et al., 1992; Prieto-Fernández et al., 1998; Basanta et al., 2004). En cuanto a la evolución del contenido de hidratos de C tras el incendio conviene señalar que se observó un efecto diferente y, por tanto, una interpretación diferente respecto a la recuperación del suelo, dependiendo de sí el contenido de hidratos de carbono se expresa en valores absolutos o en valores relativos. Por consiguiente, puesto que el contenido de carbohidratos depende fundamentalmente del contenido de C orgánico del suelo, para poder hacer un seguimiento y comparar los cambios observados a corto o medio plazo en los suelos estudiados (muestras de distintos suelos con diferentes contenidos de MO, muestras del mismo suelo recogidas en diferentes épocas de muestreo), el contenido de carbohidratos fue expresado en valores relativos. Los resultados mostraron claramente que en los 3 suelos estudiados, el contenido de carbohidratos en las muestras afectadas por incendios de baja y alta severidad fueron siempre menores que los observados en los correspondientes suelos no quemados, independientemente del tiempo transcurrido desde el incendio (3, 6, 9, 12 o 15 meses). En lo que respecta a la recuperación de los hidratos de C, se observaron también diferencias entre los suelos ya que el suelo más evolucionado, el Cambisol Húmico (HC), mostró una mayor resiliencia frente al fuego y, por tanto, una mayor capacidad para recuperarse después del incendio, que los Leptosoles (L1, L2), suelos menos evolucionados. El hecho de que los efectos del fuego sobre el contenido de carbohidratos persistan incluso 12-15 meses después del incendio parece indicar que la disponibilidad de sustrato para los microorganismos fue relativamente baja y que el efecto negativo del incendio fue todavía evidente en términos de calidad de la MO.

El efecto de los incendios sobre las sustancias húmicas también fue estudiado utilizando los suelos M y R (Fernández et al., 1997, 2001). En los suelos no perturbados por los incendios, el porcentaje de MO no humificada fue elevado pero predominó claramente la MO humificada, de la cual cerca del 50 % fueron ácidos húmicos (AH) y el otro 50 % se distribuyó casi a partes iguales entre los ácidos fúlvicos (AF) y la Humina; tanto el porcentaje de extracción como el de humificación, así como el grado de polimerización medido por la relación AF/AH, que fueron del

mismo orden de magnitud que en otros suelos de la misma zona, indican que se trata de una MO bastante bien humificada y moderadamente polimerizada, que mostró, además, un claro predominio de los complejos órgano-alumínicos sobre los órgano-férricos, a lo que se atribuye su elevada estabilidad. Los incendios no controlados de alta severidad disminuyeron la cantidad de MO no humificada y, por lo tanto, aumentó en gran medida el porcentaje de humificación; al mismo tiempo se produjo un aumento neto de la humina, que proporcionalmente fue la fracción predominante de los compuestos húmicos, mientras que los compuestos alcalino-solubles, AH y AF, disminuyeron no sólo proporcionalmente sino también en valores absolutos, en particular los AH. El efecto del fuego sobre la MO podría considerarse similar a una maduración climática ya que aunque el % de extracción descendió ligeramente, el de humificación aumentó considerablemente, así como el grado de polimerización, apuntando todo a una MO más estable. Después de los incendios, la MO ligada al Fe y, sobre todo, al Al aumentó considerablemente (de 39 a 91 mg Fe g⁻¹ C y de 79 a 223 mg Al g⁻¹ C, en las fracciones de AF y AH juntas), siendo la capacidad de complejación de los AF mayor que la de los AH y predominando los complejos órgano-Al sobre los órgano-Fe, lo que produjo un aumento de la estabilidad de la MO. Con el tiempo se produjo una paulatina y lenta disminución de la proporción de humina, un aumento progresivo de los AF y una cierta recuperación, a los 2 años, de los AH, pero también se produjo un aumento importante de MO no humificada, y el grado de complejación con Fe y Al se atenuó; a los 5 años (suelo Río) continuó la recuperación de la composición de la MO y a los 10 años (suelo Sal) no se observaron diferencias significativas entre los suelos quemados y no quemados (Fernández, 1997). Los mismos autores (Fernández, 1997; Fernández et al., 2001) sometieron a calentamiento en el laboratorio muestras de la capa de 0-5 cm de los suelos M y Xía. A 220°C se produjeron pérdidas de la MO humificada y no humificada, del 22 y 55 % de la MO total, respectivamente, y los AH sufrieron la mayor disminución, aunque resultaron todavía la fracción predominante, en contraste con la humina, que aunque aumentó en gran proporción, no fue la fracción predominante como ocurría en los incendios naturales. A 350°C las pérdidas de MO fueron tan grandes que la fracción humina fue el único componente de la MO que permaneció después del incendio, siendo, por lo tanto, la fracción húmica térmicamente más resistente. La complejación de la MO con los metales siguió el mismo comportamiento que en los suelos naturales, aumentando después del calentamiento y resultando favorecida la asociación de las sustancias húmicas con el Al. A 220°C el aumento del porcentaje de complejación fue similar al que provocaron los incendios no controlados mientras que a 350°C el aumento fue considerablemente mayor, aunque según los autores, en este caso, el elevado incremento de la MO ligada a los metales, sobre todo al Al (Al/C = 12,29), pueda ser en parte debido a la alteración de las formas inorgánicas de Al que pueden hacerse solubles cuando se usan extractantes a pH altos, como NaOH a pH 13, en cuya fracción se obtuvo el 93 % del Al extraíble. Por el contrario, esto no afectó a la capacidad complejante del Fe ya que a 350°C la relación Fe/C fue solo de 0,60. El porcentaje de variación de las diferentes fracciones del humus del suelo afectado por los incendios no controlados fue significativamente diferente del encontrado para los suelos no quemados; por otra parte, la comparación de la composición del suelo no quemado con la del suelo quemado a 220°C mostró que no eran significativamente diferentes, mientras que la composición de la MO del suelo calentado a 350°C fue significativamente diferente de la del suelo no quemado.

En los ecosistemas forestales atlánticos incluidos en la zona templado-húmeda de España, el Nitrógeno es uno de los nutrientes más abundantes; sin embargo, con mucha frecuencia es uno de los factores que limitan el crecimiento de las plantas, debido a que en su mayor parte se encuentra en el suelo en formas orgánicas y a que estos ecosistemas, aunque desarrollados en condiciones climáticas generalmente favorables, tienen un bajo grado de mineralización de la MO. El estudio del N total, así como de las diversas formas de N inorgánico y orgánico, fue realizado en suelos quemados en el laboratorio, en los suelos afectados por incendios forestales no controlados de baja y alta severidad y en suelos afectados por quemas controladas (Carballas et al., 1994; Martín, 1996; Prieto-Fernández, 1996; Prieto-Fernández et al., 2004; Couto Vázquez y González-Prieto, 2006) observándose en general un comportamiento similar al obtenido para el C total del suelo aunque el efecto fue mucho más pronunciado para este último debido a que el N es más resistente al calentamiento del suelo a temperaturas elevadas. Así, en suelos quemados en el laboratorio, a 150 y 210°C el contenido de N total no varió con respecto al del suelo no quemado mientras que a 350 y 490°C se observaron reducciones del 50 % y del 98 %, respectivamente. En todos los suelos estudiados afectados por incendios no controlados, el contenido de N total en las capas superficiales y subsuperficiales aumentó en unos casos y en otros disminuyó, inmediatamente después de los incendios, dependiendo del tipo de suelo y de la severidad del incendio lo que se atribuyó a que aunque el N se volatiliza a 200°C, la oxidación de los compuestos nitrogenados puede no ser completa incluso en incendios de alta severidad, y a que material vegetal que no fue completamente incinerado puede incorporarse en las cenizas. Con el tiempo los valores de N total tendieron a tener valores similares a los presentados por los correspondientes suelos no quemados; sin embargo, la recuperación de estos valores no se produjo hasta 2 años después del incendio y 5-10 años después del incendio no se observaron diferencias significativas entre los suelos quemados y sus controles. En quemas controladas las pérdidas de N total se acentuaron 1 año después del quemado debido a la erosión post-incendio.

El N orgánico, que alcanzó en los suelos estudiados una concentración cercana al 98 % del N total, resultó profundamente afectado por el incendio, que provocó su mineralización, sufriendo una drástica reducción en ambas capas en el suelo M, inmediatamente después del incendio, y en el suelo calentado a 350°C; por el contrario, en el suelo R y en las muestras del suelo Xía calentadas a 150 y 210°C, el N orgánico fue ligeramente mayor o similar al de los correspondientes suelos no quemados. Durante los 2 años posteriores al incendio, el contenido en N orgánico varió poco manteniéndose en niveles inferiores o superiores, respectivamente, a los de los correspondientes suelos no quemados; sin embargo, en las muestras recogidas 5 y 10 años después del incendio, los contenidos en N orgánico estuvieron muy próximos a los de los suelos control no quemados (Prieto-Fernández et al., 2004). Por el contrario, el N inorgánico total, que se encuentra mayoritariamente en forma amoniacal, aumentó siempre en ambas capas después del incendio, como consecuencia de la citada mineralización del N orgánico. Por lo tanto, también el contenido de N amoniacal aumentó en ambas capas inmediatamente después del incendio y después del calentamiento a 150, 210 o 350°C, mientras que el contenido en N-NO_2^- y N-NO_3^- , formas minoritarias del N inorgánico, fue muy bajo o incluso indetectable en la mayoría de los suelos quemados y no quemados. El aumento de N amoniacal se mantuvo durante varios meses y fue particularmente elevado 1 año después del incendio; sin embargo, a los 2, 5 o 10 años después del incendio el contenido

en N amoniacal de los suelos quemados fue similar o ligeramente mayor que en los correspondientes suelos no quemados (Martín, 1996; Prieto-Fernández et al., 2004; Martín et al., 2008).

El estudio de las formas de N orgánico por hidrólisis ácidas sucesivas en los suelos M y R, demostró que los incendios incontrolados de alta severidad, así como el calentamiento de ambos suelos a 210 o 350°C, disminuyen el N más lábil, siendo la alteración mayor en la capa superficial que en la subsuperficial, y aumentan el N más recalcitrante, disminuyendo drásticamente la labilidad del N orgánico, independientemente de las fluctuaciones observadas en el contenido del mismo. La cantidad de N solubilizado por hidrólisis ácida disminuyó fuertemente en ambas capas del suelo, inmediatamente después de los incendios, debido a la pérdida de N lábil (aminoácidos, con pérdidas de hasta el 60 %, y N hidrolizable no identificado, que disminuyó en gran proporción, siendo las dos fracciones más afectadas por los incendios; y aminoazúcares, que disminuyeron en menor medida), mientras que el N hidrolizable menos lábil se modificó poco o incluso aumentó (amidas, que no variaron o aumentaron un 30 %; y N amoniacal procedente de sustancias orgánicas, que se duplicó); por el contrario, la cantidad y/o el porcentaje del N resistente a la hidrólisis ácida, es decir, el N residual, aumentó en los suelos recientemente afectados por los incendios, duplicándose en la capa de 0-5 cm e incrementándose en un 50 % en la de 5-10 cm, y en los suelos calentados a 210 y 350°C. Durante los meses siguientes al incendio las diferencias en la labilidad del N orgánico entre los suelos quemados y no quemados disminuyeron, especialmente en la capa superficial, aunque 2 años después de los incendios los efectos del quemado todavía eran detectables; sin embargo, en los suelos muestreados 5 y 10 años después de los incendios, las cantidades y los porcentajes del N residual y de las diferentes fracciones del N hidrolizable fueron similares a las de los suelos no quemados (Prieto-Fernández et al., 2004).

Para estudiar en profundidad los cambios inducidos en la distribución del N endógeno del suelo no sólo por los incendios sino también por la adición de N exógeno al suelo, así como con el fin de disponer de un suelo forestal representativo que permitiera estudiar la recuperación del ciclo de los nutrientes en los ecosistemas suelo-planta, usando como modelo el ciclo del N, se obtuvo en el laboratorio un suelo forestal doblemente marcado, usando ^{13}C y ^{15}N como trazadores (González-Prieto et al., 1999). La distribución del N fue entonces estudiada por hidrólisis ácidas sucesivas en el suelo natural no marcado (NS), en el suelo marcado con ^{15}N (LS) y en el suelo marcado quemado (BLS) mediante calentamiento en un horno a 385°C, 10 min., simulando un incendio de alta intensidad. El uso del suelo marcado permitió demostrar que: i) el quemado produjo en el ^{15}N añadido cambios similares y pérdidas mayores (22 %) que en el N nativo (18 %); ii) el 92 % del ^{15}N añadido se incorporó en las distintas formas orgánicas, siguiendo la distribución del N orgánico endógeno; iii) los aminoácidos son una fracción mucho mayor en el N exógeno que en el N endógeno; iv) la proporción de N exógeno fue mayor que la de N endógeno en todas las fracciones del N hidrolizable, mientras que en el N no hidrolizable ocurre lo contrario, demostrando que el ^{15}N recientemente incorporado es más lábil; v) la volatilización del N del suelo debida al quemado es mayor en el N recientemente incorporado y en las fracciones fácilmente hidrolizables, es decir, en el pool de N más lábil y biológicamente disponible; y vi) el quemado aumentó el N residual, principalmente mediante una importante transferencia neta de N desde el pool de N más lábil al más recalcitrante. Por lo tanto, el quemado reduce tanto el pool de N orgánico del suelo, por volatilización del N (especialmente el N lábil), como la disponibilidad biológica del N que persiste en el suelo quemado, empeorando ambos

procesos los efectos negativos de los incendios forestales no controlados sobre el ciclo del N en el sistema suelo-planta y retrasando la recuperación de la cubierta vegetal. El suelo marcado y el marcado quemado fueron muy útiles en estudios posteriores sobre la eficacia de diferentes técnicas de bioremediación, usadas para la protección/restauración de suelos quemados, sobre la restauración post-incendio de la distribución del N del suelo y el ciclo de nutrientes. Así, la implantación de *Lolium perenne*, acompañado o no de la adición de gallinaza sólida al suelo marcado y quemado, seguido, tras 3 meses de crecimiento de la herbácea, por una fase de crecimiento de plántulas de pino durante 12 meses en invernadero (Castro et al., 2007) demostró que: i) en el suelo marcado y no quemado la mineralización del N recientemente incorporado (^{15}N) es más rápida que la del N nativo, suministrando a la vegetación un N inorgánico más enriquecido en ^{15}N que la mayor parte del N nativo del suelo; ii) el quemado del suelo marcado redujo la habitual mayor bio-disponibilidad del N recientemente añadido a niveles similares a los del N nativo; iii) la revegetación y la adición del residuo mitigaron las grandes diferencias que existen entre el suelo quemado y no quemado en el contenido en aminoácidos y $\text{NH}_4^+\text{-N}$ derivado de la combustión de sustancias orgánicas, mientras que estas técnicas de bioremediación, incluso juntas, no fueron capaces de reducir las elevadas diferencias observadas para las demás fracciones de N (amidas, aminoazúcares, N hidrolizable no identificado, N orgánico hidrolizable y N no hidrolizable), que ascienden a más del 80 % del N orgánico del suelo; y iv) en consecuencia, parece que sin la introducción de microorganismos o plantas fijadoras de N_2 atmosférico en los suelos quemados la recuperación de la composición natural del N orgánico del suelo será muy lenta.

Otras conclusiones importantes de la misma experiencia y otras adicionales fueron: i) usando el ^{15}N -*Lolium* obtenido en la anterior experiencia con el suelo marcado y quemado, se demostró que el 98,87 % del ^{15}N -*Lolium* añadido fue recuperado (dos tercios en el pool del N inorgánico del suelo y un tercio en las plántulas del pino), indicando que el aumento temporal de N inorgánico del suelo inducido por el incendio fue mantenido con éxito en el sistema suelo-planta mediante su absorción por las plantas herbáceas pioneras (*Lolium*), y asimilado (más del 33 % en 2 años) por los árboles (pinos) después de su reciclado a través de la MO del suelo, y aunque solo un poco más del 4 % del N del pino deriva directamente del pool de N de las herbáceas, el rápido establecimiento después del incendio de una cubierta vegetal herbácea sobre el suelo quemado desnudo produce importantes beneficios indirectos para la nutrición de los árboles al reducir las pérdidas de N inorgánico y orgánico por lavado y erosión (González-Prieto et al., 2008); ii) aunque el porcentaje de N de los pinos que deriva de la gallinaza sólida añadida aumenta desde el 1,7 % hasta el 13,3 % con la dosis del residuo (Castro et al., 2000), del 8,2 % al 16,9 % del N del residuo fue asimilado por los pinos, demostrando que se produce a medio plazo un efecto positivo de la gallinaza sobre la nutrición del pino durante la fase de reforestación de la restauración de los bosques quemados (Castro et al., 2008). Estos estudios en conjunto demuestran que con estas técnicas de bioremediación se restaura el ciclo biológico de los nutrientes en el sistema suelo quemado-vegetación arbórea, drásticamente interrumpido por los incendios.

En los suelos afectados por incendios forestales no controlados de baja y alta intensidad estudiados, en general la disminución de la concentración del C orgánico total por los incendios fue mayor que la del N total; en consecuencia, la relación C/N disminuyó en las capas superficial y subsuperficial de los suelos quemados, aunque un poco más en esta última, inmediatamente

después de los incendios forestales no controlados; con el tiempo la relación C/N tendió a recuperar los valores iniciales, pero en algunos suelos quemados todavía 2 años después del incendio se observaron valores menores que los del suelo control. En los suelos calentados a 220°C la relación C/N disminuyó drásticamente y descendió hasta 5-8 a 350°C (Díaz-Raviña et al., 1992; Martín, 1996; Fernández et al., 1997, 2001; Prieto Fernández et al., 2004).

En un complejo de cambio en el que predomina el H^+ de cambio, seguido, en general, por el Al^{3+} , dos iones generadores de acidez, la capacidad total de cambio se redujo drásticamente después de los incendios no controlados tanto en la capa superficial como en la subsuperficial de los suelos estudiados como consecuencia de la disminución del H^+ de cambio debido a la pérdida de MO que proporciona ácidos orgánicos. El bajo valor de la capacidad de cambio se mantuvo o aumentó ligeramente durante el primer año y en general 2 años después del incendio los valores fueron similares en los suelos quemados y no quemados; lo mismo ocurrió en los suelos quemados 5 y 10 años antes del muestreo. A corto plazo, la evolución del H^+ de cambio fue similar a la de la capacidad total de cambio; sin embargo, los suelos quemados 5 años antes del muestreo no habían alcanzado todavía los valores de los correspondientes suelos control y 10 años después del quemado los valores fueron casi los mismos en los suelos quemados y no quemados; el Al^{3+} disminuyó ligeramente después del quemado. Por el contrario, los cationes de cambio aumentaron después del incendio en los suelos quemados, no variaron significativamente o aumentaron ligeramente en el corto plazo después del incendio, siendo observadas estas variaciones solamente en las capas superficiales; a largo plazo, los valores de los cationes de cambio en los suelos quemados fueron similares o ligeramente superiores a los de los correspondientes suelos no quemados. El porcentaje de saturación en bases también aumentó significativamente en la capa superficial de los suelos quemados, inmediatamente después del incendio, como consecuencia directa de la disminución del H^+ de cambio y el incremento de los demás cationes de cambio; un año después del incendio el porcentaje de saturación fue similar o mayor que los valores de los correspondientes suelos no quemados y lo mismo ocurrió 5 y 10 años después del incendio (Carballas et al., 1994; Martín, 1996; Prieto-Fernández, 1996).

El efecto inmediato de los incendios sobre el Fósforo del suelo (elemento muy importante porque, igual que el N, es un nutriente limitante para el desarrollo de las plantas en los suelos de la zona estudiada por su rápida inmovilización por el Al) y sobre la actividad fosmonoesterásica se estudió



Figura 3. A la izquierda pinar afectado por un incendio no controlado de severidad media. A la derecha Pinar afectado por un incendio no controlado de alta severidad: capa de cenizas blanca.

en los suelos M y R y un suelo afectado por un incendio no controlado y por una quema controlada en una zona adyacente. El contenido de P total no fue significativamente afectado por los incendios en ninguno de los suelos. De igual modo, probablemente debido a que las temperaturas registradas en el suelo durante el quemado no superaron los 50° C en la capa superficial, la quema controlada sólo produjo ligeros cambios en la distribución de las formas del P y no afectó a la actividad fosfatásica del suelo. Por el contrario, los incendios no controlados tuvieron un fuerte efecto mineralizador sobre el P orgánico, que desapareció casi por completo, siendo este efecto mayor en la capa superficial que en la capa subsuperficial. Como consecuencia de la combustión y la mineralización del P orgánico, que ocurren debido a las elevadas temperaturas que se registran durante estos incendios, inmediatamente después del incendio se produjo un fuerte incremento del P inorgánico, que no sólo se debió al P orgánico mineralizado sino también a la mineralización de formas de P residual, y la distribución de las fracciones de P fue profundamente alterada. Por otra parte, se redujo drásticamente la actividad ácido fosfatásica. Cuatro meses después del incendio los suelos presentaron inmovilización de las formas inorgánicas del P y este comportamiento aumentó de forma continua posteriormente; sin embargo, a pesar de esta rápida acumulación de P orgánico, los suelos quemados 5 y 10 años antes del muestreo mostraron un porcentaje de P orgánico ligeramente menor que en los suelos no quemados. Las diferencias encontradas entre los distintos suelos y las dos capas muestreadas a distinta profundidad, tanto en el grado de oxidación del P orgánico como en la magnitud de los cambios producidos en la distribución del P, así como en la reducción en la actividad ácido fosfatásica, que parecen indicar que se alcanzaron diferentes temperaturas en las distintas muestras de suelo, fueron usadas para hacer una estimación de las temperaturas alcanzadas en el suelo durante cada incendio, basándose en que existe una estrecha relación entre las temperaturas estimadas de esta forma y los cambios que se produjeron en la distribución del P entre las diferentes fracciones inorgánicas y orgánicas (Saá et al., 1993; Carballas et al., 1994; Saá, 1995). La evolución de las distintas formas de P y de la actividad fosfomonoesterasa se estudiaron mediante incubación en condiciones controladas, durante 11 semanas, de muestras de las capas superficial y subsuperficial de un suelo recientemente afectado por un incendio no controlado de alta severidad y del mismo suelo no quemado. Durante la incubación de los suelos, se demostró que en la capa superficial, la más afectada por el incendio, que produjo la oxidación del P orgánico y una acentuada reducción del P residual, la inmovilización microbiana del P inorgánico en formas orgánicas fue el proceso más importante que tuvo lugar durante la incubación. En cuanto a la capa subsuperficial, su comportamiento durante la incubación fue similar al del suelo no quemado, produciéndose fundamentalmente la transformación del P residual en P orgánico de turnover rápido y la oclusión del P inorgánico. Como consecuencia de la destrucción del enzima durante el incendio, las dos capas del suelo quemado presentaron un grado de actividad de la fosfomonoesterasa muy bajo. Durante la incubación, no se produjo un aumento de la actividad enzimática, lo que coincidió con una concentración elevada de P inorgánico lábil, lo que sugiere que la síntesis microbiana de nuevas enzimas fosfomonoesterasa fue inhibida (Saá et al., 1998).

La repercusión de los incendios sobre la disponibilidad de nutrientes ha sido especialmente estudiada para el N y el P; sin embargo, tanto el contenido como la disponibilidad de los restantes nutrientes del suelo también resulta alterado, en mayor o menor magnitud. La disponibilidad de Ca, Mg, Na y K generalmente aumenta tras el incendio, debido a la combustión de la vegetación, pero este incre-

mento varía según el nutriente considerado, las especies vegetales quemadas y las propiedades del suelo, pudiendo, además, perderse gran parte de ellos por lavado con el agua de lluvia, por corrientes de convección con las cenizas, por erosión o porque la regeneración de la vegetación no es suficientemente rápida para aprovecharlos. Por lo tanto, la persistencia de este favorable efecto, imprescindible para una rápida revegetación del suelo quemado, depende de la mayor o menor incidencia de todos estos factores, lo que explica la disparidad de resultados encontrados en la bibliografía. Así, Martín (1996), en un estudio realizado con los suelos L1, L2 y HC, afectados por incendios de baja y alta intensidad, observaron que la influencia del fuego sobre la disponibilidad de nutrientes dependía del tipo de suelo y del nutriente considerado; en general, el N, el P y el Ca mostraron un comportamiento uniforme en la mayoría de los suelos, aumentando considerablemente tras el incendio, particularmente en los suelos afectados por incendios de alta severidad, y aunque luego los valores tendieron a disminuir con el tiempo, el efecto persistió durante 1 año, mientras que, por el contrario, el efecto del incendio sobre el contenido de Na, K y Mg fue más variable, experimentando incrementos o descensos de menor magnitud según el suelo considerado. A su vez, Couto-Vázquez y González-Prieto (2006) observaron, inmediatamente después de una quema controlada en un suelo forestal bajo matorral, un aumento significativo de Ca, Mg, Na y K disponibles y después de este periodo se observó un comportamiento diferente según el catión considerado; así, mientras el contenido de los cationes monovalentes disminuyó gradualmente, el de los cationes divalentes, después de un descenso transitorio durante 1 mes, se incrementaron de nuevo, presentando todos los cationes, a los 3 meses, valores superiores a los obtenidos en el suelo control; un año después del quemado, el efecto del fuego sobre los cationes monovalentes y divalentes desapareció. Al contrario de los macronutrientes, el comportamiento de los micronutrientes, tales como Fe, Mn, Cu, Zn, Mo y Co, frente al fuego es menos conocido. A este respecto, en un estudio reciente de García-Marco y González-Prieto (2008), inmediatamente después de una quema controlada, se redujo considerablemente el contenido de Fe y se incrementó el de Mn y Zn, efectos que persistieron durante 3 meses pero no fueron observados 1 año después del quemado; por el contrario, los contenidos de Cu y Mo no mostraron variaciones significativas y el contenido de Co tuvo un comportamiento variable frente al quemado. La acumulación de Mn puede resultar perjudicial para la germinación de las semillas y/o el crecimiento de las plantas a causa de los posibles efectos antagonistas sobre la absorción de otros nutrientes esenciales para las plantas tales como Mg, Fe y otros micronutrientes; por lo tanto, la acumulación de Mn combinada con el descenso de Fe y su persistencia durante 3 meses sugiere que los suelos quemados de la zona templado húmeda podrían presentar un problema de fertilidad que podría retrasar la recuperación de la cubierta vegetal imprescindible para proteger estos suelos degradados contra la erosión-post-incendio.

La concentración de óxidos de Fe y Al extraíbles no se modificó significativamente después de los incendios no controlados en algunos suelos; sin embargo, en otros suelos se observaron aumentos y descensos, que se atribuyen a procesos, tales como deshidratación, ocurridos durante el incendio, que hayan modificado la estructura de estos compuestos y/o su solubilización (Carballas et al., 1994; Martín, 1996; Prieto-Fernández, 1996). En simulación de incendios en el laboratorio, a 220°C se produjo un leve descenso del contenido de los óxidos de Fe y de Al del suelo mientras que a 350 y a 490°C se observó un aumento relativo en el contenido de ambos óxidos como consecuencia de la pérdida de peso del suelo al desaparecer la MO (Fernández, 1997; Fernández et al., 1997, 2001).

Propiedades microbiológicas y bioquímicas

Los microorganismos del suelo, que son los agentes de los numerosos procesos biológicos que tienen lugar en el suelo y responsables de su funcionamiento, interviniendo en la liberación y ciclo de los nutrientes, son muy sensibles al estrés provocado por diversas perturbaciones de los ecosistemas. El calentamiento del suelo en general resulta letal para los microorganismos y, con frecuencia, inmediatamente después del incendio, se produce la esterilización parcial o total del suelo; en consecuencia, la densidad y la biomasa microbianas pueden descender hasta niveles indetectables en la mayoría de los casos. El efecto de los incendios no controlados de alta severidad sobre la densidad de los grupos taxonómicos y fisiológicos de los microorganismos del suelo, así como la evolución en el tiempo de estas variables, fueron evaluadas en el suelo R, analizándolas 1 mes y 1 año después del incendio en el suelo quemado y no quemado y también durante 30 días de incubación en condiciones controladas (Vázquez et al., 1993; Acea y Carballas, 1996). Un mes después del incendio la densidad de la población microbiana en el suelo quemado fue 25 veces mayor que la del suelo no quemado; este aumento posiblemente se debe a la rápida colonización de los suelos quemados por microorganismos procedentes del agua, aire o suelos no quemados adyacentes y a los cambios bióticos y abióticos que se producen en el sustrato inducidos tanto por el calentamiento como por las cenizas producidas por los incendios. El incendio no modificó el orden del tamaño de las poblaciones de los distintos grupos taxonómicos y, por lo tanto, igual que en los suelos no quemados, las bacterias claramente estimuladas por el fuego, principalmente las aerobias heterotróficas, seguidas de las acidófilas y las formadoras de esporas, que presentaron valores 16, 4 y 2 veces mayores que los de los suelos control, predominaron sobre los microorganismos fotoautotróficos, cianobacterias y algas, cuyas densidades disminuyeron 100 y 33 veces, respectivamente, y sobre los hongos, que sufrieron una importante reducción tanto en el número de propágulos (20 veces) como en la longitud de las hifas (75 %) con respecto al suelo no quemado, y fueron claramente deprimidos por el incendio. Estos resultados confirman que las bacterias son capaces de sobrevivir al calentamiento del suelo mejor que los hongos, cuyo pobre desarrollo posiblemente se debe a cambios cualitativos en el sustrato inducidos por el incendio y, sobre todo, a productos químicos formados durante el incendio que inhiben su crecimiento. Un año después del incendio, la diferencia entre la densidad de la población microbiana del suelo quemado y del no quemado no fue significativa, el número de bacterias fue menor en el suelo quemado que en el no quemado, excepto en el caso de las formadoras de esporas, mientras que las bacterias y las algas aumentaron considerablemente sobrepasando los valores de los suelos no quemados y la longitud de las hifas continúa siendo reducida, lo que indica una lenta recuperación de los hongos. Del mismo modo que con los grupos taxonómicos, tanto en el suelo no quemado como en el quemado, 1 mes después del incendio los microorganismos amilolíticos predominaron sobre los mineralizadores de celulosa y la población con capacidad amonificante fue relativamente elevada mientras que los oxidadores de amonio y los oxidadores de nitritos fueron escasos; sin embargo, el efecto del fuego fue diferente sobre los distintos grupos fisiológicos aumentando, con respecto al suelo no quemado, los amonificantes y amilolíticos mientras que los celulolíticos disminuyeron hasta valores casi indetectables y los grupos nitrificantes (oxidadores de amonio y oxidadores de nitritos) no variaron. Un año después del incendio los microorganismos celulolíticos aumentaron ligeramente y los amilolíticos descendieron también

ligeramente; se redujo el incremento de los amonificantes, los oxidadores de amonio resultaron positivamente afectados y los oxidadores de nitritos no variaron. El comportamiento de las poblaciones durante la incubación predice que a largo plazo el efecto del quemado probablemente será nulo sobre los amonificantes, algo negativos sobre los celulolíticos y amilolíticos y ligeramente positiva sobre los formadores de nitritos y nitratos. En términos generales, los microorganismos mineralizadores de las sustancias nitrogenadas resultan más favorecidos por el incendio que los mineralizadores de los compuestos de carbono.

La influencia, sobre la densidad microbiana, de la adición al suelo quemado de dos residuos orgánicos, paja o gallinaza sólida, para la protección/restauración de los suelos quemados se estudió en el mismo suelo después de su calentamiento a 200°C e incubación durante 12 semanas (Acea y Carballas, 1999). Aunque ambos residuos aumentaron el número de microorganismos, que alcanzaron su valor máximo al final de la incubación, la respuesta de los grupos microbianos a cada residuo fue diferente, debido posiblemente a su diferente composición química y microbiana (Beloso, 1991). La adición de paja incrementó tanto el número de propágulos como la longitud de las hifas fúngicas mientras que las bacterias, particularmente actinomicetos y amonificantes disminuyeron; por otra parte, casi siempre la densidad microbiana del suelo quemado adicionado con paja fue menor que la del suelo no quemado, siendo en promedio un tercio de la del suelo no quemado. Por el contrario, en el suelo quemado al que se le añadió gallinaza la densidad microbiana fue 14 veces mayor que la del suelo no quemado y el efecto positivo de la gallinaza, que favoreció el desarrollo de las bacterias, actinomicetos y amonificantes, el desarrollo del micelio fúngico y la generación de propágulos, pareció incrementarse con el tiempo. Todos los microorganismos foto- y quimio-autotróficos decrecieron por la adición de ambos residuos; este efecto negativo pudo deberse a la incapacidad de estos microorganismos para competir con los heterotróficos en los suelos enriquecidos. Los resultados indicaron que la paja podría restaurar el número de hongos en los suelos quemados pero aplicaciones sucesivas de este residuo podría causar una reducción de la diversidad taxonómica y funcional en la comunidad microbiana. Sin embargo, el comportamiento de la gallinaza, que demostró ser un buen sustrato para el desarrollo de los microorganismos saprofitos, junto con su favorable influencia sobre la agregación y el crecimiento de las plantas en los suelos quemados, sugiere que este residuo orgánico es muy adecuado para restaurar suelos afectados por incendios.

La biomasa microbiana también resultó profundamente afectada por los incendios, habiendo sido observados cambios en la misma como consecuencia del quemado en el laboratorio, quemas controladas o incendios no controlados de alta severidad. En un estudio realizado con un Cambisol Húmico sobre granito sometido a calentamiento en el laboratorio a 160, 350 y 600°C, el C y el N de la biomasa microbiana fueron reducidos a niveles indetectables en todos los casos; cuando estos suelos esterilizados se reinocularon con suelo no quemado, el número de microorganismos viables, la longitud de las hifas y la biomasa microbiana fueron detectadas en los suelos calentados a 160°C y 350°C, con niveles mayores en el primer caso, pero no se pudieron detectar en el suelo calentado a 600°C, demostrando claramente estos resultados que la velocidad de recuperación de la microbiota y su biomasa es inversamente proporcional a la temperatura de calentamiento del suelo (Díaz-Raviña et al., 1992). En otras experiencias de laboratorio realizadas con dos Cambisoles Húmicos, uno sobre granito y otro sobre esquisto, la biomasa microbiana,

determinada tanto por el método de fumigación extracción como mediante análisis del contenido de ácidos grasos de los fosfolípidos, se redujo hasta niveles indetectables tras el quemado de los suelos a 350°C; a pesar de que la reinoculación del suelo y posterior incubación incrementó ligeramente los valores de la biomasa microbiana, sin embargo, después de 3 meses de incubación los valores todavía fueron muy bajos, representando el 15-40 % de los observados en los correspondientes suelos no quemados (Basanta et al., 2002; Díaz-Raviña et al., 2006). En suelos sometidos a quemas controladas la biomasa microbiana también mostró valores menores que los de los correspondientes suelos no quemados (Basanta et al., 2004; Díaz-Raviña et al. 2005), aunque estos valores fueron mayores que los presentados por suelos quemados en el laboratorio o por suelos afectados por incendios no controlados de alta intensidad, lo que puede atribuirse a las diferentes temperaturas alcanzadas durante el incendio (300-600°C en incendios no controlados; 100-150°C en quemas controladas). En un estudio realizado con un amplio rango de Cambisoles Húmicos bajo granito (capas de 0-5 y 5-10 cm de los suelos: M y R 2 años; III y IV 3 años; V 4 años; Lag 5 y 6 años; Rio 5 y 8 años; Sal 10 años; Arm 10 y 13 años; 33 muestreos desde 1 día a 13 años después del incendio de los suelos quemados y sus controles no quemados) afectados por incendios no controlados, mayoritariamente de alta intensidad (Prieto-Fernández et al., 1998) los resultados indicaron que tanto el C como el N de la biomasa microbiana (C_{mic} y N_{mic} , respectivamente) de los suelos fueron profundamente alterados por el fuego aunque el efecto fue diferente en las capas de 0-5 cm y 5-10 cm; asimismo, la evolución en el tiempo de las variables afectadas por el incendio dependió del suelo y del tiempo trascurrido desde el incendio. Inmediatamente después del incendio el C_{mic} y el N_{mic} se redujeron drásticamente en la capa superficial y un 50 % en la subsuperficial. Durante los 4 años siguientes, estos parámetros sufrieron cambios importantes, con reducciones medias en las capas superficial y subsuperficial, respectivamente, del 60 y 50 % para el C_{mic} , del 70 y 45 % para el N_{mic} , del 60 y 40 % para la relación C_{mic}/C_{org} y del 70 y 30 para el N_{mic}/N_{tot} . La recuperación de la biomasa microbiana dependió de la severidad del incendio, del tipo de suelo (susceptibilidad-resiliencia) y de las condiciones post-incendio. Con el tiempo, la biomasa microbiana tendió a recuperarse, alcanzando después de un año, en los suelos sometidos a incendios de baja intensidad, valores semejantes a los del suelo control; sin embargo, en algunos suelos afectados por incendios de alta severidad los efectos negativos del quemado fueron detectados incluso durante 4-13 años, lo que se atribuyó, fundamentalmente, a la lentitud con la que se recuperan los hongos, que contribuyen más a la biomasa que las bacterias. Aunque la adición de celulosa al suelo quemado favoreció el desarrollo del micelio fúngico y aumentó los contenidos del C_{mic} , los efectos negativos del quemado sobre la biomasa microbiana no fueron contrarrestados incluso bajo condiciones de incubación adecuadas para el crecimiento microbiano y la mineralización del C. Por el contrario, la biomasa microbiana de los suelos afectados por incendios no controlados se incrementó notablemente con la adición de fertilizantes inorgánicos (NPK) y orgánicos (paja y gallinaza), sola o combinada con la implantación de una vegetación temporal herbácea (Díaz-Raviña et al., 2002; Villar et al., 2004a), siendo el efecto de la fertilización orgánica, particularmente con gallinaza, mucho más acusado que el de la fertilización inorgánica, lo que pone de manifiesto que la mejora de determinadas propiedades físicas, tales como la estructura, y/o la detoxificación de las sustancias tóxicas generadas durante la combustión del suelo más que el incremento de nutrientes son importan-

tes para la restauración de la población microbiana. Conviene señalar, además, que la adición de gallinaza también aumentó la estabilidad estructural e incrementó notablemente la producción (tallos y raíces) y el contenido de nutrientes (N, P, K) inmovilizados en dicha fitomasa, procedentes de las cenizas (Villar et al., 1998, 2004b; Carballas et al., 2009), protegiendo así estos suelos contra la pérdida de nutrientes por erosión o lavado. Por consiguiente, la aplicación de gallinaza combinada con la implantación temprana de una vegetación herbácea resulta una práctica muy efectiva para la recuperación de estos suelos fuertemente degradados.

Aunque en los últimos años el estudio de la microbiota edáfica de los suelos afectados por incendios forestales ha alcanzado un gran auge a nivel nacional, la mayoría de estos estudios se han centrado en la determinación de la biomasa microbiana y de la actividad metabólica y en la medida de determinadas actividades enzimáticas generales o específicas de los ciclos del C, N y P. Sin embargo, la diversidad de los microorganismos del suelo, que resulta esencial para conocer el funcionamiento del ecosistema edáfico, es todavía muy poco conocida y se limita a la composición relativa de los distintos grupos taxonómicos y fisiológicos determinados por recuentos de viales (aunque los microorganismos cultivables representan sólo el 1-5 % de la población). Recientemente, en el estudio de la microbiota edáfica de los suelos quemados se ha aplicado con éxito el análisis de biomarcadores moleculares, como los ácidos grasos de los fosfolípidos (PLFA) y los ácidos nucleicos (ADN y ARN), que, al no conllevar el uso de un medio de cultivo, permiten conocer el impacto de los incendios forestales sobre la composición de la microbiota edáfica a nivel de la comunidad (microorganismos cultivables y no cultivables, abundancia de grupos de microorganismos y/o de microorganismos específicos y no específicos) y, por consiguiente, tienen una mayor relevancia ecológica. En lo que respecta a España, el estudio de la estructura de la comunidad mediante el análisis de biomarcadores moleculares apenas se ha abordado, aunque los primeros resultados de la aplicación de estas técnicas en suelos quemados en el laboratorio y en suelos afectados por incendios no controlados son prometedores y parecen indicar que estas técnicas podrían utilizarse con éxito para estudiar tanto el impacto de los incendios forestales sobre la diversidad microbiana como la eficacia de diversas técnicas de recuperación de suelos. Así, mediante el análisis de los PLFAs se han podido cuantificar los cambios observados en la estructura de la comunidad microbiana como consecuencia de factores tales como el quemado del suelo, la textura y la aplicación de agentes retardantes de llama utilizados en la extinción de los incendios forestales (Díaz-Raviña et al., 2006). En este estudio se observó que el calentamiento del suelo a 350°C, además de reducir la biomasa microbiana, altera la composición de la comunidad al disminuir la relación trans/cis del ácido graso 16:1w7 y los ácidos grasos indicativos de las bacterias Gram positivas e incrementar los ácidos grasos asociados con las bacterias Gram negativas y, en menor extensión, el ácido graso 18:2w6, que es un índice de biomasa fúngica; estos resultados, que demuestran que el quemado induce más cambios en las bacterias que en los hongos, pueden atribuirse a la baja cantidad de hongos micorrízicos presente inicialmente en estos suelos, así como a las pequeñas variaciones del pH y a la alta disponibilidad de sustrato tras el quemado (C y N extraíbles) que favorecen la proliferación de las bacterias Gram negativas.

La actividad enzimática general del suelo (hidrólisis del fluoresceín diacetato, FDA; amonificación de la arginina) y las actividades enzimáticas específicas de los ciclos del C (β -glucosidasa, CM-celulasa y quitinasa), del N (ureasa y proteasa-BBA) y del P (fosfomonoesterasa y fosfodiesterasa) resultaron casi completamente inactivadas después del quemado del suelo en el labo-

ratorio o de incendios forestales no controlados, lo que se atribuye a su naturaleza proteínica y a las elevadas temperaturas alcanzadas en el suelo. Conviene señalar, además, que la actividad bacteriana medida con los métodos de incorporación celular de sustratos marcados (^{14}C -leucina, ^3H -timidina) se redujo drásticamente, un 96-98 %, tras el quemado del suelo a 200°C , aunque la reinoculación del suelo y posterior incubación aceleró el reestablecimiento de la población microbiana después de una larga fase de latencia que fue atribuida a la presencia de alguna sustancia tóxica generada durante la combustión (Díaz-Raviña et al., 1996); los resultados de este estudio también demostraron que la adición de gallinaza resulta muy efectiva para acelerar la recuperación de la microbiota edáfica de estos suelos quemados ya que disminuyó el período de latencia y aumentó considerablemente la actividad bacteriana. El quemado a 350°C redujo los valores de las actividades enzimáticas (hidrólisis del FDA, glucosidasa y ureasa) hasta niveles indetectables; después de la inoculación con suelo quemado y posterior incubación se produjo una lenta recuperación de los valores iniciales, pero los niveles fueron todavía bajos 3 meses después de la incubación, particularmente para las actividades enzimáticas específicas de los ciclos del C y del N (valores del 11-23 %, 27-43 % y 51-66 % de los correspondientes suelos no quemados, para la glucosidasa, ureasa e hidrólisis del FDA, respectivamente) (Basanta et al., 2002). Resultados similares pero mostrando un descenso menos acusado de estas actividades enzimáticas fueron observados en suelos afectados por quemaduras controladas, y este efecto persistía todavía 1 año después del incendio (Basanta et al., 2004; Díaz-Raviña et al., 2005). Asimismo, los suelos afectados por incendios no controlados de alta severidad estudiados mostraron valores muy reducidos de las actividades enzimáticas específicas de los ciclos del C, N y P, inmediatamente después del quemado (Zöhner 1991; Saá et al., 1993, 1998); 1 mes después del incendio aumentó la amonificación de la arginina y se redujeron las actividades celulasa, glucosidasa, ureasa y quitinasa en un 88, 83, 69 y 29 %, respectivamente, y 3 meses después del incendio se observó un marcado incremento transitorio de las actividades enzimáticas del ciclo del C, cuyos valores tendieron de nuevo a disminuir, presentando al cabo de 9 meses valores significativamente diferentes que los correspondientes suelos no quemados. La actividad ureasa se recuperó lenta y progresivamente durante el mismo periodo. Estos efectos persistieron durante 5 años y sólo después de 10 años no se detectaron efectos apreciables del incendio sobre las actividades enzimáticas específicas de los ciclos del C y N.

La actividad metabólica de los microorganismos depende no sólo de la composición de la comunidad microbiana sino también de las modificaciones inducidas en el sustrato por el incendio. La cinética de mineralización del C se determinó por incubación aerobia en condiciones controladas, durante 11 semanas, de muestras de los suelos M, R, Río, Lag, Arm y Sal, afectados por incendios no controlados de alta severidad y de sus correspondientes suelos control no quemados, inmediatamente y 1, 4, 7, 12 y 24 meses, y 5 y 10 años, después del incendio (Fernández, 1997; Fernández et al., 1997, 1999). En general, los suelos no afectados por el fuego, presentaron una baja actividad potencial mineralizadora del C tanto en la capa de 0-5 cm como en la de 5-10 cm, cuyos porcentajes de C total mineralizado (coeficiente de mineralización del C) oscilaron entre 2,76 y 3,16 % del C total en la primera y entre 1,98 y 2,22 % del C total en la segunda, valores habituales en los suelos forestales de la zona. Los incendios afectaron tanto a la capacidad de mineralización del C del suelo en las dos capas de los suelos estudiadas como

al coeficiente de mineralización del C. Inmediatamente después del incendio el C mineralizado disminuyó con respecto al del correspondiente suelo no quemado en la capa superficial; sin embargo, el coeficiente de mineralización del C aumentó tanto en la capa superficial como en la subsuperficial. La evolución en el tiempo de estas dos variables dependió del suelo y de la capa considerada. Durante el primer año después del incendio, en el suelo M, localizado a elevada altitud y condiciones climáticas extremas, el C mineralizado siguió disminuyendo en ambas capas, mientras que en el suelo R, localizado a menor altitud y condiciones climáticas más moderadas, el C mineralizado aumentó ligeramente en la capa superficial, presentando valores mayores que el del suelo no quemado a los 7 meses en ambas capas. En el mismo periodo, el coeficiente de mineralización del C en la capa superficial fue similar al del correspondiente control, en el primer suelo y menor en el segundo; en la capa subsuperficial, el valor de esta variable fue siempre mayor que en el suelo control. Dos años después del incendio, cuando la concentración del C total se había recuperado en la capa superficial de ambos suelos mientras que en las capas subsuperficiales el contenido de C total del suelo era todavía 15-19 % menor que el del correspondiente suelo no quemado, tanto el C mineralizado como el coeficiente de mineralización de la capa superficial de ambos suelos quemados fueron menores que los de los correspondientes controles aunque las diferencias fueron mayores en el suelo R; en la capa subsuperficial, este último suelo presentó valores de ambos parámetros menores que los del suelo control a partir de 1 año después del incendio, mientras que el suelo M exhibió valores de estos dos índices de mineralización mayores que el del correspondiente suelo control. A largo plazo, la capacidad mineralizadora del C estuvo fuertemente influenciada por la época del muestreo; así el C mineralizado fue menor con respecto al del suelo control en los suelos Lag (5 años) y Sal (10 años) recogidos en primavera, y mayor en Río (5 años) y Arm (10 años), recogidos en otoño, mientras que el porcentaje de mineralización fue menor que el del suelo no quemado en Lag y ligeramente superior en Sal, que podría considerarse recuperado, recogidos ambos en primavera cuando los aportes de MO fresca son menores que en el otoño.

El incendio no solo afectó a los dos índices de mineralización del C sino también a su cinética de mineralización y, por lo tanto, a los parámetros cinéticos. El estudio de estas modificaciones se realizó ajustando las 48 curvas acumulativas del CO₂ desprendido por las muestras no quemadas y quemadas a una doble ecuación exponencial de primer orden, $C_t = C_o(1 - e^{-kt}) + (TC - C_o)(1 - e^{-ht})$, que considera una fracción de C lábil y otra de C recalcitrante (Fernández, 1997; Fernández et al., 1997, 1999). Inmediatamente después del incendio aumentó, en ambos suelos, tanto el C lábil potencialmente mineralizable (C_o), siendo este aumento mayor en la capa superficial en el suelo M y en la capa subsuperficial en el suelo R, como las velocidades de mineralización instantánea de la fracción de C lábil (k) y recalcitrante (h), en el suelo M, siendo el aumento de k mayor en la capa superficial y el de h mayor en la capa subsuperficial, mientras que en el suelo R el aumento sólo se produjo en la capa superficial. En cuanto a la evolución en el tiempo de los suelos afectados por el incendio, aunque la dinámica de mineralización del C siguió una misma tendencia, se observaron también diferencias entre los suelos estudiados. En el suelo M, la fracción de C lábil (C_o) así como los parámetros k y h , decrecieron continuamente en los meses siguientes al incendio, manteniendo en general valores menores que los del suelo control hasta los 2 años en que presentaron valores similares a los del suelo control, excepto h y k en la capa subsuperficial que

presentaron valores mayores que los del suelo control. En el suelo R, en ambas capas del suelo quemado los valores de C_0 para los primeros tres muestreos después del incendio fueron mayores que los del suelo no quemado; sin embargo, a partir de 1 año después del incendio los valores de C_0 fueron menores que los del suelo control; el valor de k no fue significativamente modificado con respecto al de suelo control y el valor de h fue menor que el del suelo no quemado durante todo el periodo estudiado, siendo este efecto mayor en la capa superficial. En los suelos recogidos 5 y 10 años después del incendio los valores de C_0 en los suelos quemados fueron ligeramente superiores a los no quemados pero k fue menor; el valor de h varió de nuevo con la época del muestreo, ralentizándose en primavera, sobre todo a los 5 años del incendio. El comportamiento de los suelos indica que el efecto del incendio sobre el pool de C lábil fue efímero, porque incrementó su contenido (C_0) pero también su velocidad de mineralización (k), y más persistente sobre la fracción recalcitrante, que mostró una disminución de su velocidad de mineralización instantánea (h) durante largo tiempo. Según los autores, la variabilidad entre los suelos se debe principalmente a diferencias en la calidad de su MO y, en menor proporción, a diferencias en el contenido de la misma. Por otra parte, atribuyen el aumento del coeficiente de mineralización del C después del incendio: a la incorporación de sustancias orgánicas lábiles al suelo quemado, lo que explicaría el aumento del C_0 inmediatamente después del incendio; a los cambios inducidos por el incendio en aquellas propiedades del suelo que favorecen el desarrollo de la microbiota; y a la propia proliferación microbiana. En general, la capacidad mineralizadora del C y, por lo tanto, su tasa de mineralización, que aumenta inmediatamente después del quemado, debido al efímero aumento de materia orgánica lábil, disminuye con el tiempo, durante dos años, al agotarse estas sustancias lábiles y quedar las más recalcitrantes al ataque microbiano, con el consiguiente retardo en la liberación de nutrientes. Este comportamiento sólo cambia cuando se produce la revegetación, que suministra de nuevo compuestos orgánicos lábiles a los microorganismos, lo que puede producirse a partir de 2 años después del incendio (aunque todavía las reservas de C lábil son menores que las del suelo no quemado) pero la recuperación de los índices de mineralización puede tardar hasta 5 o 10 años después del quemado, cuando las reservas de C lábil recobran los valores del suelo no perturbado debido a una total recuperación de la cubierta vegetal.

La mineralización del N se estudió, por el mismo procedimiento, en los mismos suelos utilizados para el estudio de la mineralización del C, así como en la capa de 0-10 cm del suelo Xía quemado en el laboratorio a 150, 210 y 350°C (Prieto-Fernández et al., 1993; Prieto-Fernández, 1996). El valor medio del N total de estos suelos fue de 727 y 556 mg N 100 g⁻¹ en las capas de 0-5 y 5-10 cm, respectivamente. En todos los casos, se analizaron los valores de la mineralización neta del N y el porcentaje de mineralización del N orgánico a las 2, 6 y 10 semanas de incubación, aunque sólo se indican aquí los resultados obtenidos a las 10 semanas de incubación. En los suelos no quemados, la mineralización neta media del N fue de 9,4 y de 5,9 mg N 100 g⁻¹ en las capas de 0-5 y 5-10 cm, respectivamente, mineralizándose en promedio el 1,4 y el 1,0 % del N orgánico, respectivamente. Como es habitual en los suelos de esta región, los porcentajes de N orgánico mineralizado fueron bajos, predominó el proceso de amonificación sobre el de nitrificación y los procesos de mineralización neta sobre los de inmovilización neta. Considerados todos los suelos afectados por los incendios conjuntamente, el quemado disminuyó no sólo los rangos de variación de los dos índices de mineralización sino también sus valores pro-

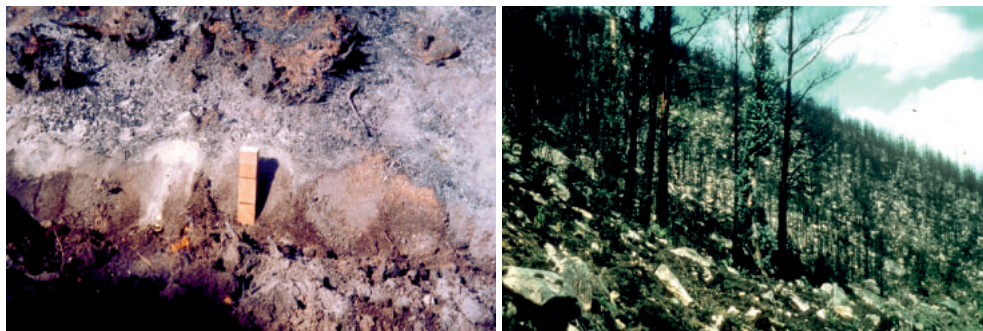


Figura 4. A la izquierda detalle de un Cambisol Húmico sobre granito afectado por un incendio de alta severidad (cenizas blancas). A la derecha erosión postincendio en pinar sobre granito.

medio, $6,68 \text{ mg N } 100 \text{ g}^{-1} \text{ suelo}$ y $1,13 \%$ del N orgánico, respectivamente, que se redujeron en un 17 y un 8 %, respectivamente, con respecto a los suelos no quemados. Sin embargo, igual que en el caso del C, la capacidad de mineralización del N aumentó notablemente inmediatamente después del incendio, con respecto a los suelos no afectados por el fuego, y no se modificó el comportamiento de la mineralización del N orgánico aunque el proceso de amonificación aumentó y el de nitrificación disminuyó, debido probablemente a que el fuego favorece la proliferación de los microorganismos proteolíticos y amonificantes mientras que los nitrificantes son muy escasos; sin embargo, aunque predominó la mineralización neta, los procesos de inmovilización aumentaron, sobre todo 1 o 2 años después del incendio. El calentamiento del suelo X_{ia} en el laboratorio a 150°C y a 210°C , temperaturas más bajas que la temperatura de ignición, duplicó la mineralización neta del N orgánico y el porcentaje de N orgánico mineralizado, con respecto al suelo no quemado, debido a un aumento temporal del N lábil por el calentamiento; sin embargo, el calentamiento a 350°C solo aumentó 1,3 y 1,5 veces, respectivamente, el valor de estos índices de mineralización, debido a que por encima de la temperatura de ignición las sustancias lábiles producidas por el fuego se consumen rápidamente.

El efecto de los incendios no controlados sobre los suelos fue diferente según el suelo y la capa del suelo considerada (Prieto-Fernández et al., 1993; Prieto-Fernández, 1996). En el suelo M, en la capa superficial la mineralización neta del N disminuyó ligeramente con respecto a la del suelo no quemado inmediatamente después del incendio y el descenso se mantuvo hasta 1 año después del incendio (aunque la máxima diferencia entre ambos suelos se produjo a los 8 meses), aumentando luego hasta alcanzar un valor similar al del control a los 2 años; por el contrario, el porcentaje de mineralización aumentó ligeramente inmediatamente después del incendio pero 1 mes después fue menor que el del suelo no quemado, disminuyendo luego hasta 1 año después del incendio (diferencia máxima a los 8 meses) en que alcanzó un valor similar al del control, manteniéndose hasta los 2 años con valores ligeramente inferiores al del suelo no quemado. En la capa subsuperficial la mineralización neta del N siguió la misma tendencia que en la capa superficial; el porcentaje de mineralización del N orgánico no resultó afectado inmediatamente después del incendio pero 1 mes después fue menor que el del suelo no quemado y aunque aumentó luego hasta los 8 meses y luego descendió hasta 1 año después del incendio se man-

tuvo siempre en niveles significativamente menores que los del control aunque a los 2 años su valor fue ligeramente mayor que en el suelo control. En el suelo R, en la capa superficial el incendio incrementó notablemente la producción de N inorgánico con respecto al suelo no quemado y aunque en los 12 meses siguientes la producción de N disminuyó continuamente en el suelo quemado, casi paralelamente al comportamiento del suelo no quemado, las diferencias entre ambos suelos se incrementaron a los 4 y a los 12 meses, mientras que a los 2 años ambos suelos presentaron valores similares debido al aumento de la mineralización en ambos suelos entre 1 y 2 años después del incendio, probablemente debido al inicio de la revegetación del suelo quemado que proporciona MO lábil. En esta capa del suelo, el porcentaje de N orgánico mineralizado también aumentó después del incendio con respecto a su control manteniendo esta tendencia hasta los 4 meses, luego se produjo una disminución de este índice que a los 7 meses tuvo el mismo valor que el del suelo no quemado, y de nuevo aumentó hasta 1 año después del incendio, manteniéndose luego con valores mayores que los del suelo control hasta los 2 años. En la capa subsuperficial tanto la producción de N inorgánico como el porcentaje de mineralización del N orgánico presentaron el mismo comportamiento: los valores de ambos índices fueron mayores en el suelo quemado que en el control hasta 4 meses después del incendio, fueron similares a los del control a los 7 meses y se mantuvieron con valores constantes hasta los 2 años, que fueron superiores a los del suelo no quemado 1 año después del incendio y menores a los 2 años. De acuerdo con los datos anteriores, en el suelo M, localizado a mayor altitud, los valores de los índices de mineralización siempre fueron mayores en el suelo no quemado que en el suelo quemado, mientras que en el suelo R, localizado a menor altitud, el valor de estos índices casi siempre fue superior en el suelo quemado que en el no quemado. Teniendo en cuenta que en los suelos no quemados las variaciones estacionales de los índices de mineralización del N fueron muy acusados y que estas variaciones no se observaron en los suelos quemados, este diferente comportamiento podría atribuirse a diferencias en los ritmos climáticos de ambos suelos, ya que el suelo M permanece helado o a temperaturas inferiores a 4°C durante el invierno, mientras que en el suelo R estas diferencias microclimáticas no se producen, lo que sin duda influye en las variaciones estacionales de ambos suelos. En los dos suelos que habían sufrido incendios forestales de alta severidad 5 años antes del muestreo, Lag y Río, tanto la producción de N inorgánico como el porcentaje de mineralización del N orgánico fue significativamente menor en el suelo quemado que en el no quemado en Lag, mientras que en Río ambos índices fueron similares a los del control; de la misma forma, en los dos suelos que habían sufrido incendios forestales de alta severidad 10 años antes del muestreo, Sal y Arm, el comportamiento fue análogo a los suelos Lag y Río, respectivamente. Estos resultados parecen indicar que tanto el suelo Río como el Arm recuperaron su capacidad mineralizadora del N durante el periodo de 5 a 10 años, mientras que los suelos Lag y Sal todavía 5 o 10 años después del incendio no habían recuperado su capacidad inicial de mineralización del N orgánico.

Las cinéticas de mineralización del N orgánico de los suelos estudiados (50 muestreos), que siguieron la tendencia habitual, con un ritmo de mineralización mayor hasta la semana 4 ó 6 que en las semanas posteriores en las que la velocidad de mineralización se hizo más lenta y casi constante, se ajustaron a la ecuación de primer orden $N_m = N_i + N_o (1 - e^{-kt})$, en la que se incluye el N inorgánico inicial del suelo, N_i (Prieto-Fernández et al., 1993; Prieto-Fernández, 1996), y se

determinaron los correspondientes parámetros cinéticos, así como el parámetro “vida media” (tiempo que tarda en mineralizarse la mitad del N potencialmente mineralizable). El N potencialmente mineralizable, N_0 , de los suelos no quemados es un compartimento muy pequeño del N orgánico, representando, en promedio, sólo el 2,1 % y el 1,3 % del N orgánico en las capas superficial y subsuperficial, respectivamente (rango de variación en ambas capas: 0,7-5,1 %). En los suelos quemados, N_0 fue todavía menor, representando en ambas capas el 1,9 % del N orgánico aunque el rango de variación se redujo (0,6-3,9 %). El valor medio de la constante cinética de mineralización de los suelos no quemados, k , fue mayor en la capa subsuperficial, 0,036 días⁻¹, que en la superficial, 0,024 días⁻¹, mientras que en los suelos quemados el rango de variación de k se redujo y su valor medio fue mayor en la capa superficial, 0,034 días⁻¹, que en la subsuperficial, 0,022 días⁻¹. Por último, la vida media del N potencialmente mineralizable tanto en los suelos quemados como en los no quemados varió entre 9 y 147 días (promedio: 38 días). Los valores de N_0 , que indican que este compartimento formado por el N más lábil, es pequeño y representa un porcentaje muy bajo del N orgánico, mientras que el N recalcitrante representa un porcentaje muy elevado del N total, explicarían los bajos porcentajes de mineralización del N y la acumulación de MO y de N en estos suelos e indicarían que las variaciones de este proceso en los suelos quemados y no quemados se deben a diferencias de tamaño y de cinética de este pequeño compartimento de N lábil, sensible a influencias externas, tales como humedad y temperatura, mientras que el resto del N orgánico, más recalcitrante al ataque microbiano, es más insensible a influencias externas, y que el bajo porcentaje de mineralización del N se debe, no a una baja velocidad de mineralización, sino a la escasez de N lábil mineralizable. En este sentido, tal como indican los autores, los bajos valores de los dos índices de mineralización del N apoyan la hipótesis de González-Prieto et al. (1991) de que en estos suelos existen dos compartimentos de N, uno recalcitrante, formado por compuestos de N estabilizados por interacción con los óxidos libres de Al, y otro lábil, constituido por compuestos de N no complejados debido al agotamiento de los óxidos de Al libres; este compartimento de N lábil se mineralizaría en las primeras semanas de la incubación mientras que el primero, resistente al ataque microbiano, formaría parte del pool de N recalcitrante. Esto explicaría las correlaciones negativas encontradas entre los índices de mineralización del N al final de la incubación y el contenido en óxidos de Al libres (Prieto-Fernández, 1996).

Igual que en el caso del C, no solo la cantidad de MO sino también la calidad del sustrato, que resulta profundamente afectado por el incendio, tienen una gran influencia sobre el proceso de mineralización del N que, en este caso, depende de las fracciones que aumentan con el quemado, como las amidas, y, sobre todo, de las sustancias nitrogenadas susceptibles de producir N amoniacal y que el fuego hace más lábiles al ataque microbiano, aunque no se puede establecer una relación estrecha entre la composición del N orgánico y el proceso de mineralización debido a que este depende de otros muchos factores entre ellos factores climáticos y biológicos. La recuperación de la capacidad mineralizadora del C y del N de los suelos afectados por incendios depende de la revegetación del suelo quemado, ya que esta nueva vegetación es la que va a aportar MO lábil. La revegetación natural puede tardar entre 1 y 5 años e incluso más, aunque los cambios más importantes se observan durante los 2 ó 3 primeros años después del incendio; por esta razón, es importante adoptar medidas que aceleren este proceso inmediatamente después del incendio.

CONCLUSIONES

En los suelos de Galicia, ácidos, arenosos y desaturados, altamente susceptibles a la pérdida de nutrientes por lavado, la MO es el factor fundamental del que depende tanto la calidad del suelo como su funcionamiento, al garantizar: coloides orgánicos abundantes, que retienen los nutrientes en el complejo de cambio, contrarrestando la falta de coloides minerales por la escasez de arcilla; la estructura del suelo al actuar como cemento orgánico en la agregación; y la liberación de nutrientes para las plantas mediante su mineralización por la microbiota y sus enzimas. Los resultados de este estudio indican que los incendios forestales no controlados, al destruir o reducir la MO y modificar profundamente su composición química y microbiológica, inciden negativamente en casi todas las propiedades del suelo, disminuyendo su calidad y alterando su funcionamiento. La estructura, ya de por sí frágil, disminuye al destruirse los agregados por combustión de la MO que une las partículas que los forman, y estas, por impacto directo del agua de lluvia sobre el suelo por la falta de la intercepción al desaparecer la cubierta vegetal, pueden ser dispersadas y obturar los poros del suelo, disminuyendo la infiltración de agua en el suelo y aumentando la escorrentía, lo que favorece la erosión. La capacidad total de cambio disminuye, sobre todo por la pérdida de H^+ de cambio, catión predominante del complejo de cambio, por combustión de los ácidos orgánicos, y si bien aumentan ligeramente los cationes de cambio, procedentes de las cenizas, los suelos siguen siendo desaturados. El fuego destruye las formas de C y N lábiles (C y N hidrosolubles, biomasa microbiana) y otros compuestos menos lábiles (carbohidratos, lípidos y MO no humificada), y aumenta los compuestos más recalcitrantes al ataque microbiano (lignina, humina, AH, compuestos órgano-Al y N residual), que constituyen el compartimento mayor y más estable de la MO, ralentizando la mineralización de C y N y la liberación de nutrientes, retrasando así la revegetación de los suelos quemados, lo que también favorece la erosión. Aunque la microbiota es destruida por el fuego y se recupera rápidamente, los cambios inducidos en la población microbiana (masa, actividad y diversidad), que favorecen a corto plazo el desarrollo de bacterias, particularmente las del ciclo del N, en detrimento de los hongos y de los microorganismos del ciclo del C, en especial los celulolíticos, que se recuperan muy lentamente, alteran el funcionamiento normal del suelo; así, la recuperación de la biomasa microbiana puede no producirse incluso varios años después del incendio debido al lento desarrollo de los hongos que contribuyen más a la biomasa microbiana que las bacterias. Los incendios disminuyen todavía más la disponibilidad de C y N lábiles, fuente de energía y nutrientes para los microorganismos, y de otros nutrientes para el desarrollo de las plantas, al aumentar la estabilidad de la MO (C y N) por incremento de los complejos órgano-Al y al aumentar la mineralización del P orgánico y la alteración del P residual pero incrementar la inmovilización por el Al del P inorgánico producido. El impacto de los incendios sobre los suelos fue particularmente acusado durante el primer año y luego tiende a atenuarse; sin embargo, la recuperación de algunas de las propiedades afectadas, incluso en ausencia de procesos erosivos y sin destrucción total de la MO, no se produjo hasta 5-10 años después del incendio cuando la regeneración de la cubierta vegetal se había producido. Por consiguiente, la protección/recuperación de los suelos quemados mediante medidas que promuevan la regeneración de la población y actividad microbianas, la restauración del ciclo biológico de los nutrientes y aceleren la recuperación de

la cubierta vegetal, que evite la pérdida de los nutrientes de la capa de cenizas incorporándolos en sus órganos, y que proporcione residuos orgánicos lábiles, aumente el contenido en MO y proteja el suelo para que no siga degradándose, tales como la implantación de una cubierta vegetal herbácea y/o la adición de residuos orgánicos, son medidas imprescindibles para evitar que los suelos de esta zona, con pendientes acusadas y un alto potencial erosivo, continúen siendo erosionados lenta y progresivamente o bruscamente por erosión postincendio, disminuyendo su espesor hasta producirse el afloramiento de la roca.

REFERENCIAS

- Acea, M.J. y Carballas, T. 1996. Changes in physiological groups of microorganisms in soil following wild-fire. *FEMS Microbiology Ecology*, 20, 33-39.
- Acea, M.J. y Carballas, T. 1999. Microbial fluctuations after soil heating and organic amendment. *Bioresource Technology*, 67, 65-71.
- Alonso-Betanzos, A., Fontela-Romero, O., Guijarro-Berdiñas, B., Hernández Pereira, E., Paz López, A., Paz Andrade, M.I., Jiménez, E., Legido Soto, J.L. y Carballas, T. 2003. An Intelligent system for forest fire risk prediction and fire fighting management in Galicia. *Expert Systems with Applications*, 25, 545-554.
- Basanta, M.R., Díaz-Raviña, M., Cuiñas, P. y Carballas, T. 2004. Field data of microbial response to a fire retardant. *Agrochimica*, 48, 51-60.
- Basanta, M.R., Díaz-Raviña, M., González-Prieto, S.J. y Carballas, T. 2002. Biochemical properties of forest soils as affected by a fire retardant. *Biology and Fertility of Soils*, 36, 377-383.
- Beloso, M.C. 1991. Estudio de la gallinaza como fertilizante agrícola. Tesis Doctoral, Facultad de Biología, Universidad de Santiago de Compostela, España.
- Carballas, M., Acea, M.J., Cabaneiro, A., Trasar, C., Villar, M.C., Díaz-Raviña, M., Fernández, I., Prieto, A., Saá, A., Vázquez, F.J., Zöhner, R. y Carballas, T. 1994. Organic matter, nitrogen, phosphorus and microbial population evolution in forest humiferous acid soils after wildfires. En: Trabaud, L. y Prodon, R. (Ed.) *Fire in Mediterranean Ecosystems*. Editorial CE, Bruselas, Bélgica, Vol. *Ecosystems Research Series*. Report 5, 379-385.
- Carballas, T. 1997. Effects of fires on soil quality. Biochemical aspects. En: Balabanis, P., Eftichides, G. y Fantechi, R. (Ed.) *Forest fires risk and management*. Editorial CE, Bruselas, Bélgica, Vol. *Science Research Development*, 249-261.
- Carballas, T. 2003. Los incendios forestales en Galicia. En: Casares Long, J.J. (Coord.). *Reflexiones sobre el medio ambiente en Galicia*. Editorial Xunta de Galicia, Santiago de Compostela, España, 363/545-415/547 (Ediciones en castellano y en gallego).
- Carballas, T. 2006. A rexeneración dos ecosistemas. En: Díaz-Fierros, F. y Baamonde, P. (Eds.). *Os Incendios forestais en Galicia*. Editorial Consello da Cultura Galega, Santiago de Compostela, España, 189-204.
- Carballas, T. 2007. Los incendios forestales, un desastre ecológico y económico para Galicia. En: *Voz Natura: diez años de compromiso medioambiental*. Editorial Fundación Santiago Fernández Latorre, La Voz de Galicia, A Coruña, España, Cap. 10. 2006. *Incendios y gestión forestal*, 97-106.
- Carballas, T., Martín, A., González-Prieto, S.J. y Díaz-Raviña, M. 2009. Restauración de ecosistemas forestales quemados del N.O. de España: aplicación de residuos orgánicos e impacto de los retardantes de llama. En: Gallardo Lancho (Ed.) *Sociedad Iberoamericana de Física y Química Medioambiental*, Salamanca (en prensa).
- Castro, A., González Prieto, S.J. y Carballas, T. 2006. Burning effects on the distribution of organic N compounds in a ¹⁵N labeled forest soil. *Geoderma*, 130, 97-107.
- Castro, A., González Prieto, S.J. y Carballas, T. 2007. Effects of two soil reclamation techniques on the distribution of the organic N compounds in a ¹⁵N labeled burnt soil. *Geoderma*, 137, 300-309.

- Castro, A., González Prieto, S.J. y Carballas, T. 2008. Medium-term effects of poultry manure on pine N uptake in a ^{15}N -labeled burnt soil. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 171, 821-825.
- Castro, A., González Prieto, S.J., Villar, M.C. y Carballas, T. 2000. Lowest effective and optimum poultry manure dose for reclaiming burnt soils: pot experiments. *Biology and Fertility of Soils*, 32, 494-499.
- Couto-Vázquez, A. y González-Prieto, S.J. 2006. Short- and medium-term effects of three fire fighting chemicals on the properties of a burnt soil. *Science of the Total Environment*, 371, 353-361.
- Chandler, C., Cheney, Ph., Trabaud, L., Thomas, Ph. y Williams, D. 1983. Fire effects on soil, water and air. En: *Fire in Forestry*. Vol. 1. Forest Fire Behaviour and Effects. John Wiley, New York.
- Díaz-Fierros, F., Gil-Sotres, F., Cabaneiro, A., Carballas, T., Leirós, M.C. y Villar, M.C. 1982. Efectos erosivos de los incendios forestales en suelos de Galicia. *Anales de Edafología y Agrobiología*, 41, 627-639.
- Díaz-Raviña, M., Bååth, E., Martín, A. y Carballas, T. 2006. Microbial community structure in forest soils treated with a fire retardant. *Biology and Fertility of Soils*, 42, 465-471.
- Díaz-Raviña, M., Couto-Vázquez, A., Mahía, J. y González-Prieto, S.J., 2005. Impacto de los agentes retardantes de llama sobre la restauración del sistema suelo quemado-planta. En: Jiménez Ballesta, J. y Álvarez, A.M. (Ed.) *Actas II Simposio Nacional sobre Control de la Degradación de Suelos*, 85-88. Madrid, España.
- Díaz-Raviña, M., Prieto, A., Acea, M.J. y Carballas, T. 1992. Fumigation-extraction method to estimate microbial biomass in heated soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 24, 190-195.
- Díaz-Raviña, M., Prieto, A. y Bååth, E. 1996. Bacterial activity in a forest soil after soil heating and organic amendments measured by the thymidine and leucine incorporation techniques. *Soil Biology & Biochemistry*, 28, 419-426.
- Díaz-Raviña, M., Villar, M.C., Petrikova, V. y Carballas, T. 2002. Biorremediation of degraded forest soils affected by wildfires. *Electronic Journal of Environmental, Agricultural and Food Chemistry*, 1, 1-14.
- Fernández, I. 1997. Influencia de los incendios forestales sobre la materia orgánica edáfica. Tesis Doctoral. Universidad de Santiago de Compostela, 311 pp.
- Fernández, I., Cabaneiro, A. y Carballas, T. 1997. Organic matter changes immediately after a wildfire in an Atlantic forest soil and comparison with laboratory soil heating. *Soil Biology & Biochemistry*, 29, 1-11.
- Fernández, I., Cabaneiro, A. y Carballas, T. 1999. Carbon mineralization dynamics in soils after wildfires in two Galician forests. *Soil Biology & Biochemistry*, 31, 1853-1865.
- Fernández, I., Cabaneiro, A. y Carballas, T. 2001. Thermal resistance to high temperatures of different organic fractions from soils under pine forests. *Geoderma*, 104, 281-298.
- García-Marco, S. y González-Prieto, S.J. 2008. Short- and medium-term effects of fire and fire-fighting chemicals on soil micronutrient availability. *Science of the Total Environment*, 407, 297-303.
- González Prieto, S.J., Cabaneiro, A., Castro, A., Villar, M.C., Martín, A. y Carballas, T. 1999. Obtainment of a carbon-13-, nitrogen-15-labelled burnt soil. *Biology and Fertility of Soils*, 29, 434-436.
- González-Prieto, S.J., Villar, M.C. y Carballas, T. 2008. Availability of ^{15}N from pioneer herbaceous plants to pine seedlings in reclaimed burnt soils. *Rapid Communications in Mass Spectrometry*, 22, 1-4.
- González-Prieto, S.J. y Carballas, T. 1988. Modified method for the fractionation of soil organic nitrogen by successive hydrolyses. *Soil Biology & Biochemistry*, 20, 1-6.
- González-Prieto, S.J. y Carballas, T. 1992. Simple step-wise acid hydrolysis for the fractionation of soil organic nitrogen. *Soil Biology & Biochemistry*, 24, 925-926.
- González-Prieto, S.J., Carballas, M. y Carballas, T. 1991. Mineralization of a nitrogen-bearing organic substrate model ^{14}C , ^{15}N -glycine in two acid soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 23, 53-63.
- Gutián Ojea, F. y Carballas, T. 1976. Técnicas de análisis de suelos. Pico Sacro, Santiago de Compostela.
- Martín, A., 1996. Estudio de la distribución de los hidratos de carbono en suelos forestales y de los factores que la regulan: modificaciones inducidas por el fuego. Tesis Doctoral. Universidad de Santiago de Compostela. Santiago de Compostela.

- Martín, A., Díaz-Raviña, M. y Carballas, T. 2008. Efectos a corto y medio plazo de incendios forestales no controlados sobre las propiedades del suelo en Galicia. *Acta Jornadas Internacionales Reunión Nacional de la red temática Efectos de los incendios forestales sobre los suelos*, 49. Valencia,
- Martín, A., Díaz-Raviña, M. y Carballas, T. 2009. Evolution of composition and content of soil carbohydrates following forest wildfires. *Biology and Fertility of Soils*, 45, 511-520.
- Paz Andrade, M.I., Carballas, T., Jiménez, J., Legido, J.L. 2003. Sistema Experto: Prevención y lucha contra incendios forestales en Galicia. *Prevención de Incendios*, 18, 44-46.
- Prieto-Fernández, A. 1966. Ecosistemas forestales quemados: dinámica del nitrógeno y de la biomasa microbiana edáficos. Tesis Doctoral. Universidad de Santiago de Compostela/CSIC, 325 pp + XXXVI páginas anexas.
- Prieto-Fernández, A., Acea, M.J. y Carballas, T. 1998. Soil microbial-and extractable C and N after wildfire. *Biol. Fertil. Soils*, 27, 132-142.
- Prieto-Fernández, A., Carballas, M. y Carballas, T. 2004. Inorganic and organic N pools in soils burned or heated: immediate alterations and evolution after forest wildfires. *Geoderma*, 121, 291-306.
- Prieto-Fernández, A., Villar, M.C., Carballas, M. y Carballas, T. 1993. Short term effects of a wildfire on the nitrogen status and its mineralization kinetics in an atlantic forest soil. *Soil Biology & Biochemistry*, 25, 1657-1664.
- Saá, A. 1995. Estudio de la influencia de los incendios forestales sobre el fósforo, orgánico e inorgánico, y la actividad enzimática en suelos. Tesis Doctoral. Universidad de Santiago de Compostela.
- Saá, A., Trasar, M.C., Gil-Sotres, F. y Carballas, T. 1993. Changes in P fraction distribution and phosphomonoesterasa activity immediately following forest fires. *Soil Biology & Biochemistry*, 25, 1223-1230.
- Saá, A., Trasar, M.C. y Carballas, T. 1998. Soil P status and phosphomonoesterasa activity of recently burnt and unburnt soil following laboratory incubation. *Soil Biology & Biochemistry*, 30, 419-428.
- Salgado, J., González, M.I., Armada, J., Paz-Andrade, M.I., Carballas, M. y Carballas, T. 1995. Loss of organic matter in Atlantic forest soils due to wildfires. Calculation of the ignition temperature. *Thermochemica Acta*, 259, 165-175.
- Varela, A., Villaverde, J., Mato, M.M., Salgado, J., Paz Andrade, M.I., Carballas, T., Carballo, E. y Legido, J.L. 2006. Looking for a model for the prediction of the forest fire peaks in Galicia (NW of Spain). En: Viegas, D.X. (Ed.) *Proceedings of the 5th International Conference on Forest Fire Research*. Editorial Elsevier, B.V., Holanda y ADAI/CEIF, Universidad de Coimbra, Portugal, CD-Rom, Section B. Fire Prevention, 14 pp.
- Vázquez, F.J., Acea, M.J. y Carballas, T. 1993. Soil microbial populations after wildfire. *FEMS Microbiology and Ecology*, 13, 93-104.
- Vázquez, F.J., Petrikova, V., Villar, M.C. y Carballas, T. 1996. The use of poultry manure and plant cultivation for the reclamation of burnt soils. *Biology and Fertility of Soils*, 22, 265-271.
- Villar, M.C., González-Prieto, S.J. y Carballas, T. 1998. Evaluation of three organic wastes for reclaiming burnt soils: improvement in the recovery of vegetation cover and soil fertility in pot experiments. *Biology and Fertility of Soils*, 26, 122-129.
- Villar, M.C., V. Petrikova, M. Díaz-Raviña y Carballas, T. 2004a. Changes in soil microbial biomass and aggregate stability following burning and soil rehabilitation. *Geoderma*, 122: 73-82.
- Villar, M.C., V. Petrikova, M. Díaz-Raviña y Carballas, T. 2004b. Recycling of organic wastes in burnt soils: combined application of poultry manure and plant cultivation. *Waste Management*, 24: 365-370.
- Zöhner, R. 1991. Development of microbial and biochemical activities within the carbon and nitrogen cycles in forest soils after high intensity wildfires with regard to a following agricultural landuse. Trabajo de Licenciatura. Institut für Bodenforschung, Universität für Bodenkultur, Viena, Austria, 118 pp.